

Technische Universität Dresden

Fakultät Umweltwissenschaften

Radon als Tracer in der Luftqualitätsüberwachung

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt von

Diplom-Hydrologe Michael Westphal

geboren am 26. Juni 1978 in Meißen

Gutachter:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Christian Bernhofer,

Technische Universität Dresden

Prof. Dr. rer. nat. habil. Jörg Matschullat,

Technische Universität Bergakademie Freiberg

Dr. rer. nat. Gerald Spindler,

Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e. V.

*„Denn das Reibfeuer gab dem Menschen zum erstenmal die Herrschaft über eine Naturkraft
und trennte ihn damit endgültig vom Tierreich.“*

Friedrich Engels

Kurzzusammenfassung

Die Luftverschmutzung stellt weltweit eines der größten Umweltprobleme dar. Neben der Emission spielen die Gestalt der Erdoberfläche (Orografie), die Landnutzung sowie die meteorologischen Bedingungen für die Ausbreitung von Luftschadstoffen eine Rolle. Besonders schwierig gestaltet sich dabei die Abschätzung des Einflusses der meteorologischen Bedingungen, da sie durch das Zusammenwirken vieler Variablen bestimmt sind, die zudem einer ständigen Veränderung unterworfen sind. In der Praxis kann die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen mit Immissionsmodellen abgeschätzt werden, wobei mittlere Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre angenommen werden.

In der vorliegenden Arbeit werden Methoden entwickelt und diskutiert, die das natürlich vorkommende ubiquitäre radioaktive Edelgas Radon als einen atmosphärischen Tracer nutzen. Zur Auswertung der Daten werden statistische Verfahren und die Radon-Tracer-Methode verwendet.

Für einen Zeitraum von vier Jahren erfolgte die Messung der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}) sowie Radon an einer Luftgütemessstation des städtischen Hintergrunds. Weiterhin wurden Daten einer verkehrsnahen Station verwendet.

Die Korrelationsanalyse mit meteorologischen Größen zeigte insbesondere für die Windgeschwindigkeit eine hohe Abhängigkeit. Bei den Luftschadstoffen zeigte sich bei Tagesmittelwerten die höchste Abhängigkeit (NO₂: $R^2 = 0,23$; PM₁₀TEOM: $R^2 = 0,15$; PM₁₀HVS: $R^2 = 0,17$; PM_{2.5}HVS: $R^2 = 0,13$). Es wurde zudem ermittelt, inwieweit mit Radon-Daten die Pasquill-Stabilitätsklassen prognostiziert werden können. Hierbei zeigte sich für bis zu 93 % der Stundenwerte eine weitgehende Übereinstimmung. In dieser Arbeit werden weiterhin Methoden vorgestellt mit der aktuell ermittelten Radon-Konzentration die Austauschbedingungen zu beurteilen sowie die Spurenstoff-Konzentration im ländlichen Hintergrund aus Hintergrundmessungen in der Stadt abzuleiten. Zudem wurde eine Entkopplung von Austauschbedingungen und lokaler Emission vorgenommen, um den Anteil der Austauschbedingungen bei Überschreitung von Stickstoffdioxid- und Feinstaub-Grenzwerten zu ermitteln. Schließlich wird mit dieser Arbeit ein allgemeiner Überblick zur Anwendung des Tracers Radon in der Meteorologie sowie der Luftqualitätsüberwachung und Luftreinhaltung gegeben.

Abstract

Air pollution is one of the main environmental problems worldwide. Beside the emission the spread of air pollutants is affected by the shape of the earth surface, the land use and the meteorological conditions of the near surface atmosphere. In this connection the meteorological conditions are very difficult to estimate, because these conditions are a result of the combination of many variables which furthermore change in a short period. In practice the effect of clean air management can be calculate with models that computes the concentration of pollutants in ambient air with mean conditions of the near ground level atmosphere.

With this work are methods presented and discussed which use the naturally occurring noble gas Radon as a tracer in the atmospheric boundary layer. Measured data were analyzed with statistical methods and the Radon-Tracer-Method.

For a period of four years there were measured the air pollutants nitrogen dioxide and particulate matter (PM10, PM2.5) and the tracer Radon. The measurement took place at an air quality control station in the urban background. Furthermore, there were used data from an urban traffic station at a high frequented main street (hot spot).

Correlation of Radon with meteorological data showed a high dependence especially for wind speed. The daily mean concentration of air pollutants showed the highest correlation with Radon (NO_2 : $R^2 = 0,23$; PM10TEOM: $R^2 = 0,15$; PM10HVS: $R^2 = 0,17$; PM2.5HVS: $R^2 = 0,13$). Moreover, there was created a modell to predict Pasquill-classes with Radon-data. This modell achived a prediction till 93 % of the hour values. Further a method was developed to use the curruntly Radon concentration to describe the momentary exchange conditions. Furthermore, Radon data were used to decouple base concentration (rural background concentration) and local additional concentration of air pollutants. For this data of an urban background station were used. Also, with Radon data share of atmospheric exchange conditions and local emission was derived if environmental thresholds were exceeded. In addition, the work gives an overview about using Radon as a tracer in meteorology science and air quality management.

Danksagung

Ich danke meinem Doktorvater Prof. Dr. Christian Bernhofer für die Betreuung der Arbeit. Sein reicher Erfahrungsschatz trug wesentlich zum Gelingen der Arbeit bei. Mein Dank gilt auch Dr. Valeri Goldberg für seine Hinweise und die wissenschaftliche Unterstützung sowie Dr. Uwe Spank für seine Unterstützung.

Weiterhin danke ich den Mitarbeitern des Referates „Luftqualität“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt Landwirtschaft und Geologie Dr. Andrea Hausmann, Dr. Gunter Löschau, Annette Pausch und Uwe Wolf für das Wecken des Interesses und den Zugang zu dem interessanten Gebiet der Luftqualitätsüberwachung sowie für die Zurverfügungstellung von Daten.

Außerdem möchte ich den Kollegen des Geschäftsbereiches Umweltradioaktivität der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Dr. Thomas Heinrich und Dr. Werner Preuße für die Zurverfügungstellung von Daten und ihre Hinweise danken.

Mein Dank gilt auch Dr. Wiltrud Kuhlisch vom Institut für Mathematische Stochastik der Technischen Universität Dresden für ihre Unterstützung.

Ich danke auch Dr. Andreas Reichel, meinem langjährigen Freund und Bandkollegen, für seine Unterstützung.

Ein ganz besonderer Dank gilt meiner Familie, meiner lieben Ehefrau Kristina und meinen Töchtern Kora, Elise und Helen, für ihr Verständnis, ihre Geduld und den Freiraum, ohne den die Fertigstellung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Schließlich danke ich meinen Eltern, die mein Interesse für Meteorologie und Klimatologie immer unterstützen.

Inhaltsverzeichnis

KURZZUSAMMENFASSUNG	3
ABSTRACT	4
DANKSAGUNG	5
INHALTSVERZEICHNIS	6
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	10
TABELLENVERZEICHNIS	21
ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS.....	25
EINHEITENVERZEICHNIS	27
EINLEITUNG, ZIELSETZUNG, STRUKTUR DER ARBEIT, FESTLEGUNGEN	28
1 HINTERGRUND UND MOTIVATION.....	32
1.1 Die bodennahe Atmosphäre und ihre Schichtung.....	32
1.2 Luftreinhalung.....	35
1.2.1 Die Beurteilung der Luftqualität	35
1.2.2 Die Beurteilung von Luftreinhaltemaßnahmen	36
1.2.3 Die Luftqualität am Beobachtungsstandort	39
1.3 Radon – Eigenschaften, Entdeckung, Erforschung, Vorkommen	41
1.3.1 Eigenschaften von Radon	41
1.3.2 Entdeckung und Erforschung des Radons	43
1.3.3 Vorkommen von Radon.....	44
1.4 Die Emanation und Exhalation von Radon und ihre Einflussfaktoren.....	47
1.5 Radon in der Forschung	50
1.6 Stand der Forschung - Radon in Meteorologie und Luftqualitätsüberwachung	51
1.6.1 Radon als Tracer für Austauschprozesse	52

1.6.2 Radon in der Luftqualitätsüberwachung.....	54
1.6.3 Radon zur Bewertung von Luftreinhaltemaßnahmen.....	58
1.7 Eignung der Radon-Isotope für meteorologische Fragestellungen.....	59
1.8 Die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub	60
2 MATERIAL UND METHODEN.....	66
2.1 Einordnung des Beobachtungsgebietes	66
2.1.1 Regionale Einordnung, Topografie, Bbauungsstruktur und Flächennutzung.....	66
2.1.2 Klimatische Einordnung und Besonderheiten	67
2.1.3 Einfluss regionaler bergbaulicher Anlagen auf die Radon-Konzentration.....	70
2.2 Messstationstypen in der Luftqualitätsüberwachung und Einordnung des Standortes der Messstation Winkelmannstraße.....	71
2.2.1 Ländliche Hintergrundstation	72
2.2.2 Städtische Hintergrundstation – Die Messstation Winkelmannstraße	72
2.2.3 Verkehrsnahe Messstation	73
2.2.4 Messstation zur Überwachung von Industriegebieten oder zum Schutz von Vegetation und Ökosystemen.....	73
2.3 Messgeräte, Messprinzipien, Messunsicherheit.....	74
2.3.1 Meteorologische Größen.....	74
2.3.2 Radon.....	75
2.3.3 Stickstoffdioxid.....	77
2.3.4 Feinstaub	77
2.4 Methoden der Verarbeitung von Radon-Daten in der Luftqualitätsüberwachung ...	78
2.4.1 Ableitung von Stabilitätsklassen aus Radon-Daten	79
2.4.2 Die Radon-Tracer-Methode	80
2.4.3 Bildung eines Vergleichswertes von gemessener und aus Radon-Daten errechneter Spurenstoff-Konzentration.....	80
2.4.4 Entkopplung von Grundkonzentration und lokaler Zusatzkonzentration.....	82
2.4.5 Entkopplung von Austauschbedingung und Emission	84
2.4.6 Ermittlung der Anteile von Austauschbedingung und lokaler Emission bei Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes	86

3	ERGEBNISSE	90
3.1	Repräsentativität der Messwerte	90
3.1.1	Meteorologie	90
3.1.2	Luftqualitätsüberwachung	94
3.1.3	Radon-Messung	94
3.2	Datenvollständigkeit	95
3.3	Datenprüfung	97
3.4	Auswertung der Radon-Messung	99
3.5	Radon-Fluss	103
3.6	Korrelationsanalysen	105
3.7	Ableitung von Stabilitätsklassen aus Radon-Daten	110
3.8	Vergleichswert zur Beurteilung der bodennahen Austauschverhältnisse	112
3.9	Entkopplung der Grundkonzentration	118
3.9.1	Stickstoffdioxid	119
3.9.2	Feinstaub PM10TEOM	125
3.9.3	Feinstaub PM10HVS und PM2.5HVS	129
3.10	Entkopplung von Austauschbedingungen und Emission	130
3.11	Bestimmung der Anteile von Austauschbedingungen und lokaler Emission bei Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes	133
4	BEWERTUNG UND AUSBLICK	141
	ANHANG	144
	Anhang 1 Lufttemperatur und Niederschlagssumme an der Station Winkelmannstraße im Beobachtungszeitraum	144
	Anhang 2 Mittlere Jahrgänge der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub an der Station Winkelmannstraße im Beobachtungszeitraum	146
	Anhang 3 Radon-Messreihe, Windgeschwindigkeit und absolute Häufigkeit von Windrichtungen mit hohen Radon-Konzentrationen	148

Anhang 4 Auswertung der Radon-Messung	150
Anhang 5 Analyse der Radon-Flussdichte	155
Anhang 6 Korrelation von Radon mit meteorologischen Größen und Luftschadstoffen	156
Anhang 7 Mittlere monatliche Konzentrationen und Flussdichten von Radon und Luftschadstoffen	167
Anhang 8 Ermittlung eines Vergleichswertes	168
Anhang 9 Ermittlung der Grundkonzentration	171
Anhang 10 Entkopplung von Austauschbedingungen und Zusatzkonzentration	193
Anhang 11 Entkopplung von Austauschbedingungen und Zusatzkonzentration bei Überschreitung eines Grenzwertes	211
Anhang 12 Scatterplots und Korrelationen der Stationen Strehlen, Klotzsche und Winkelmannstraße	217
Anhang 13 Abbildungen der Luftgütemessstation Winkelmannstraße	226
Anhang 14 Messunsicherheit des Radon-Monitors AlphaGUARD.....	228
Anhang 15 Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10 und regionale Windrichtung an der Messstation Winkelmannstraße	229
LITERATURVERZEICHNIS	230

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schichtungstypen am Beispiel von Rauchfahnen	35
Abbildung 2: Immissionsniveaus im Ballungsraum verändert nach Lenschow et al. (2001) ..	37
Abbildung 3: Jahresmittelwert und Anzahl der Überschreitungstage für Feinstaub PM10 aus Daten des sächsischen Luftmessnetzes für den Zeitraum 1999-2005	38
Abbildung 4: Mittlerer Jahresgang der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10 an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße während des Beobachtungszeitraums 2011-2014	41
Abbildung 5: Radon-Konzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (Quelle: BfS, 2016)	47
Abbildung 6: Luftgütemessstellen im Freistaat Sachsen im Jahr 2015 (Quelle: LfULG, 2015c; bearbeitet)	71
Abbildung 7: Messunsicherheit im Verhältnis zur Radon-Konzentration für Stunden- und Tagesmittelwerte	76
Abbildung 8: Datenreihe der Radon-Konzentration in Tagesmittelwerten mit gleitendem Monatsmittel	97
Abbildung 9: Absolute Häufigkeit von Tagesmittelwerten der Radon-Konzentration in den Jahren 2011-2014	98
Abbildung 10: Mittlerer Jahresgang der Monatsmittelwerte der Radon-Konzentration im Beobachtungszeitraum	100
Abbildung 11: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration	101
Abbildung 12: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration im Januar	102
Abbildung 13: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration im Juli	102
Abbildung 14: Mittlere Abweichung von Tagesminima und -maxima vom Monatsmittelwert der Radon-Konzentration	103
Abbildung 15: Mittlerer Jahresgang der monatlichen Radon-Flüsse	105
Abbildung 16: Windrose der Radon-Konzentration [Bq/m^3]	108
Abbildung 17: Gemessene und berechnete Tagesmittelwerte der PM10TEOM-Konzentration nach statistischem Verfahren in einem Zeitraum erhöhter Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)	114
Abbildung 18: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach statistischem Verfahren in einem Zeitraum niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012)	114
Abbildung 19: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach der Radon-Tracer-Methode in einem Zeitraum erhöhter Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)	116

Abbildung 20: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach der Radon-Tracer-Methode in einem Zeitraum niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012)	116
Abbildung 21: Mittlerer Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid	119
Abbildung 22: Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid an aufeinanderfolgenden Tagen vom 01.-03.04.2011	120
Abbildung 23: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der winterlichen Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012.....	122
Abbildung 24: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der sommerlichen Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013	123
Abbildung 25: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der winterlichen Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013	124
Abbildung 26: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der sommerlichen Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011	125
Abbildung 27: Mittlerer Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand und Flussdichte von PM10TEOM.....	129
Abbildung 28: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von Flussdichte, gemessener Konzentration und berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen	131
Abbildung 29: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration	131
Abbildung 30: Gemessene Stickstoffdioxid-Konzentration, berechnete Grund- und lokale Zusatzkonzentration an aufeinanderfolgenden Tagen vom 13.-14.06.2011	132
Abbildung 31: Konzentration, berechnete Grund- und lokale Zusatzkonzentration sowie berechnete entkoppelte Konzentration von PM10TEOM an aufeinanderfolgenden Tagen während einer winterlichen Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012.....	133
Abbildung 32: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration, der berechneten Grund- und lokalen Zusatzkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen	135
Abbildung 33: Gemessene Jahresmittelwerte der PM10HVS-Konzentration und errechnete Konzentrationen bei mittleren Austauschbedingungen an der Messstation Bergstraße.....	138
Abbildung 34: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen mit Grundkonzentration sowie der Lokalkonzentration mit und ohne mittlere Austauschbedingungen für die Feinstaubepisode 28.-31.01.2014.....	139
Abbildung 35: Mittlerer Jahresgang von Stickstoffdioxid im Beobachtungszeitraum	146
Abbildung 36: Mittlerer Jahresgang von Feinstaub PM10TEOM im Beobachtungszeitraum	146

Abbildung 37: Mittlerer Jahresgang von Feinstaub PM10HVS und PM2.5HVS im Beobachtungszeitraum.....	147
Abbildung 38: Messreihe Radon in Tagesmittelwerten mit gleitendem Monatsmittel.....	148
Abbildung 39: Trend der Windgeschwindigkeit an der Station Winckelmannstraße.....	148
Abbildung 40: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Ost (Dresden-Klotzsche).....	149
Abbildung 41: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Südost (Dresden-Klotzsche).....	149
Abbildung 42: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Süd (Dresden-Klotzsche).....	149
Abbildung 43: Jahresmittelwerte der Radon-Konzentration im Beobachtungszeitraum.....	150
Abbildung 44: Mittlerer Jahresgang.....	150
Abbildung 45: Mittlerer Tagesgang.....	150
Abbildung 46: Mittlerer Tagesgang Januar.....	151
Abbildung 47: Mittlerer Tagesgang Februar.....	151
Abbildung 48: Mittlerer Tagesgang März.....	151
Abbildung 49: Mittlerer Tagesgang April.....	152
Abbildung 50: Mittlerer Tagesgang Mai.....	152
Abbildung 51: Mittlerer Tagesgang Juni.....	152
Abbildung 52: Mittlerer Tagesgang Juli.....	153
Abbildung 53: Mittlerer Tagesgang August.....	153
Abbildung 54: Mittlerer Tagesgang September.....	153
Abbildung 55: Mittlerer Tagesgang Oktober.....	154
Abbildung 56: Mittlerer Tagesgang November.....	154
Abbildung 57: Mittlerer Tagesgang Dezember.....	154
Abbildung 58: Datenreihe Radon-Flussdichte in Dresden in Monatswerten.....	155
Abbildung 59: Mittlerer Jahresgang der Radon-Flussdichte in Dresden (2006-2012).....	155
Abbildung 60: Scatterplot Temperatur (Tagesmittelwerte).....	157
Abbildung 61: Scatterplot Windgeschwindigkeit (Tagesmittelwerte).....	157
Abbildung 62: Scatterplot Windrichtung (Dresden-Klotzsche) (Tagesmittelwerte).....	157
Abbildung 63: Scatterplot Luftfeuchte (Tagesmittelwerte).....	158
Abbildung 64: Scatterplot Globalstrahlung (Tagesmittelwerte).....	158
Abbildung 65: Scatterplot Niederschlag (Tagesmittelwerte).....	158
Abbildung 66: Scatterplot Luftdruck (Tagesmittelwerte).....	159

Abbildung 67: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m ³]	159
Abbildung 68: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m ³] im meteorologischen Frühling	160
Abbildung 69: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m ³] im meteorologischen Sommer.....	160
Abbildung 70: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m ³] im meteorologischen Herbst	161
Abbildung 71: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m ³] im meteorologischen Winter	161
Abbildung 72: Scatterplot Stickstoffdioxid (Stundenmittelwerte).....	162
Abbildung 73: Scatterplot PM10TEOM (Stundenmittelwerte)	162
Abbildung 74: Scatterplot Stickstoffdioxid (Tagesmittelwerte)	163
Abbildung 75: Scatterplot PM10TEOM (Tagesmittelwerte).....	163
Abbildung 76: Scatterplot PM10HVS (Tagesmittelwerte)	163
Abbildung 77: Scatterplot PM2.5 (Tagesmittelwerte)	164
Abbildung 78: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit statistischem Verfahren.....	168
Abbildung 79: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit Radon-Tracer-Methode.....	168
Abbildung 80: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit Radon-Tracer-Methode und spezifischem Radon-Fluss.....	168
Abbildung 81: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit statistischem Verfahren.....	169
Abbildung 82: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit Radon-Tracer-Methode.....	169
Abbildung 83: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit Radon-Tracer-Methode und spezifischem Radon-Fluss.....	169
Abbildung 84: Mittlerer Jahresgang von Stickstoffdioxid-Konzentration und errechneter Grundkonzentration	171
Abbildung 85: Mittlerer Tagesgang von Stickstoffdioxid-Konzentration und errechneter Grundkonzentration	172
Abbildung 86: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Januar	172

Abbildung 87: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Februar	172
Abbildung 88: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für März	173
Abbildung 89: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für April	173
Abbildung 90: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Mai	173
Abbildung 91: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Juni	174
Abbildung 92: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Juli	174
Abbildung 93: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für August	174
Abbildung 94: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für September.....	175
Abbildung 95: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Oktober.....	175
Abbildung 96: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für November.....	175
Abbildung 97: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Dezember	176
Abbildung 98: Berechnete Grund- und gemessene Gesamtkonzentration von Stickstoffdioxid an aufeinander folgenden Tagen (01.-03.04.2011).....	176
Abbildung 99: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage 07.-10.02.2012).....	177
Abbildung 100: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage 05.-07.07.2013).....	177
Abbildung 101: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage 24.-26.12.2013).....	178
Abbildung 102: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage 20.-21.07.2011).....	178
Abbildung 103: Mittlerer Jahresgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration.....	180

Abbildung 104: Mittlerer Jahresgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand	181
Abbildung 105: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration.....	181
Abbildung 106: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand	181
Abbildung 107: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für Januar	182
Abbildung 108: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für Februar	182
Abbildung 109: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für März	182
Abbildung 110: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für April	183
Abbildung 111: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Mai	183
Abbildung 112: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Juni	183
Abbildung 113: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Juli	184
Abbildung 114: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für August	184
Abbildung 115: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für September	184
Abbildung 116: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Oktober	185
Abbildung 117: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für November	185
Abbildung 118: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration ohne Korrektursummand für November.....	185
Abbildung 119: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Dezember.....	186
Abbildung 120: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration ohne Korrektursummand für Dezember	186

Abbildung 121: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)	187
Abbildung 122: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand	187
Abbildung 123: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)	188
Abbildung 124: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand	188
Abbildung 125: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)	189
Abbildung 126: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand	189
Abbildung 127: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten ohne Korrektursummand.....	190
Abbildung 128: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)	190
Abbildung 129: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand.....	191
Abbildung 130: Mittlerer Jahresgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration.....	193
Abbildung 131: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration.....	193
Abbildung 132: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Januar	194
Abbildung 133: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Februar	194
Abbildung 134: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für März	195
Abbildung 135: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für April	195

Abbildung 136: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Mai	196
Abbildung 137: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Juni	196
Abbildung 138: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Juli	197
Abbildung 139: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für August	197
Abbildung 140: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für September	198
Abbildung 141: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Oktober	198
Abbildung 142: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für November	199
Abbildung 143: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Dezember	199
Abbildung 144: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)	200
Abbildung 145: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)	200
Abbildung 146: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)	201
Abbildung 147: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)	201
Abbildung 148: Mittlerer Jahresgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration.....	202
Abbildung 149: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration.....	202

Abbildung 150: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Januar.....	202
Abbildung 151: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Februar.....	203
Abbildung 152: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für März.....	203
Abbildung 153: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für April.....	203
Abbildung 154: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Mai.....	204
Abbildung 155: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Juni	204
Abbildung 156: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Juli	204
Abbildung 157: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für August	205
Abbildung 158: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für September.....	205
Abbildung 159: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Oktober.....	205
Abbildung 160: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für November	206
Abbildung 161: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flusssdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Dezember.....	206
Abbildung 162: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)	207
Abbildung 163: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)	207
Abbildung 164: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)	208
Abbildung 165: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)	208
Abbildung 166: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012) in Tagesmittelwerten.....	209

Abbildung 167: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013) in Tagesmittelwerten.....	209
Abbildung 168: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten.....	209
Abbildung 169: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011) in Tagesmittelwerten.....	210
Abbildung 170: Gemessene Konzentration von Stickstoffdioxid, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen bei Überschreitung des Jahresgrenzwertes an der Luftgütemessstation Bergstraße.....	211
Abbildung 171: Gemessene Konzentration von PM10HVS, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen an der Luftgütemessstation Bergstraße während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014	212
Abbildung 172: Gemessene Konzentration von PM10HVS, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen an der Luftgütemessstation Bergstraße während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014	212
Abbildung 173: Jahresmittelwerte für PM10HVS an der Luftgütemessstation Bergstraße...213	
Abbildung 174: Scatterplot der Stundenmittel der Lufttemperatur der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	217
Abbildung 175: Scatterplot der Stundenmittel der relativen Luftfeuchte der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	217
Abbildung 176: Scatterplot der Stundensumme des Niederschlags der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	218
Abbildung 177: Scatterplot der Tagesmittel der Lufttemperatur der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	218
Abbildung 178: Scatterplot der Tagesmittel der relativen Luftfeuchte der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	219
Abbildung 179: Scatterplot der Tagessummen des Niederschlags der Stationen Strehlen und Winckelmanstraße	219
Abbildung 180: Scatterplot der Stundenmittel des Luftdrucks der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	220
Abbildung 181: Scatterplot der Stundenmittel der Globalstrahlung der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	220
Abbildung 182: Scatterplot der Stundenmittel der Windgeschwindigkeit der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	221

Abbildung 183: Scatterplot der Stundenmittel des Sinus der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	221
Abbildung 184: Scatterplot der Tagesmittel des Luftdrucks der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	222
Abbildung 185: Scatterplot der Tagesmittel der Globalstrahlung der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	222
Abbildung 186: Scatterplot der Tagesmittel der Windgeschwindigkeit der Stationen Klotzsche und Winckelmanstraße	223
Abbildung 187: Einstrahlungswinkel und Sonneneinstrahlung an der Station Klotzsche im Zeitraum 1996-2017 bei maximaler Sonnenscheindauer	225
Abbildung 188: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Norden (29.04.2017)	226
Abbildung 189: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Osten (29.04.2017)	226
Abbildung 190: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Süden (29.04.2017)	227
Abbildung 191: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Westen (29.04.2017)	227
Abbildung 192: Windrose der Stickstoffdioxid-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	229
Abbildung 193: Windrose der Feinstaub PM10TEOM-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	229

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Emissionen von Stickstoffdioxid in der Stadt Dresden im Jahr 2008	39
Tabelle 2: Emissionen von Feinstaub PM10 in der Stadt Dresden im Jahr 2008	39
Tabelle 3: Jahresmittelwerte der Jahre 2011-2014 der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße	40
Tabelle 4: Radon-222 im Periodensystem der Elemente und physikalische Eigenschaften	42
Tabelle 5: Die drei häufigsten natürlich vorkommenden Radon-Isotope.....	43
Tabelle 6: Grenz- und Zielwerte sowie Richtlinien zum Schutz der menschlichen Gesundheit	61
Tabelle 7: Geografische Daten Dresden.....	66
Tabelle 8: Flächennutzung Dresden	67
Tabelle 9: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur, Niederschlagssumme und Sonnenscheindauer für Dresden-Klotzsche und Dresden-Strehlen in der Klimareferenzperiode 1981-2010 (Quelle: DWD, 2016).....	69
Tabelle 10: Pasquill-Stabilitätsklassen mit Schichtung.....	79
Tabelle 11: Bewertungsschema der Pasquill-Stabilitätsklassen.....	79
Tabelle 12: Datenbestand Winckelmannstraße und DWD-Stationen in Dresden.....	90
Tabelle 13: Vergleich der Stationen Winckelmannstraße und Strehlen; Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße der Größen Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Niederschlag ($p=0,01$)	91
Tabelle 14: Jahresmittelwerte der Temperatur und der Niederschlagssumme für die Stationen Winckelmannstraße und Strehlen im Beobachtungszeitraum.....	91
Tabelle 15: Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße der Größen Luftdruck, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und -richtung der Stationen Winckelmannstraße und Klotzsche ($p=0,01$)	93
Tabelle 16: Gleichzeitigkeitsmatrix der relativen Häufigkeiten der Stundenmittelwerte der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winckelmannstraße*	93
Tabelle 17: Verwendete Radon-Monitore mit Messzeiträumen.....	95
Tabelle 18: Datenvollständigkeit der Radon-Daten im Beobachtungszeitraum	96
Tabelle 19: Monate mit unvollständigem Radon-Datensatz	96
Tabelle 20: Datenvollständigkeit der verwendeten Datensätze für Stickstoffdioxid und Feinstaub.....	97
Tabelle 21: Datenvollständigkeit der Datensätze der verwendeten meteorologischen Größen der Messstation Winckelmannstraße und der Windrichtung Dresden-Klotzsche.....	97

Tabelle 22: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Radon-Konzentration an der Station Winkelmannstraße	99
Tabelle 23: Monatsmittelwerte und Gesamtmittelwerte der Radon-Konzentration an der Station Winkelmannstraße [Bq/m ³]	100
Tabelle 24: Monatsmittelwerte der Radon-Flüsse Bq/m ² *h	104
Tabelle 25: Korrelation meteorologischer Größen und Radon (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; p=0,01)	106
Tabelle 26: Korrelationen Radon und Luftschadstoffe (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; p=0,01).....	109
Tabelle 27: Korrelationen der Spurenstoffe im meteorologischen Frühling (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; p=0,01 oder abweichend).....	110
Tabelle 28: Abgeleitete mittlere Radon-Werte entsprechend den Pasquill-Klassen und Prognosefähigkeit	111
Tabelle 29: Abgeleitete mittlere Radon-Werte entsprechend den Pasquill-Klassen und Prognosefähigkeit bei geänderter Stabilitätsklasse.....	112
Tabelle 30: Vergleich der berechneten PM10TEOM-Konzentrationen von statistischem Verfahren und Radon-Tracer-Methode für die Feinstaubepisode 12.-18.11.2011.....	117
Tabelle 31: Vergleich der berechneten PM10HVS-Konzentrationen von statistischem Verfahren und Radon-Tracer-Methode für einen Zeitabschnitt geringer lokaler Emission während der Osterferien 2012	117
Tabelle 32: Berechnete Grundkonzentration von Stickstoffdioxid im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds	121
Tabelle 33: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds	126
Tabelle 34: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM mit mittleren monatlichen Minimalflussdichten im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrundes.....	127
Tabelle 35: Monatlicher Korrektursummand K _S von PM10TEOM zur Addition auf berechnete Tagesmittelwerte der Grundkonzentration.....	127
Tabelle 36: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM mit Korrektursummand für Einzeljahre im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds	128
Tabelle 37: Berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration von PM10TEOM mit Korrektursummand und berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration von PM10HVS und PM2.5HVS	130
Tabelle 38: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration, der berechneten Grund- und lokalen Zusatzkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen*	134

Tabelle 39: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration an den Stationen Collmberg und Schwartenberg, Mittelwert des ländlichen Hintergrunds und berechnete Grundkonzentration.....	136
Tabelle 40: Anzahl der Stunden nach Stabilitätsklassen im Beobachtungszeitraum	136
Tabelle 41: Auszug der Ergebnistabelle der 36 Überschreitungstage im Jahr 2014 für die Luftgütemessstation Bergstraße*	137
Tabelle 42: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen für die Feinstaubepisode 28.-31.01.2014	139
Tabelle 43: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen mit Zwischenergebnissen für die Feinstaubepisode 04.-14.03.2014	140
Tabelle 44: Monatsmitteltemperaturen mit Abweichung vom Mittelwert im Beobachtungszeitraum.....	144
Tabelle 45: Niederschlagssummen (nicht korrigiert) mit Abweichung vom Mittelwert im Beobachtungszeitraum.....	145
Tabelle 46: Korrelationsanalyse meteorologischer Größen an der Messstation Winkelmannstraße und Windrichtung Dresden-Klotzsche (p=0,01)	156
Tabelle 47: Korrelation Luftschadstoffe und Radon (p=0,01)	162
Tabelle 48: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Frühling (p=0,01 oder abweichend).....	164
Tabelle 49: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Sommer (p=0,01 oder abweichend).....	165
Tabelle 50: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Herbst (p=0,01) .	165
Tabelle 51: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Winter (p=0,01 oder abweichend).....	165
Tabelle 52: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im hydrologischen Sommer (p=0,01 oder abweichend).....	166
Tabelle 53: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im hydrologischen Winter (p=0,01 oder abweichend).....	166
Tabelle 54: Mittlere monatliche Konzentrationen von Radon und Luftschadstoffen	167
Tabelle 55: Mittlere monatliche Flussdichten von Radon und Luftschadstoffen.....	167
Tabelle 56: Gemessene und berechnete PM10TEOM-Konzentrationen für einen Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)	170
Tabelle 57: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentrationen für einen Zeitabschnitt geringer Emission (Osterferien in Sachsen 2012).....	170

Tabelle 58: Berechnete Grundkonzentration von Stickstoffdioxid im Vergleich zum ländlichen Hintergrund.....	171
Tabelle 59: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM im Vergleich zum ländlichen Hintergrund.....	179
Tabelle 60: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM aus mittleren monatlichen Minimalflussdichten im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds.....	179
Tabelle 61: Monatliche Korrektursummanden von PM10TEOM zur Addition auf berechnete Tagesmittelwerte der Grundkonzentration	180
Tabelle 62: Berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration für PM10HVS und PM2.5HVS	192
Tabelle 63: Zahlenwerte bei Überschreitung des Jahresgrenzwertes für Stickstoffdioxid an der Luftgütemessstation Bergstraße	211
Tabelle 64: Zahlenwerte für PM10HVS während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014.....	212
Tabelle 65: Zahlenwerte für PM10HVS während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014.....	213
Tabelle 66: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission der PM10-Überschreitungstage im Jahr 2014 an der Luftgütemessstation Bergstraße (ausführlich)* ...	214
Tabelle 67: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014 an der Luftgütemessstation Bergstraße (ausführlich)*	215
Tabelle 68: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014 an der Luftgütemessstation Bergstraße (ausführlich).....	216
Tabelle 69: Gleichzeitigkeitsmatrix der relativen Häufigkeiten der Stundenmittelwerte der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winckelmannstraße.....	223
Tabelle 70: Monatsmittel der Lufttemperatur und Monatssumme des Niederschlags der Stationen Winckelmannstraße und Strehlen.....	224
Tabelle 71: Mittlere Abweichung der Lufttemperatur und der Niederschlagssumme der Station Winckelmannstraße zur Station Strehlen	225
Tabelle 72: Messunsicherheit des Radon-Monitors AlphaGUARD nach Stunden- und Tagesmittelwerten	228
Tabelle 73: Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10TEOM und regionaler Windrichtung an der Messstation Winckelmannstraße.....	229

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Aconst	mittlere Austauschbedingungen
b	best-angepasste Funktion
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BTEX	Aromatische Kohlenwasserstoffe und flüchtige organische Verbindungen: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole
bzw.	beziehungsweise
c	Konzentration
cb	Grundkonzentration
clock	lokale Zusatzkonzentration
dec	entkoppelt
DTS	Distributed Temperature Sensing
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environment Agency (englisch), Europäische Umweltagentur
EU	Europäische Union
GLDAS	Global Land Data Assimilation System
HBEFA	Handbook of Emission Factors for Road Transport (englisch), Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HVS	High Volume Sampler, Verfahren zur Feinstaub-Messung
j	Flussdichte
K	Kelvin
K _s	Korrektursummand
l	lineare Funktion
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LiDAR	Light detection and ranging (englisch), Untersuchung und Abstandsbestimmung atmosphärischer Parameter mit Laser-Licht
N	Niederschlag

NN	Normalnull, Höhe über dem Meeresspiegel
NO ₂	Stickstoffdioxid
OH	Hydroxyl
P	Luftdruck
p	Signifikanzwert
PM2.5	particulate matter (englisch), Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 2,5 µm (lungengängiger Feinstaub)
PM10	particulate matter (englisch), Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 µm (inhalierbarer Feinstaub, gelangt bis Rachenraum, Kehlkopf, Luftröhre)
rF	relative Luftfeuchtigkeit
Rg	Globalstrahlung
Rn	Radon
Rs	Sonneneinstrahlung
S	Sonnenscheindauer
s.	siehe
s. o.	siehe oben
sin	Sinus
T	Temperatur
TEOM	Tapered Element oscillating Microbalance, Verfahren zur Feinstaubmessung
u.	und
UBA	Umweltbundesamt
vgl.	vergleiche
WG	Windgeschwindigkeit
WHO	World Health Organization (englisch), Weltgesundheitsorganisation
WR	Windrichtung
z. B.	zum Beispiel
zzgl.	zuzüglich

Einheitenverzeichnis

Bq/m ³	Becquerel pro Kubikmeter
Bq/m ² *h	Becquerel pro Quadratmeter und Stunde
d	Tag
°	Grad
hPa	Hekto-Pascal
K/100m	Kelvin pro einhundert Meter
km	Kilometer
m/s	Meter pro Sekunde
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter
µg/m ² *h	Mikrogramm pro Quadratmeter und Stunde
%	Prozent
h	Stunde
t/a	Tonnen pro Jahr

Einleitung, Zielsetzung, Struktur der Arbeit, Festlegungen

Die Luftverschmutzung stellt nach wie vor weltweit eines der größten Umweltprobleme dar. Auch in Europa ist die Luftverschmutzung ein Problem. So berichtete z. B. die Europäische Umweltagentur (EEA) für das Jahr 2015 bezüglich der Situation innerhalb der Europäischen Union, dass 82 % der städtischen Bevölkerung Feinstaub-Konzentrationen (PM_{2.5}) ausgesetzt sind, die von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) als gesundheitsschädlich eingestuft werden. Ferner wird angenommen, dass pro Jahr etwa 400.000 vorzeitige Todesfälle durch erhöhte Feinstaub-Konzentrationen verursacht werden (EEA, 2017). Weiter teilte das Umweltbundesamt (UBA) für das Jahr 2014 mit, dass an mehr als der Hälfte aller stark befahrenen Straßen in der Bundesrepublik Deutschland (BRD) der seit 2010 geltende Jahresgrenzwert von 40 µg/m³ nicht eingehalten wurde (UBA, 2015b).

Neben der Emission spielt die Gestalt der Erdoberfläche (Orografie), die Landnutzung sowie die meteorologischen Bedingungen für die Ausbreitung der Luftschadstoffe und die daraus entstehende Immissionskonzentration eine wesentliche Rolle. Insbesondere gestaltet sich dabei die Abschätzung des Einflusses der Atmosphäre als schwierig, da der Zustand der Atmosphäre durch das Zusammenwirken vieler Variablen bestimmt ist, die einer ständigen Veränderung unterworfen sind.

In der Praxis kann die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen mit Messungen und Immissionsmodellen abgeschätzt werden. Für die Modellierung werden meist typische Zustände der Atmosphäre (Austauschbedingungen) angenommen. Es wird also modelliert, welche Wirksamkeit eine Luftreinhaltemaßnahme über eine längere Zeit betrachtet entfaltet, nicht welche Wirksamkeit sie in einem konkreten Jahr oder Monat oder Stunde besitzt. Im Folgejahr nach Einführung einer Maßnahme ist deshalb der direkte Effekt an der gemessenen Immissionskonzentration durch die atmosphärischen Bedingungen in diesem Jahr mitunter kaum sichtbar. Wird beispielsweise eine Umweltzone als Luftreinhaltemaßnahme eingerichtet, könnten ungünstige atmosphärische Ausbreitungsbedingungen dazu führen, dass die Schadstoffkonzentrationen ansteigen, obwohl Schadstoffemissionen lokal möglicherweise reduziert wurden. Hingegen könnten günstige Austauschbedingungen den Effekt einer Umweltzone auch überschätzen. Folglich sind weitere Informationen zu den lokalen und aktuellen Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre erforderlich.

In der vorliegenden Arbeit werden Methoden vorgestellt und diskutiert, die das natürlich vorkommende radioaktive Edelgas Radon als einen atmosphärischen Tracer nutzen. Radon entweicht fast überall der Erdoberfläche, ist chemisch inert und nimmt an den Bewegungen der bodennahen Atmosphäre teil. Damit ist Radon als ein Tracer für bodennahe Austauschprozesse geeignet und es kann untersucht werden, in welchem Umfang die Verdünnung bodennah emittierter Luftschadstoffe durch aktuelle atmosphärische Bedingungen beeinflusst wird.

Zielsetzung der Arbeit

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist die Beantwortung folgender Fragestellungen und die damit verbundene Entwicklung von Methoden.

1. Können die lokalen bodennahen Verdünnungsverhältnisse mit Hilfe von Radon-Daten bewertet werden (Stabilität)?
 - Nachweis der Eignung von Radon als atmosphärischem Tracer, um die lokalen bodennahen Austauschbedingungen abzubilden z. B. durch Radon-Daten basierte Stabilitätsklassen und Methoden, die Radon-Daten nutzen, um die gemessene Immissionskonzentration eines Spurenstoffes einzuschätzen und zu bewerten
2. Können mit Radon-Daten die Grundkonzentration und die lokale Zusatzkonzentration eines Spurenstoffes voneinander getrennt werden?
 - Entwicklung einer Methode, um mit Hilfe von Radon-Daten aus der gemessenen Immissionskonzentration einer Station des städtischen Hintergrunds die Grundkonzentration eines Spurenstoffes abzuleiten (ländliche Hintergrundkonzentration)
3. Lässt sich mit Radon-Daten der Anteil von bodennahen Verdünnungsverhältnissen und lokalen Emissionen an der gemessenen Immissionskonzentration ermitteln?
 - Entwicklung einer Methode, um mit Radon-Daten die gemessene Immissionskonzentration von der Variabilität der bodennahen Austauschbedingungen zu entkoppeln
4. Kann mit Radon-Daten ermittelt werden, ob die Überschreitung von Immissionsgrenzwerten maßgeblich durch ungünstige Austauschbedingungen oder erhöhte lokale Emissionen verursacht worden sind?
 - Entwicklung einer Methode, um mit Radon-Daten jeweils den Anteil von bodennahen Austauschbedingungen und lokaler Emission bei der Überschreitung von Immissionsgrenzwerten zu bestimmen

Weiterhin steht mit Radon ein Tracer zur Verfügung, mit dem zu vergleichsweise geringen Kosten die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen bewertet werden kann. So wurde 2009 die Wirksamkeit der Umweltzone Berlin mit Jahresmittelwerten der Radon-Konzentration abgeschätzt (Stadt Berlin, 2009). Dies stellt bisher die einzig bekannte Anwendung von Radon-Daten zur Beurteilung einer Luftreinhaltemaßnahme dar.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird erstmals im Bereich der Luftqualitätsüberwachung der Radon-Monitor AlphaGUARD verwendet, ein kostengünstiges Gerät, was nur einen geringen Betriebsaufwand erfordert. Weiterhin wird erstmals für Mitteleuropa, neben der Verwendung der Radon-Jahresmittelwerte zur Beurteilung der Umweltzone Berlin, Radon umfassend zur Beurteilung der Luftqualität eingesetzt.

Es wird die Radon-Tracer-Methode verwendet, die 1984 an der Universität Heidelberg entwickelt wurde (Levin, 1984; Schmidt, 1999). Erstmals wird sie zur Ermittlung der Verdünnung von Luftschadstoffen genutzt. Darüber hinaus erfolgt mit Hilfe der Radon-Tracer-Methode eine Entkopplung meteorologischer Einflüsse und lokaler Emissionen auf die Schad-

stoffimmission, gesondert auch bei der Untersuchung von Grenzwertüberschreitungen. Weiterhin wird ein Überblick zur Anwendung von Radon in der Meteorologie und im Bereich der Luftqualitätsüberwachung gegeben.

Die Daten der Radon-Konzentration sowie der Konzentrationen der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid, Feinstaub als PM10 und PM2.5 wurden für einen Zeitraum von vier Jahren (Dezember 2010 bis Dezember 2014) an der Luftgütemessstation Dresden-Winkelmannstraße ermittelt. Die Station ist Teil des sächsischen Luftmessnetzes des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und wird durch die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) im Auftrag des LfULG betreut.

Struktur der Arbeit

Die Arbeit gliedert sich in vier Kapitel. Kapitel 1 beschreibt Hintergrund und Motivation der Arbeit. Es wird Auskunft gegeben zur bodennahen Atmosphäre und ihrer Schichtung, zum Thema der Luftreinhalte (Beurteilungsmethoden, Luftqualität am Beobachtungsstandort), zum radioaktiven Edelgas Radon (Eigenschaften, Vorkommen, Exhalation aus dem Erdkörper, Isotope), zur Verwendung von Radon in der Meteorologie sowie zum Stand der Wissenschaft bei der Nutzung von Radon als Tracer in der Luftqualitätsüberwachung. Weiter wird zu Bedeutung, Herkunft und Senken der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub informiert.

In Kapitel 2 („Material und Methoden“) erfolgt eine räumliche und klimatische Einordnung des Beobachtungsgebietes. Es wird ein Überblick zu den unterschiedlichen Messstationstypen in der Luftqualitätsüberwachung gegeben und über die verwendeten Messgeräte, ihre Messprinzipien und ihre Messgenauigkeit informiert. Weiterhin werden die Methoden der Verarbeitung der Radon-Daten vorgestellt (Ableitung von Stabilitätsklassen, statistisches Verfahren, Anwendung der Radon-Tracer-Methode zur Entkopplung von Grund- und Zusatzkonzentration sowie von Austauschbedingungen und Emission).

In Kapitel 3 werden die Ergebnisse der Untersuchung vorgestellt. Ebenso wird in diesem Kapitel auf die Repräsentativität des Messstandortes (Meteorologie, Luftqualitätsüberwachung, Radon-Messung) sowie die Datenqualität eingegangen.

In Kapitel 4 erfolgen eine Bewertung der Ergebnisse sowie ein Ausblick. Weiterhin werden in der vorliegenden Arbeit Diagramme und Tabellen, sofern sie nicht unmittelbar für eine Erläuterung im Text erforderlich sind, vollständig im Anhang aufgeführt.

Festlegungen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird das natürlich vorkommende radioaktive Edelgas Radon nicht wie im Allgemeinen üblich als Schadstoff betrachtet, sondern ausschließlich als Tracer zur Beurteilung der bodennahen atmosphärischen Austauschbedingungen.

Weiterhin wird in dieser Arbeit die Radon-Aktivitätskonzentration des Radon-Isotops 222 als Eingangsgröße für Berechnungen verwendet und nicht die tatsächliche Konzentration von Radon in der Atmosphäre. Da Radon-222 eine Halbwertszeit von ca. 3,8 Tagen besitzt, zerfällt immer nur ein geringer Teil des in der Atmosphäre vorhandenen Radons. Dabei gibt die Radon-Aktivitätskonzentration an, wieviele Zerfälle des Radon-222 je Sekunde registriert werden (Alpha-Zerfall). Sie wird in Bq/m^3 angegeben. Im Weiteren wird die verwendete Radon-Aktivitätskonzentration kurz als Radon-Konzentration bezeichnet.

1 Hintergrund und Motivation

1.1 Die bodennahe Atmosphäre und ihre Schichtung

Die bodennahe Atmosphäre

Die atmosphärische Grenzschicht (engl. atmospheric boundary layer, planetary boundary layer) bildet den untersten Teil der Erdatmosphäre sowie der Troposphäre, des untersten Stockwerkes der Erdatmosphäre. Sie berührt die Erdoberfläche und wird direkt durch Oberflächenreibung und Sonneneinstrahlung beeinflusst, was vertikale Luftbewegungen zur Folge hat. Die Turbulenz sorgt zum großen Teil für die Erwärmung der irdischen Lufthülle und für den Transport von Wasserdampf in die Atmosphäre. Innerhalb der atmosphärischen Grenzschicht ergeben sich charakteristische Verteilungen von Temperatur, Feuchte, Wolken und Wind. Die atmosphärische Grenzschicht erstreckt sich tagsüber bis in eine Höhe von etwa ein bis zwei Kilometern, abhängig von der Stärke der Turbulenz. Nachts kann die Ausdehnung teilweise sogar weniger als 100 Meter betragen. An die atmosphärische Grenzschicht schließt sich die freie Atmosphäre an. Sie ist von der Oberflächenreibung kaum noch beeinflusst und Vertikalbewegungen treten fast völlig zurück (Hanna, Briggs & Hosker, 1982; Heyer, 1977; Kraus, 2001; Oke, 1978).

Entsprechend ihrer Eigenschaften wird die atmosphärische Grenzschicht in drei Schichten unterteilt. Die erste, direkt auf dem Boden befindliche Schicht, ist die laminare Boden- oder auch Grenzschicht (engl. laminar boundary layer). Ihre Dicke von meist wenigen Millimetern ist abhängig von der Rauigkeit der Oberfläche und der Windgeschwindigkeit in den darüber liegenden Schichten. Sie ist durch laminare Strömung, viskose Reibung und molekulare Wärmeleitung gekennzeichnet. Die Diffusion und der Impulsaustausch von Luftteilchen zu Luftteilchen sind für den Vertikaltransport entscheidend (Hupfer & Kuttler, 1998; Oke, 1978).

Daran schließt sich die Rauigkeitsschicht (engl. roughness sublayer) an. Sie ist Teil der Prandtl-Schicht (engl. turbulent surface layer), die sich in freiem Gelände mit niedrigem Bewuchs bis zu einer Höhe von 60 bis 100 Metern (etwa 10 % der atmosphärischen Grenzschicht) erstreckt. Besonders in Städten kann aufgrund dichter und hoher Bebauung (Erhöhung der Rauigkeit) die Rauigkeitsschicht eine verstärkte Ausdehnung erfahren und damit die Prandtl-Schicht weiter vergrößern. In der Prandtl-Schicht liegen keine laminaren, sondern turbulente Verhältnisse vor und die Übertragung der chemischen und physikalischen Eigenschaften der Luft findet durch die Turbulenz in quasikonstanten Flüssen statt. Weiter ist diese Schicht durch ein logarithmisches Windprofil gekennzeichnet. Das heißt, die Windgeschwindigkeit nimmt mit der Höhe immer weniger zu bei gleicher Windrichtung. Das logarithmische Windprofil ist maßgeblich durch die Bodenrauigkeit und die thermische Schichtung geprägt. Zum Beispiel geht bei einer nicht zur vertikalen Umlagerung neigenden Schichtung (stabile Schichtung) die Geschwindigkeitszunahme mit der Höhe relativ rasch vor sich, wobei die Windgeschwindigkeit am Boden meist sehr kleine Werte aufweist. Die Prandtl-Schicht besitzt insofern eine herausragende Bedeutung, da sie den vornehmlichen Lebensraum der landlebenden Flora und Fauna bildet (Liljequist & Cihak, 1979; Heyer, 1977; Hupfer & Kuttler, 1998; Oke, 1978).

An die Prandtl-Schicht schließt sich die Ekman-Schicht an, die bis zum Ende der atmosphärischen Grenzschicht reicht und deren Hauptteil bildet. In der Ekman-Schicht verschwindet zusehends der Reibungseinfluss der Oberfläche und es erfolgt eine charakteristische Drehung der Windrichtung bei nur noch geringer Zunahme der Windgeschwindigkeit (Ekman-Spirale). Der Bodenwind (Neigung in Richtung des Druckgefälles) geht allmählich in den geostrophischen Wind (Richtung isobarenparallel) über. Die Winddrehung ist in erheblichem Maße von der thermischen Schichtung abhängig. Bei stabiler Schichtung erfolgt eine Drehung zwischen 30 und 50 Grad, bei neutralen Verhältnissen zwischen 15 und 20 Grad und bei labiler Schichtung liegt nur noch eine Drehung zwischen 5 und 10 Grad vor. Im Gegensatz zur Prandtl-Schicht findet in der Ekman-Schicht eine höhenabhängige Änderung der Energie- und Stoffflüsse statt (Hanna, Briggs & Hosker, 1982; Hupfer & Kuttler, 1998).

Da die atmosphärische Grenzschicht in direktem Kontakt mit der Erdoberfläche steht und durch hohe Turbulenz gekennzeichnet ist, hat sie für die Verteilung von Luftschadstoffen eine besondere Bedeutung. Die Konzentration von Luftschadstoffen wird durch Art und Menge der Emission sowie durch den Zustand der bodennahen Atmosphäre bestimmt. Die Luftschadstoffe durchlaufen in der Atmosphäre unterschiedliche chemische und physikalische Veränderungen, die von meteorologischen Faktoren abhängig sind, wie Wasserdampfgehalt und Tropfenbildung, der Lufttemperatur, der Sonneneinstrahlung sowie der Konzentration weiterer Substanzen in der Luft (Kraus, 2001; Oke, 1978).

Die Schichtung der bodennahen Atmosphäre

Neben der Freisetzung von Luftschadstoffen ist der Zustand der bodennahen Atmosphäre, d. h. ihre Stabilität und Schichtung, für Verdünnungsvorgänge von entscheidender Bedeutung. Für die bodennahe Atmosphäre kann zwischen drei Schichtungstypen unterschieden werden: stabil, labil und neutral. Mit Schichtung ist hier eine Temperaturschichtung der bodennahen Atmosphäre gemeint (Häckel, 1999; Kraus, 2001; Oke, 1978).

Stabil ist eine atmosphärische Schichtung dann, wenn ein Luftpaket bei einem erzwungenen Auf- oder Abstieg (Störung) wieder in seine ursprüngliche Höhe zurückkehrt. Dies gilt bei einer unteradiabatischen Temperaturschichtung, wenn also mit ansteigender bzw. fallender Höhe der Temperaturgradient weniger als 1 K/100 m (trockenadiabatisch) beträgt, und insbesondere bei Inversionswetterlagen, wenn mit zunehmender Höhe die Lufttemperatur sogar zunimmt (Umkehr der Temperaturschichtung). Eine labile Schichtung ist durch überadiabatische Verhältnisse gekennzeichnet, wenn mit steigender Höhe die Lufttemperatur mehr als 1 K/100 m abnimmt bzw. mit sinkender Höhe mehr als 1 K/100 m zunimmt. Wird hierbei ein Luftpaket durch kleinste Störungen angehoben, erhält das Luftpaket einen beschleunigten Auftrieb. Wird es abgesenkt, sinkt es bis zur Erdoberfläche. Entspricht die vorliegende Temperaturschichtung dem adiabatischen Temperaturgradienten (1 K/100 m), verharrt ein vertikal bewegtes Luftpaket jeweils in der entsprechenden Position, da kein Antrieb für eine weitere Positionsveränderung vorhanden ist. Dieser Schichtungstyp wird als indifferent oder neutral bezeichnet (Häckel, 1999; Kraus, 2001). Kommt es weiterhin in einem Luftpaket zur Konden-

sation des enthaltenen Wasserdampfes (Regen, Nebel) beträgt der Temperaturgradient (feuchtadiabatisch) aufgrund der Freisetzung von Kondensationswärme in Abhängigkeit von Luftdruck und Temperatur etwa 0,5 K/100 m. Feuchtgesättigte Luft kann ebenfalls stabil, neutral oder labil geschichtet sein (Häckel, 1999; Heyer, 1977; Kraus, 2001)

In der Realität sind die Schichtungsverhältnisse meist komplexer (Strahlungsprozesse, Advektion). Mit Blick auf den Eintrag von Luftschadstoffen in die atmosphärische Grenzschicht kann in fünf Typen der Ausbreitung unterschieden werden. Abbildung 1 zeigt die Schichtungstypen am Beispiel von Rauchfahnen. Zudem ist der Temperaturverlauf mit der Höhe zusammen mit einer Trockenadiabate (gestrichelte Linie) dargestellt (Kraus, 2001). Die Rauchfahne veranschaulicht je Schichtungstyp die Bewegung der Luft in Bodennähe. Ebenso nimmt auch Radon an den Bewegungen der bodenahen Luft teil. Bei fast neutralen bzw. leicht stabilen bis stabilen Schichtungsverhältnissen in Bodennähe (Coning, Fanning, Lofting) werden bodennahe Emissionen z. B. des Straßenverkehrs nur wenig verdünnt und bewirken eine hohe Immissionsbelastung. Beim Schichtungstyp Fumigation liegen in Bodennähe labile Verhältnisse vor. Aufgrund der aufliegenden Sperrschicht (Höheninversion) kommt es in Bodennähe aber zu einer Schadstoffanreicherung (Smog-Wetterlage). Emissionen aus hohen Schornsteinen tragen in unmittelbarer Umgebung bei Looping oder Fumigation zur Immissionsbelastung bei (Häckel, 1999; Kraus, 2001; Oke, 1978).

Zur Beschreibung der Schichtung und um Modellrechnungen zur Schadstoffausbreitung vornehmen zu können, wurden von einigen Autoren Stabilitätsklassen vorgeschlagen, wovon die Klasseneinteilung nach Pasquill die größte Verbreitung fand. Von Turner wurden nicht grundsätzlich neue Stabilitätsklassen definiert, die Bestimmungsvorschriften aber neu gefasst, sodass die Klassen ohne jede Sondermessung und objektiv beispielsweise durch Computerprogramme festgelegt werden können (Liljequist & Cehak, 1979). Nach Pasquill und Turner werden sechs Stabilitätsklassen aus den meteorologischen Parametern Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung und Wolkenbedeckung abgeleitet, beginnend mit A bzw. 1 für sehr labil über D bzw. 4 für neutral bis F bzw. 6 für mäßig stabil (Liljequist & Cehak, 1979; VDI, 1988). In den Kapiteln 2.4.1 und 3.7 wird die Ableitung von Pasquill-Stabilitätsklassen mit Hilfe von Radon-Daten vorgestellt.

Neben der strahlungsinduzierten Turbulenz wird die Verteilung von Luftschadstoffen auch durch die Rauigkeit der Erdoberfläche (Relief, Landnutzung) bestimmt. Ein stark gegliedertes Gelände führt zur Bildung vieler Luftwirbel und kann damit zur Verdünnung von Luftschadstoffen beitragen. Es kann aber auch ein gegenteiliger Effekt eintreten, wenn z. B. die Wirbelbildung im Lee von Gebäuden den Transport von Luftschadstoffen bis zur Erdoberfläche bewirkt (Häckel, 1999; Oke, 1978). Weiterhin werden Verkehrs-Emissionen bei enger Bebauung (Straßenschluchten) nur wenig verdünnt. Leewirbel können zudem Schadstoffe an den Gebäuden hinauf bis in offene Fenster transportieren (LfULG, 2011; Oke, 1978).

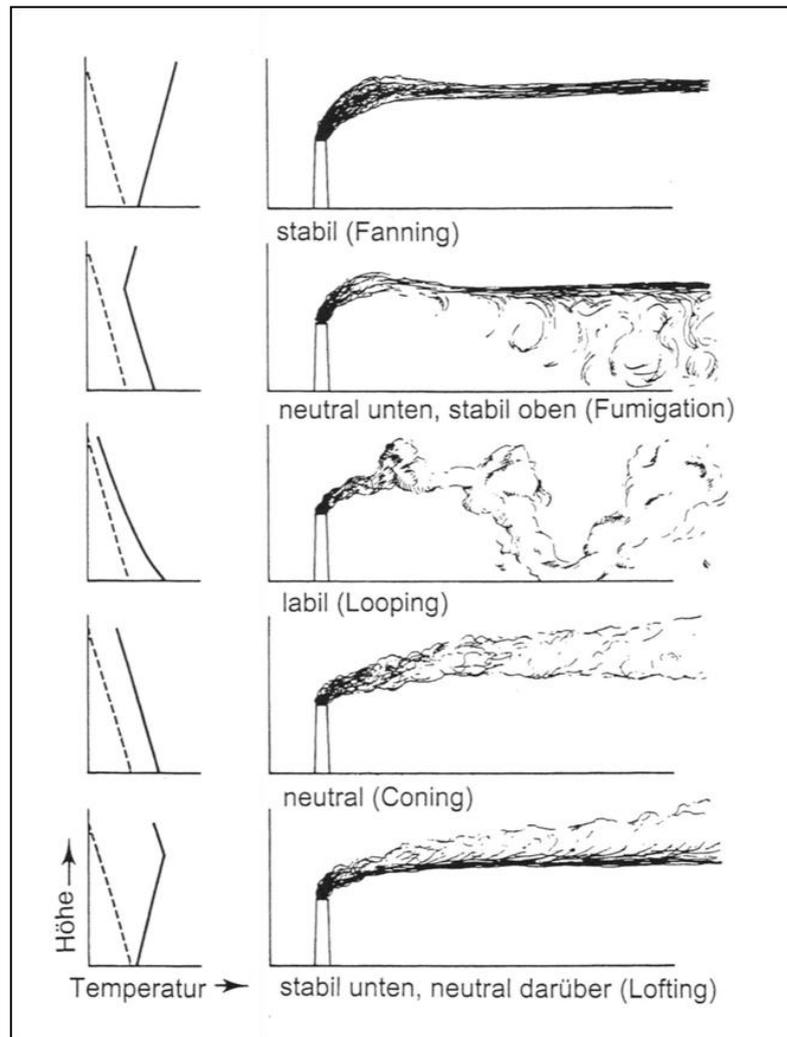


Abbildung 1: Schichtungstypen am Beispiel von Rauchfahnen

(Quelle: Kraus, 2001)

1.2 Luftreinhaltung

1.2.1 Die Beurteilung der Luftqualität

Durch zahlreiche Studien ist die Wirkung von Luftschadstoffen auf Mensch und Umwelt belegt. Zum Schutz von Gesundheit und Ökosystemen wurden deshalb Immissions-Grenzwerte abgeleitet, bei deren Einhaltung langfristig schädliche Wirkungen vermieden bzw. erheblich reduziert werden sollen (LANUV, 2010; Richtlinie 2008/50/EG, 2008). In Kapitel 1.8 werden ausführlich Eigenschaften, gesundheitliche Wirkungen sowie die Quellen und Senken der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub dargestellt.

In der Luftreinhalteplanung wird durch Luftreinhaltemaßnahmen die künftige Einhaltung aller Luftqualitätsgrenzwerten angestrebt. Die Immissionsmodellierung ist hierbei ein wesentliches Entscheidungsinstrument (LfULG, 2011; Richtlinie 2008/50/EG, 2008). Kapitel 1.2.2 beleuchtet die Immissionsmodellierung in der Luftreinhalteplanung. Für die Überwachung der

Luftqualität in der EU gelten die in der „Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa“ (Richtlinie 2008/50/EG) festgelegten und in nationales Recht umgesetzten Grenzwerte, Messkriterien und Messmethoden. In der Bundesrepublik sind hierbei das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) und die 39. Bundes-Immissionsschutzverordnung (39.BImSchV) bindend. Messungen werden demnach im städtischen und ländlichen Hintergrund (größere Repräsentativität), an Standorten erhöhter Belastung (städtisch verkehrsnah, kleinräumig repräsentativ) und an erheblich industriell beeinflussten Standorten sowie an Standorten, an denen die Luftqualität zum Schutz der Vegetation und natürlicher Ökosysteme überwacht werden soll, durchgeführt (Richtlinie 2008/50/EG, 2008). Kapitel 2.2 stellt ausführlich die Messstationstypen in der Luftqualitätsüberwachung dar. Aus der Luftqualitätsrichtlinie der EU ergibt sich, dass die Luftqualität überall bewertet werden muss. In der BRD werden deshalb jeweils durch die Bundesländer zur Überwachung der Luftqualität Immissionsmessnetze (Luftmessnetze) betrieben. Die Luftgüte wird jeder Zeit mit kontinuierlich registrierenden Geräten erfasst, um möglichst immer eine genaue Einschätzung der Luftqualität bzw. der Schadstoffbelastung zu ermöglichen (LfULG; 2011; Richtlinie 2008/50/EG, 2008). In Kapitel 2.3 werden die Funktionsweise und die Messgenauigkeit der Geräte zur Erfassung von Stickstoffdioxid und Feinstaub dargestellt. In Sachsen obliegt die Zuständigkeit zur lufthygienischen Überwachung dem Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und wird durch die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) im Auftrag des LfULG durchgeführt (LfULG; 2011).

1.2.2 Die Beurteilung von Luftreinhaltemaßnahmen

Luftreinhaltemaßnahmen sind bestimmte zuvor festgelegte Methoden oder Handlungsanweisungen, um in einem bestimmten Gebiet die Luftschadstoffkonzentration unter einen festgelegten Grenzwert bzw. Zielwert zu bringen und unter diesem zu halten. Ziel ist, die menschliche Gesundheit sowie die Umwelt insgesamt zu schützen. Durch eine auf die lokalen Verhältnisse ausgerichtete Ursachenanalyse und Maßnahmenplanung werden die Grundsätze von Verursachergerechtigkeit und Verhältnismäßigkeit beachtet. Luftreinhaltemaßnahmen sind aufgrund regionaler Besonderheiten wie Relief, Landnutzung, Emittenten und meteorologischen Bedingungen meist nicht ohne weiteres von einem Gebiet auf das andere übertragbar (LfULG, 2011; Richtlinie 2008/50/EG, 2008).

Luftreinhaltemaßnahmen sind unter anderem die flächendeckende Einrichtung, Modernisierung oder Erneuerung von emissionsmindernden Einrichtungen an ortsfesten Emissionsquellen, z. B. die Modernisierung von Abgasreinigungsanlagen in Kraftwerken. Maßnahmen, die sich auf den Straßenverkehr als einem Hauptverursacher für Luftschadstoffe beziehen, sind neben einer Änderung des Modal Split zu Gunsten umweltfreundlicher Verkehrsträger auch die Einrichtung von Gebieten mit begrenztem Emissionsniveau (engl. low emission zone), wie Umweltzonen, verkehrsberuhigte Zonen oder die Einführung einer Maut im städtischen Bereich (LfULG, 2011; Richtlinie 2008/50/EG, 2008; UBA, 2007a). Abbildung 2

zeigt schematisch die Immissionsniveaus einer Stadt nach Lenschow et al. (2001), die jeweils auch durch unterschiedliche Messstationstypen abgebildet werden (vgl. Kapitel 2.2).

Auf eine ländliche Hintergrundkonzentration, die weitgehend unbeeinflusst von lokalen Emissionen ist, wird eine städtische Hintergrundbelastung (städtischer Hintergrund) aufgesetzt. Sie speist sich aus typischen Emissionen einer Stadt, wie Straßenverkehr oder Feuerungen. An stark befahrenen Straßen addieren sich zur ländlichen und städtischen Hintergrundbelastung weitere Emissionen. Dort finden sich dann die höchsten Immissionskonzentrationen einer Stadt (Hot Spot).

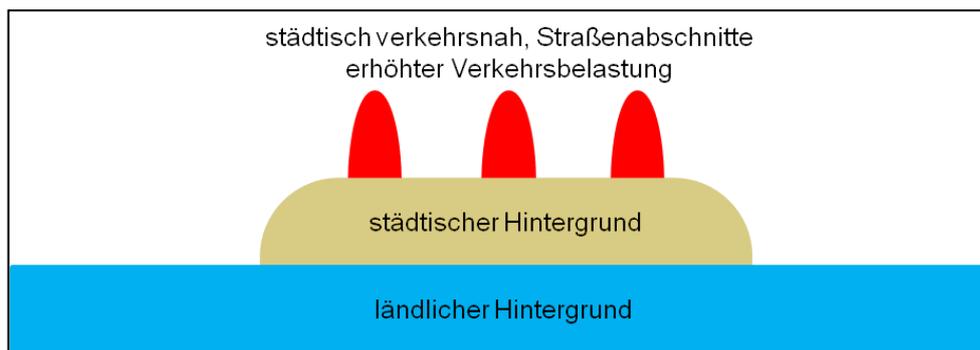


Abbildung 2: Immissionsniveaus im Ballungsraum verändert nach Lenschow et al. (2001)

Um die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen im Vorfeld beurteilen zu können (Prognose) wird die Immissionskonzentration mit Hilfe von Immissionsmodellen berechnet. Hierbei dienen als Eingangsgrößen die punktuellen Messungen der Immissionskonzentration (Luftmessnetz), Daten der mittleren Emission sowie meteorologische Mittelwerte. (LfULG, 2011; Richtlinie 2008/50/EG, 2008). Nach Einführung einer Luftreinhaltemaßnahme kann die Wirksamkeit auch durch Vergleichsmessungen abgeschätzt werden: vor und nach Einführung dieser Maßnahme über einen längeren Zeitraum, um damit den wechselnden Einfluss der atmosphärischen Austauschbedingungen zu minimieren, oder durch den Vergleich von ähnlichen Gebieten mit und ohne diese Maßnahme (LfU, 2013; LfULG, 2011).

Die Immissionsmodellierung ist neben der Messung das wichtigste Instrument zur Beurteilung der Luftgüte sowie der Prognostizierung der zukünftigen Luftgüte nach Umsetzung von Maßnahmen, insbesondere bei der Erstellung von Luftreinhalteplänen. Als Eingangsgrößen werden hierfür nur Daten von Messstationen verwendet, die für ein größeres Gebiet als repräsentativ angesehen werden können und somit von punktuellen Quellen in unmittelbarer Umgebung unbeeinflusst sind (Stationen des städtischen und ländlichen Hintergrunds). Bei der Modellierung erfolgt zuerst die Berechnung der Hintergrundbelastung ohne Berücksichtigung des regionalen bzw. lokalen Schadstoffausstoßes. Dann werden unter Berücksichtigung der regionalen Quellen, der Landnutzung und des Höhenprofils die Zusatzbelastung durch die lokalen und die grenznahen Quellen berechnet. Aus diesen beiden Schritten kann so die Flächenbelastung ermittelt werden. Dabei beträgt die Rastergröße 2,5 x 2,5 km. Da diese

Rastergröße für Stadtgebiete zu grob ist, wird hierfür die Berechnung für Raster der Größe 1 x 1 km durchgeführt. Zuletzt wird die Zusatz- und Gesamtbelastung in den einzelnen Straßenabschnitten errechnet. Dabei werden neben den Verkehrszahlen auch die Straßenrandbebauung, das Fahrverhalten und die Straßengeometrie berücksichtigt. Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs werden dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs entnommen (HBEFA, engl. Handbook Emission Factors for Road Transport), welches vom UBA in unregelmäßigen Abständen aktualisiert und veröffentlicht wird. Für die Prognose der zukünftigen Immissionssituation kann dann beispielsweise eine geänderte Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, ein veränderter Verkehrsfluss, veränderte Verkehrszahlen oder auch eine geänderte Straßenrandbebauung berücksichtigt werden (LfULG, 2011).

Um den für den Luftaustausch begünstigenden oder vermindernenden Einfluss der Atmosphäre auszuschließen, werden die Mittelwerte der jährlichen Immissionskonzentrationen mehrerer Jahre als Eingangsgröße verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass die Emissionen in diesen Jahren relativ ähnlich waren. Die Qualität des Modellergebnisses kann durch den Vergleich mit den tatsächlich gemessenen Werten einer Luftmessstation, z. B. einer Straßensmessstation, eingeschätzt werden (LfULG, 2011; RP Dresden, 2008).

Da das Ergebnis der Modellierung ein Jahresmittelwert ist, wird für den Tagesgrenzwert von PM10 (vgl. Tabelle 6) der statistische Zusammenhang zwischen Anzahl der Überschreitungstage im Kalenderjahr und Jahresmittelwert verwendet (vgl. Abbildung 3). Dieser Zusammenhang wurde aus den Daten der Stationen des sächsischen Luftmessnetzes für den Zeitraum 1999-2005 hergeleitet (LfULG, 2011) und wird auch durch Untersuchungen im gesamten Bundesgebiet bestätigt (IVU, 2002, 2006). Einem Jahresmittelwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entsprechen hierbei 35 Überschreitungstage im Jahr.

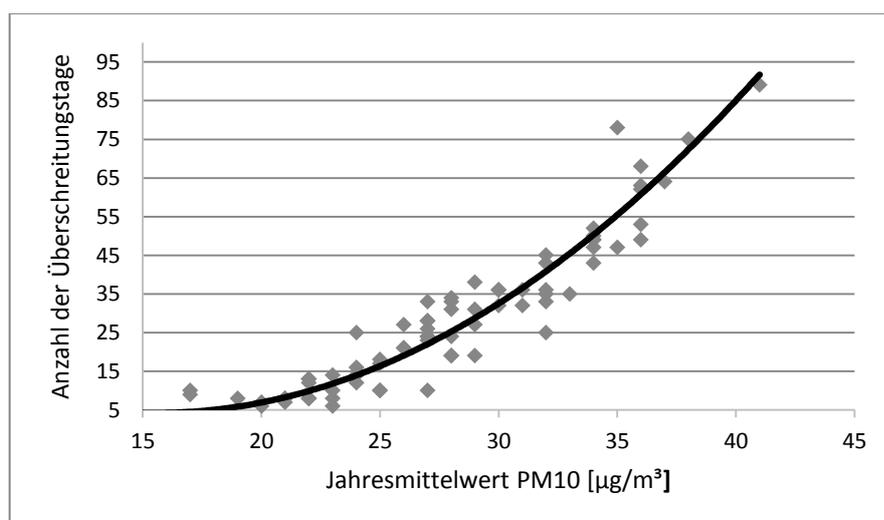


Abbildung 3: Jahresmittelwert und Anzahl der Überschreitungstage für Feinstaub PM10 aus Daten des sächsischen Luftmessnetzes für den Zeitraum 1999-2005

$$y = 0,1345x^2 - 4,1666x + 36,492; R^2 = 0,92 (p=0,01)$$

1.2.3 Die Luftqualität am Beobachtungsstandort

Emission

In Dresden ist der Verkehr der Hauptverursacher der Stickstoffdioxid-Emission, dessen Intensität über das Jahr nur wenig variiert. Insgesamt gingen in Sachsen seit Beginn des neuen Jahrtausends die Stickoxid-Emissionen nur wenig zurück (Mannsfeld, 2014). Wesentliche Quellen für Feinstaub sind neben dem Verkehr auch Emissionen aus Kraft- und Heizwerken sowie Haushalten, besonders aber aus Ofen- und Holzheizungen des Umlandes (LfULG, 2011a, 2015a, 2015b; LRP Dresden, 2011; Mannsfeld, 2014). Die Tabellen 1 und 2 zeigen für die Stadt Dresden jeweils für Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10 eine Aufschlüsselung nach Emittentengruppen für das Jahr 2008 (LRP Dresden, 2011).

Tabelle 1: Emissionen von Stickstoffdioxid in der Stadt Dresden im Jahr 2008

Emittentengruppe	Emission [t/a]	Anteil [%]
Industrie	684	20,4
Hausbrand und Kleinverbraucher	215	6,4
Verkehr	2.448	73,0
Landwirtschaft	8	0,2
Summe	3.355	100,0

Quelle: Luftreinhalteplan Dresden 2011 (LRP Dresden, 2011)

Tabelle 2: Emissionen von Feinstaub PM10 in der Stadt Dresden im Jahr 2008

Emittentengruppe	Emission [t/a]	Anteil [%]
Industrie	9	2,8
Hausbrand und Kleinverbraucher	23	7,2
Verkehr	274	85,4
Landwirtschaft	15	4,7
Summe	321	100,0

Quelle: Luftreinhalteplan Dresden 2011 (LRP Dresden, 2011)

Immission

Im Jahr 2014 wurden in Dresden noch nicht überall die Grenzwerte entsprechend der Luftqualitäts-Richtlinie der EU bzw. der 39. BImSchV eingehalten. An der verkehrsnahen Messstation Dresden-Bergstraße (im Weiteren Station Bergstraße genannt) betrug der Jahresmittelwert für Stickstoffdioxid $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, womit der Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich

überschritten wurde. Weiterhin konnte der Tagesgrenzwert für Feinstaub PM10 nicht eingehalten werden. An 36 Tagen wurde ein Tagesmittel von 50 µg/m³ überschritten. 35 Überschreitungstage sind zulässig (LfULG, 2015b; Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39.BImSchV, 2010).

Die Station Bergstraße repräsentiert kein größeres Stadtgebiet. Es handelt sich hierbei um einen Punkt erhöhter Belastung (Hot Spot), in diesem Fall sogar um den Punkt der höchsten Belastung in Dresden und für Stickstoffdioxid sogar in Sachsen. An der zweiten verkehrsnahen Messstation in Dresden (Dresden-Nord) kam es 2014 zu keiner Grenzwertüberschreitung.

Die Luftgütemessstation Dresden-Winckelmannstraße (im Weiteren Station Winckelmannstraße genannt), eine Station des städtischen Hintergrunds, repräsentiert die Luftqualität eines größeren Stadtgebietes (vgl. Kapitel 2.2.2). Auch an dieser Station kam es in den vergangenen Jahren zu keiner Grenzwertüberschreitung (LfULG, 2015b). Tabelle 3 stellt für die Station Winckelmannstraße für die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid, Feinstaub als PM10 und PM2.5 die Jahresmittelwerte mit Gesamtmittelwerten für den Zeitraum der Radon-Messung von 2011 bis 2014 dar. Wie die Jahresmittelwerte zeigen, kann die Luftqualität in Dresden als überwiegend gut beurteilt werden. Die Immissionskonzentrationen der betrachteten Luftschadstoffe besitzen zudem einen ausgeprägten Jahresgang. Abbildung 4 veranschaulicht diesen Sachverhalt. Ursachen dafür sind, jahreszeitlich unterschiedliche Emissionen von Luftschadstoffen bzw. Vorläufersubstanzen sowie die jahreszeitlich wechselnden Ausbreitungsbedingungen. In Anhang 2 sind für die betrachteten Luftschadstoffe die Jahresgänge einzeln aufgeführt.

Tabelle 3: Jahresmittelwerte der Jahre 2011-2014 der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße

Luftschadstoff [µg/m ³]	2011	2012	2013	2014	Gesamtmittel
NO ₂	24	20	20	19	21
PM10TEOM	22	19	19	20	20
PM10HVS	22	20	20	21	21
PM2.5HVS	17	15	16	17	16

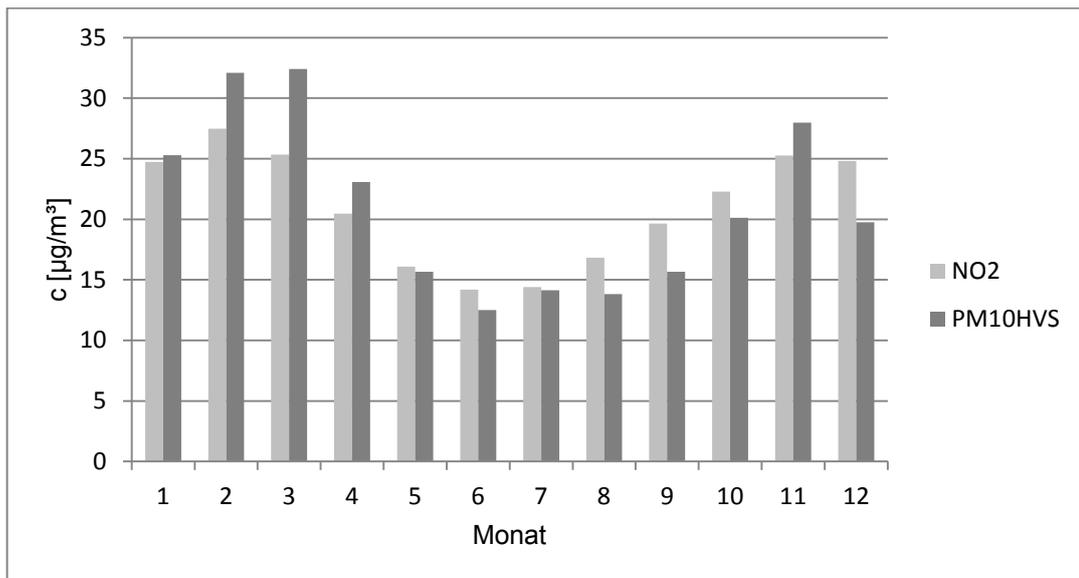


Abbildung 4: Mittlerer Jahrgang der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10 an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße während des Beobachtungszeitraums 2011-2014

1.3 Radon – Eigenschaften, Entdeckung, Erforschung, Vorkommen

1.3.1 Eigenschaften von Radon

Das Edelgas Radon besitzt in mehrfacher Hinsicht eine herausragende Stellung im Periodensystem der Elemente. Es ist das einzige natürlich vorkommende radioaktive Edelgas und das Edelgas mit der höchsten Atommasse. Mit einer Dichte von 9,73 g/l ist es das schwerste natürlich vorkommende Gas überhaupt. Bei Normdruck besitzt Radon mit 211,3 K den höchsten Siedepunkt und mit 202 K den höchsten Schmelzpunkt aller Edelgase. Von 10^{21} Teilchen der Luft ist im Mittel nur eines ein Radon-Atom. Damit ist Radon der seltenste Bestandteil der Luft und überhaupt eines der am seltensten auf der Erde vorkommenden Elemente.

Unter Normalbedingungen ist Radon, wie alle Edelgase, farb-, geruch- und geschmacklos sowie chemisch kaum reaktiv. Dennoch existieren aufgrund der relativ geringen ersten Ionisierungsenergie einige Verbindungen, beispielsweise mit Fluor zu Radonfluorid. Darüber hinaus ist Radon gut in Wasser und noch um ein Vielfaches besser in organischen Flüssigkeiten löslich, was einen Transport über diese Medien ermöglicht.

Als Feststoff oder Flüssigkeit ist Radon phosphoreszierend und besitzt eine stahlblau leuchtende Färbung. Wird es weiter unter seinen Schmelzpunkt abgekühlt, färbt es sich gelblich bis orange-rot. Tabelle 4 stellt zusammenfassend wesentliche Eigenschaften von Radon dar.

Tabelle 4: Radon-222 im Periodensystem der Elemente und physikalische Eigenschaften

Symbol	Rn	Aggregatzustand	gasförmig
Ordnungszahl	86	Dichte*	9,73 kg/m ³
Serie	Edelgase	Schmelzpunkt	202 K (-71,15 °C)
Gruppe	18	Siedetemperatur	211,3 K (-61,85 °C)
Periode	6	Verdampfungswärme	16,4 kJ/mol
Block	p	Schmelzwärme	2,9 kJ/mol

Isotope

Gegenwärtig sind 34 Isotope und 4 Kernisomere von Radon bekannt, wobei lediglich 5 Isotope natürlich vorkommen. Ein weiteres natürlich vorkommendes Radon-Isotop (Rn217) ist Teil der heute nicht mehr natürlich vorhandenen „prähistorischen“ Neptunium-Zerfallsreihe. Es entsteht nur noch als Teil der künstlich geschaffenen Neptunium-Zerfallsreihe in Kernreaktoren. Alle Isotope und Kernisomere des Radons sind radioaktiv.

Mit einem Anteil von 90 Prozent kommt Radon-222 an den natürlich vorkommenden Radon-Isotopen am häufigsten vor. Seine Halbwertszeit beträgt 3,8235 Tage. Radon-222 besitzt damit die längste Halbwertszeit aller Radon-Isotope. Das Radon-Isotop 222 ist Glied der Uran-Radium-Zerfallsreihe und geht unter α -Zerfall aus Radium-226 hervor. Unter Freisetzung eines α -Teilchens entsteht dann aus Radon-222 Polonium-218. Die Zerfallsreihen sind nach ihren bedeutendsten Nukliden benannt, d. h. deren Vorkommen für die Häufigkeit der nachfolgenden Zerfallsprodukte maßgeblich sind. Für die Konzentration von Radon-222 beispielsweise ist der Gehalt von Uran und Radium im Gestein oder Bodenmaterial bestimmend.

Einen weiteren bedeutsamen Anteil am natürlich vorkommenden Radon besitzt das früher auch als Thoron bezeichnete Radon-220 mit einem Anteil von neun Prozent. Es ist Teil der Thorium-Zerfallsreihe und besitzt eine Halbwertszeit von 55,6 Sekunden. Mit einem Anteil von einem Prozent ist Radon-219, auch Actinon genannt, das dritthäufigste natürlich vorkommende Radon-Isotop. Es besitzt eine Halbwertszeit von 3,96 Sekunden und ist Teil der Uran-Actinium-Zerfallsreihe. Radon-220 und Radon-219 gehen ebenfalls entsprechend ihrer jeweiligen Zerfallsreihe unter Abgabe eines α -Teilchens aus Radium hervor und zerfallen unter Freisetzung eines weiteren α -Teilchens zu Polonium. Die zwei weiteren natürlich vorkommenden Radon-Isotope Radon-218 und Radon-223 kommen lediglich in Spuren vor.

Die große Besonderheit von Radon besteht darin, dass es im Gegensatz zu allen anderen Elementen der drei natürlich vorkommenden Zerfallsreihen unter Normalbedingungen gasförmig ist und damit eine hohe Mobilität nicht nur gelöst in Wasser, sondern auch in der Luft besitzt. Aufgrund dieser Eigenschaft ist es als Tracer im Wasser und in der Luft interessant. Tabelle 5 enthält für die drei häufigsten natürlich vorkommenden Radon-Isotope den jeweiligen Anteil am natürlich vorkommenden Radon, die Halbwertszeiten und die jeweilige Zerfallsreihe.

Tabelle 5: Die drei häufigsten natürlich vorkommenden Radon-Isotope

Isotop	Anteil	Halbwertszeit	Zerfallsreihe
Radon-222 (Radon)	90 %	3,8235 d	Uran-Radium-Reihe
Radon-220 (Thoron)	9 %	55,6 s	Thorium-Reihe
Radon-219 (Actinon)	1 %	3,96 s	Uran-Actinium-Reihe

1.3.2 Entdeckung und Erforschung des Radons

Mitte des 15. Jahrhunderts führten reiche Silberfunde im Erzgebirge in der Region der heutigen Stadt Schneeberg zu einem beträchtlichen Anstieg der Bergbauaktivitäten. Bereits wenige Jahrzehnte später trat unter den Bergleuten eine rätselhafte meist tödlich verlaufende Lungenerkrankung auf, die später als Schneeberger Krankheit bekannt wurde (auch Bergsucht, Schneeberger Berg- oder Lungenerkrankung). Paracelsus (1493–1541) beschrieb 1537 diese Krankheit in seinem 1567 postum gedruckten Werk zu den berufsspezifischen Gesundheitsschäden bei Bergleuten. Auch Agricola (1494–1555) berichtet im 6. Band seiner 1556 erschienenen „De Re Metallica“ über eine „unheilvolle Schwindsucht“, die selbst junge Männer „dahingerafft hat“. Lange blieb unbekannt, dass die Schneeberger Krankheit durch das verstärkte Einatmen von Radon und besonders seiner Zerfallsprodukte und der damit verbundenen erhöhten Strahlungsbelastung im Körperinneren verursacht wurde. Ende des 19. Jahrhunderts diagnostizierten die Ärzte Hesse und Härtung diese Krankheit als Lungenkrebs, ordneten sie aber der falschen Ursache zu. Erst nach der Entdeckung der Radioaktivität (1896) und des Radons (1900) sowie nach umfangreichen Untersuchungen in erzgebirgischen Bergrevieren und epidemiologischen Studien unter Bergleuten in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde zweifelsfrei die tatsächliche Ursache erkannt (Kiefer u. Koelzer, 1992; Schüttmann, 1988; Šikl, 1930; Wilde jr., 1982).

Die Entdeckung des Radons als Element erfolgte kurze Zeit nach der Entdeckung des Elementes Radium. Marie (1867–1934) und Pierre Curie (1859–1906) beobachteten im Jahre 1898 an Proben des von ihnen zuvor entdeckten Radiums (Entdeckung am 21. Dezember 1898) und an Gegenständen in unmittelbarer Nähe dieser Proben, dass sie eine lumineszierende Strahlung auszusenden begannen. Wurden die Radiumproben aus der Nähe dieser Gegenstände entfernt, verloren sie wieder diese Eigenschaft. Marie und Pierre Curie bezeichneten dies als „induzierte Radioaktivität“ (Curie, 1905; Schubert, 2006).

Der deutsche Physiker Friedrich Ernst Dorn (1848–1916) widmete sich als einer der ersten dem Problem der von Marie und Pierre Curie beschriebenen lumineszierenden Strahlung und entdeckte im Jahre 1900 ein von Radiumsalzen emaniertes radioaktives Gas. Er nannte es Radium-Emanation (Radon-222). Im Jahre 1908 gelang es Ramsay (1852–1916) und Whytlaw-Gray (1877–1958) so eine große Menge zu isolieren, dass sie erstmals seine Dichte bestimmen konnten. Da das Gas bei Verflüssigung ein phosphoreszenzartiges Leuchten zeigte, nannten sie es Niton (lat. nitens für „leuchtend“) (Schubert, 2006; Wilkening, 1990a).

Ernest Rutherford (1871–1937) und R. B. Owens (1870–1940) stellten bereits 1899 fest, als sie mit Thoriumpräparaten arbeiteten, dass zusätzlich zur Radioaktivität des Thoriums radioaktive „Partikel“ ausgesendet wurden (Rutherford, 1900; Schery, 1990). Rutherford nannte dies „Emanation“ (Rutherford, 1900). Es handelte sich um Radon-220, die Thorium-Emanation oder Thoron, wie es später genannt wurde (Wilkening, 1990a). Im Jahre 1904 entdeckten André-Louis Debierne (1874–1949) sowie Friedrich Giesel (1852–1927) unabhängig voneinander Radon-219, die Actinium-Emanation oder auch Actinon (Renoux, 1996).

Im Jahre 1923 vergab dann das International Committee for Chemical Elements und die Union Internationale de la Chimie Pure et Appliquée für die drei bis dahin entdeckten natürlich vorkommenden Isotope entsprechend der Zerfallsreihe die Namen Radon, Thoron und Actinon (Aston et al., 1923). Nachdem später offiziell die Isotope eines Elementes nur noch nach dem Atomgewicht und nicht mehr durch eigene Namen unterschieden wurden, erhielt das Element mit der Ordnungszahl 86 einheitlich den Namen Radon (Schubert, 2006).

Im letzten Jahrhundert wurde Radon vor allem wegen seiner gesundheitlichen Bedeutung Interesse geschenkt. Zum einen entstanden Radonbäder (Radonbalneologie) aufgrund der vermuteten Heilwirkung radioaktiver Substanzen, wie z. B. in Bad Brambach in Sachsen, Bad Kreuznach in Rheinland-Pfalz oder Jáchymov in Tschechien. Zum anderen rückte Radon in Wohngebäuden als Verursacher von Lungenkrebs in den Mittelpunkt des Interesses. Allein in der Bundesrepublik wird Radon als Ursache für etwa 1.900 tödlich verlaufende Lungenkrebs-erkrankungen pro Jahr angenommen. Darüber hinaus wird gegenwärtig Radon als größter Umweltrisikofaktor für Lungenkrebs eingeschätzt (BMU, 2004a; Kreuzer, 2005; Kreuzer und Jung, 2008; Menzler et al, 2006).

Auch in Zukunft wird Radon aufgrund seiner einzigartigen Eigenschaften als ein inertes natürlich vorkommendes radioaktives Edelgas, aber auch aufgrund seiner hohen Gesundheitsrelevanz für Forschung, Wissenschaft und Praxis von großer Bedeutung bleiben.

1.3.3 Vorkommen von Radon

Radon ist eines der seltensten natürlich vorkommenden Elemente der Erde. In der bodennahen Atmosphäre kommt es dort in höheren Konzentrationen vor, wo die Ausgangsgesteine und die darauf entstandenen Böden hohe Anteile der radioaktiv zerfallenden Elemente Uran oder Thorium aufweisen (vgl. Kapitel 1.4). Für das Vorkommen des im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit stehende Radon-222 ist neben Uran auch das Vorhandensein von Radium-226 maßgebend, da es sich hierbei um ein Isotop mit einer langen Halbwertszeit von 1602 Jahren handelt und das Radon-222 direkt aus dem Zerfall des Radium-226 hervorgeht.

Ausgangsgesteine, die erhöhte Radon-Emissionen verursachen, sind z. B. Granit, Gneis, Tuff, Granodiorit, Grauwacke, Porphyry, Sandstein oder Schiefer (Åkerblom et al., 1984; BMU, 2012; Kemski et al., 1996; NCRP, 1988; Schubert, 2006; Wilkening, 1990a). Sind Böden gut entwickelt und feinporig, können Radon-Emanationskoeffizienten mit einem Wert von bis zu 0,7 auftreten (Wilkening, 1974). Das heißt 70 Prozent aller gebildeten Radon-Atome gelangen

in den Porenraum. Radium-226 steht mit Uran-238 für gewöhnlich in Gesteinen in einem Zerfallsgleichgewicht. In Böden sind durch geochemische Prozesse aber Ungleichgewichte möglich (Langmuir & Riese, 1985). Beispielsweise kann über Ionenaustauschvorgänge Radium an organischem Material oder Tonmineralien gebunden werden (Reichel, 1995 in Kemski et al., 1996). Die Elemente Uran und Thorium sind in der gesamten Erdkruste vorhanden und relativ gleichmäßig verteilt. So entsteht Radon überall in der Erdkruste (Wilkening, 1990a). Die Bodenluft enthält etwa 18-180 kBq/m³. In unbelüfteten Uranminen wurden sogar bis zu 3.700 kBq/m³ gemessen.

Es gelangen etwa 2 TBq/s ständig aus der Erdkruste in die Atmosphäre. In der bodennahen Atmosphäre wird Radon durch die Turbulenz verteilt. Vernachlässigbare, emissionsarme Flächen für Radon sind mit Lava bedeckte Flächen, Ozeane sowie die Eisschilde der Antarktis und Grönlands (NCRP, 1988). Kapitel 1.4 beschreibt ausführlich den Vorgang der Emanation und Exhalation von Radon aus Gesteinen und Bodenmaterial in die bodennahe Atmosphäre.

Auch im Meeresboden wird Radon gebildet, oder es entsteht aus im Wasser gelöstem Radium-226 (Broecker et al., 1967; NCRP, 1988). Radium-226 und Radon-222 stehen im Meerwasser im Zerfallsgleichgewicht und besitzen eine Gesamtkonzentration von etwa 4 Bq/m³. Aufgrund des gegenüber der Erdkruste tausendfach geringeren Radiumgehaltes des Meerwassers (Dueñas et al., 1994), des radioaktiven Zerfalls des Radons auf dem Weg vom Meeresboden zur Meeresoberfläche und der geringen Konvektion über der Meeresoberfläche, bildet Radon über den Meeren nur sehr geringe Konzentrationen (Bolin, 1960; NCRP, 1988; Schumann, 1972). Lediglich 2 Prozent des atmosphärischen Radons stammen aus Ozeanen.

Über Festlandflächen beträgt die Radon-Konzentration in einem Meter Höhe etwa 8 Bq/m³ und über Ozeanen etwa 0,04 Bq/m³ (0,02-0,2 Bq/m³). Die Flussdichten schwanken zwischen 17 mBq/m²*s über Boden und 0,1 mBq/m²*s über Ozeanen (NCRP, 1988; Wilkening, 1990a). Abbildung 5 zeigt für das Gebiet der BRD den Radon-Gehalt der Bodenluft einen Meter unter der Oberfläche. Insbesondere Sachsen, Thüringen und Bayern weisen weiträumig erhöhte Gehalte auf. In der nördlichen Landeshälfte enthält die Bodenluft meist nur geringe Mengen.

Weiterhin können Baustoffe, wie Beton oder Schlacke, sowie kompakte Steine, z. B. Granitblöcke, aufgrund hoher Gehalte von Radium-226 zu erhöhten Radon-Konzentrationen beitragen (BMU, 2012; Lehmann, 1996; Nazaroff, 1988). Hierbei ist aber auch wesentlich, welcher Anteil des Radons das Material überhaupt verlassen kann. So weisen Baustoffe, die herstellungsbedingt hohen Temperaturen ausgesetzt waren und damit keramisiert oder verglast wurden, eher niedrige Emanationsraten auf. Dies führt trotz hoher Radiumgehalte zu moderaten Exhalationsraten (BfS 2012; Khan et al. 1992; Righi & Bruzzi, 2006).

Ebenso können ehemalige oder aktive Bergbauggebiete Quellen erhöhter Radon-Emission darstellen. Radon kann dort an Abwetterschächten, aus Tagebauen, von Abraumhalden und anderen Ablagerungen freigesetzt werden (Gatzweiler, 1996; Merkel & Dudel, 1998; Röhnsch, 1996). Im Ballungsraum Dresden fanden in den vergangenen Jahrzehnten bergbau-

liche Aktivitäten statt (Gürtler et al., 2000). Im Kapitel 2.1.3 wird ein möglicher Einfluss auf die Radon-Messung an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße diskutiert.

Die Förderung und Verbrennung fossiler Brennstoffe kann auch zu einer erhöhten Radon-Konzentration beitragen. Insbesondere bei der Gewinnung werden erhebliche Mengen freigesetzt (Leenhouts et al., 1996). Obwohl in einem Kohlekraftwerk etwa 90 bis 99,5 Prozent der Flugasche durch Filteranlagen zurückgehalten werden (UNSCEAR, 1988), wird schätzungsweise durch ein Kraftwerk mit einer Leistung von 600 MWe eine Radon-Konzentration von 34 GBq/a freigesetzt (Leenhouts et al., 1996). Im Ballungsraum Dresden ist Kohle als Brennstoff in den vergangenen Jahrzehnten weitgehend durch Erdgas ersetzt worden. Die Verbrennung von Erdgas in Erdgaskraftwerken kann auch bedeutende Konzentrationen von etwa 230 GBq/a (bei 400MWe) freisetzen. Dies bezieht sich allerdings auf Untersuchungen in niederländischen Erdgaskraftwerken, in denen primär dort gewonnenes Erdgas sofort verbrannt wurde (Leenhouts et al., 1996). Der Radon-Gehalt im Erdgas, bei der Förderung etwa 1 kBq/m^3 (UNSCEAR, 1988), ist allerdings jeweils abhängig von den Aufenthaltszeiten in Leitungen und Speichern (Radon-Konzentration etwa 8 Bq/m^3 nach einem Monat). Ein großer Teil des Radons ist somit bis zur Verbrennung bereits zerfallen (Lehmann, 1996). Für Erdöl kann aufgrund des längeren Transportes und der meist langen Lagerungszeiten in Tanks von sehr geringen Radongehalten ausgegangen werden. Da Erdöl sehr geringe Aschegehalte aufweist, werden keine Aschefilter vorgesehen, weshalb mit den Verbrennungsgasen auch Uran-238 und Radium-226 ausgestoßen werden (Baros et al., 2005). Ebenso können die Nutzung geothermischer Energie sowie geothermale Quellen zu erhöhter Freisetzung von Radon in der Umgebung führen (UNSCEAR, 1988; Fanning et al., 1981).

Weiterhin werden bei der Eisen- und Stahlproduktion, der Zementindustrie sowie beim Abbau und der Verarbeitung von Phosphor erhebliche Radon-Emissionen verursacht, insbesondere bei der Herstellung von Phosphordünger (Leenhouts et al., 1996; Wilkening, 1990a). Der Einsatz phosphathaltiger Dünger mit erhöhten Konzentrationen von Uran-238 und Radium-226 führt aber, auch nach längeren Zeiträumen der Düngung, nicht zu einer erheblichen Veränderung des vor Ort vorhandenen Uran- und Radiumgehalts (Lehmann, 1996, Taylor, 2007; Yamaguchi et al., 2009).

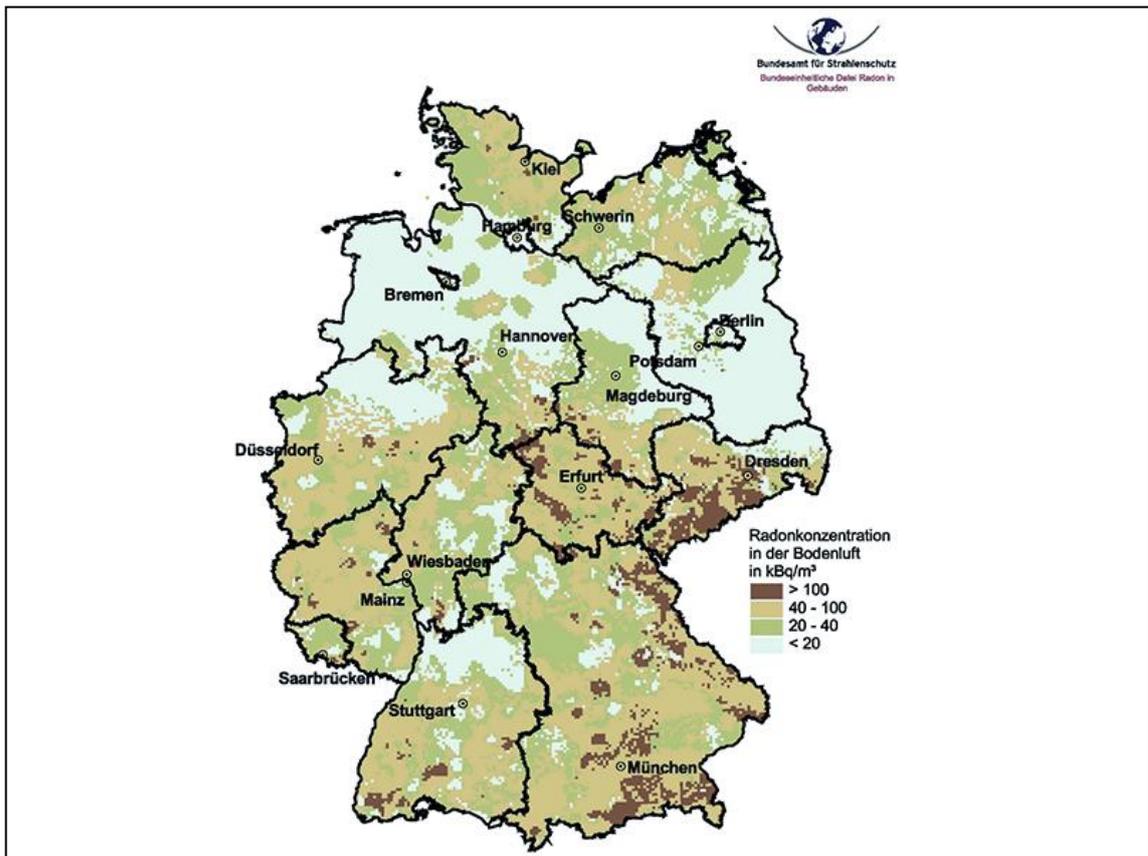


Abbildung 5: Radon-Konzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (Quelle: BfS, 2016)

1.4 Die Emanation und Exhalation von Radon und ihre Einflussfaktoren

Das radioaktive Edelgas Radon entsteht als Glied der Uran-Radium-Zerfallsreihe aus dem Zerfall von Radium-226, welches in der mineralischen Matrix von Gesteinen oder in Bodenpartikeln enthalten ist. Der Vorgang des Entweichens des Radons aus dem Mineralgitter in den luft- oder wassergefüllten Porenraum wird als Emanation bezeichnet. Neben der Radonbildungsrate im Mineralgitter bestimmt maßgeblich die Emanationsstärke die Radonkonzentration im Porenraum (Schubert, 2006). Die Emanationsstärke wird mit dem dimensionslosen Emanationskoeffizienten ausgedrückt, der das Verhältnis von Anzahl emanierter zur Gesamtzahl im Mineralgitter gebildeter Radon-Atome angibt. Für Böden unterschiedlicher Feuchte können Emanationskoeffizienten Werte zwischen 0,05 und 0,70 aufweisen (Nazaroff, 1992).

Beim Radiumzerfall wird das entstehende Radon-Atom kurzzeitig beschleunigt. Dabei können Radon-Atome im Mineralgitter eine Wegstrecke von bis zu $0,07 \mu\text{m}$ zurücklegen (Tanner, 1980). Bedingt durch die Halbwertszeit und den geringen Diffusionskoeffizienten des Radons im Mineralgitter entstehen Diffusionslängen von etwa 10^{-7} bis $10^{-26} \mu\text{m}$ (Nazaroff & Nero, 1988; Nazaroff, 1992). Das bedeutet, dass die mit dem Radiumzerfall verbundene

Beschleunigung des Radon-Atoms praktisch die einzige Möglichkeit darstellt, ein Mineralkorn zu verlassen.

Wesentlich für die Emanation eines Radon-Atoms aus einem Mineralkorn in den Porenraum ist der Abstand der Radiumatome zur Kornoberfläche (max. $0,07 \mu\text{m}$) und ob das Radon-Atom überhaupt in Richtung Kornoberfläche beschleunigt wird. Weiterhin bestimmen die Emanationsstärke auch die Form und die Oberflächenbeschaffenheit der Mineralkörner und damit die effektive innere Matrixoberfläche eines Bodens (Schubert, 2006).

Für die Emanationsstärke einer Bodenmatrix ist außerdem von Bedeutung, ob der Porenraum mit Luft oder Wasser gefüllt ist und welchen Durchmesser die Poren aufweisen. Beim Austritt des Radon-Atoms aus dem Mineralkorn in einen luftgefüllten Porenraum wird dem Radon-Atom nur ein geringer Widerstand entgegengesetzt, sodass es längere Distanzen von etwa $63 \mu\text{m}$ zurücklegen kann. Schlägt das Radon-Atom dann in das gegenüberliegende Mineralkorn ein, kann es dieses durch Diffusion kaum noch verlassen und trägt damit nicht zur Emanation der Bodenmatrix bei (Nazaroff, 1992; Tanner, 1980; Schubert, 2006, Wilkening, 1990a).

Im Gegensatz dazu erhöht sich mit steigender Bodenfeuchtigkeit der Emanationskoeffizient, was übereinstimmend in Experimenten gezeigt werden konnte (Hosoda et al., 2007; Schubert, 2006). Das Porenwasser bzw. der Wasserfilm über den Mineralkörnern bremst die austretenden Radon-Atome und verhindert damit maßgeblich einen Einschlag in andere Mineralkörner (Tanner, 1980; Wilkening, 1990a). Da der Diffusionskoeffizient des Radons in Wasser bedeutend höher liegt als im Mineralkorn, ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass das Radon-Atom noch vor seinem Zerfall aus dem Wasserfilm in die Bodenluft diffundiert (Schubert, 2006).

Für Radon liegt das Verteilungsgleichgewicht zwischen Wasser und Luft überwiegend auf Seiten der Gasphase (Clever, 1979). Beispielsweise beträgt bei einer Temperatur von $10 \text{ }^\circ\text{C}$, die für mitteleuropäische oberflächennahe Böden typisch ist, der Verteilungskoeffizient $0,36$. Das bedeutet, dass die Radon-Konzentration in der Bodenluft etwa dreimal so hoch ist wie die des Porenwassers. Weiterhin folgt aus dem Radon-Verteilungsgleichgewicht, welches auf Seiten der Luft liegt, dass bei konstanter Emanationsrate bei einer Auffüllung des Porenraumes mit Wasser sich die Radon-Gleichgewichtskonzentration im verbleibenden Porenraum erhöhen muss (Schubert, 2006).

Das Verteilungsgleichgewicht zwischen Bodenluft und Bodenwasser stellt sich nach wenigen Sekunden ein, wobei die Geschwindigkeit der Lösung von Radon im Porenwasser vernachlässigt werden kann (Nazaroff, 1992; Schütz, 1994). Die Radon-Konzentration in Bodenluft und Bodenwasser kann somit immer als im Verteilungsgleichgewicht stehend angesehen werden.

Radon im luftgefüllten Porenraum eines Bodens bewegt sich aufgrund von Advektion und Diffusion, also durch Druck- und Konzentrationsgradienten, die sich für gewöhnlich an der Bodenoberfläche, der Grenze von Atmosphäre und Boden, aufbauen. Druck- und Konzentrationsgradienten an der Bodenoberfläche verursachen eine vertikale Migration von Radon und damit den Austritt von Radon in die bodennahe Atmosphäre. Dieser Prozess des Austritts des zuvor aus Gesteinen und Mineralkörnern emanierten Radons aus dem Boden in die Atmo-

sphäre wird als Exhalation bezeichnet (BMU, 2004b; Lindmark & Rosen, 1985; Schubert, 2006; Shitrit et al., 2012; Shweikani & Hushari, 2005; Tanner, 1964; Wilkening, 1990a).

Die Interaktion zwischen Bodenluft und Atmosphäre, die die Radonexhalation weitestgehend steuert, wird in starkem Maße vom Versiegelungsgrad des Bodens beeinflusst. Eine derartige Versiegelung kann durch bauliche Überdeckung, wie Straßen oder Gebäude, gegeben sein oder auch durch Bewuchs und Eis sowie durch die Wassersättigung des Oberbodens nach starkem Regen. Während einer Versiegelungsphase z. B. durch Schnee kommt es in den oberen Bodenschichten zu einer Anreicherung von Radon, was nach Ablauf der Versiegelungsphase zu einem kurzzeitigen Anstieg der Exhalation führen kann. Weiterhin kann das Einsickern von Starkregen auch zu einem kurzzeitigen Austreiben von Bodenluft führen und damit zu erhöhter Radon-Exhalation beitragen (BMU, 2004b; Lindmark & Rosen, 1985; Nazaroff, 1992; Schery et al., 1984; Schütz, 1994; Tanner, 1964; Whittlestone et al., 1998).

Während die Diffusion von Radon aus dem Boden durch den immer bestehenden Konzentrationsgradienten zwischen Bodenluft und Atmosphäre permanent gegeben ist, tritt die Advektion mit stark wechselnder Intensität auf, da der Druckgradient aufgrund der unbeständigen meteorologische Einflüsse großen Schwankungen unterliegt. Die meteorologischen Parameter, die die Advektion von Radon und damit die Exhalation maßgeblich beeinflussen, sind Boden- und Lufttemperatur, Bodenfeuchte, Luftdruck und Windgeschwindigkeit. Daneben üben auch die Parameter Niederschlag, Luftfeuchte und Sonneneinstrahlung einen signifikanten Einfluss aus (Benke & Kearfott; 1999; BMU, 2004b; Fujiyoshi et al., 2006; Grasty, 1997; İnan et al., 2012; Lawrence et al., 2009; Lindmark & Rosen, 1985; Nazaroff, 1992; Rahman & Ghauri, 2008; Rehs, 1999; Schery et al., 1984; Schubert & Schulz, 2002; Shitrit et al., 2012; Stranden et al., 1984; Tanner, 1964; Pinault & Baubron, 1997; Whittlestone et al., 1998). Da die Radon-Advektion durch die wechselnden meteorologischen Parameter verursacht wird, ist sie auch tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterlegen (İnan et al., 2012; King & Minissale, 1994; Lindmark & Rosen, 1985; Pinault & Baubron, 1997; Schubert, 2006; Whittlestone et al., 1998).

Der Transport von Radon aus den oberflächennahen Bodenporen in die Atmosphäre kann in zwei Prozesse unterschieden werden; einen mikroskopischen Prozess, in dem Diffusion und Advektion dominieren, und einen makroskopischen Prozess, in dem ein Fluss über Spalten, Risse oder Zugänge zu unterirdischen Hohlräumen stattfindet (Tanner, 1980; Wilkening, 1990a).

Ist aber der Boden wassergesättigt, ändern sich die Exhalationsbedingungen grundlegend. In trockenen Böden liegen „effektive“ Diffusionskoeffizienten (Diffusionskoeffizient in porösen Medien) von etwa $3 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ vor (Nazaroff & Nero, 1988, Nazaroff, 1992), in freier Luft bei $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ (Hirst & Harrison, 1939). Hingegen beträgt der Diffusionskoeffizient in wassergesättigten Böden etwa $2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (Tanner, 1964), womit die Diffusion für die Exhalation von Radon aus dem Boden nur noch sehr geringe Bedeutung besitzt. Auch kann die Advektion in einem wassergesättigten Boden nicht mehr stattfinden (Nazaroff, 1992).

In der Jahreszeit von November bis März sind in Mitteleuropa die Böden für gewöhnlich wassergesättigt. Neben der erheblich verminderten Diffusion und der Einschränkung der Advektion kommt in dieser Zeit hinzu, dass mit der niedrigen Wassertemperatur die Löslichkeit von Radon zunimmt und das Konzentrationsgleichgewicht in Richtung Wasserphase verschoben ist (Clever, 1979). Zudem kann die Oberfläche zeitweilig von Schnee bedeckt oder gefroren sein, was die Exhalation weiter erschwert (Lindmark & Rosen, 1985; Szegvary et al., 2009). Im Winterhalbjahr sind damit bedeutend niedrigere Exhalationsraten als im Sommer zu erwarten, was auch durch eine Reihe von Arbeiten bestätigt wird (Karstens, 2015; López-Coto et al., 2013; Schmidt, 1999; Szegvary et al., 2009).

Eine Freisetzung von Radon aus Baumaterialien, Gebäuden, Gesteinen oder aus Zugängen zu unterirdischen Hohlräumen kann zu dieser Jahreszeit dennoch stattfinden und wird kaum beeinträchtigt (BMU, 2012; Lehmann, 1996; Nazaroff & Nero, 1988) bzw. wird durch eine Schneeeauflage gedämpft (Lindmark & Rosen, 1985). Da die Temperaturen in unterirdischen Hohlräumen im Winterhalbjahr meist über den Außentemperaturen liegen, kann dies auch zu einer Erhöhung der Radon-Exhalation in die bodennahe Atmosphäre führen (Duenas et al., 2011; Wilkening, 1980).

1.5 Radon in der Forschung

Radon ist wegen seiner Eigenschaften als inertes natürlich vorkommendes Gas für eine ganze Reihe von Anwendungen in Wissenschaft und Forschung von Interesse. Seit einigen Jahrzehnten wird die Anwendung von Radon in der Seismologie, Vulkanologie und Tektonik erforscht. Aufgrund der kurz vor einem Erdbeben beginnenden Verspannungen im Gestein tiefer liegender Schichten kommt es zur Bildung von Rissen und einer damit verbundenen erhöhten Freisetzung von Radon, welches dann zu einem Anstieg der Radon-Konzentration in der Bodenluft, im Grundwasser und in Oberflächengewässern führt. Eine erhöhte Radon-Konzentration deutet auf eine erhöhte seismische Aktivität hin und kann damit ein möglicher Vorbote eines Erdbebens sein. Die Radon-Methode liefert hierfür die bisher zuverlässigsten Vorhersagen (Fujiyoshi et al., 2006; Gasparini & Mantovani, 1978; Greenfield et al., 2002; Harrison et al., 2010; Jaishi, 2014; King, 1978; 2010; Pitari et al., 2014; Shapiro et al., 1982; Talwani et al., 1980; Virk, 1993).

Die Messung der Radon-Konzentration findet auch im Bereich der Geochemie seit langem Anwendung. So wird zur Suche und Erkundung von Uranerz-Lagerstätten die Verteilung von Radon in Boden und tieferen Schichten sowie die Konzentration in Quell- oder Grundwasser ermittelt, um daraus Verteilungsmuster möglicher Lagerstätten abzuleiten (Bowie und Cameron, 1976; Gingrich, 1984; Smith et al., 1976). Ebenso ist für die Erkundung von Erdöl- und Erdgaslagerstätten sowie zur Erkundung der Geothermie die Anwendung von Radon von Interesse (Fleischer & Turner, 1984; Whitehead et al., 1983). Darüber hinaus kann die Kartierung von Radon genutzt werden, um mögliche Risikostandorte für Wohngebäude (karzinogene Wirkung von Radon) abzuleiten (Ielsch et al., 2001; Kemski & Partner, 2010).

In der Hydrologie kann die Radon-Konzentration eines Gewässers darüber Aufschluss geben, wie viel Grundwasser dem Gewässer zufließt, da Grundwasser meist über einen beträchtlich höheren Gehalt an Radon verfügt als Oberflächenwasser. Umgekehrt kann der Radongehalt auch darüber aufklären, wie viel Wasser von der Oberfläche als Niederschlags- oder Oberflächenwasser dem Grundwasser zufließt. Darüber hinaus kann Radon zur Untersuchung von Grundwassermigrationsprozessen genutzt werden (Cook et al., 2003; Hoehn & von Gunten; 1989; Schubert, 2006). Da sich Radon wesentlich besser in organischen Flüssigkeiten löst als in Wasser, findet es in der Hydrologie auch als Tracer Anwendung, um Kontaminationen des Grundwassers zu erkunden (Lau, 2008; Schubert, 2006).

Weil Radon ein inertes Edelgas ist, wurden Messungen der Radon-Konzentration in der Bodenluft genutzt, um physikalische Transportprozesse von biologischen oder chemischen Prozessen zu unterscheiden (Dörr & Münnich, 1990). Weiterhin findet Radon in der Meteorologie Anwendung, worauf gesondert im folgenden Kapitel 1.6 eingegangen wird.

1.6 Stand der Forschung - Radon in Meteorologie und Luftqualitätsüberwachung

Radon ist ein inertes, natürlich vorkommendes, radioaktives Edelgas, das dem Boden und dem Gestein nahezu kontinuierlich entweicht. Der radioaktive Zerfall des Radons stellt fast ausschließlich seine Senke dar, neben einem geringfügigen Anteil, der bei Regen in Wasser gelöst wird. Damit ist Radon als Tracer geeignet, an den physikalischen Veränderungen der bodennahen Atmosphäre teilzunehmen, ohne dabei selbst chemisch gebunden oder biologisch assimiliert zu werden. Radon ist deshalb im Fachgebiet der Meteorologie seit vielen Jahrzehnten Gegenstand der Forschung und kam vielfach als atmosphärischer Tracer zur Anwendung.

Von grundlegender Bedeutung waren die Untersuchungen zum Einfluss der meteorologischen Parameter auf die Radon-Konzentration. Im Jahre 1907 erfolgten erste Untersuchungen durch A. S. Eve in Montreal, sieben Jahre nach der Entdeckung des Radons als Element (Eve, 1908). Ein Jahr darauf begann in Cambridge (UK) Satterly derartige Beobachtungen durchzuführen (Satterly, 1908). Die Wissenschaftler kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen, bedingt durch die verschiedenen klimatischen Bedingungen der beiden Beobachtungsstandorte und aufgrund der unterschiedlichen Herkunftsgebiete der passierenden Luftmassen. So fand Eve unter anderem ein Steigen der Aktivitätskonzentrationen bei starkem Regen, wohingegen Satterly bei solchen Witterungsbedingungen einen starken Abfall der Konzentrationen registrierte. Weiterhin wurden bei Hochdruckwetterlagen in Montreal eher niedrige Aktivitätskonzentrationen ermittelt gegenüber erhöhten Konzentrationen bei Hochdruckwetterlagen in Cambridge (Satterly, 1910).

Zuvor fanden lediglich Untersuchungen zur Radioaktivität der bodennahen Atmosphäre unter unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen statt (Satterly, 1910; Simpson, 1905). Dabei ist zu bemerken, dass, wie schon Rutherford und Allen 1902 feststellten, die Radioaktivität der bodennahen Luft insbesondere durch den radioaktiven Zerfall von Thorium und Radium in der oberflächennahen Erdkruste entsteht (Rutherford und Allen, 1902) und

dass die Isotope des Radons sowie seine Zerfallsprodukte die Hälfte der natürlichen oberflächennahen radioaktiven Strahlung verursachen (BfS, 2013).

Seit dieser Zeit werden Messungen der Aktivität von Radon für Anwendungen in der Meteorologie fast immer von Messungen wesentlicher meteorologischer Parameter begleitet. Es wurden umfangreiche Korrelations-Untersuchungen durchgeführt und maßgebliche Einflussparameter, wie Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Windrichtung oder Luftdruck abgeleitet (Butterweck et al., 1994; Chamber et al., 2012b; Duenas et al., 1996; Galeriu et al., 2011; Galmarini, 2006; Israël, 1965; Hu & Tan, 2000; Kataoka et al., 1998, 2001, 2003; Li, 1974; Magalhaes, 2003; Moses et al., 1960, 1963; Nagaraja, 2003; Satterly, 1910; Pitari et al., 2014; Prasad et al., 2005; Williams et al., 2009a; Wright & Smith, 1915; Xia et al., 2010). Zudem wurden der tageszeitliche und der saisonale Verlauf der Radon-Konzentrationen analysiert sowie Langzeitmessungen durchgeführt (Baciu, 2005; Chambers et al., 2009, 2012a, 2012b; Florea & Dului, 2012; Galmarini, 2006; Hu & Tan, 2000; Hutter et al., 1995; Kaminski & Gilge, 2001; Li, 1974; Nagaraja, 2003; Pal et al., 2015; Podstawczyńska, 2012; Podstawczyńska et al., 2009, 2010; Porstendörfer et al., 1991; Prasad et al., 2005; Sesana et al., 2003, 2006; Vaupotič, 2009; Zahorowski et al., 2010a; Zimnoch et al., 2014).

1.6.1 Radon als Tracer für Austauschprozesse

Von weiterer Bedeutung waren Untersuchungen der vertikalen Verteilung des Radons in der Atmosphäre (Beck & Gogolak, 1979; Guedalia et al., 1974; Liu et al., 1984; Lopez et al., 1974; Williams et al., 2011). Dafür wurden Türme verwendet (Moses et al., 1960; Cohen et al., 1972; Williams et al., 2011; Zahorowski et al., 2008). Butterweck et al. (1994) nutzten z. B. diese Methode, um den turbulenten Austausch über einem Weizenfeld zu bestimmen, wobei sie in zwei Messhöhen neben Radon-222 auch das Radon-Isotop 220 (Thoron) erfassten. Es wurden Messungen auf Bergen (Facchini & Sesana, 1997; Frank et al., 2012; Kaminski & Gilge, 2001; Wilkening & Rust, 1972; Williams et al., 2011; Wright & Smith, 1915) oder mit Hilfe von Flugzeugen durchgeführt (Kritz et al., 1998; Lee & Larsen, 1997; Ramonet et al., 1996; Wigand & Wenk, 1928; Williams et al., 2009b, 2011).

Schon zu Beginn der Beobachtungen Anfang des 20. Jahrhunderts wurde festgestellt, dass der Radon-Gehalt der Luft erheblich in Abhängigkeit von den Herkunftsgebieten der Luftmassen schwankt (Satterly, 1910). Marine Luftmassen enthalten meist nur geringe Mengen Radon ($0,04 \text{ Bq/m}^3$), bei kontinentalen Luftmassen ist der Radon-Gehalt etwa um das 200-fache (8 Bq/m^3) erhöht (Wilkening, 1990a, b). Diese Besonderheit findet bei der Unterscheidung von Luftmassen Anwendung (Biraud et al., 2000; Bu et al., 2017; Chambers et al., 2009, 2015c, 2016d; Crawford et al., 2015, 2017; Duenas et al., 1996; Hutter et al., 1995; Howard et al., 2017; Larson & Bressan, 1980; Schmidt et al., 2001; Song et al., 2015; Whittlestone et al., 1992; Wilkening, 1990b; Zahorowski et al., 2006, 2010a; Zhu et al., 2012) und konnte zur Ableitung von Luftmassenbahnen (Trajektorien, engl. trajectories) verwendet werden (Boll-

höfer et al., 2005; Crawford et al., 2007, 2009; Wilkniss et al., 1974; Williams et al., 2009a; Zahorowski et al., 2005, 2010a, Zhu et al., 2012).

Radon wurde als Tracer genutzt, um die regionale und überregionale Ausbreitung von Luftschadstoffen zu untersuchen (Bollhöfer et al., 2005; Chambers et al. 2016a; Crawford et al., 2015a; Jaffe et al., 1999; Gras & Whittlestone, 1992). Beispielsweise konnte mit den Radon-Messungen am Mauna Loa Observatorium auf Hawaii der Ursprung bestimmter Frachten von Luftschadstoffen abgeschätzt werden (Harris et al., 1992). Weiterhin wurden Radon-Daten verwendet, um die hemisphärische Grundkonzentration bzw. die Grundkonzentration über Land für bestimmte Spurengase näher zu bestimmen (Chambers et al., 2015c, 2016d; Giemsa et al., 2016; Song et al., 2015).

Mittels der Radon-Tracer-Methode, welche an der Universität Heidelberg 1984 entwickelt wurde, können flächenbezogene Spurenstoff-Emissionen bilanziert werden (Levin, 1984). Diese Methode basiert auf der Annahme einer räumlich und zeitlich konstanten Radon-Exhalation aus dem Boden im Bereich einer Messstation. Aus der Korrelation der zeitlichen Konzentrationsveränderungen eines bestimmten Spurenstoffes und Radon kann dann die mittlere Quelldichte des Spurenstoffes abgeleitet werden (Levin, 1984, 1987; Schmidt, 1999; Schmidt et al., 2001). Hammer und Levin (2009), Lallo et al. (2009) sowie Yver et al. (2009) nutzen die Radon-Tracer-Methode, um in erster Näherung die Aufnahme atmosphärischen molekularen Wasserstoffs durch den Boden zu untersuchen. Ebenso wurde die Methode zur flächenhaften Bilanzierung von Treibhausgasen verwendet (Grossi et al., 2014; Van der Laan et al., 2014, 2016; Schmidt 1999; Schmidt et al., 1996, 2001). Wada et al. (2013) nutzten Radon, um die CO₂-, CH₄- und CO-Emissionen für Ostasien abzuschätzen.

Aufbauend auf der Dissertation von Schmidt (1999) wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Radon-Tracer-Methode verwendet, um einen Vergleichswert zur Einordnung bodennaher Austauschverhältnisse aus Radon-Daten abzuleiten (vgl. Kapitel 2.4.2, 2.4.3 u. 3.8). Weiterhin diente die Radon-Tracer-Methode zur Generierung von Eingangsdaten, um die Grundkonzentration und die lokale Zusatzkonzentration eines Spurenstoffes (Luftschadstoff) mit Daten einer städtischen Hintergrundstation zu entkoppeln. Ferner wurden auf Grundlage der Radon-Tracer-Methode Daten generiert, mit denen die Austauschbedingungen und die Emissionen entkoppelt und letztlich der Anteil von bodennahen Austauschbedingungen und Emission an der gemessenen Immissionskonzentration errechnet werden konnte (vgl. Kapitel 2.4.4, 2.4.5, 2.4.6, 3.9, 3.10 u. 3.11).

Im Rahmen des französischen Netzwerkes zur Beobachtung von Treibhausgasen (RAMCES) wurden ebenfalls Radon-Daten genutzt, um flächenhafte Austauschprozesse und Herkunftsgebiete von Treibhausgasen genauer zu beschreiben (Biraud et al., 2000; Schmidt et al., 2006, 2014). Weiterhin wurde Radon zur Bestimmung des CO₂-Austausch eines tropischen Regenwaldbestandes (Martens et al., 2004) und eines mitteleuropäischen Waldes genutzt (Lüers et al., 2006). Untersuchungen des bodennahen Ozons und der Photochemie wurden von Di Carlo et al. (2007) und Pont & Fontan (2000) durchgeführt. Slemr et al. (2013) nutzen Radon zur Ermittlung der Quecksilberflüsse im südlichen Afrika. Zur Erforschung des Austausches, der

Verteilung und der Quellen feinsten Aerosole kam ebenfalls Radon als Tracer zur Anwendung (Crawford et al., 2011, 2016). In eher geringem Umfang wurden bisher Radon-Daten zum Vergleich bzw. zur Ergänzung von Untersuchungen zu Austauschvorgängen mittels der Eddy-Kovarianz-Methode verwendet (Lüers et al., 2006; Martens et al., 2004; Van der Laan et al., 2014, 2016).

Darüber hinaus erfolgte mit Hilfe von Radon-Daten die Kalibrierung (Feichter & Crutzen, 1990; Dvortsov et al., 1998; Omori & Nagahama, 2016; Zahorowski, 2004; Zhu et al., 2012) und Validierung atmosphärischer Transport-, Zirkulations- und Konvektionsmodelle (Feichter & Crutzen, 1990; Genthon & Armengaud, 1995; Jacob et al., 1997; Kritz et al., 1998; Ramonet et al., 1996). Pasini (2009) nutzte Radon-Daten als ein Surrogat zur Beschreibung der Eigenschaften der atmosphärischen Grenzschicht, um die Verwendbarkeit neuronaler Netze für die Grenzschichtmodellierung zu verbessern.

Parallelmessungen der Konzentrationen von Radon und seinen Zerfallsprodukten wurden durchgeführt, um Umrechnungsfaktoren abzuleiten (Beck & Gogolak, 1979; IAEA, 2012; Levin et al., 2002; Sesana et al., 1998; UNSCEAR, 2000; Xia et al., 2010; Zahorowsky et al., 2004) und um die Einflussfaktoren weiter aufzuklären, die das Gleichgewicht zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten bestimmen (IAEA, 2012; UNSCEAR, 2000; Vinuesa & Galmarini, 2007; Winkler et al., 2001).

1.6.2 Radon in der Luftqualitätsüberwachung

Radon ist als atmosphärischer Tracer zur Analyse der Luftqualität von Interesse, da dieses Edelgas nicht nur wichtige Eigenschaften eines Tracers besitzt, wie z. B. chemisch inert zu sein, sondern auch in Ballungsräumen, den Orten erhöhter Luftschadstoffkonzentration, überall auf natürliche Weise zur Verfügung steht. Weiterhin kann Radon mit vergleichsweise geringem Aufwand gemessen werden (Galeriu et al., 2011; Zoran et al., 2016).

Seit den 1950er und 60er Jahren geriet nicht nur die Thematik der Luftverschmutzung immer mehr in den Focus wissenschaftlicher Untersuchungen, sondern auch Radon und seine Zerfallsprodukte, als Tracer zur Ermittlung der Stabilität und Verdünnungsfähigkeit der bodennahen Atmosphäre (Fontan et al., 1966; Machta, 1959; Moses et al., 1963; Pearson & Jones, 1965).

Korrelationsuntersuchungen zwischen Luftschadstoffen und Radon zeigten bei Kataoka et al. (2001) eine große Streubreite, von einer indirekten Korrelation bei Photooxidantien bis hin zu keiner Korrelation bei Schwefeldioxid. Garbero et al. (2009) und Magnoni (2009) fanden bei Korrelationsuntersuchungen mit Feinstaub PM₁₀, Stickstoffdioxid und Benzen eine besonders gute Übereinstimmung für Benzen. Vecchi et al. (2007) fanden für Feinstaub PM₁₀ unter südeuropäischen Klimaverhältnissen hohe Korrelationen. Zoran et al. (2016) fanden bei Messungen in Bukarest für den Luftqualitätsindex der EU, wobei Ozon, Feinstaub, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid berücksichtigt wird, nur eine mäßige Korrelation. Aufbauend auf die genannten Korrelationsuntersuchungen von Radon mit Feinstaub und Stickstoffdioxid

wurden für mitteleuropäische Klimaverhältnisse Korrelationen ermittelt und zur Ableitung eines Vergleichswertes bodennaher Austauschbedingungen verwendet (vgl. Kapitel 2.4.3, 3.6 u. 3.8).

Di Carlo et al. (2007) und Pitari et al. (2014) fanden ebenfalls eine gute indirekte Korrelation für Ozon. Di Carlo et al. nutzten sie, um die Genauigkeit ihres dreidimensionalen Modells der bodennahen Photochemie zu steigern. Radon-Daten wurden ebenfalls in Modellen verwendet, um den Einfluss städtischer Wärmeinseln auf die Verteilung von Luftschadstoffen nachzubilden (Chambers et al. 2016c; Chemel et al., 2008).

Bei Untersuchungen der Feinstaub-Konzentration in Milano nutzten Marcazzan et al. (2001) neben meteorologischen Größen auch Stundenmittelwerte der Radon-Konzentration als einen Indikator der bodennahen Austauschbedingungen. Radon zeigte hierbei einen eindeutigen Tagesgang mit einem Konzentrationsmaximum in den Morgenstunden aufgrund der Strahlungsinversion während der Nacht und einem Minimum am Nachmittag, verursacht durch strahlungsinduzierte Turbulenz. Guarneri et al. (2015) nutzten ebenso Radon-Daten, um ihr Modell zur Feinstaub-Dispersion in Mittelitalien, zu validieren. Chambers et al. (2012a) sowie Crawford et al. (2015b, 2016) verwendeten Radon zur Beschreibung der Verdünnungsfähigkeit der bodennahen Atmosphäre bei Messungen der PM_{2.5}-Konzentration und kamen zu dem Ergebnis, dass Radon als atmosphärischer Tracer die Verdünnungsverhältnisse realitätsnäher beschreibt als ausschließlich meteorologische Größen. Facchini und Sesana (1997) sowie Sesana et al. (2006) führten Radon-Messungen in mehreren Ortschaften und Höhen in der Po-Ebene und im Alpenvorland durch und konnten damit die Eignung von Radon als Tracer zur Beschreibung der Durchmischungsverhältnisse auch in einem stark gegliederten Gelände bestätigen.

Duenas et al. (1996) verglichen bei Untersuchungen in Spanien Radon-Daten mit den Pasquill- und Turner-Stabilitätsklassen und bestätigten damit die Eignung von Radon als einem Indikator der atmosphärischen Stabilität. Verglichen mit den Pasquill-Gifford-Stabilitätsklassen zeigte die Berechnung über Radon sogar eine bessere Übereinstimmung mit der beobachteten Schadstoffanreicherung während der Nachstunden (Chambers et al., 2015b, 2016b; Crawford et al., 2016). An diese Untersuchungen anknüpfend wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit unter mitteleuropäischen Klimabedingungen für einen mehrjährigen Zeitraum jährliche und jahreszeitliche Stabilitätsklassen aus Radon-Daten abgeleitet und zur Prognose verwendet (vgl. Kapitel 2.4.1 u. 3.7).

Williams et al. (2011) erzielten durch die großräumige Verwendung vieler Radon-Höhenprofile, die z. B. auf Bergen oder durch Flugzeugen ermittelt wurden, eine Beschreibung der atmosphärischen Schichtung für Fälle, in denen die Monin-Obukhov-Theorie keine brauchbaren Ergebnisse lieferte. Von einigen Autoren wurde auch ein Modell Radon-Daten-basierter Stabilitätskriterien implementiert, um Schadstoffanreicherungen jahreszeitlich und tageszeitlich zu analysieren (Chambers et al., 2016b; Omori & Nagahama, 2016; Podstawczyńska, 2016; Williams et al., 2016). In weiteren Untersuchungen wurden Radon-Gradienten aus mehreren Höhen verwendet, um die thermische Stabilität, die Turbulenzinten-

sität und die daraus resultierende Durchmischungsfähigkeit der atmosphärischen Grenzschicht und damit der turbulenten kinetischen Energie besser zu beschreiben (Chambers et al., 2010, 2011, 2012b; Kondo et al., 2014; Vargas et al., 2015; Zahorowski et al., 2010b).

Pal. et al. (2015) führten Untersuchungen zur täglichen und saisonalen Variabilität der atmosphärischen Grenzschicht und ihrem Einfluss auf die Radon-Konzentration durch. Radon wurde in einer Höhe von 180 Metern gemessen und durch die parallele Aufnahme eines CO₂-Höhenprofils und LiDAR-Daten ergänzt. Griffiths et al. (2012, 2013) ergänzten eine LiDAR-Messung zur Bestimmung der Höhe der atmosphärischen Grenzschicht ebenfalls mit Radon-Daten.

Erstmals schlugen 1979 Fontan et al. eine Ableitung der Mischungsschichthöhe aus Radon-Daten vor. Radon diene auch zur Validierung von Modellen zur Berechnung der Mischungsschichthöhe (Casadei et al., 2006) sowie von DTS-Messungen zur Erstellung von Temperaturprofilen der atmosphärischen Grenzschicht (Keller et al., 2011). Magnoni (2009) nutze Radon-Daten zum Aufbau eines Modells zur Berechnung der Mischungsschichthöhe und testete es für mehrere Luftschadstoffe. Es wurden ähnliche Ergebnisse wie mit Modellen herkömmlicher Ansätze erzielt, die aber eine umfangreichere Datenbasis erfordern.

Auch die Radon-Zerfallsprodukte wurden für Fragestellungen der atmosphärischen Stabilität, der Mischungsschichthöhe und zum Aufbau von Ausbreitungsmodellen verwendet (Allegrini et al., 1994; Febo et al., 1996; Guedalia et al., 1980; Marcazzan & Persico, 1996; Veleva et al. 2008, 2010; Vinuesa & Galmarini, 2007). Zum Beispiel generierten Marcazzan & Persico (1996) über die Konzentration der Radon-Zerfallsprodukte Radon-Daten und nutzten sie als Eingangsgröße für ein eindimensionales Modell zur Berechnung der Mischungsschichthöhe. Verglichen mit Daten von Ballonaufstiegen fanden sie eine besonders hohe Korrelation für Monatsmittelwerte.

Im Gegensatz zum Edelgas Radon fand in den letzten Jahren die Nutzung der Radon-Zerfallsprodukte sogar in breiterem Umfang Anwendung, da um die Jahrtausendwende Feinstaubsammler entwickelt wurden, die die Radioaktivität des eingesammelten Feinstaubes messen konnten (FAI, 2014; Opsis, 2016) und damit auch eine Abschätzung der bodennahen Austauschverhältnisse zuließen (Avino et al., 2015a, 2015b; Chambers et al., 2015a; Di Gilio et al., 2015; Perrino et al., 2000, 2001, 2002, 2008a, 2008b, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2012, 2014; Salzano et al., 2016; Wang et al., 2013, 2016, 2017; Zhang et al., 2012).

Perrino et al. (2001, 2008b, 2012) nutzten den Partikelsammler SM 200 der Firma Opsis AB mit eingebautem Geiger-Müller-Zählrohr (β -Aktivität der Radon-Zerfallsprodukte) zur Ableitung eines atmosphärischen Stabilitätsindex. Verglichen mit Daten der Benzen-Konzentration konnten die Durchmischungsverhältnisse der bodennahen Atmosphäre meist gut wiedergegeben werden. Die Messungen erfolgten über einen Zeitraum von einem Jahr an einer Luftgütemessstation für den städtischen Hintergrund in Rom. Caselli et al. (2010) nutzten für zwei wöchentliche Messkampagnen in der italienischen Stadt Bari den PBL mixing monitor der Firma FAI instruments zur Beschreibung des Zusammenhangs von Autoverkehr und Konzentration bestimmter Kohlenwasserstoffe (BTEX). Der PBL mixing monitor basiert

ebenfalls auf der Messung der β -Aktivität der Radon-Zerfallsprodukte, die den Aerosolen der bodennahen Luft anhaften (FAI, 2014).

Die Nutzung der α - und β -Aktivität der Radon-Zerfallsprodukte fanden weiterhin Anwendung bei der Untersuchung von Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre (Ianniello et al., 2010; Perrino, 2002), von Feinstaub in Ballungsräumen (Canepari et al., 2006, 2008; Manigrasso et al., 2010; Marcazzan et al., 2001; Perrino et al., 2008a, 2008b, 2010, 2014; Vecchi et al., 2004, 2007), bei der Ermittlung der Quellen und des Anteils natürlicher Ursachen der Feinstaub-Konzentration (Amodio, 2012; Febo et al., 2010; Mamane et al., 2008; Manigrasso et al., 2012; Perrino et al., 2009a), von Benzen, Kohlenstoffmonoxid, Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden (Avino et al., 2015b; Wang et al., 2016, 2017; Williams et al. 2016), ultrafeiner Partikel in einem Ballungsraum (Avino & Manigrasso, 2016) sowie zur Beschreibung der Photochemie und der Ozonbildung (Acker et al., 2006; Amoroso et al., 2008; Avino, 2004; Avino & Manigrasso, 2008, 2015; Spataro et al., 2013; Wang et al., 2016, 2017; Zhang et al., 2012). Weiterhin führten Williams et al. (2016) für den Zeitraum eines Jahres Messungen der Benzen- und Kohlenstoffmonoxid-Konzentration im schweizerischen Bern durch, wobei sie mit einer Radon-Daten-basierten Stabilitätskategorisierung nach Chambers et al. (2015a, 2015b) lokale Emissionen, vertikale Durchmischung und den advectiven Beitrag herangeführter Luft ermittelten. Bei der Analyse der jahreszeitlichen sowie tageszeitlichen Variationen von atmosphärischem Quecksilber durch Howard et al. (2017) kam diese Methode ebenfalls zur Anwendung.

Zur Beurteilung der Wirksamkeit der Umweltzone (low emission zone) in Berlin wurde der Jahresmittelwert Radon-Konzentration vor (2007) und nach Einführung der Umweltzone (2008) verwendet. Dies sollte einen Hinweis auf den Einfluss der Meteorologie liefern. Die erhöhte Radon-Konzentration im Jahr 2008 deutete auf ungünstigere Austauschbedingungen im Vergleich zum Vorjahr hin. Dennoch wurden 2008, dem ersten Jahr der Umweltzone, die Schadstoffkonzentrationen von PM₁₀ und Stickstoffdioxid im Vergleich zum Vorjahr überwiegend verringert (Stadt Berlin, 2009). Im folgenden Kapitel 1.6.3 wird die Verwendung der Jahresmittelkonzentrationen von Radon bei der Beurteilung der Wirksamkeit der Umweltzone Berlin eingehend beschrieben. Dieses Beispiel stellt die bisher einzige Anwendung von Radon zur Beurteilung einer Luftreinhaltemaßnahme dar.

Im Jahr 2003 führte die Weltorganisation für Meteorologie (WMO) eine Tagung zur Anwendung natürlicher Radionuklide in Klimaforschung und Luftqualitätsüberwachung durch (WMO, 2004). Ebenso führte die Internationale Atomenergiebehörde (IAEA) im Jahr 2012 eine Tagung zu diesem Thema durch (IAEA, 2012). Baskaran (2016) widmete in seinem Buch „Radon: A Tracer for Geological, Geophysical and Geochemical Studies“ ein Kapitel der Anwendung von Radon für Untersuchungen der Atmosphäre. Diese Beispiele machen deutlich, dass die Nutzung von Radon und seiner Zerfallsprodukte sowie anderer natürlicher Radionuklide für Untersuchungen der bodennahen Atmosphäre auf immer breiteres Interesse stößt und immer breitere Anwendung finden wird.

1.6.3 Radon zur Bewertung von Luftreinhaltemaßnahmen

Die Wirksamkeit konkreter Maßnahmen in der Luftreinhalteplanung wird bisher meist mit Modellrechnungen (vgl. Kapitel 1.2.2), teilweise mit Vergleichsmessungen von ähnlichen Gebieten mit und ohne diese Maßnahme oder mit Vergleichsmessungen in einem Gebiet vor und nach Einführung der Maßnahme abgeschätzt (LfULG, 2011; LfU 2013; Stadt Berlin, 2009). Am zuverlässigsten ist die Beurteilung der Wirksamkeit einer Maßnahme, wenn diese Maßnahme sich über ein größeres Gebiet, etwa eine Stadt, erstreckt. So kann beispielsweise die Wirksamkeit einer Umweltzone (engl. low emission zone), einer oft angewendeten Flächenmaßnahme, mit Modellrechnungen gut abgeschätzt und prognostiziert werden (Richtlinie 2008/50/EG, 2008).

In Berlin wurde 2008 die Stufe 1 einer Umweltzone eingeführt (Fahrverbot für Fahrzeuge ohne Plakette). Um die Wirksamkeit dieser Maßnahme zu beurteilen und den Einfluss der jährlichen meteorologischen Bedingungen auf die Schadstoffkonzentration abzuschätzen, wurden neben der Windgeschwindigkeit, der Anzahl der Trockentage und der Schadstoffkonzentration innerhalb und außerhalb der Umweltzone, auch Jahresmittelwerte der Radonkonzentration als Indiz herangezogen. Die Radon-Daten wurden auf dem Gelände des Hahn-Meitner-Instituts in Berlin-Wannsee ermittelt (Stadt Berlin, 2009). Diese Verwendung des Jahresmittelwertes der Radonkonzentration zur Beurteilung der Umweltzone Berlin stellt bisher die einzige Anwendung von Radon zur Beurteilung einer Luftreinhaltemaßnahme dar.

Die Konzentration von Feinstaub war im ersten Jahr der Umweltzone im Vergleich zum Vorjahr um drei Prozent zurückgegangen. Die Ruß-Belastung reduzierte sich sogar um 14 bis 16 Prozent. Die Stickstoffdioxid-Konzentration verminderte sich um etwa sieben bis zehn Prozent. Der Jahresmittelwert der Radonkonzentration erhöhte sich aber um 14 Prozent, was auf verminderte Austauschbedingungen in diesem Jahr hinweist. Der Rückgang der Schadstoffkonzentrationen nur aufgrund günstigerer Austauschbedingungen kann daher als unwahrscheinlich angesehen werden (Stadt Berlin, 2009).

Eine mittlere jährliche Radonkonzentration ist allerdings nur bedingt geeignet, um den Einfluss der Luftreinhaltemaßnahme auf die Senkung der Schadstoffkonzentration zu beurteilen. Die Emissionen unterliegen erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen (vgl. Abbildung 4), z. B. aufgrund des erhöhten Heizbedarfes während der kalten Jahreszeit. Gerade dann könnten aber relativ gute Austauschbedingungen vorliegen.

Über die Messung der Luftschadstoffkonzentrationen vor und nach Einführung der Umweltzone in Berlin ist eine tatsächliche Minderung der Immissionskonzentration bestätigt. Es ist aber nicht eindeutig belegt, inwieweit diese Minderung nicht doch durch günstigere Verdünnungsverhältnisse verursacht worden sein könnte, da austauscharme Wetterlagen auch dann stattfinden können, wenn keine hohen Emissionen vorliegen, z. B. während der Weihnachts- oder Osterferien. Möglicherweise sind gerade dann gute Austauschbedingungen vorhanden, wenn hohe Emissionen vorliegen. In diesem Fall würden die meteorologischen Bedingungen zur überdurchschnittlichen Senkung von Schadstoffkonzentrationen beitragen. Ein Jahresmittelwert lässt dazu keine Aussage zu.

Mit der Einführung der Umweltzone in Berlin konnte die Feinstaubbelastung nur in vergleichsweise geringem Maße reduziert werden, da Ruß mit etwa 15 Prozent einen eher geringen Massenanteil an der PM10-Konzentration an einem verkehrsnahen Standort besitzt (LfULG, 2011). Es wurde damit aber ein Bestandteil des Feinstaubes reduziert, der als besonders gesundheitsgefährdend einzuschätzen ist.

Die Auswertung der Stufe 2 der Umweltzone Berlin (Einführung 2010, nur Einfahrt für Fahrzeuge mit grüner Plakette) ergab, dass aufgrund ungünstiger meteorologischer Bedingungen im Jahr 2010 sowie erhöhtem Feinstaub-Ferntransport die Konzentration großräumig zunahm, der Anstieg innerhalb der Umweltzone aber nicht so hoch ausfiel wie außerhalb. Im Vergleich zum Jahr 2006 mit ähnlichen meteorologischen Bedingungen ging an Überschreitungstagen (PM10-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) der Anteil des Verkehrs um 40 bis 60 Prozent zurück. Die Stickstoffdioxid-Konzentration an Hauptverkehrsstraßen wurde im Vergleich zum Jahr 2007 (letztes Jahr vor Einführung der Umweltzone) um fünf Prozent reduziert. Für Ruß konnte ein Rückgang des Verkehrsbeitrages um mehr als 50 Prozent verzeichnet werden (Stadt Berlin, 2011). Für die Abschätzung des Beitrages der meteorologischen Bedingungen wurden allerdings bei der Auswertung der Stufe 2 keine Jahresmittelwerte der Radon-Konzentration hinzugezogen. Es wurde angenommen, dass aufgrund der längeren Schneedeckendauer im Jahr 2010 und einer damit verbundenen Dämpfung der Radon-Exhalation keine plausiblen Daten zur Verfügung stehen (Lutz, 2013).

1.7 Eignung der Radon-Isotope für meteorologische Fragestellungen

Ein Tracer für atmosphärische Prozesse muss zwei wesentliche Eigenschaften besitzen. Er muss an allen Bewegungsprozessen der Atmosphäre teilnehmen können und darf keine Verbindungen mit Bestandteilen der Luft eingehen, d. h. er darf nicht verbraucht werden und muss chemisch inert sein. Die Isotope des natürlich vorkommenden Edelgases Radon erfüllen diese Anforderungen und sind deshalb als atmosphärische Tracer von Interesse. Der Vorteil bei der Nutzung von Radon als Tracer liegt außerdem darin, dass es kontinuierlich der Erdkruste entweicht und nicht erst künstlich in die Luft eingebracht werden muss. Radon ist deshalb insbesondere für Langzeitmessungen geeignet.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit soll die Nutzung von Radon-Daten zur Beurteilung von Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre sein. Es soll beurteilt werden, zu welchen Teilen lokale Emissionen und atmosphärische Austauschbedingungen für eine bestimmte Immissionskonzentration verantwortlich sind. Es muss also ein Radon-Isotop verwendet werden, das in ausreichender Menge von Boden und Gesteinen abgegeben wird (Messaufwand) und dessen Halbwertszeit bedeutend länger ist, als eine mögliche kurzzeitige Unterbrechung der Exhalation. Bei der Messung der Radon-Konzentration ist dann der Prozess der Verdünnung in der bodennahen Atmosphäre gegenüber dem Prozess des radioaktiven Zerfalls immer noch maßgebend. Wird beispielsweise durch ein Niederschlagsereignis die Freisetzung von Radon aus dem Boden durch den kurzzeitigen Verschluss der Bodenporen unterbrochen, kann bei einem radioaktiven Tracer mit einer Halbwertszeit von einigen Minu-

ten oder weniger nicht mehr zugeordnet werden, ob die dann gemessene Aktivitätskonzentration aufgrund der Unterbrechung der Freisetzung des Tracers oder aufgrund der Verdünnung in der bodennahen Atmosphäre gesunken ist.

Von den drei am häufigsten natürlich vorkommenden Radon-Isotopen ist Radon-219 mit einem Anteil von nur einem Prozent und einer Halbwertszeit von rund vier Sekunden als Tracer für meteorologische Fragestellungen nicht geeignet. Ebenso ist auch Radon-220 mit einem Anteil von neun Prozent und einer Halbwertszeit von rund 56 Sekunden nicht geeignet. Bereits nach wenigen Minuten wäre es kaum noch nachweisbar. Zudem würde die Beobachtung der Konzentration einer dieser beiden Radon-Isotope aufgrund ihrer geringen Konzentration einen erhöhten Messaufwand erfordern. Radon-220 kann allerdings, wegen seiner kurzen Halbwertszeit, für bestimmte Fragestellungen besonders geeignet sein, wenn z. B. bei der Beobachtung kleinräumiger Prozesse eine hohe zeitliche Auflösung erforderlich ist.

Mit einer Halbwertszeit von fast vier Tagen ist Radon-222 geeignet, um auch bei einer Unterbrechung der Radon-Exhalation von einigen Stunden am Tag als Tracer zu dienen. Zudem bildet es mit einem Anteil von 90 Prozent den größten Anteil am natürlich vorkommenden Radon und ist somit mit verhältnismäßig geringem Aufwand zu messen. Zudem ist eine messtechnische Auflösung in Tages- oder Stundenmittelwerte ohne gesonderte Berücksichtigung der anderen Radon-Isotope (vergleichsweise kurze Halbwertszeiten) möglich und für die Bearbeitung der oben genannten Fragestellung hinreichend. Im Weiteren wird mit Radon immer das Isotop Radon-222 bezeichnet. Der im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendete Versuchsaufbau zur Messung der Radon-Konzentration wird in Kapitel 2.3.2 ausführlich erläutert.

1.8 Die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub

Die schädigende Wirkung von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit ist durch zahlreiche Untersuchungen belegt (LANUV, 2010). Größere Bedeutung erlangte die Harvard Six Cities Studie, bei der über einen Zeitraum von 14 bis 16 Jahren der Einfluss unterschiedlicher gasförmiger und partikulärer Schadstoffe der Außenluft an etwa 8.000 Erwachsenen in sechs Städten der USA untersucht wurde (Dockery, et al., 1993). Die Studie der American Cancer Society (ACS) zur gesundheitlichen Wirkung von Feinstaub ist mit über 500.000 untersuchten Personen die größte Studie, die zur Gesundheitsrelevanz von Feinstaub überhaupt durchgeführt wurde (Pope et al., 1995, 2002, 2004; Jerrett et al., 2005).

Um insbesondere die Bevölkerung, aber auch die Umwelt vor den schädigenden Wirkungen von Luftschadstoffen zu schützen, wurden gegründet auf wissenschaftliche Erkenntnisse Grenzwerte festgelegt. Tabelle 6 gibt einen Überblick zu den derzeit in der EU gemäß der Richtlinie 2008/50/EG geltenden Grenz- und Zielwerten sowie den Richtlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2006b). Im Weiteren wird ein Überblick zu Eigenschaften, Quellen, Senken und gesundheitlichen Effekten dieser Luftschadstoffe gegeben.

Tabelle 6: Grenz- und Zielwerte sowie Richtlinien zum Schutz der menschlichen Gesundheit

Mittelungszeitraum	Grenz- bzw. Zielwert gemäß EU-Richtlinie 2008/50/EG	Einhaltung des Grenzwertes in der EU	Richtlinie der WHO
NO₂			
Stunde	200 µg/m ³ 18-mal pro Kalenderjahr	1. Januar 2010	200 µg/m ³
Kalenderjahr	40 µg/m ³		40 µg/m ³
PM10			
Tag	50 µg/m ³ 35-mal pro Kalenderjahr	1. Januar 2005	50 µg/m ³ 3-mal pro Kalenderjahr
Kalenderjahr	40 µg/m ³		20 µg/m ³
PM2.5			
Tag	-	1. Januar 2015	25 µg/m ³ 3-mal pro Kalenderjahr
Kalenderjahr	25 µg/m ³		10 µg/m ³

Stickstoffdioxid

Stickstoffdioxid ist ein dreiatomiges Gas, bestehend aus einem Stickstoff- und zwei Sauerstoffatomen. Es wird auch auf natürlichem Wege gebildet, z. B. durch mikrobielle Vorgänge im Boden oder durch Blitze. Dennoch übersteigen regional die anthropogenen Beiträge die Beiträge aus natürlichen Quellen um ein Vielfaches, sodass durch erhöhte Immissionskonzentrationen gesundheitliche Schäden bei der Bevölkerung und Schäden bei Vegetation und Ökosystemen verursacht werden.

Bei allen Verbrennungsvorgängen, an denen Stickstoff als Hauptbestandteil der Luft zwangsläufig teilnimmt, entsteht Stickstoffdioxid. Dabei wird nur ein geringer Teil direkt als Stickstoffdioxid gebildet. Der überwiegende Teil entsteht durch chemische Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre aus Stickstoffmonoxid als dem direkten Verbrennungsprodukt. Neben Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid existieren noch weitere Stickstoff-Sauerstoffverbindungen. In der Luftqualitätsüberwachung wird aber mit Stickstoffoxiden im Allgemeinen die Summe aus Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid bezeichnet ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$). Wesentliche anthropogene Quellen für Stickstoffoxide sind Industrie, Kraftwerke, Heizwerke, Kleinemitteln und der Verkehr. In Ballungsgebieten stellt der Straßenverkehr die Hauptemissionsquelle dar (Richtlinie 2008/50/EG, 2008; UBA, 2015c).

Bei der Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid bildet an verkehrsnahen Messstationen ebenfalls der Straßenverkehr die Hauptquelle. Dabei wird ein Großteil des Stickstoffdioxids durch den Schwerlastverkehr und die Diesel-PKW verursacht. Zudem führte der Einsatz von Rußpartikelfiltern in der Abgasreinigung von Diesel-Fahrzeugen teilweise zur Erhöhung des direkten Ausstoßes von Stickstoffdioxid (UBA, 2007a). In Kapitel 1.2.3 wird der Anteil der einzelnen Quellen an Emission und Immission für die Stadt Dresden dargestellt.

Stickstoffdioxid kann auf Menschen, Vegetation und Ökosysteme schädigend wirken. Es besitzt oxidierende Eigenschaften, bildet mit Wasser Salpetersäure („Saurer Regen“, Leaching)

und kann als Stickstofflieferant zur Eutrophierung beitragen. Darüber hinaus ist es eine Vorläufersubstanz bei der Bildung bodennahen Ozons und trägt auch zur Bildung von Feinstaubpartikeln bei (UBA, 2015c). Mit den Immissionsgrenzwerten soll die menschliche Gesundheit geschützt werden (Richtlinie 2008/15/EG, 2008). Allerdings ist derzeit kein Schwellenwert bekannt, ab dem eine gesundheitliche Beeinträchtigung eintritt bzw. unter dem eine Beeinträchtigung ausgeschlossen werden kann (WHO, 2006a). Es wird in kurzfristige und langfristige Wirkungen unterschieden. Kurzfristige gesundheitliche Beeinträchtigungen treten zum Zeitpunkt einer erhöhten Exposition bzw. wenige Tage danach auf. Langfristige Wirkungen stellen sich hingegen bei hohen mittleren Konzentrationen nach längerer Zeit (Jahre, Jahrzehnte) ein. Bei erhöhter Exposition kann es kurzfristig zu einer Verschlechterung der Lungenfunktion kommen und sich die Sterblichkeitsrate der Bevölkerung erhöhen. Weiterhin ist eine Zunahme von Atemwegserkrankungen, wie Asthma und Bronchitis, zu verzeichnen. Langfristig sind eine verkürzte Lebenserwartung, eine Zunahme von chronischen Atemwegsbeschwerden bei Erwachsenen, eine Zunahme von chronischem Husten und Bronchitis bei Kindern sowie ein vermindertes Lungenwachstum bei Kindern zu beobachten (LANUV, 2010). Der in der EU seit 2010 geltende Jahressgrenzwert für Stickstoffdioxid zum Schutz der menschlichen Gesundheit von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird derzeit noch nicht überall eingehalten. In Sachsen wird dieser Grenzwert an zwei verkehrsnahen Stationen in Leipzig und Dresden überschritten (LfULG, 2015; Richtlinie 2008/50/EG, 2008). Zum Schutz von Vegetation und Ökosystemen wurde wissenschaftlichen Erkenntnissen folgend in der EU ein Jahresmittelwert („kritischer Wert“) von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (Richtlinie 2008/50/EG, 2008).

Stickstoffdioxid wird zum überwiegenden Teil aus der weiteren Oxidation von aus Verbrennungsprozessen stammendem Stickstoffmonoxid mit dem Sauerstoff der Luft bzw. mit Ozon (Ozonabbaureaktion) gebildet. Wesentliche Abbauprozesse von Stickstoffdioxid sind die Aufspaltung durch UV-Strahlung und die Umwandlung in Salpetersäure. Ein weiterer Abbauprozess ist die Lösung in Wasser, wobei Stickstoffdioxid nur wenig in Wasser löslich ist und daher auch kaum durch Regen ausgewaschen wird. Je nach Reaktivität der Atmosphäre wird von Verweilzeiten des Stickstoffdioxids von ein bis zehn Tagen ausgegangen (Christen & Meyer, 1997; Horn, 1989; Seinfeld & Pandis, 2006). Hierbei bedeutet hohe Reaktivität, wenn Umwandlungsvorgänge durch Photooxidation unter Beteiligung von Wasserstoffperoxid, Ozon und insbesondere durch OH-Radikale stark beschleunigt werden. Im mitteleuropäischen Hochsommer kann so die maximale NO_2 -Oxidationsrate (Umwandlung in Salpetersäure) etwa 20 % pro Stunde betragen, was zu einer nahezu vollständigen Umsetzung des Stickstoffdioxids führen kann (UBA, 1989). Derartige Zustände sind heute zumindest in Mitteleuropa aufgrund verbesserter Abgasreinigungstechnik (nur noch wenige Vorläufersubstanzen) nicht mehr zu verzeichnen.

Die aus der Verbindung des Stickstoffdioxids mit den OH-Radikalen der Luft entstehende Salpetersäure (HNO_3) liegt überwiegend gasförmig vor und lagert sich aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit schnell an atmosphärischen Wassertropfen oder auch basischen Aerosolen an (UBA, 1989). Entstehende Nitrate (NO_3^-) werden dann durch nasse oder trockene Deposi-

tion ausgetragen (Seinfeld & Pandis, 2006). Stickstoffdioxid kann somit direkt oder auch indirekt (Aufwirbelung von Deposition) zur Feinstaub-Bildung beitragen (UBA, 2015c).

Bei der Aufspaltung des Stickstoffdioxids durch UV-Strahlung entsteht Stickstoffmonoxid und atomarer Sauerstoff. Der atomare Sauerstoff ist hochreaktiv und verbindet sich sofort mit einem Sauerstoffmolekül zu Ozon. Das zurückbleibende Stickstoffmonoxid-Molekül wiederum kann unter Beteiligung z. B. flüchtiger Kohlenwasserstoffe Stickstoffdioxid bilden. Ein einziges Stickstoffdioxid-Molekül kann somit mehrfach an der Bildung von Ozon beteiligt sein. In der bodennahen Atmosphäre ist Stickstoffdioxid die wichtigste Vorläufersubstanz bei der Entstehung von Ozon (LfU, 2015).

Feinstaub

Schwebstaub ist ein vielfältiges Gemisch freischwebender Partikel in der Luft (engl. Total Suspended Particles, TSP). Hierbei wird von der chemischen Zusammensetzung der einzelnen Partikel abgesehen. Die Schwebstaubfraktion mit einem aerodynamischen Durchmesser (D_{ae}) von weniger als 10 μm wird als Feinstaub bezeichnet (LANUV, 2010; LfULG, 2015b). Der Feinstaub wird in die Fraktionen PM10 ($D_{ae} < 10 \mu\text{m}$) und PM2.5 ($D_{ae} < 2,5 \mu\text{m}$) sowie die Fraktion der ultrafeinen Partikel ($D_{ae} < 0,1 \mu\text{m}$) unterteilt (LfULG, 2011; UBA, 2009), wobei in der Luftqualitätsüberwachung für PM10 und PM2.5 Immissionsgrenzwerte festgelegt sind (39. BImSchV, 2010). Partikel, die direkt aus einer Emissionsquelle stammen, z. B. aus Verbrennungsmotoren, werden als primärer Feinstaub bezeichnet. Werden die Partikel aus Vorläufersubstanzen gebildet, wie Stickstoffdioxid, Ammoniak oder Kohlenwasserstoffen, handelt es sich um sekundären Feinstaub (UBA, 2009).

Für Feinstaub existieren natürliche und anthropogene Quellen. Natürliche Quellen können Vulkanausbrüche, Meeresgisch (Meersalz) oder Bodenerosion sein (UBA, 2009). Dabei kann Feinstaub über große Entfernungen verfrachtet werden, wie z. B. Transporte von Saharastaub bis nach Mitteleuropa zeigen (Gerwig et al., 2005; LfULG, 2011). Pollen und Pilzsporen gehören ebenso zum natürlichen Feinstaub wie auch Bakterien und Viren (Möller, 2003; Moriske & Turowski, 1998; Seinfeld & Pandis, 2006). Anthropogene Quellen sind Kraft- und Heizwerke, Abfallverbrennungsanlagen, Öfen und der Verkehr. Zu den Feinstaub-Emissionen des Verkehrs gehören neben den Motor-Emissionen, die insbesondere dem Schwerlastverkehr und den Diesel-PKW zu zurechnen sind, der Abrieb von Reifen, Bremsen oder Kupplung sowie der durch die Fahrzeuge aufgewirbelte Staub der Fahrbahn (UBA, 2009). Holzheizungen stellen ebenso eine Feinstaub-Quelle dar. In den vergangenen Jahren haben sie eine derartige Verbreitung gefunden, dass ihre Emissionen die Emissionen aus Motoren des Straßenverkehrs sogar übersteigen (UBA, 2007c, 2015b). Weitere Quellen sind der Schüttgutumschlag und bestimmte Industrieprozesse, wie z. B. die Stahlerzeugung oder die Steine- und Erdenindustrie. Weiterhin stellt die Landwirtschaft eine wichtige Emissionsquelle dar, bei der primär durch die Bodenbearbeitung Feinstaubpartikel erzeugt werden und Sekundärpartikel durch gasförmige Vorläufersubstanzen aus der Tierhaltung entstehen

(UBA, 2009). Der Anteil der einzelnen Feinstaub-Quellen an Emission und Immission in Dresden werden in Kapitel 1.2.3 dargestellt.

Je nach Durchmesser und chemischer Zusammensetzung, dringen die Partikel unterschiedlich tief in den Organismus ein und entwickeln dort unterschiedliche Schadwirkungen (Finlayson-Pitts, & Pitts Jr, 1999; LANUV, 2010). So gelangt die Fraktion PM₁₀ über den Rachenraum bis zur Luftröhre und Kehlkopf („inhalierbarer Schwebstaub“). Die Fraktion PM_{2.5} („lungengängiger Feinstaub“) erreicht die Lungenbläschen (Alveolen). Ultrafeine Partikel können bis in die Blutbahn gelangen und so im ganzen Körper verteilt werden (LANUV, 2010). Für die Schadwirkung ist neben der chemischen Zusammensetzung des Partikels selbst wesentlich, welche Substanzen an der Oberfläche der Partikel adsorbiert sind und damit über die Partikel in den Organismus transportiert werden. So können den Partikeln Schwermetalle oder polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) anhaften (UBA, 2009). Für Feinstaub ist derzeit kein Schwellenwert bekannt, unterhalb dessen keine gesundheitliche Beeinträchtigung auftritt. Es wird eine annähernd lineare Expositions-Wirkungs-Beziehung beobachtet (WHO, 2006a).

Die gesundheitlichen Wirkungen können in kurzfristig und langfristig unterschieden werden. Kurzfristige Wirkungen sind eine Erhöhung der Sterblichkeitsrate der Bevölkerung sowie die Beeinträchtigung der Lungenfunktion, insbesondere bei Asthmatikern und bei vorbestehenden Erkrankungen der Atemwege. Weiterhin konnte bei Episoden hoher Feinstaub-Konzentration ein Anstieg der Krankenhauseinweisungen aufgrund von Herzinfarkt, Bluthochdruck, Herzrhythmusstörungen oder Herzschwäche nachgewiesen werden. Langfristige Wirkungen sind eine verkürzte Lebenserwartung, chronische Atemwegsbeschwerden sowie ein erhöhtes Risiko, Allergien zu entwickeln und an Lungenkrebs zu erkranken. Zudem konnte bei Jugendlichen eine Verschlechterung der Lungenfunktion festgestellt werden (LANUV, 2010). Darüber hinaus gibt es Hinweise, dass ultrafeine Partikel, die über Lungenbläschen und Blutkreislauf in die Organe bis hin zum Gehirn transportiert werden, das Risiko für Diabetes (Krämer et al., 2010), Herzinfarkte und Schlaganfälle (Miller et al., 2007) erhöhen.

Seit 2005 sind ein Jahres- und ein Tagesgrenzwert für Feinstaub PM₁₀ in der EU bindend. In Sachsen wird der Jahresgrenzwert von 40 µg/m³ überall eingehalten. Zur Überschreitung des Tagesgrenzwertes kam es im Jahr 2014 an drei verkehrsnahen Standorten. Für PM_{2.5} gilt seit 2015 ein Jahresgrenzwert von 25 µg/m³. Er wird in Sachsen überall eingehalten (LfULG, 2015; Richtlinie 2008/50/EG, 2008).

Die Verweilzeit der Feinstaub-Partikel in der Atmosphäre wird in erster Linie durch ihre Größe und im Weiteren durch ihre physikochemischen Eigenschaften bestimmt. Ultrafeine Partikel wachsen innerhalb von Minuten bis wenigen Stunden zu größeren Partikeln auf (Koagulation) und werden somit abgebaut. Größere Partikel können für mehrere Tage, teilweise sogar für mehrere Wochen, in der Atmosphäre verbleiben, je nachdem, wann sie mit dem Niederschlag ausgetragen werden (Buseck & Posfai, 1999; Ogren & Charlson, 1983; Seinfeld & Pandis 2006). Hierbei werden die Partikel durch Adhäsion oder Sorption an Wasserstropfen der Atmosphäre entfernt (in-cloud-scavenging, Kondensationskerne) bzw. durchfallenden

Niederschlag eingefangen (sub-cloud-scavenging). Da die Austauschrate des in der Atmosphäre vorhandenen Wasserdampfes etwa 9 bis 11 Tage beträgt, wird auch ein Großteil der Partikel innerhalb dieses Zeitraums ausgetragen (Bossel, 1990; Markinek & Rosenkranz, 1988; Möller, 2003). Weiterhin können Partikel, mit einem aerodynamischen Durchmesser größer 5 µm auch sedimentieren. Ist ihr aerodynamischer Durchmesser geringer verbleiben sie in Schwebelage (Möller, 2003). Einen weiteren Abbauprozess für Feinstaub bildet die mechanisch oder elektrostatisch bedingte Adhäsion an Oberflächen bzw. eine chemische Umwandlung an den Flächen (Finlayson-Pitts, & Pitts Jr, 1999; Möller, 2003).

2 Material und Methoden

2.1 Einordnung des Beobachtungsgebietes

2.1.1 Regionale Einordnung, Topografie, Bebauungsstruktur und Flächennutzung

Dresden ist die Landeshauptstadt des Freistaates Sachsen und befindet sich nahezu im Mittelpunkt dieses Bundeslandes. Im östlichen Teil der Bundesrepublik Deutschland ist Dresden neben Berlin und Leipzig eine der drei Großstädte mit mehr als fünfhunderttausend Einwohnern. Dresden wird von der Elbe in einem großen Mäander in südost-nordwestlicher Richtung durchflossen. In Tabelle 7 sind weitere Daten zur Stadt Dresden zusammengefasst.

Tabelle 7: Geografische Daten Dresden

Lage im Gradnetz	51° 02' N, 13° 44' O
Fläche	328,31 km ²
Höhe Stadtzentrum	113 m ü. NN
Tiefster Punkt	101 m ü. NN
Höchster Punkt	384 m ü. NN
Einwohnerzahl (Dez. 2015)	543.825
Bevölkerungsdichte	1634 E/km ²

Der Ballungsraum Dresden besitzt eine Längsausdehnung von etwa 40 Kilometern entlang des Elbtals und eine Breite von etwa 10 Kilometern in die Seitentäler hinein. In ihm leben etwa eine dreiviertel Million Menschen. Das Gebiet ist nicht nur durch eine hohe Bevölkerungsdichte gekennzeichnet, sondern bildet auch ein Zentrum für zahlreiche Industrie- und Gewerbeansiedlungen. An den Ballungsraum Dresden schließen sich im Süden das Erzgebirgsvorland mit dem Erzgebirge und im Südwesten das Elbsandsteingebirge an.

Maßgebliche Ursache für die Besonderheiten des Dresdner Klimas im Vergleich zum Umland ist die Lage der Stadt in der Elbtalweitung. Während am Talboden Höhen um 110 m ü. NN vorherrschen, überragen die Randhöhen den Talboden um etwa 150 bis 200 m. Im rechtselbischen Bereich (nordöstlich) fallen die Talhänge steil ab und werden durch einmündende Seitentäler stark gegliedert. Auf dieser Seite befindet sich auch ein größeres geschlossenes Waldgebiet, das ebenfalls zum Stadtgebiet gehört. Linkselbisch verlaufen die Geländeanstiege moderater und werden ebenfalls durch Seitentäler durchschnitten. In Kapitel 2.1.2 wird auf das Klima von Dresden und dessen Bedeutung für die Luftqualität eingegangen.

Der Talboden ist weitgehend bebaut, wobei sich direkt an den Flussufern weitläufig unbebaute Auen befinden. Nur kleinere Ortsteile befinden sich auf umgebenden Hochflächen. Die Bebauungsstruktur ist vorwiegend aufgelockert und meist durchgrünt. Weitgehend versiegelt sind das Stadtzentrum sowie Industrie- und Gewerbeflächen. Tabelle 8 gibt einen Überblick

zur Flächennutzung im Stadtgebiet (LRP Dresden, 2011). Weiterhin ist Dresden ein bedeutender Verkehrsknotenpunkt. So führen hier fünf Schienenverkehrswege, drei Bundesautobahnen und fünf Bundesstraßen zusammen. Zudem besitzt Dresden einen Hafen an der Elbe als dem bedeutendsten Wasserweg der östlichen Bundesrepublik sowie einen Flughafen (Landeshauptstadt Dresden, 1998; LRP Dresden, 2011).

Tabelle 8: Flächennutzung Dresden

Nutzung	Größe [ha]
Gebäude-, Erholungs-, u. Freiflächen	9.584
Betriebsflächen	310
Verkehrsflächen	3.270
Landwirtschaft	11.043
Wald	7.311
Wasserflächen	675
Sonstige Flächen	638

2.1.2 Klimatische Einordnung und Besonderheiten

Bedeutsam für das Klima Dresdens ist der dominierende ausgleichende Effekt des Nordatlantiks (Golfstrom). Verglichen mit anderen Regionen der Erde auf ähnlicher geografischer Breite, sorgt die relative Nähe zum Ozean z. B. für eine eher geringe Jahresamplitude der mittleren monatlichen Lufttemperaturen (SMUL, 2008). Großklimatisch lässt sich Dresden nach der effektiven Klimaklassifikation nach Köppen dem warmgemäßigten Klima mit warmen Sommern und ganzjährig für die Vegetation ausreichenden Niederschlägen zuordnen. In dieser Klassifikation entspricht dies dem Klimagebiet Cfb (Heyer, 1977; Kraus, 2001; SMUL, 2008). Nach genetischer Klimaklassifikation nach Neef gehört Dresden der gemäßigten Klimazone im Übergangsbereich zwischen dem Seeklima der Westseiten und dem kühlen Kontinentalklima an (Heyer, 1977). Das Klima in Dresden ist von einem steten Wechsel von maritimen und kontinentalen Luftmassen geprägt, wodurch die für Mitteleuropa typische Vielgestaltigkeit der Witterungserscheinungen entsteht, wobei aber insgesamt der ozeanische Einfluss dominiert (Landeshauptstadt Dresden, 1998). Nach Flohn befindet sich Dresden in der feuchtgemäßigten Zone, im Luftdruck- und Windgürtel der außertropischen Westwinde. Die Westwinde dominieren im Sommer und Winter. Typisch hierfür ist ein zyklonales Wettergeschehen (Heyer, 1977; SMUL, 2008).

Für das Klima in Dresden besitzt neben dem Einfluss des Nordatlantiks die Lage des Erzgebirges und weiterer umgebender Mittelgebirge eine größere Bedeutung. Zum einen führt für Luftmassen aus Richtung Norden der Rückstau zu häufigerer Bewölkung und erhöhten Niederschlagssummen. Andererseits verursachen die Mittelgebirge aber auch eine Regen

abschattende Wirkung für Luftmassen aus Richtung Südwest bis Süd bis hin zur Ausprägung von Föhneffekten (Landeshauptstadt Dresden, 1998; SMUL, 2008). Das Elbtal im Raum Dresden ist thermisch begünstigt und gehört neben dem Saaletal bei Jena zu den wärmsten Gegenden im östlichen Teil der Bundesrepublik. Zudem bildet der Raum Dresden den südöstlichen Ausläufer eines relativen Trockengebietes, das von Nordsachsen entlang der Elbe verläuft. Bezeichnend für das Klima sind ein zeitiger Frühlingseinzug, eher kurze Schneedeckendauer und eine nur geringe Anzahl von Frost- und Eistagen im Vergleich zum Umland (Landeshauptstadt Dresden, 1998). Dresden ist zudem durch den Einfluss eines regionalen Windes (Böhmischer Wind) gekennzeichnet, der im Winterhalbjahr auftreten kann, wobei die kanalisierende Wirkung des Elbtals den Einfluss verstärkt. Er tritt im Mittel in 2 % aller Stunden pro Jahr bzw. an 8 Tagen im Jahr auf. Im Allgemeinen wird dieser Fallwind als kalt und unangenehm empfunden. Im Oberen Elbtal führt dieser Wind zu einer negativen Temperatur-anomalie, die auch den Beginn einer Tauwetterphase verzögern kann (Landeshauptstadt Dresden, 1998; SMUL, 2008).

Die Tabelle 9 zeigt für zwei Stationen in Dresden die Monatsmittelwerte der Temperatur, des Niederschlags und der Sonnenscheindauer. Die Station Dresden-Klotzsche (227 m ü. NN) befindet sich auf einer der Hochflächen am Stadtrand und die Station Dresden-Strehlen (119 m ü. NN) unweit des Stadtzentrums am Talgrund (DWD, 2016). Der Vergleich von Klotzsche und Strehlen zeigt besonders für die Lufttemperatur größere Unterschiede. Hierbei sind sie im Winter und Frühling am größten und im Herbst am geringsten. Wenn auch in geringem Umfang, zeichnet sich für Niederschlag und Sonnenscheindauer ein stadtklimatisch bedingter Unterschied ab. Zu jeder Jahreszeit und bei allen Wetterlagen lassen sich die Charakteristika des Stadtklimas nachweisen. Bei autochthonen Wetterlagen prägen sie sich aber deutlicher aus als bei allochthonen (Landeshauptstadt Dresden, 1998). In Anhang 1 sind für den Beobachtungszeitraum die an der Luftgütemessstation Winckelmannstraße gemessenen monatlichen Mittelwerte von Lufttemperatur und Niederschlag angegeben. In Kapitel 3.1 wird die Station Winckelmannstraße bezüglich ihrer meteorologischen Repräsentativität bewertet.

Bezüglich der Ausbreitung von Luftschadstoffen ist für die Lage Dresdens im Elbtalkessel insbesondere die Herabsetzung der mittleren Windgeschwindigkeit von Bedeutung. Hierbei verursacht der Stadtkörper eine Erhöhung der Rauigkeit und damit eine weitere Herabsetzung der Windgeschwindigkeit, aber auch die Entstehung von Düseneffekten und eine Erhöhung der Böigkeit (Häckel, 1999; Heyer, 1977; Landeshauptstadt Dresden, 1998). Während auf den umgebenden Hochflächen die mittlere Windgeschwindigkeit um 4 m/s beträgt, liegt sie in der Innenstadt weiträumig um 1,5 m/s (Landeshauptstadt Dresden, 1998). Die Windgeschwindigkeit an der Station Winckelmannstraße betrug während der Beobachtungszeit im Mittel sogar nur 0,9 m/s. Begünstigend für eine Verdünnung von Luftverunreinigungen wirkt in Dresden aber die südost-nordwestliche Ausrichtung des Elbtals annähernd zur Hauptwindrichtung. Weiter sind in Dresden nächtliche Kaltluftströmungen für die Durchmischung der bodennahen Luft von Bedeutung. In Strahlungsnächten bilden sich lokale Windsysteme aus, die zur Verdünnung beitragen. In 25 bis 30 % aller Stunden eines Jahres treten Kaltluftzuflüsse von

den locker und kaum bebauten Hangflächen auf. Je nach Bebauung bilden sich in 15 bis 20 % aller Stunden Talabwindssysteme in den Elbseitentälern aus. Ein Elbtalabwind ist in 15 bis 18 % aller Stunden eines Jahres zu beobachten (Landeshauptstadt Dresden, 1998).

Tabelle 9: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur, Niederschlagssumme und Sonnenscheindauer für Dresden-Klotzsche und Dresden-Strehlen in der Klimareferenzperiode 1981-2010 (Quelle: DWD, 2016)

	Dresden-Klotzsche 227 m ü. NN			Dresden-Strehlen 119 m ü. NN		
	T [°C]	N [mm]	S [h]	T [°C]	N [mm]	S [h]
Januar	0,1	45	61	0,7	40	56
Februar	0,9	36	77	1,5	35	74
März	4,5	45	112	5,1	51	111
April	9,0	42	172	9,5	39	172
Mai	13,9	65	218	14,5	61	217
Juni	16,7	61	200	17,2	59	202
Juli	19,0	85	224	19,5	90	225
August	18,6	84	212	19,0	76	209
September	14,3	50	150	14,6	48	148
Oktober	9,8	43	119	10,0	38	115
November	4,5	56	61	5,0	51	57
Dezember	1,1	53	53	1,6	47	48
Jahr	9,4	664	1659	9,9	635	1634

Inversionenwetterlagen tragen maßgeblich dazu bei, dass Immissions-Grenzwerte überschritten werden (LfULG, 2011, 2015b). Ursachen von Inversionen können sein: die Ausstrahlung der Erdoberfläche (Bodeninversion), die Ausstrahlung von Dunst- oder Wolkenobergrenzen (Höheninversion), die Kaltluftzufuhr in Bodennähe bzw. die Warmluftzufuhr in der Höhe sowie großräumiges Absinken in Hochdruckgebieten. Dabei begünstigt die Tallage Bildung und Dauer von Inversionen, durch die geringere Windgeschwindigkeit, da dies die Ausstrahlung begünstigt sowie eine verminderte Sonneneinstrahlung im Winterhalbjahr aufgrund der Horizontüberhöhung. Weiterhin kann der Zufluss kalter Luft aus den Seitentälern zur Herausbildung einer Inversion führen (Landeshauptstadt Dresden, 1998; VDI, 1988). Im Sommer bilden sich in windschwachen Nächten häufig Strahlungs-inversionen, die dann aber tagsüber durch Sonneneinstrahlung rasch aufgelöst werden. Im Winter hingegen reicht die Erwärmung

oft nicht aus, sodass eine Inversion auch tagsüber erhalten bleibt. Die Existenz freier Inversionen geringer Höhe ist für die Schadstoff-Anreicherung von besonderer Bedeutung. In Dresden kommen freie Inversionen im Winterhalbjahr mit einer Häufigkeit von etwa 60 % doppelt so oft vor wie im Sommer (Landeshauptstadt Dresden, 1998).

Weiterhin ist es für die Luftqualität in einer Stadt von Nachteil, wenn größere Flächen versiegelt sind und nur eine geringe Durchgrünung aufweisen, da damit die Luftfeuchte herabgesetzt und eine Überwärmung begünstigt wird (Häckel, 1999; Landeshauptstadt Dresden, 1998; Oke, 1978). Staub kann durch Aufwirbelung immer wieder in die bodennahe Atmosphäre eingebracht werden, und ein Ausfällen des Staubes oder die Lösung von Schadgasen z. B. durch Tau wird vermindert. In Dresden weist das Stadtzentrum beiderseits der Elbe mit weit über 70 % die höchsten Versiegelungsgrade auf. Größere Teile der Stadt sind zu etwa 60 % versiegelt, Randbezirke zu etwa 50 %. Obwohl Dresden im Vergleich mit anderen Städten in hohem Maße durchgrünt ist, stellt die Flächenversiegelung für Stadtklima und Luftqualität hier dennoch einen Belastungsfaktor dar (Landeshauptstadt Dresden, 2015).

2.1.3 Einfluss regionaler bergbaulicher Anlagen auf die Radon-Konzentration

Bergbauliche Anlagen können Quellen erhöhter Freisetzung von Radon darstellen. Dresden und sein Umland waren in der Vergangenheit von bergbaulicher Tätigkeit gekennzeichnet. Gefördert wurden in erster Linie Steinkohle und Uran. Insbesondere in der etwa sieben Kilometer entfernten Nachbarstadt Freital ist der Bergbau jahrhundertlang eng mit der Stadtentwicklung verbunden. Abgebaut wurde in der Formation Döhlener Becken, das sich weit hinein unter das Stadtgebiet von Dresden erstreckt (Reichel & Schauer, 2006). Reste bergbaulicher Tätigkeit wie Schächte und Halden finden sich in den Dresdner Stadtteilen Gittersee, Coschütz und Cotta sowie in der Nachbargemeinde Bannewitz und in mehreren Ortsteilen der Stadt Freital (Gürtler et al., 2000).

Die Luftgütemessstation Winckelmannstraße befindet sich im Stadtteil Südvorstadt, etwa fünf Kilometer südlich der hoch gelegenen Standorte Gittersee und Coschütz. Diese Standorte sind durch einen Kamm („Südhöhe“) vom Dresdner Stadtzentrum getrennt, was eine natürliche Barriere für den Zufluss von Luft aus diesem Gebiet darstellt.

In Gittersee wurde auf dem Gelände einer bis 1962 arbeitenden Uranerzaufbereitungsanlage mit nichtbergbaulicher Folgenutzung nach umfangreicher Sanierung ein Gewerbegebiet errichtet. Die dort angetroffenen Radon-Konzentrationen entsprechen der geogenen Grundlast. Kontaminierter Bodenaushub wurde auf eine nahe gelegene Halde verbracht, die ebenfalls keine erhöhten Radon-Konzentrationen aufweist (Doetsch & Rüpke, 1998). Im Grubenfeld Gittersee/Bannewitz erfolgte nach Ende der Förderung 1989 die Verfüllung der Tagesschächte und es erfolgte die Flutung bis zur Überstauung der abgebauten Bereiche. Die Ableitung der Grubenluft erfolgt ausschließlich über den Tiefen Elbstolln in Cotta, dessen Mundloch sich an der Elbe befindet. Immissionsmessungen im Umfeld des Stollns bestätigten Radon-Konzentrationen innerhalb natürlicher Hintergrundlast (Wismut GmbH, 2006). In Gittersee

erfolgte 2009 und 2010 an mehreren Punkten die Messung der Radon-Konzentration am Boden. Vergleichsmessungen zeigten, dass die Konzentration (Maximalwerte: 25 - 39 Bq/m³) nur geringfügig über denen bergbaulich unbeeinflusster Standorte mit langjährigen Mittelwerten um 30 Bq/m³ lag (BMU, 2012; Wismut GmbH, 2006). Aufgrund der vorliegenden Untersuchungen kann weiter davon ausgegangen werden, dass durch bergbauliche Altstandorte die Messungen an der Winkelmannstraße nicht beeinflusst wurden.

2.2 Messstationstypen in der Luftqualitätsüberwachung und Einordnung des Standortes der Messstation Winkelmannstraße

Um in der Luftqualitätsüberwachung möglichst umfassend und repräsentativ die Immissions-situation beurteilen zu können, ist es erforderlich, die Luftqualität in Gebieten erhöhter und geringer Emissionen in unterschiedlicher räumlicher Auflösung zu erfassen. Aus dieser Anforderung resultieren drei Messstationstypen mit unterschiedlicher räumlicher Repräsentativität. Die Bestimmungen zur Probenahme sind in der 39. Bundes-Immissionsschutzverordnung festgelegt, der in nationales Recht umgewandelten EU-Richtlinie „über Luftqualität und saubere Luft für Europa“ (Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010).

Die Abbildung 6 zeigt das Messnetz zur Luftqualitätsüberwachung in Sachsen im Jahr 2015. Es besteht aus 29 Probenahmestellen. Die Messungen werden in Sachsen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) durch die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft durchgeführt (BfUL). Die Kombination aus Immissionsmessung und Modellierung erlaubt es, mit vertretbarem Aufwand die Immissionsbelastung in Sachsen für Bevölkerung, Vegetation und Ökosysteme zu beurteilen. Weiterhin stehen durch die Messungen Informationen zur aktuellen Immissionssituation für die Bevölkerung zur Verfügung (LfULG, 2015b). Im Weiteren werden die einzelnen Messstationstypen vorgestellt.

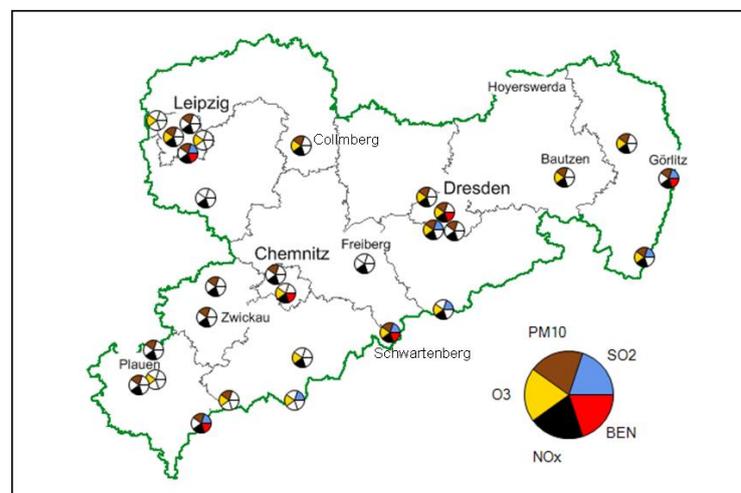


Abbildung 6: Luftgütemessstellen im Freistaat Sachsen im Jahr 2015 (Quelle: LfULG, 2015c; bearbeitet)

2.2.1 Ländliche Hintergrundstation

Stationen des ländlichen Hintergrunds sollen Information zur Grundkonzentration der Immissionsbelastung liefern. Es handelt sich hierbei um die Immissionskonzentration, die im Allgemeinen weiträumig nicht unterschritten wird und die die Luftmassen aufweisen, bevor sie Gebiete erhöhter Emissionen erreichen. Diese Stationen müssen also in entsprechend großem Abstand zu Ballungsräumen, Industrieanlagen oder verkehrsreichen Straßen errichtet werden.

Stationen des ländlichen Hintergrunds sind unerlässlich, um erhöhte Konzentrationen in Städten, Industriegebieten oder an verkehrsreichen Standorten überhaupt bewerten zu können, insbesondere um den Anteil möglicher Ferntransporte von Schadstoffen abzuschätzen. Weiterhin sind diese Stationen erforderlich, um bei der Analyse der Verschmutzungssituation eine eindeutige Quellenzuordnung zu unterstützen, beispielsweise bei Havarien in Industrieanlagen. Zudem sind die Informationen der ländlichen Hintergrundstationen für die Modellierung der Immissionssituation für ein großes Gebiet unerlässlich und bilden hierbei eine wesentliche Zugangsgröße. Messungen im ländlichen Hintergrund erlauben zudem, wissenschaftliche Studien durchzuführen, und damit das Wissen zur Genese bestimmter Luftschadstoffe z. B. von Partikeln zu erweitern (LfULG, 2011, 2015; Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010).

2.2.2 Städtische Hintergrundstation – Die Messstation Winckelmannstraße

Messungen der Immissionskonzentration im städtischen Hintergrund sollen möglichst die Schadstoffexposition eines großen Teils der Bevölkerung repräsentativ abbilden. Diese Stationen liefern also Informationen zur typischen Schadstoffbelastung in einer Stadt. Solche Stationen müssen in einer Stadt so angeordnet werden, dass sie den integrierten Beitrag aller Quellen im Zustrom der Hauptwindrichtung erfassen. Es sollte also nicht eine einzelne Quelle vorherrschend sein; es sei denn, dies ist für ein größeres städtisches Gebiet typisch. Stationen des städtischen Hintergrunds sind für einen Bereich von mehreren Quadratkilometern repräsentativ und sollten auch der Immissionssituation von städtischen Gebieten entsprechen, in denen keine Messungen stattfinden. Die im städtischen Hintergrund erfassten Daten dienen weiterhin als Eingangsgrößen zur Modellierung der Immissionssituation einer Stadt.

Der Straßenverkehr stellt in den meisten Ballungsgebieten die Hauptemissionsquelle für Stickstoffoxide und Feinstaub dar. Die Immissionskonzentration nimmt aber schon nach kurzer Entfernung von einer Hauptverkehrsstraße ab und erreicht ein für die Stadt typisches Niveau (Brauer, 1997). Ein geeigneter Standort kann daher meist durch Begehung ermittelt werden. Ausschlaggebend ist hierbei neben einer hohen räumlichen Repräsentativität auch die Zugänglichkeit, und dass die umgebende Bebauung in absehbarer Zeit nicht verändert wird (LfULG, 2011, 2015; Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden Daten der Luftgütemessstation Winckelmannstraße verwendet. Abbildungen der Station finden sich im Anhang 13.

2.2.3 Verkehrsnahe Messstation

Die Luftqualität muss überall beurteilt werden, insbesondere an Orten, an denen die Bevölkerung über längere Zeit einer besonders hohen Belastung ausgesetzt ist. Es ist daher erforderlich, die Luftqualität auch an stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen zu beurteilen und auch mit Messstationen - den verkehrsnahen Messstationen - zu überwachen. Der Messstandort sollte so gewählt werden, dass die entnommene Luftprobe einen Straßenabschnitt von nicht weniger als 100 Metern repräsentiert. Es muss sich um einen Standort handeln, der im Allgemeinen für die Bevölkerung zugänglich ist. Die Messstation sollte mindestens einen Abstand von 25 Metern zu verkehrsreichen Kreuzungen aufweisen, aber nicht weiter als 10 Meter vom Fahrbahnrand entfernt sein. Laut 39. BImSchV sollte zudem, wenn möglich, der Abstand zur Fahrbahnmitte 4 Meter nicht unterschreiten. (Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010). Verkehrsnahe Messstationen besitzen auch eine große Bedeutung für die Modellierung. Daten dieser Stationen werden verwendet, um die Genauigkeit und Aussagekraft von Immissionsmodellen zu beurteilen (LRP Dresden, 2011).

2.2.4 Messstation zur Überwachung von Industriegebieten oder zum Schutz von Vegetation und Ökosystemen

Industriebezogene Messstationen und Stationen zur Überwachung der Immission zum Schutz der Vegetation und natürlicher Ökosysteme stellen keinen eigenen Stationstyp dar. Es handelt sich hierbei um Sonderfälle der zuvor genannten Typen. Industriebezogene Stationen entsprechen entweder dem Typ quellnaher Messstationen, vergleichbar den zuvor beschriebenen verkehrsnahen Stationen oder sie entsprechen Stationen im ländlichen oder vorstädtischen Gebiet. Im Fall einer quellnahen Messstation (Industriegebiete) sollte die Luftprobe nicht weniger als ein Gebiet von 250 mal 250 Metern repräsentieren. Ist es erforderlich, den Beitrag einer industriellen Quelle zu ermitteln, sollte im Lee der Hauptwindrichtung zur Quelle im nächstgelegenen Wohngebiet eine Messstation eingerichtet werden. Wenn eine Hintergrundkonzentration nicht bekannt ist, sollte auch im Luv der industriellen Quelle eine Messstation aufgestellt werden. In Sachsen wird derzeit keine industriebezogene Messstation betrieben.

Zum Schutz der Vegetation und natürlicher Ökosysteme muss ebenfalls die Immissionssituation beurteilt werden. Erforderliche Messstationen entsprechen dem Typ ländlicher Hintergrundstationen. Stationen zum Schutz von Vegetation und natürlichen Ökosystemen sollten dabei mindestens für ein Gebiet von 1.000 Quadratkilometern repräsentativ sein. Da die Luftqualität überall beurteilt werden muss und auch Informationen zur Hintergrundkonzentration unabdingbar sind, ist das Netz von Hintergrundstationen meist ausreichend, um Immissionskonzentrationen für Vegetation und natürliche Ökosysteme zu beurteilen. In Sachsen erfüllen ebenfalls die ländlichen Hintergrundstationen diese Aufgabe. Stationen, die ausschließlich Immissionskonzentrationen für Vegetation und natürliche Ökosysteme überwachen, wurden nicht eingerichtet (LfULG, 2015; Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010).

2.3 Messgeräte, Messprinzipien, Messunsicherheit

2.3.1 Meteorologische Größen

An der Luftgütemessstation Winkelmannstraße werden neben den Luftschadstoffen auch meteorologische Größen erfasst. In der vorliegenden Arbeit wurden die Daten der Größen Temperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung, Globalstrahlung, Luftdruck sowie Niederschlag für Korrelationsuntersuchungen verwendet.

Temperatur, relative Luftfeuchte

Die Größen Temperatur und relative Luftfeuchte wurden mit Hilfe eines kombinierten Gerätes, des Hygro-Thermogebers der Firma Thies, ermittelt. Die Messung der Temperatur erfolgt dabei über die Ermittlung des elektrischen Widerstandes mit einem Pt100-Sensor (Platin-Sensor mit einem elektrischen Widerstand von 100 Ohm bei 0°C). Hierfür gibt der Hersteller eine maximale Messabweichung von $\pm 0,3$ °C an. Die relative Luftfeuchte wird über einen kapazitiven Feuchtesensor (Kapazitätsänderung über Feuchteänderung des Dielektrikums) ermittelt, dessen Messgenauigkeit laut Hersteller bei ± 2 % des gemessenen Wertes liegt.

Windgeschwindigkeit und -richtung

Zur Ermittlung dieser Größen kam der kombinierte Windgeber der Firma Thies zum Einsatz. Die Windgeschwindigkeit wird über die Drehzahl eines Schalenkreuzanemometers und die daraus folgende Impulsfrequenz (optoelektronische Drehzahlabtastung) ermittelt. Die Messabweichung beträgt bei Windgeschwindigkeiten bis 16 m/s $\pm 0,4$ m/s bzw. bei höheren Windgeschwindigkeiten 2,5 % vom Messwert (Thies, 2005, 2017). Die Anlaufgeschwindigkeit beträgt 0,3 m/s. Die Ermittlung der Windrichtung erfolgt über eine optoelektronische Richtungsabtastung (Umwandlung des codierten Signals in analoges Signal mittels integrierter Messumformer), dessen Messabweichung bis zu 2,5 Grad betragen kann (Thies, 2005).

Globalstrahlung

Die Erfassung der Globalstrahlung (Sonnen- u. Himmelsstrahlung) erfolgte mit dem Pyranometer CM 3, ebenfalls von der Firma Thies. Hierbei wird die aufgenommene Strahlungsenergie in Wärmeenergie umgewandelt. Die entstehende Übertemperatur führt zur Ausbildung einer elektrischen Spannung (Thermospannung), die entsprechend weiterverarbeitet wird. Die Messgenauigkeit liegt bei ± 10 % des Messwertes.

Luftdruck

Zur Messung des Luftdrucks wurde der Barogeber der Firma Thies verwendet. Er arbeitet mit einem Aneroid-Dosensatz, bei dem eine luftdruckbedingte Längenänderung auf ein Potentio-

meter übertragen wird (Widerstandsveränderung). Die Messgenauigkeit beträgt $\pm 1,5$ % vom Messbereich (946 bis 1053 hPa), etwa ± 2 hPa (Thies, 2005).

Niederschlag

Als Niederschlagsmesser wurde der Niederschlagssensor PLUVIO der Firma Ott in DWD-Ausführung verwendet, entsprechend der Bauform nach „Hellmann“ (WMO-Standard). Die Niederschlagsmenge wird nach dem Wägeprinzip ermittelt. Die Messunsicherheit beträgt $\pm 0,04$ mm (Ott, 2004).

2.3.2 Radon

Für die vorliegende Arbeit wurde zur Messung der Radon-222-Konzentration der mobile Radon-Monitor AlphaGUARD PQ2000PRO der Firma Genitron Instruments, heute Saphymo GmbH, verwendet (Radon-in-Luft Monitor). Von der BfUL wird das Gerät seit langem zur Messung der Radon-Konzentration innerhalb und außerhalb von Gebäuden eingesetzt sowie für Kontrollen in ehemaligen Bergwerken oder in Wasserwerken. Weiterhin werden damit Radon-Messungen in der Bodenluft durchgeführt. Das AlphaGUARD kann außerdem für Radon-Messungen von Wasserproben oder Baumaterialien eingesetzt werden sowie als Radon-Referenzmonitor in Kalibrierkammern. Darüber hinaus können mit dem Gerät auch Radon-Folgeprodukte gemessen werden. Das AlphaGUARD zeichnet sich durch sein schnelles Ansprechvermögen auf Konzentrationsgradienten aus und ist für einen wartungsfreien Dauerbetrieb konstruiert. Es liefert auch bei hoher Luftfeuchtigkeit oder stärkeren Erschütterungen Messwerte hoher Qualität. Das Gerät kann neben der Radon-Konzentration auch die Lufttemperatur, den Luftdruck, die Luftfeuchte und Erschütterungen registrieren (Genitron, 2002; Saphymo, 2010).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das AlphaGUARD wie folgt verwendet. Aus einer Höhe von 3,5 Metern über dem Boden wurde dem Gerät über eine Saugleitung mit Hilfe einer intermittierend laufenden Pumpe (AlphaPump) Außenluft zugeführt. Über ein Glasfaser-Filter, welches alle Radon-Folgeprodukte und Staub zurückhält, wurde die Probe dann in die Ionisationskammer geleitet. Die zylinderförmige metallisch ausgekleidete Ionisationskammer besitzt ein Volumen von 0,56 Liter und dient als Anode mit einem Potential von +750 Volt. Entlang der Längsachse der Kammer befindet sich die Kathode auf einem Potential von 0 Volt. Ein Teil des in der Luftprobe enthaltenen Radon-222 zerfällt unter der Abgabe eines Alphateilchens, welches positiv geladen ist und sich deshalb in Richtung Kathode bewegt. Beim Auftreffen auf der Kathode erzeugt es einen kurzen Spannungsimpuls, der gezählt wird. Je mehr Impulse gezählt werden, desto höher lag die Radon-222-Konzentration (BfUL, 2012; Genitron, 2002). Da die Pumpleistung 0,3 L/min beträgt, wird die Luft in der Kammer etwa alle zwei Minuten ausgetauscht. Die Messungen erfolgten im 10-Minuten-Durchflussmodus. Dabei wird ein 10-Minuten-Mittelwert gebildet, der jeweils im Gerät abgespeichert wird. Regelmäßig erfolgte dann im Rahmen der Containerwartung das Auslesen der gespeicherten

Daten (BfUL, 2012). Aus jedem zerfallenden Radon-222-Atom entsteht ein Polonium-218-Atom, bei dem es sich wesentlich auch um einen Alphastrahler handelt. Damit die Impulse aus den Polonium-Zerfällen nicht berücksichtigt werden, erfolgt durch das Gerät ein Grundabzug. Es wird damit also nur die Radon-222-Konzentration ausgegeben.

Allerdings kann es aufgrund der Nichtvorhersagbarkeit des radioaktiven Zerfalls des einzelnen Atoms (statistische Eigenschaft des radioaktiven Zerfalls) auch Zeitintervalle geben, in denen praktisch keine Zerfälle stattfinden werden, wodurch aufgrund des regelmäßigen Grundabzugs bei kurzen Messzeiträumen (10-Minuten-Intervall) auch negative Messwerte registriert werden. Da aber auch Zeiträume existieren, in denen überdurchschnittlich viele Zerfälle stattfinden, können durch Mittelwertbildung die negativen Werte ausgeglichen werden, so dass z. B. keine negativen Tagesmittelwerte entstehen. Für die vorgesehene Anwendung (Radon-Tracer-Methode) kann mit negativen Werten nicht weitergearbeitet werden. Diese Werte müssten gestrichen werden.

Neben Radon-222 entweichen ebenfalls Radon-Isotope 220 (Thoron) und 219 (Actinon) dem Boden (vgl. Kapitel 1.2.1 u. 1.2.8). Ihre Halbwertszeiten sind aber so kurz, dass diese Radon-Isotope weitestgehend zerfallen sind, ehe sie über die Ansaugvorrichtung das Messgerät erreichen und somit das Ergebnis nicht beeinflussen.

Aufgrund der statistischen Eigenschaften des radioaktiven Zerfalls verringert sich die Messunsicherheit je länger die Mittelungszeit gewählt wird und es vergrößert sich die Messunsicherheit je kürzer der Mittelungszeitraum ist. In Abbildung 7 sind die Messunsicherheiten für Stunden- und Tagesmittelwerte angegeben. In Anhang 14 sind die Werte noch einmal tabellarisch aufgeführt (BfUL, 2012, 2016).

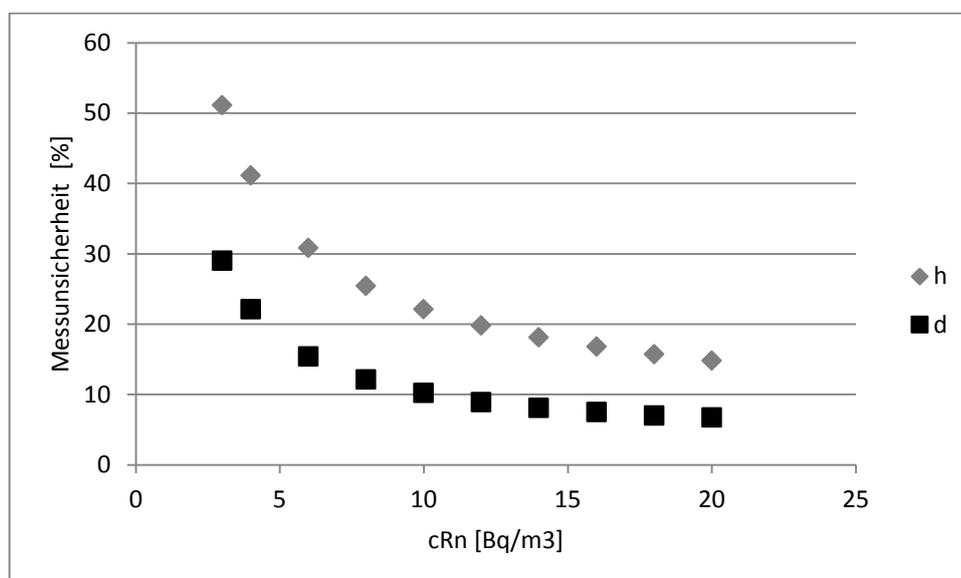


Abbildung 7: Messunsicherheit im Verhältnis zur Radon-Konzentration für Stunden- und Tagesmittelwerte

Der Hersteller gibt für das AlphaGUARD eine Geräteeigenaktivität von $<2,0 \text{ Bq/m}^3$ an. Das bedeutet, dass registrierte Werte kleiner 2 Bq/m^3 statistisch nicht gesichert sind und in diesem Fall Werte zwischen 0 und 2 Bq/m^3 vorliegen können. Aufgrund der Statistik des radioaktiven Zerfalls steigt deshalb auch die Bestimmungsgrenze mit kürzer werdendem Mittelungszeitraum. Für Stundenmittelwerte beträgt die Bestimmungsgrenze $3,5 \text{ Bq/m}^3$, für Tagesmittelwerte $2,5 \text{ Bq/m}^3$, für Jahresmittelwerte $2,0 \text{ Bq/m}^3$ (BfUL, 2012, 2016).

2.3.3 Stickstoffdioxid

Die Konzentration von Stickstoffdioxid wurde mit dem Gerät APNA 370 der Firma HORIBA gemessen. Die Probenahme erfolgte in vier Metern Höhe über dem Boden (BfUL, 2015a; LRP Dresden, 2011). Es arbeitet nach dem Chemilumineszenz-Verfahren, der Referenzmethode nach der Richtlinie der EU für Luftqualität und der 39. BImSchV (Richtlinie 2008/50/EG, 2008; 39. BImSchV, 2010). Das Chemilumineszenz-Verfahren basiert darauf, dass bei einer chemischen Reaktion elektromagnetische Strahlung ausgesendet wird. Beim Gerät APNA 370 wird der angesaugte Luftstrom in zwei Teilströme aufgeteilt, um die Konzentrationen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffoxiden zu messen. Die Konzentration von Stickstoffdioxid wird indirekt aus der Differenz der Konzentrationen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffoxiden ermittelt ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$).

Das Messprinzip ist folgendes. Um die Konzentration von Stickstoffmonoxid zu bestimmen, wird dem angesaugten Messgas Ozon zugeführt, wobei das Stickstoffmonoxid teilweise zu Stickstoffdioxid oxidiert wird. Ein Teil des Stickstoffdioxids befindet sich dann in angeregtem Zustand. Beim Übergang zum Grundzustand wird elektromagnetische Strahlung emittiert, die dann mit Hilfe einer Photodiode registriert werden kann. Dabei ist die Lichtintensität proportional zur Stickstoffmonoxid-Konzentration. Im Teilstrom zur Ermittlung der Stickstoffoxide wird der Stickstoffdioxid-Anteil durch einen Konverter zu Stickstoffmonoxid reduziert. Dann erfolgt die Bestimmung der Stickstoffmonoxid-Konzentration nach zuvor beschriebenem Weg (HORIBA, 2005).

Nach der EU-Richtlinie „über Luftqualität und saubere Luft für Europa“ sollte die Messunsicherheit ortsfester Messungen von Stickstoffdioxid nicht mehr als 15 % betragen (Richtlinie 2008/50/EG, 2008). Die Messunsicherheit des APNA 370 beträgt für Stickstoffdi- und Monoxid $\pm 5,2 \%$ bei 105 ppb, womit die Forderung der Richtlinie eingehalten wird (105 ppb entsprechen bei 1013 hPa und $20 \text{ }^\circ\text{C}$ für NO_2 ca. $200 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ und für NO ca. $130 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). Die Bestimmungsgrenze des APNA 370 liegt bei einer Stickstoffdioxid-Konzentration von $2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (BfUL, 2015a).

2.3.4 Feinstaub

Feinstaub PM10 wurde mit zwei unterschiedlichen Messverfahren erfasst, dem TEOM- und dem HVS-Verfahren. Das TEOM-Verfahren bietet die Möglichkeit, aktuelle Stundenmittel-

werte zu generieren, wohingegen das HVS-Verfahren lediglich die Bereitstellung von Tagesmittelwerten ermöglicht, allerdings mit einer sehr kleinen Messunsicherheit. Zudem ermöglicht das HVS-Verfahren die Analyse der Staub-Inhaltsstoffe (LfULG, 2011). Die Messung der PM_{2.5}-Konzentration wurde ausschließlich mit dem HVS-Verfahren durchgeführt.

Die Daten für PM₁₀TEOM wurden mit dem Thermo Scientific TEOM 1400 mit FDMS Modul 8500 ermittelt. TEOM steht für Tapered element oscillating microbalance, ein gravimetrisches System, welchem folgendes Prinzip zugrunde liegt. Luft wird durch einen Filter gezogen, der an der Spitze eines Rohrs angebracht ist. Eine elektrische Schaltung versetzt das Rohr in Schwingung. Die Resonanzfrequenz des Rohrs ist dabei proportional zur Wurzel der Masse der gesammelten Partikel auf dem Filter (Thermo Scientific, 2008). Der Wassergehalt der Feinstäube stellt messtechnisch ein großes Problem dar und führt zu einer Verfälschung des Messergebnisses, weshalb in dem Gerät eine schonende Trocknung der Probe vorgenommen wird. Allerdings können hierbei auch leichtflüchtige Bestandteile verdampfen. Mit dem FDMS-System (Filter Dynamics Measurement System) werden leicht flüchtige Staubbestandteile erfasst und das Messergebnis entsprechend ergänzt. Die Bestimmungsgrenze des Thermo Scientific TEOM 1400 mit FDMS Modul 8500 liegt bei einer PM₁₀-Konzentration von 1,0 µg/m³. Die Messunsicherheit beträgt 12,5 % bei 50 µg/m³ (BfUL, 2015a), womit die Anforderungen der EU (Messunsicherheit maximal 25 %) klar eingehalten werden (Richtlinie 2008/50/EG, 2008).

Messungen der Feinstaub-Fractionen PM₁₀ und PM_{2.5} nach dem HVS-Verfahren erfolgte mit dem DIGITEL DHA-80. HVS steht dabei für High Volume Sampler. Das Verfahren basiert darauf, dass die Luftprobe eines ganzen Tages auf einen Filter gezogen wird. Dieser wird nach 24 Stunden automatisch getauscht. Zuvor wurden die Filter in einem Labor vorkonditioniert und gewogen. In der Messstation werden sie beprobt, wieder konditioniert und gewogen. Aus der Massendifferenz und dem Volumenstrom kann dann die Konzentration errechnet werden. Weiterhin werden später in einem Labor die beladenen Filter auf den Gehalt von bestimmten Schadstoffen, wie Blei, Arsen oder Benzo(a)pyren untersucht (DIGITEL, 2012). Die Bestimmungsgrenze des Systems DHA-80 für PM₁₀ liegt bei 1,0 µg/m³. Die Messunsicherheit beträgt ±2,5 % bei einer Konzentration von 50 µg/m³. Für die Messung der PM_{2.5}-Konzentration mit dem DHA-80 liegt die Bestimmungsgrenze ebenfalls bei 1,0 µg/m³. Die Messunsicherheit beträgt hier ±3,5 % bei einer Konzentration von 20 µg/m³ (BfUL, 2015a).

2.4 Methoden der Verarbeitung von Radon-Daten in der Luftqualitätsüberwachung

In der vorliegenden Arbeit werden unter Nutzung von Radon-Daten Fragestellungen der bodennahen atmosphärischen Stabilität sowie der Entkopplung der Anteile von Austauschbedingungen und Emissionen an der Immissionskonzentration der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub bearbeitet. Zur Beantwortung der genannten Fragestellungen sollen Sortierverfahren, statistische Verfahren sowie die Radon-Tracer-Methode verwendet werden (vgl. Kapitel „Einleitung, Zielsetzung und Struktur der Arbeit“).

2.4.1 Ableitung von Stabilitätsklassen aus Radon-Daten

Radon soll als Indikator bodennaher Austauschbedingungen sowie zur Prognose der atmosphärischen Stabilität (Ableitung von Stabilitätsklassen) verwendet werden. Duenas et al. (1996), Chambers et al. (2015b), Crawford et al. (2016) und Wang et al. (2016, 2017) hatten die Eignung von Radon-Daten zur Ableitung von Stabilitätsklassen bereits gezeigt. Sie führten ihre Untersuchungen unter Klimabedingungen durch, die nur in geringem Umfang der Klimacharakteristik von Mitteleuropa entsprechen. Williams et al. (2016), Podstawczyńska (2016) sowie Chambers et al. (2016b) passten eine Radon-basierte Stabilitätskategorisierung nach Chambers et al. (2015a, 2015b) für mitteleuropäische bzw. osteuropäische Klimabedingungen zur Weiterverarbeitung mit Spurengas-Konzentrationen an. Im Weiteren sollen mit Radon-Daten die Pasquill-Stabilitätsklassen nachgebildet werden (Hanna, Briggs & Hosker, 1982; Seinfeld & Pandis, 2006; Turner, 1970). Die folgenden Tabellen 10 und 11 zeigen die Verteilung der Pasquill-Stabilitätsklassen sowie das Bewertungsschema entsprechend der meteorologischen Eingangsgrößen (Hanna, Briggs & Hosker, 1982).

Tabelle 10: Pasquill-Stabilitätsklassen mit Schichtung

A	extrem labil	B	labil	C	leicht labil
D	neutral	E	leicht stabil	F	mäßig stabil

Tabelle 11: Bewertungsschema der Pasquill-Stabilitätsklassen

Windgeschwindigkeit [m/s]	Tag			Nacht	
	Einstrahlung			Bedeckung	
	stark	mäßig	schwach	$\geq 4/8$	$\leq 3/8$
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-4	B	B-C	C	D	E
4-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Beim Aufbau des Modells werden zuerst aus Daten der Windgeschwindigkeit, der Sonneneinstrahlung und der Bedeckung Pasquill-Stabilitätsklassen abgeleitet und eine mittlere Radonkonzentration entsprechend der jeweiligen Stabilitätsklasse bestimmt (Analyse). Als Nacht gilt hierbei der Zeitabschnitt von einer Stunde vor Sonnenuntergang bis einer Stunde nach Sonnenaufgang. In einem zweiten Schritt wird dann aus der aktuell gemessenen Radonkonzentration ohne weitere Daten der Meteorologie die jeweilige Stabilitätsklasse abgeleitet. (Ergebnisse Kapitel 3.7).

2.4.2 Die Radon-Tracer-Methode

Die Radon-Tracer-Methode, die am Institut für Umweltphysik der Universität Heidelberg entwickelt wurde (Levin, 1984), kam bereits mehrfach zur Anwendung, um Quellstärken atmosphärischer Spurengase zu ermitteln (Glatzel-Mattheier, 1997; Hammer & Levin, 2009; Levin, 1987; Schmidt et al., 1996; Schmidt, 1999; Thom et al., 1993). So fand beispielsweise die Radon-Tracer-Methode zur Ermittlung flächenhafter Treibhausgasemissionen wie CO₂, Methan und Distickstoffoxid, Anwendung (Schmidt, 1999).

Der grundlegende Ansatz der Radon-Tracer-Methode besteht darin, das Radon-Isotop 222 als Ausgangsgröße zur Bestimmung der Aufenthaltszeit einer Luftmasse über dem Kontinent („räumlicher Ansatz“) oder der Mächtigkeit der atmosphärischen Grenzschicht („zeitlicher Ansatz“) zu nutzen. Voraussetzung für die Anwendung dieser Methodik ist eine quasi homogene räumliche Quellverteilung der zu untersuchenden Spurenstoffe und des Edelgases Radon sowie der Ausschluss anderer wesentlicher Abbauprozesse während der Beobachtungszeit als die rein physikalische Verdünnung und der radioaktive Zerfall (Schmidt, 1999). Grundüberlegung der Radon-Tracer-Methode ist es, den proportionalen Zusammenhang zwischen der Aktivitätskonzentration von Radon (Tracer) und eines Spurenstoffes zu nutzen, um Quelldichten oder Konzentrationen in einem bestimmten Zeitintervall abzuleiten. In der vorliegenden Arbeit wird gezeigt, wie dieser Zusammenhang für Fragestellungen der Luftreinhaltung zur Anwendung gebracht werden kann. Zur Bearbeitung dieser Fragestellungen wird immer der „zeitliche Ansatz“ der Radon-Tracer-Methode verwendet (Schmidt, 1999). Der Ursprung des radioaktiven Edelgases Radon sowie der Vorgang der Exhalation aus dem Erdkörper werden im Kapitel 1.3 beschrieben.

2.4.3 Bildung eines Vergleichswertes von gemessener und aus Radon-Daten errechneter Spurenstoff-Konzentration

Zur Bewertung der lokalen bodennahen Verdünnungsverhältnisse für bestimmte Luftschadstoffe sollen Radon-Daten genutzt werden. Mit Hilfe statistischer Verfahren sowie der Radon-Tracer-Methode soll die gemessene Radon-Konzentration als Indikator der lokalen Austauschbedingungen dienen.

Statistisches Verfahren

Aus der Korrelationsanalyse von Radon-Konzentration und Spurenstoff-Konzentration wird eine Funktion abgeleitet, die dann zur Berechnung von Spurenstoff-Konzentrationen verwendet wird. Diese errechneten Konzentrationen können dann mit der gemessenen Konzentration verglichen werden. Liegt die gemessene Konzentration unter der errechneten, wurde lokal weniger emittiert; liegt sie darüber, waren die Emissionen höher als üblich. Die Korrelationsanalyse erfolgt auf Basis von Mittelwerten von Stunden, Tagen, Monaten sowie den meteorologischen und hydrologischen Jahreszeiten. Ein Vorteil des Rechenweges über die

Korrelationsanalyse besteht darin, dass keine Informationen zu den Radon-Flüssen (Radon-Flussdichte) erforderlich sind, sondern lediglich die gemessene Radon-Konzentration hinreichend ist.

Radon-Tracer-Methode

Grundgedanke dieser Methode ist, mit Hilfe von Radon, als einem inerten und an allen Bewegungen der bodennahen Atmosphäre teilnehmenden Gas, den Anteil der Austauschbedingungen an der Spurenstoff-Konzentration, zu eliminieren und zu ermitteln, inwieweit in einem bestimmten Zeitraum lokale Emissionen zu- oder abgenommen haben.

Unter der Annahme, dass Radon kontinuierlich in gleicher Menge in einem bestimmten Zeitraum dem Boden entweicht (Radon-Flussdichte), wird mit Hilfe der Radon-Tracer-Methode der proportionale Zusammenhang zwischen der Aktivitätskonzentration von Radon (Tracer) und der Spurenstoff-Konzentration genutzt, um die mittlere Flussdichte dieses Spurenstoffes abzuleiten. Folgende Gleichung wird hierbei verwendet, wobei \bar{J}_S der Flussdichte des Spurenstoffes, \bar{J}_{Rn} der Flussdichte von Radon sowie c_S und c_{Rn} jeweils der Konzentration des Spurenstoffes und Radon entspricht (Gleichung 2.1).

$$(2.1) \quad \frac{\bar{J}_S}{c_S} = \frac{\bar{J}_{Rn}}{c_{Rn}}$$

Für die Radon-Flussdichte werden die monatlichen Mittelwerte verwendet, die durch Karstens et al. (2015) für den Zeitraum 2006 bis 2012 über die Verknüpfung von Modellen, die Bodeneigenschaften, Uran-Gehalt und Bodenfeuchte berücksichtigen, errechnet wurden.

Bevor eine Spurenstoff-Konzentration errechnet werden kann, müssen erst die mittleren monatlichen Spurenstoff-Flussdichten \bar{J}_{Sm} errechnet werden. Dies erfolgt über die Monatsmittel der Flussdichte von Radon \bar{J}_{Rnm} sowie die mittleren monatlichen Konzentrationen von Radon c_{Rnm} und Spurenstoff c_{Sm} , nach folgender Gleichung (Gleichung 2.2).

$$(2.2) \quad \bar{J}_{Sm} = \frac{\bar{J}_{Rnm}}{c_{Rnm}} * c_{Sm}$$

Wird die mittlere Radon-Flussdichte der gesamten Messreihe verwendet, kann daraus die mittlere Flussdichte des Spurenstoffes für die gesamte Messreihe errechnet werden (allgemeine mittlere Spurenstoff-Flussdichte). Mit der gemessenen Radon-Konzentration c_{Rnmess} (z. B. Tagesmittelwert), kann dann die Spurenstoff-Konzentration für ein entsprechendes Zeitintervall berechnet werden, mit folgender Gleichung (Gleichung 2.3).

$$(2.3) \quad c_{Sber} = \frac{\bar{J}_{Sm}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnmess}$$

Durch den Vergleich von errechneter und gemessener Spurenstoff-Konzentration kann schließlich eine Aussage getroffen werden, inwieweit erhöhte Emissionen für eine erhöhte Immissionsbelastung verantwortlich sind oder ob tatsächlich, z. B. aufgrund von Luftreinhaltemaßnahmen, Immissionskonzentrationen erfolgreich reduziert worden sind. In diesem Modell wird davon ausgegangen, wenn die errechnete über der gemessenen Spurenstoff-Konzentration liegt, wurde die Emission reduziert; liegt sie darunter, hat sich die Emission erhöht.

Emissionsreduzierung: $c_{Sber} > c_{Smess}$ Emissionserhöhung: $c_{Sber} < c_{Smess}$

2.4.4 Entkopplung von Grundkonzentration und lokaler Zusatzkonzentration

Im Weiteren wird als Grundkonzentration eines Spurenstoffes die Immissionskonzentration bezeichnet, die in einer Luftmasse bereits vorliegt, bevor sie ein Gebiet erhöhter Emissionen (Stadt, Ballungsraum) erreicht. Die Anreicherung dieser Luftmasse durch die erhöhte lokale Emission in diesem Gebiet führt zu einer Erhöhung der Immissionskonzentration, die weiter als lokale Zusatzkonzentration (lokale Zusatzbelastung) bezeichnet wird. Grundkonzentration und lokale Zusatzkonzentration addieren sich im betreffenden Gebiet zur gemessenen Immissionskonzentration (z. B. Luftgütemessstelle Winkelmannstraße).

Bei der Entkopplung von lokaler Zusatzbelastung und Grundbelastung eines Spurenstoffes wird von der Überlegung ausgegangen, dass die Grundkonzentration dann vorliegt, wenn quasi keine lokalen Emittenten vorhanden und lokale Emissionen weitgehend verdünnt worden sind; also dann wenn die Flussdichte des Spurenstoffes minimal wird. Dies trifft z. B. für Stickstoffdioxid in den frühen Morgenstunden im Sommer zu, wenn der Verkehr als Hauptverursacher noch keine bedeutenden Emissionen liefert (LfULG, 2011; LRP Dresden, 2011) und auch die Emissionen des Vortages im Wesentlichen verdünnt worden sind. Weiterhin wird vorausgesetzt, dass sich die Flussdichte der Grundkonzentration eines Spurenstoffes im Verlauf eines Tages nicht verändert.

Der Zeitpunkt der minimalen Konzentration entspricht aufgrund der sich tageszeitlich ändernden Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre nur selten dem Zeitpunkt der minimalen Flussdichte. Um die Grundkonzentration zu ermitteln, kann also nicht einfach die Minimalkonzentration eines Tages verwendet werden. Während der warmen Jahreszeit liegt dieser Zeitpunkt meist in den frühen Nachmittagsstunden, wenn die strahlungsinduzierte Konvektion am intensivsten ist. Am späten Nachmittag kommt sie dann zum Erliegen. Es findet dann keine Verdünnung der bodennahen Emissionen in vertikaler Richtung mehr statt, was zu einer Erhöhung der Immissionskonzentration führt. Während der Abendstunden und

bei geringen Windgeschwindigkeiten bildet sich häufig in wenigen hundert Metern Höhe über der Erdoberfläche eine Inversionsschicht (Strahlungsinversion), die den weiteren Luftaustausch mit höher gelegenen Luftschichten unterbindet. Die Bildung der Inversionsschicht sowie die abkühlungsbedingte Volumenabnahme der bodennahen Luft, führen dann zu einem zeitweiligen Anstieg der Konzentrationen, obwohl die lokalen Emissionen zu dieser Tageszeit bereits stark abgesunken sind. Im Verlauf der Nacht sinkt dann meist durch weitere Verdünnung die Konzentration, bis in den Morgenstunden die lokalen Emissionen wieder zunehmen.

Die gemessene Immissionskonzentration kann als die durch meteorologische Bedingungen umgeformte Flussdichte aufgefasst werden. Es muss also der Zeitpunkt der minimalen Flussdichte eines Spurenstoffes ermittelt werden, was durch die Verwendung der Radonkonzentration ermöglicht wird. Aus den stündlichen Konzentrationen von Radon c_{Rnmess} und Spurenstoff c_{Smess} sowie der entsprechenden monatlichen Flussdichte für Radon \bar{J}_{Rnm} werden die stündlichen Flussdichten des Spurenstoffes \bar{J}_{Sh} nach Gleichung 3.1 errechnet.

$$(3.1) \quad \bar{J}_{Sh} = \frac{\bar{J}_{Rnm}}{c_{Rnmess}} * c_{Smess}$$

Weiter wird von der Überlegung ausgegangen, dass an einer städtischen Hintergrundstation der minimale Stundenwert der Flussdichte der Flussdichte der Grundbelastung (Grundkonzentration) entspricht. Das bedeutet, dass zu einem bestimmten Zeitpunkt eines Tages die lokalen Emissionen vernachlässigbar gering sind, sodass der momentane Spurenstofffluss dem Grundfluss entspricht. Um aus der ermittelten täglichen minimalen Spurenstoff-Flussdichte eine mittlere tägliche Konzentration der Grundbelastung zu errechnen, muss der Tagesmittelwert der Radon-Konzentration c_{Rnd} verwendet werden. Die Berechnung des Tagesmittelwertes der Grundkonzentration c_{Sd} erfolgt nach folgender Gleichung 3.2.

$$(3.2) \quad c_{Sd} = \frac{\bar{J}_{Smin}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnd}$$

Mit Hilfe der jeweiligen Stundenmittel der gemessenen Radon-Konzentration c_{Rnh} können auch Stundenmittelwerte der Grundkonzentration c_{Sh} und damit ihr Tagesgang abgeleitet werden (Gleichung 3.3). Durch Mittelung des Tagesganges der Grundkonzentration kann ebenfalls der Tagesmittelwert der Grundkonzentration berechnet werden.

$$(3.3) \quad c_{Sh} = \frac{\bar{J}_{Smin}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnh}$$

Bildung Korrektursummand

Für Feinstaub PM10 nach dem TEOM-Verfahren (Stundenmittelwerte) liefert die Berechnung der Grundkonzentration nach der zuvor beschriebenen Methode keine plausiblen Ergebnisse (vgl. Kapitel 3.9.2). Es wurde daher ein Korrektursummand K_S entwickelt. Dieser Korrektursummand wird aus der mittleren monatlichen Minimalflussdichte hergeleitet.

In den Gleichungen 3.1 bis 3.3 wurde beschrieben, wie die Grundkonzentration einer Luftmasse berechnet wird. Aus der Differenz der mittleren monatlichen Grundkonzentration und der Konzentration aus mittlerer monatlicher Minimalflussdichte wird der Korrektursummand gebildet. Aus den mit Gleichung 3.3 berechneten Konzentrationen wird ein allgemeiner Monatsmittelwert berechnet. Weiterhin wird für jeden Monat das mittlere Minimum der Feinstaub-Flussdichte \bar{J}_{Sminm} ermittelt. Aus dieser mittleren monatlichen Minimalflussdichte wird mit der allgemeinen monatlichen Radon-Konzentration c_{Rnm} und der allgemeinen monatlichen Radon-Flussdichte \bar{J}_{Rnm} eine allgemeine monatliche Grundkonzentration berechnet (vgl. Gleichung 3.4).

$$(3.4) \quad c_{Sm} = \frac{\bar{J}_{Sminm}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnm}$$

Aus der Differenz dieser allgemeinen monatlichen Grundkonzentration c_{Sm} und der zuvor aus täglichen Stundenmittelwerten berechneten Grundkonzentration c_{Shm} (allgemeiner Monatsmittelwert berechnet aus Gleichungen 3.1 - 3.3) wird dann der Korrektursummand K_S abgeleitet. Dieser Korrektursummand wird dann dem Monat entsprechend auf die jeweils berechneten Stunden- oder Tagesmittelwerte der Grundkonzentration addiert.

$$(3.5) \quad K_S = c_{Sm} - c_{Shm}$$

2.4.5 Entkopplung von Austauschbedingung und Emission

Die wechselnden meteorologischen Bedingungen eines Standortes sorgen dafür, dass lokale Emissionen in unterschiedlicher Intensität verdünnt werden. Sowohl Grundflussdichte als auch lokale Zusatzflussdichte (aus der lokalen Emission) werden durch die Meteorologie in eine bestimmte Immissionskonzentration umgeformt. In der gemessenen Radon-Konzentration ist dabei die Information über die Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre enthalten. Mit Hilfe der Radon-Tracer-Methode kann der Beitrag der Austauschbedingungen an der gemessenen Immissionskonzentration entkoppelt und deren Anteil bestimmt werden. Zuerst werden mit den Stundenmittelwerten aus der Messung von Radon c_{Rnh} und Spurenstoff c_{Sh} die jeweiligen stündlichen Flussdichten eines Tages nach Gleichung 4.1 errechnet.

$$(4.1) \quad \bar{J}_{Sh} = \frac{\bar{J}_{Rnm}}{c_{Rnh}} * c_{Sh}$$

Die Radon-Konzentration repräsentiert die Austauschverhältnisse. Je nachdem wie intensiv der Luftaustausch stattfindet, sinken oder steigen die Konzentrationen. Wird aus den einzelnen Stundenmittelwerten ein Tagesmittelwert gebildet, sind die tageszeitlichen Schwankungen ausgeglichen. Unter der zugrundeliegenden Annahme, dass die Radon-Konzentration als Indikator der Austauschbedingungen dient, kann der Tagesmittelwert der Radon-Konzentration als mittlere Austauschbedingung eines Tages angesehen werden. Damit lässt sich durch Verwendung des Tagesmittelwertes der Radon-Konzentration c_{Rnd} , für jede Stunde die theoretische Spurenstoff-Konzentration c_{Shdec} , ohne den tageszeitlichen Wechsel der Austauschverhältnisse berechnen. Es werden stündliche Spurenstoff-Konzentrationen berechnet, als ob sie nur von der Emission abhängig wären, unter der Voraussetzung, dass keine chemischen Reaktionen oder Deposition stattfinden (Gleichung 4.2).

$$(4.2) \quad c_{Shdec} = \frac{\bar{J}_{Sh}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnd}$$

Soll der Einfluss der Austauschbedingungen für bestimmte Monate oder Einzeljahre abgeschaltet werden, ist ähnlich zu verfahren. Für den zu untersuchenden Monat wird der mittlere Monatswert der Radon-Konzentration, für ein konkretes Jahr der langjährige Mittelwert der Radon-Konzentration verwendet. Durch Vergleich von gemessenem und berechnetem Wert kann dann bestimmt werden, ob es sich im konkreten Fall um einen Zeitabschnitt verstärkten oder verminderten Austausches gehandelt hat. Weiter kann über die Differenzbildung der beiden Werte der Anteil der Meteorologie bestimmt werden.

Mit der zuvor beschriebenen Methode kann bestimmt werden, zu welchen Immissionskonzentrationen die Emissionen bei mittleren Austauschbedingungen führen würden. Das heißt, es wurde die Konzentrationsbildung aller Emissionen betrachtet, nicht wie sich die lokalen Emissionen verteilen würden. Für diese Betrachtungsweise muss die Grundkonzentration als gegeben, also als unabhängig von lokalen Emissionen, angenommen werden. In Kapitel 2.4.4 wurde beschrieben, wie die Grundkonzentration eines Spurenstoffes berechnet werden kann. Wird die Grundkonzentration c_{sb} von der gemessenen Konzentration c_s subtrahiert, erhalten wir die lokale Zusatzkonzentration c_{slok} (Gleichung 4.3).

$$(4.3) \quad c_{slok} = c_s - c_{sb}$$

Aus der stündlichen lokalen Zusatzkonzentration c_{Slokh} kann dann wieder eine stündliche Flussdichte j_{Slokh} berechnet (Gleichung 4.4) und durch Verwendung des Tagesmittels von Radon c_{Rndh} für jede Stunde eine Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen ermittelt werden (Gleichung 4.5).

$$(4.4) \quad \bar{j}_{Slokh} = \frac{\bar{J}_{Rnm}}{c_{Rnh}} * c_{Slokh}$$

$$(4.5) \quad c_{SlokhM} = \frac{\bar{j}_{Slokh}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnd}$$

Wird für einen Monat oder ein Jahr eine mittlere lokale Flussdichte berechnet, kann mit der aktuellen lokalen Flussdichte (Monat Jahr) verglichen werden, ob die lokalen Emissionen gestiegen oder gesunken sind, bzw. welchen Anteil die Austauschbedingungen an der Abweichung besitzen. Dafür muss wiederum die mittlere lokale Spurenstoff-Konzentration c_{Slokyy} aus der Differenz von mittlerer Grundkonzentration c_{Sbyy} und mittlerer gemessener Konzentration c_{Syy} berechnet werden, um dann damit die mittlere lokale Flussdichte \bar{j}_{Slokyy} für ein mittleres Jahr oder einen mittleren Monat abzuleiten (Gleichungen 4.6 u. 4.7).

$$(4.6) \quad c_{Slokyy} = c_{Syy} - c_{Sbyy}$$

$$(4.7) \quad \bar{j}_{Slokyy} = \frac{\bar{J}_{Rnyy}}{c_{Rnyy}} * c_{Slokyy}$$

2.4.6 Ermittlung der Anteile von Austauschbedingung und lokaler Emission bei Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes

Die Bestimmung der Anteile von Austauschbedingungen und Emission bei der Überschreitung von Immissionsgrenzwerten stellt einen Sonderfall der im vorangegangenen Kapitel (Kapitel 2.4.5) diskutierten Fragestellung dar. Gegenstand vorliegender Arbeit ist die Entwicklung von Methoden Radon-Daten im Bereich der Luftqualitätsüberwachung als Tracer zu nutzen. Im Mittelpunkt stehen dabei die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub als PM10 und PM2.5. Für all diese Luftschadstoffe existieren unterschiedliche Grenzwerte in unterschiedlicher Höhe und unterschiedlicher zeitlicher Auflösung (vgl. Kapitel 1.3). Es werden Daten der Luftgütemessstation Winkelmannstraße verwendet, wobei es sich um eine Station des städtischen Hintergrundes (vgl. Kapitel 2.2.2) handelt, an der alle Grenzwerte eingehalten werden (LfULG, 2015).

Dennoch sind für den Ballungsraum Dresden die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub problematisch, da entsprechende Grenzwerte an der verkehrsnahen Messstation Bergstraße (vgl. Kapitel 2.2.3) bisher nicht eingehalten wurden. Es fanden im Zeitraum der Untersuchung Überschreitungen des Jahresgrenzwertes für Stickstoffdioxid von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und des Tagesgrenzwertes für Feinstaub PM10 (Tagesmittelwert über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mehr als 35 Tagen im Jahr), statt (LfULG, 2015). Im Weiteren soll eine Methode dargestellt werden, die mit Radon-Daten und den Daten für Stickstoffdioxid und Feinstaub einer städtischen Hintergrundstation, bei Grenzwertüberschreitungen an einer verkehrsnahen Station die Anteile von Austauschverhältnissen und lokaler Emission an der Immissionskonzentration abschätzt.

Unter der Annahme, dass die Radon-Messung an der Station Winkelmannstraße für ein größeres Stadtgebiet repräsentativ ist, können diese Daten auch für einen verkehrsnahen Standort in dieser Stadt Anwendung finden. Im vorliegenden Fall sind die Stationen Winkelmannstraße und Bergstraße 1,2 Kilometer voneinander entfernt. Mit der in Kapitel 2.4.3 beschriebenen Methode (Entkopplung von Grund- und Zusatzkonzentration) kann an einem Hot Spot nicht gearbeitet werden, da aufgrund der ganztägigen hohen Verkehrsbelastung, zu keiner Tageszeit die Flussdichte als der Grundflussdichte entsprechend angenommen werden kann (vgl. Kapitel 2.4.3). Weiter sind zwei voneinander abweichende Methoden erforderlich, da zum einen die Anteile von Austauschbedingungen und lokalen Emissionen bei Überschreitung eines Jahresgrenzwertes und zum anderen die entsprechenden Anteile bei Überschreitung eines Tagesgrenzwertes untersucht werden sollen.

Überschreitung des Stickstoffdioxid-Jahresgrenzwertes

Es soll der Anteil von atmosphärischen Austauschbedingungen und lokaler Emission an der Überschreitung des Jahresmittelwertes der Immissionskonzentration einer verkehrsnahen Messstation untersucht werden. Hierbei wird die Grundkonzentration c_{bS} als gegeben, als von lokalen Emissionsquellen unbeeinflussbar, angenommen. Es wird von der Überlegung ausgegangen, dass diese Grundkonzentration vorhanden wäre, auch wenn die lokale Emission Null beträgt. Die Grundkonzentration des zu betrachtenden Jahres c_{bSy} muss also vorher von der gemessenen Immissionskonzentration dieses Jahres c_{Sy} subtrahiert werden (s. Gleichung 5.1). So wird die lokale Spurenstoffkonzentration des betreffenden Jahres c_{Syloc} erhalten.

$$(5.1) \quad c_{Syloc} = c_{Sy} - c_{bSy}$$

Mit der so erhaltenen Lokalkonzentration kann dann die lokale Flussdichte \bar{J}_{Syloc} berechnet werden, wie in Gleichung 5.2 angegeben, unter Verwendung der Jahresmittelwerte von Radon-Flussdichte \bar{J}_{Rny} und der Radon-Konzentration c_{Rny} .

$$(5.2) \quad \bar{J}_{Syloc} = \frac{\bar{J}_{Rny}}{c_{Rny}} * c_{Syloc}$$

Mit dieser Lokalfussdichte kann nun berechnet werden, wie sich die Lokalkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen c_{SylocM} einstellen würde. Da eine konkrete Jahresmittelkonzentration untersucht wird, muss hierfür das langjährige Jahresmittel der Radonkonzentration c_{Rnyy} verwendet werden. Es wird also untersucht, inwieweit sich das Verhältnis von Konzentration und Flussdichte von Radon in einem konkreten Jahr geändert hat, um den Einfluss der Austauschverhältnisse zu bestimmen (vgl. Gleichung 5.3).

$$(5.3) \quad c_{SylocM} = \frac{\bar{J}_{Syloc}}{\bar{J}_{Rny}} * c_{Rnyy}$$

Die Differenz aus Lokalkonzentration und der berechneten lokalen Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen ergibt den Anteil der Austauschbedingungen c_{SylocD} an der Immissionskonzentration bzw. der Grenzwertüberschreitung (vgl. Gleichung 5.4). Hierbei bedeuten Werte größer Null eine erhöhte gemessene Immissionskonzentration aufgrund ungünstiger Austauschverhältnisse. Negative Werte weisen auf günstige Austauschbedingungen hin. Die Austauschbedingungen haben Konzentrationen überdurchschnittlich gemindert.

$$(5.4) \quad c_{SylocD} = c_{Syloc} - c_{SylocM}$$

Die Differenz aus jährlicher lokaler Flussdichte \bar{J}_{Syloc} und mittlerer (langjähriger) Flussdichte \bar{J}_{Syloc} ergibt den Anteil, der lokal überdurchschnittlich bzw. unterdurchschnittlich emittiert worden ist. Positive Werte zeigen erhöhte lokale Emissionen an, negative Werte geminderte lokale Emissionen (vgl. Gleichungen 5.5 bis 5.7).

$$(5.5) \quad c_{Slokyy} = c_{Sy} - c_{Sbyy}$$

$$(5.6) \quad \bar{J}_{Syloc} = \frac{\bar{J}_{Rnyy}}{c_{Rnyy}} * c_{Slokyy}$$

$$(5.7) \quad \bar{J}_{SylocD} = \bar{J}_{Syloc} - \bar{J}_{Syloc}$$

Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes

Zur Ermittlung der Anteile der Austauschbedingungen und der lokalen Emission an der Immissionskonzentration bei Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes wird in ähnlicher Weise verfahren, wie zuvor für den Jahresgrenzwert von Stickstoffdioxid beschrieben. Es werden lediglich Tagesmittelwerte der Konzentrationen von Feinstaub c_{sd} und Radon c_{Rnd} verwendet sowie die entsprechenden langjährigen Monatsmittel der Radon-Konzentration c_{Rnmm} . Als Eingangsgröße dient wieder die Lokalkonzentration, die sich aus der Differenz von gemessenem Tagesmittel und Grundkonzentration ergibt (vgl. Gleichung 5.8). Es wird die lokale tägliche Flussdichte \bar{J}_{sdloc} ermittelt (vgl. Gleichung 5.9) und dann mit dem langjährigen Monatsmittel der Radon-Konzentration c_{Rnmm} die tägliche lokale tägliche Spurenstoff-Konzentration c_{slokdM} errechnet, wie sie sich jeweils bei mittleren Austauschbedingungen einstellen würde (vgl. Gleichung 5.10). Mit Hilfe der lokalen Konzentration c_{slokd} kann dann der Anteil von Austauschbedingungen bzw. lokaler Emission an der Überschreitung ermittelt werden.

$$(5.8) \quad c_{sdloc} = c_{sd} - c_{sbd}$$

$$(5.9) \quad \bar{J}_{sdloc} = \frac{\bar{J}_{Rnm}}{c_{Rnd}} * c_{sdloc}$$

$$(5.10) \quad c_{sdlocM} = \frac{\bar{J}_{sdloc}}{\bar{J}_{Rnm}} * c_{Rnmm}$$

Weiter besteht die Möglichkeit, über den Zusammenhang von PM10-Jahresmittel und Anzahl der Überschreitungstage (vgl. Kapitel 1.2.2) zu verfahren, analog zur Ermittlung des Anteils von Austauschbedingungen und lokalen Emissionen für den Jahresgrenzwert von Stickstoffdioxid (vgl. Gleichungen 5.1 bis 5.7 u. s. o. zur Überschreitung des Jahresgrenzwertes von Stickstoffdioxid). Weiter kann, wie zuvor schon für Stickstoffdioxid beschrieben, aus berechneter lokaler Flussdichte (z. B. als jährliche lokale Flussdichte) und mittlerer (langjähriger) lokaler Flussdichte \bar{J}_{syyloc} abgeschätzt werden, inwieweit lokale Emissionen gestiegen oder gesunken sind (vgl. Gleichungen 5.11 u. 5.12 u. o. zur Überschreitung des Jahresgrenzwertes von Stickstoffdioxid).

$$(5.11) \quad c_{syyloc} = c_{syy} - c_{sbyy}$$

$$(5.12) \quad \bar{J}_{syyloc} = \frac{\bar{J}_{Rnyy}}{c_{Rnyy}} * c_{syyloc}$$

3 Ergebnisse

3.1 Repräsentativität der Messwerte

3.1.1 Meteorologie

Die Station Winckelmannstraße (116 m ü. NN) befindet sich in unmittelbarer Nähe des Stadtzentrums von Dresden, im Stadtteil Südvorstadt, am Fuß eines allmählich abfallenden Osthangs. Dieser Stadtteil zeichnet sich durch eine vergleichsweise hohe Mitteltemperatur und eine geringe mittlere Windgeschwindigkeit aus (BfUL, 2014; Landeshauptstadt Dresden, 1998; LRP Dresden, 2011).

Der Standort Winckelmannstraße entspricht nicht den Anforderungen des Deutschen Wetterdienstes für eine meteorologische Station (DWD, 2015a; 2015b). Insbesondere verursachen die umgebenden Bäume eine Regenschattenwirkung, die zu einer erheblichen Abweichung der Niederschlagshöhen im Vergleich zu den DWD-Stationen im Dresdner Stadtgebiet (Klotzsche, Strehlen, Hosterwitz) führt. Weiterhin sorgen der Baumbestand und die umgebende Bebauung für eine erhebliche Verminderung der Windgeschwindigkeit und verursachen zusammen mit hohem Versiegelungsgrad und zahlreichen Abwärmequellen für eine positive Temperaturabweichung insbesondere im Sommer.

Die Station Klotzsche (227 m ü. NN, Entfernung 11 km von Winckelmannstraße) befindet sich am Stadtrand, am Rand des Elbtalkessels, mehr als einhundert Meter über dem Talgrund. Die Station Hosterwitz (114 m ü. NN, Entfernung 10 km von Winckelmannstraße) liegt ebenfalls am Stadtrand in ländlich geprägtem Gebiet in Elbnähe. Die Station Strehlen (119 m ü. NN, Entfernung 4 km) befindet sich mitten in der Stadt am Talgrund in ebenem Gelände, unweit von Straßen und Schienenwegen und ist in weiterer Umgebung von aufgelockerter Bebauung umgeben. Diese Station repräsentiert die meteorologischen Bedingungen für weite Teile der Dresdner Tallage. Folgende Tabelle 12 zeigt den Datenbestand der DWD-Stationen in Dresden und der Station Winckelmannstraße.

Tabelle 12: Datenbestand Winckelmannstraße und DWD-Stationen in Dresden

Meteorologische Größe	Winckelmannstraße	Strehlen	Klotzsche	Hosterwitz
Lufttemperatur	x	x	x	x
rel. Luftfeuchte	x	x	x	x
Niederschlag	x	x	x	x
Luftdruck	x		x	
Globalstrahlung	x		x	
Windgeschwindigkeit	x		x	
Windrichtung	x		x	

Ausgehend von den Standorteigenschaften entsprechen die Bedingungen an der Winckelmannstraße am besten der Station Strehlen. Allerdings liegen dort keine Daten für Globalstrahlung, Luftdruck, Windgeschwindigkeit und Windrichtung vor. Diese Daten können nur von Klotzsche bezogen werden. Folgende Tabelle 13 gibt Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße für Winckelmannstraße und Strehlen für die meteorologischen Größen Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Niederschlag für Stunden- und Tagesmittelwerte an. Scatterplots und Geradengleichungen finden sich in Anhang 12.

Wie in der Tabelle 13 zu erkennen, sind Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße für die Tagesmittelwerte stets größer als für die Stundenmittelwerte, da im Zeitintervall eines Tages die Variabilität der Unterschiede z. B. beim Durchzug von Wetterfronten generalisiert wird. Auf Basis von Stundenmittelwerten kommt es aufgrund der räumlichen Trennung der Stationen zu einer stärkeren Variabilität der gleichzeitig ermittelten Messwerte. Weiterhin sind in Tabelle 14 die Jahresmittel bzw. Jahressummen von Temperatur und Niederschlag, die Gesamtmittel sowie die entsprechenden Abweichungen angegeben. Im Anhang 12 sind die Werte der Einzelmonate mit Abweichungen aufgeführt.

Tabelle 13: Vergleich der Stationen Winckelmannstraße und Strehlen; Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße der Größen Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Niederschlag ($p=0,01$)

	Stundenmittelwerte		Tagesmittelwerte	
	R	R ²	R	R ²
Lufttemperatur	0,99	0,99	1,00	1,00
rel. Luftfeuchte	0,96	0,93	0,97	0,95
Niederschlag	0,80	0,64	0,81	0,65

Tabelle 14: Jahresmittelwerte der Temperatur und der Niederschlagssumme für die Stationen Winckelmannstraße und Strehlen im Beobachtungszeitraum

Jahr	Winckelmannstraße		Strehlen		Abweichung	
	T [°C]	N [mm]	T [°C]	N [mm]	T [K]	N [mm]
2011	11,9	423	10,8	614	1,1	-191
2012	11,5	514	10,4	652	1,1	-138
2013	11,0	573	9,9	737	1,1	-164
2014	12,6	533	11,6	616	1,0	-83
Gesamtmittel	11,7	511	10,7	655	1,0	-144

Die an der Station Winckelmannstraße ermittelte Temperatur weicht im Mittel +1 K von Strehlen ab. Im meteorologischen Sommer beträgt die Abweichung im Mittel +1,4 K, im meteorologischen Winter im Mittel +0,7 K. Die mittlere jährliche Niederschlagssumme der Station Winckelmannstraße beträgt 144 mm weniger als in Strehlen (-22 %). Eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Abweichung der Niederschlagssummen ist vorhanden, aber nicht so differenziert ausgeprägt wie bei der Temperatur (vgl. Tabellen 68 u. 69 im Anhang 12). Durch die Messunsicherheit, der an der Station Winckelmannstraße verwendeten Messgeräte, lässt sich die registrierte Abweichung nicht in vollem Umfang erklären (vgl. Kapitel 2.3.1). Sie ist den örtlichen Gegebenheiten zuzuschreiben.

Im Gegensatz zu Strehlen wird an der Winckelmannstraße durch umgebende Bebauung und den hohen Bestand von Bäumen eine starke Reduzierung der Windgeschwindigkeit verursacht, womit eine Verminderung des Luftaustausches verbunden ist. Bei entsprechender Sonneneinstrahlung führt dies zu einer stärkeren Erwärmung der Umgebungsluft. Weiterhin bewirkt der hohe Versiegelungsgrad (Straßenkreuzung, Fußwege, Parkplatz) eine Reduzierung der Luftfeuchte und im Sommer eine Dämpfung des Temperaturrückgangs während der Nachtstunden aufgrund verzögerter Wärmeabgabe von Steinen und Straßenbelag. Zusätzlich wird die Umgebungsluft durch Abwärme von Gebäuden und Kraftfahrzeugen erwärmt. Gebäude und Bäume verursachen zudem eine Regenschattenwirkung. Teilweise stehen Bäume nur wenige Meter in Richtung Süd bis West (häufige Herkunftsrichtung für Niederschlag). In Anhang 13 finden sich Abbildungen der Messstation Winckelmannstraße mit umgebender Bebauung und Baumbestand.

Weiter wurden die meteorologischen Größen Luftdruck, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung mit Klotzsche als nächster geeigneter Station verglichen (Scatterplots und Geradengleichungen im Anhang 12). Tabelle 15 stellt Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße der Stunden- und Tagesmittelwerte dar. An der Winckelmannstraße fehlen für 25 % aller Stunden Daten der Windrichtung, da bei Kalmen keine Windrichtung registriert wird. 50 % der Tage weisen weniger als 75 % der Stundenwerte auf, womit eine Mittelwertbildung für Tageswerte der Windrichtung nicht zielführend erscheint und somit keine Korrelation der Tagesmittelwerte abgeleitet werden konnte. Weiter veranschaulicht die Gleichzeitigkeitsmatrix (Tabelle 16) der Stundenmittelwerte der Windrichtung von Klotzsche und Winckelmannstraße, dass aufgrund der Bebauung und des Baumbestandes an der Winckelmannstraße ein erheblich lokal verändertes Windfeld vorliegt.

Wie die vorliegende Auswertung der Daten zeigt, weist der Standort Winckelmannstraße Anomalien im Raum Dresden auf (Temperatur, Niederschlag, Windgeschwindigkeit), welche sich aber regelmäßig in das Wettergeschehen des Raumes einordnen, also keine davon gelösten meteorologischen Bedingungen darstellen (hohe Korrelation der Stundenmittelwerte von Temperatur, relativer Luftfeuchte und Luftdruck). Für Tagesmittel liegen gegenüber Stundenmitteln bei Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaßen aufgrund der Genealisierung der Variabilität der Abweichung höhere bzw. gleiche Werte vor (s. Erläuterung zu Tabelle 15).

Das Windfeld an der Winkelmannstraße ist gegenüber der Station Klotzsche verzerrt, wie die Gleichzeitigkeitsmatrix (Tabelle 16) zeigt. Für 25% aller Stundenwerte liegen keine Gleichzeitigkeitswerte vor, da die Windgeschwindigkeit an der Winkelmannstraße zum betreffenden Zeitpunkt so niedrig war, dass eine Windrichtung nicht bestimmt werden konnte. Für die verbliebenen Werte wurde die Gleichzeitigkeitsmatrix erstellt. Die an der Winkelmannstraße ermittelten meteorologischen Größen kamen im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Weiteren lediglich in der Korrelationsanalyse mit Radon (vgl. Kapitel 3.6) zur Anwendung (Windrichtung von Klotzsche). Für die entwickelten Methoden (vgl. Kapitel 2.4) wurden die Daten nicht verwendet.

Tabelle 15: Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße der Größen Luftdruck, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und -richtung der Stationen Winkelmannstraße und Klotzsche ($p=0,01$)

	Stundenmittelwerte		Tagesmittelwerte	
	R	R ²	R	R ²
Luftdruck	0,98	0,97	0,98	0,97
Globalstrahlung	0,92	0,85	0,97	0,93
Windgeschwindigkeit	0,72	0,52	0,81	0,66
Windrichtung	0,59	0,35	-	-

Tabelle 16: Gleichzeitigkeitsmatrix der relativen Häufigkeiten der Stundenmittelwerte der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße*

	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW	
N	0,51	0,60	0,22	0,01	0,02	0,03	0,04	0,14	N
NO	0,03	0,19	0,27	0,01	0,03	0,03	0,00	0,01	NO
O	0,01	0,07	0,24	0,09	0,16	0,04	0,00	0,01	O
SO	0,01	0,02	0,14	0,31	0,35	0,03	0,01	0,00	SO
S	0,01	0,02	0,10	0,52	0,34	0,17	0,02	0,00	S
SW	0,02	0,02	0,02	0,05	0,07	0,60	0,43	0,05	SW
W	0,03	0,02	0,00	0,01	0,01	0,07	0,34	0,16	W
NW	0,39	0,07	0,02	0,00	0,01	0,04	0,16	0,63	NW
	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW	

Klotzsche

*Abweichungen rundungsbedingt

3.1.2 Luftqualitätsüberwachung

Bei der Station Winkelmannstraße handelt es sich um eine Station des städtischen Hintergrunds (vgl. Abbildungen im Anhang 13). Derartige Stationen sollen möglichst für die Schadstoffexposition eines großen Teils der städtischen Bevölkerung repräsentativ sein und die typische Schadstoffbelastung einer Stadt abbilden (vgl. Kapitel 2.2.2). Dennoch muss die Auswahl des Messplatzes sich auch nach pragmatischen Gesichtspunkten richten (Flächenverfügbarkeit, Zugänglichkeit, quasistationärer Zustand der Umgebung) und kann daher unter Umständen unter dem Blickwinkel der Repräsentativität nicht optimal sein.

Die Luftgütemessstation Winkelmannstraße befindet sich in einem bevölkerungsreichen Stadtteil (Südvorstadt) von Dresden. Die umgebende Bebauung mit langzeiligen Wohngebäuden im Wechsel mit kleineren Gebäuden in einem Netz von Nebenstraßen entspricht weitestgehend der typischen Bebauungsstruktur von Dresden. Aus der Modellierung der Immissionsituation im Stadtgebiet konnte außerdem ermittelt werden, dass die an der Station Winkelmannstraße gemessene Immissionskonzentration auch anderen bevölkerungsreichen Stadtteilen von Dresden entspricht (LRP Dresden, 2011).

Östlich der Station (entgegen der Hauptwindrichtung) in einhundert Meter Entfernung befindet sich eine stark befahrene Hauptverkehrsstraße. Sie verläuft in nörd-südlicher Richtung in ebenem Niveau, verfügt also über keinen Anstieg, der erhöhte Kraftfahrzeug-Emissionen verursacht. Zudem ist diese Hauptverkehrsstraße bis auf einen Fußweg durch zwei hohe und lange Gebäude vom Bereich der Messstation räumlich getrennt. Im Allgemeinen nimmt die Immissionskonzentration bereits nach kurzer Entfernung von einer Hauptverkehrsstraße ab und erreicht ein für die Stadt typisches Niveau (Brauer, 1997). Ferner zeigt die Analyse der Immissionskonzentration am Standort Winkelmannstraße und regionaler Windrichtung (Dresden-Klotzsche) den bestimmenden Einfluss der Wetterlagen gegenüber lokalen Emissionen (vgl. Anhang 15). Dies bestätigt auch der Vergleich mit der Radon-Konzentration als einem Wetterlagen abhängigem Indikator (vgl. Abbildung 16). Es wird daher davon ausgegangen, dass durch die Hauptverkehrsstraße kein maßgeblicher Einfluss auf die an der Winkelmannstraße gemessene Immissionskonzentration stattfindet. Aufgrund der betrachteten Fakten kann die Station Winkelmannstraße für die Luftqualitätsüberwachung als repräsentativ eingeschätzt werden.

3.1.3 Radon-Messung

Für die Nutzung von Radon als Tracer wird eine besonders hohe Messgenauigkeit erreicht, wenn hohe Konzentrationen von Radon vorliegen (vgl. Kapitel 2.3.2). Voraussetzung für hohe Konzentrationen sind hohe Radon-Gehalte in der Bodenluft wenige Meter unterhalb der Erdoberfläche und gute Exhalationsverhältnisse (vgl. Kapitel 1.4). Innerhalb der Bundesrepublik gehört der Raum Dresden zu den Gebieten mit erhöhten Radon-Gehalten in der Bodenluft (Kemski & Partner, 2004). Im Stadtgebiet sind die Gehalte von Radon weitgehend ähnlich verteilt. Im Bereich der Winkelmannstraße liegen Konzentrationen um 100 kBq/m^3

in der Bodenluft vor (Kemski & Partner, 2010). Zudem befindet sich die Messstation Winkelmannstraße in weiterer Entfernung zum Weltmeer demzufolge die lokalen Durchmischungsverhältnisse gegenüber der Herkunftsrichtung der Luftmassen entscheidend sind (vgl. Kapitel 3.6). Aufgrund der vorliegenden Auswertung kann der Standort Winkelmannstraße für die Radon-Messung als repräsentativ für Dresden angesehen werden.

3.2 Datenvollständigkeit

Die Messung der Aktivitätskonzentration von Radon begann am 17. Dezember 2010 um 11:00 Uhr an der Luftgütemessstation Winkelmannstraße. Ursprünglich für eine Dauer von vier Jahren geplant, endete die Messung aufgrund eines Geräteausfalls vorzeitig am 18. Dezember 2014 um 11:20 Uhr.

Trotz mehrerer Ausfälle und Gerätewechsel weist die Messreihe 93 % der Stundenmittelwerte für den Beobachtungszeitraum auf. Insgesamt wurden drei Geräte des Typs AlphaGUARD für die Messung eingesetzt, wovon das erste Gerät den Großteil der Messungen absolvierte. Alle Messgeräte wurden regelmäßig durch die BfUL geprüft und kalibriert. Tabelle 17 zeigt die Messzeiträume der verwendeten Radon-Monitore (BfUL, 2015b).

Tabelle 17: Verwendete Radon-Monitore mit Messzeiträumen

Gerät	Beginn	Ende
1	17.12.2010	15.01.2014
2	15.01.2014	24.01.2014
1	24.01.2014	18.08.2014
3	18.08.2014	02.10.2014
1	02.10.2014	18.12.2014

In Tabelle 18 ist die Datenvollständigkeit nach Jahren dargestellt. Für das Jahr 2011 liegt ein vollständiger Datensatz vor. Das Jahr 2012 weist abgesehen von 2010, in dem die Messung Ende Dezember begann, mit einer Datenlage von rund 87 % die größten Datenlücken auf. Von 49 Monaten (einschließlich Dezember 2010) besitzen 43 Monate eine vollständige Datenreihe. Das sind 89,6 Prozent aller Monate. In Tabelle 19 sind die Monate mit unvollständigem Datensatz angegeben.

Tabelle 18: Datenvollständigkeit der Radon-Daten im Beobachtungszeitraum

Jahr	Anzahl Tagesmittel	Anteil [%]
2010	14	3,8
2011	365	100,0
2012	318	86,9
2013	354	97,0
2014	351	96,2
Summe	1402	96,0

Tabelle 19: Monate mit unvollständigem Radon-Datensatz

Jahr	Monat	Anzahl verfügbare Tage	Bestand [%]
2010	Dezember	14	45,2
2012	April	29	96,7
	Mai	10	32,3
	August	5	16,1
2013	Juli	20	64,5
2014	Dezember	17	54,8

Monate, die weniger als 75 Prozent aller Werte aufweisen, werden bei der Bildung eines Monatsmittelwertes als nicht repräsentativ angesehen. Somit wird von den genannten Monaten nur der April 2012 verwendet. Das bedeutet weiter, dass für die Monate Mai, Juli, August und Dezember lediglich drei der vier möglichen Monate zur Bildung eines allgemeinen Monatsmittelwertes zur Verfügung stehen. Vollständige Tagesdatensätze dieser Monate werden aber für Berechnungen verwendet, sofern sie nicht zur Ableitung eines repräsentativen Monatsmittelwertes dienen sollen. Für Berechnungen auf Basis von Stundenwerten werden entsprechend der jeweiligen Fragestellung immer nur die vollständigen Stundenmittelwerte verwendet.

In Tabelle 20 ist jeweils der Umfang der Datensätze der zu untersuchenden Spurenstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub als PM10 und PM2.5 im TEOM- und HVS-Messverfahren angegeben. Weiterhin zeigt Tabelle 21 den Datenbestand der verwendeten meteorologischen Parameter während des Messzeitraumes.

Tabelle 20: Datenvollständigkeit der verwendeten Datensätze für Stickstoffdioxid und Feinstaub

Spurenstoff	NO ₂	PM10TEOM	PM10HVS	PM2.5HVS
Bestand [%]	98,8	93,1	99,5	98,9

Tabelle 21: Datenvollständigkeit der Datensätze der verwendeten meteorologischen Größen der Messstation Winkelmannstraße und der Windrichtung Dresden-Klotzsche

Größe	T	WG	WR	rF	R _G	N	P
Bestand [%]	99,9	99,9	100,0	99,9	99,9	99,5	99,9

3.3 Datenprüfung

Zuerst wurde der Datensatz gesichtet, sortiert und auf Plausibilität geprüft. Dann erfolgte eine Stationaritätsanalyse, die einen leicht ansteigenden Trend der Radon-Konzentration zeigte mit einem Anstieg um 1,3 Bq/m³ im Beobachtungszeitraum ($p = 0,01$). Abbildung 8 zeigt die Datenreihe in Tagesmittelwerten mit gleitendem Monatsmittel.

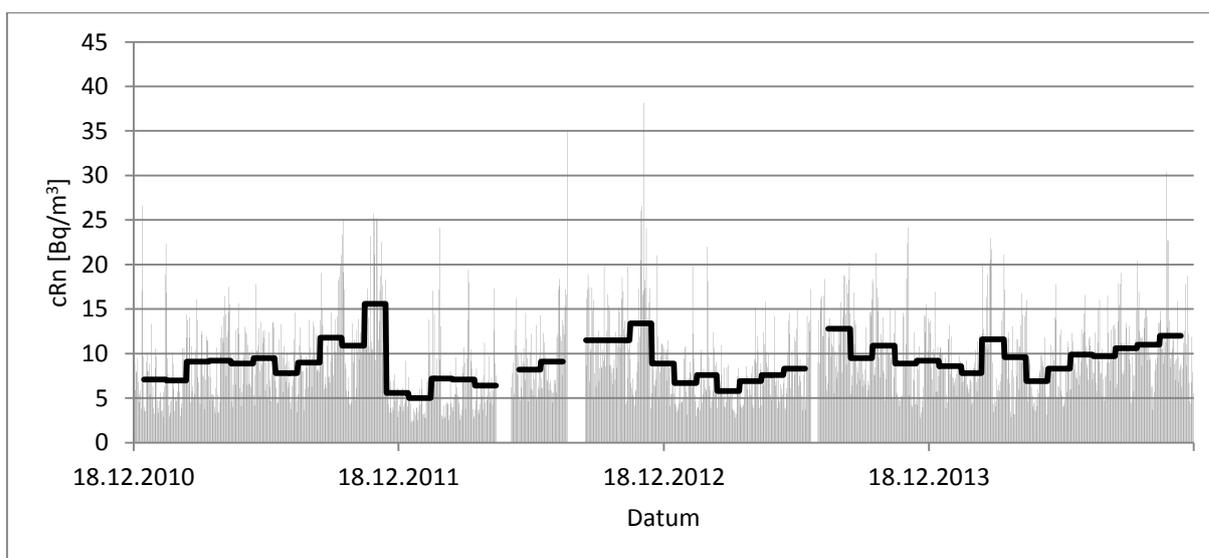


Abbildung 8: Datenreihe der Radon-Konzentration in Tagesmittelwerten mit gleitendem Monatsmittel

Mit der Radon-Konzentration korrelieren insbesondere Windgeschwindigkeit und Windrichtung (vgl. Kapitel 3.6). Während des Beobachtungszeitraumes nahm an der Station Winkelmannstraße die Windgeschwindigkeit im Mittel um 0,3 m/s ab (vgl. Anhang 3, Abbildung 39). Der Anteil der Windrichtungen (Daten Station Klotzsche) mit hohen Radon-Konzentrationen nahm zu, insbesondere aus den Richtungen von Ost bis Süd (vgl. Anhang 3). Weiterhin war der Herbst 2013 sowie der Winter 2013/14 durch relativ hohe Temperatur und

geringe Niederschlagsmenge kennzeichnet, was zu überdurchschnittlichen Exhalationsraten beitrug, was letztlich auch zu hohen Radon-Konzentrationen beitrug (vgl. Kapitel 1.4 u. 3.5). Eine weitere Ursache für die gemessene Zunahme der Radon-Konzentration kann auch eine voranschreitende Gerätekontamination darstellen, was aber aufgrund der regelmäßigen Überprüfung der Geräte durch die BfUL ausgeschlossen wurde.

Für die Radon-Daten wurde außerdem ein Homogenitätstest (Chi-Quadrat-Homogenitätstest) durchgeführt. Er ergab, dass der gesamte Datensatz als nicht mehr homogen angesehen werden kann. Insbesondere die Variabilität der Werte im Jahr 2014 weicht von der Grundgesamtheit der vierjährigen Reihe ab. Wie zuvor erwähnt, führte länger anhaltende Trockenheit im Herbst 2013 und im nachfolgenden Winter mit milden Temperaturen zu hohen Radon-Konzentrationen (vgl. Anhang 1). Zur besseren Anschaulichkeit, ist in Abbildung 9 die Verteilung der Radon-Konzentration auf Konzentrationsklassen in den Einzeljahren angegeben.

Obwohl der vorliegende Datensatz nicht homogen ist, wurde er weiter ausgewertet und die Methode der Verarbeitung von Radon-Daten zur Beurteilung der Luftverschmutzung entwickelt. Die gewonnenen Daten stellen dennoch einen erheblichen Neugewinn an Informationen dar und können, wie weiter gezeigt werden wird, angewendet werden. Weiter stellt die Variabilität der Verteilung der Radon-Konzentrationen ein Charakteristikum des bodennahen Radons dar, mit dem es in der Praxis bei Anwendung der Methode zu rechnen gilt. Zudem ist zu beachten, dass es sich um eine Messreihe von vier Jahren handelt und damit vier Jahresstichproben für Radon-Daten vorliegen. Es ist anzunehmen, dass bei längerer Beobachtungszeit ein längerer Datensatz Homogenität aufweist.

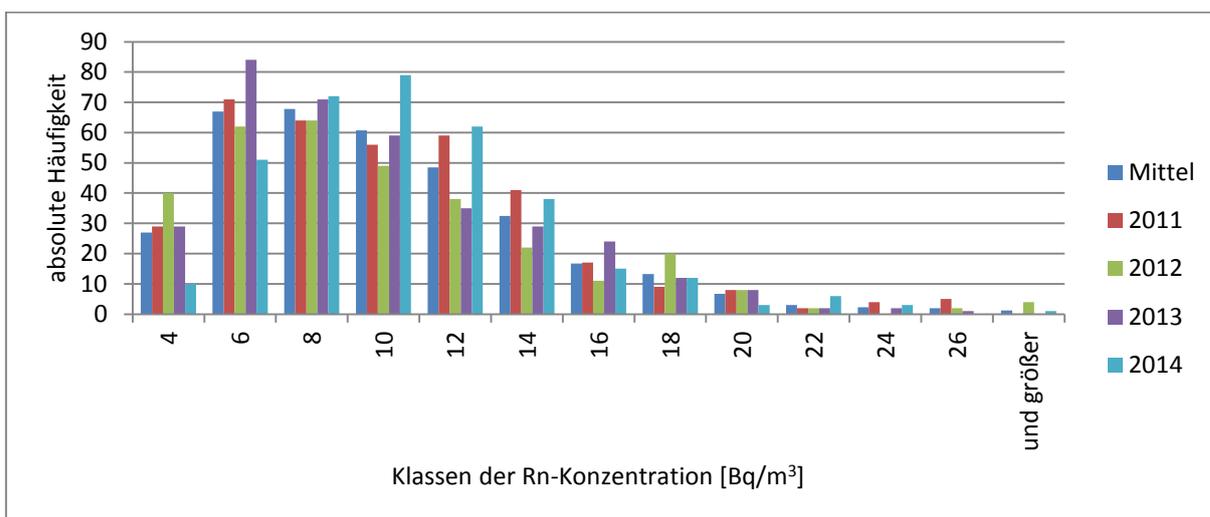


Abbildung 9: Absolute Häufigkeit von Tagesmittelwerten der Radon-Konzentration in den Jahren 2011-2014

3.4 Auswertung der Radon-Messung

Jahresmittelwerte

Tabelle 22 gibt die einzelnen Jahresmittelwerte sowie den Gesamtmittelwert der Radon-Messung an der Station Winkelmannstraße an, jeweils mit der Abweichung der Einzeljahre zum Gesamtmittel. Als Mittelwert der Radon-Konzentrationen in der Außenluft wenige Meter über der Erdoberfläche werden in der Literatur 8 Bq/m^3 angegeben (NCRP, 1988). Auf Berggipfeln liegen aufgrund des radioaktiven Zerfalls von Radon meist niedrigere Mittelwerte vor. So wurden z. B. auf dem Hohenpeißenberg $3,5 \text{ Bq/m}^3$ gemessen (Kaminski & Gilge, 2001). Für Mitteleuropa werden Werte zwischen 5 und 10 Bq/m^3 angegeben (Florea & Dului, 2012; Hötzl & Winkler, 1994; Podstawczyńska et al., 2010). Die in Dresden ermittelte mittlere Konzentration von $9,2 \text{ Bq/m}^3$ entspricht damit einem typischen Wert für die bodennahe Atmosphäre in Mitteleuropa.

Tabelle 22: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Radon-Konzentration an der Station Winkelmannstraße

Jahr	cRn [Bq/m^3]	Abweichung [Bq/m^3]	Abweichung [%]
2011	9,3	0,1	1,1
2012	9,0	-0,2	-2,2
2013	8,8	-0,4	-4,5
2014	9,6	0,4	4,2
Gesamt	9,2	0,0	0,0

Monatsmittelwerte

Als Monatsmittel sind die Werte für Mai und August 2012, Juli 2013 sowie Dezember der Jahre 2010 und 2014 nicht aussagekräftig, da hier aufgrund von Geräteausfällen nicht ausreichend Daten vorlagen. Die entsprechenden Monatsmittelwerte sind deshalb in der Tabelle 23 mit Ausrufezeichen gekennzeichnet. In den Gesamtmitteln sind diese Werte nicht enthalten. Für Korrelationsuntersuchungen und Berechnungen, die nicht auf Basis von Monatsmitteln durchgeführt wurden, konnten aber entsprechende Daten auf Tages- und Stundenbasis verwendet werden. Mit Ausnahme des Jahres 2013 ist in jedem Jahr der November der Monat mit der höchsten mittleren Konzentration. In Abbildung 10 wird der mittlere Jahresgang der Monatsmittel dargestellt. Das jahreszeitliche Maximum bildet der meteorologische Herbst, das Minimum der meteorologische Winter. Der Monat November mit dem höchsten Mittel liegt ebenfalls im Herbst. Die mittlere Novemberkonzentration besitzt dabei fast das Zweifache des Januarmittels. Die Wintermonate Januar und Februar besitzen die niedrigsten Mittelwerte.

Tabelle 23: Monatsmittelwerte und Gesamtmittelwerte der Radon-Konzentration an der Station Winkelmannstraße [Bq/m³]

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2010												9,3!
2011	7,1	7,0	9,1	9,2	8,9	9,5	7,8	9,0	11,8	10,9	15,6	5,6
2012	5,0	7,2	7,1	6,4	9,3!	8,2	9,1	16,2!	11,5	11,5	13,4	8,9
2013	6,7	7,6	5,8	6,9	7,6	8,3	12,1!	12,8	9,5	10,9	8,9	9,2
2014	8,6	7,8	11,6	9,6	6,9	8,3	9,9	9,7	10,6	11,0	12,0	9,5!
Gesamt	6,8	7,4	8,4	8,0	7,8	8,6	8,9	10,5	10,9	11,1	12,5	7,9

Auch in anderen Arbeiten zu langjährigen Radon-Messungen wird das Herbstmaximum beschrieben. Zimnoch et al. (2014) registrierten ebenfalls ein Maximum im November (Messungen in Krakow 2005–2009), welches der für gewöhnlich höheren Stabilität der Atmosphäre zu dieser Jahreszeit zugeschrieben wurde. Allerdings wird im Gegensatz zu den Messungen in Dresden durch Florea & Dului (2012), Hötzl & Winkler (1994) und Podstawczyńska et al. (2010) kein Minimum für den Winter, sondern für den meteorologischen Frühling beschrieben. Eine Ursache für das Winterminimum in Dresden scheint das überwiegend milde und wechselhafte Winterwetter während des Beobachtungszeitraums zu sein. Es kam nur selten zu länger anhaltenden Inversionswetterlagen, bei denen sich Radon zu höheren Konzentrationen hätte akkumulieren können.

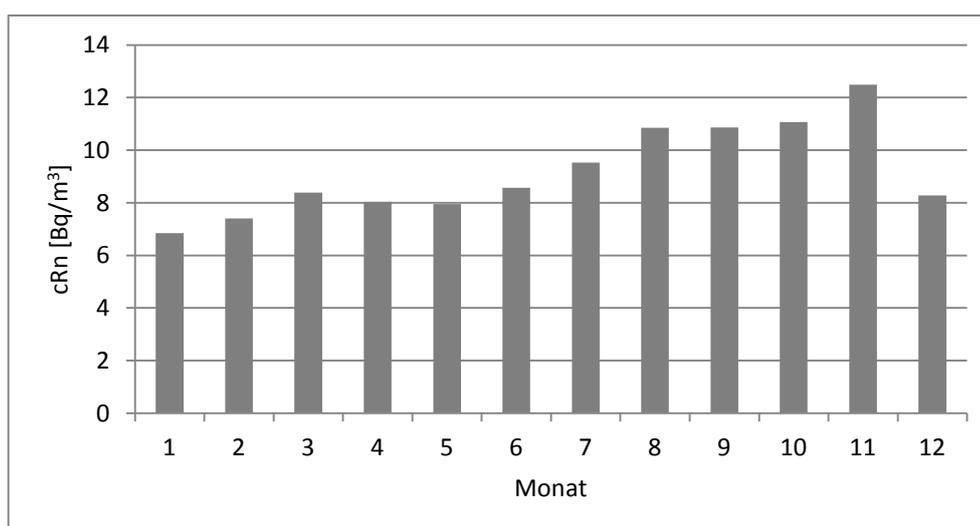


Abbildung 10: Mittlerer Jahrgang der Monatsmittelwerte der Radon-Konzentration im Beobachtungszeitraum

Tagesgang

In den Vormittags- und Mittagsstunden sowie am frühen Nachmittag kommt es aufgrund des erhöhten Strahlungseintrags der Sonne zu einer starken Erwärmung der Erdoberfläche. Dies führt zur Bildung von Thermikblasen, die beim Aufsteigen eine starke Durchmischung der unteren Atmosphäre verursachen (strahlungsinduzierte Konvektion). Es liegen in bodennähe labile bis neutrale Schichtungsverhältnisse vor. Da Radon dem Boden mit nahezu konstanter Menge entweicht, kommt es aufgrund der starken Vertikaldurchmischung zu einem Absinken der Radon-Konzentration in der bodennahen Luft. In den Abend- und Nachtstunden bleibt die aufheizende Wirkung der Sonnenstrahlung aus und es kommt zum allmählichen Abkühlen der Erdoberfläche. Aus dem Boden exhalierendes Radon wird nur noch in geringem Umfang vertikal verdünnt (nächtliche Stagnation). Es liegen bodennah stabile Schichtungsverhältnisse vor. Es kommt zu einer Anreicherung des bodennahen Radons. Aufgrund des Auskühlens der Erdoberfläche bildet sich zudem meist eine bodennahe Inversion (Strahlungsinversion), die den Vertikaltransport weiter verringert (Sperrschicht) und das zur Verdünnung zur Verfügung stehende Luftvolumen vermindert. Der mittlere Tagesgang der Radon-Konzentration schwankt um den Mittelwert von $9,2 \text{ Bq/m}^3$ zwischen 6 Bq/m^3 in der 16. Stunde und etwa 12 Bq/m^3 in der 6. Stunde (Abbildung 11).

Ein ausgeprägter Tagesgang liegt besonders im Frühling und Sommer vor. Im Herbst und Winter kommt es nur zu einer geringen Erwärmung der Erdoberfläche und damit nur geringer Vertikaldurchmischung, weshalb zu diesen Jahreszeiten der Tagesgang eine geringe Schwankung aufweist, z. B. von nur 2 Bq/m^3 im Januar (vgl. Abbildung 12). Bezogen auf die geringe mittlere Radon-Konzentration in diesem Monat von durchschnittlich $6,8 \text{ Bq/m}^3$, beträgt die Abweichung von Nachmittagsminimum und nächtlichem Maxima zum Tagesmittelwert 14 %. Im Juli beträgt die Abweichung von Minima und Maxima zum Tagesmittel hingegen durchschnittlich fast 50 % (vgl. Abbildung 13). Die Diagramme der mittleren Tagesgänge aller Monate finden sich im Anhang 4.

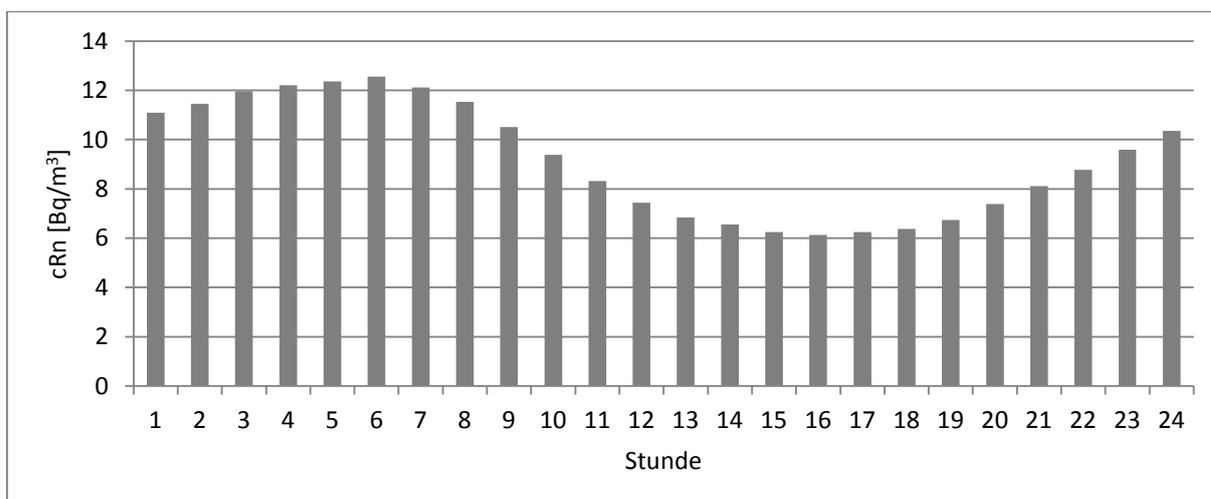


Abbildung 11: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration

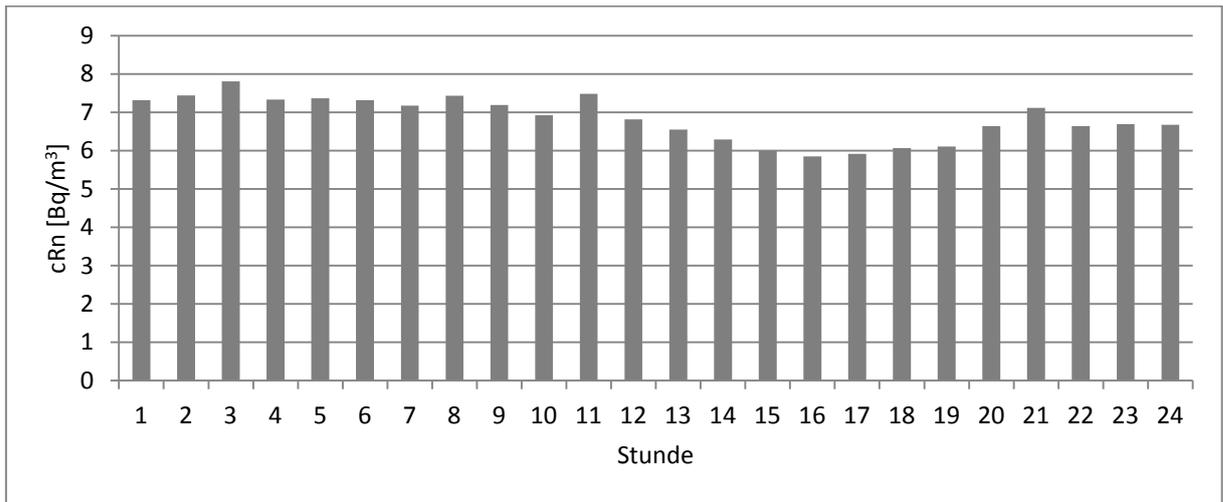


Abbildung 12: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration im Januar

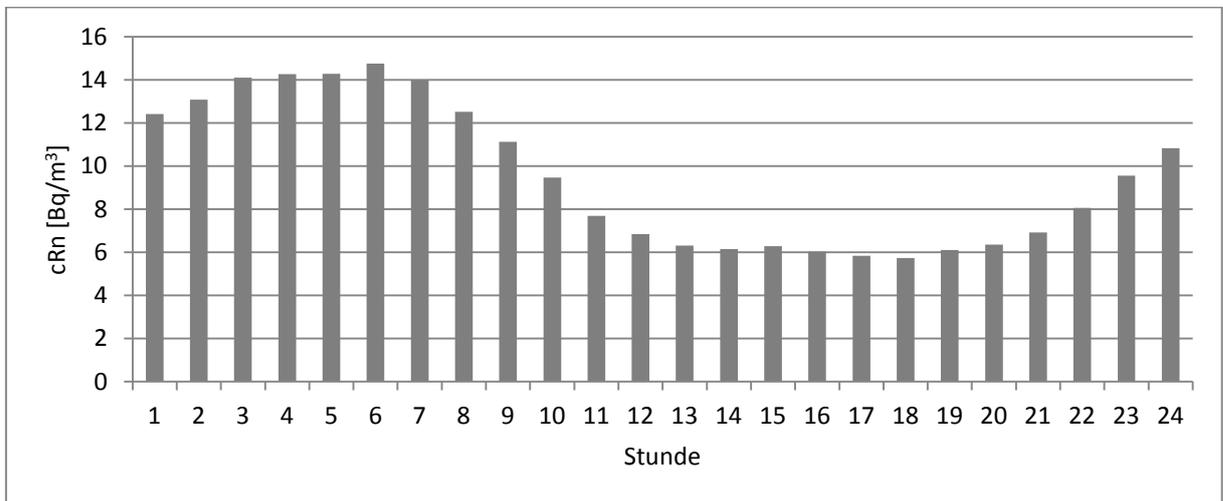


Abbildung 13: Mittlerer Tagesgang der Radon-Konzentration im Juli

Abbildung 14 zeigt für alle Monate die mittlere Abweichung der Tagesminima und -maxima vom jeweiligen Monatsmittel. Der meteorologische Frühling und der meteorologische Sommer sind durch hohe Tag-Nacht-Schwankungen der Radon-Konzentration gekennzeichnet. In Herbst und Winter sind die Schwankungen eher gering (geringe strahlungsinduzierte Konvektion). Der Vergleich der Monate der Einzeljahre ergibt keine wesentlichen Unterschiede.

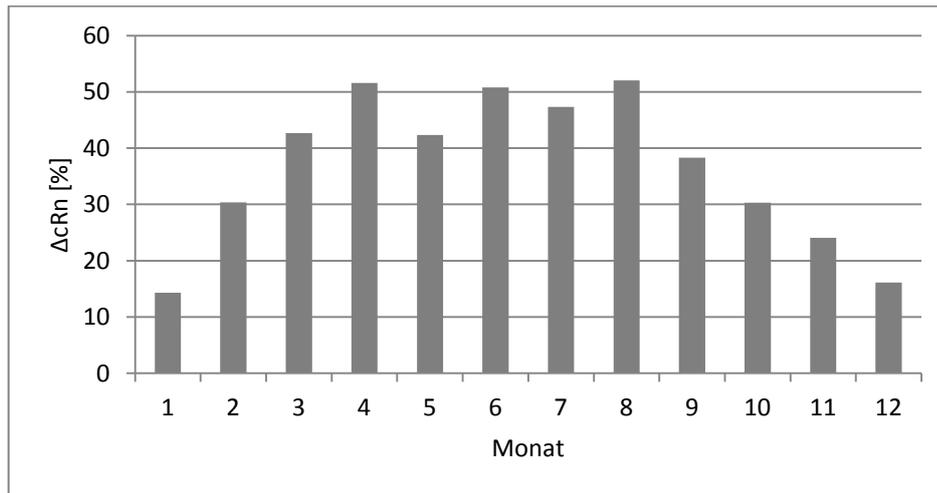


Abbildung 14: Mittlere Abweichung von Tagesminima und -maxima vom Monatsmittelwert der Radon-Konzentration

Extremwerte

Das Messgerät AlphaGUARD zeichnete im 10-Minuten-Takt die Radon-Konzentration auf. Daraus wurden dann die Stundenmittel, die Tagesmittel usw. abgeleitet. Aufgrund der Statistik des radioaktiven Zerfalls und des standardisierten Grundabzugs des Messgeräts wurden einige negative Werte ausgegeben, die trotz Mittelwertbildung auch zu wenigen negativen Stundenmittelwerten führten. Die negativen Werte müssen in die Mittelwertbildung der Radon-Konzentration einfließen, wurden aber für weitere Berechnungen nicht verwendet. Das maximale Stundenmittel wurde mit $63,0 \text{ Bq/m}^3$ am 15.11.2011 erreicht.

Während des vierjährigen Beobachtungszeitraums wurde am 04.01.2012 mit $2,3 \text{ Bq/m}^3$ der niedrigste Tagesmittelwert ermittelt, wobei die Bestimmungsgrenze des AlphaGUARD für Tagesmittelwerte bei $2,5 \text{ Bq/m}^3$ liegt (vgl. Kapitel 2.3.1). Das bedeutet, dass die tatsächliche Konzentration in diesem Fall nicht ermittelt werden kann und im Bereich zwischen $2,5$ und 0 Bq/m^3 lag. Der höchste Tagesmittelwert wurde mit $38,0 \text{ Bq/m}^3$ am 20.11.2012 erreicht. Damit fallen das Minimum und das Maximum in die Monate mit den niedrigsten und höchsten Monatsmittelwerten (Januar, November).

Der Januar 2012 bildet mit $5,0 \text{ Bq/m}^3$ das Minimum eines Monatsmittels. Das höchste Monatsmittel wurde mit $15,6 \text{ Bq/m}^3$ für den November 2011 ermittelt (vgl. Tabelle 23). Das Jahr 2013 bildet mit $8,8 \text{ Bq/m}^3$ das Minimum und das Jahr 2014 mit $9,6 \text{ Bq/m}^3$ das Maximum für Jahresmittelwerte. Der Gesamtmittelwert beträgt $9,2 \text{ Bq/m}^3$.

3.5 Radon-Fluss

Für die Nutzung der Radon-Tracer-Methode sind Informationen zum regionalen Radon-Fluss erforderlich (vgl. Kapitel 2.5). In der vorliegenden Arbeit wurden Daten von Karstens et al. (2015) zu den monatlichen Radon-Flüssen in Europa verwendet. Diese Daten wurden aus

der Verknüpfung mehrerer Modelle abgeleitet, die Bodeneigenschaften, Uran-Gehalt und Bodenfeuchte berücksichtigen. Der maßgebliche Parameter der Bodenfeuchte wurde hierbei für mehrere Bodentiefen aus zwei Wettermodellen in hoher zeitlicher Auflösung abgeleitet.

Es lagen zwei Datensätze vor, entsprechend zweier verwendeter Wettermodelle. Dabei wurde dem ersten Datensatz für die Jahre 2006 bis 2012, der auf dem GLDAS (Global Land Data Assimilation System) basiert, der Vorzug gegeben, da er mit einer Datenreihe von sieben Jahren gegenüber fünf Jahren des zweiten Datensatzes (2006-2010) nicht nur eine belastbare Statistik liefert, sondern auch zur Radon-Messung in Dresden (2011-2014) zumindest für den Zeitraum von zwei Jahre eine zeitliche Überschneidung liefert. In Tabelle 24 sind für den Betrachtungszeitraum 2006 bis 2012 für den Raum Dresden die monatlichen Radon-Flüsse, Minima und Maxima im entsprechenden Jahr sowie die Gesamtmittelwerte für Monate und Jahre dargestellt. Weiter ist in Abbildung 15 der mittlere jährliche Verlauf der monatlichen Radon-Flussdichte als Diagramm dargestellt.

In der Literatur werden für kontinentale Böden mittlere jährliche Radon-Flussdichten zwischen 60 und 80 Bq/m²*h geschätzt (NCRP, 1988; Schery et al., 1989; Schmidt, 1999). Für Sachsen werden um 60 Bq/m²*h angegeben (Schmidt, 1999). Für den Raum Dresden liegt der Gesamtmittelwert der modellierten Radon-Flussdichte bei 62,8 Bq/m²*h.

Tabelle 24: Monatsmittelwerte der Radon-Flüsse Bq/m²*h

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Jahr
Mittel	46,5	42,0	40,2	51,7	66,7	77,5	82,9	79,9	78,2	73,2	62,0	52,9	62,8
Min	34,9	36,4	27,9	36,4	55,4	66,5	66,8	58,7	49,9	45,5	42,9	40,0	49,9
Max	60,4	52,1	52,9	65,8	82,2	88,8	96,7	95,5	97,1	90,6	75,9	70,2	69,9
2006	47,8	37,4	27,9	36,4	62,7	77,2	96,7	95,5	97,1	90,6	75,9	70,2	68,0
2007	60,4	52,1	52,9	65,8	82,2	88,8	91,2	86,1	79,7	71,7	57,9	50,4	69,9
2008	47,1	49,2	49,6	49,1	64,8	84,6	89,0	89,2	85,6	82,0	65,8	54,0	67,5
2009	46,3	37,2	37,9	56,3	71,2	73,4	73,4	84,2	89,8	79,6	61,2	52,6	63,6
2010	44,2	36,4	28,0	47,1	55,4	66,5	84,6	58,7	49,9	45,5	42,9	40,0	49,9
2011	34,9	41,8	46,2	55,0	67,2	82,1	78,4	66,7	66,1	63,9	62,3	54,3	59,9
2012	44,7	40,0	38,8	51,9	63,3	70,1	66,8	78,9	79,4	79,0	67,8	48,6	60,8

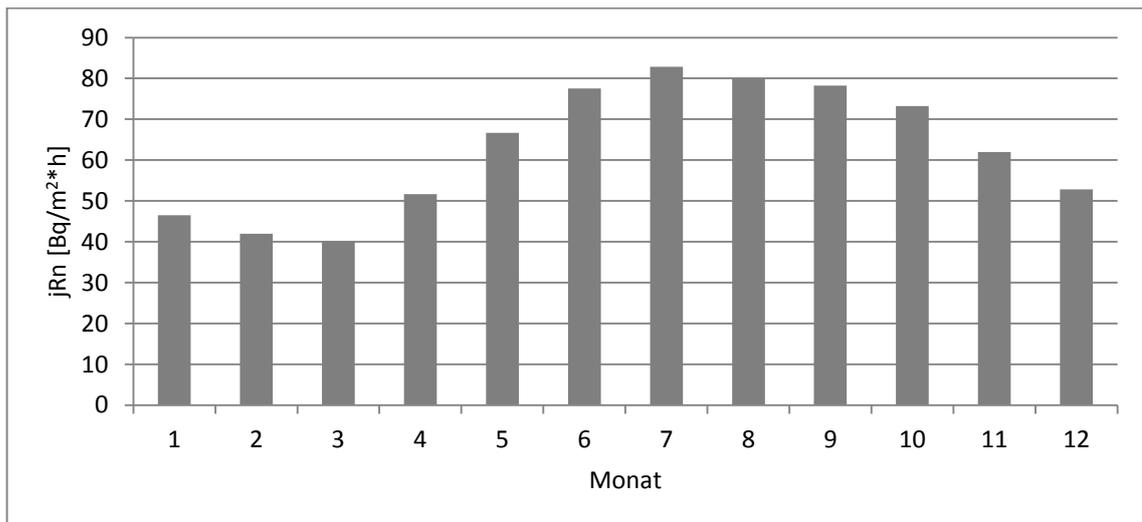


Abbildung 15: Mittlerer Jahresgang der monatlichen Radon-Flüsse

In Abbildung 15 zeichnen sich das mittlere Minimum im März und das mittlere Maximum im Juli ab. Zimnoch et al. (2014) fanden in Krakow (Polen) bei Kammermessungen der Radon-Exhalation ein Maximum im September und Oktober. In den simulierten Daten für das Gebiet von Dresden besitzt der September den dritthöchsten Exhalationswert und der Juli den höchsten Wert.

3.6 Korrelationsanalysen

Korrelation von Radon und meteorologischen Größen

Um mögliche Einflussfaktoren auf die Konzentration von Radon am Messstandort zu ermitteln, wurden Korrelationsanalysen mit den meteorologischen Parametern Temperatur, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftfeuchte, Globalstrahlung, Niederschlag und Luftdruck durchgeführt. Da mit der Windrichtung ein möglicher Einfluss eines überregionalen Antransportes von Radon sowie der Einfluss von Wetterlagen auf die Radon-Konzentration beurteilt werden sollte, konnte nicht die am Standort gemessene Windrichtung verwendet werden. Aufgrund des stark gegliederten Geländes (städtische Bebauung) wird das Windfeld kleinräumig erheblich verändert und die gemessene Windrichtung kann nicht einer regionalen Windrichtung zugeordnet werden. Weiterhin standen für den betrachteten Zeitabschnitt lediglich 75 % der Werte zur Verfügung, da bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten bzw. Windstille keine Windrichtung registriert wird. So wurden für eine regional repräsentative Windrichtung Daten der DWD-Station Klotzsche verwendet.

Tabelle 25 zeigt für die meteorologischen Größen jeweils den Korrelationskoeffizienten R sowie das Bestimmtheitsmaß R^2 . Weiter werden für jede meteorologische Größe die Korrelationskoeffizienten mit dem höchsten Grad eines linearen Zusammenhangs dick gedruckt dargestellt. In Anhang 6 ist eine ausführliche Tabelle mit den Bestimmtheitsmaßen $R^2(b)$, der am besten angepassten Funktion sowie für jede meteorologische Größe die Scatterplots der

linearen Regressionen für Tagesmittelwerte angegeben, zuzüglich der Gleichungen der Regressionsgeraden.

Tabelle 25: Korrelation meteorologischer Größen und Radon (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; $p=0,01$)

	Daten-Auflösung					
	Stunde		Tag		Monat	
	R	R ²	R	R ²	R	R ²
Lufttemperatur	-0,02	0,00	0,18	0,03	0,30	0,09
Lufttemperatur > 0°C	-0,01	0,00	0,21	0,04	0,27	0,08
Windgeschwindigkeit	-0,49	0,26	-0,58	0,33	-0,62	0,38
Windrichtung ⁺	-0,20	0,04	-0,31	0,10	-0,30	0,09
Luftfeuchte	0,26	0,07	-0,01	0,00	0,12	0,01
Globalstrahlung	-0,17	0,03	0,09	0,01	-0,06	0,00
Niederschlag	0,02	0,00	-0,01	0,00	-0,17	0,03
Luftdruck	0,15	0,02	0,19	0,04	0,24	0,06

⁺Windrichtung Dresden-Klotzsche

Erwartungsgemäß besitzt die Windgeschwindigkeit bei jeder Daten-Auflösung den höchsten Grad einer Korrelation. Hierbei besteht ein umgekehrter Zusammenhang. Je höher die Windgeschwindigkeit, desto niedriger die Konzentration von Radon. Mit Ausnahme der Luftfeuchte, der Globalstrahlung und der Windrichtung zeigt sich aufgrund der Generalisierung größerer Schwankungen, dass für Monatsmittelwerte der höchste Grad einer Korrelation besteht. Für Stundenmittelwerte besteht neben der Windgeschwindigkeit für die Luftfeuchte die beste Korrelation. Bei Tagesmittelwerten existiert neben der Windgeschwindigkeit für die Windrichtung die beste Korrelation.

Die Windgeschwindigkeit ist die maßgebliche meteorologische Größe mit der die Radon-Konzentration korreliert, was von einer Reihe Autoren bestätigt wird (Chambers et al., 2011; Duenas et al., 1996; Galmarini, 2006; Kataoka et al., 2003; Li, 1974; Moses et al., 1963; Pitari et al., 2014; Podstawczyńska et al., 2010; Porstendorfer et al., 1991; Prasad et al., 2005; Rutherford & Allen, 1902; Zahorowski et al., 2008). Pitari et al. (2014) geben für Stundenmittelwerte je nach Messintervall Korrelationskoeffizienten zwischen -0,45 und -0,57 an. Galmarini (2006) fand für Stundenmittelwerte einen Korrelationskoeffizienten von -0,46.

Bei östlichen bis südlichen Windrichtungen liegen im Mittel Radon-Konzentrationen von 9-11 Bq/m³ vor. Damit liegt die Konzentration etwa 50 % höher als bei westlichen Windrich-

tungen, den Windrichtungen mit den niedrigsten Konzentrationen von etwa 7 Bq/m^3 (Gesamtmittel: $9,2 \text{ Bq/m}^3$). Abbildung 16 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen der Windrichtung als Indikator einer Wetterlage und der Radon-Konzentration in der bodennahen Atmosphäre (Tagesmittelwerte). Hochdruckwetterlagen (Windrichtung Nordost bis Süd) sind meist begleitet von günstigen Exhalationsbedingungen (geringe Bodenfeuchte), geringer Windgeschwindigkeit und erhöhter atmosphärischer Stabilität. Tiefdruckwetterlagen (Windrichtungen Südwest bis Nord) sind häufig durch hohe mittlere Windgeschwindigkeit hohe Bodenfeuchte sowie geringe atmosphärische Stabilität charakterisiert (vgl. Kapitel 1.2.4). Im Anhang 6 sind die den meteorologischen Jahreszeiten entsprechenden Windrosen angegeben. Weiterhin sind für die betrachteten meteorologischen Parameter die Korrelationskoeffizienten sowie die Bestimmtheitsmaße der linearen Regression und der am besten angepassten Funktion enthalten. Zudem sind die entsprechenden Scatterplots der linearen Regression dargestellt.

Inwieweit ist der Ursprung heranziehender Luftmassen maßgebend für die Messung der Radon-Konzentration vor Ort? Da über den Ozeanen nur sehr geringe Radon-Konzentrationen vorliegen, reichern sich vom Weltmeer kommende Luftmassen bei ihrer Kontinentalpassage mit Radon an. Unter der Annahme, dass heranziehende Luftmassen sich in Erdbodennähe mit einer mittleren Geschwindigkeit von 3 m/s bewegen (Klotzsche: $3,8 \text{ m/s}$; Winkelmannstraße: $0,9 \text{ m/s}$) wäre nach 4 Tagen (Halbwertszeit Radon-222: $3,8 \text{ d}$) bereits die Hälfte, der zu Beginn aufgenommen Radon-Atome zerfallen. In dieser Zeit haben die Luftmassen etwa 1.000 Kilometer zurückgelegt. Der Zerfall der Radon-Atome wird aber durch die beständige Aufnahme neuer Atome ausgeglichen. Je nach Überströmungsgebiet wird die Konzentration in der betreffenden Luftmasse erhöht oder vermindert. Nach etwa 1.000 Kilometern wird somit der im inneren des Kontinents gebildete Radon-Gehalt maßgebend. Für die Station Winkelmannstraße kann damit im Weiteren davon ausgegangen, dass kein maßgeblicher Unterschied zwischen kontinentalen und ozeanischen Luftmassen in Bezug auf ihren ursprünglichen Radon-Gehalt besteht, sondern der gemessene Radon-Gehalt maßgeblich auf unterschiedliche Durchmischungsverhältnisse (Wetterlage) zurückzuführen ist.

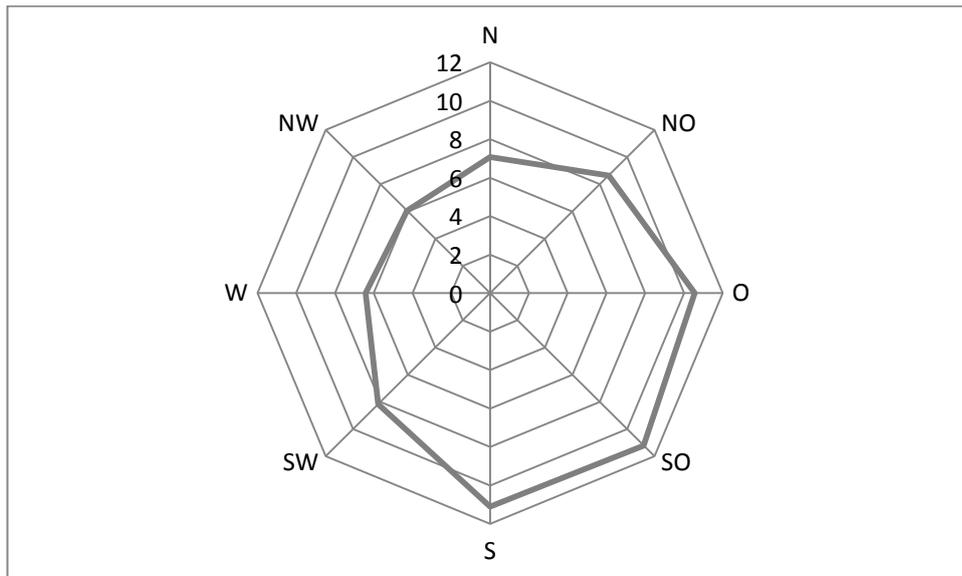


Abbildung 16: Windrose der Radon-Konzentration [Bq/m^3]

Radon und Luftschadstoffe

Anliegen dieser Arbeit ist es, Radon als Tracer für Austauschbedingungen der bodennahen Atmosphäre zu nutzen. Die Radon-Konzentration soll also hierbei die Größe sein, die die jeweils vorliegenden bodennahen Austauschbedingungen integriert.

Aus Korrelationsanalysen zwischen den Konzentrationen von Radon und bestimmten Luftschadstoffen sollen Funktionen abgeleitet werden. Diese Funktionen können dann genutzt werden, um eine theoretische Schadstoffkonzentration zu berechnen, die dann mit der gemessenen Schadstoff-Konzentration verglichen werden kann. Wäre z. B. der Wert der berechneten Schadstoff-Konzentration höher als die gemessene Schadstoff-Konzentration, würde dies auf unterdurchschnittliche lokale Zusatzemissionen hinweisen.

Tabelle 26 stellt den Grad der Abhängigkeit (Korrelationskoeffizient R) sowie das Bestimmtheitsmaß R^2 , der linearen Regression $R^2(l)$ und der am besten angepassten Funktion $R^2(b)$, für die Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub gemäß der Daten-Auflösung dar. Je nach Spurenstoff sind die Korrelationskoeffizienten mit der stärksten Abhängigkeit entsprechend der Daten-Auflösung dickgedruckt dargestellt. Für $\text{PM}_{10\text{HVS}}$ und $\text{PM}_{2.5\text{HVS}}$ liegen messtechnisch bedingt keine Stundenmittelwerte vor. Mit dem HVS-Verfahren werden lediglich Tagesmittelwerte ermittelt.

Tabelle 26: Korrelationen Radon und Luftschadstoffe (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; $p=0,01$)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,39	0,16	0,16	0,48	0,23	0,23	0,15	0,02	0,02
PM10TEOM	0,28	0,08	0,08	0,39	0,15	0,22	0,03	0,00	0,00
PM10HVS				0,41	0,17	0,22	0,10	0,01	0,01
PM2.5HVS				0,36	0,13	0,18	0,03	0,00	0,00

Die Daten-Auflösung auf Tagesbasis bietet den höchsten Grad eines Zusammenhanges. Weiterhin ist die Abhängigkeit der Radon-Konzentration zur Konzentration von Stickstoffdioxid am stärksten ausgeprägt. Entsprechend der meteorologischen Jahreszeiten weisen die Korrelationen noch höhere Werte auf (vgl. Anhang 6, Tabellen 48 - 51). In der Literatur werden für Stickstoffdioxid Korrelationskoeffizienten der Stundenmittelwerte von 0,31 (Kataoka et al., 2001) und 0,32 (Magnoni, 2009) angegeben. An der Station Winkelmannstraße wurde ein Wert von 0,35 ermittelt. Galmarini (2006) ermittelte für Stickstoffoxide einen Wert von 0,42 für Stundenmittelwerte. Die Korrelation ist stark davon abhängig, wie sehr die Stickstoffdioxid-Konzentration durch lokale Emissionen beeinflusst wird. Radon und Stickstoffdioxid sind in ihren Ausbreitungseigenschaften ähnlich, die Intensität der Emissionen schwankt aber erheblich, insbesondere im Tagesverlauf (Kataoka et al., 2001). Während die Stickstoffdioxid-Konzentration vor allem durch die Emissionen des stündlich wechselnden Straßenverkehrs beeinflusst wird, schwankt die Radon-Exhalation aus Boden und Gesteinen in kurzen Zeitabschnitten nur in geringem Maße.

Für Feinstaub PM10 gibt Magnoni (2009) für Stundenmittelwerte einen Korrelationskoeffizienten von 0,39 an. An der Station Winkelmannstraße wurde ein Wert von 0,29 ermittelt. Garbero et al. (2009) ermittelten für Monatsmittelwerte einen Koeffizienten von 0,87 im Gegensatz zu 0,08 (HVS-Messung) an der Station Winkelmannstraße, was auf die unterschiedlichen klimatischen Verhältnisse der Beobachtungsstandorte, Dresden und Alessandria (Norditalien, Po-Ebene), zurückzuführen ist. Während in Dresden die PM10-Emission und die Radon-Exhalation erheblichen Jahresschwankungen unterworfen sind und einen gegenläufigen Jahresgang besitzen, liegen in Alessandria eher ausgeglichene Verhältnisse vor (geringer Heizbedarf, kaum Schnee oder Frost, ausgeprägte Trockenheit im Sommer). Vecchi et al. (2007) fanden für das italienische Milano Bestimmtheitsmaße von 0,85 tagsüber und 0,62 in der Nachthälfte.

Weiterhin wurden Korrelationsanalysen entsprechend der meteorologischen Jahreszeiten sowie der hydrologischen Halbjahre (Teilung des Jahres bezüglich der Bodenwassersättigung) durchgeführt. Die Tabellen finden sich in Anhang 6. Exemplarisch wird hier die Tabelle 27

für den meteorologischen Frühling dargestellt, da sie im Weiteren für Berechnungen Anwendung findet (vgl. Kapitel 3.6). Der Vergleich der Tabellen 26 und 27 zeigt, dass die Korrelationsanalyse auf Basis von Jahreszeiten zu höheren Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaßen führt, die daraus abgeleiteten Funktionen also eher den vorliegenden Verhältnissen entsprechen. Die Korrelationsanalyse auf Basis hydrologischer Halbjahre führt hingegen zu keinen höheren Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaßen (vgl. Anhang 6).

Tabelle 27: Korrelationen der Spurenstoffe im meteorologischen Frühling (Maximalwerte jeweils fettgedruckt; $p=0,01$ oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,52	0,27	0,27	0,66	0,43	0,43	0,51	0,26 (p=0,11)	0,26
PM10TEOM	0,34	0,12	0,12	0,51	0,26	0,26	0,37	0,14 (p=0,27)	0,14
PM10HVS				0,51	0,26	0,26	0,40	0,16 (p=0,31)	0,16
PM2.5HVS				0,45	0,21	0,22	0,30	0,09 (p=0,50)	0,09

3.7 Ableitung von Stabilitätsklassen aus Radon-Daten

Es wurde untersucht, inwieweit mit Radon-Daten Stabilitätsklassen nachgebildet werden können. Hierfür kamen die Stabilitätsklassen nach Pasquill zur Anwendung (Hanna, Briggs & Hosker, 1982; Seinfeld & Pandis, 2006; Turner, 1970). Die notwendigen Eingangsgrößen Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung und Bedeckungsgrad wurden von der Klimastation Klotzsche bezogen, da diese Station eine hohe regionale Repräsentativität besitzt. Die Windverhältnisse an der Winckelmannstraße (mittlere Windgeschwindigkeit 0,9 m/s) sind erheblich durch umgebende Bebauung und den dichten Baumbestand geprägt und deshalb in meteorologischer Hinsicht für ein größeres Stadtgebiet nicht repräsentativ (vgl. Kapitel 3.1.1). Weiterhin liegen dort keine Daten zu Bedeckungsgrad und Sonneneinstrahlung vor. Die Daten der Windgeschwindigkeit und des Bedeckungsgrades entsprechen ebenso wie die Radon-Daten der mitteleuropäischen Zeit, hingegen ist die Sonneneinstrahlung in wahrer Ortszeit (12:00 Uhr bei Sonnenhöchststand) angegeben. Zudem wies der Datensatz der Sonneneinstrahlung eine Lücke von einem Jahr (2011) auf, wodurch für diesen Zeitabschnitt lediglich

Stabilitätsklassen der Nacht generiert werden konnten. Die Sonneneinstrahlung wird nach Pasquill in starke, mittlere und leichte Einstrahlung differenziert. Als starke Einstrahlung gelten bei klarem Himmel Werte, wie sie bei einem Sonnenstand von mehr als 60° auftreten, für schwache Einstrahlung Werte, wie sie zwischen 15 und 35° vorliegen. Dies entspricht einer Sonneneinstrahlung von 700 W/m² bzw. 350 W/m² (Seinfeld & Pandis, 2006; Turner, 1970). In Dresden werden an Strahlungstagen in der Zeit von Ende Mai bis Mitte Juli bzw. Anfang März oder Ende September diese Werte erreicht (vgl. Anhang 12, Abbildung 187).

Der vorhandene Datensatz wurde in einen Analyse- und einen Prognosezeitraum geteilt (Analyse: 18.12.2010 - 17.12.2012; Prognose: 18.12.2012 - 17.12.2014). Im Analysezeitraum wurden entsprechend der Pasquill-Klassen mittlere Radon-Konzentrationen abgeleitet. Im Prognosezeitraum wurde aus den gemessenen Radon-Daten für jede Stunde eine Stabilitätsklasse abgeleitet und mit den Pasquill-Klassen aus Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung und Bedeckung verglichen. Da die Radon-Exhalationsrate jahreszeitlich schwankt, wurden Analyse und Prognose auch entsprechend der Jahreszeiten durchgeführt. Folgende Tabelle 28 zeigt die abgeleiteten mittleren Radon-Konzentrationen entsprechend den Pasquill-Klassen sowie die Prognosefähigkeit mit aktuell gemessenen Radon-Stundenmittelwerten. Hierbei ist neben der Übereinstimmung von Pasquill- und Radon-Stabilitätsklassen auch angegeben, wenn zusätzlich die Abweichung lediglich eine Klasse betrug. Das bedeutet z. B., dass im Frühling für 89,4 % aller Stunden mit Radon-Daten die Pasquill-Klassen weitestgehend wiedergegeben werden. In der Zeile „Gesamt“ werden die Radon-Mittelwerte und die Prognosefähigkeit ohne Berücksichtigung der Jahreszeiten angegeben.

Tabelle 28: Abgeleitete mittlere Radon-Werte entsprechend den Pasquill-Klassen und Prognosefähigkeit

	Radon-Stabilitätsklassen mit Radon-Konzentration [Bq/m ³]						Prognose	
	A	B	C	D	E	F	Übereinstimmung [%]	Übereinstimmung zzgl. einer Klasse Abweichung [%]
Frühling	-	9,3	6,9	6,1	11,4	13,5	48,3	89,4
Sommer	5,5	11,8	8,6	7,5	11,7	13,8	28,2	69,7
Herbst	-	11,8	10,6	10,5	15,8	19,1	54,8	92,5
Winter	-	12,5	8,5	5,7	8,5	14,3	47,7	87,8
Gesamt	5,5	11,3	8,7	7,3	12,2	15,2	38,7	75,2

Für Sommer und das Gesamtjahr liefern die Radon-Stabilitätsklassen keine hohe Übereinstimmung mit den Pasquill-Klassen. Eine Fehlerquelle ist hierbei, dass insbesondere in der Jahreszeit hoher Sonneneinstrahlung ausgehend von den Radon-Daten nicht unterschieden

werden kann, ob niedrige Radon-Konzentrationen vorliegen aufgrund hoher strahlungsinduzierter Konvektion oder aufgrund der kurzzeitigen Bodenversieglung durch Starkregen (vgl. Kapitel 1.4). Weiterhin muss beachtet werden, dass der Radon-Monitor gerade bei Stundenmittelwerten eine hohe Messunsicherheit besitzt, die weiter zunimmt je niedriger die atmosphärische Radon-Konzentration ist. So besteht z. B. bei einer gemessenen stündlichen Radon-Konzentration von 8 Bq/m³ eine Messunsicherheit von 25 % (vgl. Kapitel 2.3.2). Zudem wurden Daten einer 11 Kilometer entfernt und 100 Meter höher gelegenen Station verwendet und es fehlten für die Hälfte des Analysezeitraums Daten zur Sonneneinstrahlung.

Weiter wurde untersucht, inwieweit die Verteilung der Pasquill-Stabilitätsklassen im Bewertungsschema die Qualität der Prognose beeinflusst. Danach kann bei mittlerer Einstrahlung und niedriger Windgeschwindigkeit (< 2 m/s) Klasse A oder B (extrem labil bis labil) gewählt werden (vgl. Kapitel 2.4.1). Wird bei mittlerer Einstrahlung und niedriger Windgeschwindigkeit A gewählt, ergibt sich folgendes Ergebnis (vgl. Tabelle 29). Zuvor wurde diese Klasse als B definiert.

Tabelle 29: Abgeleitete mittlere Radon-Werte entsprechend den Pasquill-Klassen und Prognosefähigkeit bei geänderter Stabilitätsklasse

	Stabilitätsklassen nach Radon-Konzentration [Bq/m ³]						Prognose	
	A	B	C	D	E	F	Übereinstimmung [%]	Übereinstimmung zzgl. einer Klasse Abweichung [%]
Frühling	12,2	8,6	6,9	6,1	11,4	13,5	46,0	85,8
Sommer	10,7	11,6	8,6	7,5	11,7	13,8	36,1	83,8
Herbst	9,4	12,0	10,6	10,5	15,8	19,1	31,1	69,2
Winter		12,5	8,5	5,7	8,5	14,3	47,7	87,8
Gesamt	10,8	11,2	8,7	7,3	12,2	15,2	47,6	88,2

Wie die Ergebnisse zeigen, besteht hierbei für das Gesamtjahr und insbesondere den Sommer eine günstigere Anpassung. Für den Winter beeinflusst die Klassenänderung aufgrund der nur geringen Sonneneinstrahlung das Ergebnis nicht. Für Frühling und insbesondere für Herbst ist die Parametrierung der Tabelle 29 nicht zu empfehlen. Hier sollten die zuvor abgeleiteten Radon-Mittelwerte (Tabelle 28) verwendet werden.

3.8 Vergleichswert zur Beurteilung der bodennahen Austauschverhältnisse

Oft erschweren die wechselnden meteorologischen Bedingungen an einem Ort die Beurteilung der Wirksamkeit von Luftreinehaltemaßnahmen. So kann nicht zugeordnet werden, in

welchem Umfang Immissionskonzentrationen durch Luftreinhaltemaßnahmen und nicht etwa durch günstigere Austauschbedingungen gesunken sind. Um zukünftig die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen besser beurteilen zu können, wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit Radon als ein atmosphärischer Tracer untersucht, der die momentanen Austauschbedingungen beschreibt. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse aus der Nutzung statistischer Verfahren sowie der Anwendung der Radon-Tracer-Methode vorgestellt und diskutiert.

Statistisches Verfahren

Aus der Korrelationsanalyse von Radon- und Luftschadstoff-Konzentrationen wurden Funktionen abgeleitet, die dann zur Errechnung einer Luftschadstoff-Konzentration dienen sollen, wie sie sich entsprechend der Austauschverhältnisse (Radon-Konzentration) einstellen würde. Der Vorteil des statistischen Verfahrens gegenüber der Radon-Tracer-Methode besteht darin, dass keine Informationen zu den Radon-Flüssen (Radon-Flussdichte) erforderlich sind, sondern lediglich die Daten der gemessenen Radon-Konzentration zur Berechnung ausreichen.

Exemplarisch wurden für Feinstaub PM10 zwei Beispiele ausgewählt. Zum einen handelt es sich um die Feinstaubepisode von 12.-18.11.2011 sowie eine Periode niedriger Immissionskonzentration aufgrund geringer lokaler Emission in einer Ferienzeit (Osterferien in Sachsen 2012). Als Feinstaubepisode wird hierbei nach Definition des LfULG eine Periode bezeichnet, an der an drei oder mehr aufeinanderfolgenden Tagen wenigstens 25 % der sächsischen Luftgütemessstellen ein Tagesmittel von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten (LfULG, 2012).

Warum wurden Beispiele für PM10-Tagesmittelwerte ausgewählt? Für Feinstaub PM10 ist in Dresden insbesondere die Einhaltung des Tagesgrenzwertes von Interesse. Der Tagesgrenzwert gilt dann als nicht eingehalten, wenn ein Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mehr als 35 Tagen im Jahr überschritten wurde. Der Jahresgrenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird in Dresden seit langem eingehalten, so wie seit 2012 auch im gesamten Bundesgebiet (UBA, 2015b).

Für die durchgeführten Korrelationsanalysen und die daraus abgeleiteten Funktionen wiesen die Funktionen auf Basis von Tagesmittelwerten entsprechend der meteorologischen Jahreszeiten die höchsten Bestimmtheitsmaße auf. So wurde für die Feinstaubepisode vom 12.-18.11.2011 eine Funktion auf Basis von Tagesmittelwerten des meteorologischen Herbstes verwendet. Der Korrelationskoeffizient beträgt hierbei 0,63 und das Bestimmtheitsmaß der am besten angepassten Funktion 0,40. Das Diagramm (Abbildung 17) stellt gemessene und berechnete Tagesmittel der Feinstaubepisode dar. Aus der am besten angepassten Funktion wurden Immissionskonzentrationen berechnet, wie sie sich bei mittleren Austauschverhältnissen im Herbst einstellen würden. Es wurde die Funktion für PM10TEOM verwendet, da sie im Herbst mit der Radon-Konzentration eine höhere Korrelation als PM10HVS aufweist.

Da über die gemessene Radon-Konzentration die besonderen meteorologischen Bedingungen Berücksichtigung finden, was auch der parallele Verlauf von Radon-Konzentration und berechneter PM10-Konzentration veranschaulicht, müssten bei mittlerer Emission gemessene und berechnete PM10-Konzentration annähernd den gleichen Wert aufweisen. Die berechne-

ten Tagesmittelwerte liegen aber unter den gemessenen Tagesmittelwerten, woraus sich schließen lässt, dass mehr als üblich emittiert wurde.

Zum Vergleich zeigt Abbildung 18 einen Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien 2012 in Sachsen, 06.-15.04.2012). Für die Berechnung wurde die am besten angepasste Funktion ($R^2 = 0,26$) der Korrelationsanalyse für Tagesmittelwerte im meteorologischen Frühling verwendet ($R = 0,51$). Die Korrelationsanalysen für PM10TEOM und PM10HVS weisen hier die gleichen Werte auf, sodass die HVS-Werte aufgrund ihrer geringen Messunsicherheit verwendet wurden.

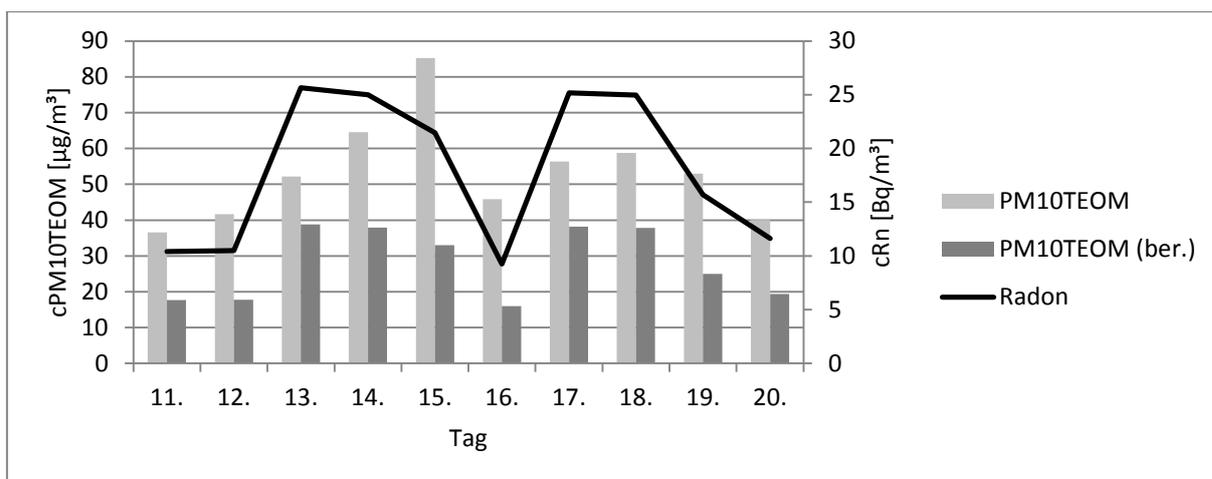


Abbildung 17: Gemessene und berechnete Tagesmittelwerte der PM10TEOM-Konzentration nach statistischem Verfahren in einem Zeitraum erhöhter Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)

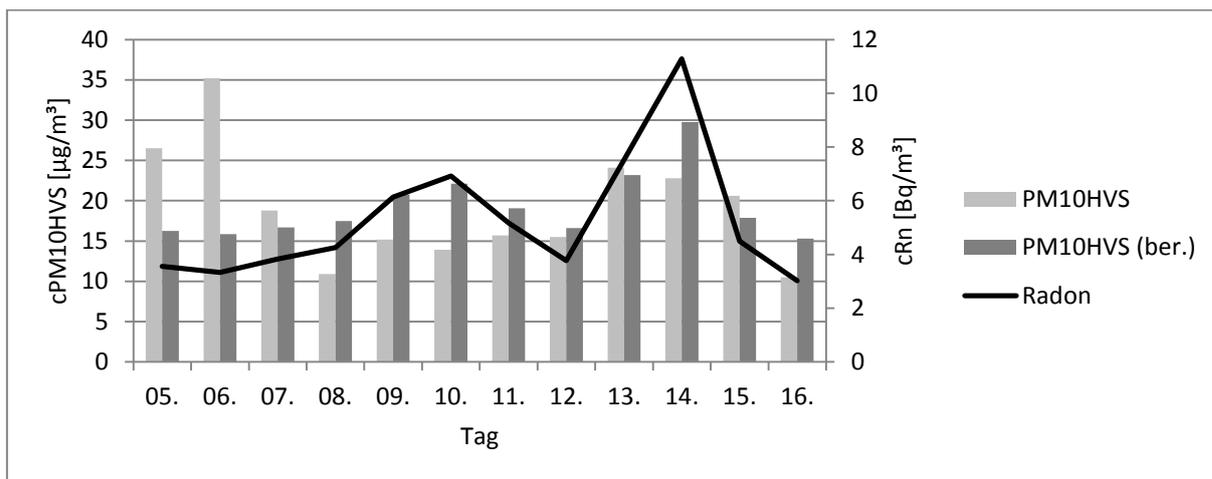


Abbildung 18: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach statistischem Verfahren in einem Zeitraum niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012)

Die deutliche Differenz zwischen berechneter und gemessener PM10-Konzentration verdeutlicht die hohe Emissionsbelastung vor Beginn der Osterferien. In der Woche nach Ostersonntag (08.04.2012) liegen die gemessenen PM10-Konzentrationen niedriger als die berechneten Konzentrationen, was ein niedriges Emissionsniveau kennzeichnet. Zum Ende der Woche entwickeln sich ungünstige Austauschverhältnisse. Die gemessenen Konzentrationen liegen immer noch unter den Konzentrationen vor Ferienbeginn, da die lokalen Emissionen zu dieser Zeit immer noch gering sind. Weitere Korrelationskoeffizienten, Bestimmtheitsmaße sowie Bestimmtheitsmaße der am besten angepassten Funktion für Stickstoffdioxid, PM10 und PM2.5 entsprechend den meteorologischen Jahreszeiten finden sich im Anhang 6.

Radon-Tracer-Methode

Unter der Annahme, dass Radon kontinuierlich in einer bekannten Menge dem Boden entweicht (Radon-Flussdichte), kann mit Hilfe der Radon-Tracer-Methode der proportionale Zusammenhang zwischen der Aktivitätskonzentration von Radon (Tracer) und der Konzentration eines Spurenstoffes genutzt werden, um eine mittlere Flussdichte dieses Spurenstoffes abzuleiten. Diese Flussdichte kann dann verwendet werden, um mit gemessenen Radon-Daten eine Spurenstoff-Konzentration zu ermitteln, wie sie sich entsprechend der Austauschverhältnisse einstellen würde (vgl. Kapitel 2.4.2). Für die Radon-Flussdichte wurden die monatlichen Mittelwerte verwendet, die im Zeitraum 2006 bis 2012 durch Karstens et al. (2015) aus der Modellierung der Radon-Exhalation ermittelt wurden (vgl. Kapitel 3.5). Die berechneten mittleren Monatsflüsse der untersuchten Luftschadstoffe sind in Anhang 7 enthalten. Durch Vergleich von errechneter und gemessener Luftschadstoff-Konzentration kann – wie schon bei der statistischen Methode gezeigt – eine Aussage zur Emission getroffen werden, ob also erhöhte Emissionen für eine hohe Immissionsbelastung verantwortlich sind.

Als Anwendungsbeispiele wurden ebenfalls die Feinstaubepisode von November 2011 sowie der Zeitraum der Osterferien 2012 ausgewählt. Abbildung 19 zeigt gemessene und berechnete PM10-Tagesmittelwerte während der Feinstaubepisode von 12.-18.11.2011. Im Vergleich zur statistischen Methode zeigt sich qualitativ bis auf einen Tag (13.11.) ein übereinstimmendes Bild. Absolut weichen die berechneten PM10TEOM-Konzentrationen bis zu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voneinander ab. Abbildung 20 zeigt zum Vergleich den Zeitabschnitt geringer lokaler Emission (Osterferien 2012). Im Vergleich zur statistischen Methode ergibt sich hierbei qualitativ eine Abweichung von vier Tagen (11., 12., 13., 16.04.). Absolut weichen die errechneten Konzentrationen bis zu $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab.

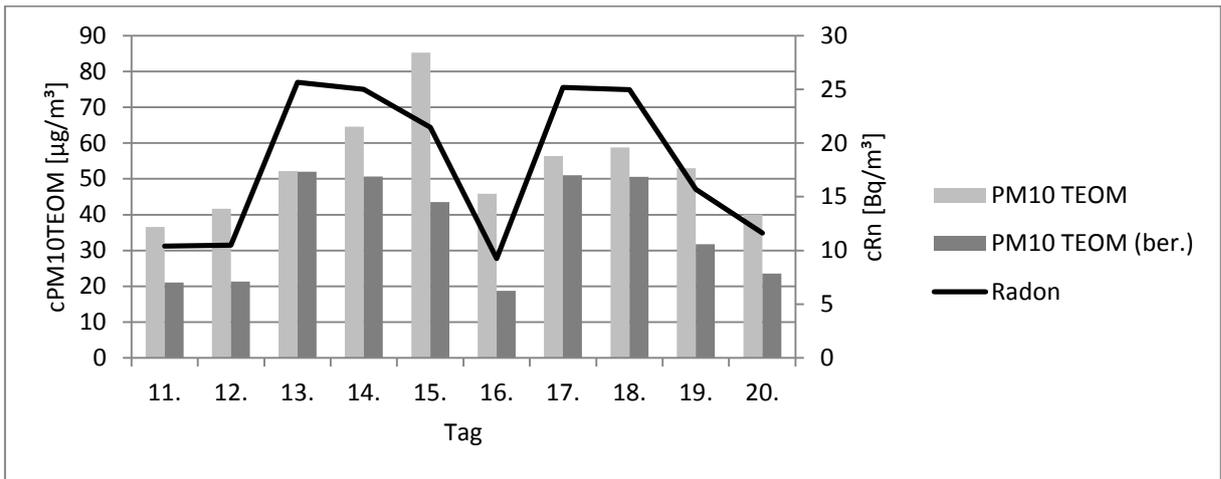


Abbildung 19: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach der Radon-Tracer-Methode in einem Zeitraum erhöhter Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)

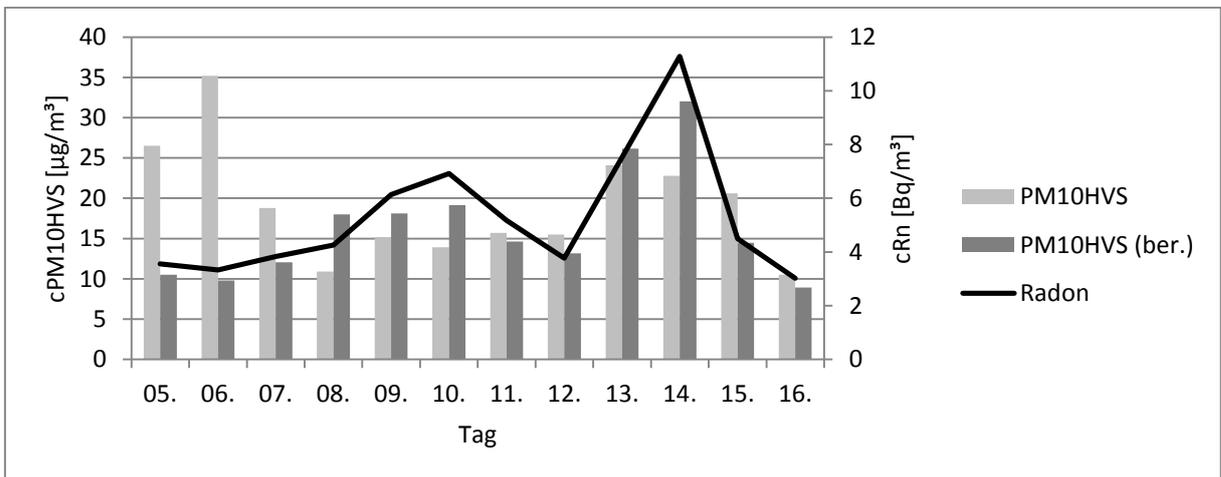


Abbildung 20: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentration nach der Radon-Tracer-Methode in einem Zeitraum niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012)

Vergleich von statistischem Verfahren und Radon-Tracer-Methode

Die beiden Berechnungsverfahren zeigen bezüglich ihrer Ergebnisse Abweichungen von bis zu 71 %. Die Tabellen 30 und 31 fassen die zuvor in Diagrammen dargestellten Zeitabschnitte noch einmal zusammen. Die Abweichungen im Zeitabschnitt der Feinstaubepisode sind kleiner als im Zeitabschnitt geringer Emission. Ursachen sind der häufige Wechsel von niedrigen Temperaturen und hoher Sonneneinstrahlung sowie der hohen Variabilität der Witterung zu dieser Jahreszeit (Übergangsjahreszeit). Aufgrund der statistischen Mittelung wird die hohe Variabilität generalisiert und führt im Einzelfall (Tag) zu höheren Abweichungen. Weiterhin liegen zu dieser Jahreszeit meist niedrige Radon-Konzentrationen vor, was zu einer erhöhten Messunsicherheit führt (vgl. Kapitel 2.3.2). Insofern ist die Radon-Tracer-Methode zur Be-

rechnung eines Vergleichswertes als verlässlicher einzuschätzen, da hierbei zusätzlich auch Daten der mittleren monatlichen Radon-Flussdichte einfließen.

Tabelle 30: Vergleich der berechneten PM10TEOM-Konzentrationen von statistischem Verfahren und Radon-Tracer-Methode für die Feinstaubepisode 12.-18.11.2011

Datum	cPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM statistisches Verfahren [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Radon-Tracer- Methode [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Radon-Tracer-Methode mit spezifischem Rn- Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
11.11.2011	37	18	21	28
12.11.2011	42	18	21	28
13.11.2011	52	39	52	69
14.11.2011	65	38	51	67
15.11.2011	85	33	43	57
16.11.2011	46	16	19	25
17.11.2011	56	38	51	67
18.11.2011	59	38	51	67
19.11.2011	53	25	32	42
20.11.2011	40	19	24	31

Tabelle 31: Vergleich der berechneten PM10HVS-Konzentrationen von statistischem Verfahren und Radon-Tracer-Methode für einen Zeitabschnitt geringer lokaler Emission während der Osterferien 2012

Datum	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10HVS statistisches Verfahren [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10 HVS Radon-Tracer- Methode [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10 HVS Radon-Tracer-Methode mit spezifischem Rn- Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
05.04.2012	27	16	11	10
06.04.2012	35	16	10	10
07.04.2012	19	17	12	12
08.04.2012	11	17	18	17
09.04.2012	15	21	18	18
10.04.2012	14	22	19	19
11.04.2012	16	19	15	14
12.04.2012	16	17	13	13
13.04.2012	24	23	26	25
14.04.2012	23	30	32	31
15.04.2012	21	18	14	14
16.04.2012	11	15	9	9

Durch Nutzung spezifischer Monatsmittelwerte der Radon-Flussdichte und -Konzentration (November 2011, April 2012) kann die Genauigkeit der Ergebnisse weiter gesteigert werden (vgl. Kapitel 3.5 Tabelle). Qualitativ wichen für die Feinstaubepisode vier Tagesmittelwerte von den mit allgemeinen Monatsmitteln errechneten Werten ab. Für den Zeitabschnitt niedriger Emission bestand qualitativ Übereinstimmung. Die entsprechenden Diagramme und Tabellen finden sich in Anhang 8.

3.9 Entkopplung der Grundkonzentration

Die Grundkonzentration ist die Immissionskonzentration eines Spurenstoffes, die in einer Luftmasse bereits vorliegt, bevor sie ein Gebiet erhöhter Emissionen (Stadt, Ballungsraum) erreicht. In diesem Gebiet wird dann diese Luftmasse mit lokalen Emissionen angereichert, was zu einer Erhöhung der dortigen Immissionskonzentrationen führt.

Zur Entkopplung von lokaler Zusatzbelastung und Grundbelastung wurde von der Überlegung ausgegangen, dass die Grundkonzentration dann vorliegt, wenn lokal keine bedeutenden Emissionen mehr stattfinden und diese weitgehend verdünnt worden sind. Die Flussdichte eines Spurenstoffes erreicht zu diesem Zeitpunkt einen Minimalwert. Es wurde also zur Ermittlung der Grundkonzentration die tägliche minimale Flussdichte als Eingangsgröße ermittelt und dann auf eine Konzentration umgerechnet. Dies erfolgte mit der Radon-Tracer-Methode (vgl. Kapitel 2.4.2).

Um den täglichen minimalen Stundenmittelwert der Flussdichte zu ermitteln, ist die Berechnung jeder stündlichen Flussdichte eines Tages notwendig. Dafür sind ebenso Daten der stündlichen Spurenstoff-Konzentration erforderlich. Das bedeutet, dass für Feinstaub-Messungen nach dem HVS-Verfahren diese Berechnung nicht durchgeführt werden kann, da mit diesem Verfahren lediglich Tagesmittelwerte und keine Stundenmittelwerte zur Verfügung stehen. Für die Feinstaub-Konzentrationen nach dem HVS-Verfahren erfolgte deshalb eine Umrechnung aus den Ergebnissen der vorangegangenen Berechnungen auf Grundlage der PM₁₀TEOM-Werte (Stundenmittel).

Weiterhin ist noch vorzuschicken, dass die Messdaten der Spurenstoffe deshalb für die Entkopplung von Grund- und lokaler Zusatzkonzentration verwendet werden können, weil es sich bei der Station Winkelmannstraße um eine Station des städtischen Hintergrunds handelt. Würden Daten einer verkehrsnahen Station (Hot Spot) verwendet werden, wäre die Grundannahme falsch, dass zu einer bestimmten Zeit des Tages die Flussdichte der Grundkonzentration erreicht wird. Die Flussdichte liegt hier aufgrund der beständigen Verkehrsbelastung immer darüber (vgl. Kapitel 2.2.3).

Außerdem wurden negative Werte und Null-Werte der Radon-Konzentration nicht verwendet (vgl. „Grundabzug“ Kapitel 2.3.2 und 3.4), da die Berechnung sonst negative Werte der Flussdichte liefert bzw. nicht möglich ist. Weiterhin musste nach Berechnung der Flussdichten ein Prozent der höchsten Stundemittelwerte der Flussdichte gestrichen werden, da in seltenen Fällen aufgrund von Frost oder Starkregen äußerst kleine Radon-Konzentrationen

gemessen wurden, die dann bei der Berechnung mit der gemessenen Spurenstoff-Konzentration zu unverhältnismäßig großen und unplausiblen Flussdichten führen. Die Flussdichte wird hierbei aufgrund der sehr kleinen Radon-Konzentration um mehrere Größenordnungen überschätzt und kann daher bei der Mittelwertbildung (Monatsmittelwerte) nicht verwendet.

Im Weiteren werden die Ergebnisse der Berechnungen für Stickstoffdioxid und Feinstaub diskutiert. Es wurden Berechnungen für alle Monate sowie einzelne Tage durchgeführt. Im Anhang 9 sind alle entsprechenden Diagramme enthalten. Zur Veranschaulichung und Diskussion werden hier nur einige herausgegriffen.

3.9.1 Stickstoffdioxid

Das folgende Diagramm (Abbildung 21) zeigt für Stickstoffdioxid die gemessene Immissionskonzentration $c\text{NO}_2$, die über Radon-Daten errechnete Grundkonzentration $cb\text{NO}_2$ sowie die Flussdichte $j\text{NO}_2$ als mittleren Tagesgang über den Beobachtungszeitraum.

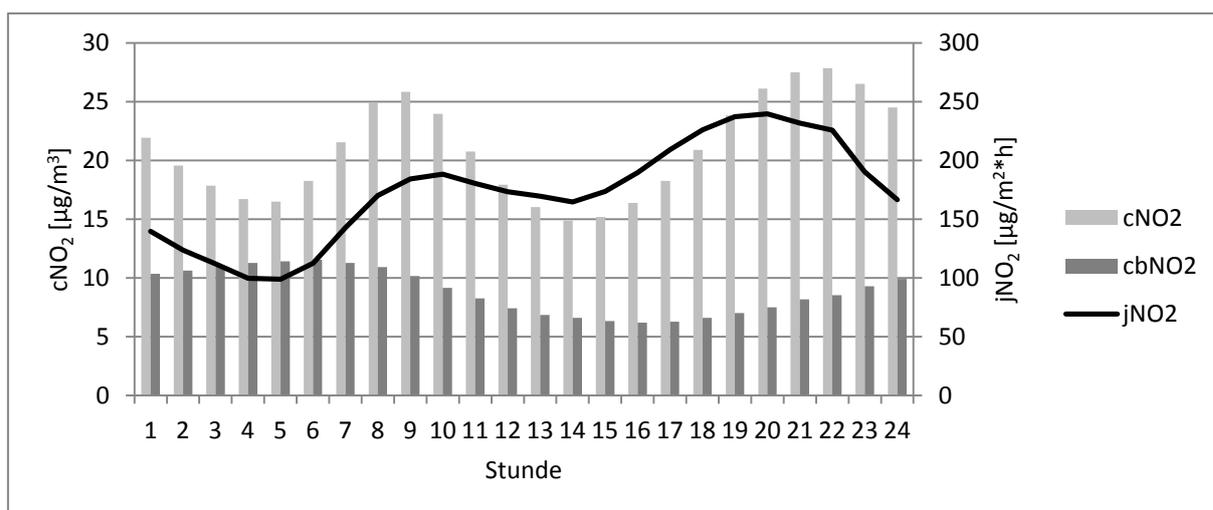


Abbildung 21: Mittlerer Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid

Deutlich zeichnen sich zwei Tagesspitzen der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration ab, die durch erhöhtes Verkehrsaufkommen am Morgen und in den Nachmittags- sowie Abendstunden verursacht werden. Aus Verkehrszählungen unweit des Messstandortes geht hervor, dass die Verkehrsbelastung während der Nachmittagsstunden im Mittel tatsächlich höher liegt als in den Morgenstunden, was das späte mittlere Tagesmaximum erklärt (LfULG, 2015a). Die Grundkonzentration gibt lediglich einen mittleren Tagesgang wieder, der ausschließlich meteorologisch bedingt ist, z. B. durch strahlungsinduzierte Konvektion oder nächtliche Inversion.

Der Verlauf der mittleren täglichen Flussdichte von Stickstoffdioxid zeigt, dass im Mittel in der fünften Stunde ein Minimum erreicht wird, die Grundbelastung. Danach nehmen die lokalen Emissionen allmählich wieder zu. Vormittags geht der Beitrag aus der lokalen Emission kaum zurück und steigt nachmittags bis zum späten Nachmittag weiter an. Während in den Vormittagsstunden die Zunahme der lokalen Emission durch meteorologisch bedingte Verdünnungsprozesse zu keiner Erhöhung der Immissionskonzentration führt, verursachen die weiter ansteigenden lokalen Emissionen in den Nachmittagsstunden einen Anstieg der gemessenen Immissionskonzentration. Ab diesem Zeitpunkt findet keine Verdünnung der Schadstoffe in Erdbodennähe mehr statt (Ende der Strahlungskonvektion, niedrige Turbulenz). Zudem bildet sich meist zu diesem Zeitpunkt aufgrund der sich allmählich abkühlenden Erdoberfläche eine Strahlungsinversion, die diesen Prozess weiter verstärkt. Die Diagramme der mittleren Monatsgänge finden sich in Anhang 9.

Gemessene Spurenstoff-Konzentration und aus Radon-Daten abgeleitete Grundkonzentration besitzen zum Zeitpunkt der minimalen Flussdichte denselben Wert. Im vorangegangenen Diagramm zum mittleren Tagesgang (Abbildung 21) ist dies nicht der Fall, da es sich um die Mittelung aller Werte handelt und das Minimum der Flussdichte jeden Tag zu einem anderen Zeitpunkt eintritt. Um diesen Sachverhalt zu verdeutlichen, wird im folgenden Diagramm (Abbildung 22) der Verlauf der gemessenen Immissionskonzentration, der abgeleiteten Grundkonzentration sowie der Flussdichte für mehrere aufeinanderfolgende Tage beispielhaft für den 1. bis 3. April 2011 dargestellt. Immer wenn die Flussdichte ihren täglichen Minimalwert erreicht, besitzen gemessene Konzentration und Grundkonzentration denselben Wert, am 1. April in der 2. Stunde, am 2. April in der 14. Stunde und am 3. April in der 18. Stunde.

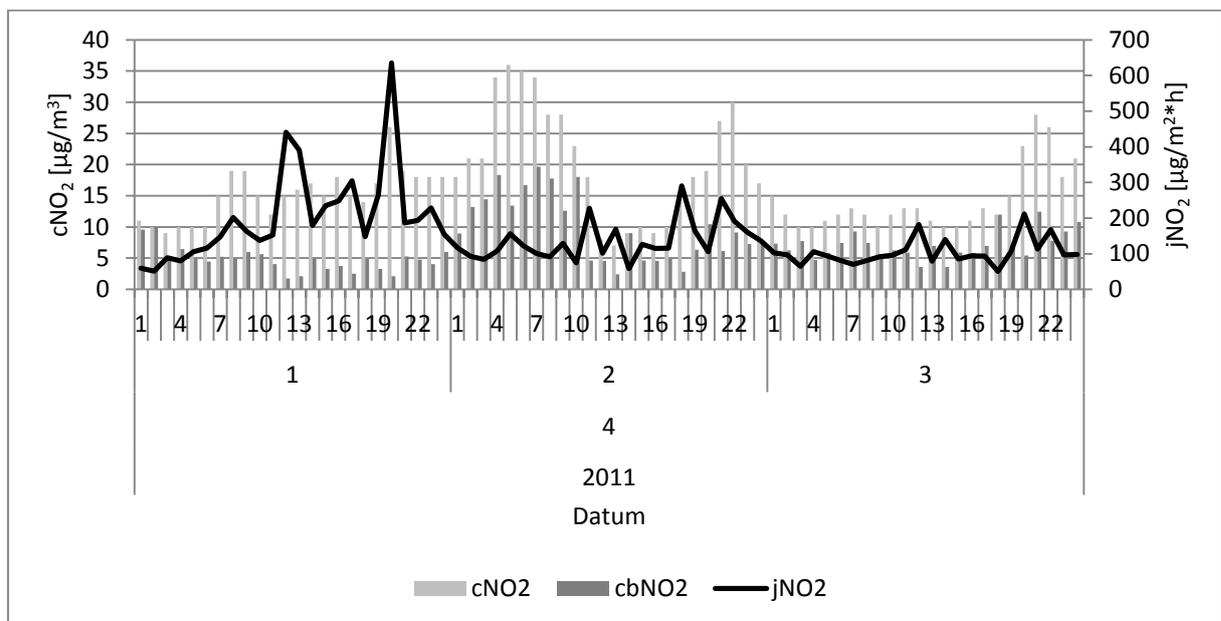


Abbildung 22: Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid an aufeinanderfolgenden Tagen vom 01.-03.04.2011

Zum Vergleich wurden die gemessenen Werte der ländlichen Hintergrundstationen (vgl. Kapitel 2.2.1) Collmberg (Entfernung: 60 km) und Schwartenberg (Entfernung: 45 km) herangezogen (vgl. Abbildung 6). Verglichen mit dem Mittelwert dieser Stationen zeigt sich für Jahresmittelwerte eine weitestgehende Übereinstimmung. Tabelle 32 stellt berechnete Grundkonzentrationen und gemessene Hintergrundkonzentrationen dar.

Zwischen berechneten Werten und den Werten des ländlichen Hintergrunds bestehen keine beträchtlichen Abweichungen von mehr als 25 %. Ursache bestehender Abweichungen ist die nur geringe tageszeitliche Schwankung der Radon-Konzentration aufgrund der geringen Sonneneinstrahlung in den Jahreszeiten Herbst und Winter (wenig strahlungsinduzierte Konvektion) sowie die hohe Messunsicherheit des Radon-Monitors insbesondere bei kleinen Konzentrationen. Es kann dann nicht eindeutig zugeordnet werden, zu welchem Zeitpunkt tatsächlich die minimale Flussdichte vorlag. Rechentechnisch wird dann aus vielen ähnlich großen Werten eines Tages der kleinste Wert ausgewählt, was dann immer zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Wertes führt.

Tabelle 32: Berechnete Grundkonzentration von Stickstoffdioxid im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds

Monat	cbNO ₂ [µg/m ³]	cNO ₂ Collmberg [µg/m ³]	cNO ₂ Schwartenberg [µg/m ³]	cNO ₂ ländlich [µg/m ³]	Abweichung [%]
Januar	11	14	12	13	-15,4
Februar	12	16	13	14	-14,3
März	11	12	11	11	0,0
April	9	8	7	8	12,5
Mai	7	7	7	7	0,0
Juni	6	6	5	5	20,0
Juli	6	6	4	5	20,0
August	6	6	5	6	0,0
September	8	8	7	7	14,3
Oktober	9	11	10	11	-18,2
November	11	16	13	14	-21,4
Dezember	13	13	13	13	0,0
Jahr	9	10	9	10	-10,0

Einzelfallstudien extreme Wetterlagen

Um die Funktion der Methode bei Extremwetterlagen zu untersuchen, wurden mehrtägige Abschnitte bei Hoch- oder Tiefdruckwetterlagen im Sommer und im Winter ausgewählt. Beispielhaft für die zu untersuchenden Luftschadstoffe werden hier die Tagesgänge aufeinanderfolgender Tage bei entsprechenden Wetterlagen für Stickstoffdioxid vorgestellt und diskutiert. Im Anhang 9 sind neben den Diagrammen für Stickstoffdioxid auch die Diagramme für Feinstaub PM10TEOM aufgeführt.

Als Beispiel für eine winterliche Hochdruckwetterlage („Kältehoch“) dient der Zeitabschnitt vom 07.-10.02.2012. Am 10. Februar wurde ein Luftdruck von 1.039 hPa gemessen, was das Maximum während der vierjährigen Beobachtungszeit darstellt. Abbildung 23 zeigt den Verlauf der Stundenmittelwerte von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration, berechneter Grundkonzentration und Flussdichte.

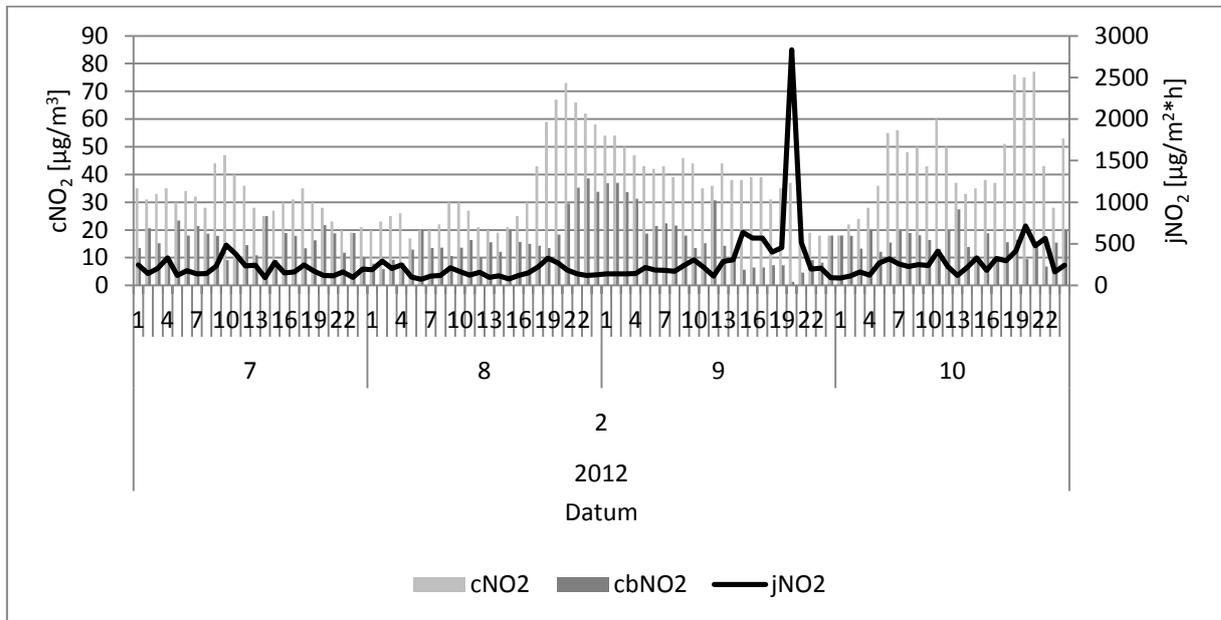


Abbildung 23: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der winterlichen Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012

Bereits am 29. Januar begann eine Dauerfrostperiode (bis 14. Februar), was ein Gefrieren der oberen Bodenschichten verursachte und damit die Radon-Exhalation verminderte. Ist der Oberboden gefroren kann Radon nur noch über größere Spalten und Risse im Erdreich sowie aus der Kanalisation, Kellern oder Baustoffen freigesetzt werden (vgl. Kapitel 1.4). Eine verminderte Radon-Exhalation und das damit verbundene Absinken der Radon-Konzentration führen aber dazu, dass die daraus errechneten Flussdichten von Stickstoffdioxid überschätzt werden (vgl. Kapitel 2.4.3). Da aber zur Berechnung der Grundkonzentration der Tagesmittelwert der Radon-Daten verwendet wird mit dem zuvor die stündlichen Flussdichten berechnet wurden, bedingt dies zunächst kein anderes Rechenergebnis. Allerdings ist aufgrund der hohen Messunsicherheit bei kleinen Radon-Konzentrationen dieser berechnete Wert mit einer hohen Unsicherheit behaftet (Zeitpunkt des Minimalflusses). Am 8. Und 9. Februar setzte Schneefall ein, was zu einer weiteren Dämpfung der Radon-Exhalation beitrug und damit insbesondere am 9. Februar berechnungsbedingt zu einer noch höheren Überschätzung der Stickstoffdioxid-Flussdichte führte.

Als Beispiel für eine sommerliche Hochdruckwetterlage wurde der Zeitabschnitt 5. – 7. Juli 2013 ausgewählt (Abbildung 24). Am 7. Juli wurde ein Luftdruck von 1.029 hPa gemessen,

was den höchsten ermittelten Wert in einem Sommermonat während des Beobachtungszeitraums darstellt. Aufgrund hoher Radon-Exhalationsraten zu dieser Jahreszeit und geringen Windgeschwindigkeiten (0,7 m/s), können sich hohe Radon-Konzentrationen (13 Bq/m^3) akkumulieren. In der Abbildung ist für jeden Tag das Erreichen der minimalen Flussdichte in den Morgenstunden zu erkennen, dem Zeitpunkt an dem die gemessene Konzentration und die berechnete Grundkonzentration denselben Wert erreichen. Aufgrund der hohen Radon-Konzentration im Zeitraum der minimalen Flussdichte ($29\text{-}36 \text{ Bq/m}^3$) ist eine nur geringe Messunsicherheit gegeben. Berechneter Zeitpunkt und berechnete Stickstoffdioxid-Flüsse besitzen eine nur geringe Unsicherheit. In den Nachmittagsstunden besitzen die ermittelten Flüsse aufgrund der verstärkten strahlungsinduzierten Konvektion und der dadurch verursachten geringen Radon-Konzentration eine hohe Unsicherheit.

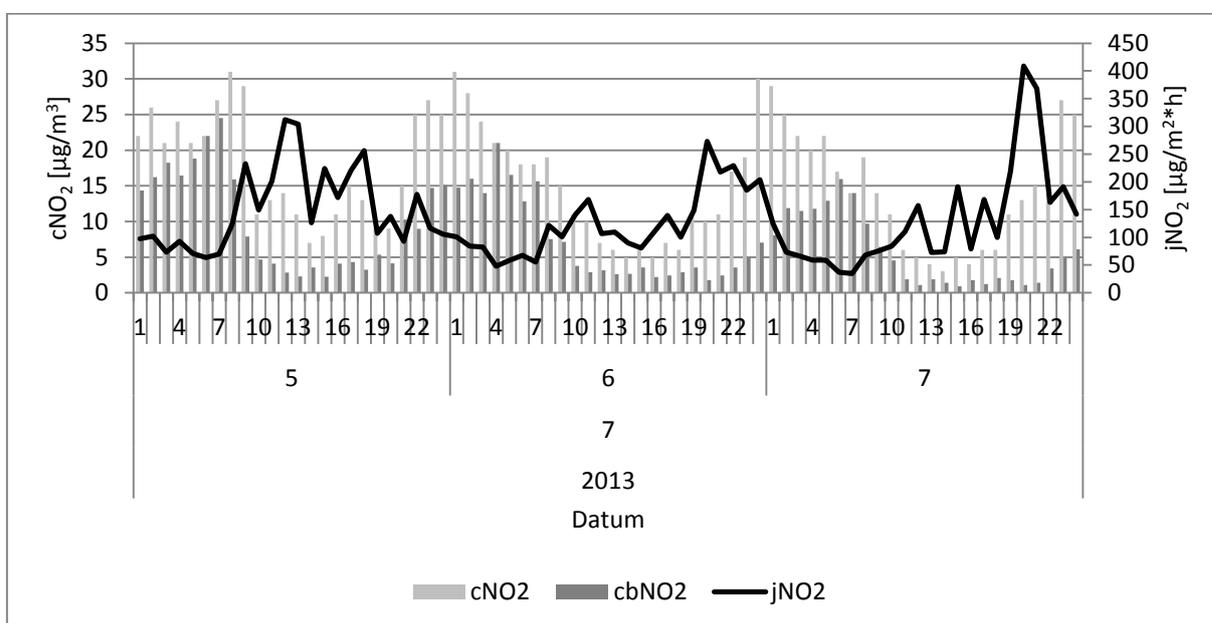


Abbildung 24: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der sommerlichen Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013

Abbildung 25 zeigt die Tagesgänge von drei aufeinanderfolgenden Tagen zum Zeitpunkt einer winterlichen Tiefdruckwetterlage (24.-26.12.2013). Zu dieser Zeit wurde ein Luftdruck um 1.000 hPa gemessen (998 hPa am 25. u. 26.12.2013). Meist gehen winterliche Tiefdruckwetterlagen mit hohen Windgeschwindigkeiten einher. So wurden während dieser Zeit an der Station Winkelmannstraße Windgeschwindigkeiten um 2 m/s gemessen (Gesamtmittel: 0,9 m/s). Dennoch führten die hohen Windgeschwindigkeiten in diesem Fall nicht zu niedrigen Radon-Konzentrationen, da aufgrund geringer Niederschläge im November und Dezember (Niederschlagssumme: 36 mm) eine relativ hohe Bodentrockenheit vorlag und damit gute Exhalationsbedingungen gegeben waren (vgl. Kapitel 1.4). Weiterhin verstärkte der tendenziell fallende Luftdruck die Exhalation aus dem Boden und unterirdischen Hohlräumen. So lag die mittlere Radon-Konzentration während dieser drei Tage bei 12 Bq/m^3 (Gesamtmittelwert

Dezember: $8,3 \text{ Bq/m}^3$). Für gewöhnlich wirken Niederschläge hoher Intensität dämpfend auf die Radon-Exhalation bzw. unterbrechen sie kurzzeitig, was zu einer Überschätzung der errechneten stündlichen Stickstoffdioxid-Flussdichte führt. Weiterhin liegen im Dezember aufgrund der Wassersättigung des Bodens meist niedrige Exhalationsraten vor (vgl. Kapitel 3.4).

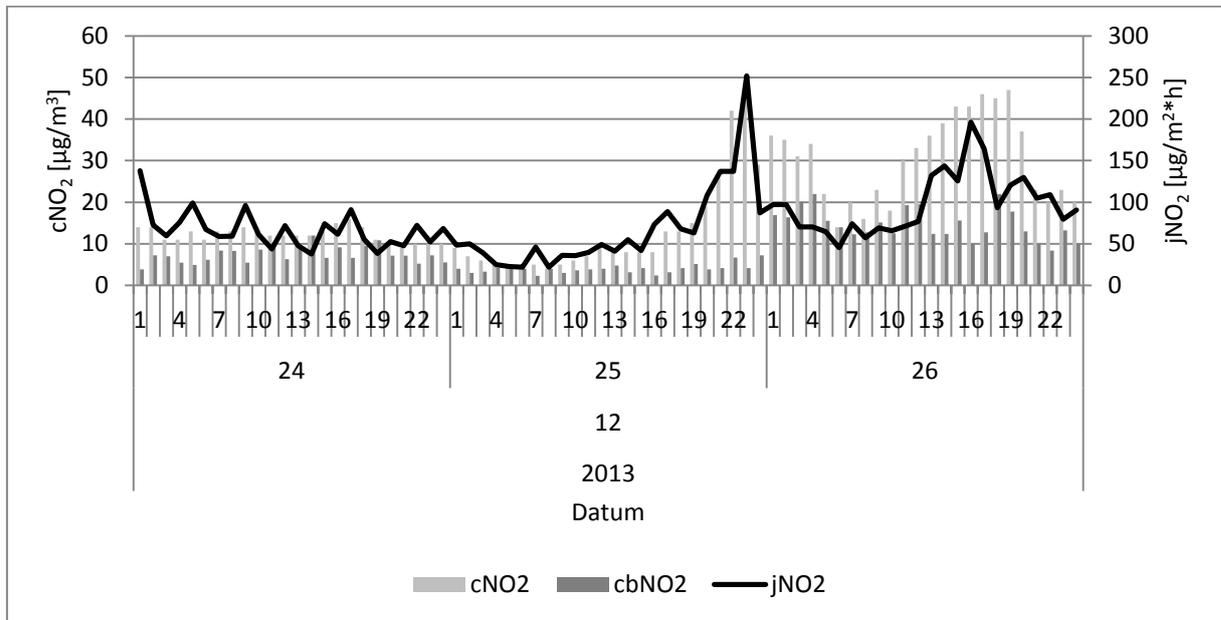


Abbildung 25: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der winterlichen Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013

Eine hohe Radon-Konzentration bedingt eine geringe Messunsicherheit. Allerdings bewirken die geringen tageszeitlichen Schwankungen der Radon-Konzentration aufgrund der kaum vorhandenen strahlungsinduzierten Konvektion nur geringe Abweichungen der damit errechneten stündlichen Flussdichten (s. 24.12.2013). Dies führt dazu, dass der Zeitpunkt der minimalen Flussdichte nicht eindeutig bestimmt werden kann und möglicherweise eine stündliche Flussdichte ausgewählt wird, die nicht der Flussdichte der Grundkonzentration entspricht. Die Grundkonzentration wird somit eher unterschätzt.

Abbildung 26 stellt einen Ausschnitt aus einer sommerlichen Tiefdruckwetterlage dar (20.-21.07.2011). Am 20. Juli 2011 wurde mit 1.002 hPa der niedrigste Luftdruck während eines Sommermonats in der Beobachtungszeit gemessen (21.07.2011: 1.005 hPa). Starke Niederschläge (Summe 20.-21.07.2011: 26 mm) und relativ niedrige Tageshöchsttemperaturen um $17 \text{ }^\circ\text{C}$ führten zu einer hohen Feuchte des Oberbodens und verursachten damit eine erhebliche Dämpfung der Radon-Exhalation. Somit sank die Radon-Konzentration (20.07.2011: 7 Bq/m^3 ; 21.07.2011: 5 Bq/m^3 ; Gesamtmittel Juli: 10 Bq/m^3), was eine hohe Messunsicherheit bedingt. Weiterhin verursacht die verminderte Radon-Exhalation, dass unplausibel hohe Wer-

te der stündlichen Flussdichte errechnet werden, was besonders deutlich am 21.07.2011 in Erscheinung tritt.

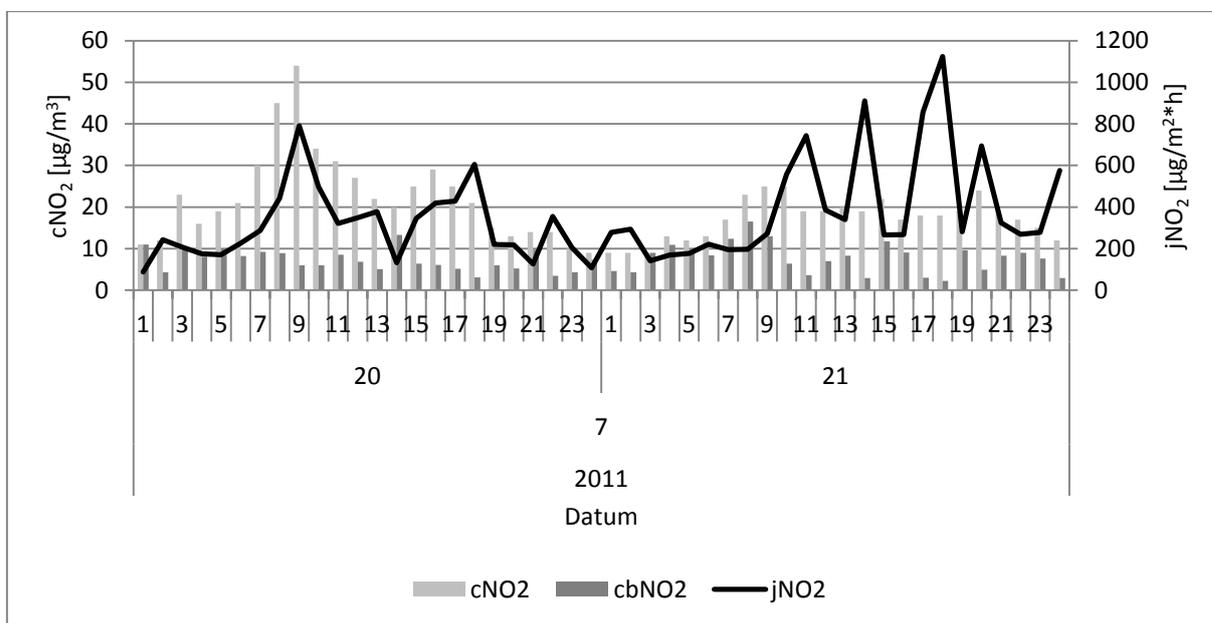


Abbildung 26: Gemessene Konzentration, berechnete Grundkonzentration und Flussdichte von Stickstoffdioxid bei der sommerlichen Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011

Am Beispiel von Stickstoffdioxid konnte gezeigt werden, dass aus Daten des städtischen Hintergrunds Informationen zur Grundkonzentration bzw. zum Grundfluss eines Spurenstoffs abgeleitet werden können. Im Rahmen der Luftqualitätsüberwachung stehen für Stickstoffdioxid im Allgemeinen Daten zur Grundlast zur Verfügung (ländlicher Hintergrund). Die diskutierte Methode kann aber gerade dann zweckmäßig sein, wenn für bestimmte Spurenstoffe kein Messnetz (Logistik, Kosten) betrieben werden kann und damit keine Daten zur Hintergrundkonzentration vorhanden sind.

3.9.2 Feinstaub PM10TEOM

Mit der vorliegenden Arbeit wurden Daten der Luftgütemessstation Winkelmannstraße für PM10 und PM2.5 ausgewertet. Für PM10 erfolgten die Messungen nach zwei Verfahren, wobei das TEOM-Verfahren Stundenmittelwerte liefert und das HVS-Verfahren lediglich Tagesmittelwerte. PM2.5 wurde nur mit dem HVS-Verfahren gemessen (vgl. Kapitel 2.3.4). Die Ermittlung der täglichen Flussdichte-Minima, wie zuvor für Stickstoffdioxid beschrieben, lieferten für PM10TEOM keine plausiblen Rechenergebnisse, wie Tabelle 33 für errechnete Monatsmittel der Grundkonzentration im Vergleich mit dem ländlichen Hintergrund zeigt.

Die geringe tägliche Schwankung der PM10-Konzentration von durchschnittlich $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und die Messunsicherheit der PM10TEOM- und Radon-Messung, machen es kaum möglich, den

Zeitpunkt der minimalen Flussdichte zu ermitteln. Die Rechenergebnisse unterschätzen damit immer den tatsächlichen Wert. Deshalb wurde das mittlere Tagesminima der Flussdichte für den entsprechenden Monat als Eingangsgröße zur Berechnung der monatlichen Grundkonzentration verwendet. Die so erzeugten Werte entsprechen eher den Monatsmitteln der ländlichen Hintergrundstationen, wie Tabelle 34 zeigt. Die Berechnung der Grundkonzentration von Einzeltagen erfolgt dann durch Addition eines monatlichen Korrektursummanden K_S , der sich aus der Differenz von mittlerer monatlicher Grundkonzentration und der Konzentration der mittleren minimalen monatlichen Flussdichte ergibt (vgl. Tabelle 35). Für den Monat November und insbesondere für Dezember ist allerdings die Abweichung zzgl. Korrektursummand größer, sodass für diese Monate eine Berechnung ohne Korrektursummand zu empfehlen ist. Jahresmittelwerte werden mit Korrektursummand aber immer zufriedenstellend abgebildet (vgl. Tabelle 36).

Tabelle 33: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds

Monat	cbPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Collmberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Schwartenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM ländlich [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Abweichung [%]
Januar	12	20	15	18	-33,3
Februar	15	26	19	23	-34,8
März	14	30	24	27	-48,1
April	9	21	18	20	-55,0
Mai	6	13	13	13	-53,8
Juni	5	11	11	11	-54,5
Juli	5	12	12	12	-58,3
August	6	12	12	12	-50,0
September	7	13	12	13	-46,2
Oktober	9	16	13	15	-40,0
November	12	20	13	17	-29,4
Dezember	8	12	11	11	-27,3
Jahr	9	17	14	16	-43,8

Tabelle 34: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM mit mittleren monatlichen Minimalflussdichten im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrundes

Monat	cbPM10TEOM aus mittlerer Minimalflussdichte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Collmberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Schwartenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM ländlich [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Abweichung [%]
Januar	20	20	15	18	11,1
Februar	27	26	19	23	17,4
März	30	30	24	27	11,1
April	18	21	18	20	-10,0
Mai	12	13	13	13	-7,7
Juni	9	11	11	11	-18,2
Juli	9	12	12	12	-25,0
August	9	12	12	12	-25,0
September	12	13	12	13	-7,7
Oktober	15	16	13	15	0,0
November	22	20	13	17	29,4
Dezember	18	12	10	11	63,6
Jahr	17	17	15	16	6,3

Tabelle 35: Monatlicher Korrektursummand K_S von PM10TEOM zur Addition auf berechnete Tagesmittelwerte der Grundkonzentration

Monat	cbPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10TEOM aus mittlerer Minimalflussdichte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	K_S
Januar	12	20	8
Februar	15	27	12
März	14	30	16
April	9	18	9
Mai	6	12	6
Juni	5	9	4
Juli	5	9	4
August	6	9	3
September	7	12	5
Oktober	9	15	6
November	12	22	10
Dezember	8	18	10
Jahr	9	17	8

Tabelle 36: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM mit Korrektursummand für Einzeljahre im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds

Jahr	cbPM10TEOM aus mittlerer Minimalflussdichte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Collmberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Schwartenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM ländlich [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Abweichung [%]
2011	17	19	15	17	0,0
2012	16	16	14	15	6,7
2013	17	16	14	15	13,3
2014	16	18	15	17	-5,9
Gesamt	17	17	15	16	6,3

Zur Feinstaub-Messung im ländlichen Hintergrund ist weiter zu beachten, dass aufgewirbelte Partikel aus der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung im Bereich der ländlichen Hintergrundstationen einen beträchtlichen Anteil bilden können (LfULG, 2011). Bis zum Eintreffen einer betreffenden Luftmasse im Ballungsraum wurde durch Sedimentation und Adhäsion nur ein bestimmter Anteil reduziert, was die Abweichungen im Frühjahr und Sommer erklärt. Die Ursache für die Abweichungen in der Zeit von November bis Februar ist in der höheren Dichte von Kleinfeuerungsanlagen (insbesondere Holzheizungen) im Stadtgebiet zu suchen (LfULG, 2010). Dies widerspricht allerdings der zuvor getroffenen Grundannahme, dass zu einem bestimmten Zeitpunkt des Tages alle lokalen Zusatzemissionen verdünnt worden sind, um dann aus der Minimalflussdichte eine Grundkonzentration abzuleiten. Da aber die Kleinfeuerungsanlagen als eine nicht zu vernachlässigende Feinstaubquelle zu einer bestimmten Zeit des Jahres teilweise ganztägig in Betrieb sind, zeigt sich hier eine Grenze der diskutierten Methode.

Wird die Grundkonzentration über die mittleren Minima der Einzelmonate berechnet, beträgt die Abweichung im Mittel $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber der Berechnung über die täglichen Minima. Das folgende Diagramm (Abbildung 27) stellt den mittleren Tagesgang für PM10TEOM dar, wobei sich der errechnete Tagesgang der Grundkonzentration aus den berechneten täglichen Minima sowie der Addition der mittleren Abweichung von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zusammensetzt. Die Diagramme der mittleren Tagesgänge der Monate finden sich in Anhang 9. Weiterhin sind dort die Diagramme zu den Extremwetterlagen angegeben.

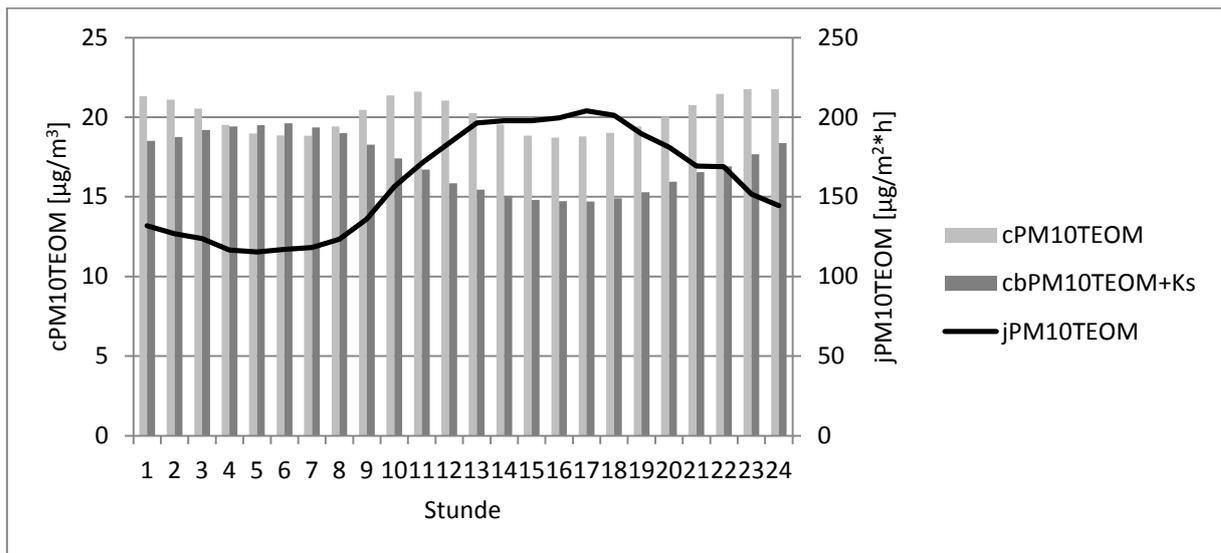


Abbildung 27: Mittlerer Tagesgang gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand und Flussdichte von PM10TEOM

3.9.3 Feinstaub PM10HVS und PM2.5HVS

Die Feinstaub-Messung mittels HVS-Verfahren liefert als kleinste Datenauflösung lediglich Tagesmittelwerte. Somit kann die Grundkonzentration nicht über die täglichen Minima der Flussdichte berechnet werden, da dafür Stundenmittelwerte erforderlich sind. Es können aber aus der Grundkonzentration, die aus den PM10TEOM-Stundenmitteln abgeleitet wurde (zzgl. Korrektursummand), Tagesmittel der Grundkonzentration berechnet werden und daraus über Umrechnungsfaktoren Tagesmittel der Grundkonzentration von PM10HVS und PM2.5HVS. Weiterhin können so Monats- oder Jahresmittel errechnet werden. Idealerweise besitzen die Werte für PM10TEOM und PM10HVS denselben Betrag, da derselbe Luftschadstoff gemessen wird. Da aber in der Praxis die beiden Messverfahren unterschiedlich auf meteorologische Einflüsse, z. B. die Luftfeuchtigkeit, reagieren und eine unterschiedliche Genauigkeit aufweisen, ist eine Umrechnung hier mitunter sinnvoll (vgl. Kapitel 2.3.4). Tabelle 37 zeigt für Gesamtmonatsmittel die berechnete monatliche Grundkonzentration mit Korrektursummand für PM10TEOM sowie die davon über Umrechnungsfaktoren abgeleiteten Grundkonzentration für PM10HVS und PM2.5HVS. Im Anhang 9 in Tabelle 62 sind die Umrechnungsfaktoren der Gesamtmonatsmittel angegeben.

Tabelle 37: Berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration von PM10TEOM mit Korrektursummand und berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration von PM10HVS und PM2.5HVS

Monat	cbPM10TEOM+K _s [µg/m ³]	cPM10HVS [µg/m ³]	cbPM10HVS [µg/m ³]	cPM2.5HVS [µg/m ³]	cbPM2.5HVS [µg/m ³]
Januar	20	25	20	23	19
Februar	27	32	26	27	22
März	30	32	31	27	26
April	18	23	20	18	15
Mai	12	15	12	11	9
Juni	9	13	9	8	6
Juli	9	14	9	9	6
August	9	14	9	9	6
September	12	16	13	11	9
Oktober	15	20	17	15	13
November	22	28	24	23	20
Dezember	18	17	17	14	14
Jahr	17	21	18	16	14

3.10 Entkopplung von Austauschbedingungen und Emission

Die Höhe einer gemessenen Spurenstoff-Konzentration wird sowohl durch die Emission als auch durch die Austauschverhältnisse bestimmt. Im Weiteren soll beispielhaft anhand von Berechnungsergebnissen dargestellt werden, wie eine Entkopplung von Austauschbedingungen und Emissionen durchgeführt werden kann (vgl. Kapitel 2.4.4).

Das folgende Diagramm (Abbildung 28) zeigt, welche Immissionskonzentration sich im täglichen Mittel einstellen würde, wenn sie ausschließlich von der Emission (Spurenstoff-Fluss) abhängig wäre. Radon-Daten dienen dabei als Surrogat der Austauschbedingungen. Für Stickstoffdioxid sind der mittlere Tagesgang der gemessenen Konzentration, die Flussdichte sowie die berechnete Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen angegeben.

Die Emissionen (Flussdichte) sind ungleichmäßig über den Tag verteilt. Wie Abbildung 28 veranschaulicht, würde aufgrund des hohen Emissionsniveaus die Immissionskonzentration in der zweiten Tageshälfte im Mittel bis zu 65 % höher als gemessen liegen, wenn nicht zusätzlich zum Horizontalwind durch strahlungsinduzierte Vertikalbewegungen in der bodennahen Luft Verdünnung und Austausch zunehmen würden. Weiterhin zeigt sich der Effekt der Erhöhung der gemessenen Immissionskonzentration während der nächtlichen Stagnationsphase, obwohl zu dieser Zeit niedrige bzw. die niedrigsten Emissionen (geringe Flussdichte) vorliegen. Weiter lässt dies die Schlussfolgerung zu, dass Witterungsphasen geringer Sonneneinstrahlung z. B. in Herbst und Winter verbunden mit geringer Windgeschwindigkeit zu einem deutlichen Anstieg der Immissionskonzentration führen, auch bei durchschnittlichem Emissionsniveau. In so einem Fall könnte dann von einem maßgeblichen „Beitrag der Meteorologie“ zur hohen Immissionskonzentration gesprochen werden.

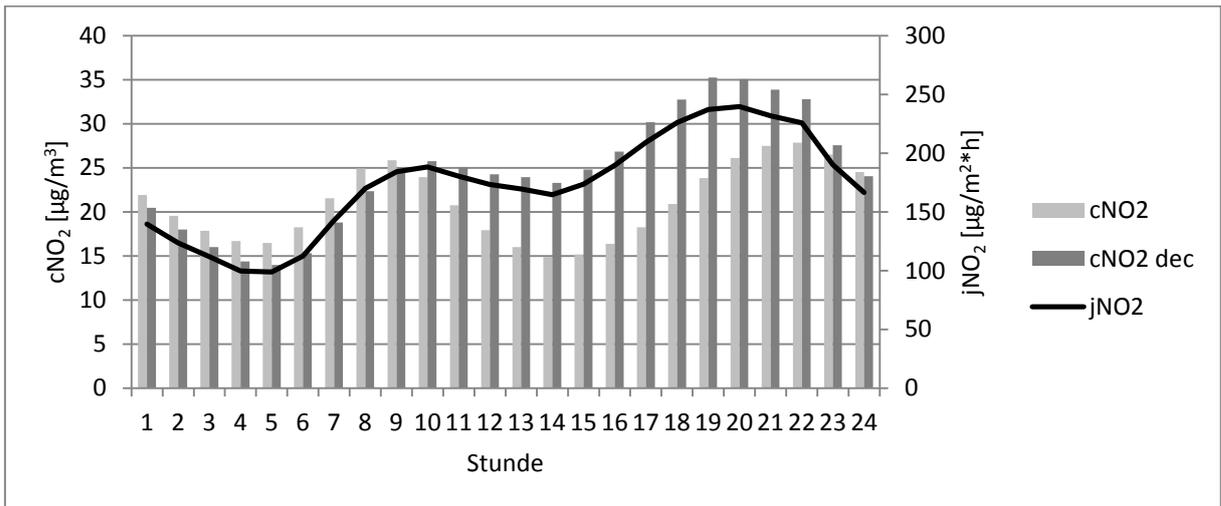


Abbildung 28: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von Flussdichte, gemessener Konzentration und berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen

Die Differenz aus minimaler Flussdichte und stündlicher Flussdichte bilden den lokalen Zusatzfluss bzw. die Differenz aus gemessener Konzentration und berechneter Grundkonzentration die lokale Zusatzkonzentration (vgl. Kapitel 2.4.4). Das folgende Diagramm (Abbildung 29) stellt für das Beispiel Stickstoffdioxid die mittleren Tagesgänge der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration, der berechneten Grundkonzentration und der berechneten lokalen Zusatzkonzentration dar. Die Summe von Grundkonzentration und lokaler Zusatzkonzentration ergibt dabei die gemessene Immissionskonzentration.

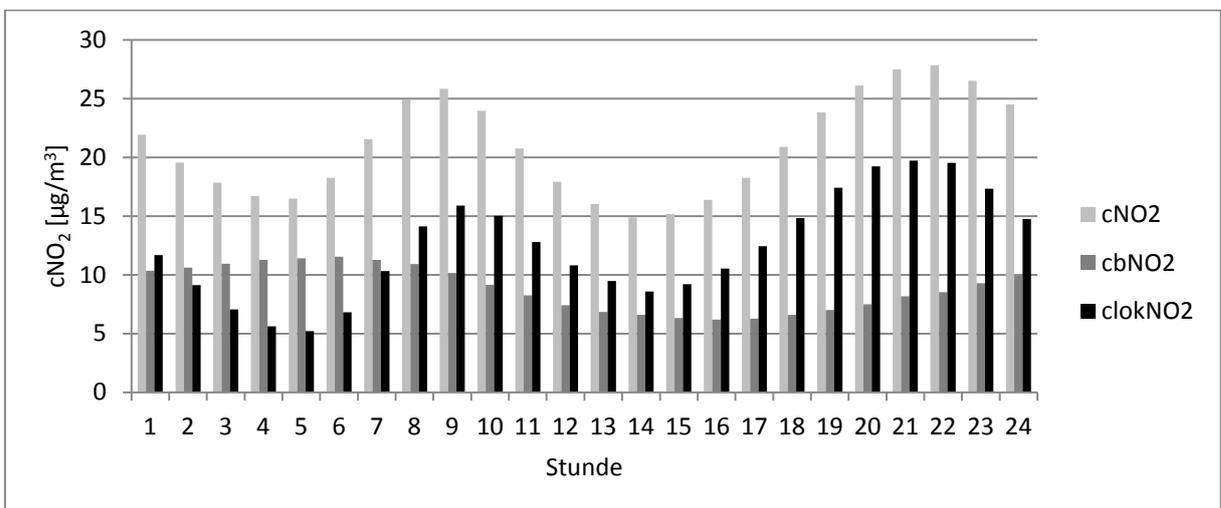


Abbildung 29: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Grundkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration

Zu dem Zeitpunkt eines Tages, an dem die Flussdichte ihr Minimum erreicht, besitzen gemessene Konzentration und errechnete Grundkonzentration denselben Wert. Eine lokale Zusatzkonzentration existiert zu diesem Zeitpunkt per Definition nicht. Um dies zu veranschaulichen, sind im folgenden Diagramm (Abbildung 30) der Tagesgang von zwei aufeinanderfolgenden Tagen angegeben. Im Anhang 10 sind der mittlere Jahresgang sowie die mittleren Monatsgänge und die Funktion der Methode bei Extremwetterlagen aufgeführt.

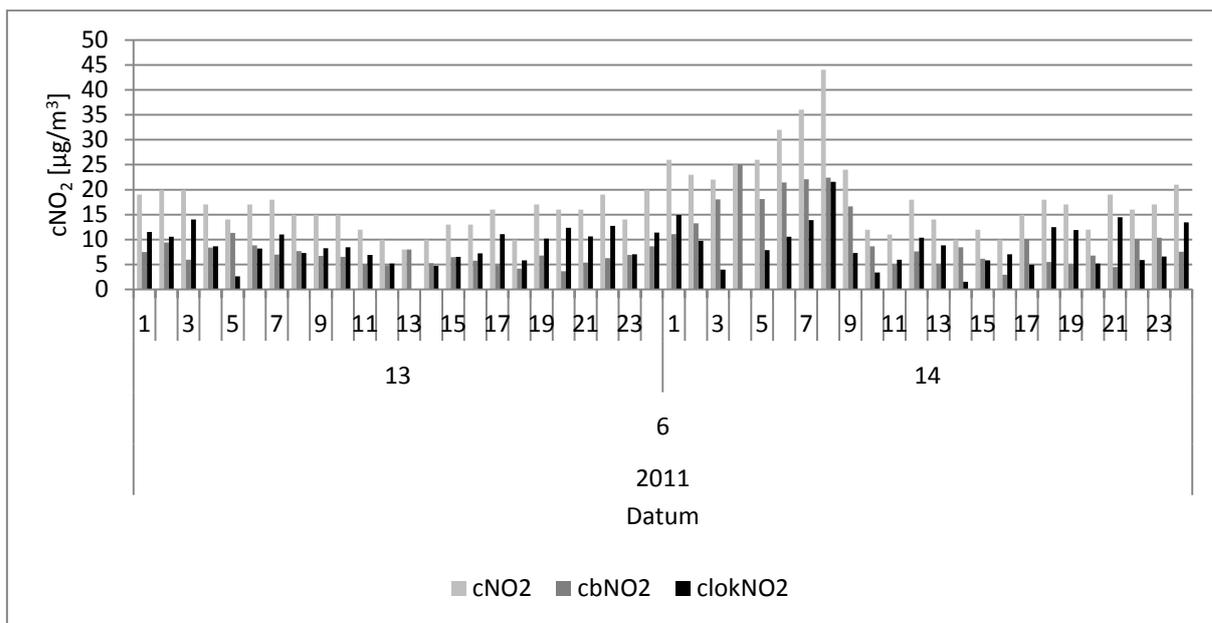


Abbildung 30: Gemessene Stickstoffdioxid-Konzentration, berechnete Grund- und lokale Zusatzkonzentration an aufeinanderfolgenden Tagen vom 13.-14.06.2011

Für Feinstaub kann ebenfalls eine Entkopplung von Austauschbedingungen und Emission durchgeführt werden. In Anhang 10 finden sich die entsprechenden Diagramme (mittlerer Jahresgang, mittlere Monatsgänge, Extremwetterlagen). Die Berechnung der lokalen Zusatzkonzentration, wie zuvor für Stickstoffdioxid gezeigt, ist für Feinstaub allerdings nicht zielführend. Aufgrund der geringen tageszeitlichen Schwankungen der Feinstaub-Konzentration und der hohen Messunsicherheit von PM10TEOM- und Radon-Monitor liefert die Berechnung der lokalen Zusatzkonzentration aus der Differenz von gemessener Konzentration und berechneter Grundkonzentration zzgl. Korrektursummand für Stundenmittelwerte keine annehmbaren Ergebnisse (vgl. Kapitel 2.3.2, 2.3.4 u. 3.9.2). Hierbei ist erst eine Berechnung von Tagesmittelwerten zweckmäßig. Beispielhaft sind im Folgenden vier Tage einer winterlichen Hochdruckwetterlage angegeben (vgl. Abbildung 31). Hierbei entsprechen die Werte der entkoppelten Feinstaub-Konzentration jeweils den mittleren Austauschbedingungen eines jeden Tages. Da die Emissionen aber zum großen Teil zu der Tageszeit stattfinden, wo eher günstige Austauschbedingungen vorliegen (Vormittag bis Nachmittag), liegt der gemessene Tagesmittelwert niedriger als der Wert der entkoppelten Konzentration. Weitere Diagramme zu Extremwetterlagen sind in Anhang 10 aufgeführt.

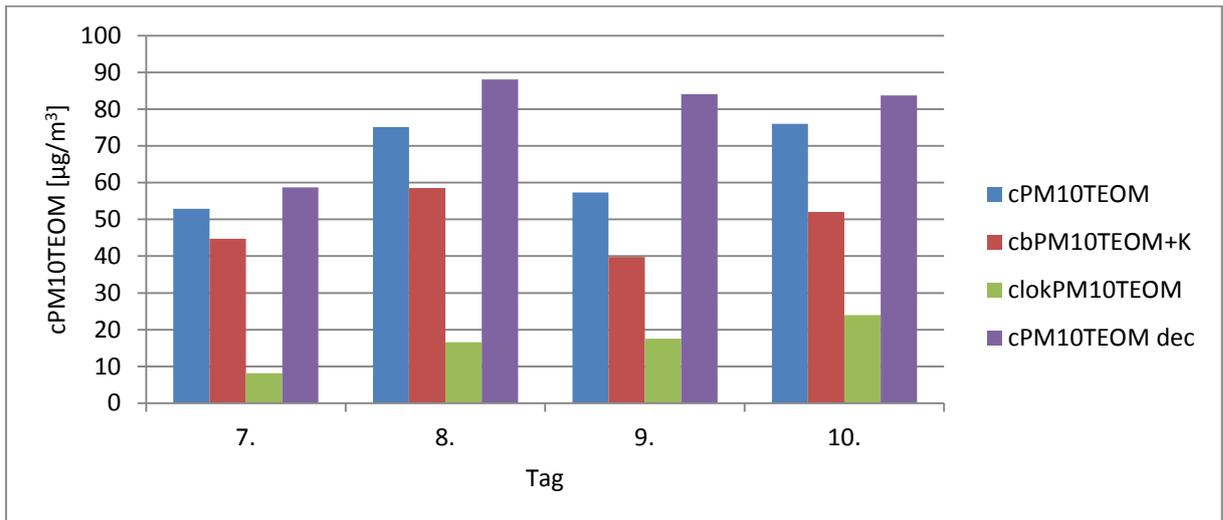


Abbildung 31: Konzentration, berechnete Grund- und lokale Zusatzkonzentration sowie berechnete entkoppelte Konzentration von PM10TEOM an aufeinanderfolgenden Tagen während einer winterlichen Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012

3.11 Bestimmung der Anteile von Austauschbedingungen und lokaler Emission bei Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes

Im vorangegangenen Kapitel wurden Berechnungsergebnisse zur Entkopplung von Verdünnungsverhältnissen und Emissionen diskutiert (vgl. Kapitel 3.10). Jetzt soll der Sonderfall dieser Problematik dargestellt werden, die Bestimmung der Anteile von Austauschbedingungen und lokaler Emission bei Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes (vgl. Kapitel 2.4.6). Beispielhaft sollen im Weiteren die Berechnungsergebnisse für Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10HVS diskutiert werden, die beiden Schadstoffe, deren Grenzwerte verbreitet noch nicht eingehalten werden, so auch im betrachteten Ballungsraum Dresden zum Zeitpunkt der Beobachtung. Es werden die Grenzwertüberschreitungen des Jahresmittelwertes von Stickstoffdioxid von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und des Tagesgrenzwertes von PM10, Tagesmittel von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mehr als 35 Tagen im Jahr, an der verkehrsnahen Messstation Bergstraße diskutiert. Hierbei fließen die Daten der 1,2 km entfernt liegenden Station Winckelmannstraße ein, wo die Radon-Messung stattfand.

Überschreitung des Stickstoffdioxid-Jahresgrenzwertes

Der Jahresgrenzwert für NO_2 wurde an der verkehrsnahen Messstation Bergstraße während der Beobachtungszeit in den Jahren 2011, 2012, 2013 und 2014 überschritten. Zur Abschätzung des Anteils der Meteorologie und der lokalen Emission an den Überschreitungen wurden die gemessenen Jahresmittelwerte dieser Station und die Radon-Daten, die an der 1,2 km entfernt liegenden Station Winckelmannstraße gewonnen wurden, verwendet. Radon wird auch hier als Tracer der Austauschbedingungen verwendet.

Im ersten Schritt wurde die Differenz zwischen gemessener Immissionskonzentration und berechneter Grundkonzentration gebildet, um den lokalen Anteil der Immissionskonzentration zu erhalten (vgl. Kapitel 2.4.4 u. 2.4.5). Daraus konnte dann im zweiten Schritt über die Radon-Tracer-Methode eine Flussdichte abgeleitet werden. Dann wurde berechnet, wie sich diese Flussdichte zu einer Immissionskonzentration bei mittleren meteorologischen Bedingungen (Austauschverhältnisse) verteilen würde. Eine Differenzbildung aus Gesamtflussdichte und Grundflussdichte (minimale Flussdichte) zur Errechnung der Lokalflussdichte ist ebenfalls möglich. Wenn möglich, können für die Ermittlung der Grundkonzentration auch Daten des ländlichen Hintergrunds genutzt werden.

Aufgrund der meteorologischen Verhältnisse wird der ermittelte Lokalbeitrag der Immissionskonzentration gut oder ungünstig verdünnt. Tabelle 38 zeigt die Rechenergebnisse. Es wird angegeben: gemessene Stickstoffdioxid-Konzentration, berechnete Grundkonzentration, Lokalanteil und wie sich der Lokalanteil bei mittleren meteorologischen Bedingungen einstellen würde. Zur Verbesserung der Anschaulichkeit werden die Ergebnisse auch grafisch aufbereitet in einem Diagramm (Abbildung 32) dargestellt. Die Grundkonzentration muss hierbei nicht zwingend berechnet werden. Ebenso können auch Werte der ländlichen Hintergrundstationen Verwendung finden bzw. neben der berechneten Grundkonzentration als eine weitere Information dienen.

Tabelle 38: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration, der berechneten Grund- und lokalen Zusatzkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen*

Jahr	cNO ₂ [µg/m ³]	cbNO ₂ [µg/m ³]	clokalNO ₂ [µg/m ³]	clokNO ₂ Aconst [µg/m ³]
2011	49,9	10,8	39,0	38,6
2012	48,1	8,5	39,5	40,3
2013	47,0	8,0	39,0	40,7
2014	53,1	7,6	45,6	43,3

*Abweichungen rundungsbedingt

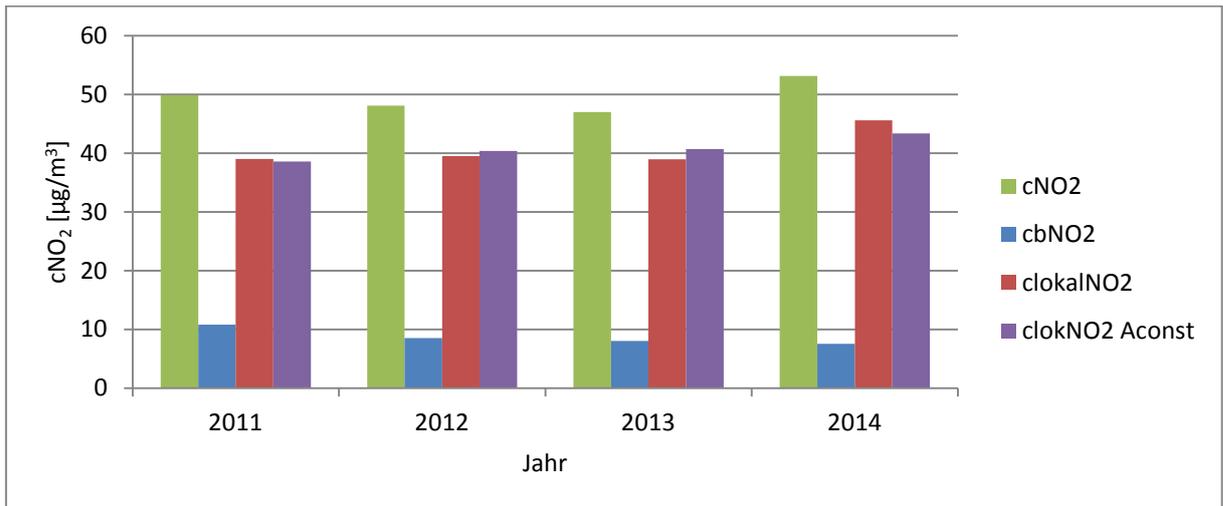


Abbildung 32: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration, der berechneten Grund- und lokalen Zusatzkonzentration sowie der lokalen Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen

Der Jahresgrenzwert für NO₂ wurde im Jahr 2014 um rund 13 µg/m³ überschritten. Von dieser Überschreitung entfallen rund 2 µg/m³ auf ungünstige Austauschbedingungen (17 % der Überschreitung). Der Rest der Überschreitung wurde durch erhöhte lokale Emissionen verursacht. Einen weiteren Hinweis auf gestiegene Emissionen liefern die leicht gestiegenen Verkehrszahlen. So passierten im Jahr 2014 pro Tag rund 130 PKW mehr die Messstation Bergstraße als ein Jahr zuvor. Dies erklärt aber noch nicht abschließend die erhöhte Immissionskonzentration. Hinzu kommen Beiträge aus veränderter Fahrweise, veränderter Technik der Fahrzeuge, dem Ozonhaushalt sowie von Bauarbeiten in unmittelbarer Nähe (LfULG, 2015a, 2015b). Aus dem Diagramm (Abbildung 32) ergibt sich zudem, dass von den vier dargestellten Jahren der höchste Jahresmittelwert im Jahr 2014 gemessen wurde, obwohl die Grundkonzentration von Stickstoffdioxid einen rückläufigen Trend aufweist, was sich auch im ländlichen Hintergrund zeigt und im Jahr 2014 einen Tiefststand erreichte (Tabelle 39). Demzufolge ist auch der Lokalanteil in diesem Jahr am größten. Zudem zeigt sich, dass selbst bei mittleren Austauschverhältnissen der Jahresgrenzwert nie eingehalten wird. In den Jahren 2013 und 2014 wäre der Grenzwert sogar ohne Grundbelastung überschritten worden (klokNO₂ Aconst: 41-43 µg/m³).

Der Vergleich mit den Pasquill-Stabilitätsklassen (Tabelle 40) stützt die Ergebnisse aus der Berechnung mit Radon-Daten (vgl. Kapitel 2.4.1 u. 3.7). Hierbei ist aber zu beachten, dass atmosphärische Stabilität und Emission unabhängig von einander vorliegen, dass also zum Zeitpunkt hoher Emission sowohl günstige als auch ungünstige Verdünnungsverhältnisse vorliegen können. In folgender Tabelle wird jeweils die Anzahl der Stabilitätsklassen im Beobachtungszeitraum angegeben. Für 2011 lagen keine Daten der Sonneneinstrahlung vor, sodass nur Werte für Nachtstunden (D – F) errechnet werden konnten (Tag: A – D).

Tabelle 39: Jahresmittelwerte der gemessenen Stickstoffdioxid-Konzentration an den Stationen Collmberg und Schwartenberg, Mittelwert des ländlichen Hintergrunds und berechnete Grundkonzentration

Jahr	cNO ₂ Collmberg [µg/m ³]	cNO ₂ Schwartenberg [µg/m ³]	cNO ₂ ländlich [µg/m ³]	cbNO ₂ [µg/m ³]
2011	12	11	11	11
2012	10	7	9	9
2013	9	8	9	8
2014	9	8	8	8

Tabelle 40: Anzahl der Stunden nach Stabilitätsklassen im Beobachtungszeitraum

Jahr	A	B	C	D	E	F	E+F
2011	0	0	0	2995	1668	738	2406
2012	84	425	1198	4608	1729	737	2466
2013	76	527	1315	4221	2058	516	2574
2014	111	560	1269	4250	1986	545	2531

Die Jahre 2013 und 2014 zeigen einen hohen Anteil stabiler Schichtung und einen mäßigen Anteil neutraler Schichtung. Der Anteil labiler und extrem labiler Schichtung ist im Jahr 2014 aufgrund häufiger strahlungsintensiver und windschwacher Witterung vergleichsweise hoch. Diese Bedingungen begünstigen die Bildung von Ozon und damit die Oxidation von Stickstoffmonoxid zu Stickstoffdioxid auch an verkehrsnahen Standorten wie der Bergstraße.

Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes

Die Einhaltung des PM10-Tagesgrenzwertes stellt derzeit in einigen Städten der Bundesrepublik Deutschland immer noch ein Problem dar. Exemplarisch wird hier die Analyse der 36 Überschreitungstage im Jahr 2014 an der Station Bergstraße sowie die Analyse von zwei Feinstaubepisoden dargestellt. Aus der am verkehrsnahen Standort Bergstraße gemessenen PM10HVS-Konzentration sowie der an der Winckelmannstraße ermittelten Radon- und PM10TEOM-Konzentration wurden die entsprechenden Berechnungsgrößen abgeleitet.

Durch Abzug der Grundkonzentration von der an der verkehrsnahen Station Bergstraße gemessenen Immissionskonzentration ergibt sich der Lokalanteil. Für jeden Überschreitungstag wurden daraus die PM10-Flussdichten des Lokalanteils berechnet. Bei der Berechnung der Grundkonzentration aus den PM10TEOM-Daten der Winckelmannstraße musste aber beachtet werden, dass die errechneten Konzentrationswerte die realen Werte immer unterschätzen, was durch Addition des betreffenden monatlichen Korrektursummanden kompensiert wurde (vgl. Kapitel 3.9.2, Anhang 9). Weiterhin mussten die an der Station Winckelmannstraße im TEOM-Verfahren ermittelten Werte in HVS-Werte umgerechnet werden (vgl. Kapitel 3.9.3).

Tabelle 41 stellt beispielhaft einen Auszug von acht Werten aus der Ergebnistabelle der 36 Überschreitungstage im Jahr 2014 dar. Hierbei werden angegeben: gemessene Feinstaub-

Konzentration, berechnete Grundkonzentration, lokale Zusatzkonzentration, lokale Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen sowie die Summe aus berechneter Grundkonzentration und lokaler Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen. In Tabelle 66 im Anhang 11 findet sich die vollständige Ergebnistabelle zzgl. Zwischenergebnisse. Wenn vorhanden, können bei der Berechnung der Grundkonzentration auch Daten des ländlichen Hintergrunds als zusätzliche Informationsquelle (Vergleich, Mittelwertbildung) verwendet werden. Hierzu ist aber zu beachten, dass die ländlichen Hintergrundstationen eine größere Entfernung zum Ballungsraum und auch zueinander aufweisen und die dort ermittelten Daten sich auf Tagesbasis stark voneinander unterscheiden können. Die Verwendung dieser Daten bedeutet also nicht zwingend einen Genauigkeitserfolg.

Tabelle 41: Auszug der Ergebnistabelle der 36 Überschreitungstage im Jahr 2014 für die Luftgütemessstation Bergstraße*

Datum	cPM10HVS [µg/m ³]	cbPM10HVS [µg/m ³]	clockPM10HVS [µg/m ³]	clockPM10HVS Aconst [µg/m ³]	cbPM10HVS+ clockPM10HVS Aconst [µg/m ³]
22.01.2014	51	23	28	29	51
24.01.2014	57	20	37	33	53
25.01.2014	72	35	37	48	84
26.01.2014	66	43	23	19	62
27.01.2014	54	39	15	12	50
28.01.2014	60	35	25	18	52
29.01.2014	75	44	31	24	68
30.01.2014	55	38	17	13	51

Ist eine Ermittlung des Beitrags der lokalen Emission zur Überschreitung eines Grenzwertes nicht erforderlich, sondern soll lediglich ermittelt werden inwieweit austauscharme Wetterlagen zu erhöhten Immissionskonzentrationen führten, vereinfacht sich die Rechnung entsprechend. Es kann sofort ohne Entkopplung der Grundkonzentration die Konzentration bei mittleren Austauschverhältnissen errechnet werden. Beispielhaft wird dies hier für die Jahresmittelwerte der PM10HVS-Konzentration an der Bergstraße gezeigt (Abbildung 33).

*Abweichungen rundungsbedingt

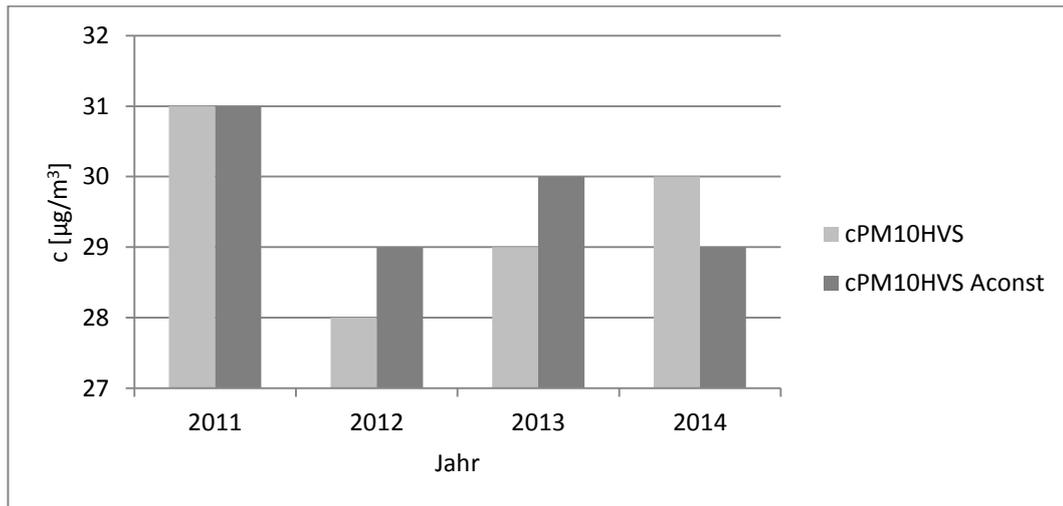


Abbildung 33: Gemessene Jahresmittelwerte der PM10HVS-Konzentration und errechnete Konzentrationen bei mittleren Austauschbedingungen an der Messstation Bergstraße

Für PM10 kann bezüglich des Tagesgrenzwertes auch der Zusammenhang zwischen Anzahl der Überschreitungstage und Jahresmittelkonzentration genutzt werden (vgl. Kapitel 1.2.2, Abbildung 3). Wird also ein Jahresmittelwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten, werden höchstwahrscheinlich auch mehr als 35 Überschreitungstage im Jahr gezählt. Wie Abbildung 33 zeigt, kam es aufgrund günstiger Austauschverhältnisse in den Jahren 2012 u. 2013 zu keiner Überschreitung des Tagesgrenzwertes (22 u. 34 Überschreitungstage). Im Jahr 2014 hätte bei mittleren Austauschbedingungen der Grenzwert eingehalten werden können. Aufgrund austauscharmer Wetterlagen kam es aber zur Überschreitung des Tagesgrenzwertes (36 Überschreitungstage).

Wird der Zusammenhang zwischen Jahresmittelkonzentration und Anzahl der Überschreitungstage ausgenutzt ergeben sich folgende Vorteile. Die Messunsicherheit des Radon-Monitors und der damit registrierten Radon-Konzentration ist für Jahresmittelwerte kleiner als für Tagesmittelwerte (vgl. Kapitel 2.3.2). Weiterhin sind nur Daten der betreffenden Station erforderlich, im vorliegenden Fall der verkehrsnahen Station Bergstraße (keine Daten des städtischen oder ländlichen Hintergrunds erforderlich).

Feinstaubepisoden

Im Weiteren werden beispielhaft für die Anwendung der Entkopplung von Austauschbedingungen und lokaler Emission zwei Feinstaubepisoden diskutiert. Während der Episode im Januar 2014 (vgl. Tabelle 42 u. Abbildung 34) wäre es auch bei mittleren Austauschbedingungen an den betreffenden Tagen zur Überschreitung gekommen. Hingegen wäre im März 2014 (vgl. Tabelle 43 u. Abbildung 35) der Tagesgrenzwert bei mittleren Austauschverhältnissen an fünf Tagen nicht überschritten worden. Die Tabellen 67 und 68 im Anhang 11 stellen die zwei Feinstaubepisoden noch einmal mit allen Zwischenergebnissen dar.

Tabelle 42: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen für die Feinstaubepisode 28.-31.01.2014

Tag	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS+ clokalPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
28.	60	35	25	18	52
29.	75	44	31	24	68
30.	55	38	17	13	51
31.	38	31	7	6	37

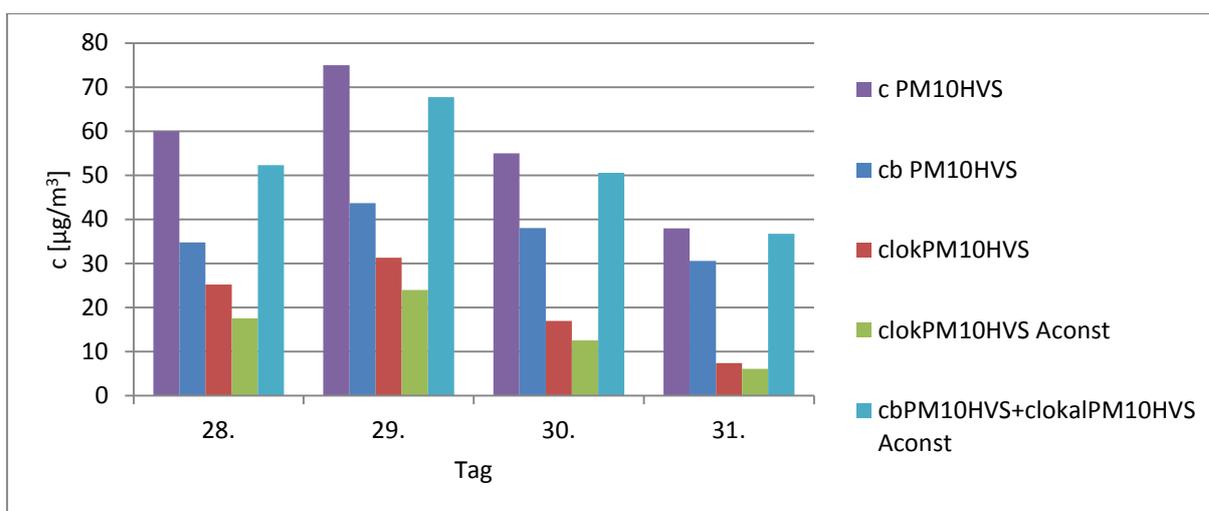


Abbildung 34: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen mit Grundkonzentration sowie der Lokalkonzentration mit und ohne mittlere Austauschbedingungen für die Feinstaubepisode 28.-31.01.2014

Tabelle 43: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen mit Zwischenergebnissen für die Feinstaubepisode 04.-14.03.2014

Tag	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS+ clocalPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
4.	38	33	5	4	37
5.	58	47	11	7	55
6.	92	45	47	37	82
7.	77	31	46	23	55
8.	83	32	51	22	55
9.	68	22	46	37	59
10.	54	19	35	26	46
11.	64	22	42	17	40
12.	64	26	38	14	40
13.	57	31	26	11	41
14.	71	21	50	19	40

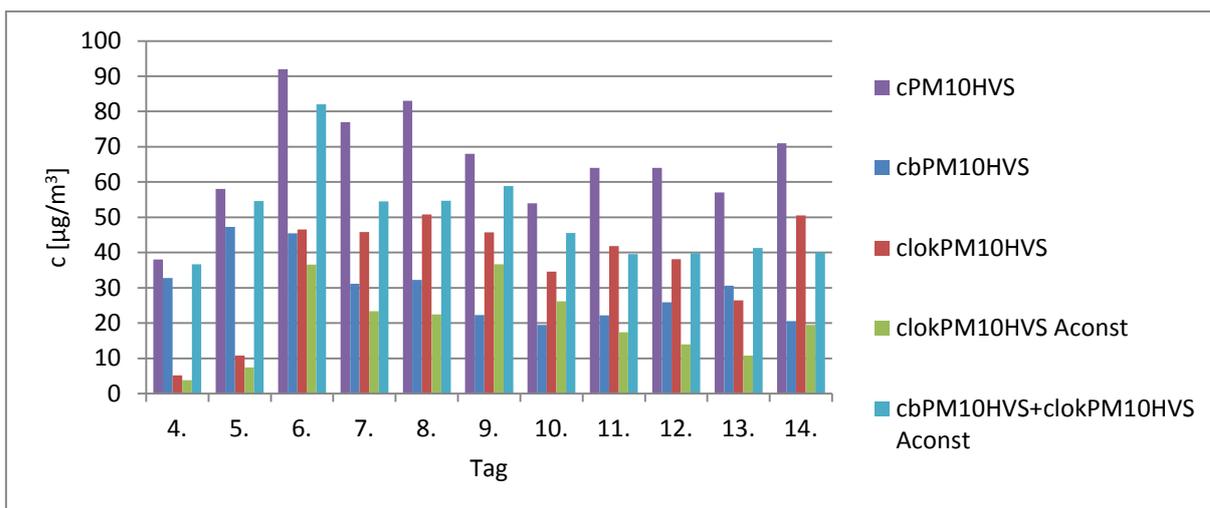


Abbildung 35: Gemessene PM10HVS-Konzentration und berechnete Konzentration bei mittleren Austauschbedingungen mit Grundkonzentration sowie der Lokalkonzentration mit und ohne mittlere Austauschbedingungen für die Feinstaubepisode 04.-14.03.2014

4 Bewertung und Ausblick

Wie sind die Berechnungsergebnisse zu bewerten? Zunächst ist die Messunsicherheit des Radon-Monitors, messtechnisch bedingt, insbesondere für Stundenmittelwerte hoch (vgl. Abbildung 7 u. Tabelle 72). Hinzu kommt, dass die Bestimmungsgrenze für Stundenmittelwerte $3,5 \text{ Bq/m}^3$ beträgt, für Tagesmittelwerte $2,5 \text{ Bq/m}^3$ und für Jahresmittelwerte $2,0 \text{ Bq/m}^3$ (BfUL, 2012, 2016). Das heißt, dass Radon-Konzentrationen im Bereich zwischen 0 Bq/m^3 und der Bestimmungsgrenze statistisch nicht gesichert sind. Im Fall der vorliegenden Messreihe von vier Jahren liegen 14 % der Stundenmittelwerte und 0,2 % der Tagesmittelwerte in diesem Bereich.

Die Stundenmittelwerte der Radon-Konzentration wurden verwendet, um die tägliche minimale Flussdichte zu ermitteln, um dann damit Grundbelastung und lokale Zusatzkonzentration zu entkoppeln (vgl. Kapitel 2.4.4 u. 3.9). Im vorliegenden Datensatz liegt zum Zeitpunkt der minimalen Flussdichte meist eine hohe Radon-Konzentration von durchschnittlich 11 Bq/m^3 vor (nächtliche Stagnationsphase). Insbesondere dann, wenn es zu länger anhaltenden Inversionswetterlagen kommt, die dann auch zu Grenzwertüberschreitungen führt, liegt meist noch eine höhere Radon-Konzentration vor. Mit zunehmender Konzentration verringert sich die Messunsicherheit des Radon-Monitors (Erhöhung Messgenauigkeit). Insgesamt liegen lediglich 7 %, der zur Ableitung der Minimalflüsse verwendeten Radon-Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze für Stundenmittelwerte. Im Hinblick auf monatliche oder jährliche mittlere Minimalflüsse und die daraus abgeleiteten Grundkonzentrationen ist die Messunsicherheit vernachlässigbar, beispielsweise bei der Beurteilung des Jahresgrenzwertes von Stickstoffdioxid (vgl. Kapitel 3.11).

Der Vergleich der für Stickstoffdioxid und Feinstaub berechneten Grundkonzentration mit Werten des ländlichen Hintergrunds zeigt für Stickstoffdioxid zufriedenstellende Ergebnisse. Für PM₁₀ hingegen war die Schaffung eines zusätzlichen Korrektursummanden erforderlich, der aus der mittleren monatlichen Flussdichte abgeleitet wurde. Ursachen dafür sind die vergleichsweise hohe Messunsicherheit der TEOM-Geräte und die nur geringe tägliche Schwankung der PM₁₀-Konzentration im städtischen Hintergrund.

Für die Bestimmung der Immissionsanteile von Austauschverhältnissen und lokaler Emission bei Überschreitung eines Grenzwertes, ist es erforderlich Jahres- oder Monatsmittelwerte der Radon-Konzentration zu verwenden (vgl. 2.4.6 und 3.11). Es werden so die mittleren Austauschverhältnisse ermittelt. Die verwendete Grundgesamtheit von Radon-Daten bezieht sich im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber lediglich auf einen Messzeitraum von vier Jahren. Mit fortschreitender Messung erhöht sich die Verlässlichkeit der zugrunde gelegten Statistik. Hinzu kommt, dass sich Jahr für Jahr Perioden erhöhter und niedriger lokaler Emission geringfügig ändern (z. B. Zeiträume der Schulferien). Insbesondere bei der Verwendung der statistischen Methode ist dies zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 2.4.3 u. 3.8).

Weiterhin wurden die Radon-Flussdichten nicht tagesaktuell aus Vor-Ort-Messungen ermittelt, sondern als Monatsmittelwerte aus der Modellierung über meteorologische und bodenspezifische Größen abgeleitet. Hierbei steht aber keinesfalls die Modellierung gegen-

über der Punktmessung in Frage, da auch die Übertragung von Punktmessungen auf die Fläche problematisch ist. Bei der Analyse, beispielsweise von Überschreitungstagen (PM10), kann die Nutzung von Monatsmittelwerten der Radon-Flussdichte den Fehler erhöhen, insbesondere dann, wenn durch kurzzeitige Wetterereignisse (Frost, Starkregen) der Radon-Fluss tageszeitlich beeinflusst wird. Damit kann die Ableitung von tagesaktuellen Spurenstoffflüssen mit einem größeren Fehler versehen sein als bei monatlichen oder jährlichen Spurenstoffflüssen.

Mit dieser Arbeit konnte weiter gezeigt werden, dass aus Daten der Radon-Konzentration Stabilitätsklassen abgeleitet werden können. Diese Methode liefert insbesondere für die Nachtstunden sowie im Herbst und Winter brauchbare Ergebnisse. Insbesondere im Sommer mit häufig labiler Schichtung liefert die Methode kaum annehmbare Resultate (vgl. Kapitel 2.4.1 u. 3.7).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden eine Reihe von Anwendungsmöglichkeiten, des natürlich vorkommenden Tracers Radon, im Bereich der Luftqualitätsüberwachung vorgestellt und diskutiert. Weiterhin wurde ein Überblick zur Anwendung des Tracers Radon in der Meteorologie gegeben. Doch gehen die Anwendungsmöglichkeiten der vorgestellten Methoden weit darüber hinaus. Überall dort, wo der punktuelle oder flächenhafte Beitrag von atmosphärischen Spurenstoffen zur Immissionskonzentration untersucht und beurteilt werden soll, können die diskutierten Methoden Anwendung finden. Es kann der Anteil von Austauschbedingungen und Emissionen an der gemessenen Immissionskonzentration ermittelt werden.

Zudem können die diskutierten Methoden auch dort Anwendung finden, wo kein Messnetz für einen bestimmten Spurenstoff vorhanden bzw. der Aufbau eines solchen Messnetzes nicht möglich ist. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das sächsische Luftmessnetz lediglich als Referenz der Berechnungsergebnisse verwendet. Die Berechnungen wurden ausschließlich mit Daten der städtischen Hintergrundstation Winkelmannstraße, der verkehrsnahen Station Bergstraße und Daten der Klimastation Dresden-Klotzsche durchgeführt.

Eine Qualitätssteigerung der Rechenergebnisse lässt sich insbesondere durch die Erhöhung der Messgenauigkeit der Radon-Monitore erzielen, z. B. durch die Verringerung einer möglichen Eigenkontamination der Geräte. Weiterhin kann die Nutzung aktueller Werte der Radon-Flussdichte gegenüber Mittelwerten die Qualität der Ergebnisse erhöhen sowie zeitlich und räumlich feiner aufgelöste Daten.

Langzeit- und Parallelmessungen der Radon-Konzentration verbessern ebenfalls die Qualität der Ergebnisse und tragen zu neuen Erkenntnissen der konkreten lokalen Bedingungen der Radon-Exhalation sowie möglicher lokaler Besonderheiten der bodennahen Ausbreitung bei. Langzeitmessungen erlauben ebenso die Ableitung von Trends.

Aufgrund der hohen Variabilität der mitteleuropäischen Klimaverhältnisse, z. B. der Wechsel von Frost- und Tauwetterphasen im Winter oder der Wechsel von Dauerregen, Starkregen und Trockenheit im Sommer, wird die Radon-Exhalation stark beeinflusst und damit die Qualität

der Rechenergebnisse. Günstige Bedingungen für die Anwendung der Radon-Tracer-Methode für kurze Betrachtungsintervalle (Stunde, Tag, Woche) sind insbesondere dort gegeben, wo die Exhalationsrate selten geringe Werte und keine hohen Schwankungen aufweist, z. B. unter Klimabedingungen wie sie in Süd- oder Westeuropa vorzufinden sind (weitgehende Frostfreiheit, ganzjährig trocken oder ausgeprägter Wechsel von Regen- und Trockenzeiten). In Zukunft müssten Studien insbesondere dort ansetzen, wo bisher hoch variable Witterungsbedingungen die Qualität der Rechenergebnisse mindern, z. B. bei der gezielten Untersuchung von Frost- und Schneedeckenphasen oder Starkregenereignissen. Damit würde den in dieser Arbeit vorgeschlagenen Methoden ein noch breiteres Anwendungsfeld eröffnet werden.

Ein weiteres Anwendungsgebiet stellt die tiefgehende Analyse der Nutzung von Radon-Daten im Vergleich zur Eddy-Kovarianz-Methode dar, z. B. zur Untersuchung von Stoffhaushalten der bodennahen Atmosphäre. Dies könnte insbesondere unter mittel- oder nordeuropäischen Klimabedingungen besonders nutzbringend sein.

Im Weiteren sollte auch die Methode aus Radon-Daten Stabilitätklassen abzuleiten weiterbearbeitet werden. Hierbei können insbesondere Untersuchungen zur Qualitätssteigerung besonders während labiler Schichtungsverhältnisse helfen die Anwendbarkeit der Methode zu verbreitern.

Zudem sollten im Weiteren Methoden entwickelt werden, aufgrund kürzerer Messkampagnen (z. B. ein Jahr Dauer), belastbare Daten zu generieren, z. B. um den Nutzen von Luftreinhaltemaßnahmen noch schneller beurteilen zu können. Dies kann u. a. durch die Ermittlung geeigneter Übertragungsfunktionen geschehen.

Weiterhin könnten Radon-Daten eingesetzt werden, um die Repräsentativität von Messstandorten zu beurteilen, z. B. inwieweit eine Luftgütemessstation des städtischen Hintergrunds tatsächlich für größere Stadtgebiete repräsentativ ist oder inwieweit die Messung des Kohlenstoffhaushaltes eines Waldstandortes durch unterschiedliche Anströmungsrichtung (Kohlenstoffdioxid-Konzentration) beeinflusst wird.

Meteorologie und Luftreinhaltung werden auch in Zukunft wichtige Arbeitsfelder bleiben, insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels und neu zu beachtender Luftschadstoffe wie z. B. ultrafeiner Partikel oder Ozon, dass durch einen möglichen Anstieg der Jahresmittelwerte als Schadstoff in Zukunft wieder mehr in den Fokus rücken könnte. Damit wird für Radon neben weiteren natürlich vorkommenden Tracern ein breiteres Spektrum an Anwendungsmöglichkeiten eröffnet und die Bedeutung von Radon weiter zunehmen. Nicht zuletzt zeigen die Tagungen von WMO und IAEA in den Jahren 2003 und 2011 zur Anwendung natürlich vorkommender Radionuklide in Meteorologie, Klimatologie und Luftreinhaltung das wachsende Interesse an diesem Thema und tragen diesem Trend Rechnung.

Anhang

Anhang 1 Lufttemperatur und Niederschlagssumme an der Station Winkelmannstraße im Beobachtungszeitraum

Tabelle 44: Monatsmitteltemperaturen mit Abweichung vom Mittelwert im Beobachtungszeitraum

Monat	Jahr								Mittel T [°C]
	2011		2012		2013		2014		
	T [°C]	Abw. [K]	T [°C]	Abw. [K]	T [°C]	Abw. [K]	T [°C]	Abw. [K]	
Januar	2,5	0,0	3,4	0,9	1,1	-1,4	2,9	0,4	2,5
Februar	1,0	-0,6	-1,7	-3,3	1,2	-0,4	5,8	4,2	1,6
März	6,8	0,3	8,8	2,3	0,9	-5,6	9,4	2,9	6,5
April	13,9	1,5	11,3	-1,1	11,0	-1,4	13,3	0,9	12,4
Mai	16,8	0,6	17,7	1,6	15,2	-1,0	14,9	-1,3	16,2
Juni	20,2	0,9	19,0	-0,3	18,8	-0,5	19,1	-0,2	19,3
Juli	19,2	-2,3	21,3	-0,2	22,9	1,4	22,5	1,0	21,5
August	20,9	0,3	21,4	0,8	20,9	0,3	19,1	-1,5	20,6
September	17,8	1,2	16,5	-0,1	15,2	-1,5	17,1	0,5	16,7
Oktober	11,4	-0,6	10,4	-1,6	12,5	0,5	13,6	1,6	12,0
November	5,9	-1,1	7,0	0,0	6,7	-0,3	8,5	1,5	7,0
Dezember	5,7	1,5	2,2	-2,1	4,7	0,5	4,4	0,2	4,3
Jahresmittel	11,8	0,2	11,4	-0,2	10,9	-0,8	12,6	0,9	11,7

Tabelle 45: Niederschlagssummen (nicht korrigiert) mit Abweichung vom Mittelwert im Beobachtungszeitraum

Monat	Jahr								Mittel N [mm]
	2011		2012		2013		2014		
	N [mm]	Abw. [mm]	N [mm]	Abw. [mm]	N [mm]	Abw. [mm]	N [mm]	Abw. [mm]	
Januar	34	-8	58	16	53	11	23	-19	42
Februar	12	-7	19	0	38	19	7	-12	19
März	19	0	10	-9	27	8	21	2	19
April	32	3	23	-6	19	-10	43	14	29
Mai	27	-42	35	-34	101	32	113	44	69
Juni	45	-28	62	-11	158	85	27	-46	73
Juli	102	33	77	8	32	-37	65	-4	69
August	53	-1	64	10	34	-20	64	10	54
September	39	-10	37	-12	30	-19	88	40	49
Oktober	23	-7	18	-12	45	15	35	5	30
November	0	-21	56	35	20	-1	7	-14	21
Dezember	36	-1	54	18	17	-20	39	3	37
Jahressumme	422	-88	513	3	574	64	532	22	510

Anhang 2 Mittlere Jahrgänge der Luftschadstoffe Stickstoffdioxid und Feinstaub an der Station Winkelmannstraße im Beobachtungszeitraum

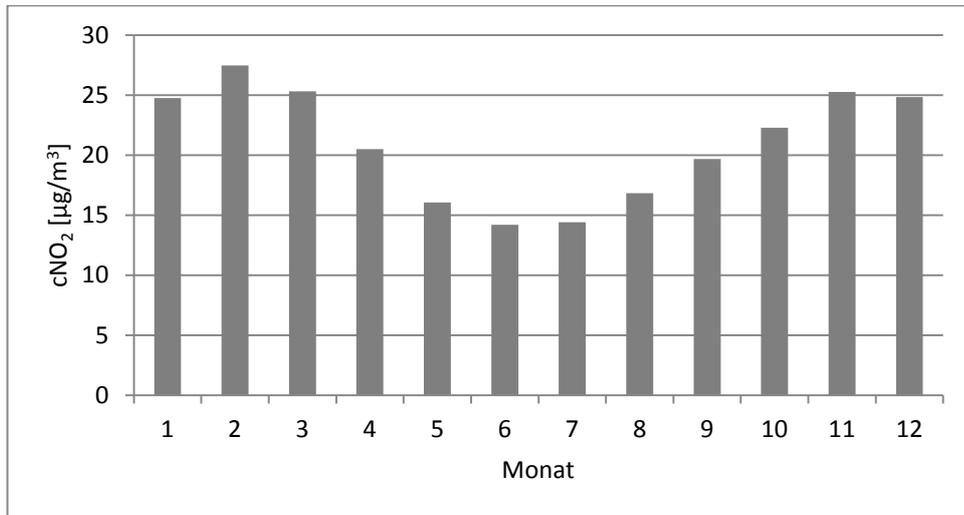


Abbildung 35: Mittlerer Jahrgang von Stickstoffdioxid im Beobachtungszeitraum

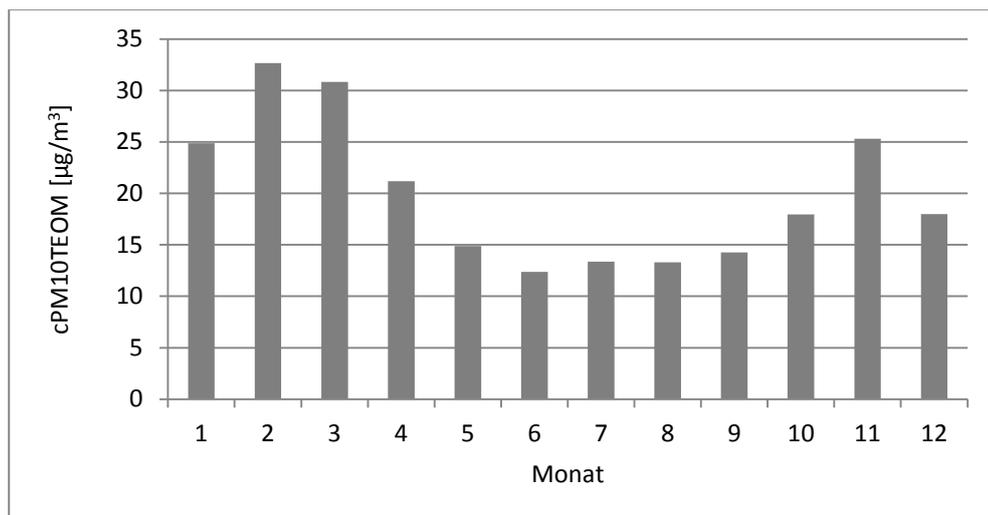


Abbildung 36: Mittlerer Jahrgang von Feinstaub PM10TEOM im Beobachtungszeitraum

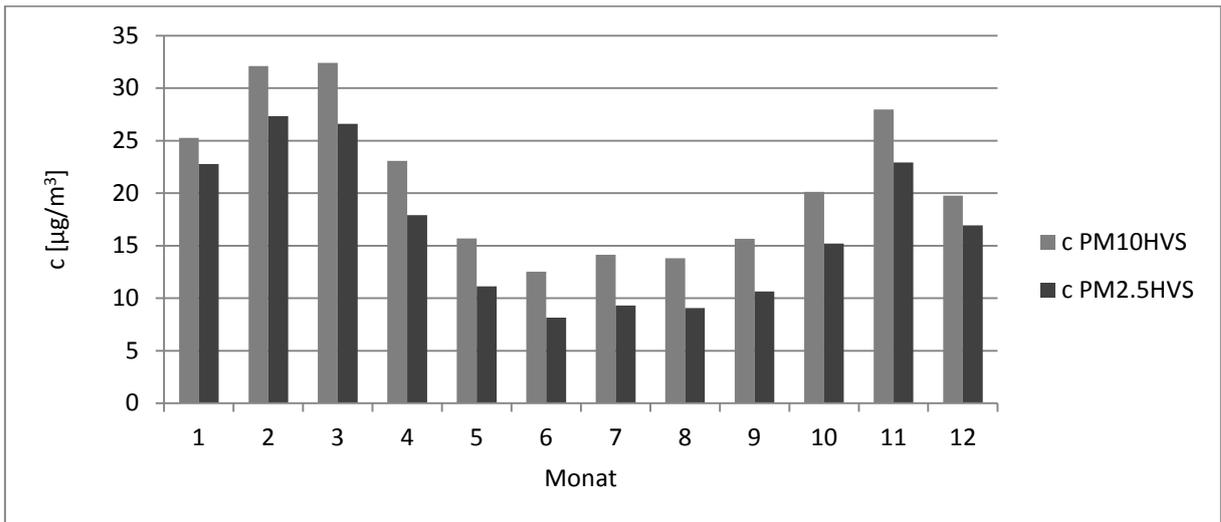


Abbildung 37: Mittlerer Jahrgang von Feinstaub PM10HVS und PM2.5HVS im Beobachtungszeitraum

Anhang 3 Radon-Messreihe, Windgeschwindigkeit und absolute Häufigkeit von Windrichtungen mit hohen Radon-Konzentrationen

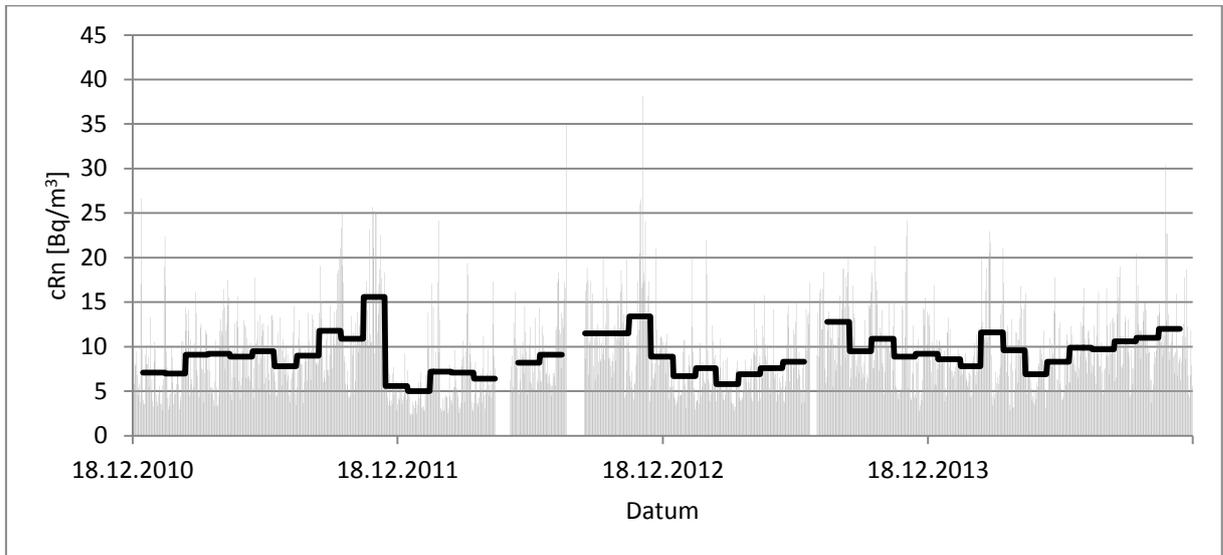


Abbildung 38: Messreihe Radon in Tagesmittelwerten mit gleitendem Monatsmittel

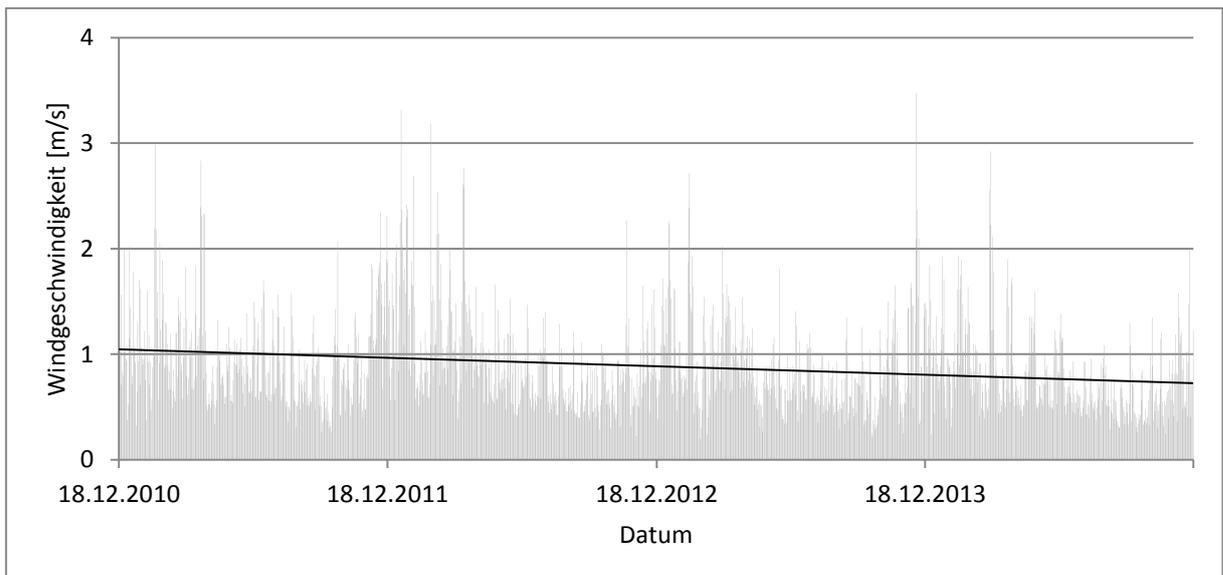


Abbildung 39: Trend der Windgeschwindigkeit an der Station Winkelmannstraße
 $y = -0,0002x + 9,9025$; $R^2 = 0,04$ ($p=0,01$)

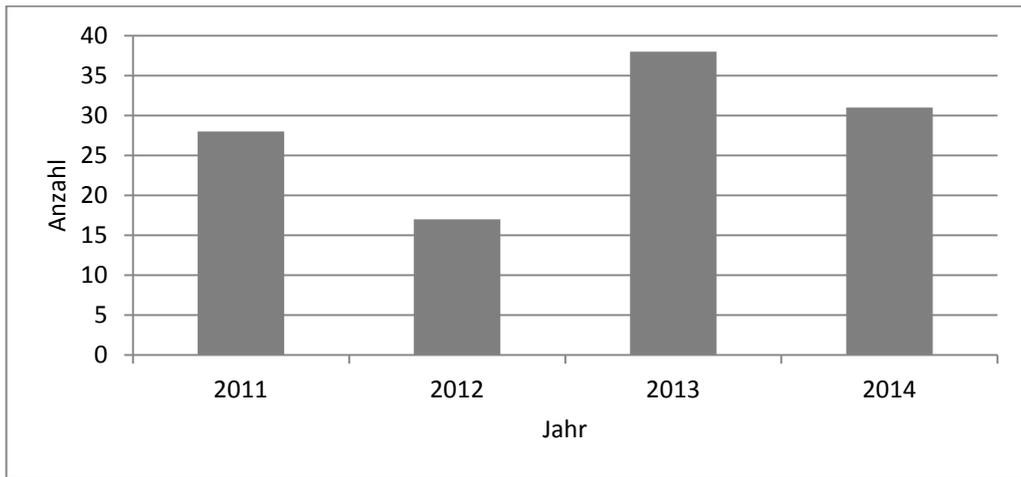


Abbildung 40: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Ost (Dresden-Klotzsche)

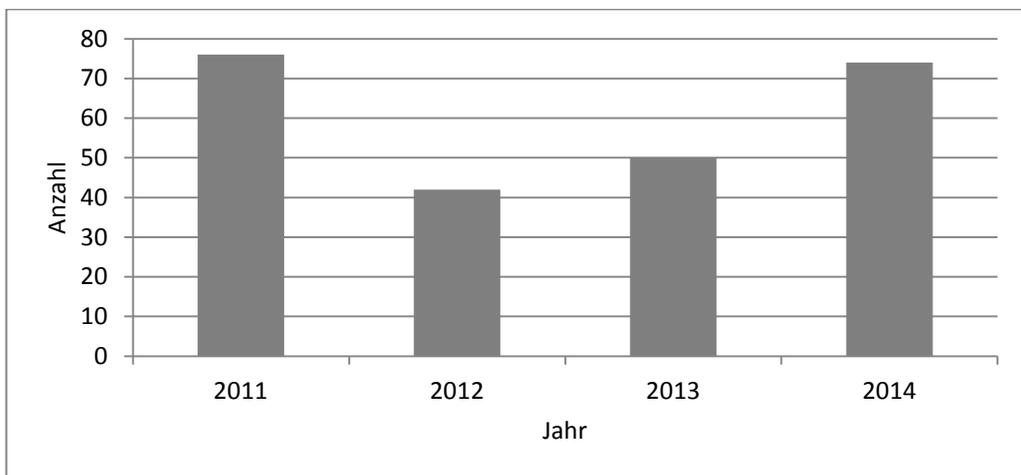


Abbildung 41: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Südost (Dresden-Klotzsche)

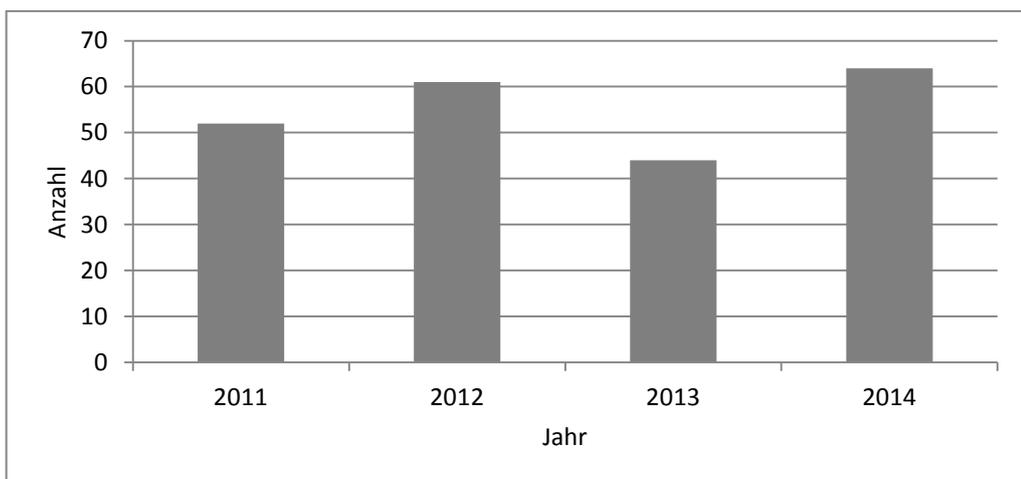


Abbildung 42: Absolute Häufigkeit der Windrichtung Süd (Dresden-Klotzsche)

Anhang 4 Auswertung der Radon-Messung

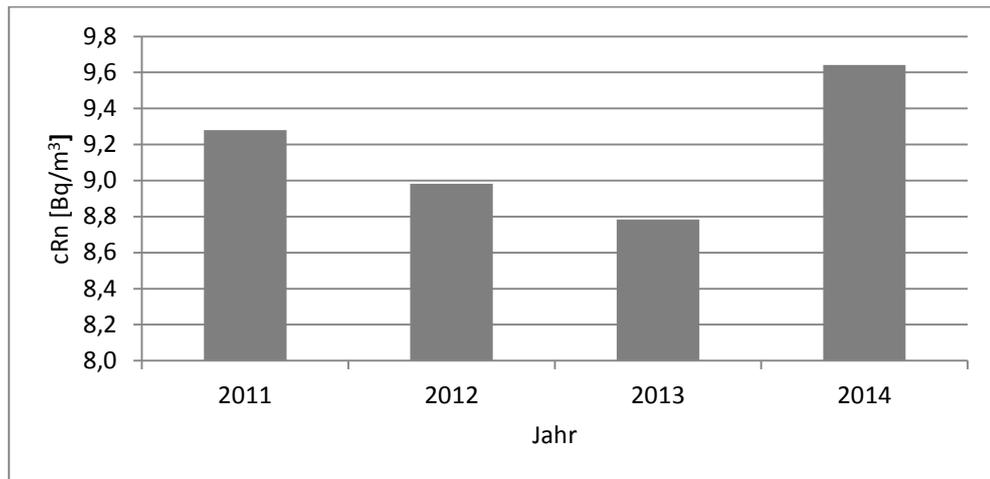


Abbildung 43: Jahresmittelwerte der Radon-Konzentration im Beobachtungszeitraum

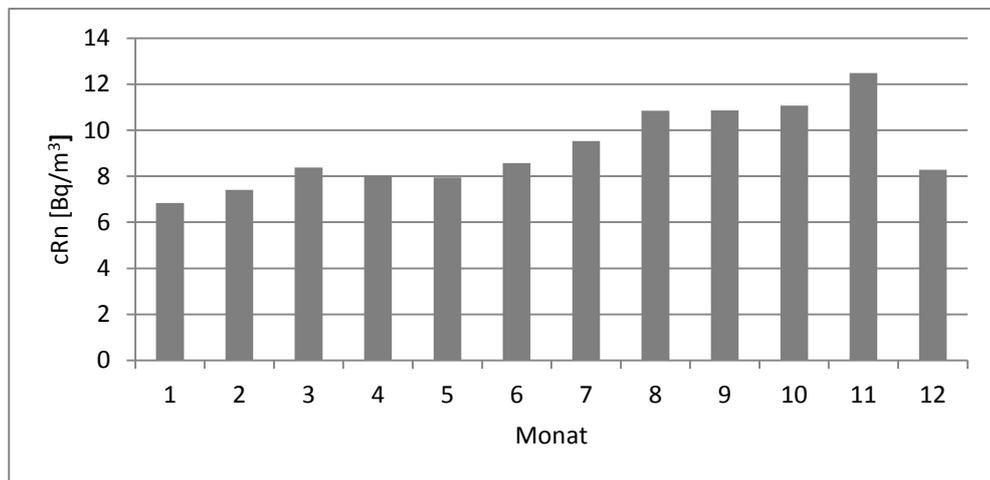


Abbildung 44: Mittlerer Jahresgang

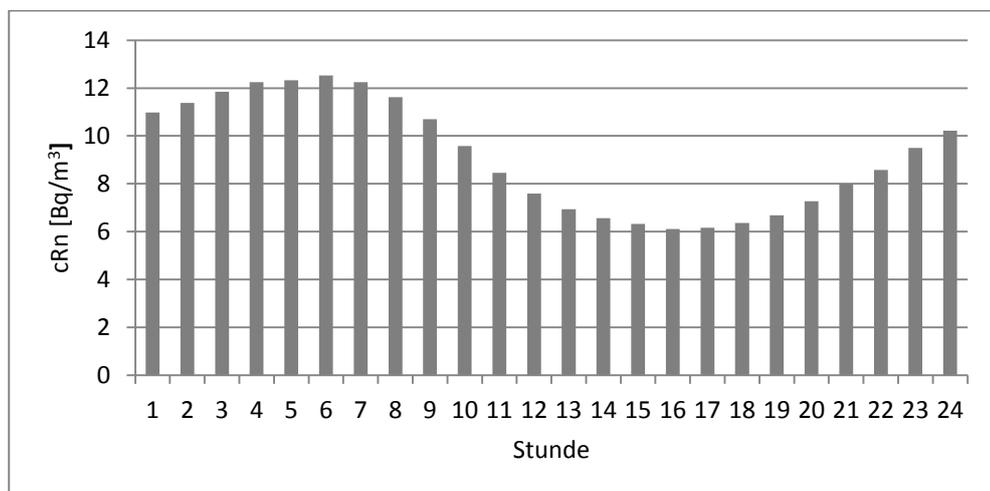


Abbildung 45: Mittlerer Tagesgang

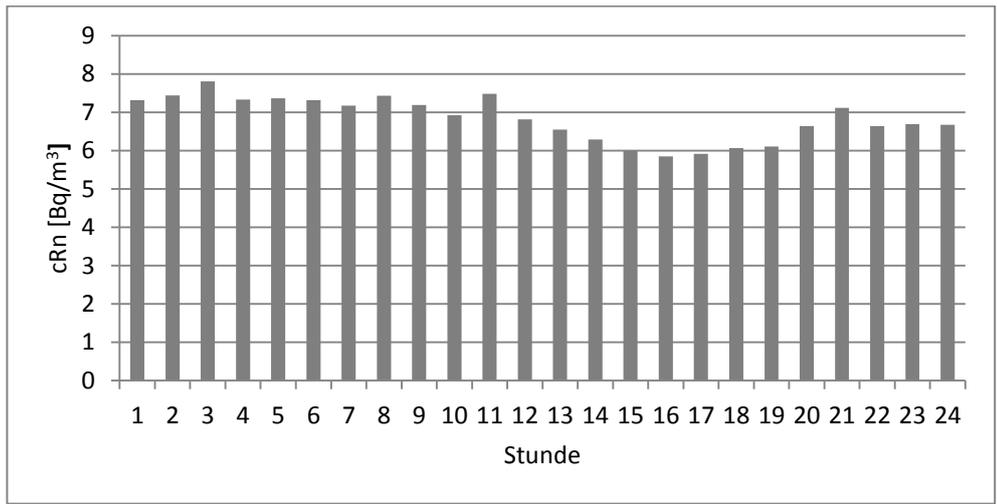


Abbildung 46: Mittlerer Tagesgang Januar

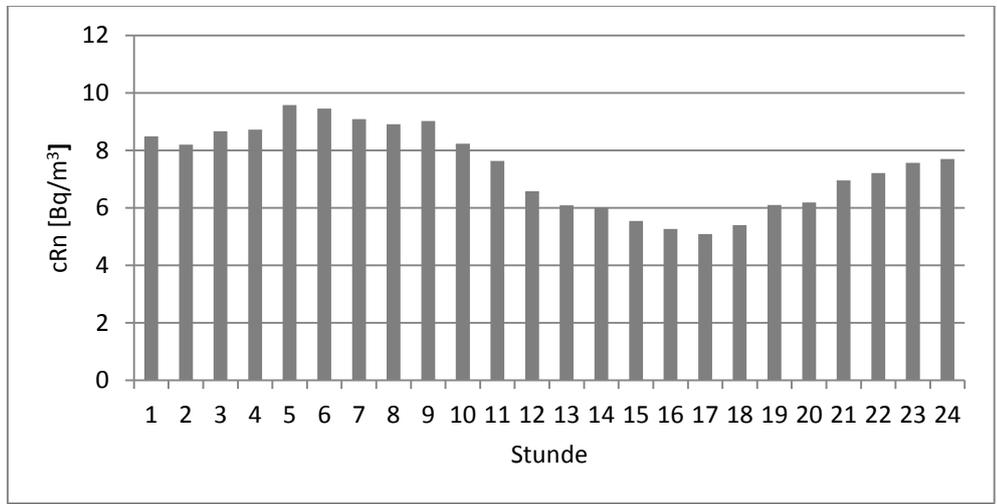


Abbildung 47: Mittlerer Tagesgang Februar

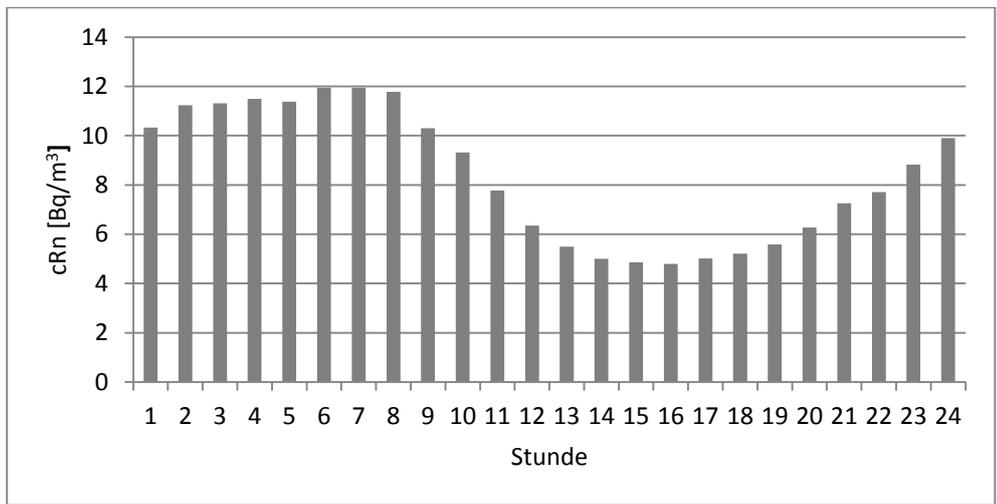


Abbildung 48: Mittlerer Tagesgang März

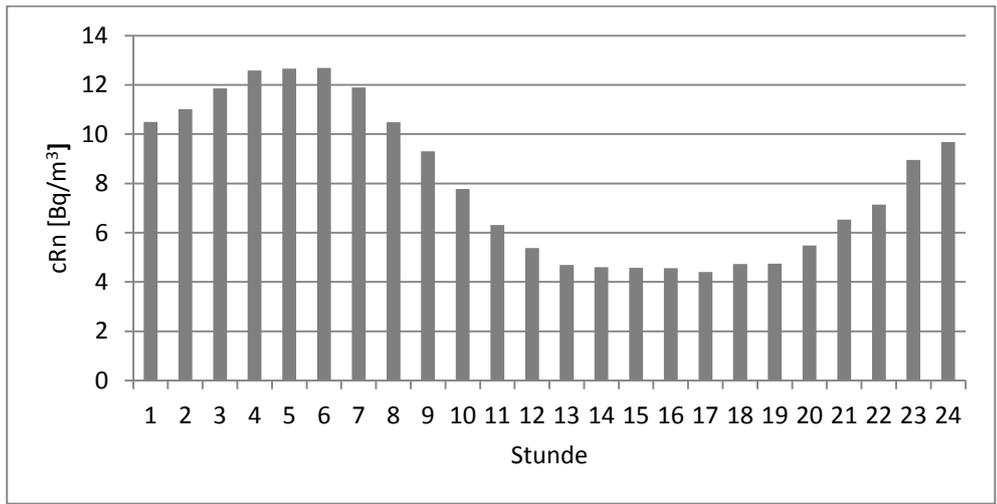


Abbildung 49: Mittlerer Tagesgang April

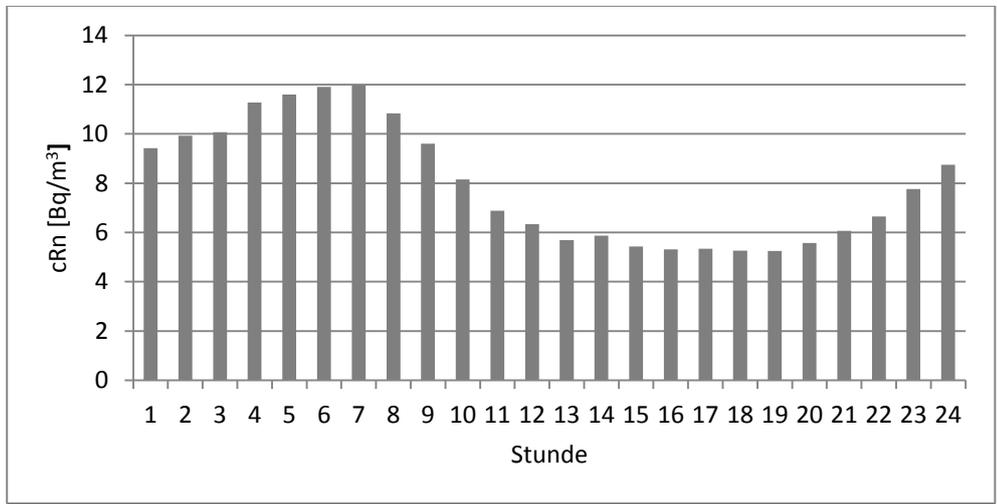


Abbildung 50: Mittlerer Tagesgang Mai

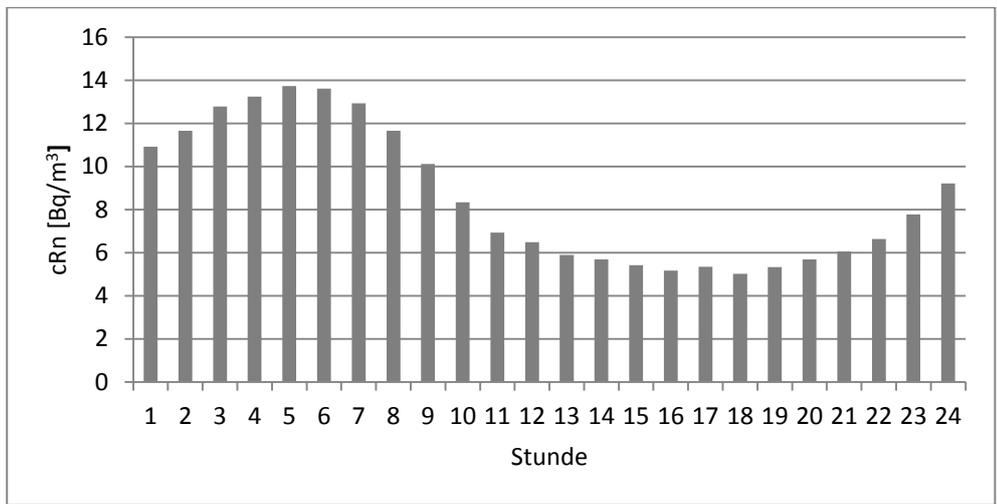


Abbildung 51: Mittlerer Tagesgang Juni

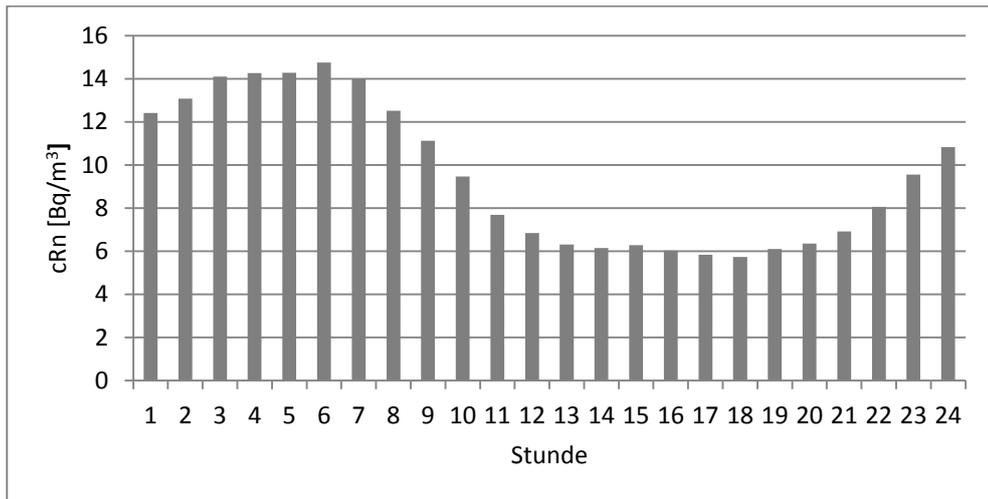


Abbildung 52: Mittlerer Tagesgang Juli

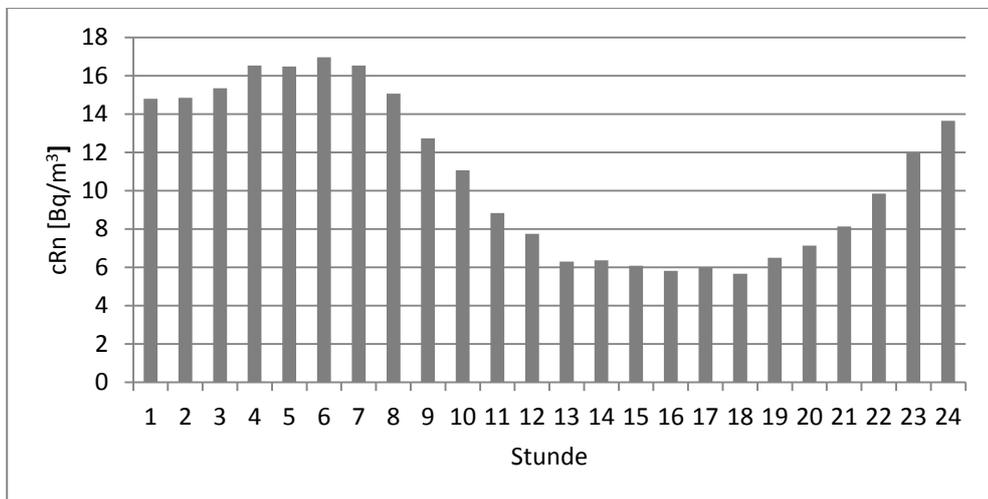


Abbildung 53: Mittlerer Tagesgang August

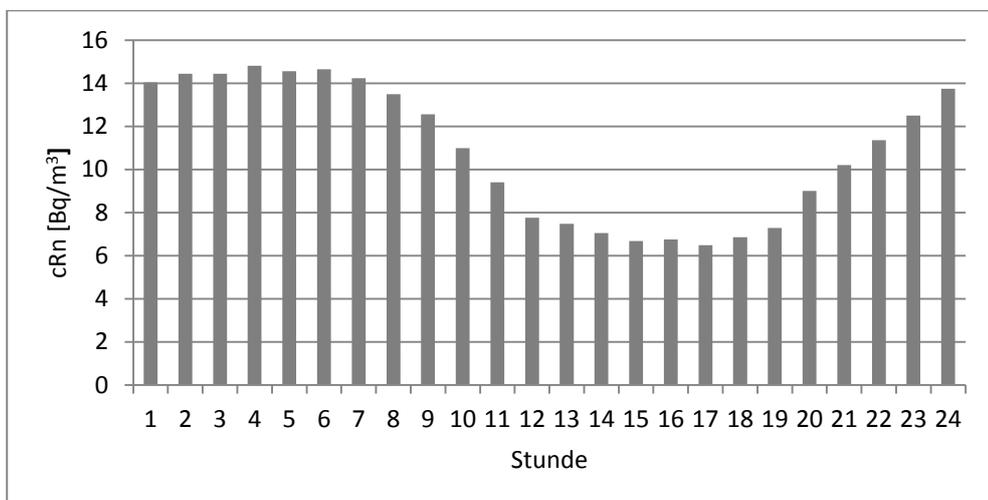


Abbildung 54: Mittlerer Tagesgang September

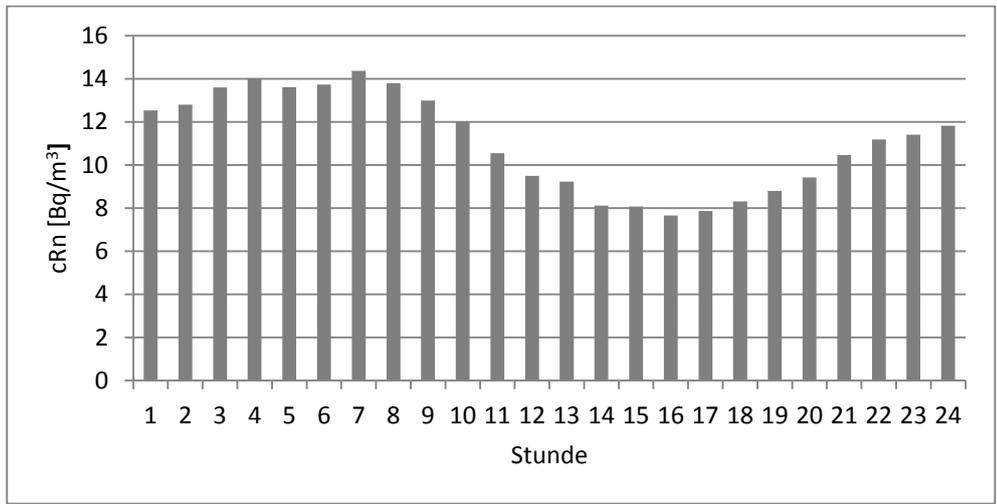


Abbildung 55: Mittlerer Tagesgang Oktober

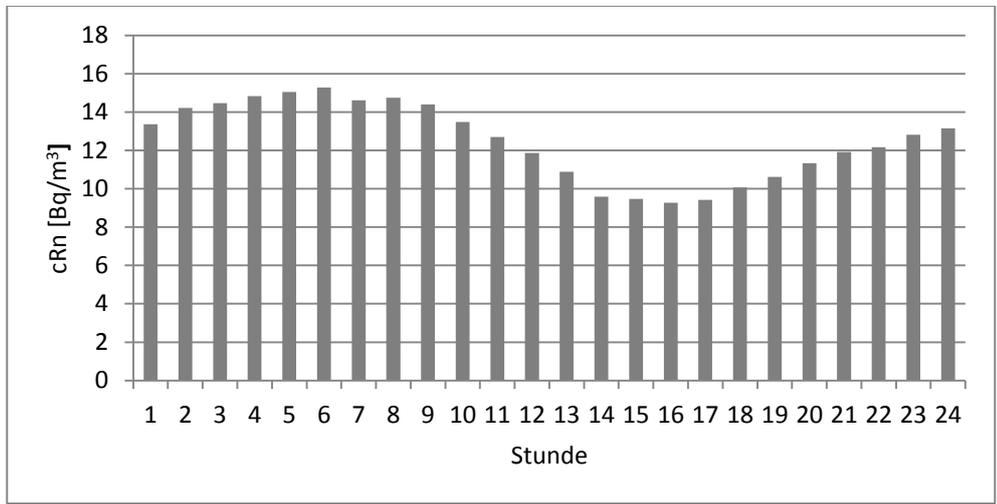


Abbildung 56: Mittlerer Tagesgang November

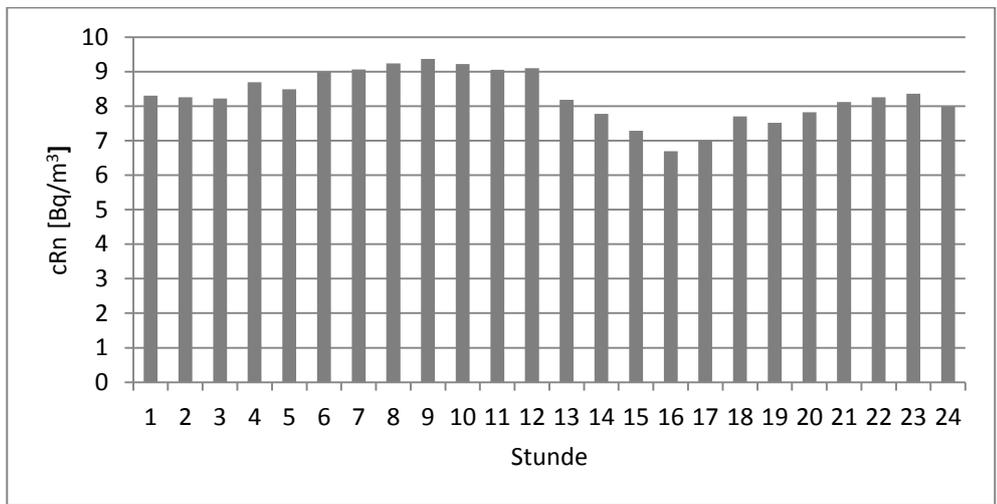


Abbildung 57: Mittlerer Tagesgang Dezember

Anhang 5 Analyse der Radon-Flussdichte

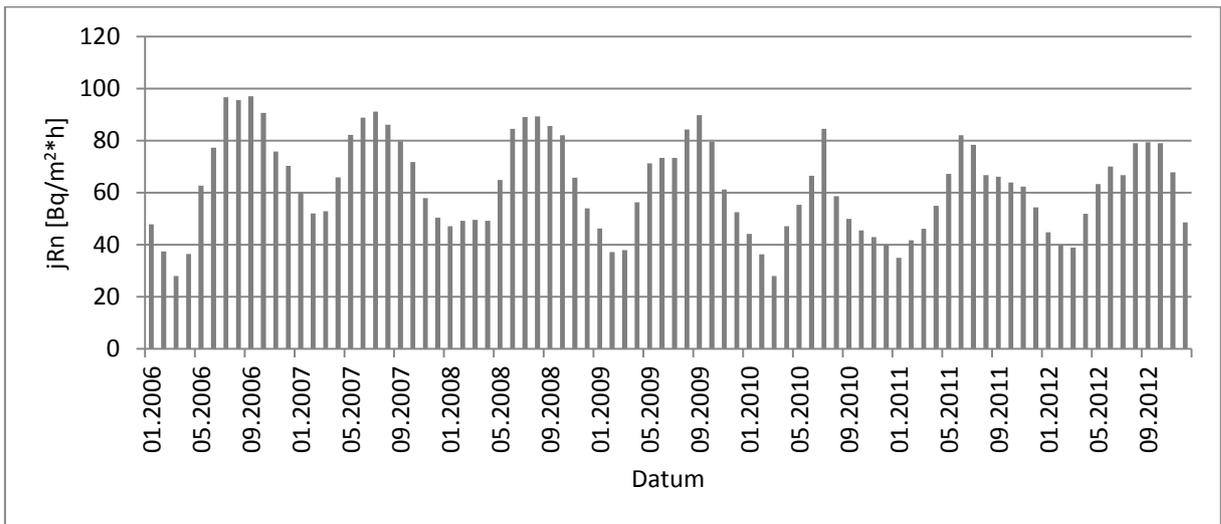


Abbildung 58: Datenreihe Radon-Flussdichte in Dresden in Monatswerten

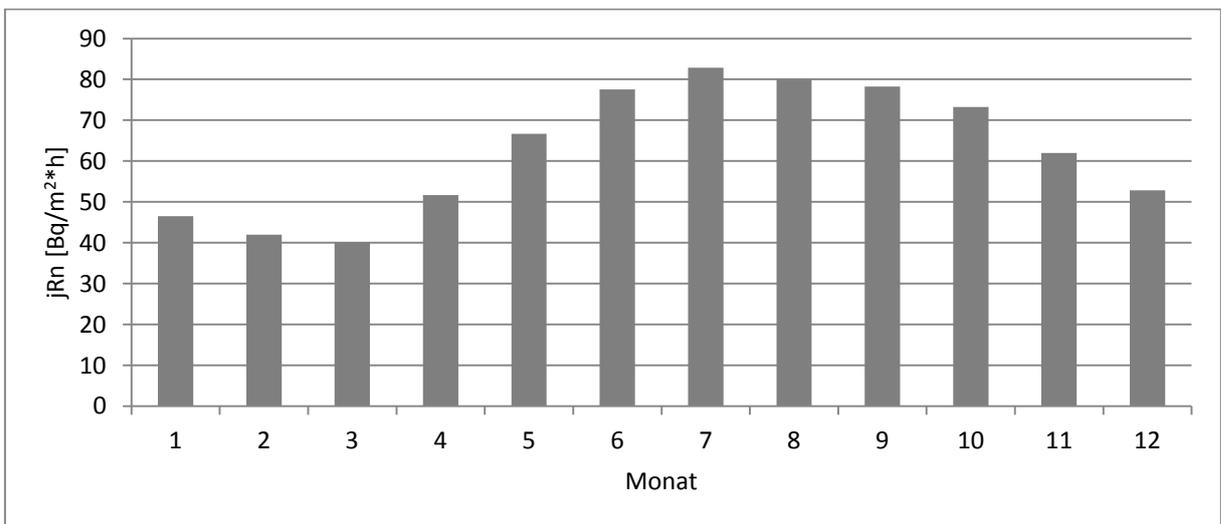


Abbildung 59: Mittlerer Jahrgang der Radon-Flussdichte in Dresden (2006-2012)

Anhang 6 Korrelation von Radon mit meteorologischen Größen und Luftschadstoffen

Tabelle 46: Korrelationsanalyse meteorologischer Größen an der Messstation Winkelmannstraße und Windrichtung Dresden-Klotzsche (p=0,01)

	Daten-Auflösung											
	Stunde			Tag			Monat					
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)			
Lufttemperatur	-0,02	0,00	0,00	0,18	0,03	0,06	0,30	0,09	0,13			
Lufttemperatur > 0°C	-0,01	0,00	0,00	0,21	0,04	0,08	0,27	0,08	0,14			
Windgeschwindigkeit	-0,49	0,26	0,26	-0,58	0,33	0,45	-0,62	0,38	0,46			
Windrichtung	-0,20	0,04	0,04	-0,31	0,10	0,12	-0,30	0,09	0,09			
Rel. Luftfeuchte	0,26	0,07	0,07	-0,01	0,00	0,00	0,12	0,01	0,01			
Globalstrahlung	-0,17	0,03	0,05	0,09	0,01	0,02	-0,06	0,00	0,00			
Niederschlag	0,02	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,01	-0,17	0,03	0,15			
Luftdruck	0,15	0,02	0,02	0,19	0,04	0,04	0,24	0,06	0,06			

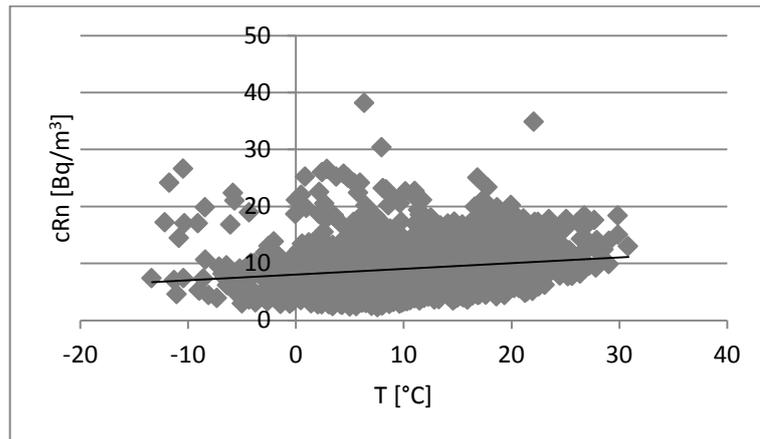


Abbildung 60: Scatterplot Temperatur (Tagesmittelwerte)

$$y = 0,1012x + 8,0333; R^2 = 0,03 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

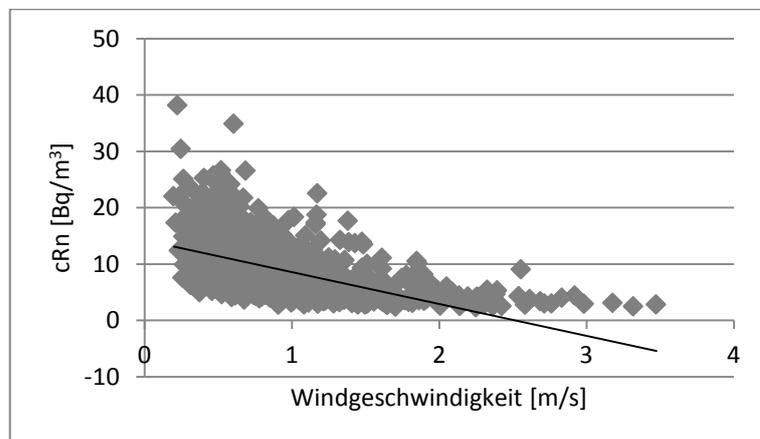


Abbildung 61: Scatterplot Windgeschwindigkeit (Tagesmittelwerte)

$$y = -5,6631x + 14,228; R^2 = 0,32 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

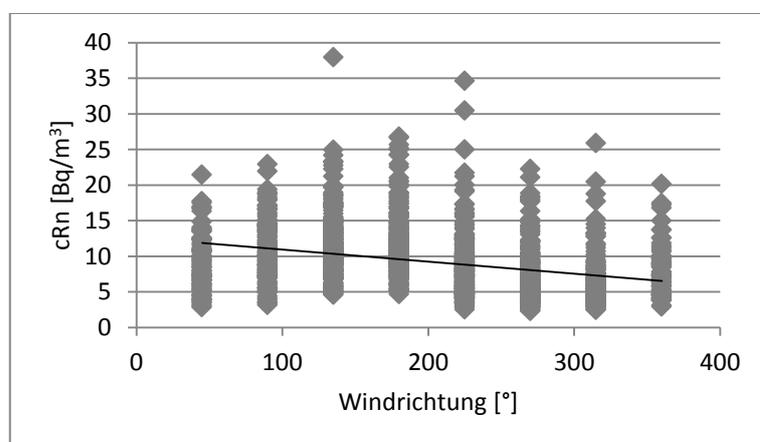


Abbildung 62: Scatterplot Windrichtung (Dresden-Klotzsche) (Tagesmittelwerte)

$$y = -0,0169x + 12,618; R^2 = 0,10 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

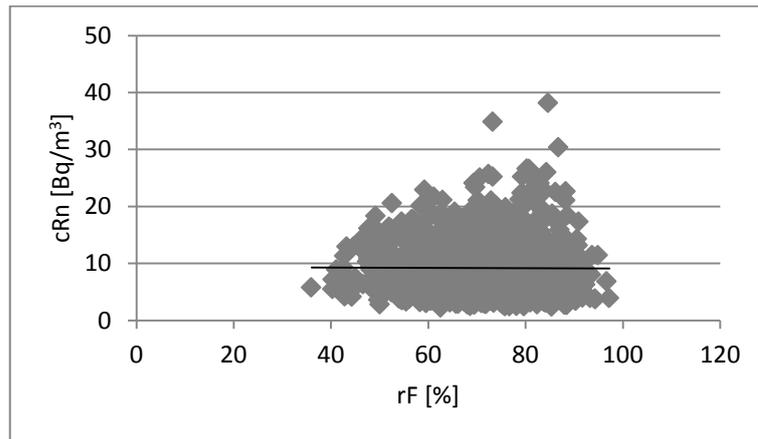


Abbildung 63: Scatterplot Luftfeuchte (Tagesmittelwerte)

$$y = -0,0031x + 9,4049; R^2 = 0,00 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

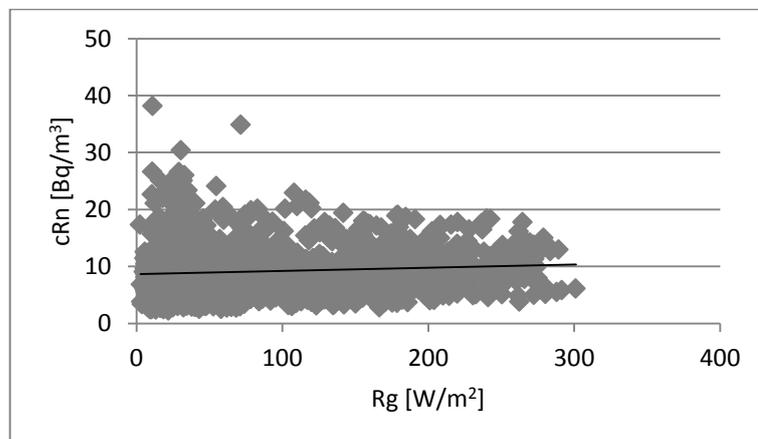


Abbildung 64: Scatterplot Globalstrahlung (Tagesmittelwerte)

$$y = 0,0056x + 8,6714; R^2 = 0,01 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

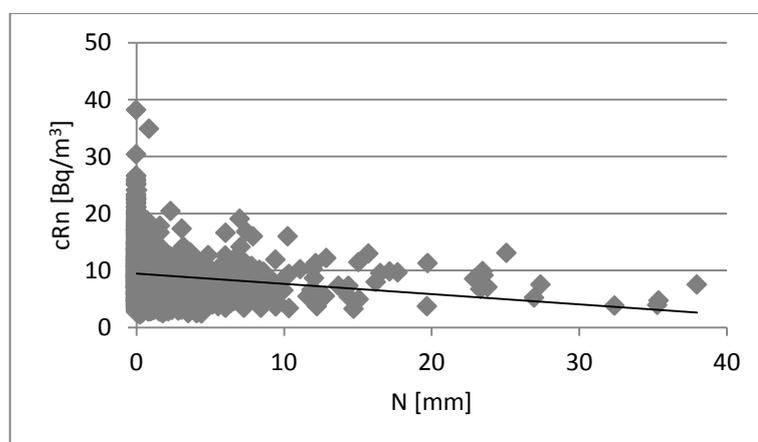


Abbildung 65: Scatterplot Niederschlag (Tagesmittelwerte)

$$y = -0,1788x + 9,4429; R^2 = 0,02 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

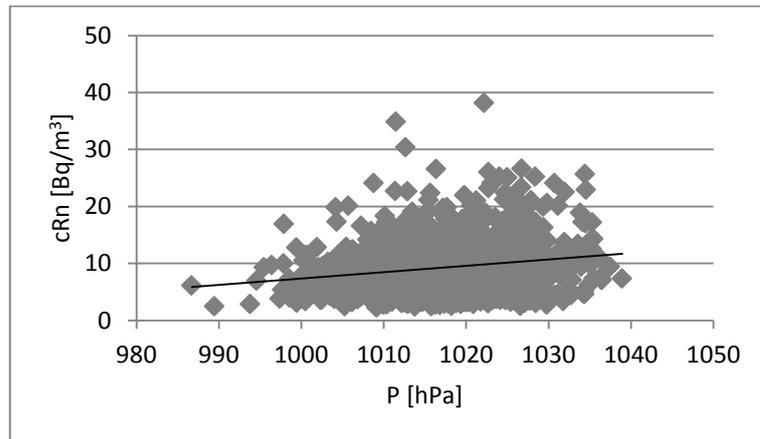


Abbildung 66: Scatterplot Luftdruck (Tagesmittelwerte)

$$y = 0,1106x - 103,26; R^2 = 0,04 (p=0,01)$$

Windrosen der Radon-Konzentration

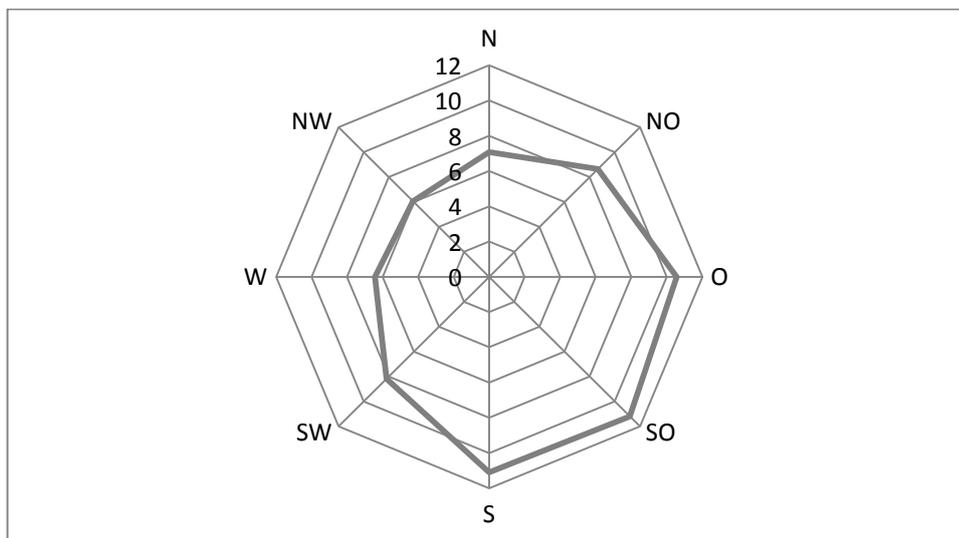


Abbildung 67: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m³]

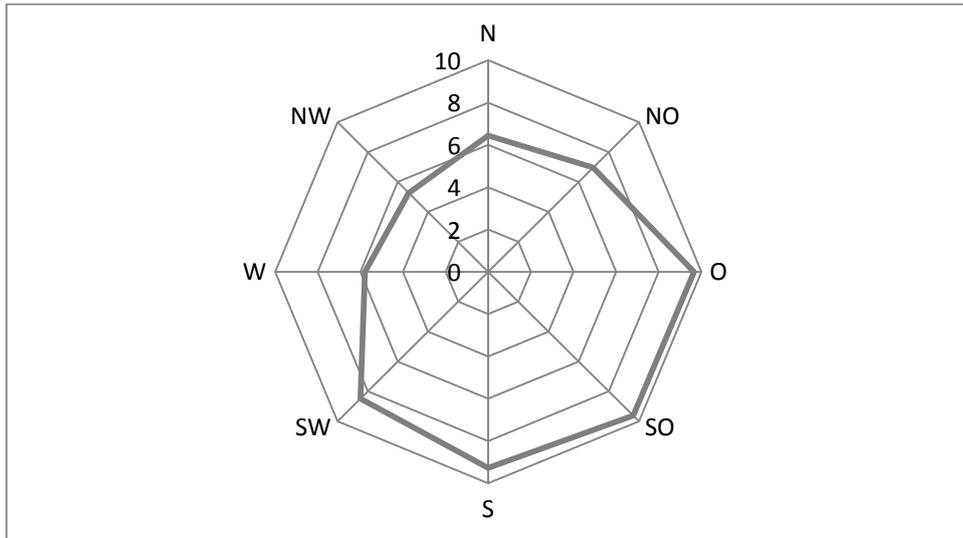


Abbildung 68: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m³] im meteorologischen Frühling

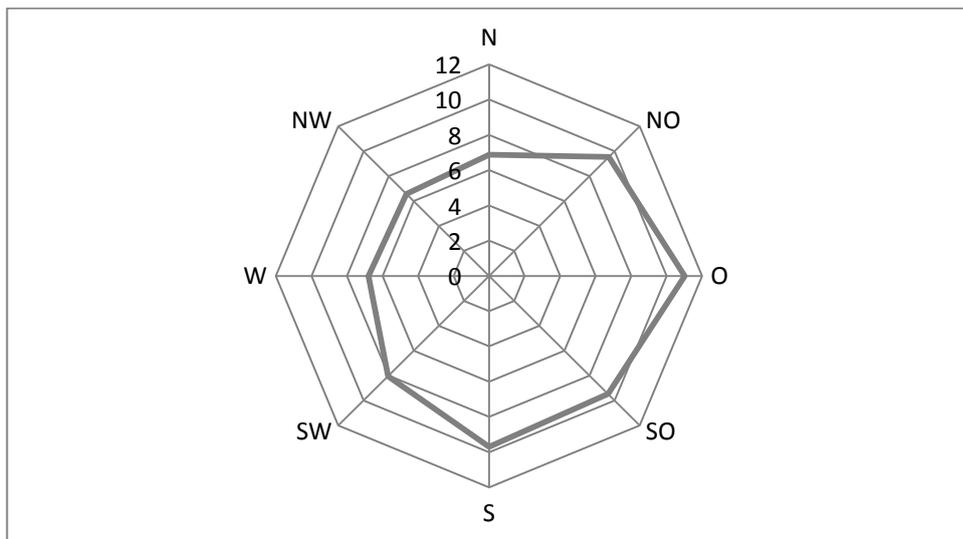


Abbildung 69: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m³] im meteorologischen Sommer

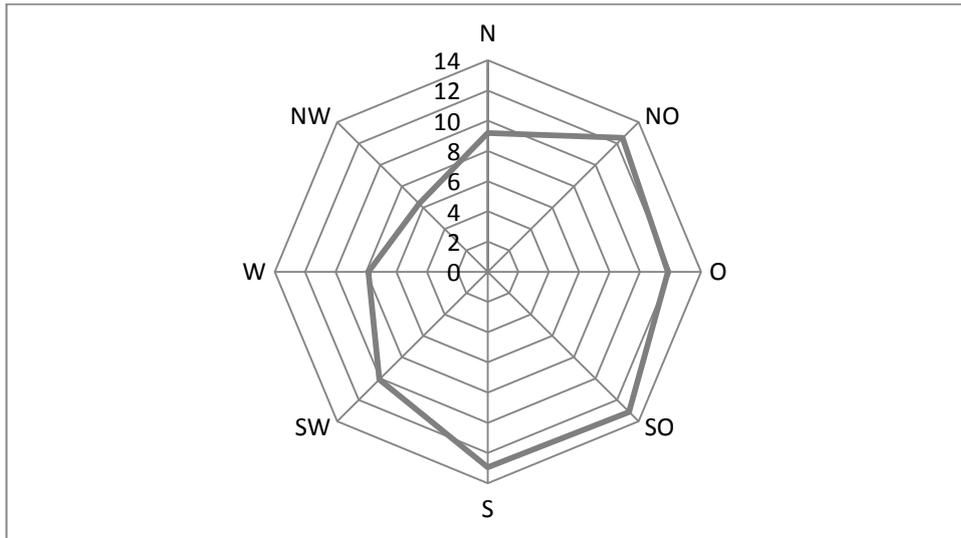


Abbildung 70: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m³] im meteorologischen Herbst

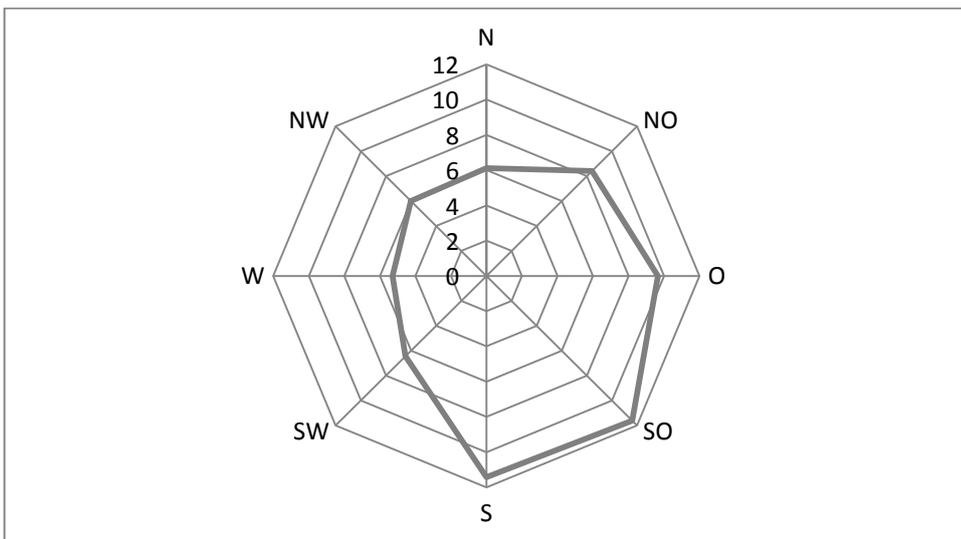


Abbildung 71: Windrose der mittleren Radon-Konzentration [Bq/m³] im meteorologischen Winter

Tabelle 47: Korrelation Luftschadstoffe und Radon ($p=0,01$)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,39	0,16	0,16	0,48	0,23	0,23	0,15	0,02	0,02
PM10TEOM	0,28	0,08	0,08	0,39	0,15	0,22	0,03	0,00	0,00
PM10HVS				0,41	0,17	0,22	0,10	0,01	0,01
PM2.5HVS				0,36	0,13	0,18	0,03	0,00	0,00

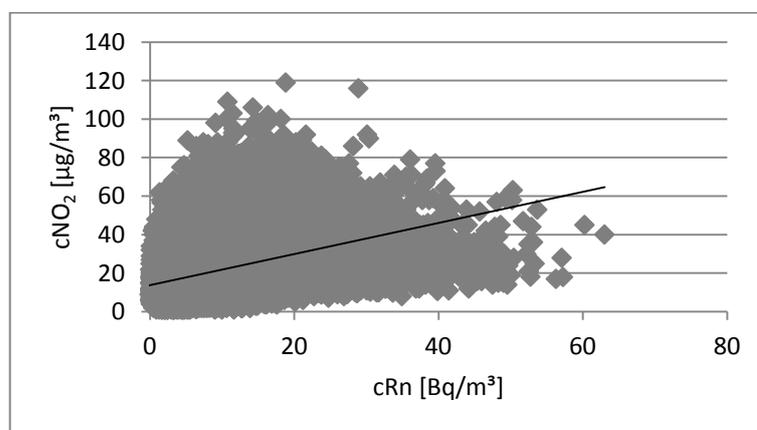


Abbildung 72: Scatterplot Stickstoffdioxid (Stundenmittelwerte)

$$y = 0,8429x + 13,725; R^2 = 0,16 (p=0,01)$$

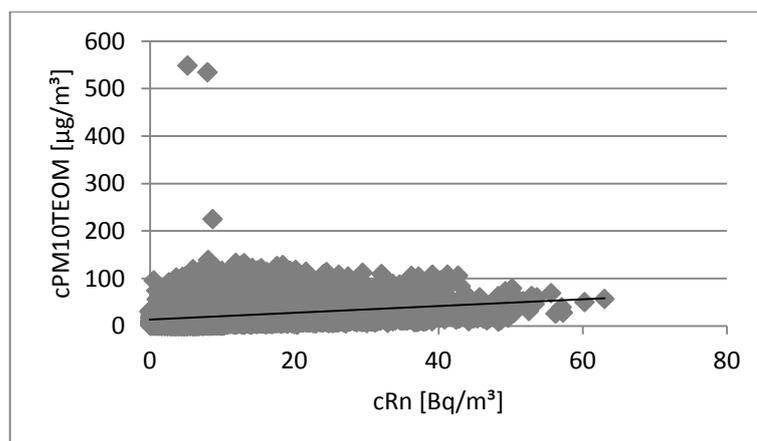


Abbildung 73: Scatterplot PM10TEOM (Stundenmittelwerte)

$$y = 0,7281x + 13,859; R^2 = 0,08 (p=0,01)$$

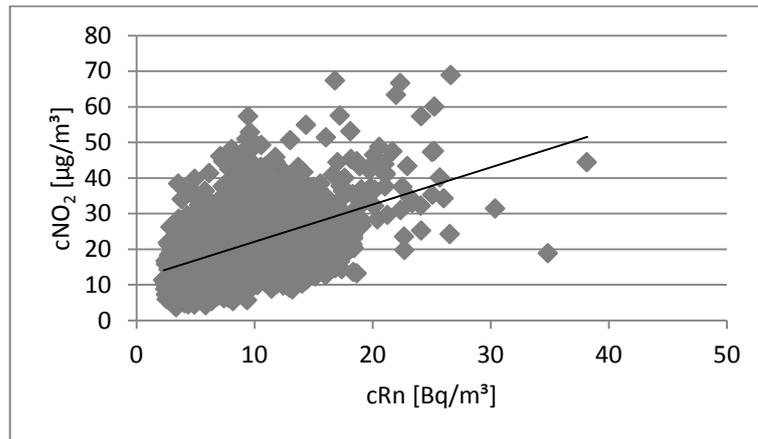


Abbildung 74: Scatterplot Stickstoffdioxid (Tagesmittelwerte)

$$y = 1,0429x + 11,704; R^2 = 0,23 \text{ (p=0,01)}$$

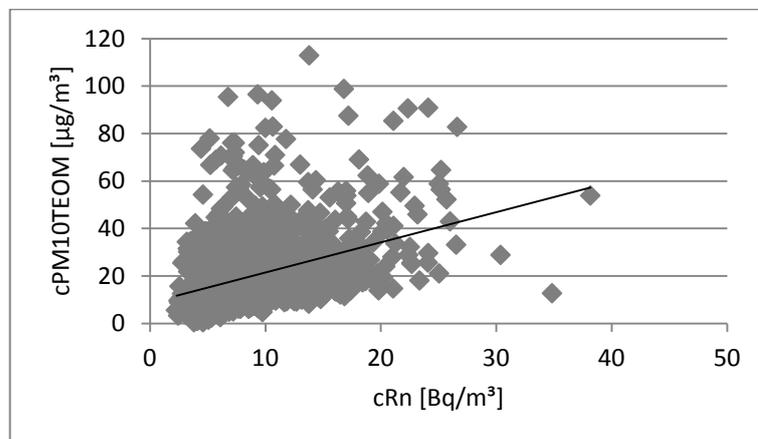


Abbildung 75: Scatterplot PM10TEOM (Tagesmittelwerte)

$$y = 1,2728x + 8,6658; R^2 = 0,15 \text{ (p=0,01)}$$

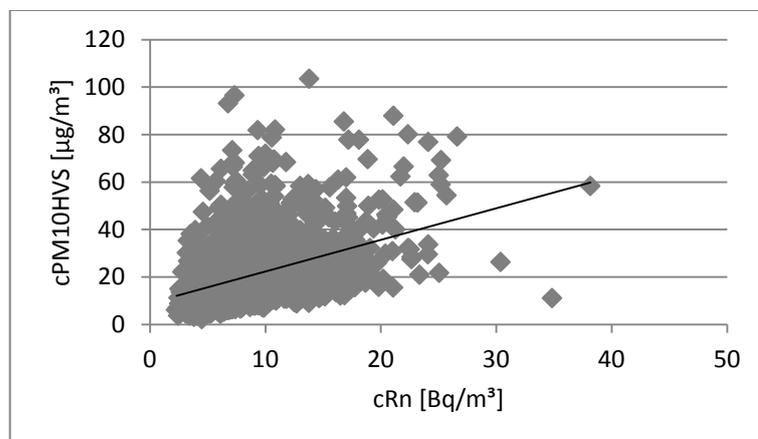


Abbildung 76: Scatterplot PM10HVS (Tagesmittelwerte)

$$y = 1,3315x + 8,9707; R^2 = 0,17 \text{ (p=0,01)}$$

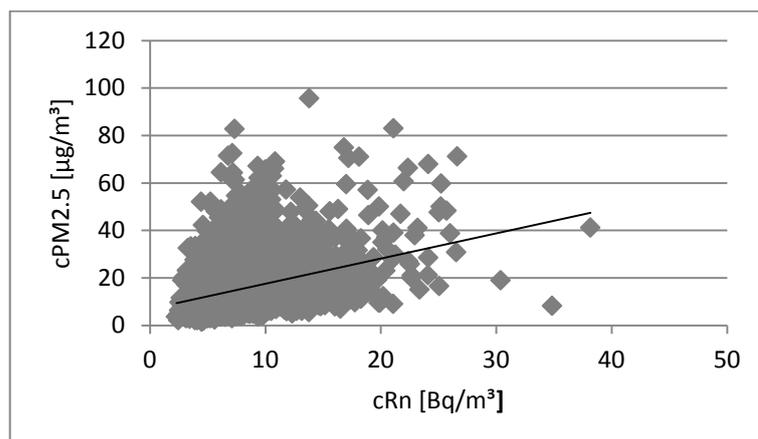


Abbildung 77: Scatterplot PM2.5 (Tagesmittelwerte)

$$y = 1,0596x + 6,9379; R^2 = 0,13 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

Tabelle 48: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Frühling (p=0,01 oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,52	0,27	0,27	0,66	0,43	0,43	0,51	0,26 (p=0,11)	0,26
PM10TEOM	0,34	0,12	0,12	0,51	0,26	0,26	0,37	0,14 (p=0,27)	0,14
PM10HVS				0,51	0,26	0,26	0,40	0,16 (p=0,31)	0,16
PM2.5HVS				0,45	0,21	0,22	0,30	0,09 (p=0,50)	0,09

Tabelle 49: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Sommer (p=0,01 oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,45	0,20	0,20	0,52	0,28	0,29	0,36	0,13 (p=0,28)	0,14
PM10TEOM	0,32	0,10	0,10	0,62	0,39	0,41	0,73	0,53 (p=0,02)	0,53
PM10HVS				0,60	0,36	0,38	0,76	0,57	0,57
PM2.5HVS				0,61	0,37	0,40	0,72	0,52	0,52

Tabelle 50: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Herbst (p=0,01)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,37	0,14	0,15	0,64	0,41	0,41	0,85	0,73	0,73
PM10TEOM	0,44	0,19	0,19	0,63	0,40	0,40	0,83	0,68	0,68
PM10HVS				0,60	0,36	0,39	0,82	0,68	0,68
PM2.5HVS				0,57	0,32	0,37	0,82	0,67	0,67

Tabelle 51: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im meteorologischen Winter (p=0,01 oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,51	0,26	0,26	0,71	0,50	0,51	0,40	0,16 (p=0,23)	0,19
PM10TEOM	0,41	0,17	0,17	0,53	0,29	0,32	0,01	0,00	0,01
PM10HVS				0,57	0,32	0,35	0,16	0,03	0,06
PM2.5HVS				0,56	0,31	0,34	0,14	0,02	0,06

Tabelle 52: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im hydrologischen Sommer ($p=0,01$ oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,42	0,17	0,18	0,57	0,32	0,32	0,61	0,37	0,38
PM10TEOM	0,33	0,11	0,11	0,55	0,30	0,33	0,54	0,29	0,30
PM10HVS				0,53	0,29	0,33	0,52	0,27	0,30
PM2.5HVS				0,51	0,26	0,33	0,42	0,18 ($p=0,05$)	0,20

Tabelle 53: Korrelation Luftschadstoffe und Radon im hydrologischen Winter ($p=0,01$ oder abweichend)

Luftschadstoff	Daten-Auflösung								
	Stunde			Tag			Monat		
	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)	R	R ² (l)	R ² (b)
NO ₂	0,45	0,21	0,21	0,61	0,37	0,42	0,35	0,12 ($p=0,10$)	0,13
PM10TEOM	0,37	0,14	0,14	0,50	0,25	0,28	0,24	0,06	0,06
PM10HVS				0,54	0,29	0,32	0,38	0,14 ($p=0,08$)	0,14
PM2.5HVS				0,49	0,24	0,28	0,32	0,10 ($p=0,13$)	0,10

Anhang 7 Mittlere monatliche Konzentrationen und Flussdichten von Radon und Luftschadstoffen

Tabelle 54: Mittlere monatliche Konzentrationen von Radon und Luftschadstoffen

	cRn [Bq/m ³]	cNO ₂ [µg/m ³]	cPM10TEOM [µg/m ³]	cPM10HVS [µg/m ³]	cPM2.5HVS [µg/m ³]
Januar	6,8	25	25	25	23
Februar	7,4	28	33	32	27
März	8,4	25	31	32	27
April	8	21	21	23	18
Mai	7,9	16	15	16	11
Juni	8,6	14	12	13	8
Juli	9,5	14	13	14	9
August	10,8	17	13	14	9
September	10,9	20	14	16	11
Oktober	11,1	22	18	20	15
November	12,5	25	25	28	23
Dezember	8,3	25	18	20	17

Tabelle 55: Mittlere monatliche Flussdichten von Radon und Luftschadstoffen

	jRn [Bq/m ² *h]	jNO ₂ [µg/m ² *h]	jPM10TEOM [µg/ m ² *h]	jPM10HVS [µg/ m ² *h]	jPM2.5HVS [µg/ m ² *h]
Januar	46,5	168	169	172	155
Februar	42	156	185	182	155
März	40,2	121	148	155	128
April	51,7	132	136	148	115
Mai	66,7	135	125	132	93
Juni	77,5	129	112	113	74
Juli	82,9	125	116	123	81
August	79,9	124	98	102	67
September	78,2	142	103	113	77
Oktober	73,2	147	119	133	101
November	62	125	126	139	114
Dezember	52,9	159	115	126	108

Anhang 8 Ermittlung eines Vergleichswertes

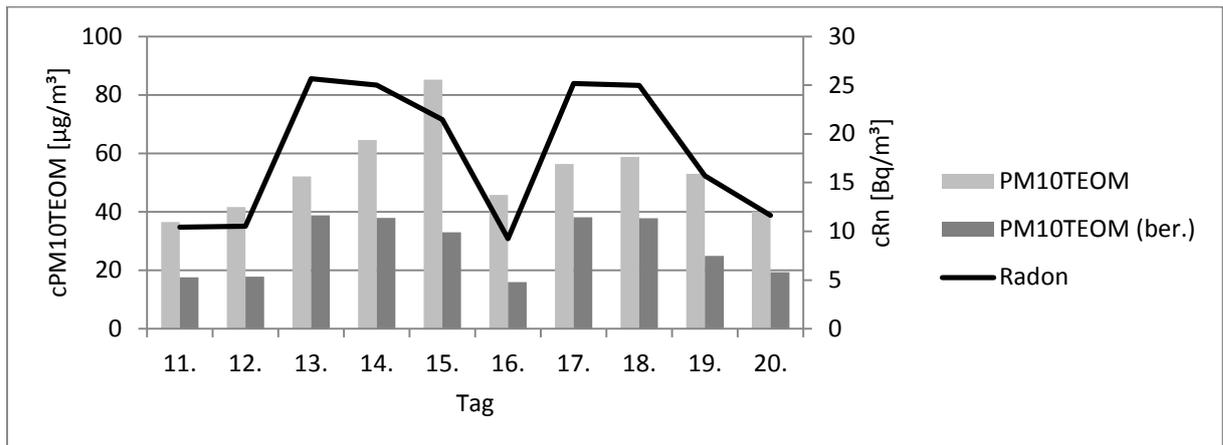


Abbildung 78: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit statistischem Verfahren

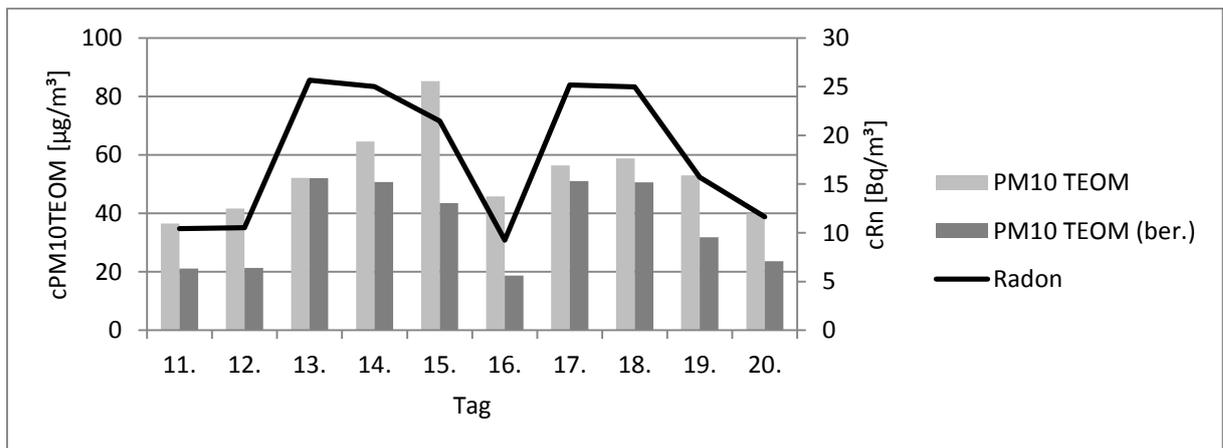


Abbildung 79: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit Radon-Tracer-Methode

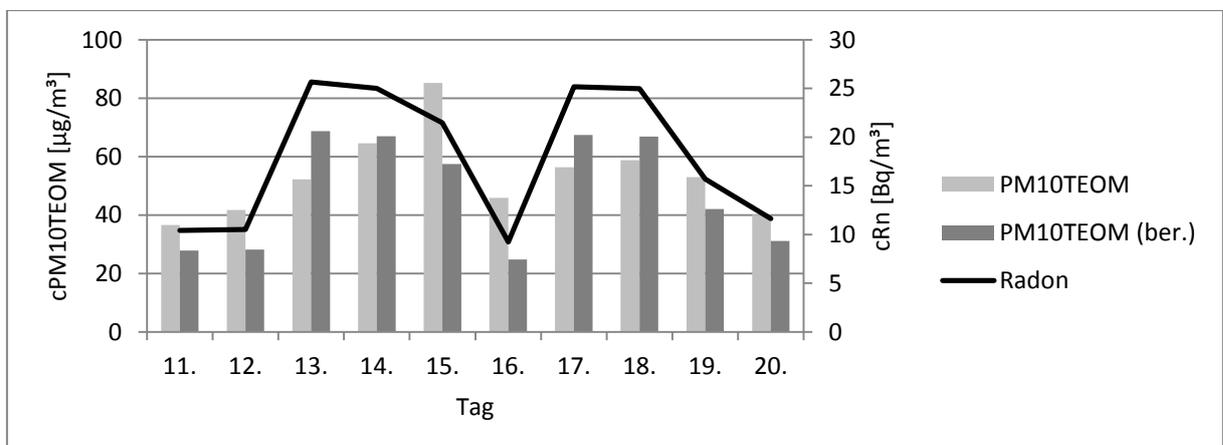


Abbildung 80: Vergleichswerte für Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode: 12.-18.11.2011) mit Radon-Tracer-Methode und spezifischem Radon-Fluss

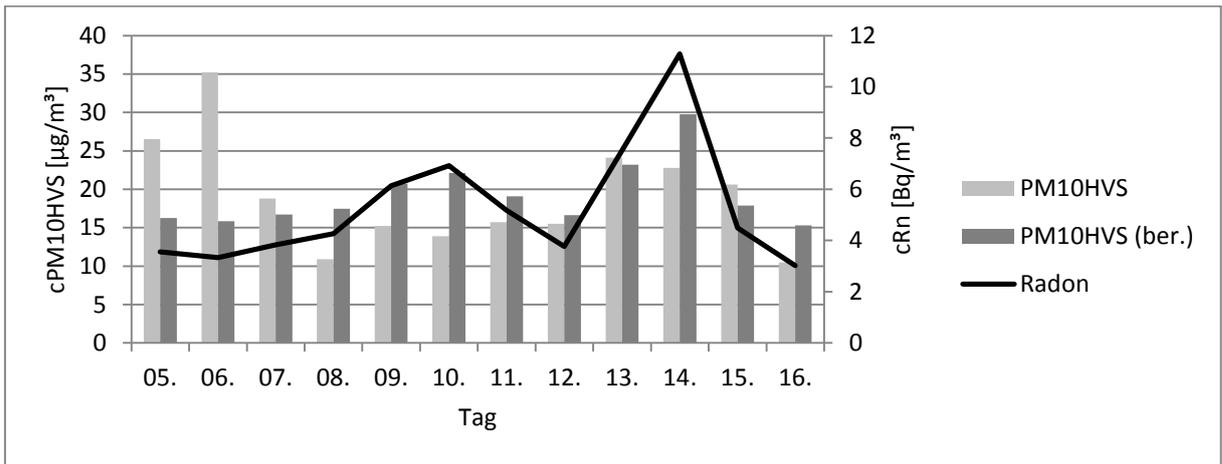


Abbildung 81: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit statistischem Verfahren

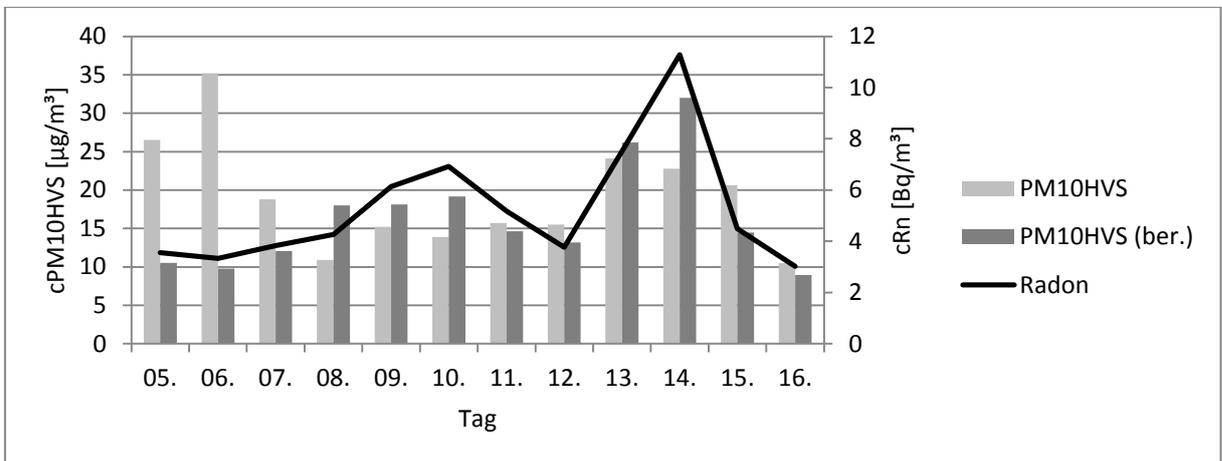


Abbildung 82: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit Radon-Tracer-Methode

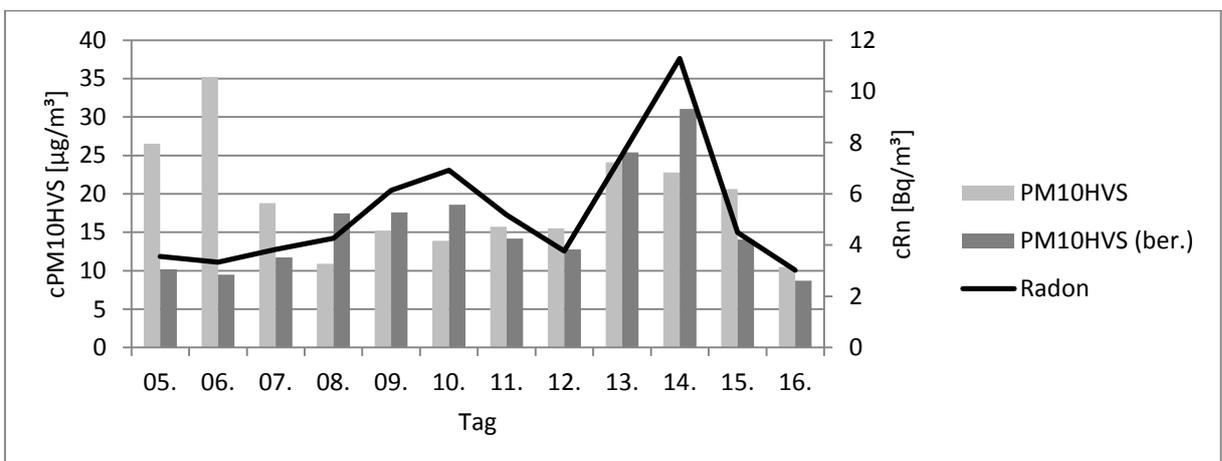


Abbildung 83: Vergleichswerte für Zeitabschnitt niedriger Emission (Osterferien in Sachsen 2012) mit Radon-Tracer-Methode und spezifischem Radon-Fluss

Tabelle 56: Gemessene und berechnete PM10TEOM-Konzentrationen für einen Zeitabschnitt hoher Emission (Feinstaubepisode 12.-18.11.2011)

Datum	cPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM statistisches Verfahren [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Radon-Tracer- Methode [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10TEOM Radon-Tracer-Methode mit spezifischem Rn- Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
11.11.2011	37	18	21	28
12.11.2011	42	18	21	28
13.11.2011	52	39	52	69
14.11.2011	65	38	51	67
15.11.2011	85	33	43	57
16.11.2011	46	16	19	25
17.11.2011	56	38	51	67
18.11.2011	59	38	51	67
19.11.2011	53	25	32	42
20.11.2011	40	19	24	31

Tabelle 57: Gemessene und berechnete PM10HVS-Konzentrationen für einen Zeitabschnitt geringer Emission (Osterferien in Sachsen 2012)

Datum	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10HVS statistisches Verfahren [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10HVS Radon-Tracer- Methode [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10HVS Radon-Tracer-Methode mit spezifischem Rn- Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
05.04.2012	27	16	11	10
06.04.2012	35	16	10	10
07.04.2012	19	17	12	12
08.04.2012	11	17	18	17
09.04.2012	15	21	18	18
10.04.2012	14	22	19	19
11.04.2012	16	19	15	14
12.04.2012	16	17	13	13
13.04.2012	24	23	26	25
14.04.2012	23	30	32	31
15.04.2012	21	18	14	14
16.04.2012	11	15	9	9

Anhang 9 Ermittlung der Grundkonzentration

Tabelle 58: Berechnete Grundkonzentration von Stickstoffdioxid im Vergleich zum ländlichen Hintergrund

Monat	cbNO ₂ [µg/m ³]	cNO ₂ Collmberg [µg/m ³]	cNO ₂ Schwartenberg [µg/m ³]	cNO ₂ ländlich [µg/m ³]	Abweichung [%]
Januar	11	14	12	13	-15,4
Februar	12	16	13	14	-14,3
März	11	12	11	11	0,0
April	9	8	7	8	12,5
Mai	7	7	7	7	0,0
Juni	6	6	5	5	20,0
Juli	6	6	4	5	20,0
August	6	6	5	6	0,0
September	8	8	7	7	14,3
Oktober	9	11	10	11	-18,2
November	11	16	13	14	-21,4
Dezember	13	13	13	13	0,0
Jahr	9	10	9	10	-10,0

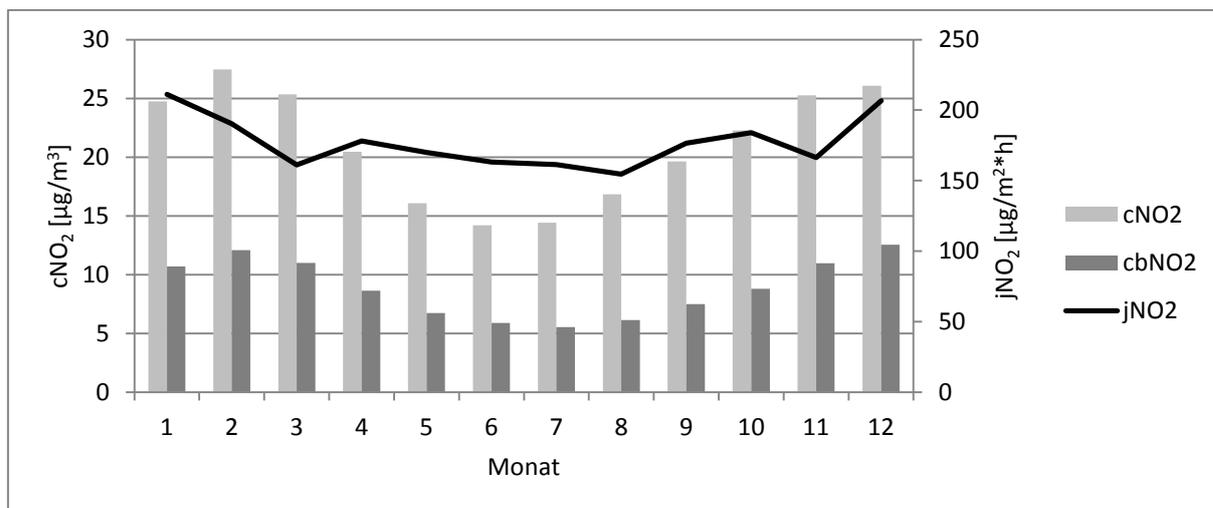


Abbildung 84: Mittlerer Jahresgang von Stickstoffdioxid-Konzentration und errechneter Grundkonzentration

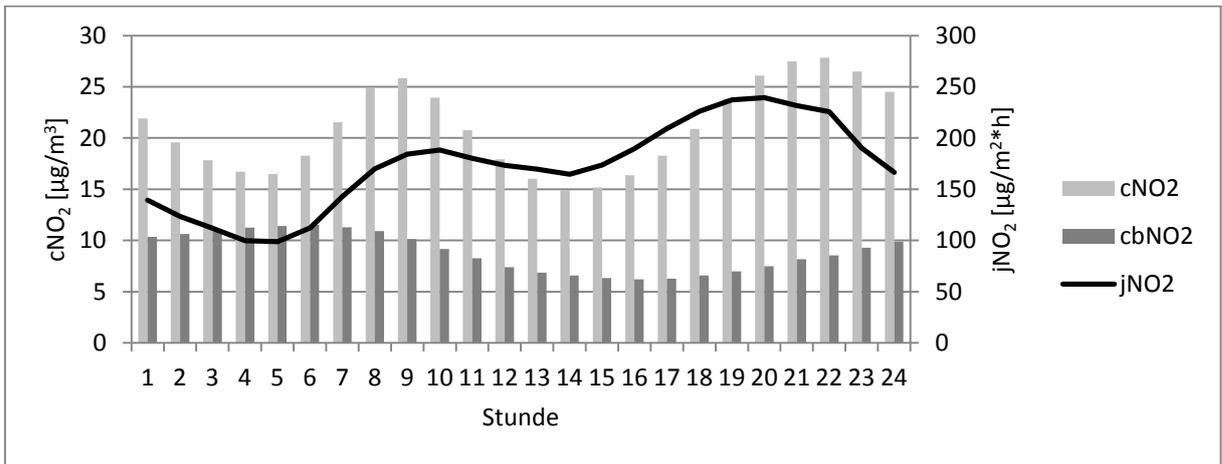


Abbildung 85: Mittlerer Tagesgang von Stickstoffdioxid-Konzentration und errechneter Grundkonzentration

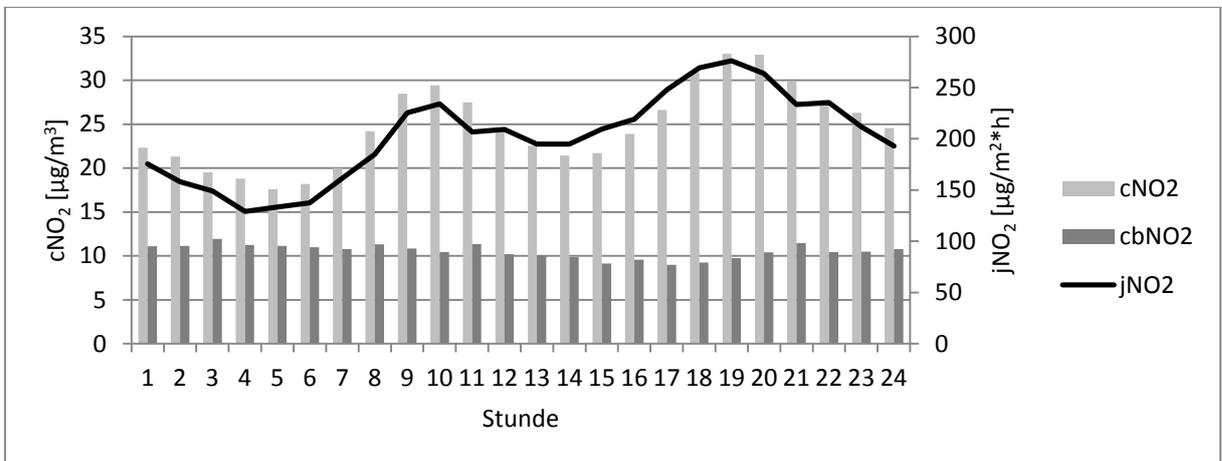


Abbildung 86: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Januar

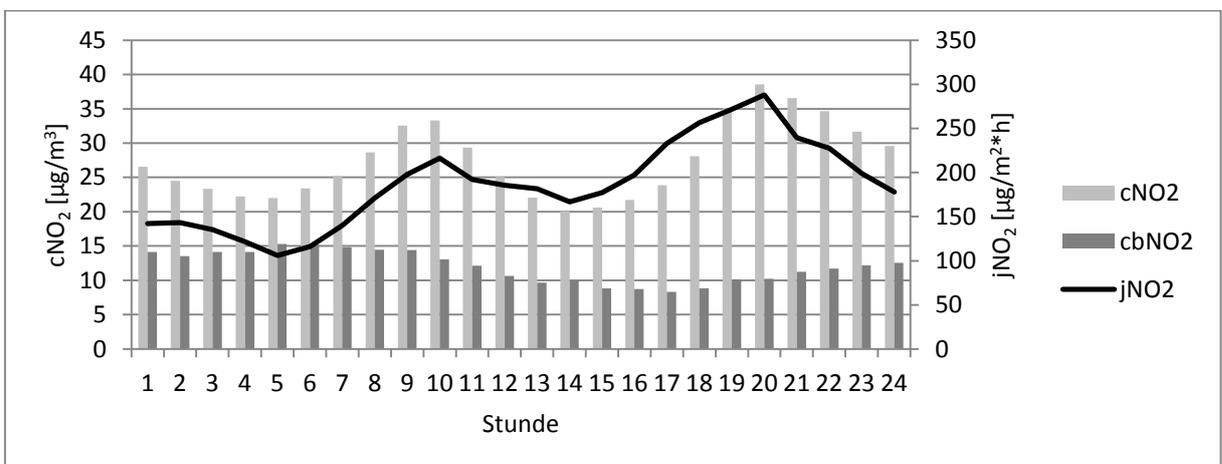


Abbildung 87: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Februar

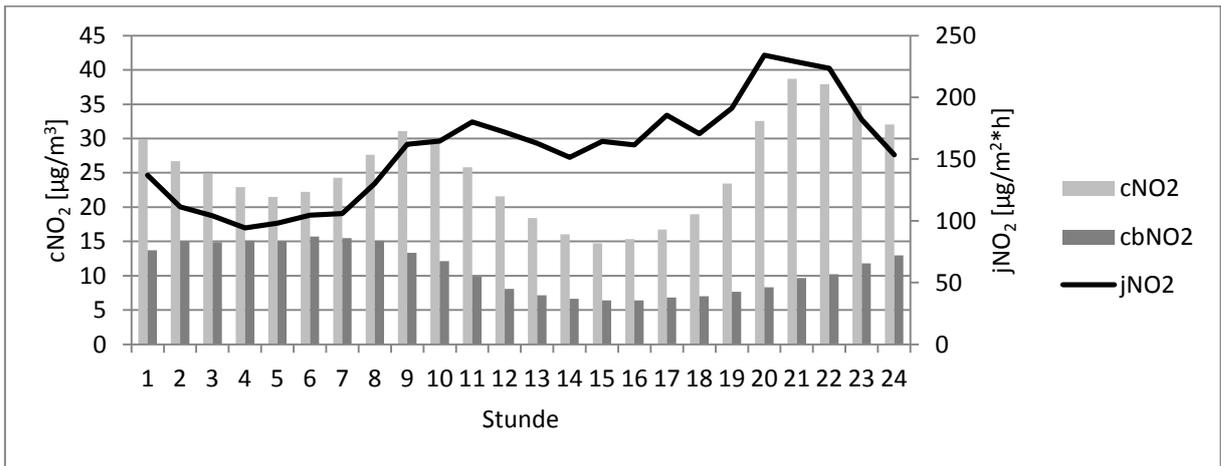


Abbildung 88: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für März

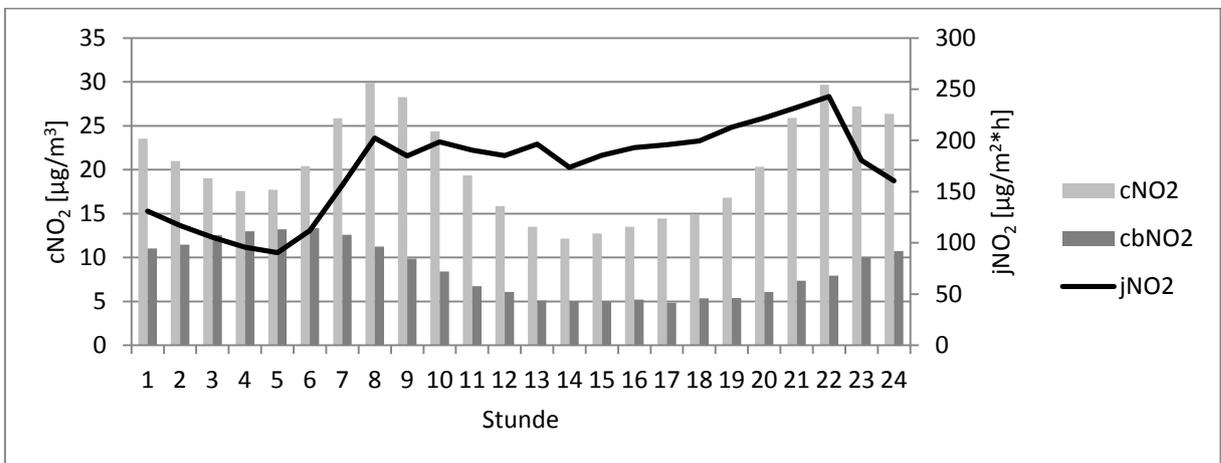


Abbildung 89: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für April

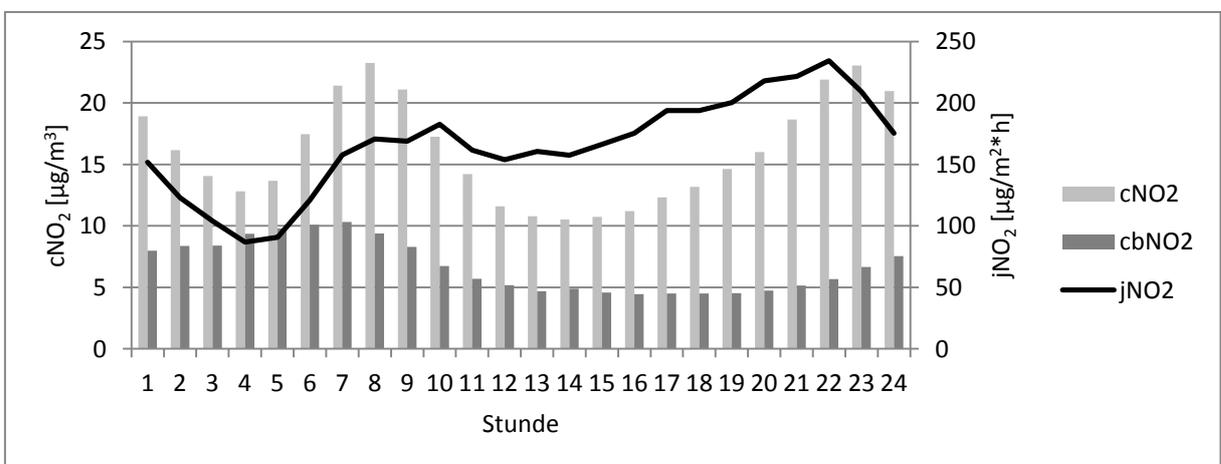


Abbildung 90: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Mai

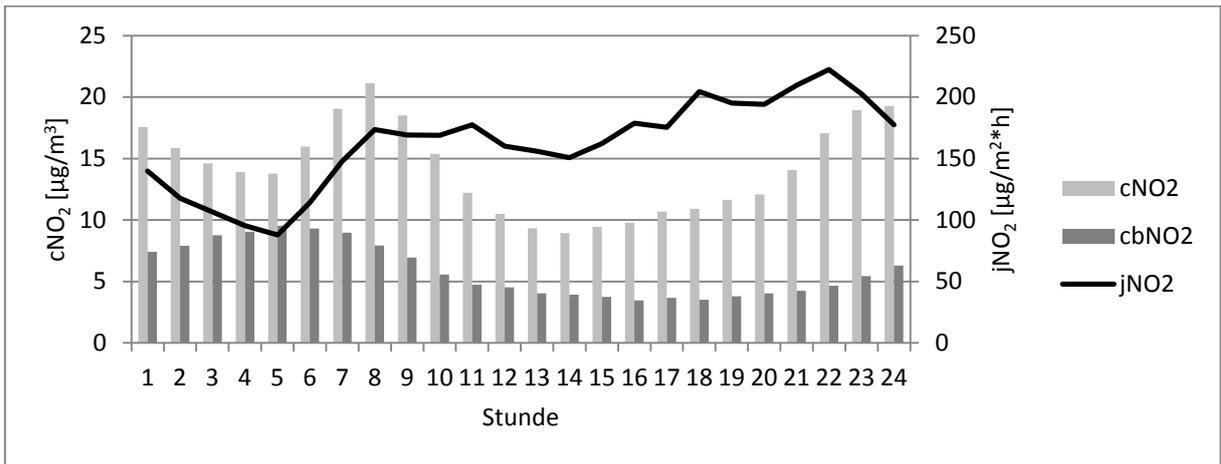


Abbildung 91: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Juni

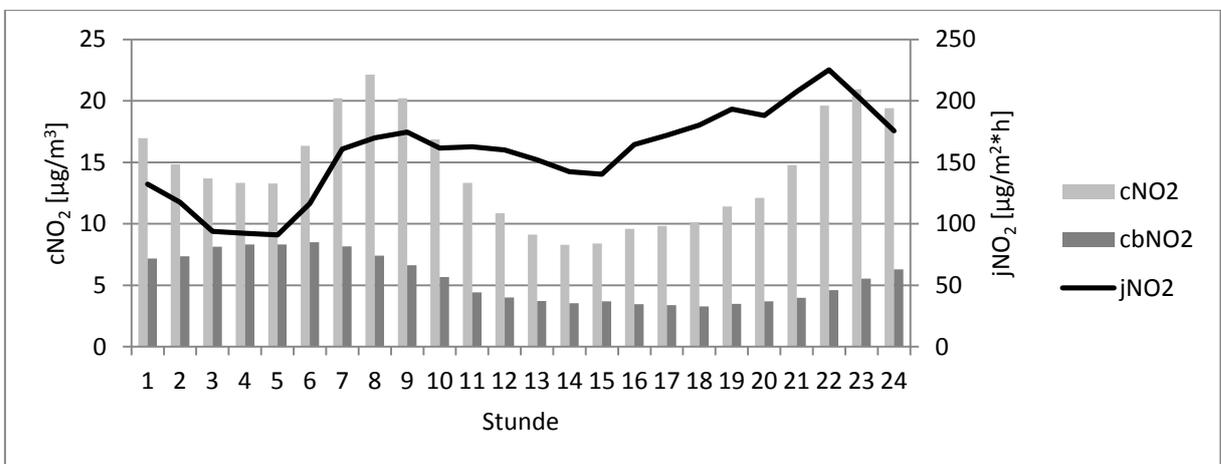


Abbildung 92: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Juli

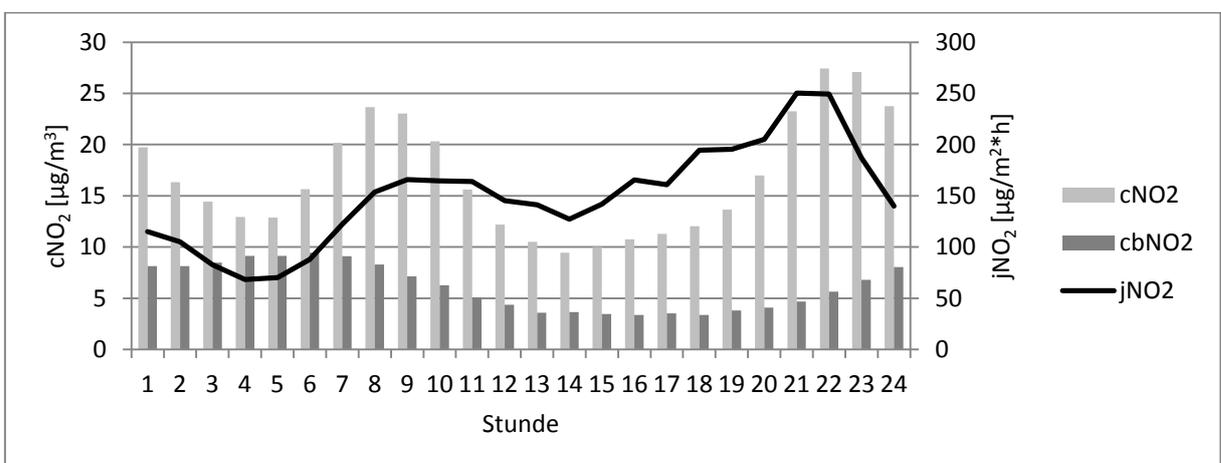


Abbildung 93: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für August

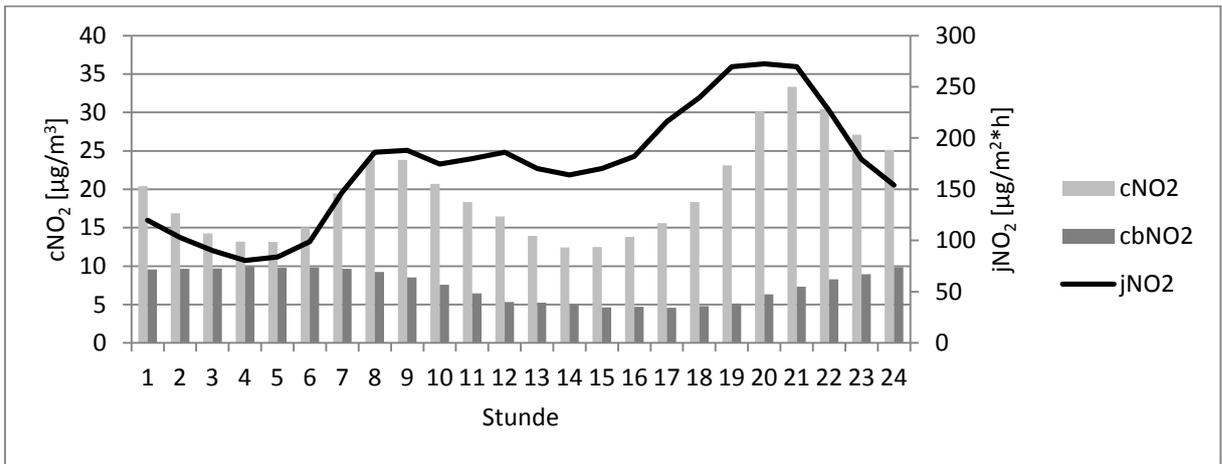


Abbildung 94: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für September

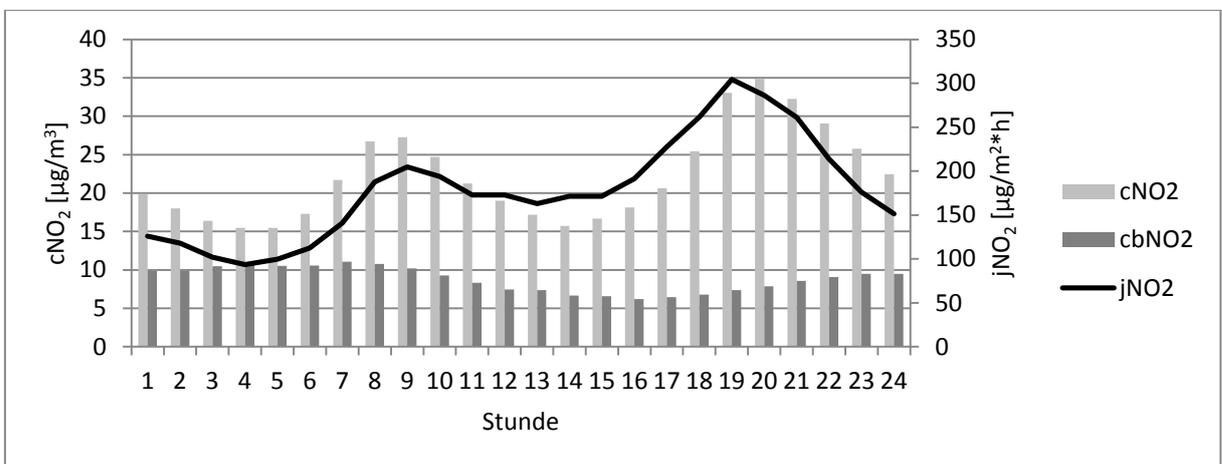


Abbildung 95: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Oktober

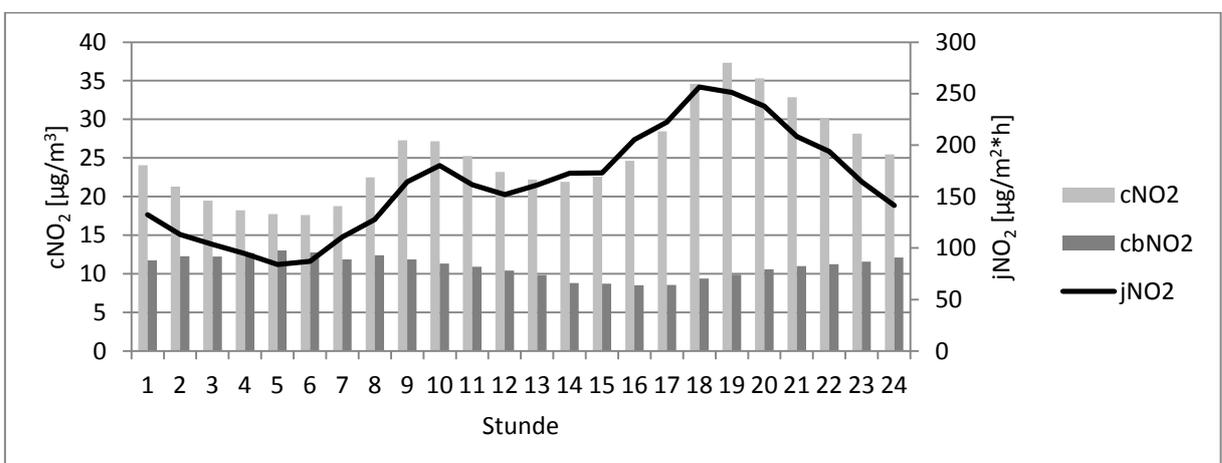


Abbildung 96: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für November

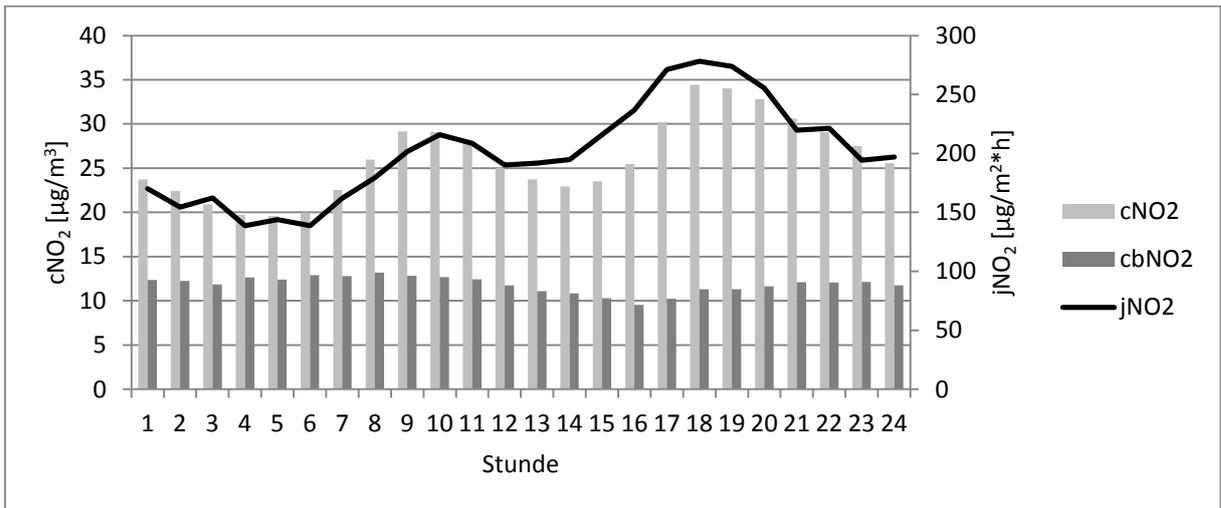


Abbildung 97: Mittlerer Tagesgang von gemessener Stickstoffdioxid-Konzentration und berechneter Grundkonzentration für Dezember

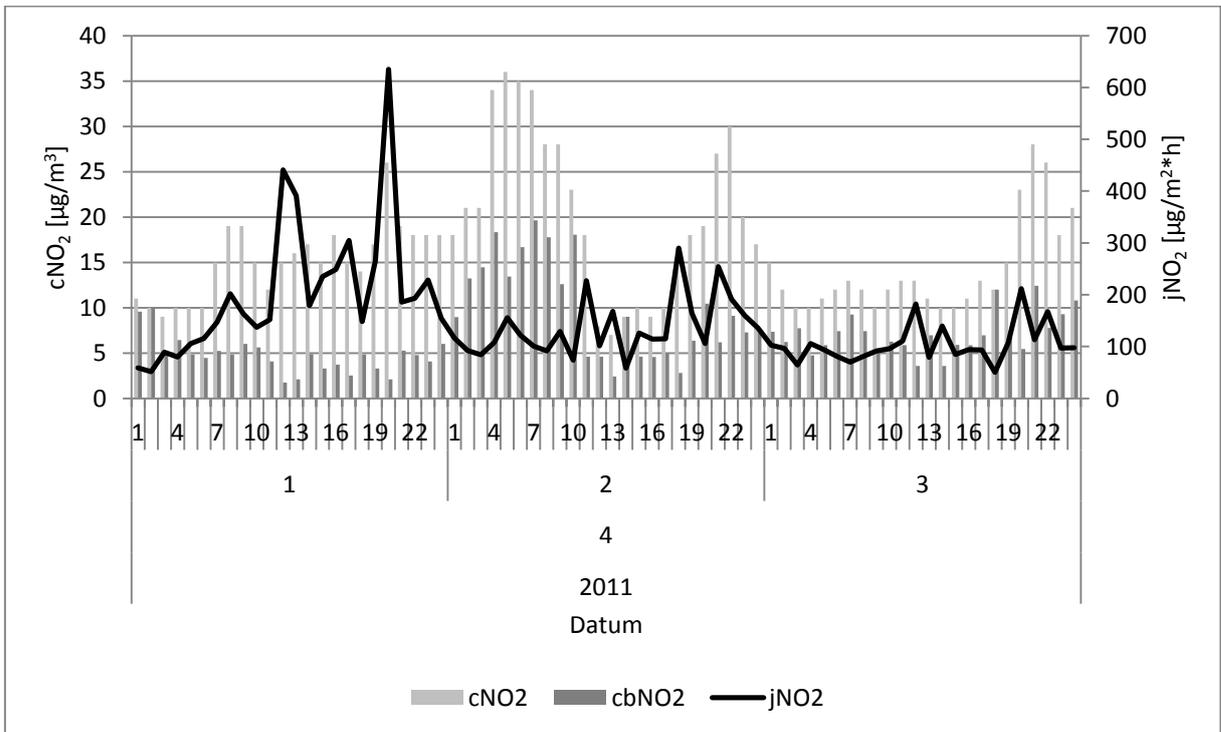


Abbildung 98: Berechnete Grund- und gemessene Gesamtkonzentration von Stickstoffdioxid an aufeinander folgenden Tagen (01.-03.04.2011)

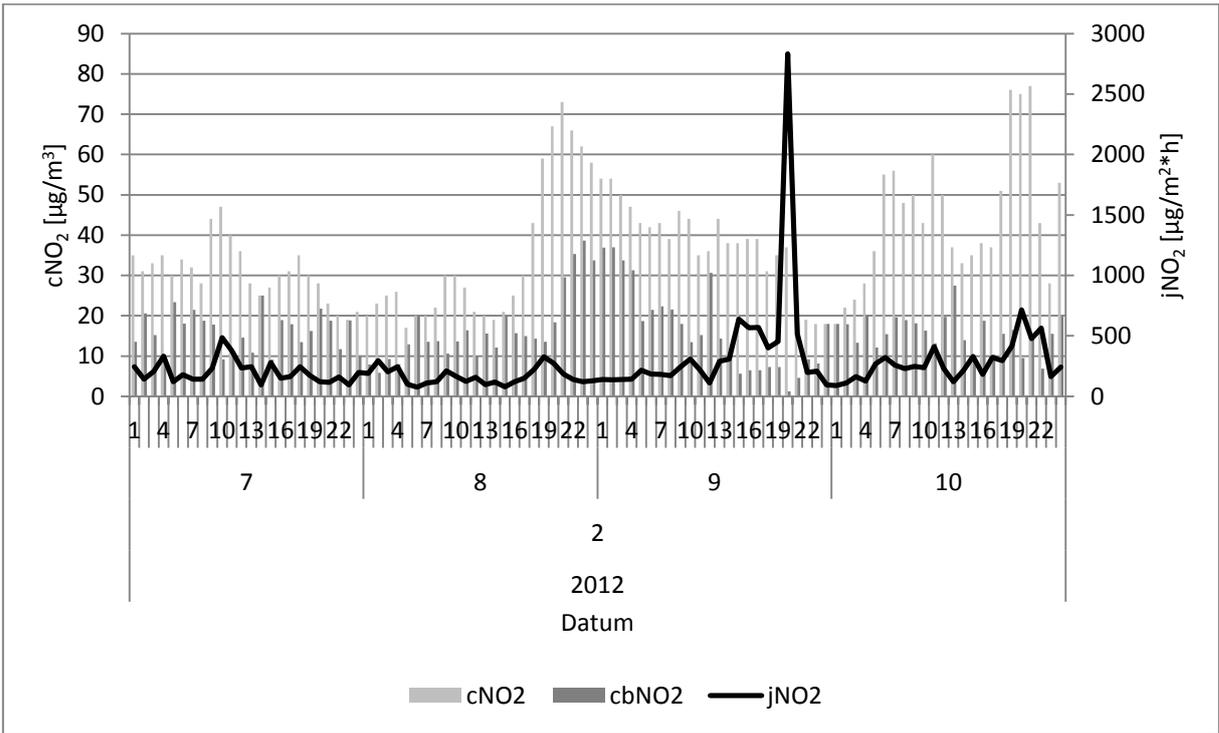


Abbildung 99: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage 07.-10.02.2012)

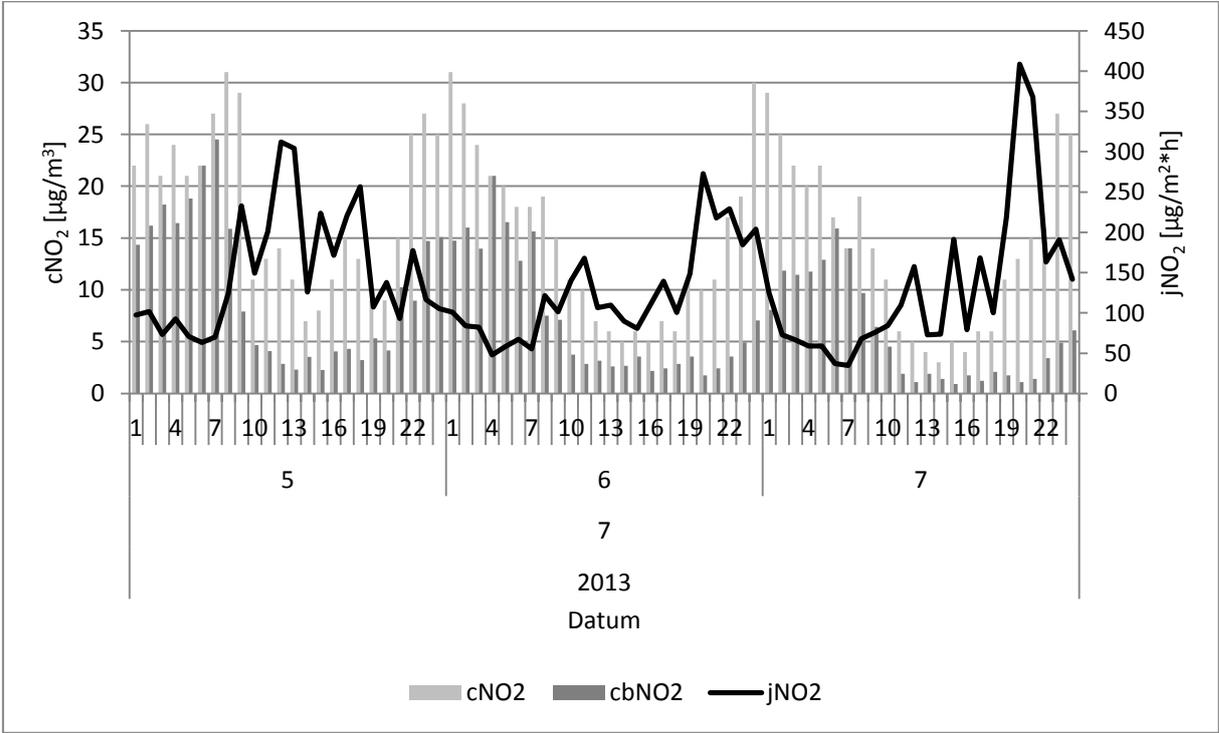


Abbildung 100: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage 05.-07.07.2013)

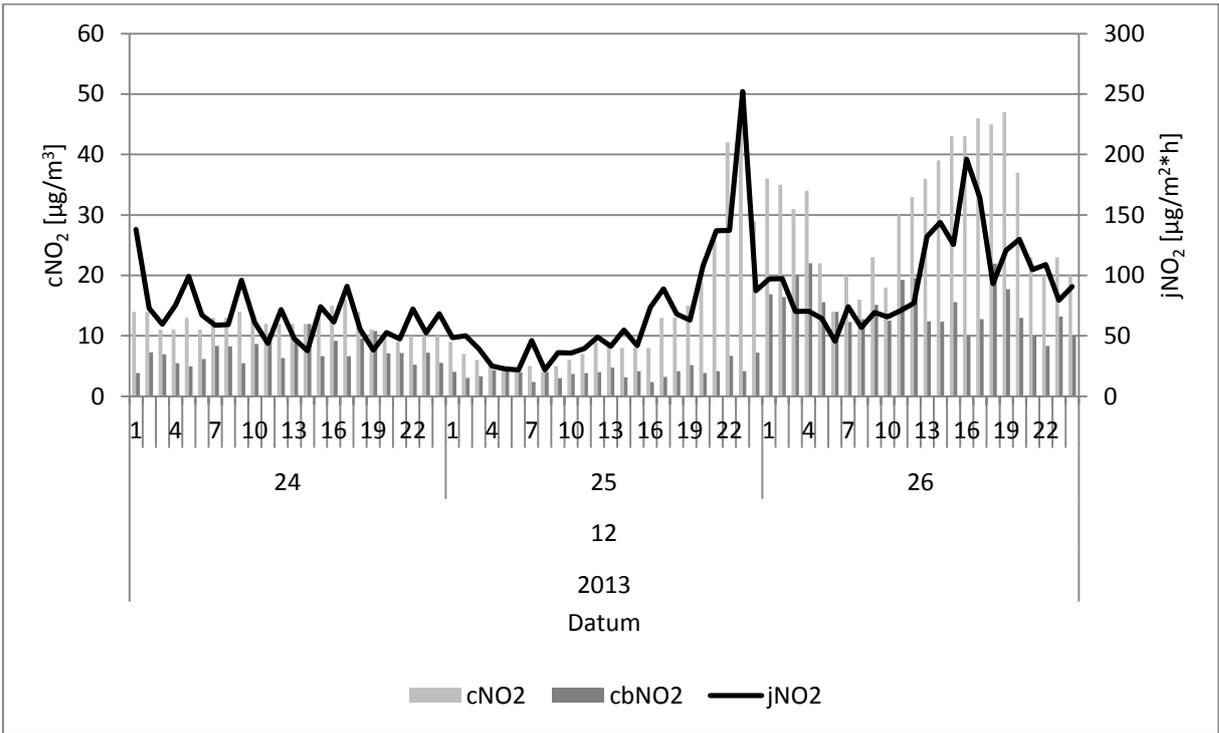


Abbildung 101: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage 24.-26.12.2013)

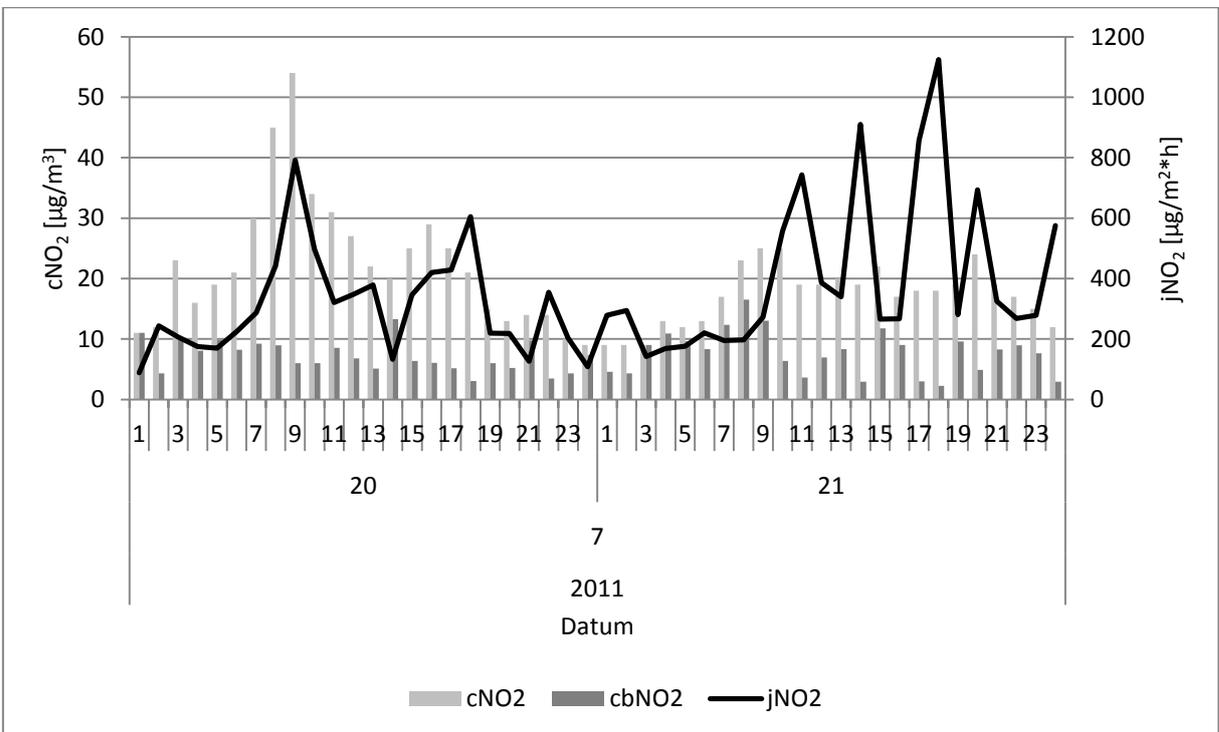


Abbildung 102: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage 20.-21.07.2011)

Tabelle 59: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM im Vergleich zum ländlichen Hintergrund

Monat	cbPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cCollmberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cSchwarzenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cländlich [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Abweichung [%]
Januar	12	20	15	18	-33,3
Februar	15	26	19	23	-34,8
März	14	30	24	27	-48,1
April	9	21	18	20	-55,0
Mai	6	13	13	13	-53,8
Juni	5	11	11	11	-54,5
Juli	5	12	12	12	-58,3
August	6	12	12	12	-50,0
September	7	13	12	13	-46,2
Oktober	9	16	13	15	-40,0
November	12	20	13	17	-29,4
Dezember	8	12	11	11	-27,3
Jahr	9	17	14	16	-43,8

Tabelle 60: Berechnete Grundkonzentration von PM10TEOM aus mittleren monatlichen Minimalflussdichten im Vergleich zu Mittelwerten des ländlichen Hintergrunds

Monat	cbPM10TEOM aus mittlerer Minimalflussdichte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cCollmberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cSchwarzenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cländlich [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Abweichung [%]
Januar	20	20	15	18	11,1
Februar	27	26	19	23	17,4
März	30	30	24	27	11,1
April	18	21	18	20	-10,0
Mai	12	13	13	13	-7,7
Juni	9	11	11	11	-18,2
Juli	9	12	12	12	-25,0
August	9	12	12	12	-25,0
September	12	13	12	13	-7,7
Oktober	15	16	13	15	0,0
November	22	20	13	17	29,4
Dezember	18	12	10	11	63,6
Jahr	17	17	15	16	6,3

Tabelle 61: Monatliche Korrektursummanden von PM10TEOM zur Addition auf berechnete Tagesmittelwerte der Grundkonzentration

Monat	cbPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10TEOM aus mittlerer Minimalflussdichte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	K_S
Januar	12	20	8
Februar	15	27	12
März	14	30	16
April	9	18	9
Mai	6	12	6
Juni	5	9	4
Juli	5	9	4
August	6	9	3
September	7	12	5
Oktober	9	15	6
November	12	22	10
Dezember	8	18	10
Jahr	9	17	8

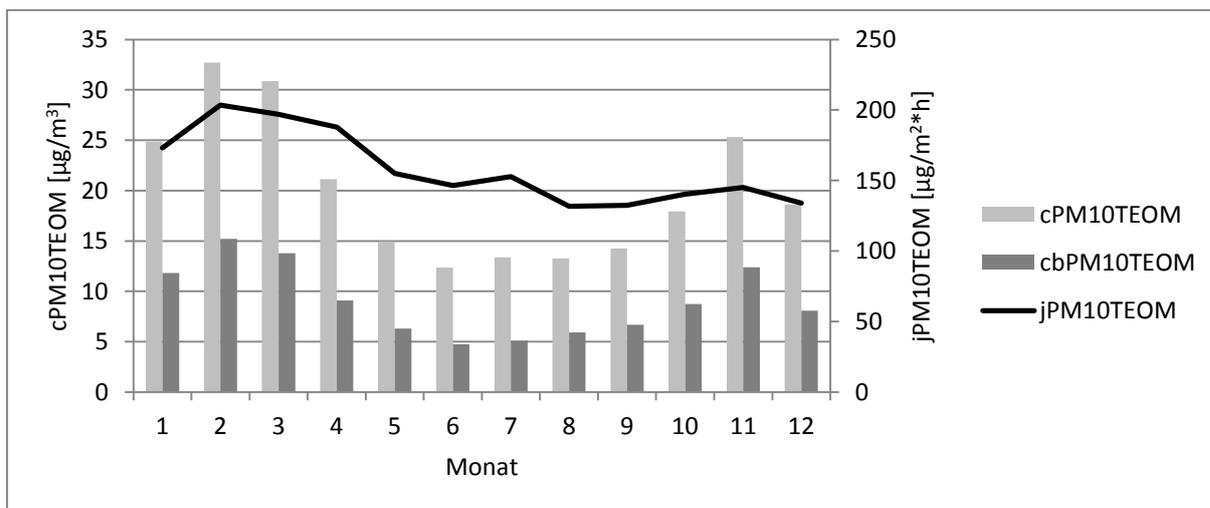


Abbildung 103: Mittlerer Jahresgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration ohne Korrektursummand

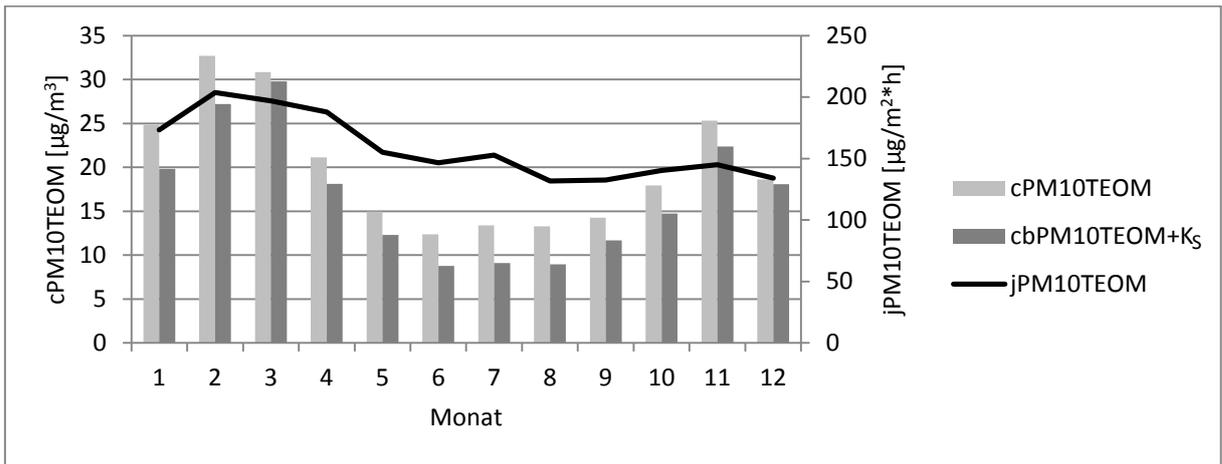


Abbildung 104: Mittlerer Jahresgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand

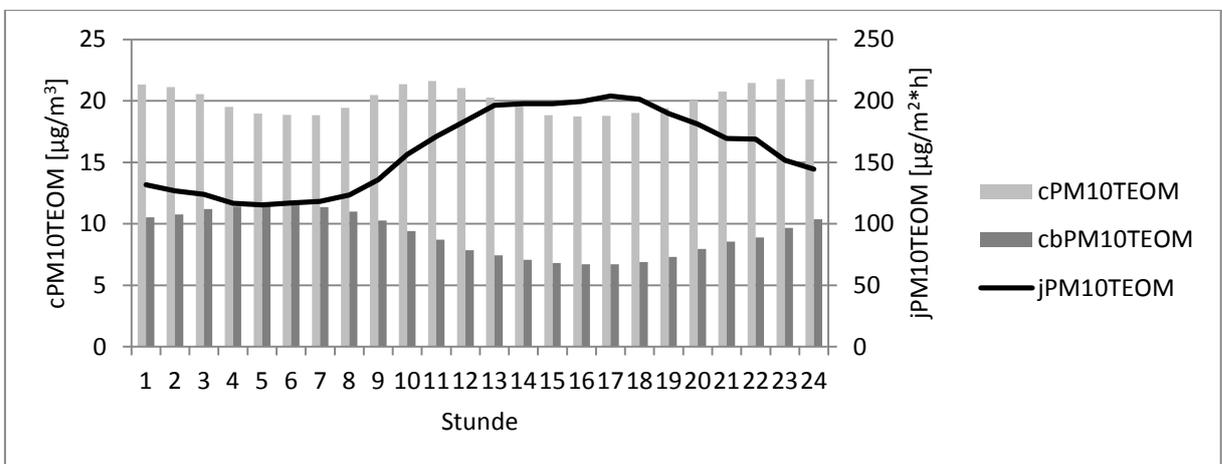


Abbildung 105: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration

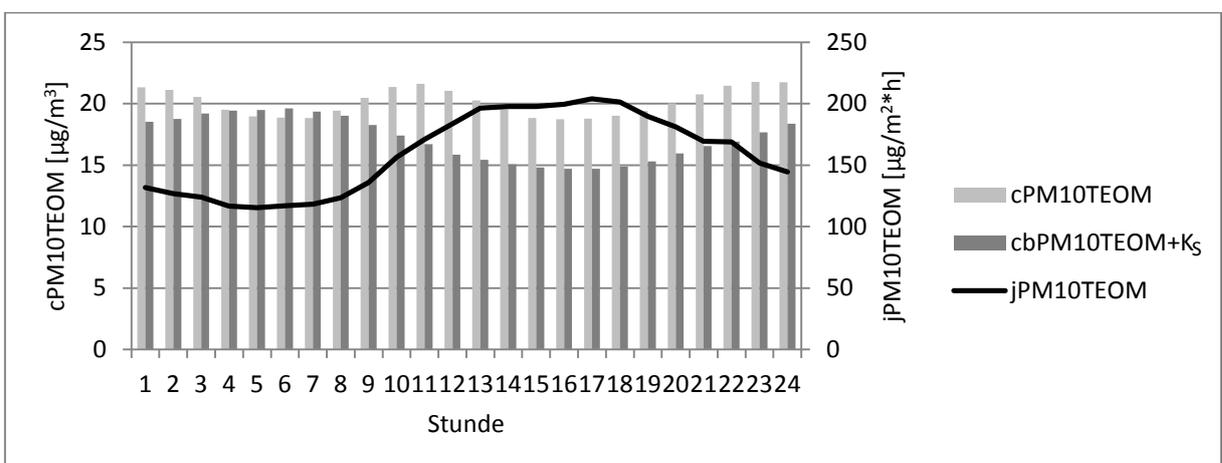


Abbildung 106: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand

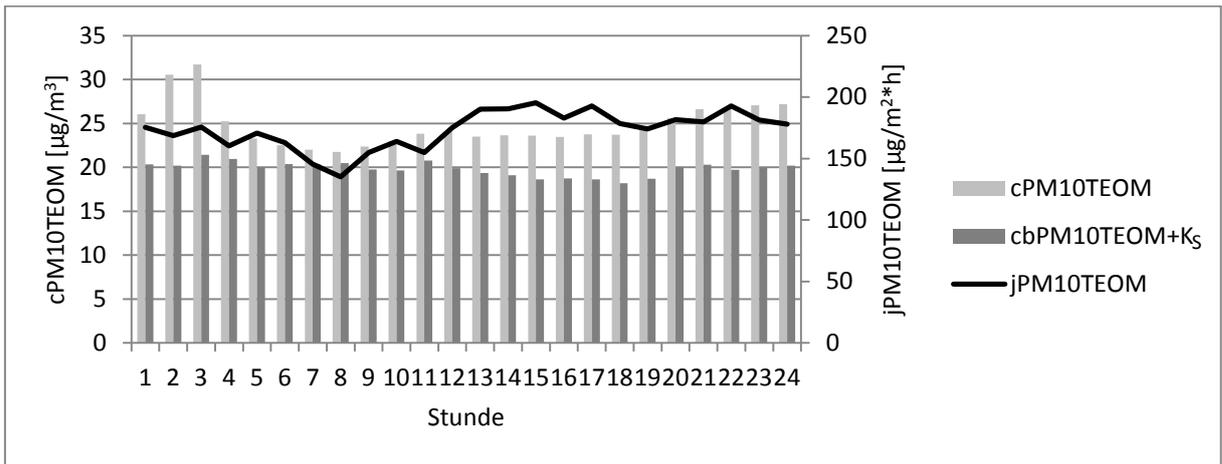


Abbildung 107: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für Januar

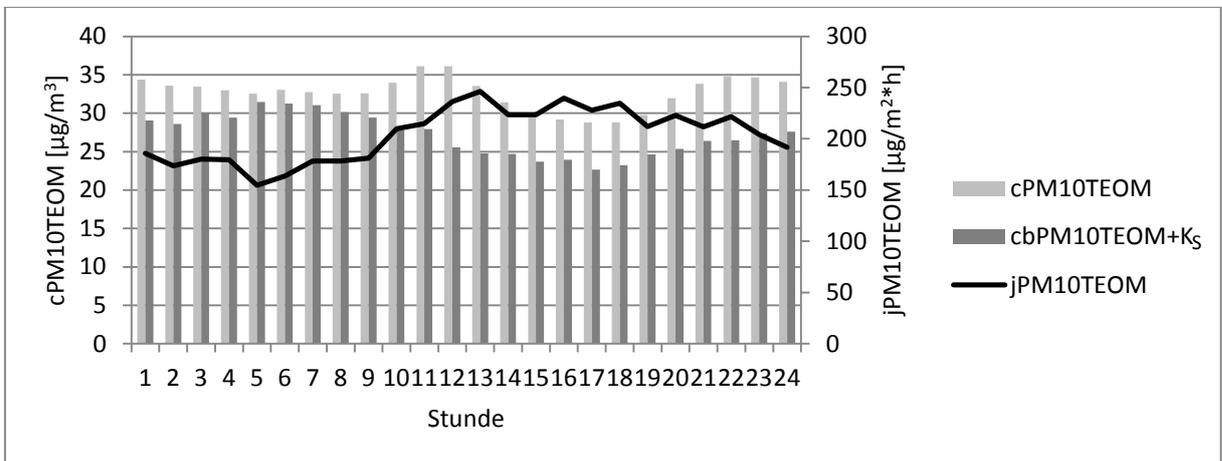


Abbildung 108: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für Februar

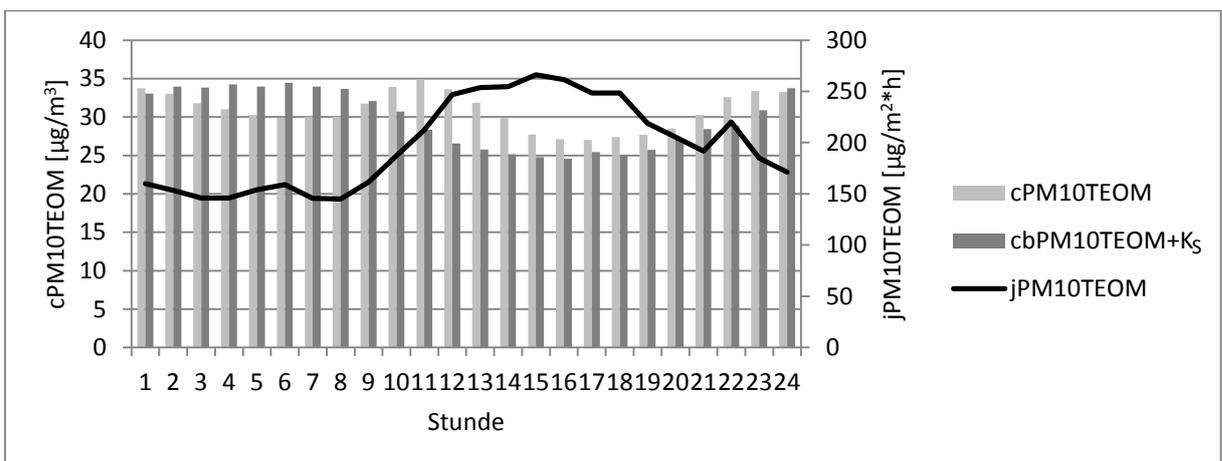


Abbildung 109: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für März

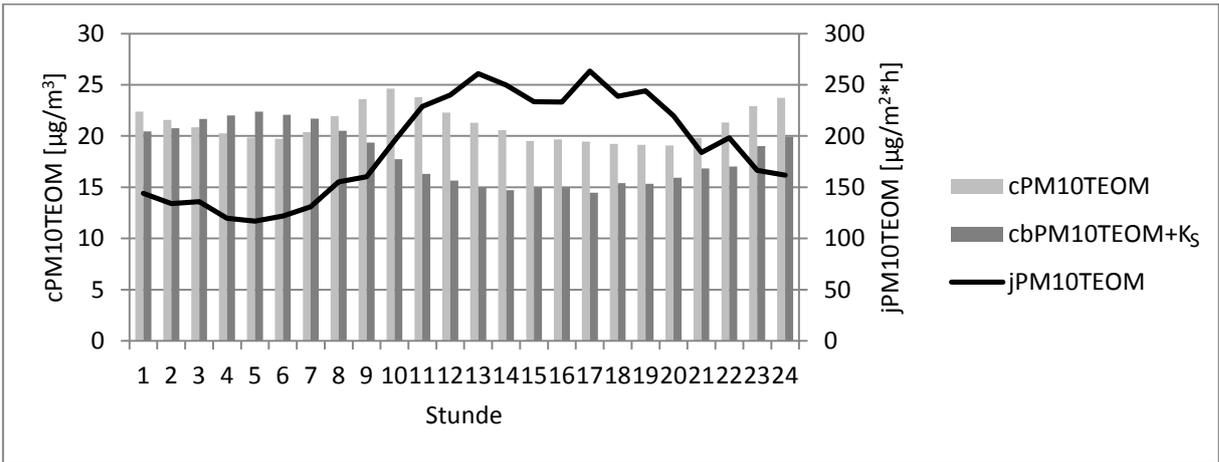


Abbildung 110: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und der berechneten Grundkonzentration mit Korrektursummand für April

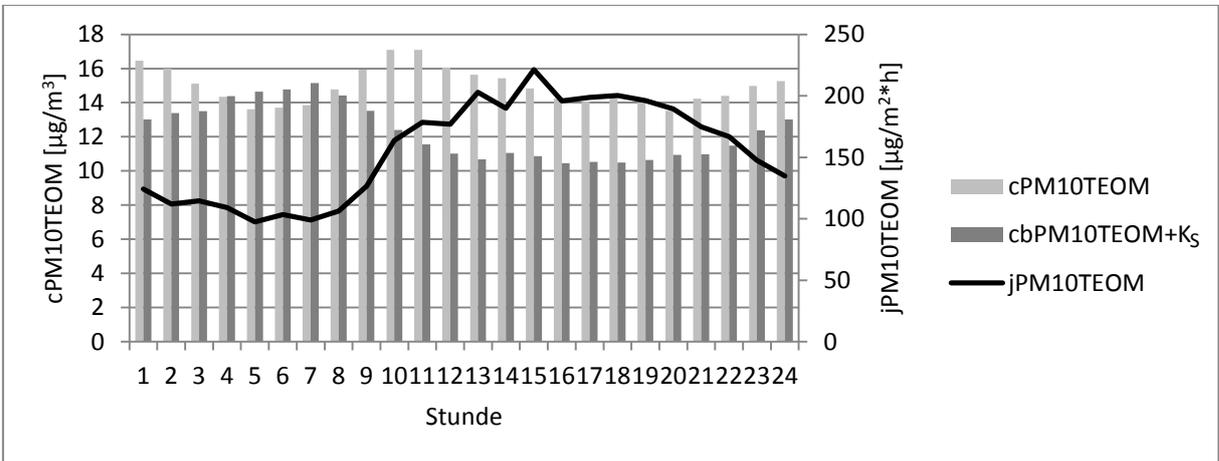


Abbildung 111: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Mai

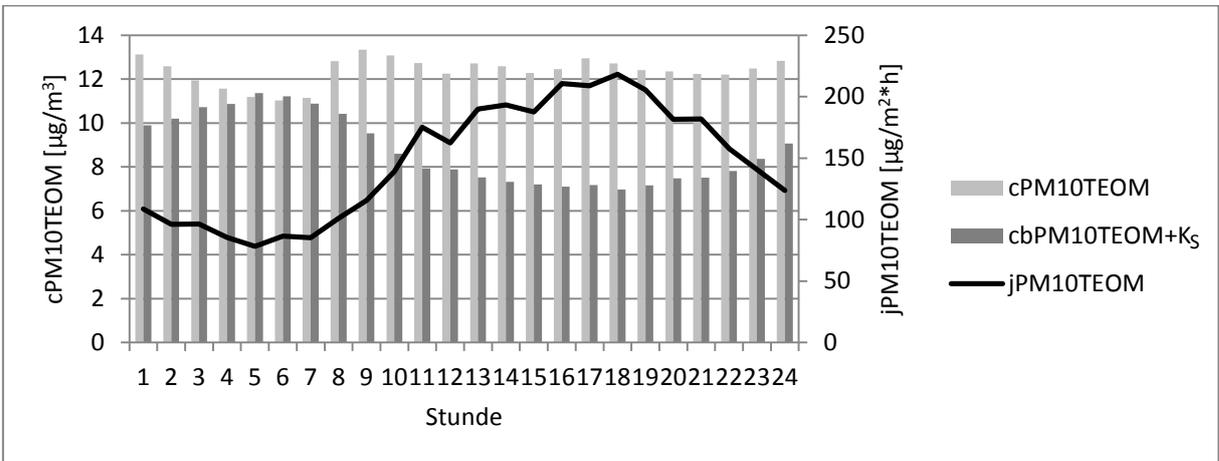


Abbildung 112: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Juni

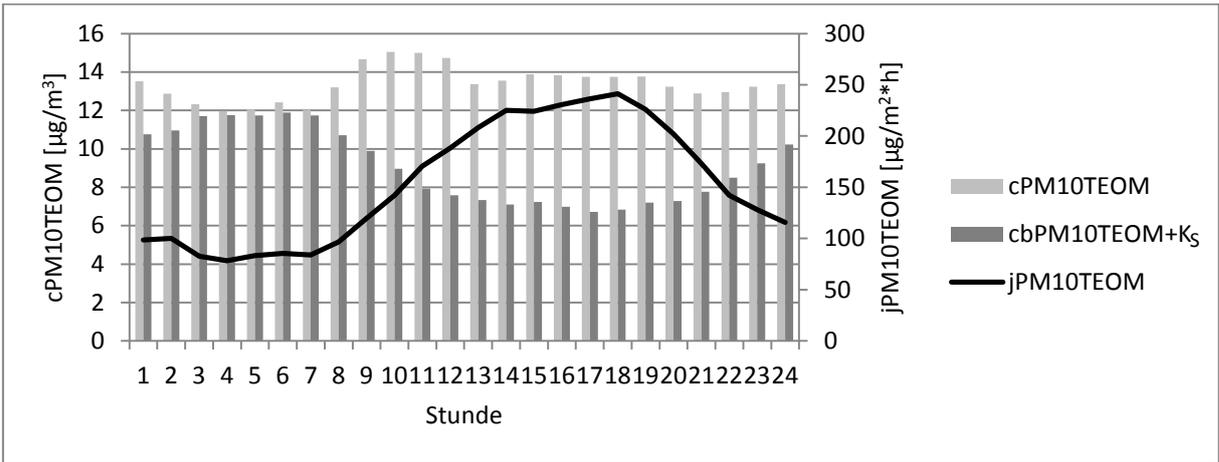


Abbildung 113: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Juli

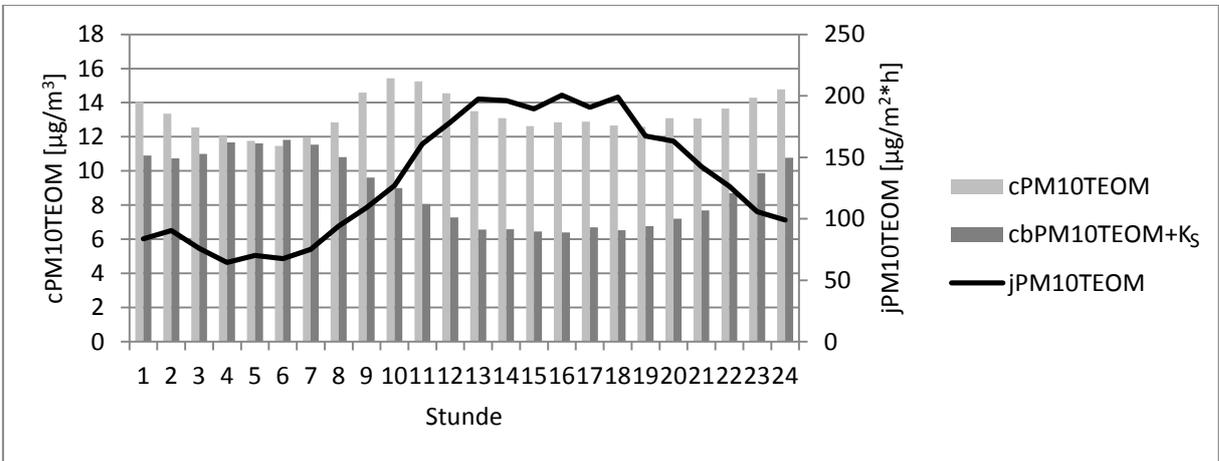


Abbildung 114: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für August

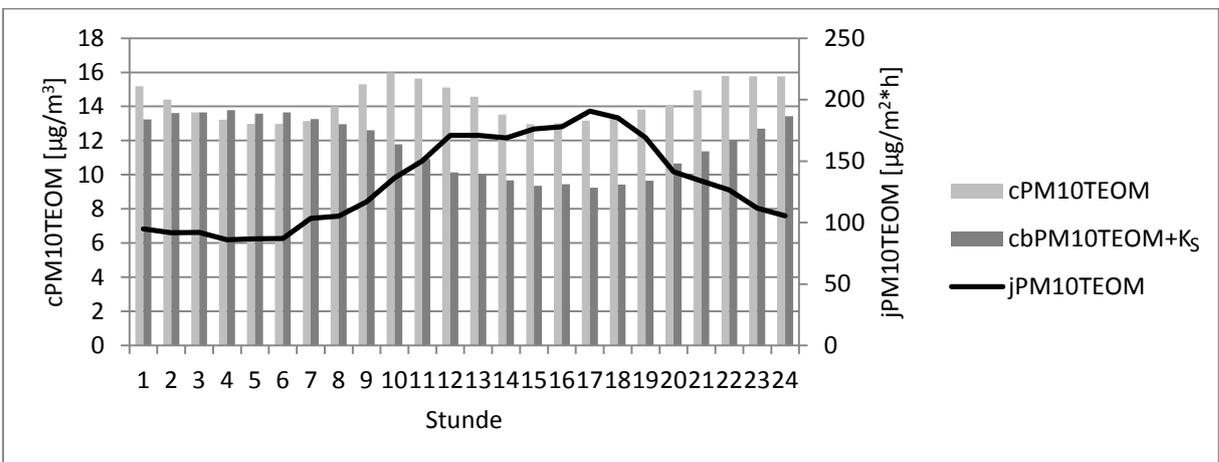


Abbildung 115: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für September

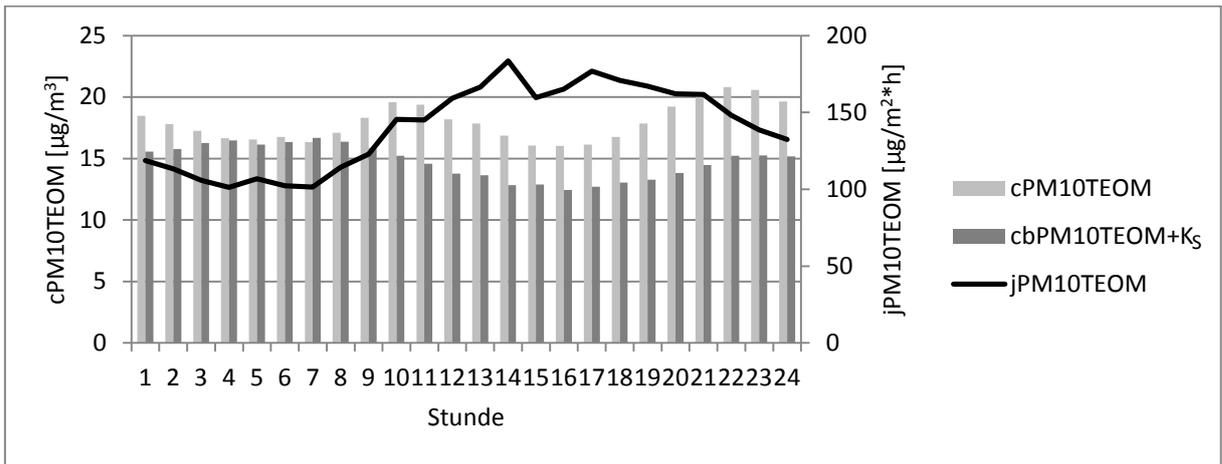


Abbildung 116: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Oktober

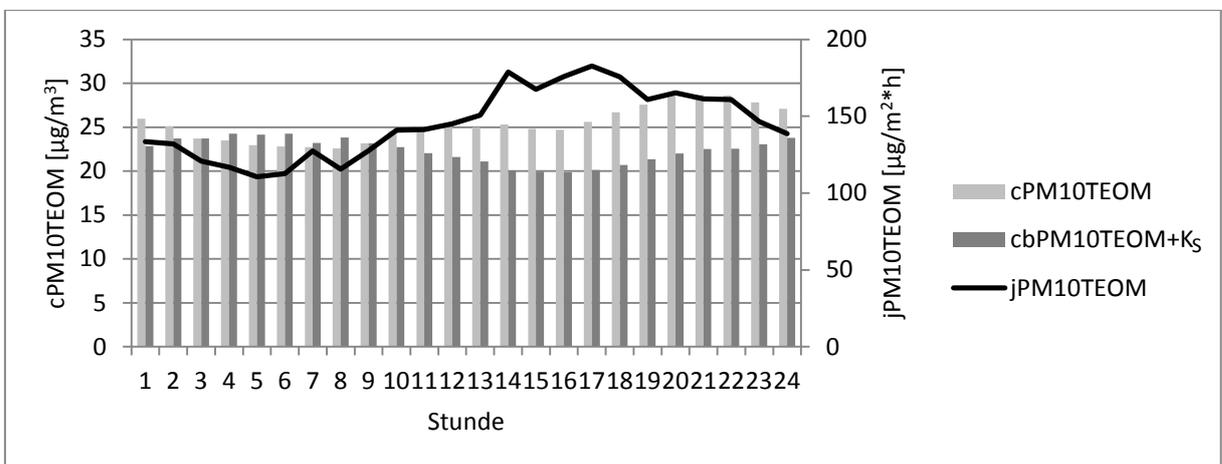


Abbildung 117: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für November

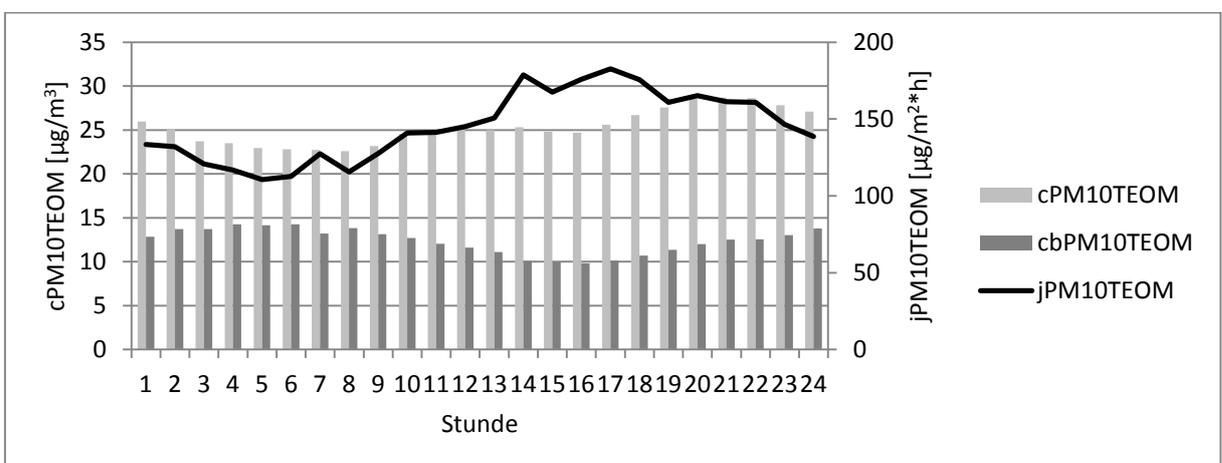


Abbildung 118: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration ohne Korrektursummand für November

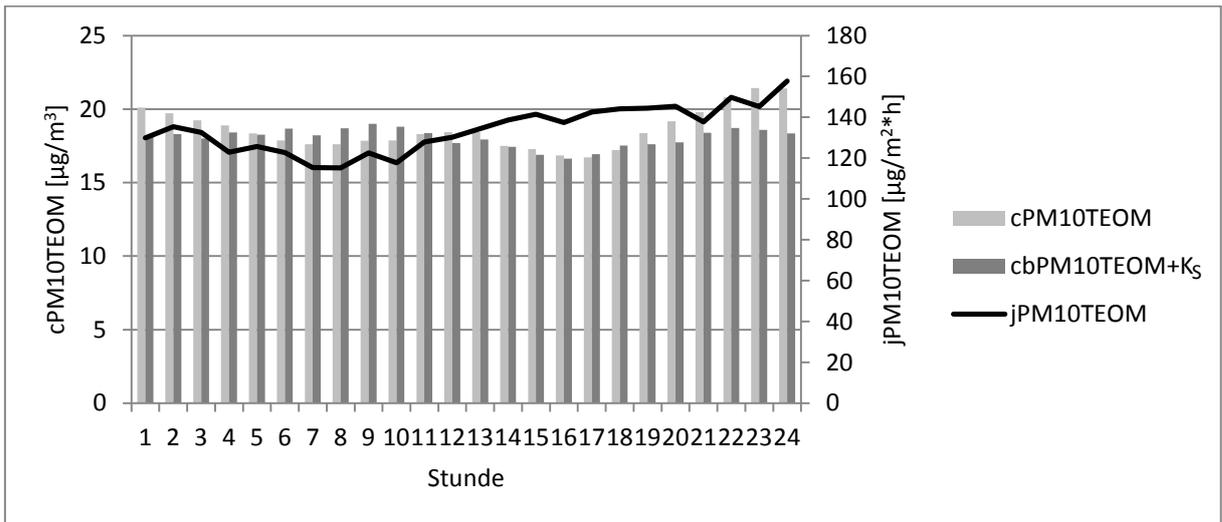


Abbildung 119: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration mit Korrektursummand für Dezember

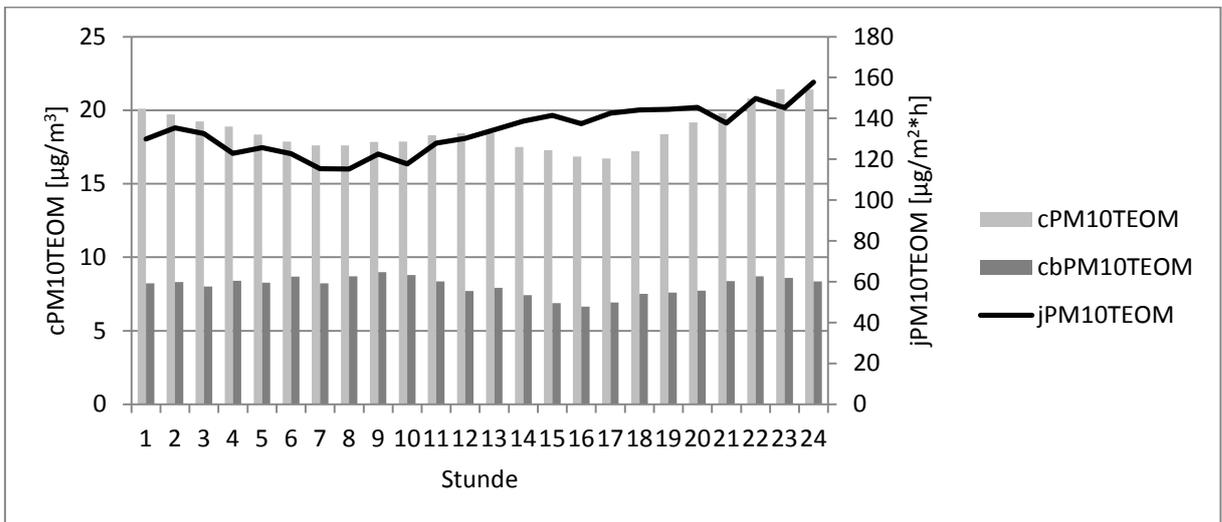


Abbildung 120: Mittlerer Tagesgang der gemessenen PM10TEOM-Konzentration und berechneter Grundkonzentration ohne Korrektursummand für Dezember

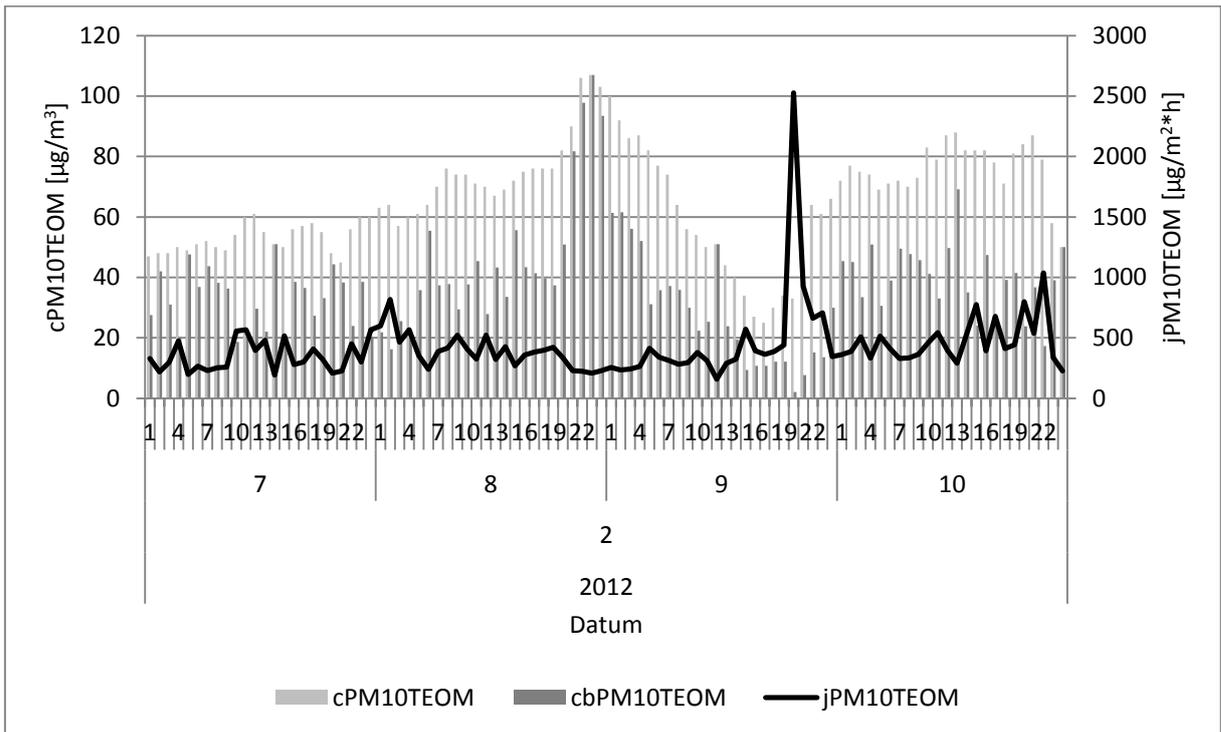


Abbildung 121: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)

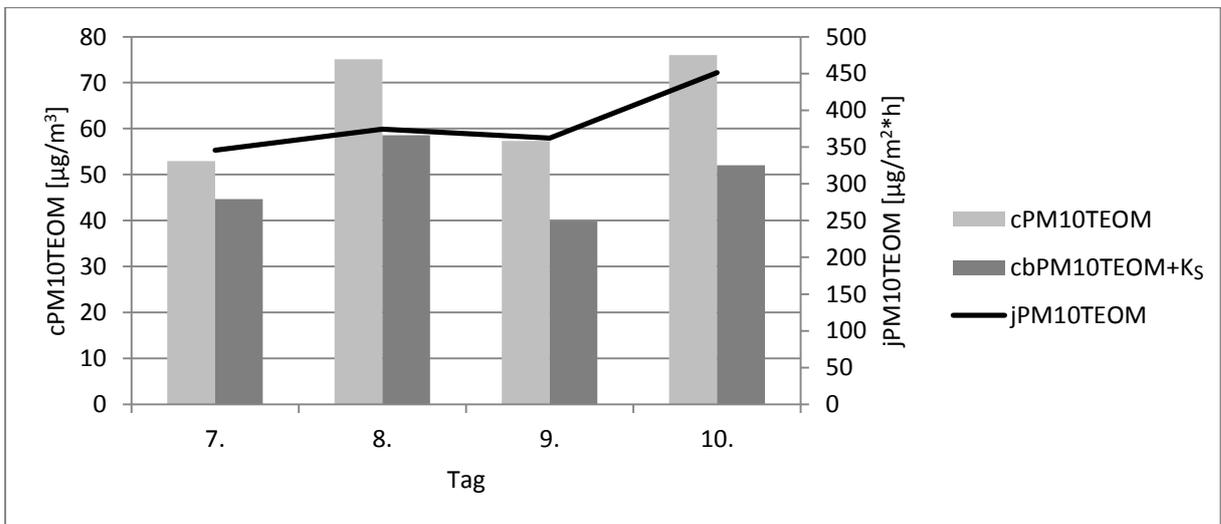


Abbildung 122: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand

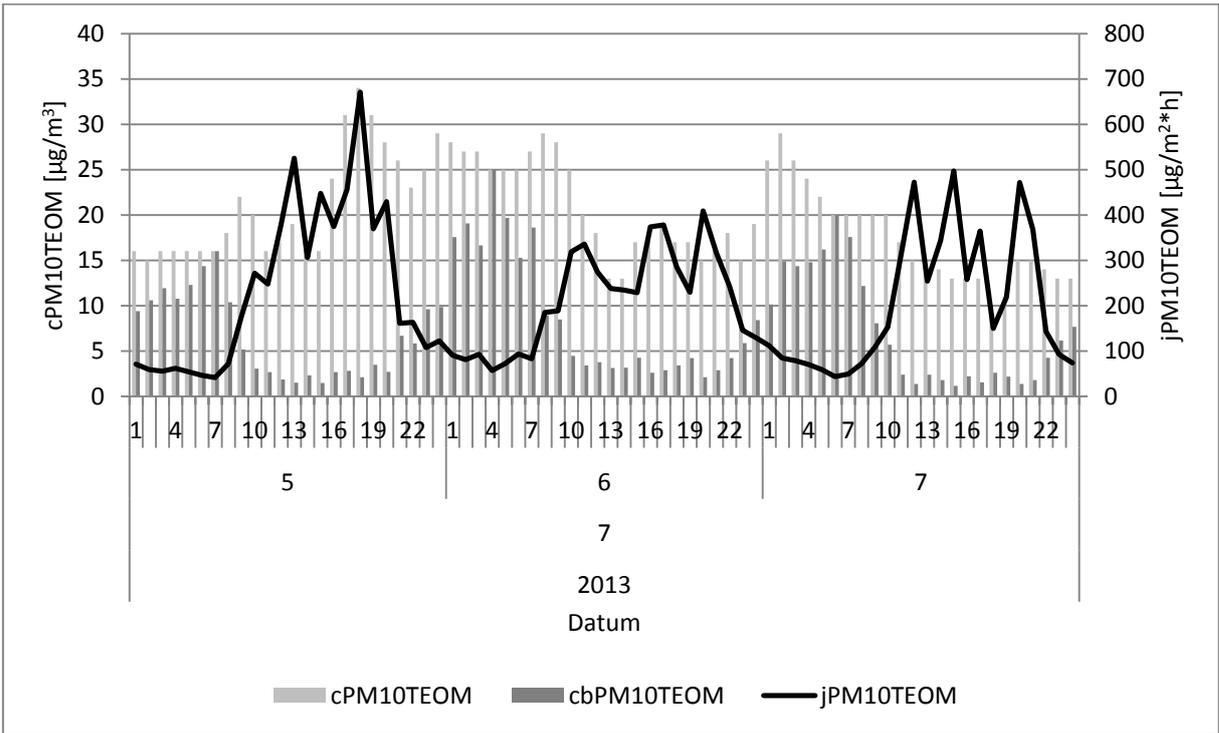


Abbildung 123: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)

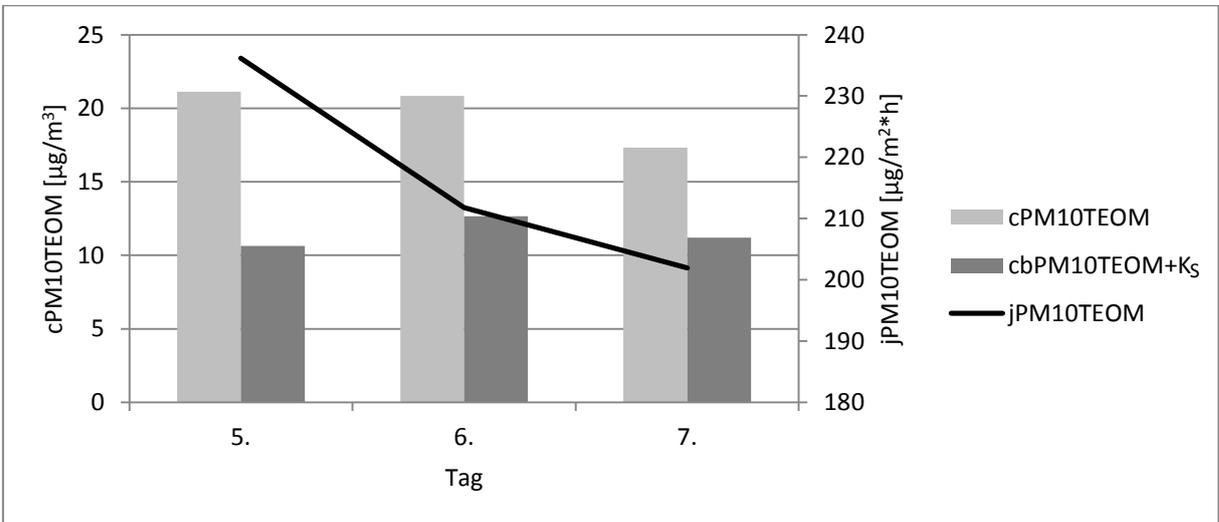


Abbildung 124: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand

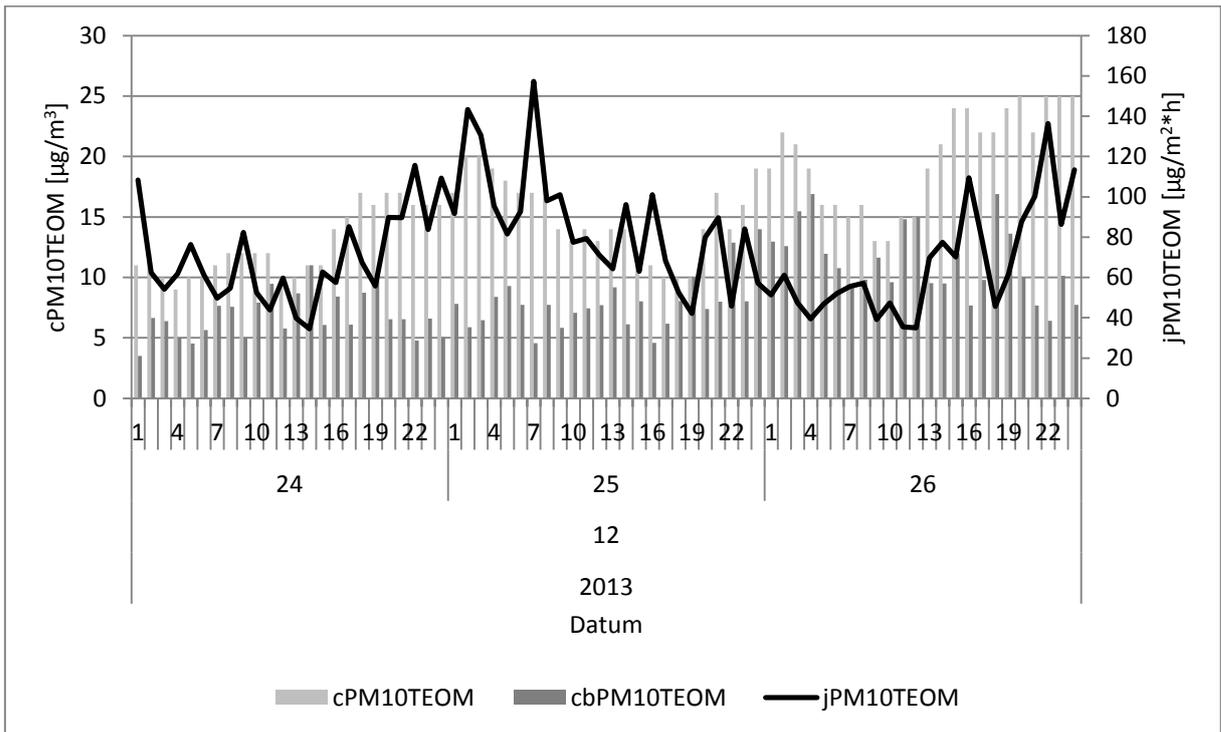


Abbildung 125: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)

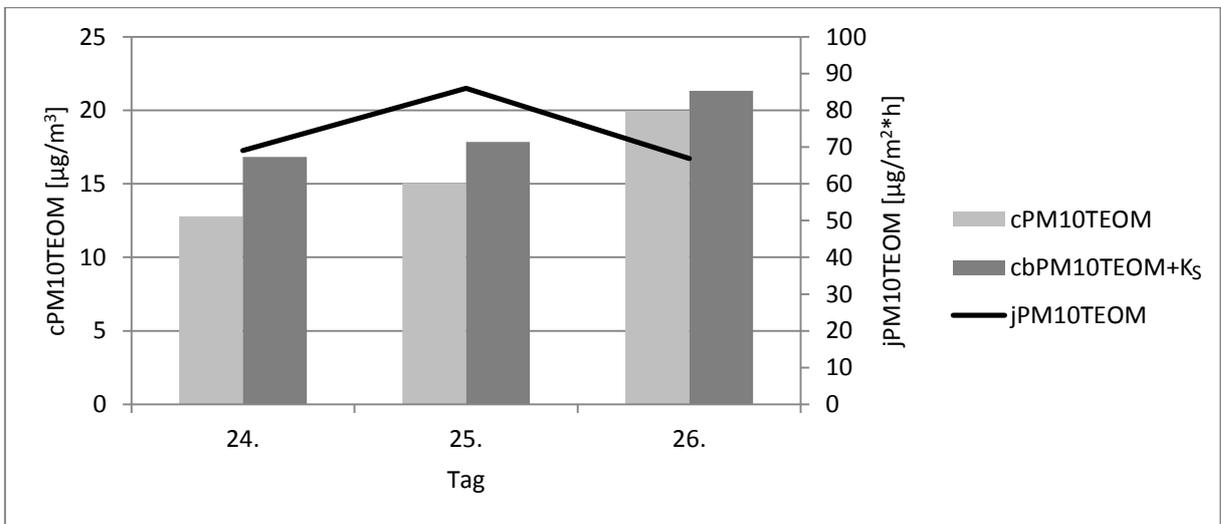


Abbildung 126: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand

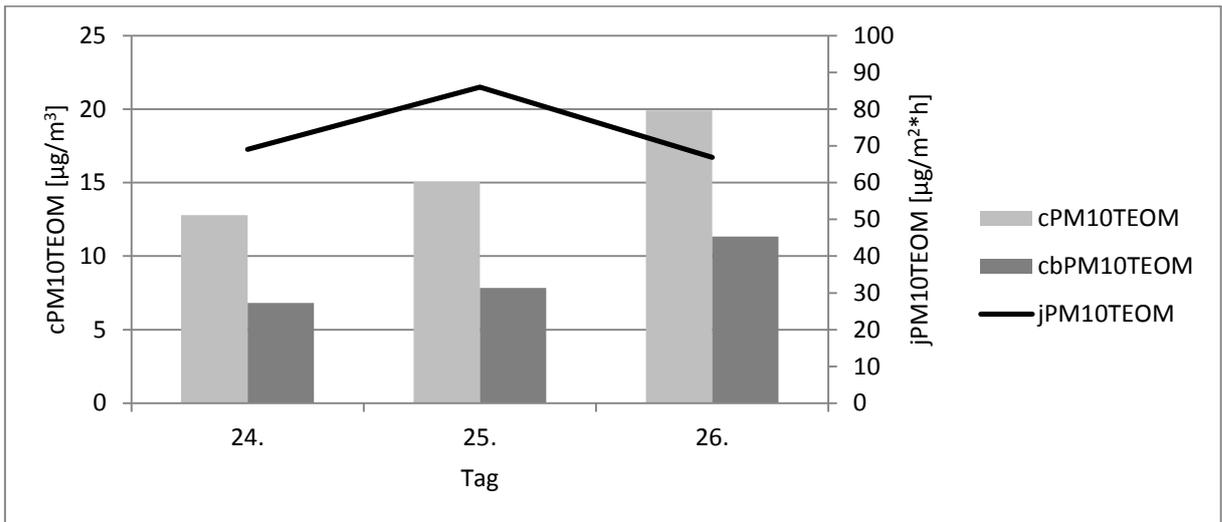


Abbildung 127: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten ohne Korrektursummand

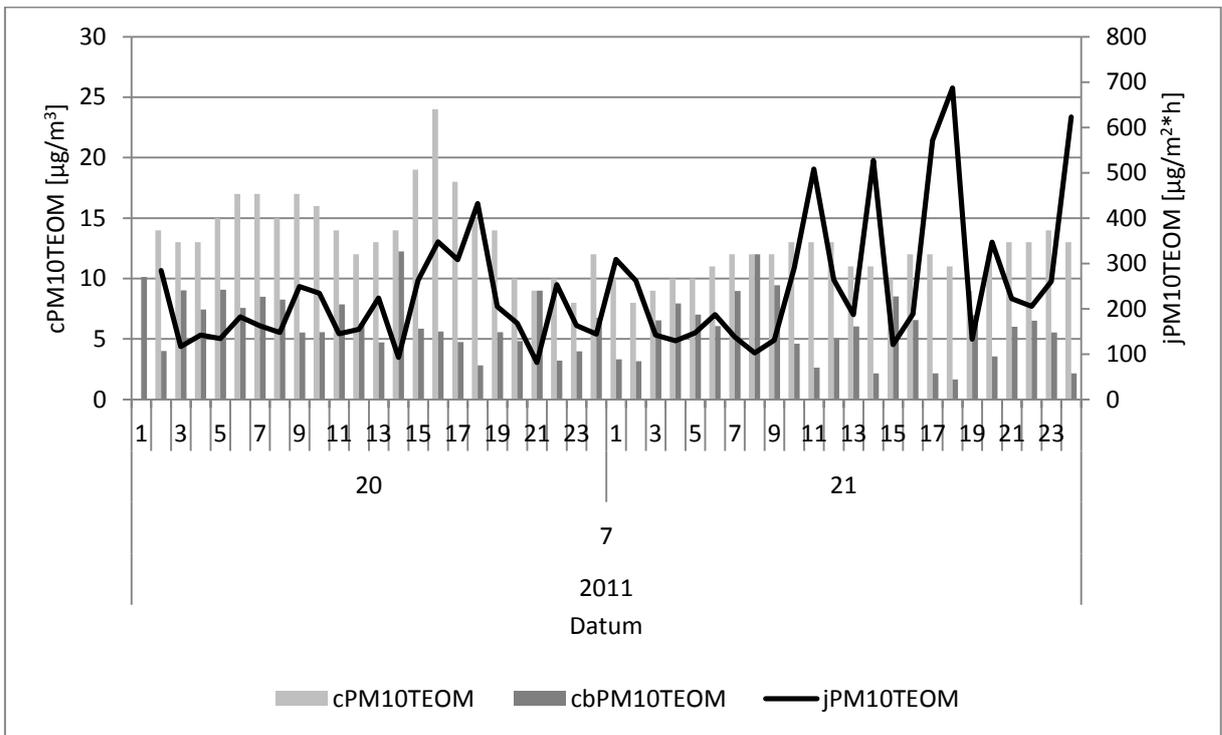


Abbildung 128: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)

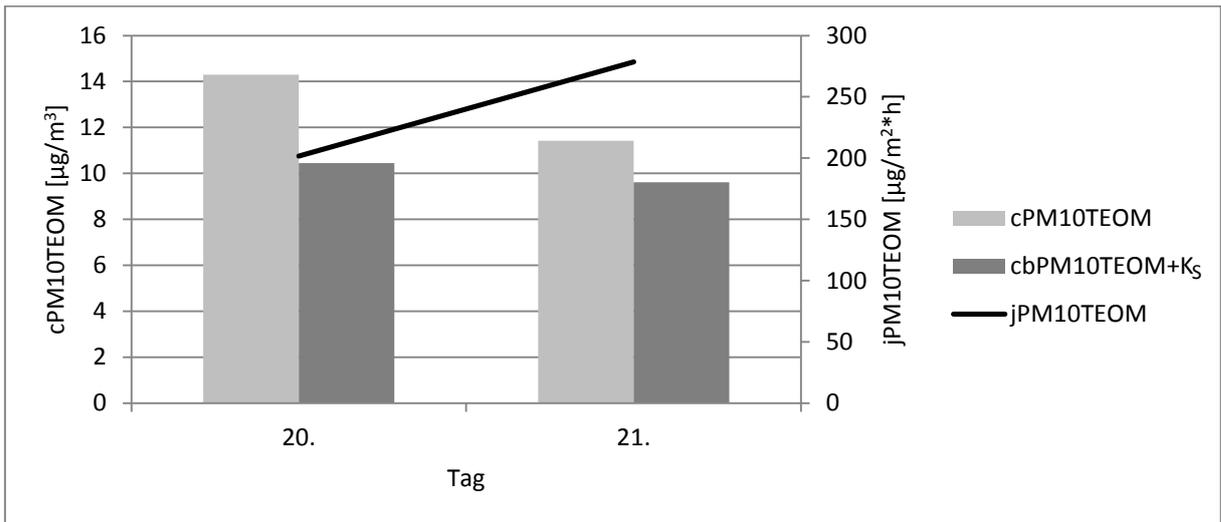


Abbildung 129: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011) in Tagesmittelwerten mit Korrektursummand

Tabelle 62: Berechnete mittlere monatliche Grundkonzentration für PM10HVS und PM2.5HVS

Monat	cPM10TEOM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10TEOM+K _s [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cPM2.5HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM2.5HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Umrrechnungsfaktor PM10HVS	Umrrechnungsfaktor PM2.5HVS
Januar	25	20	25	20	23	18	1,018	0,916
Februar	33	27	32	27	27	23	0,982	0,836
März	31	30	32	31	27	26	1,050	0,862
April	21	18	23	20	18	15	1,092	0,848
Mai	15	12	16	13	11	9	1,049	0,744
Juni	12	9	13	9	8	6	1,012	0,658
Juli	13	9	14	10	9	6	1,057	0,694
August	13	9	14	9	9	6	1,040	0,682
September	14	12	16	13	11	9	1,098	0,747
Oktober	18	15	20	17	15	13	1,122	0,847
November	25	22	28	24	23	20	1,105	0,906
Dezember	18	18	20	20	17	17	1,102	0,945
Jahr	20	17	21	18	16	14	1,049	0,822

Anhang 10 Entkopplung von Austauschbedingungen und Zusatzkonzentration

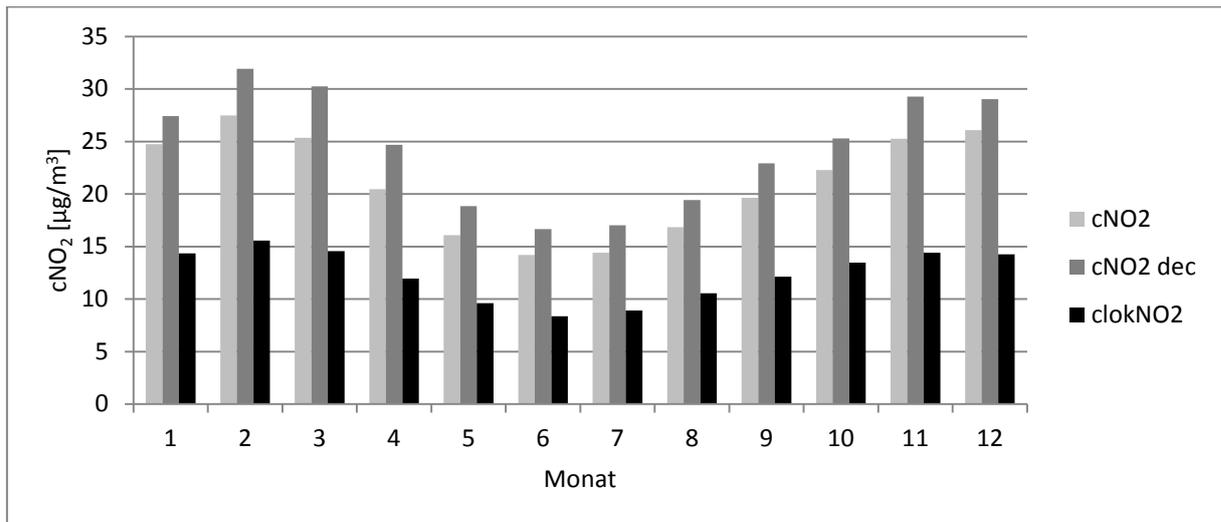


Abbildung 130: Mittlerer Jahrgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration

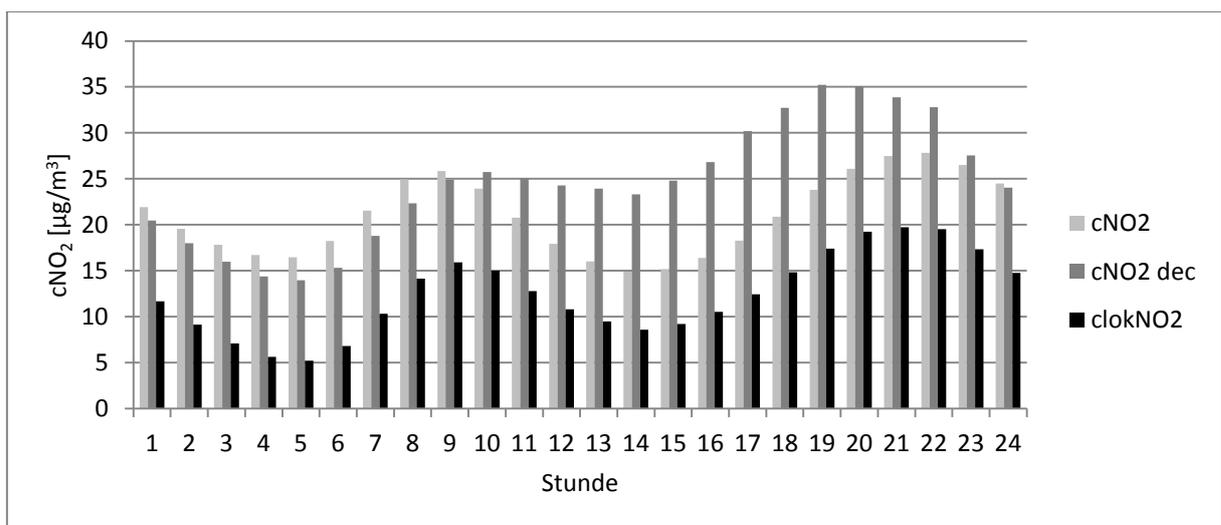


Abbildung 131: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration

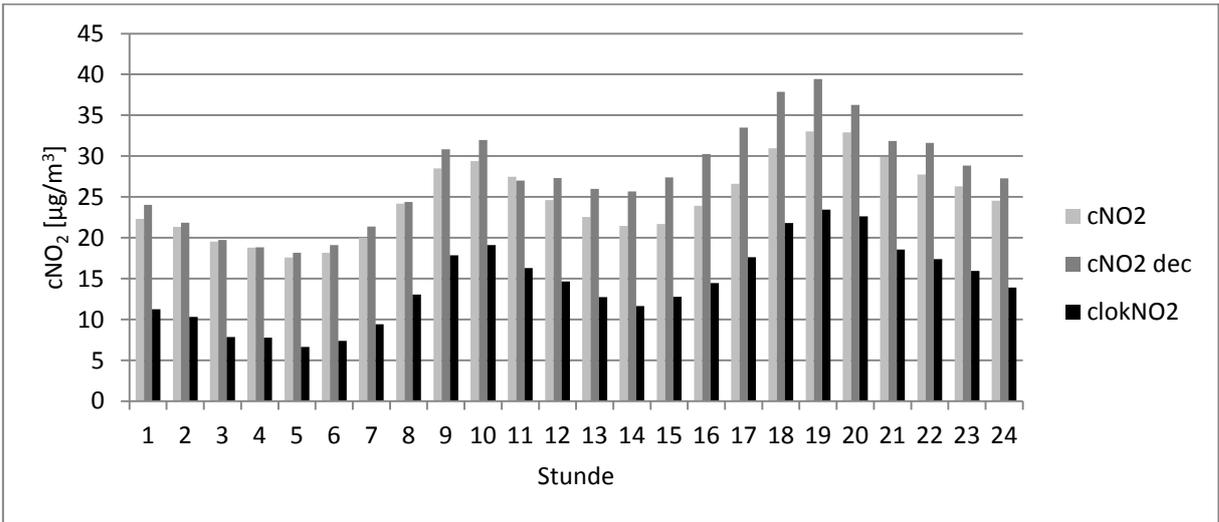


Abbildung 132: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Januar

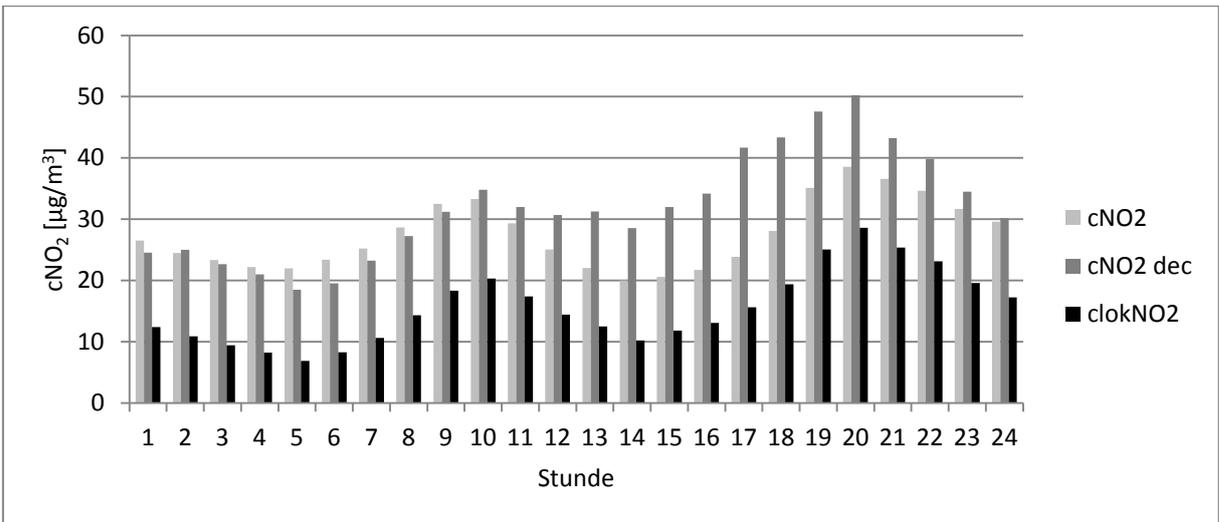


Abbildung 133: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Februar

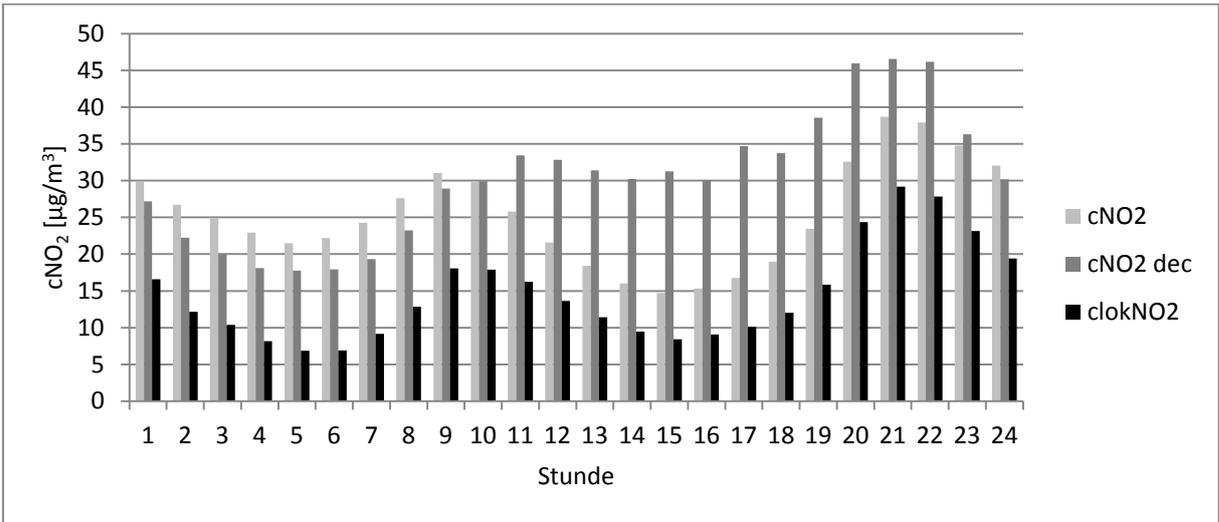


Abbildung 134: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für März

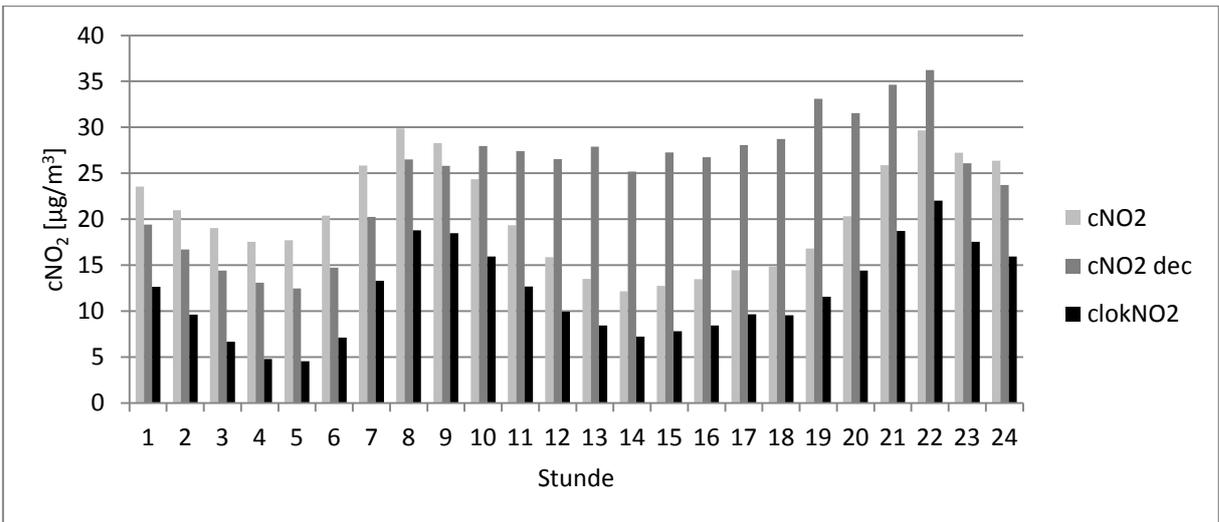


Abbildung 135: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für April

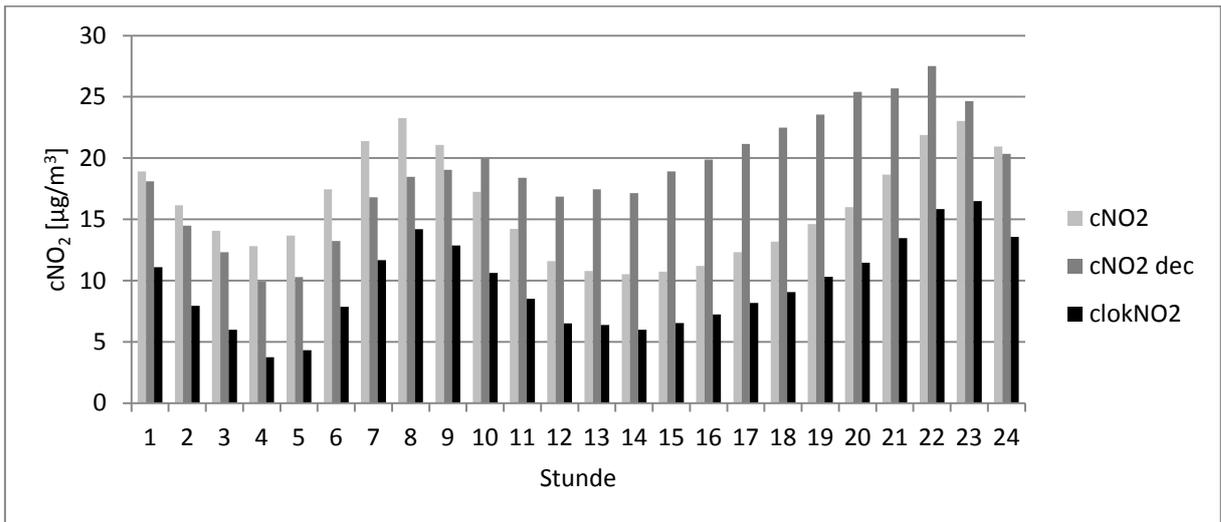


Abbildung 136: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Mai

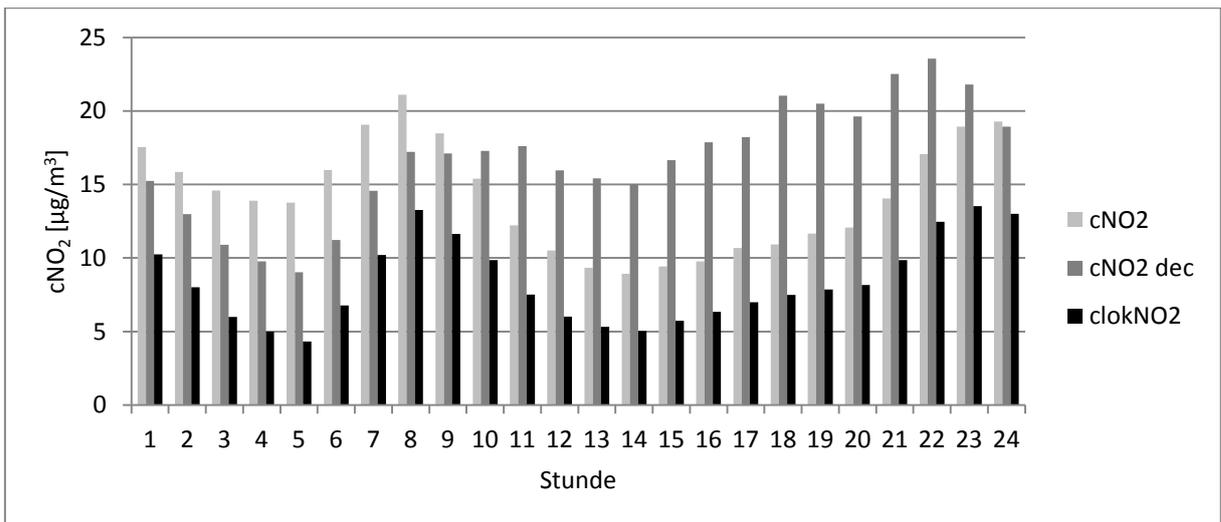


Abbildung 137: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Juni

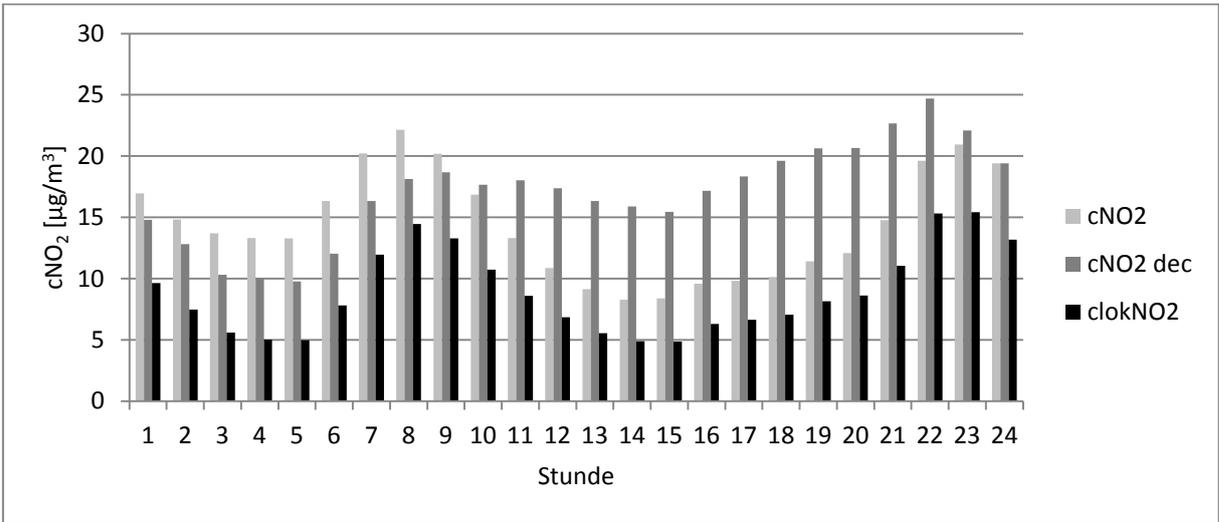


Abbildung 138: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Juli

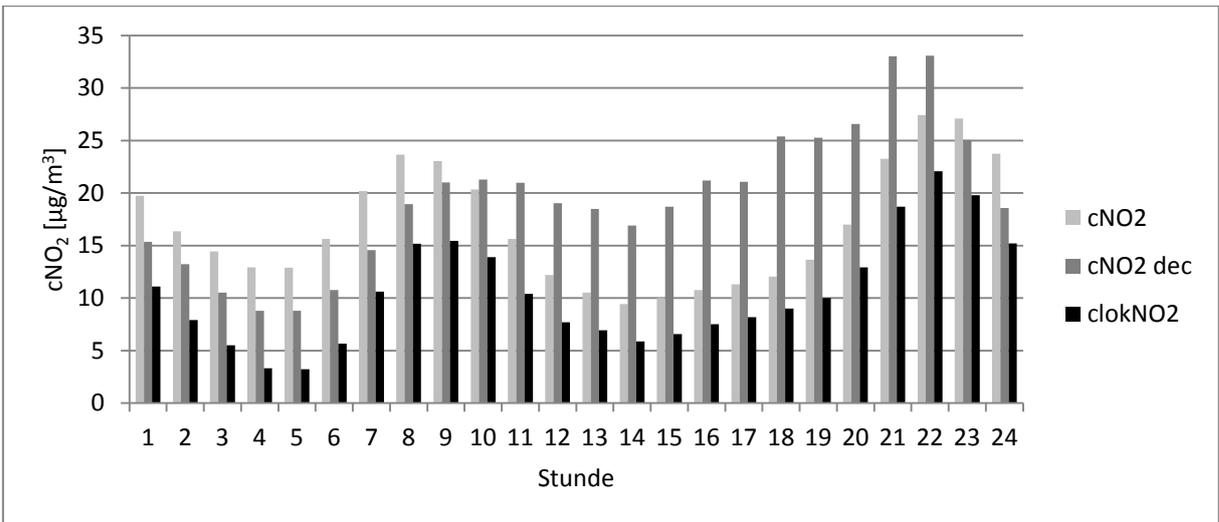


Abbildung 139: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für August

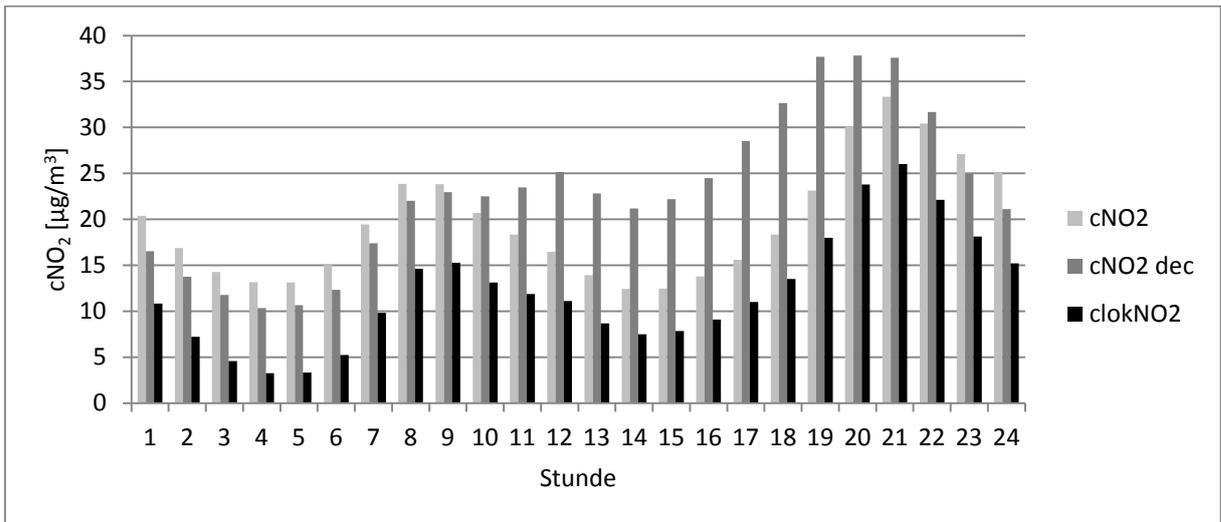


Abbildung 140: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für September

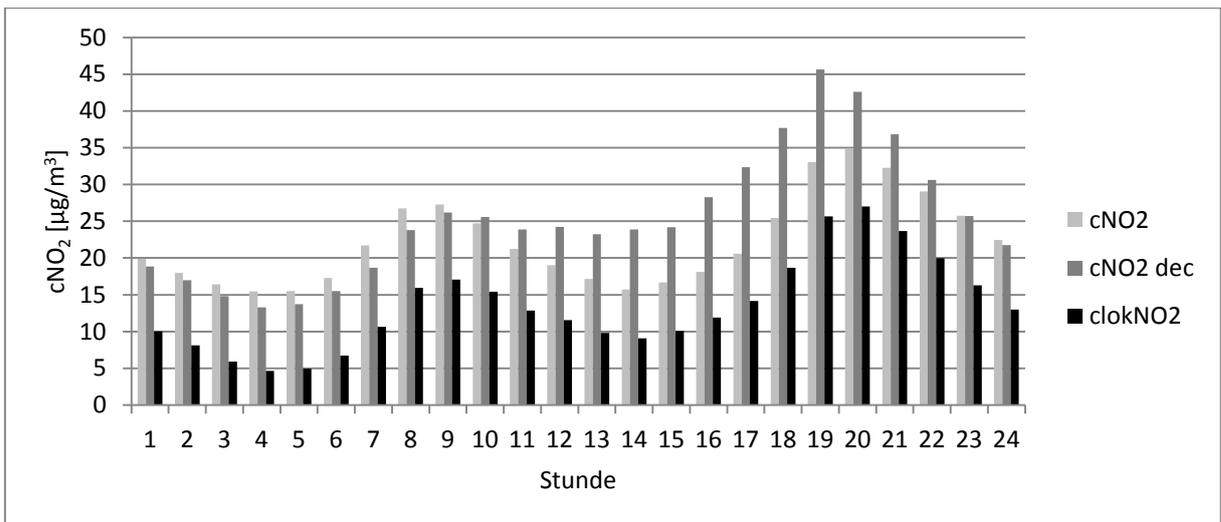


Abbildung 141: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Oktober

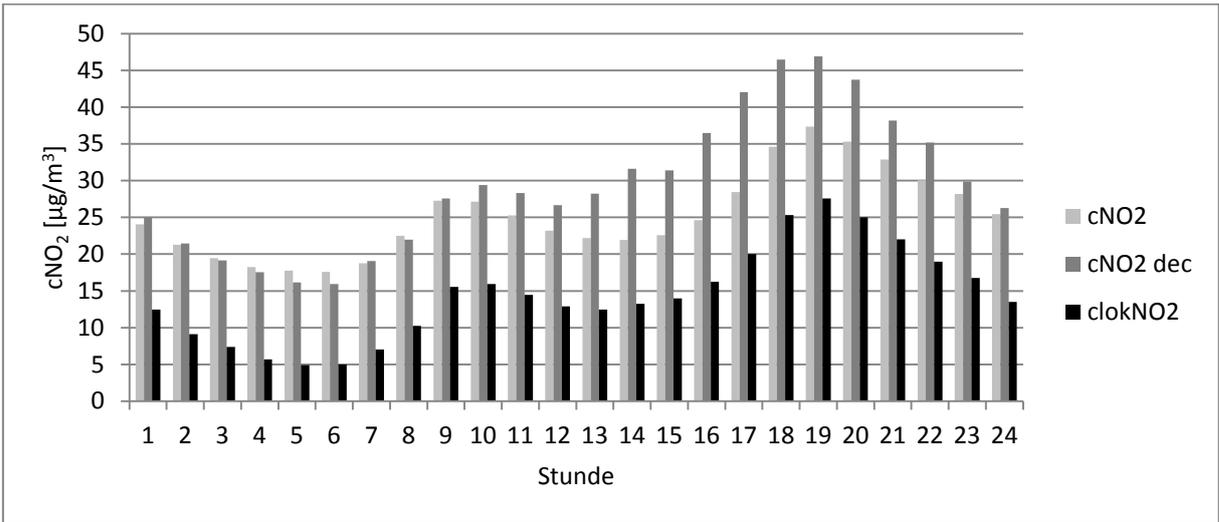


Abbildung 142: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für November

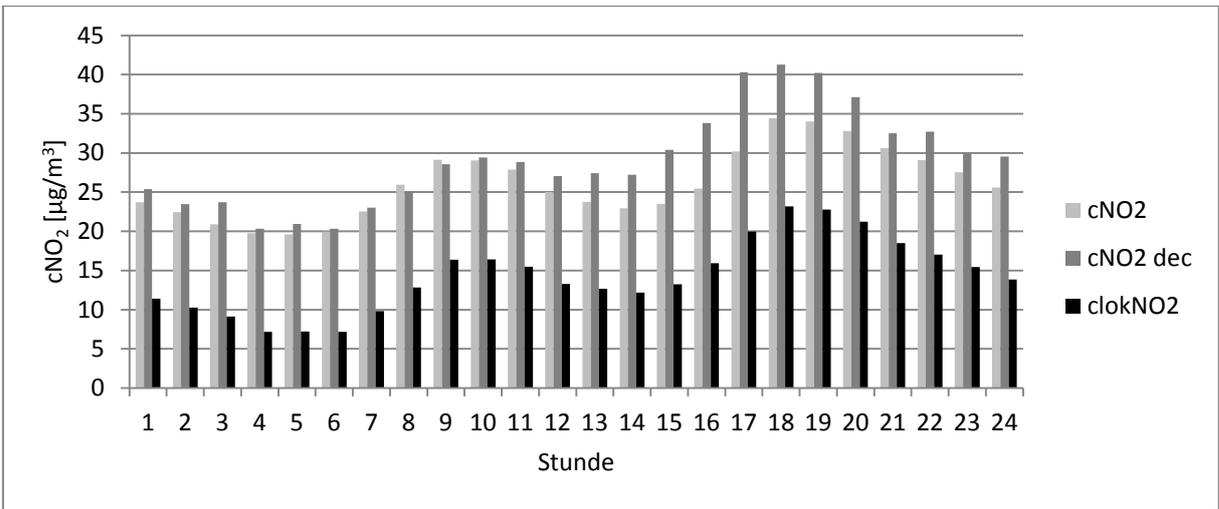


Abbildung 143: Mittlerer Tagesgang für Stickstoffdioxid von gemessener Konzentration, berechneter Konzentration bei entkoppelten Austauschbedingungen und entkoppelter Zusatzkonzentration für Dezember

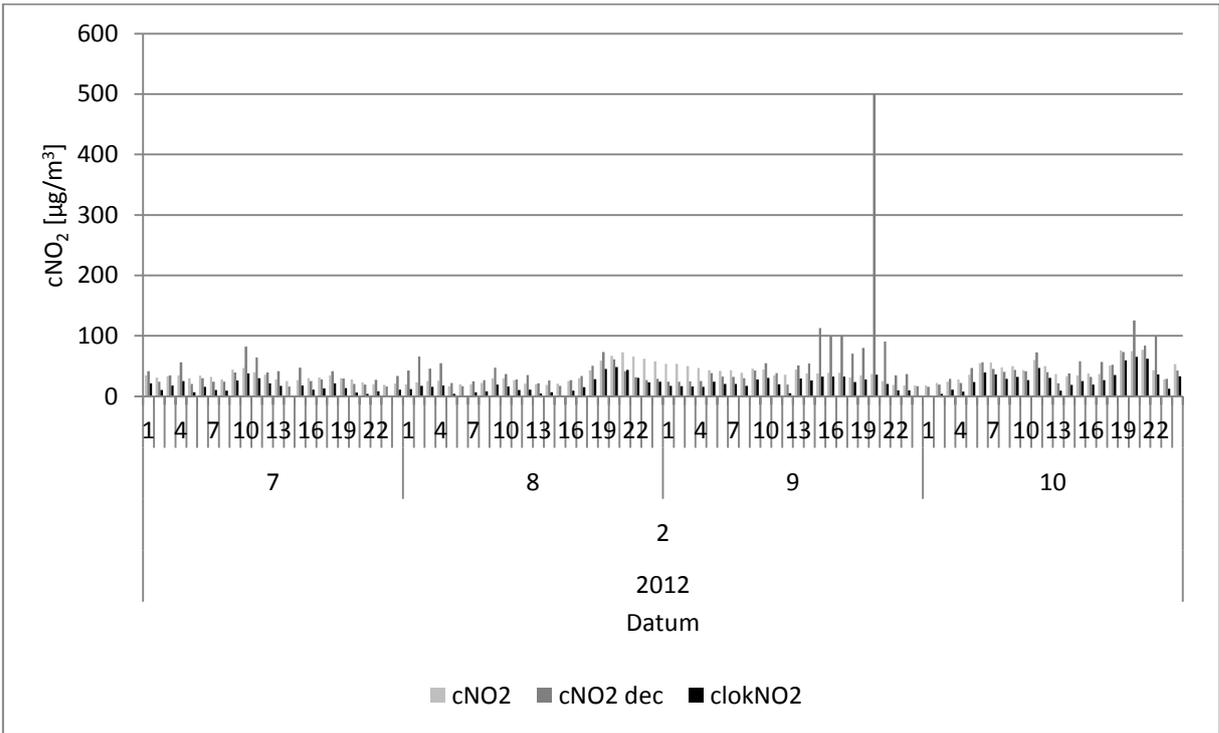


Abbildung 144: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)

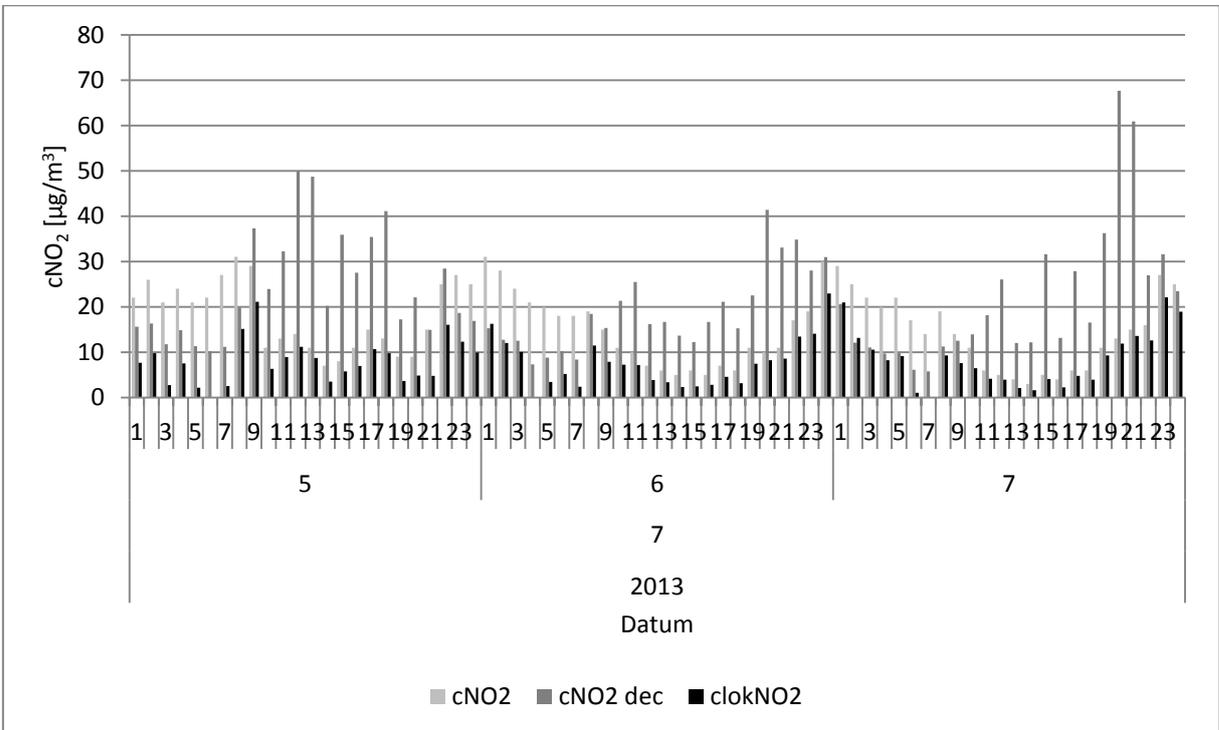


Abbildung 145: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)

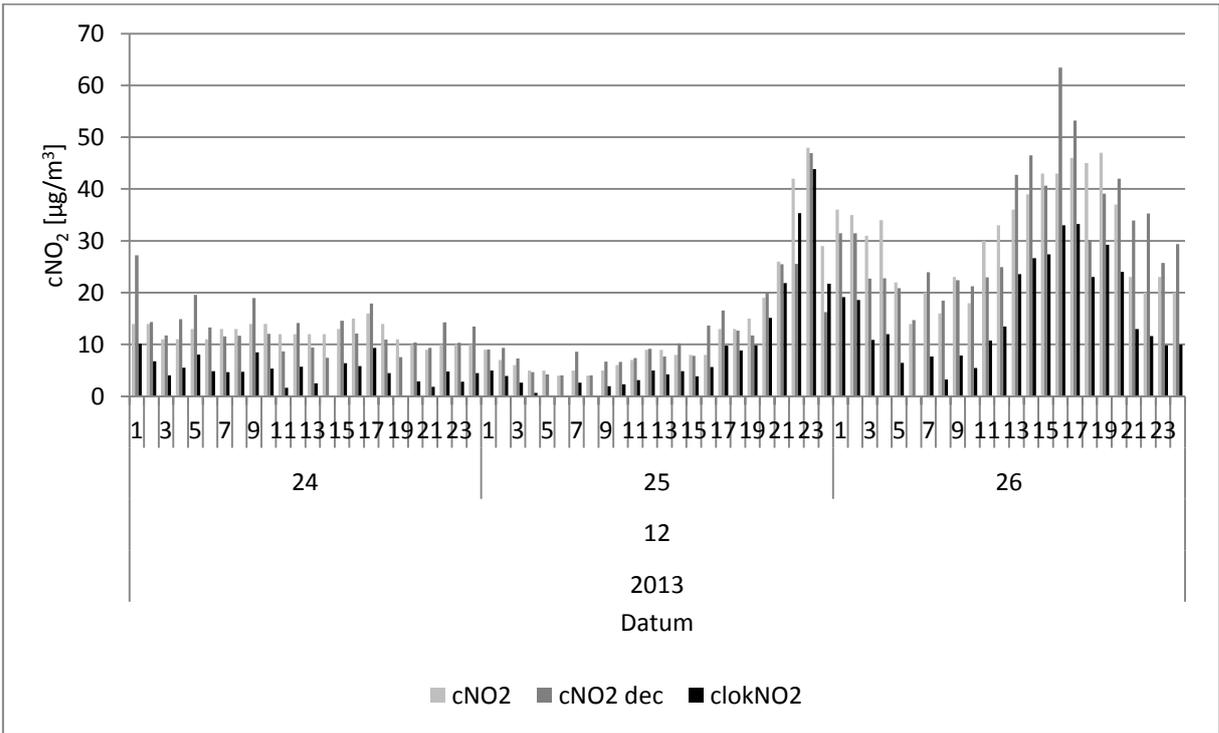


Abbildung 146: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)

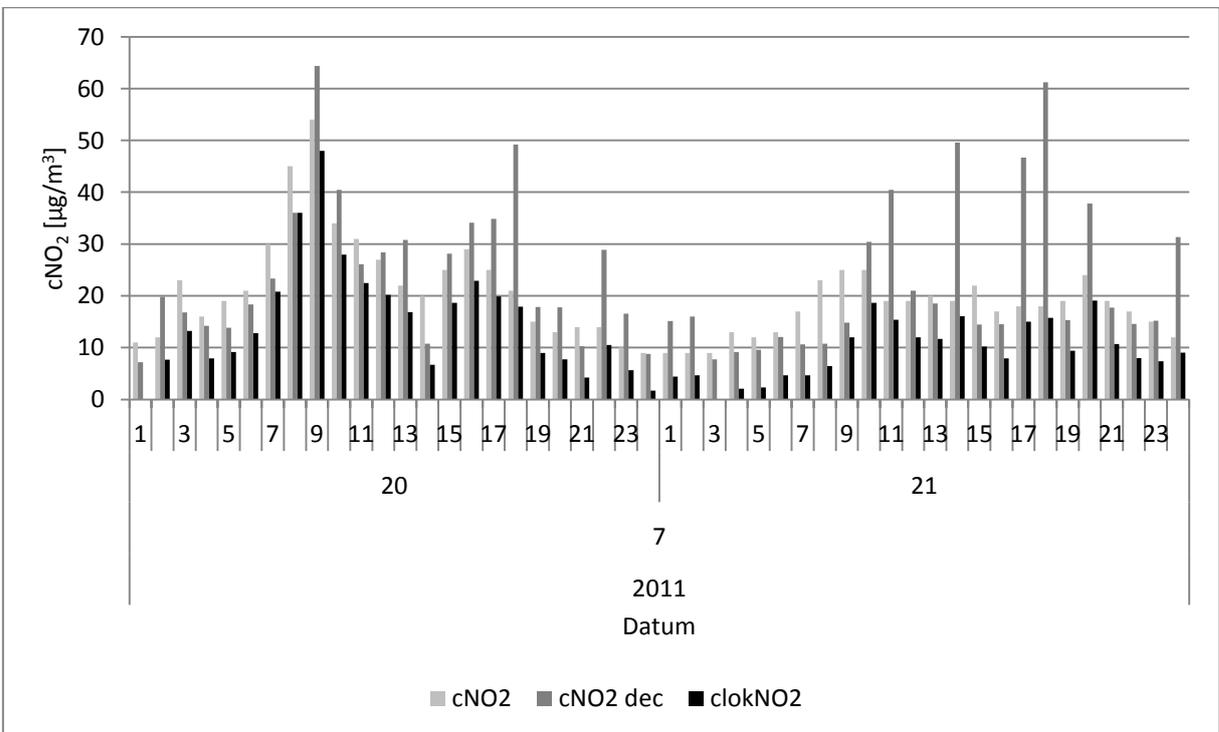


Abbildung 147: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)

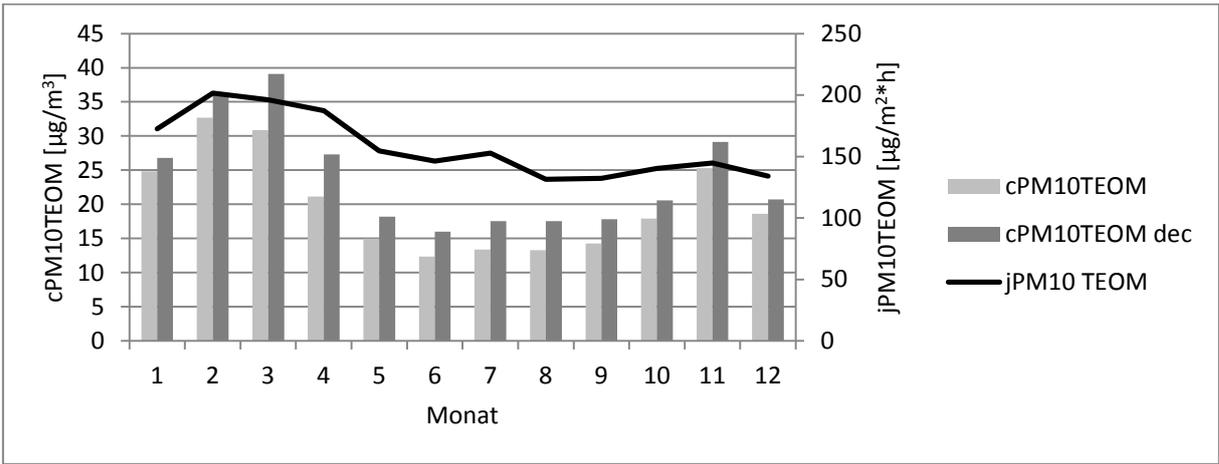


Abbildung 148: Mittlerer Jahresgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration

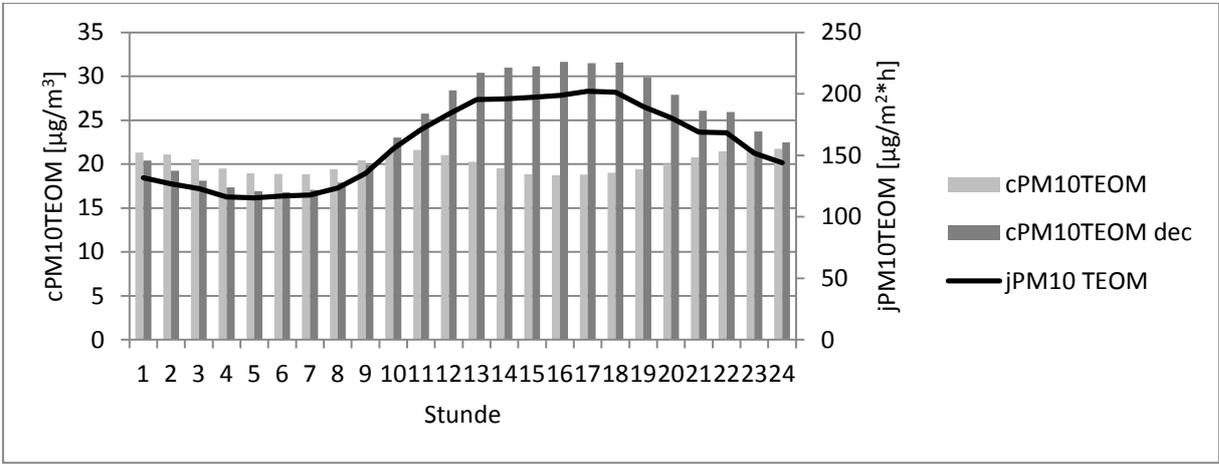


Abbildung 149: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration

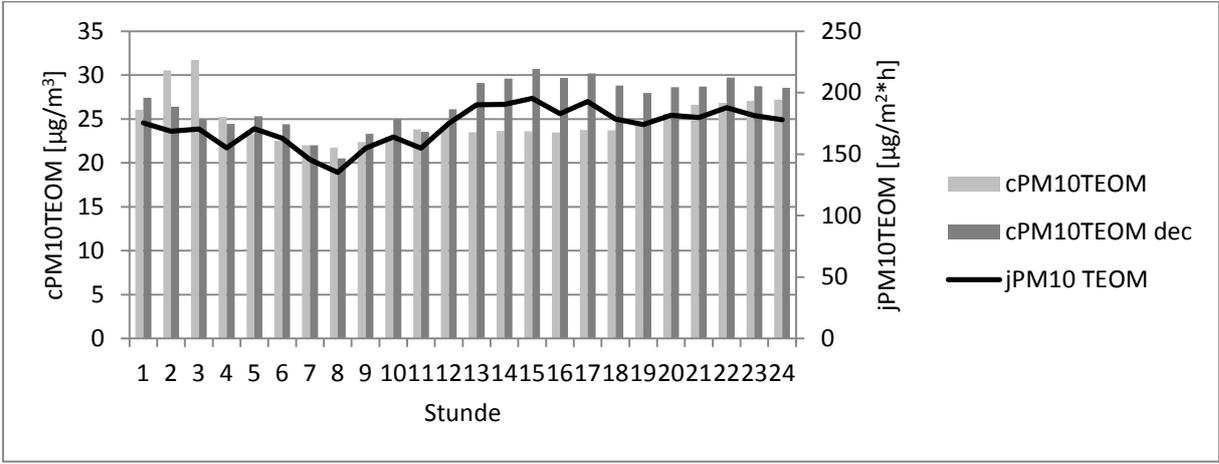


Abbildung 150: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Januar

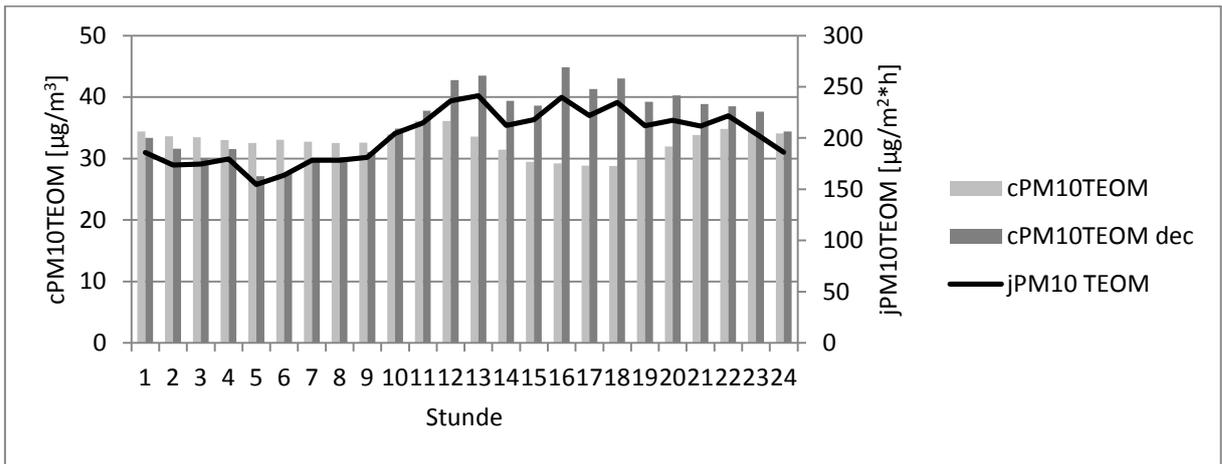


Abbildung 151: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Februar

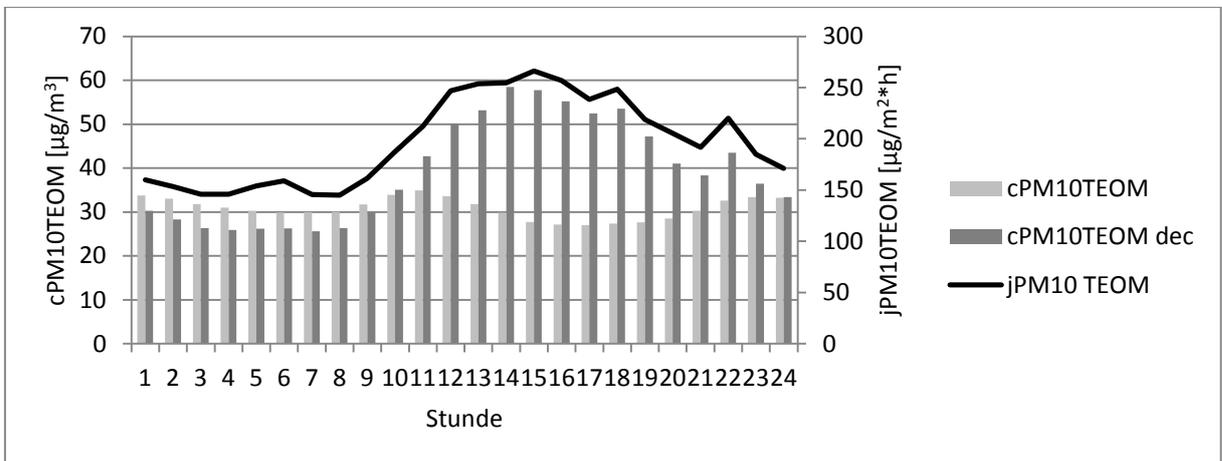


Abbildung 152: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für März

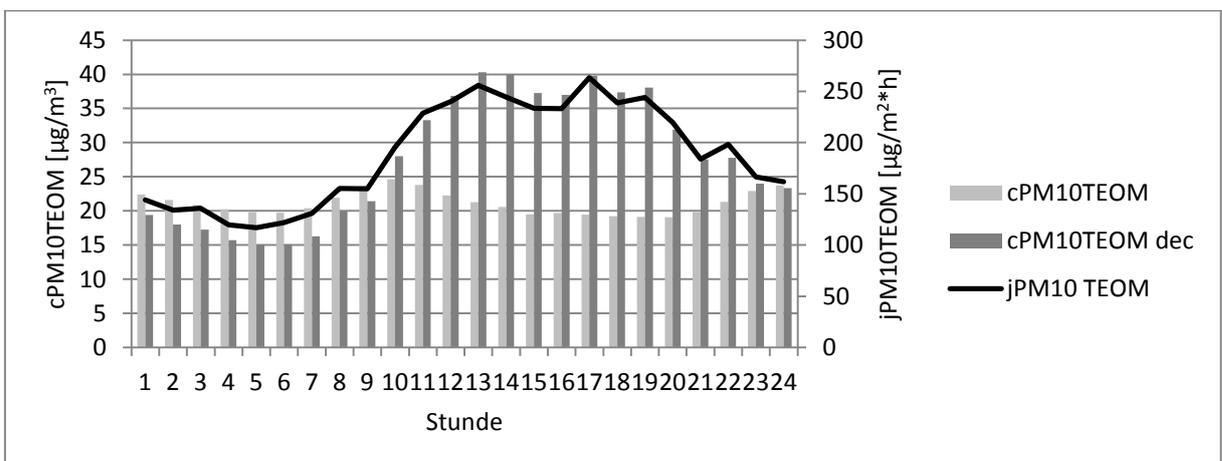


Abbildung 153: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für April

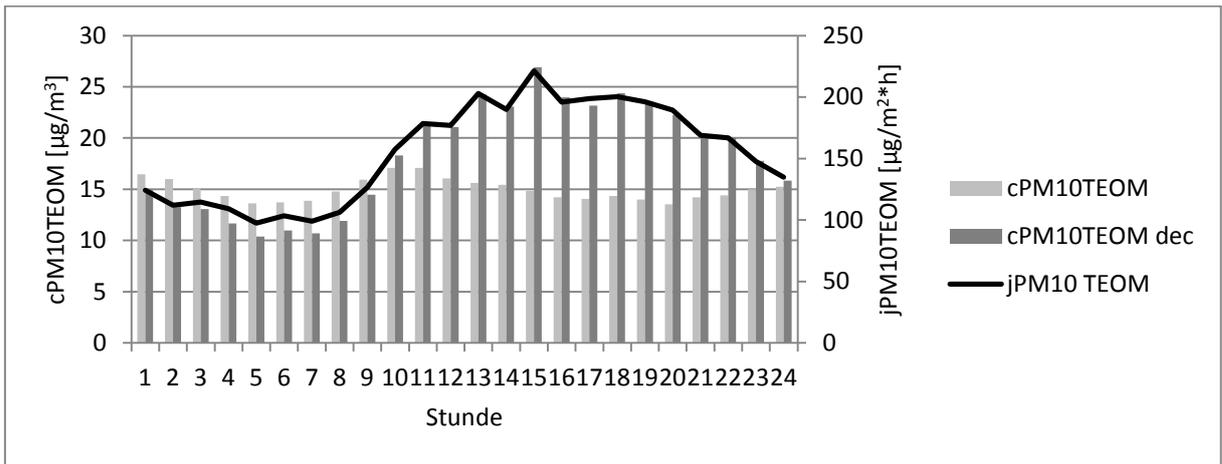


Abbildung 154: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Mai

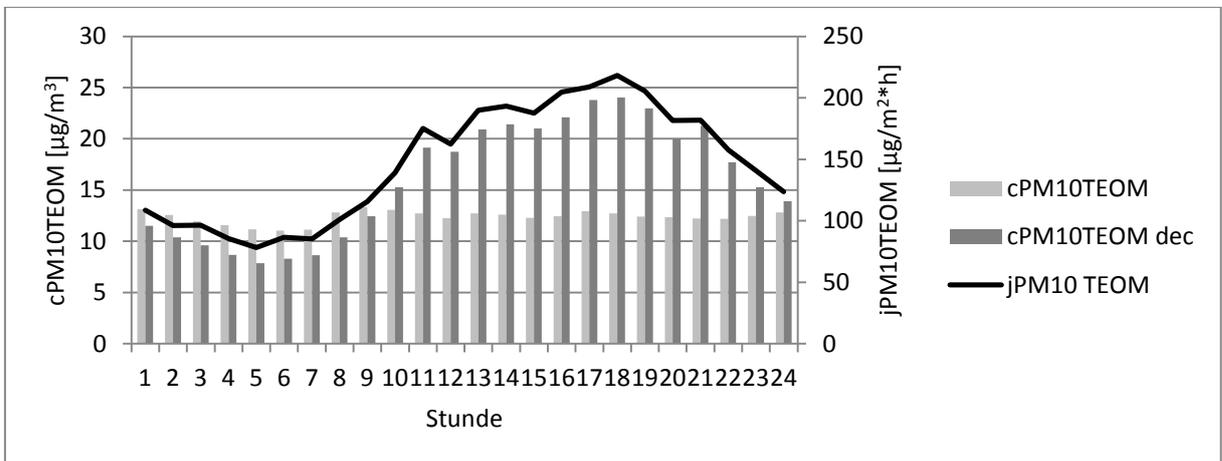


Abbildung 155: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Juni

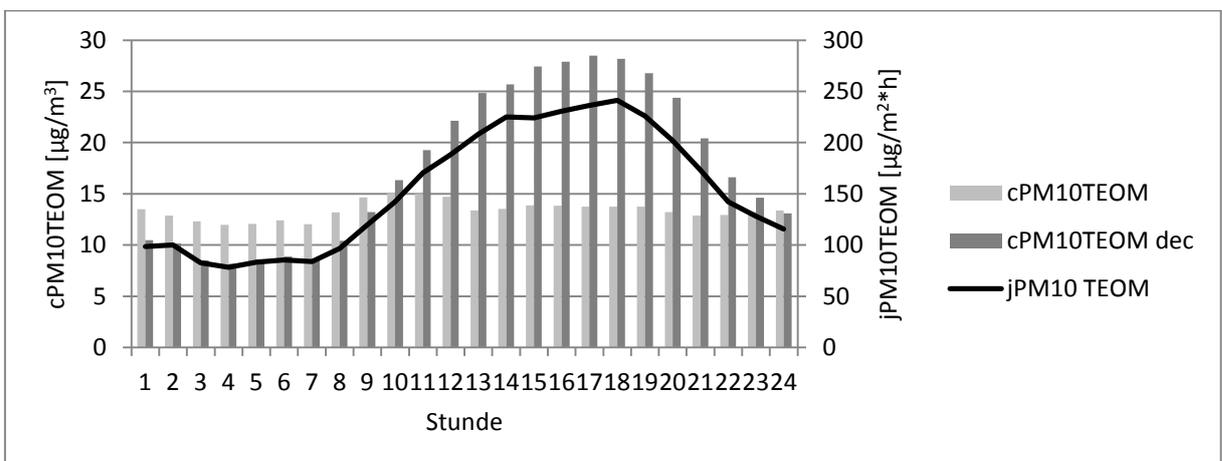


Abbildung 156: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Juli

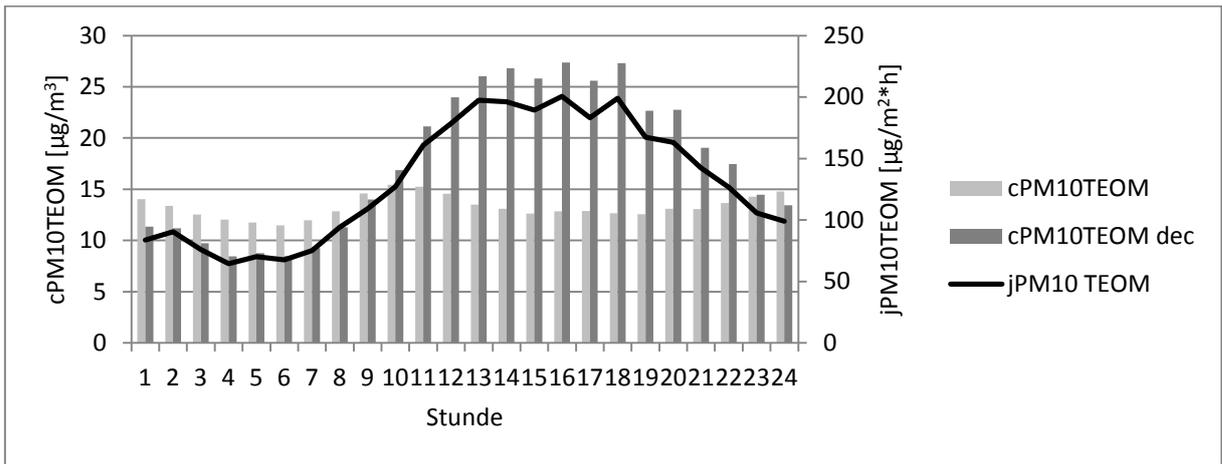


Abbildung 157: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für August

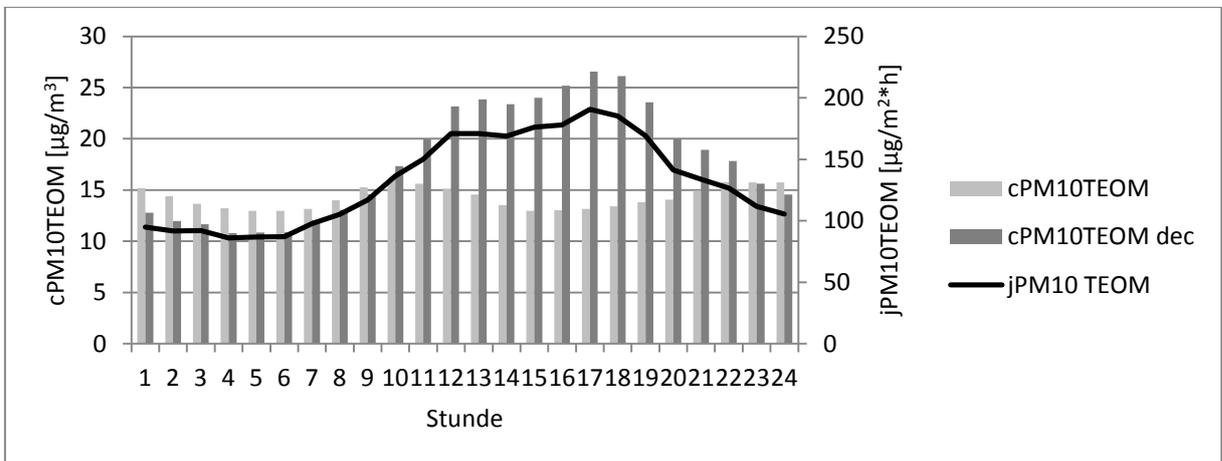


Abbildung 158: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für September

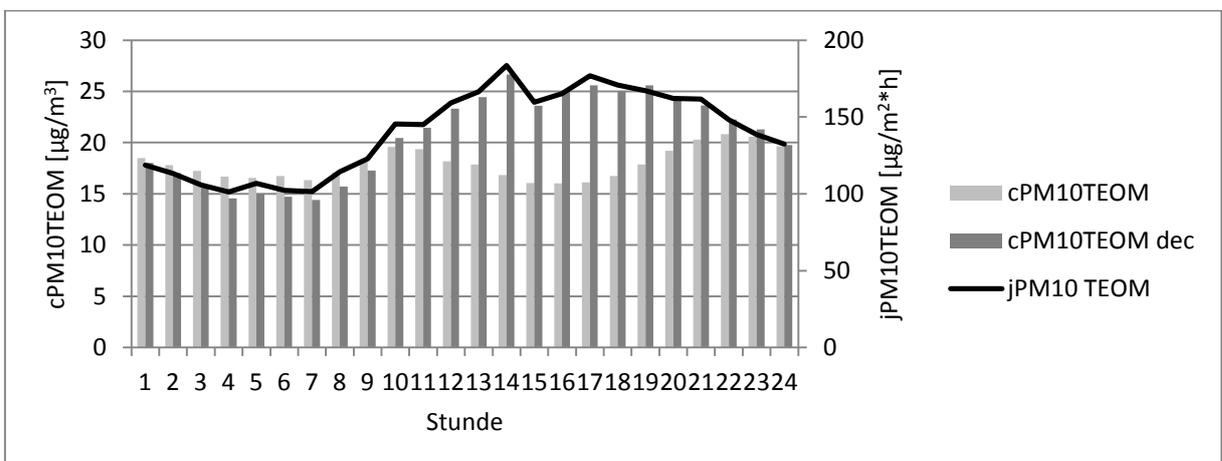


Abbildung 159: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Oktober

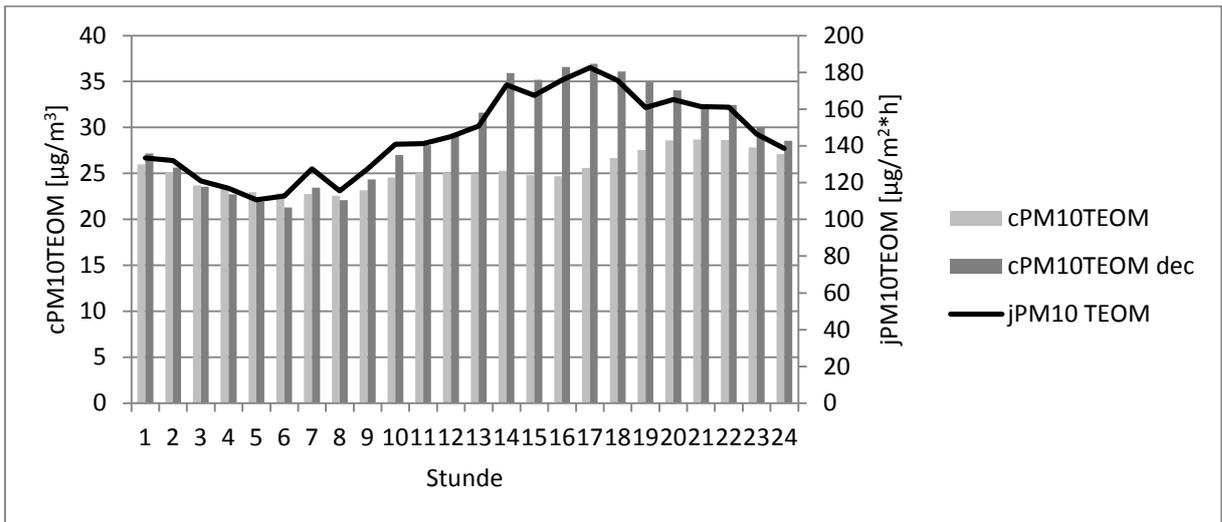


Abbildung 160: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für November

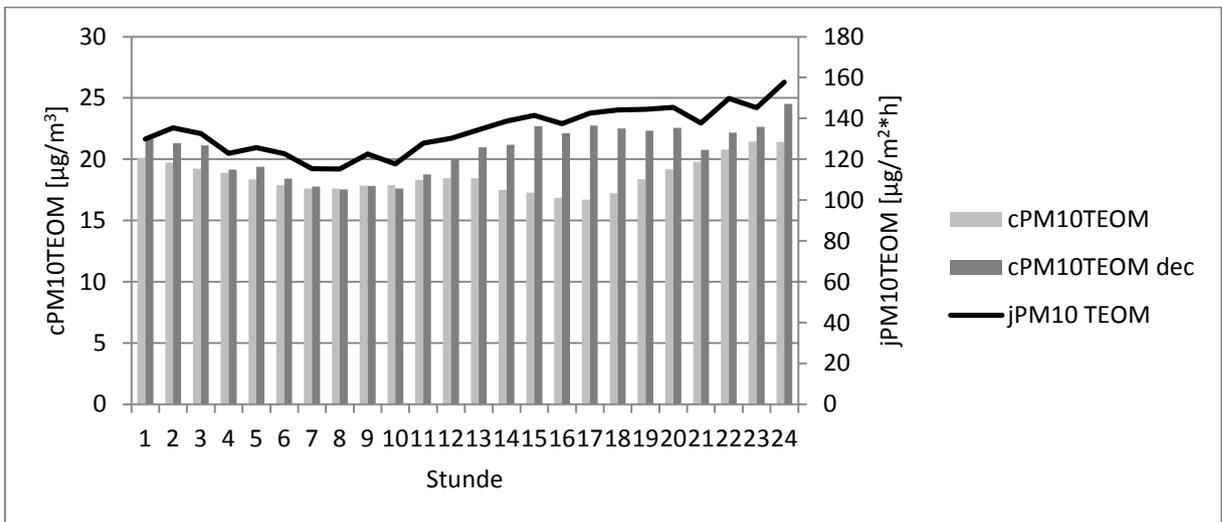


Abbildung 161: Mittlerer Tagesgang für PM10TEOM von Flussdichte sowie gemessener und berechneter entkoppelter Konzentration für Dezember

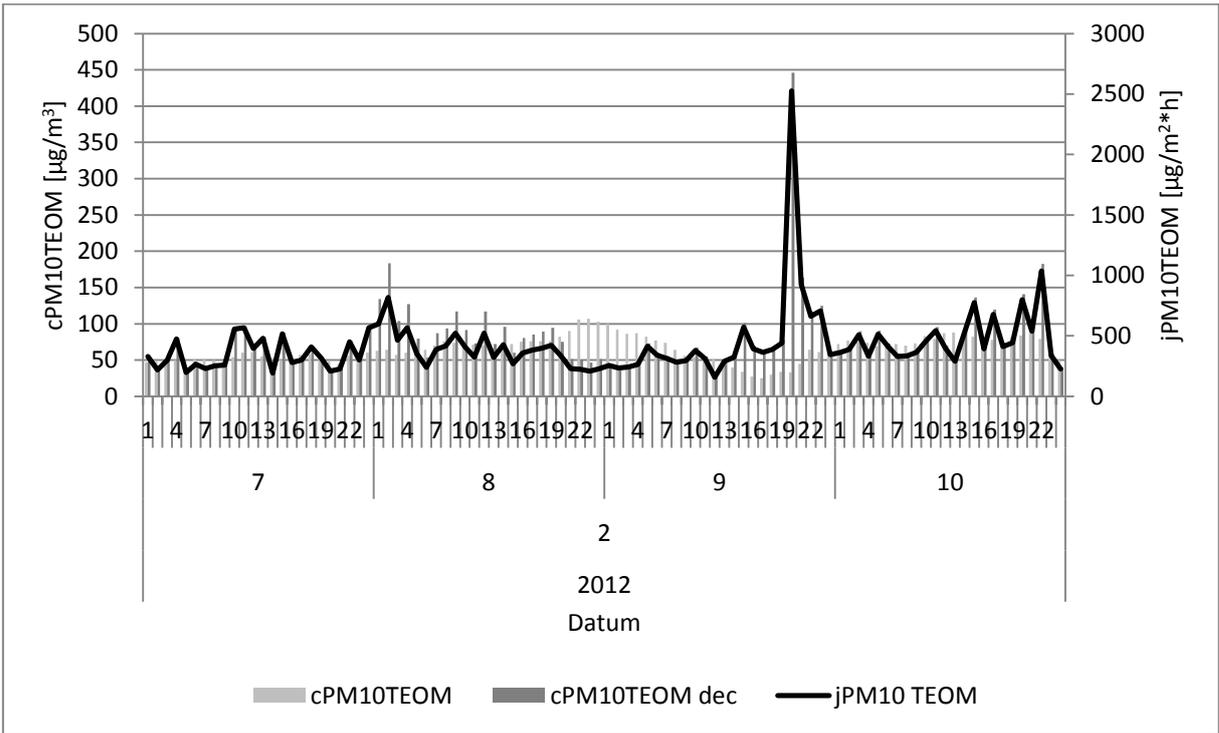


Abbildung 162: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012)

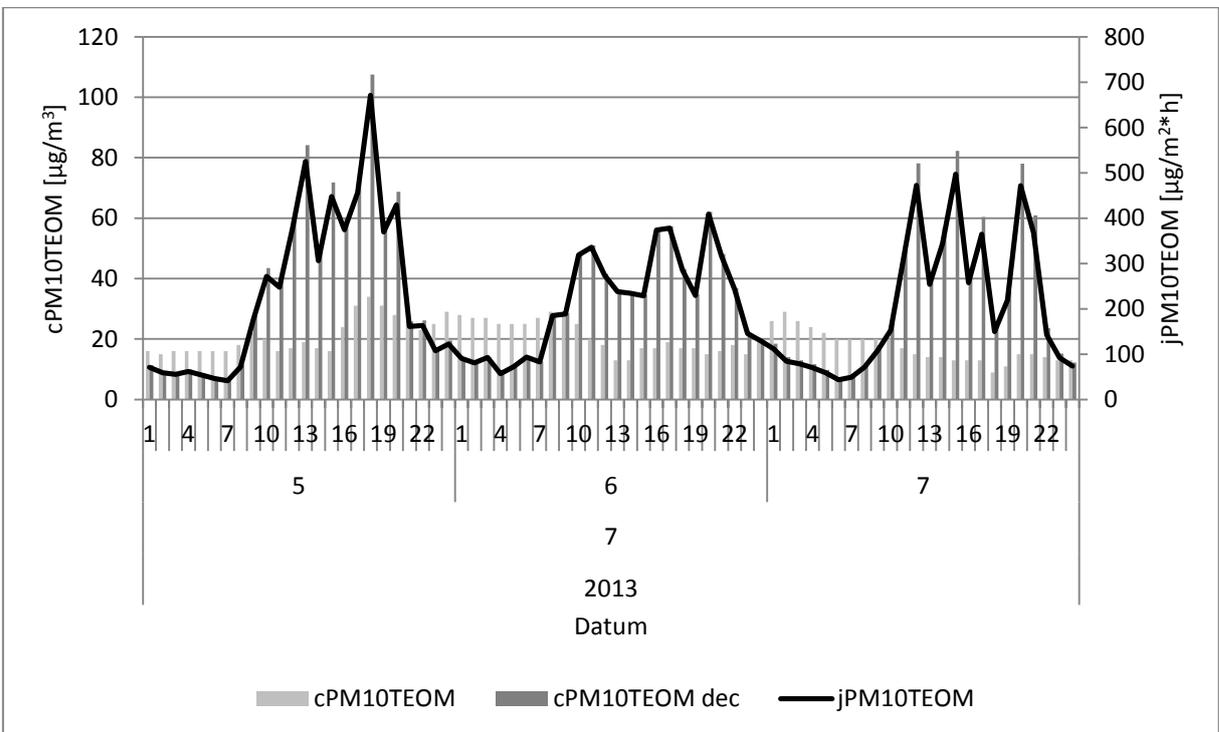


Abbildung 163: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013)

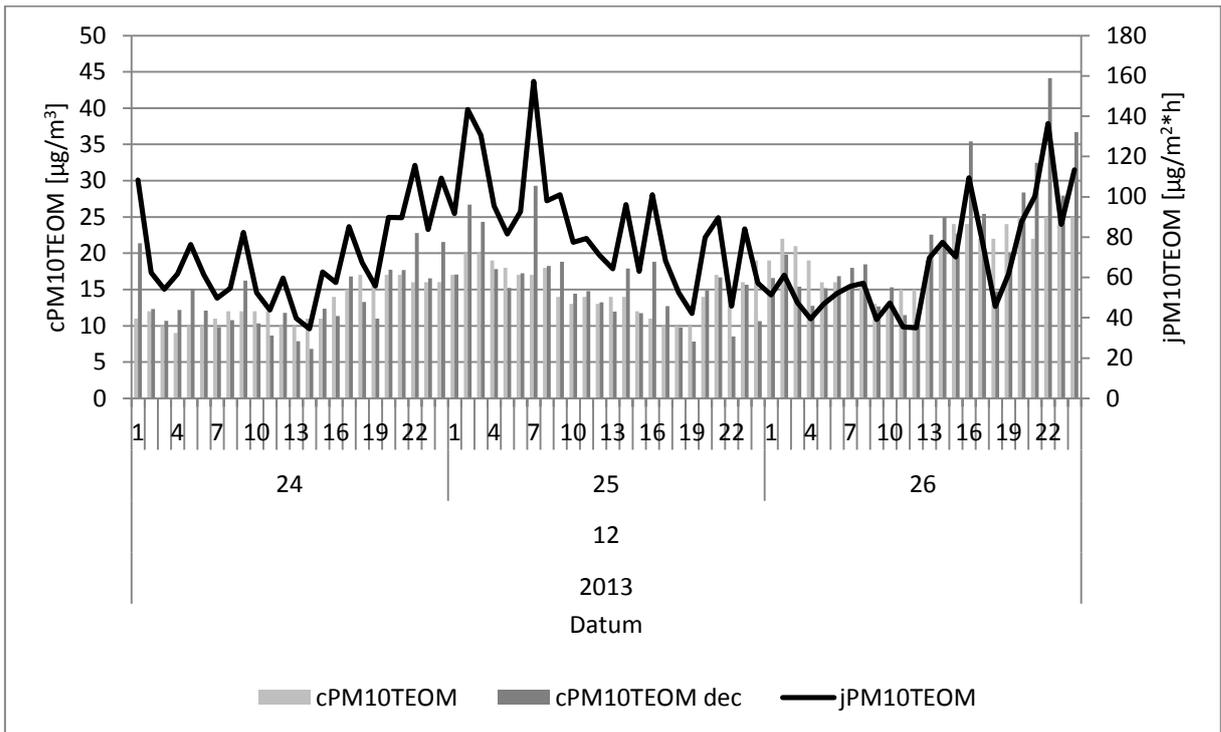


Abbildung 164: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013)

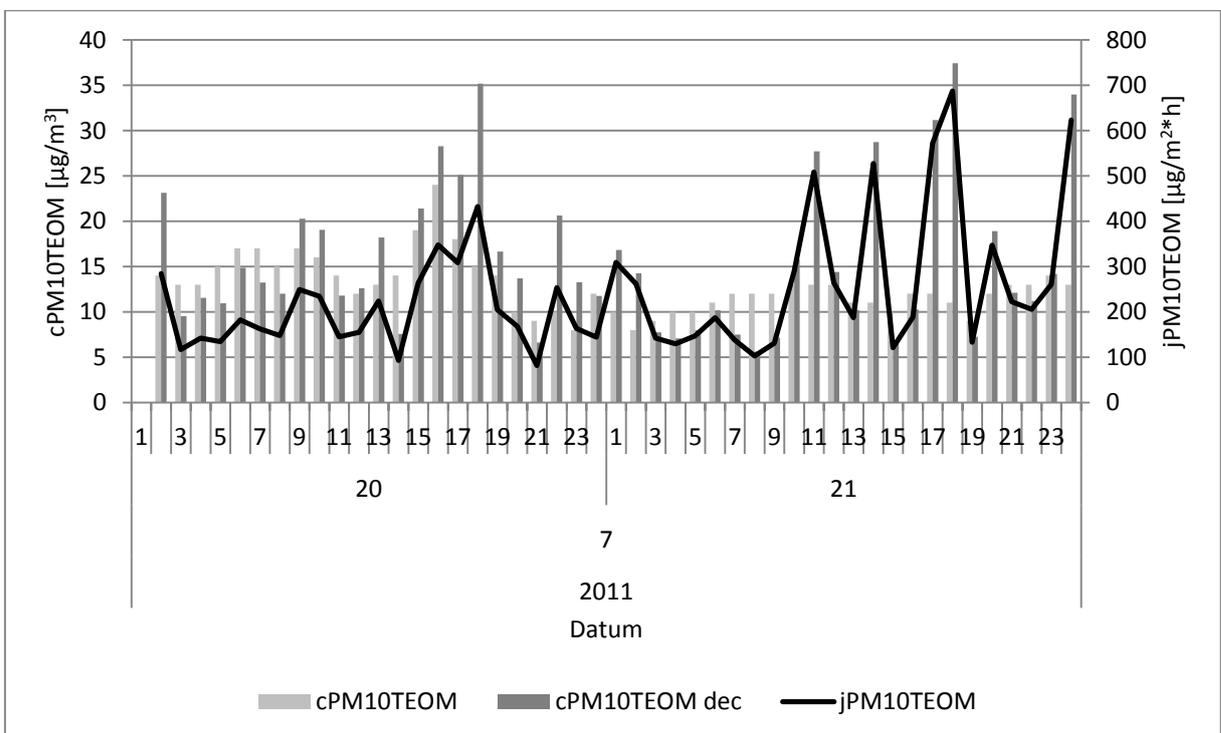


Abbildung 165: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011)

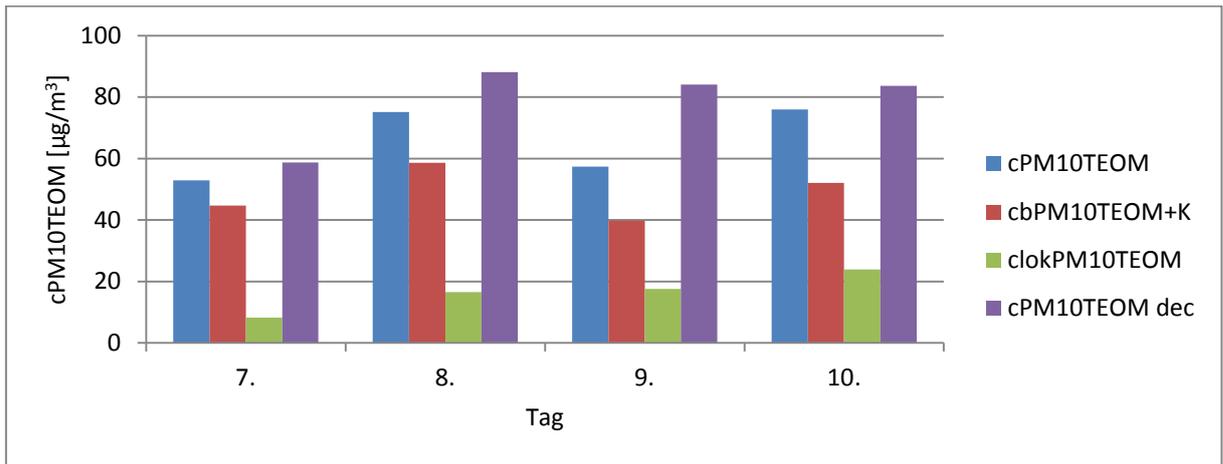


Abbildung 166: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Hochdruckwetterlage vom 07.-10.02.2012) in Tagesmittelwerten

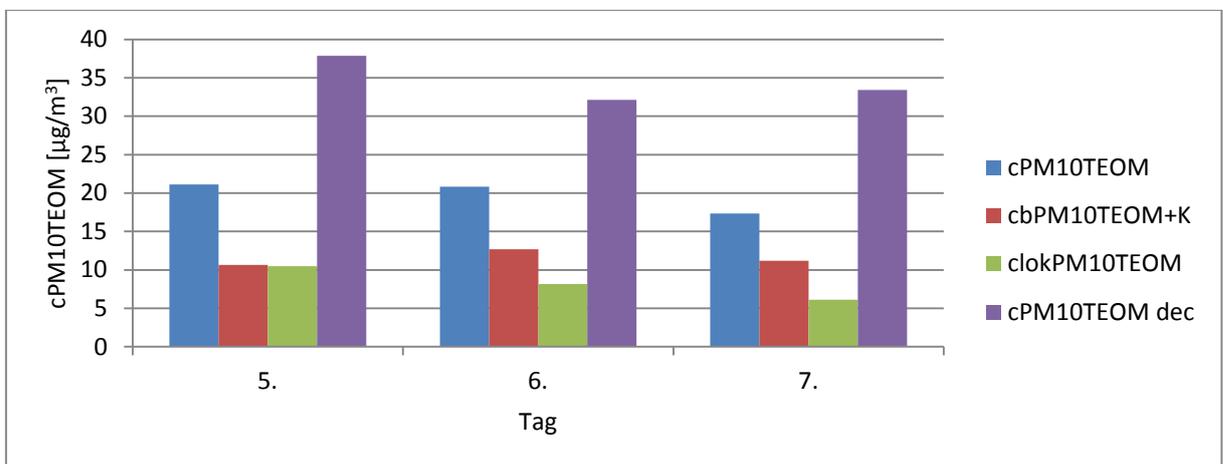


Abbildung 167: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Hochdruckwetterlage vom 05.-07.07.2013) in Tagesmittelwerten

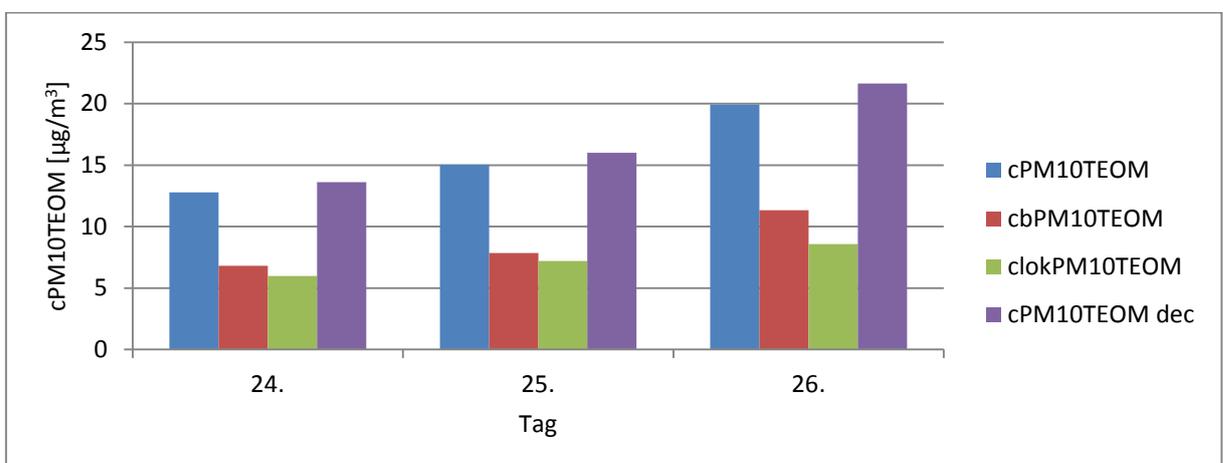


Abbildung 168: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (winterliche Tiefdruckwetterlage vom 24.-26.12.2013) in Tagesmittelwerten

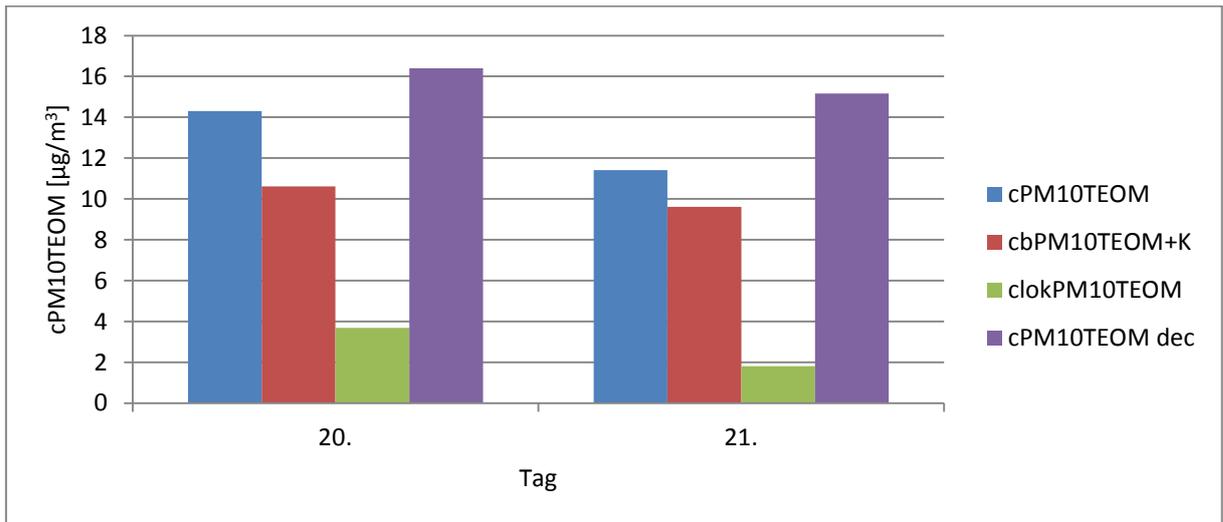


Abbildung 169: Einzelfallstudie extreme Wetterlage (sommerliche Tiefdruckwetterlage vom 20.-21.07.2011) in Tagesmittelwerten

Anhang 11 Entkopplung von Austauschbedingungen und Zusatzkonzentration bei Überschreitung eines Grenzwertes

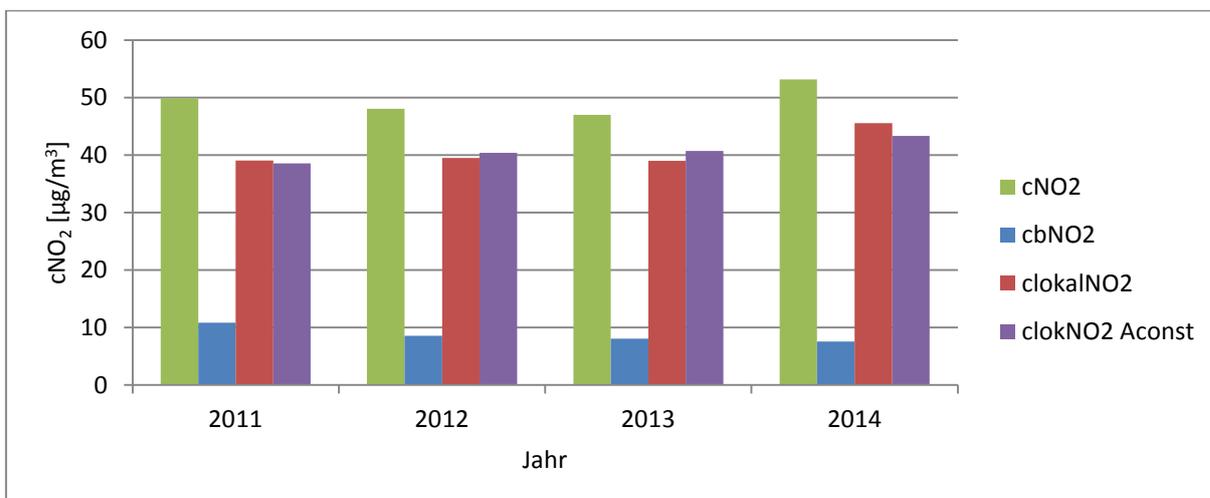


Abbildung 170: Gemessene Konzentration von Stickstoffdioxid, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen bei Überschreitung des Jahresgrenzwertes an der Luftgütemessstation Bergstraße

Tabelle 63: Zahlenwerte bei Überschreitung des Jahresgrenzwertes für Stickstoffdioxid an der Luftgütemessstation Bergstraße

Jahr	cNO ₂ [µg/m ³]	cbNO ₂ [µg/m ³]	clokalNO ₂ [µg/m ³]	clockNO ₂ Aconst [µg/m ³]
2011	49,9	10,8	39,0	38,6
2012	48,1	8,5	39,5	40,3
2013	47,0	8,0	39,0	40,7
2014	53,1	7,6	45,6	43,3

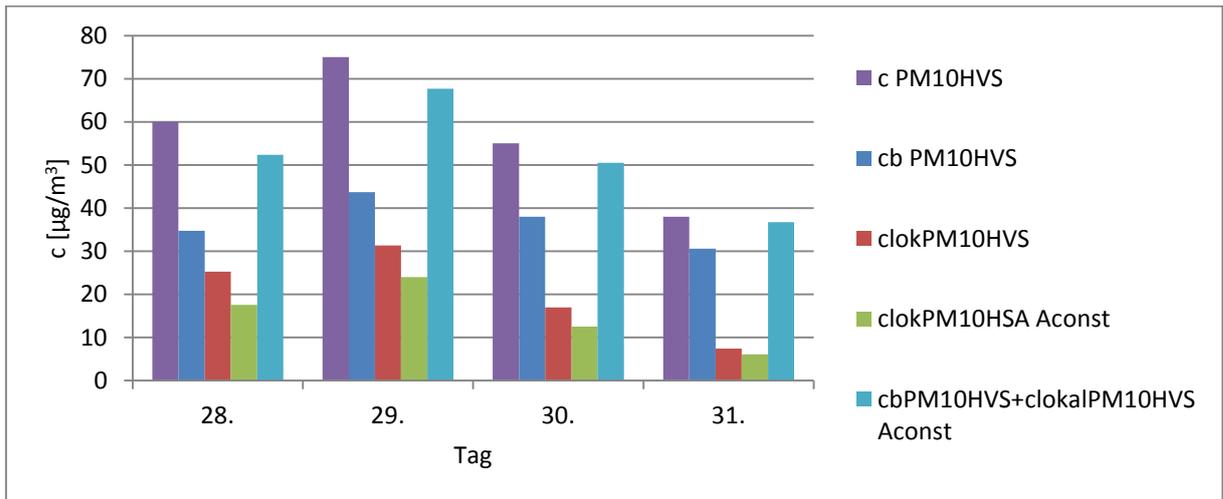


Abbildung 171: Gemessene Konzentration von PM10HVS, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen an der Luftgütemessstation Bergstraße während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014

Tabelle 64: Zahlenwerte für PM10HVS während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014

Tag	cPM10HVS [µg/m³]	cbPM10HVS [µg/m³]	klokPM10HVS [µg/m³]	klokPM10HVS Aconst [µg/m³]	cbPM10HVS+clokPM10HVS Aconst [µg/m³]
28.	60	35	25	18	52
29.	75	44	31	24	68
30.	55	38	17	13	51
31.	38	31	7	6	37

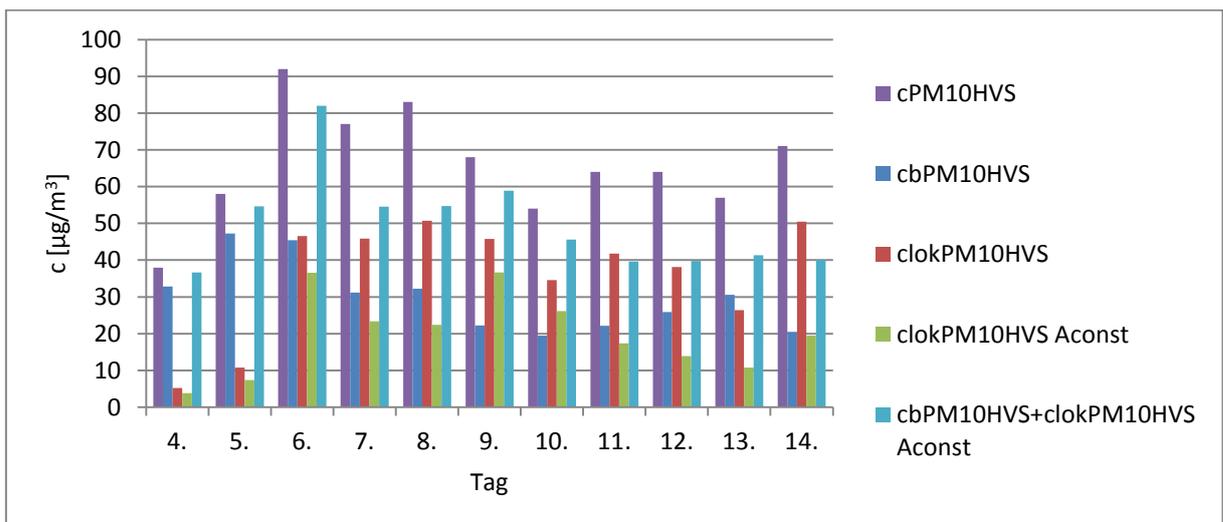


Abbildung 172: Gemessene Konzentration von PM10HVS, berechnete Grundkonzentration, Zusatzkonzentration und Zusatzkonzentration bei mittleren Austauschbedingungen an der Luftgütemessstation Bergstraße während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014

Tabelle 65: Zahlenwerte für PM10HVS während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014

Tag	cPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	clockPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	cbPM10HVS+ clockPM10HVS Aconst [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
4.	38	33	5	4	37
5.	58	47	11	7	55
6.	92	45	47	37	82
7.	77	31	46	23	55
8.	83	32	51	22	55
9.	68	22	46	37	59
10.	54	19	35	26	46
11.	64	22	42	17	40
12.	64	26	38	14	40
13.	57	31	26	11	41
14.	71	21	50	19	40

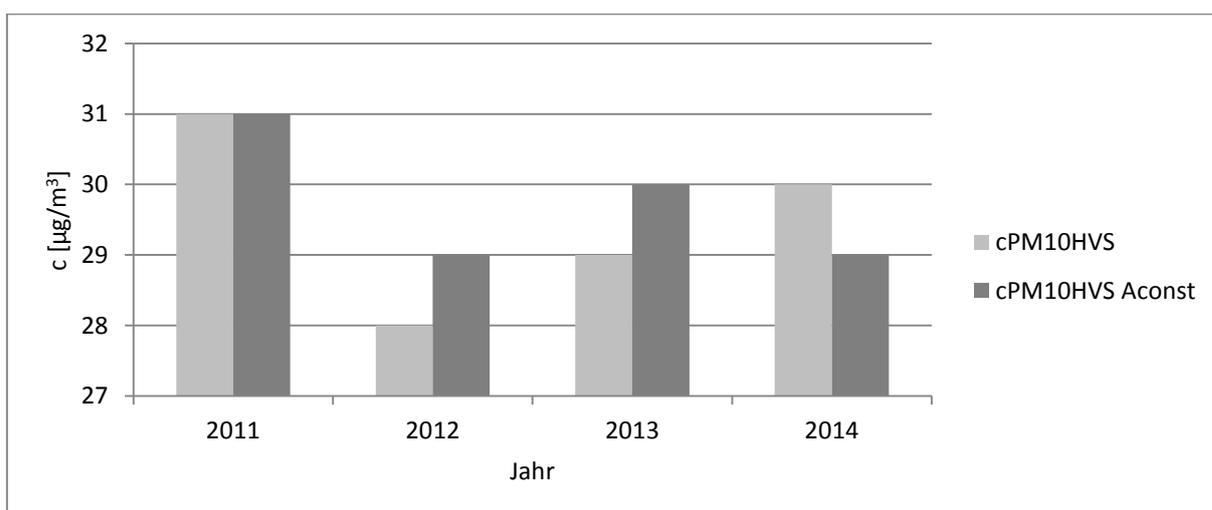


Abbildung 173: Jahresmittelwerte für PM10HVS an der Luftgütemessstation Bergstraße

Tabelle 66: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission der PM10-Überschreitungstage im Jahr 2014 an der Luftgütemesstation Bergstraße (ausführlich)*

Datum	cPM10HVS Bergstraße	cbPM10TEOM Winckelmann- straße	K _S	cb+K _S	HVS/TEOM	cbPM10HVS	clokPM10HVS	clokPM10HVS Aconst	cbPM10HVS+ clokPM10HVS A- const
22.01.2014	51	12	8	20	1,135	23	28	29	51
24.01.2014	57	10	8	18	1,126	20	37	33	53
25.01.2014	72	41	8	49	0,723	35	37	48	84
26.01.2014	66	48	8	56	0,779	43	23	19	62
27.01.2014	54	29	8	37	1,049	39	15	12	50
28.01.2014	60	25	8	33	1,042	35	25	18	52
29.01.2014	75	37	8	45	0,972	44	31	24	68
30.01.2014	55	32	8	40	0,954	38	17	13	51
27.02.2014	65	32	12	44	1,075	48	17	12	60
28.02.2014	51	6	12	18	1,015	18	33	22	41
05.03.2014	58	16	16	32	1,172	38	20	14	52
06.03.2014	92	31	16	47	1,159	54	38	30	84
07.03.2014	77	29	16	45	1,097	50	27	14	64
08.03.2014	83	32	16	48	1,117	53	30	13	66
09.03.2014	68	20	16	36	1,050	38	30	24	62
10.03.2014	54	21	16	37	1,033	38	16	12	50
11.03.2014	64	18	16	34	1,121	38	26	11	49
12.03.2014	64	25	16	41	1,037	42	22	8	50
13.03.2014	57	18	16	34	1,151	39	18	7	46
14.03.2014	71	30	16	46	1,128	52	19	7	59
28.03.2014	54	10	16	26	1,135	29	25	15	45
29.03.2014	55	14	16	30	1,170	35	20	14	49
30.03.2014	52	24	16	40	0,947	38	14	8	46

31.03.2014	60	16	16	32	1,175	38	22	9	47
01.04.2014	62	22	9	31	1,029	32	30	14	46
02.04.2014	55	18	9	27	1,141	31	24	20	51
03.04.2014	54	17	9	26	1,086	29	25	18	46
04.04.2014	73	14	9	23	1,223	29	44	33	61
05.04.2014	58	24	9	33	1,184	39	19	21	60
06.04.2014	64	23	9	32	1,214	39	25	16	56
30.10.2014	66	17	6	23	1,251	29	37	30	59
31.10.2014	58	27	6	33	1,224	40	18	15	55
02.12.2014	55	26	0	26	1,098	29	26	26	55
03.12.2014	80	41	0	41					
05.12.2014	54	20	0	20	1,237	25	29	19	44
31.12.2014	64		0						

Tabelle 67: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission während der Feinstaubepisode 28.-31.01.2014 an der Luftgütemessstation Bergstraße (ausführlich)*

Datum	cPM10HVS Bergstraße	cbPM10TEOM Winkelmannstraße	K _S	cb+K _S	HVS/TEOM	cbPM10HVS	clockPM10HVS	clockPM10HVS Aconst	cbPM10HVS+ clockPM10HVS Aconst
28.01.2014	60	25	8	33	1,042	35	25	18	52
29.01.2014	75	37	8	45	0,972	44	31	24	68
30.01.2014	55	32	8	40	0,954	38	17	13	51
31.01.2014	38	20	8	28	1,078	31	7	6	37

*Abweichungen rundungsbedingt

Tabelle 68: Entkopplung der Austauschbedingungen und der lokalen Emission während der Feinstaubepisode 04.-14.03.2014 an der Luftgütemessstation Bergstraße (ausführlich)

Datum	cPM10HVS Bergstraße	cbPM10TEO M Winckelmann- straße	K _s	cb+K _s	HVS/TEOM	cbPM10HV S	clockPM10HV S Aconst	cbPM10HVS+ clockPM10HVS A- const
04.03.2014	38	14	16	30	1,079	33	4	37
05.03.2014	58	16	16	32	1,172	38	14	52
06.03.2014	92	31	16	47	1,159	54	30	84
07.03.2014	77	29	16	45	1,097	50	14	64
08.03.2014	83	32	16	48	1,117	53	13	66
09.03.2014	68	20	16	36	1,050	38	24	62
10.03.2014	54	21	16	37	1,033	38	12	50
11.03.2014	64	18	16	34	1,121	38	11	49
12.03.2014	64	25	16	41	1,037	42	8	50
13.03.2014	57	18	16	34	1,151	39	7	46
14.03.2014	71	30	16	46	1,128	52	7	59

Anhang 12 Scatterplots und Korrelationen der Stationen Strehlen, Klotzsche und Winkelmannstraße

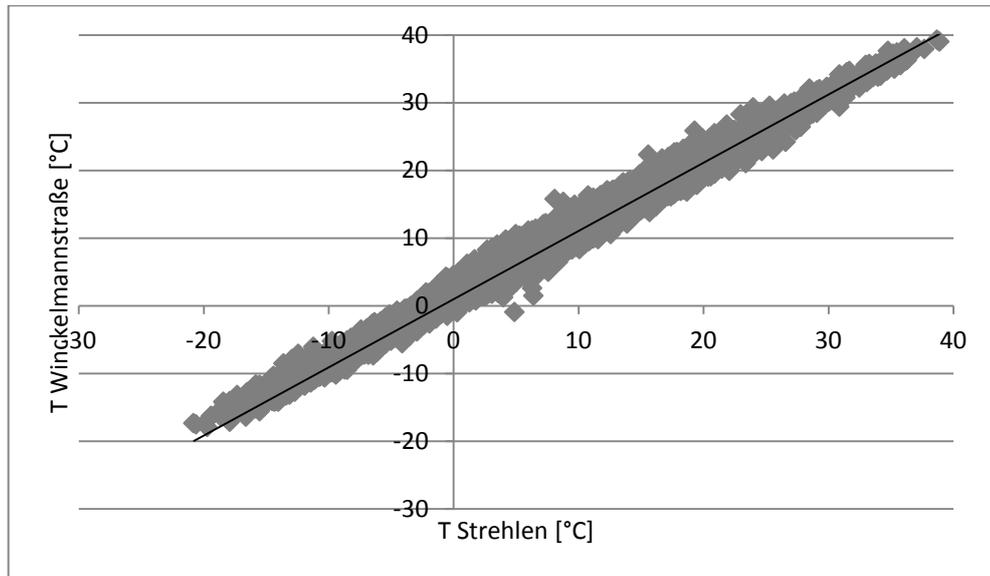


Abbildung 174: Scatterplot der Stundenmittel der Lufttemperatur der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=1,0076x+1,0203; R=0,99; R^2=0,99 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

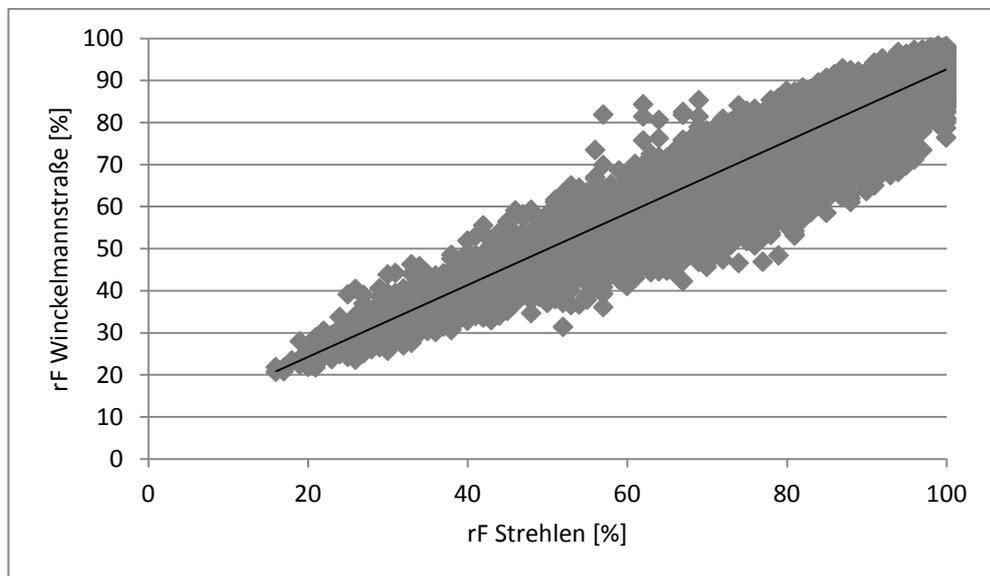


Abbildung 175: Scatterplot der Stundenmittel der relativen Luftfeuchte der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=0,8504x+7,3792; R=0,96; R^2=0,93 \text{ (} p=0,01 \text{)}$$

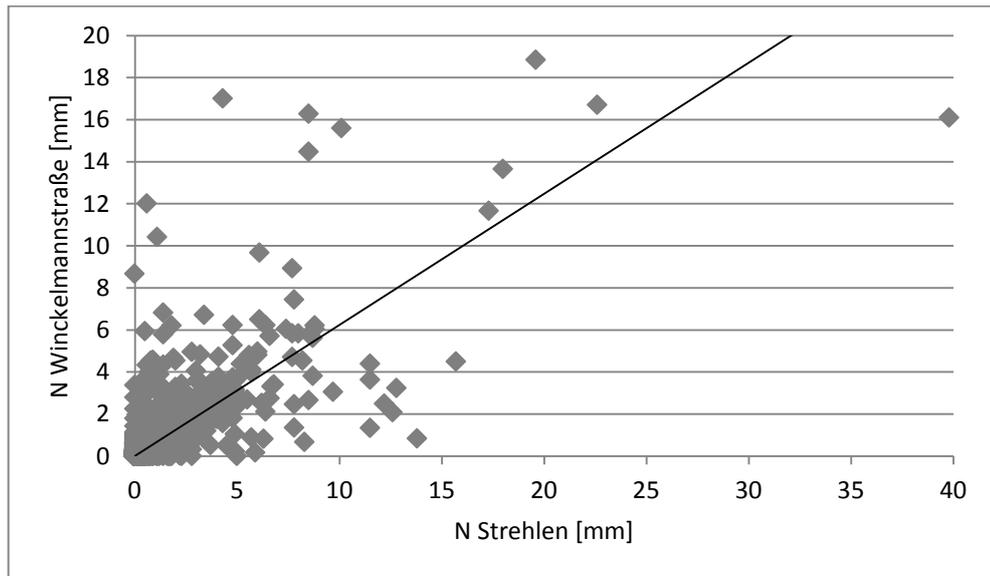


Abbildung 176: Scatterplot der Stundensumme des Niederschlags der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=0,6291x+0,0117; R=0,80; R^2=0,64 (p=0,01)$$

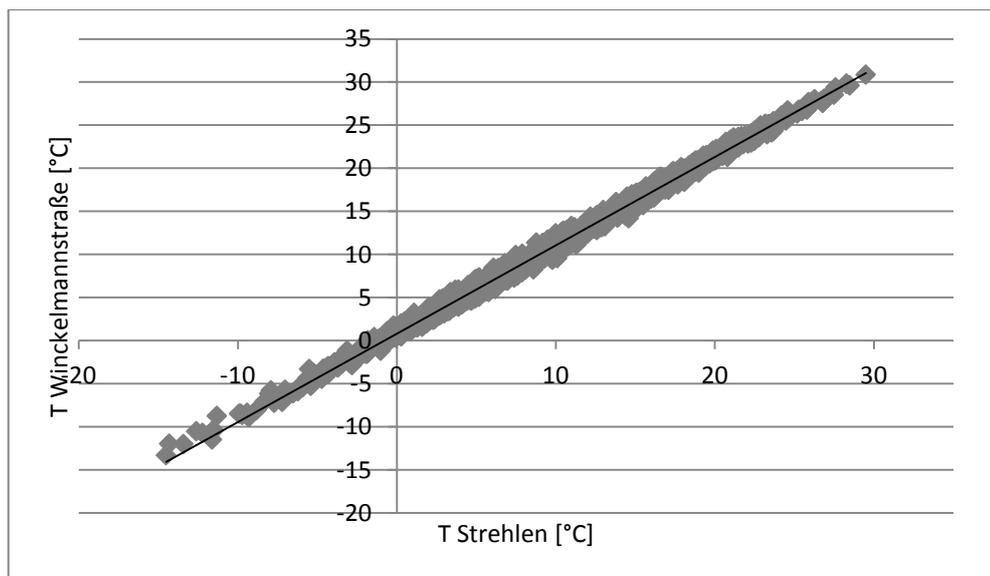


Abbildung 177: Scatterplot der Tagesmittel der Lufttemperatur der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=1,0254x+0,8117; R=1,00; R^2=1,00 (p=0,01)$$

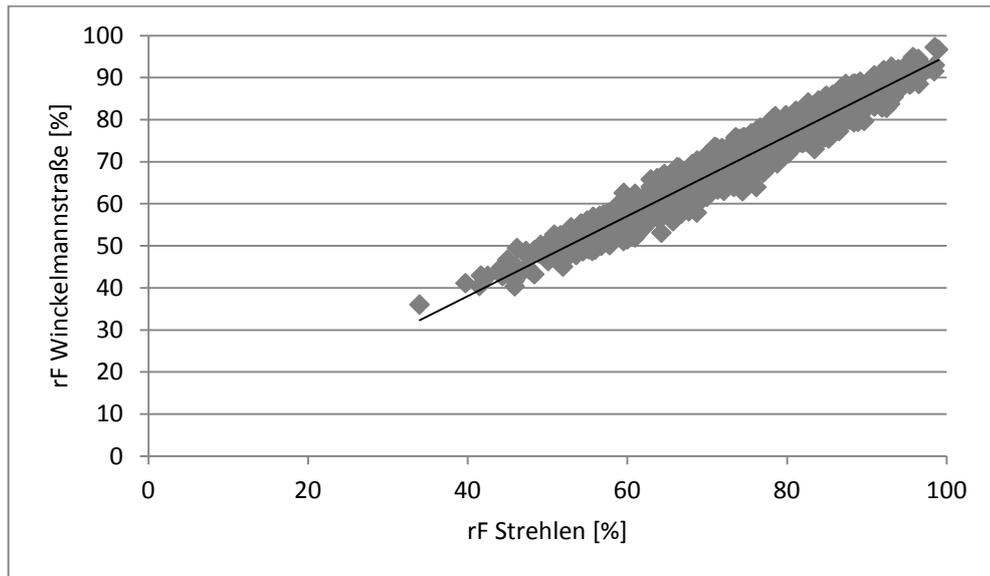


Abbildung 178: Scatterplot der Tagesmittel der relativen Luftfeuchte der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=0,9525x-0,0904; R=0,97; R^2=0,95 (p=0,01)$$

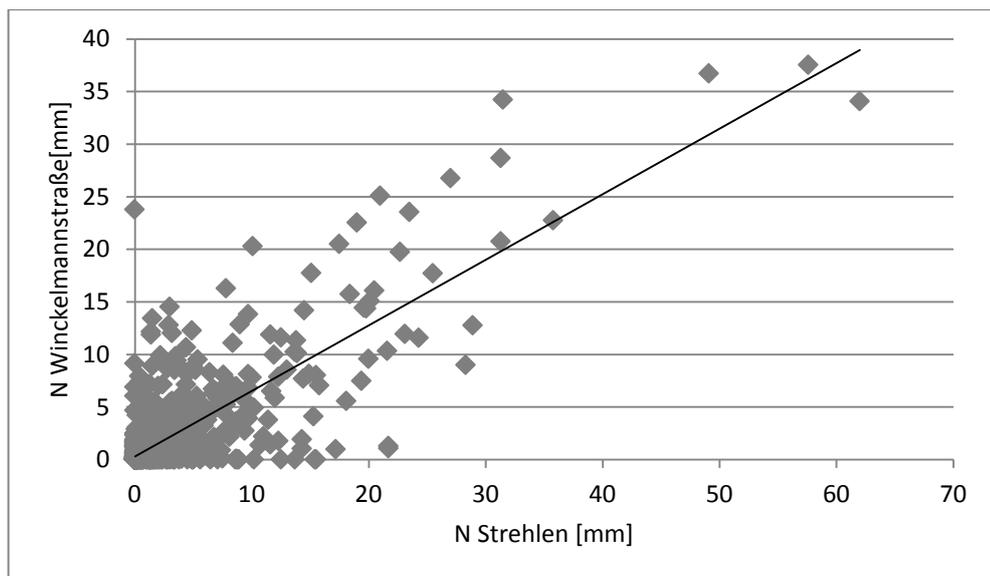


Abbildung 179: Scatterplot der Tagessummen des Niederschlags der Stationen Strehlen und Winkelmannstraße

$$y=0,6233x+0,2962; R=0,81; R^2=0,65 (p=0,01)$$

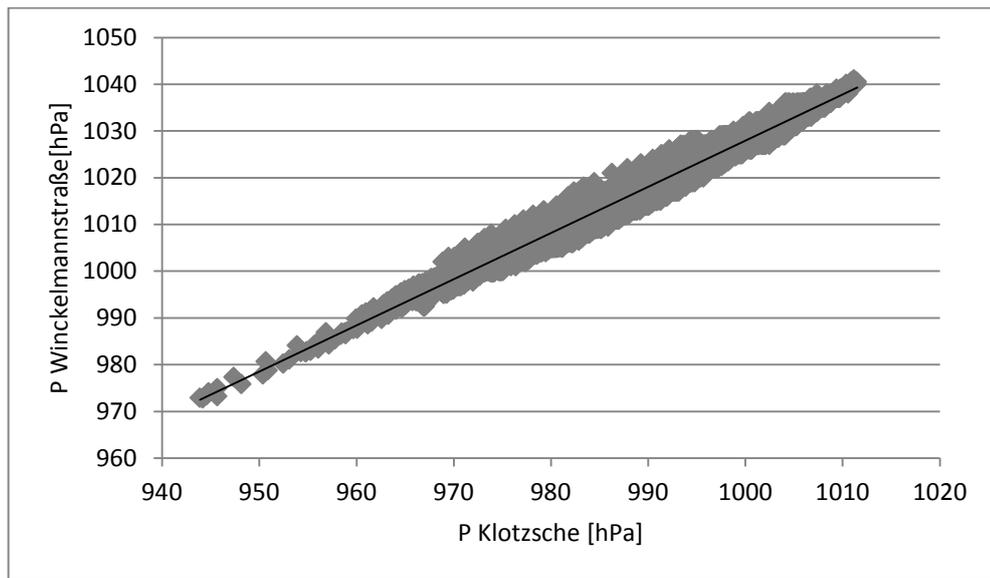


Abbildung 180: Scatterplot der Stundenmittel des Luftdrucks der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,9709x+56,806; R=0,98; R^2=0,97 (p=0,01)$$

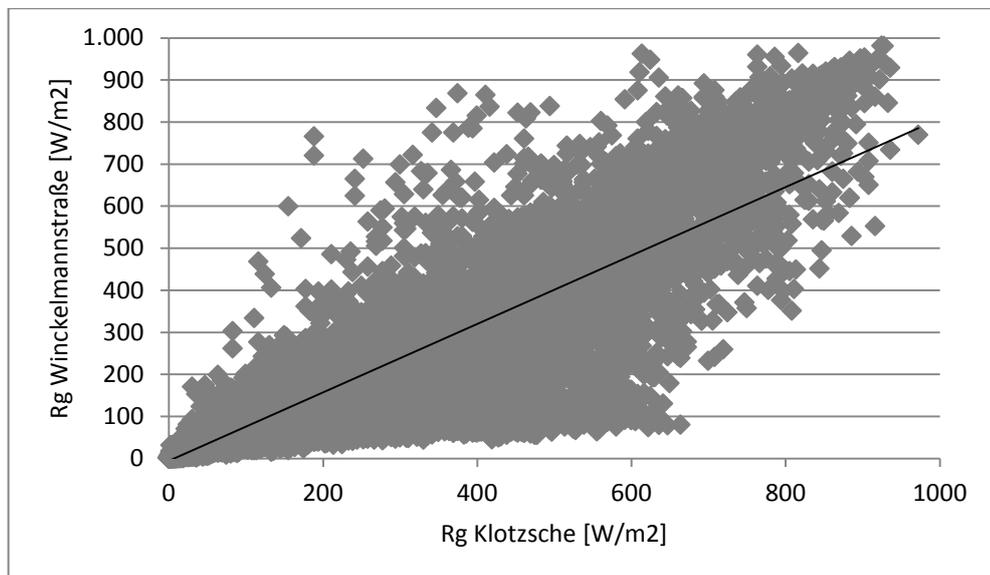


Abbildung 181: Scatterplot der Stundenmittel der Globalstrahlung der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,8139x-5,6284; R=0,92; R^2=0,85 (p=0,01)$$

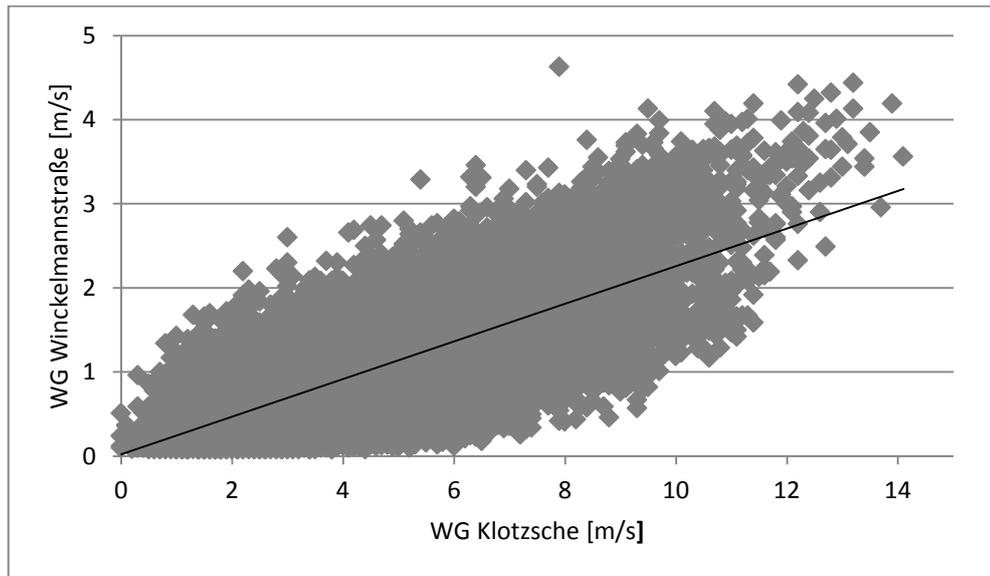


Abbildung 182: Scatterplot der Stundenmittel der Windgeschwindigkeit der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,2248x+0,0326; R=0,72; R^2=0,52 (p=0,01)$$

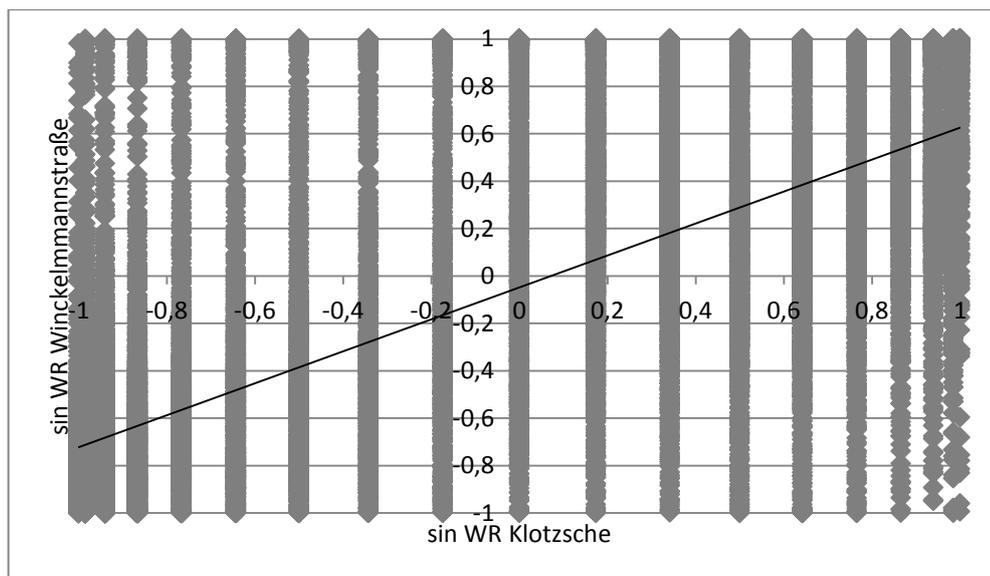


Abbildung 183: Scatterplot der Stundenmittel des Sinus der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,6744x-0,0475; R=0,72; R^2=0,54 (p=0,01)$$

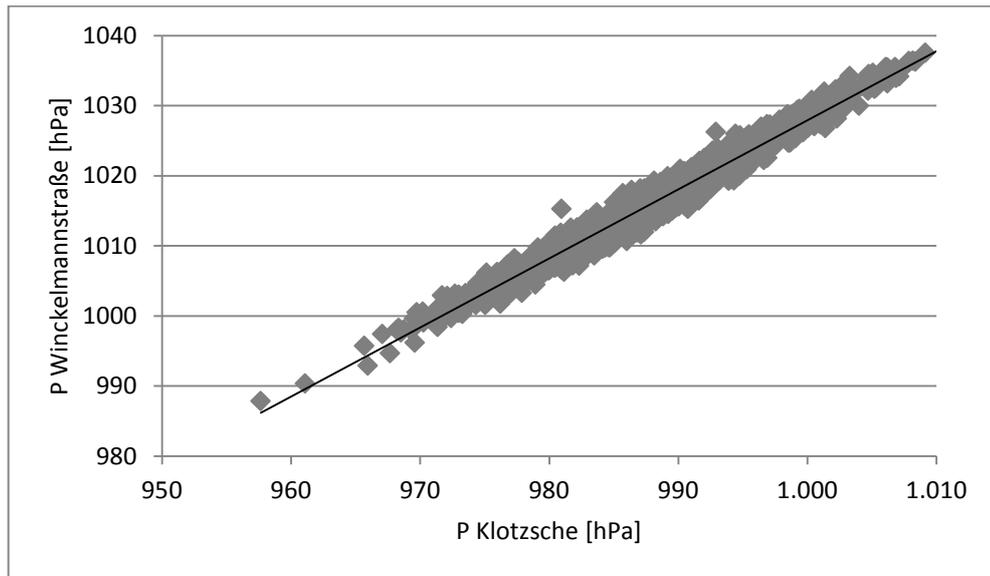


Abbildung 184: Scatterplot der Tagesmittel des Luftdrucks der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,9855x+42,395; R=0,98; R^2=0,97 (p=0,01)$$

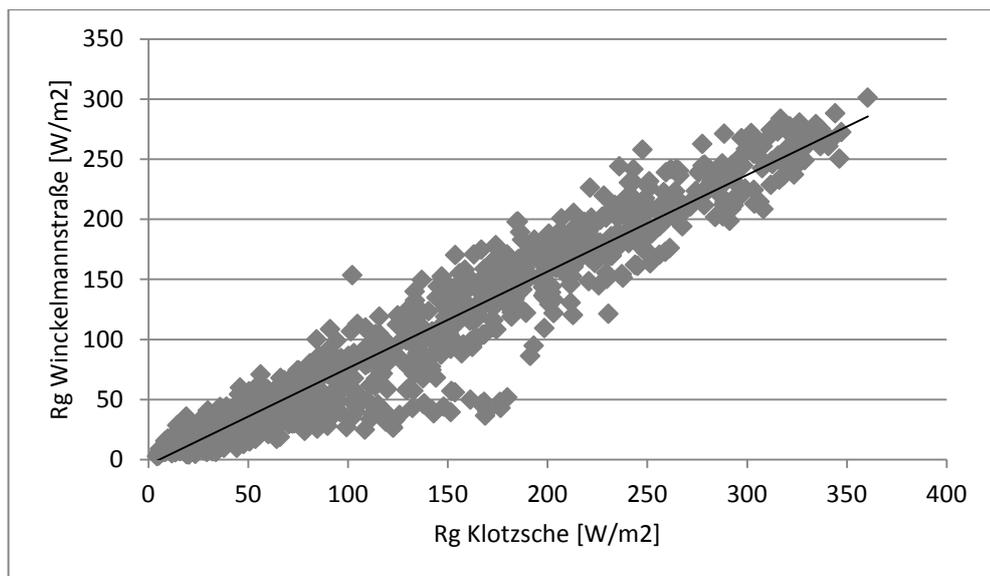


Abbildung 185: Scatterplot der Tagesmittel der Globalstrahlung der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,8044x-4,3871; R=0,97; R^2=0,93 (p=0,01)$$

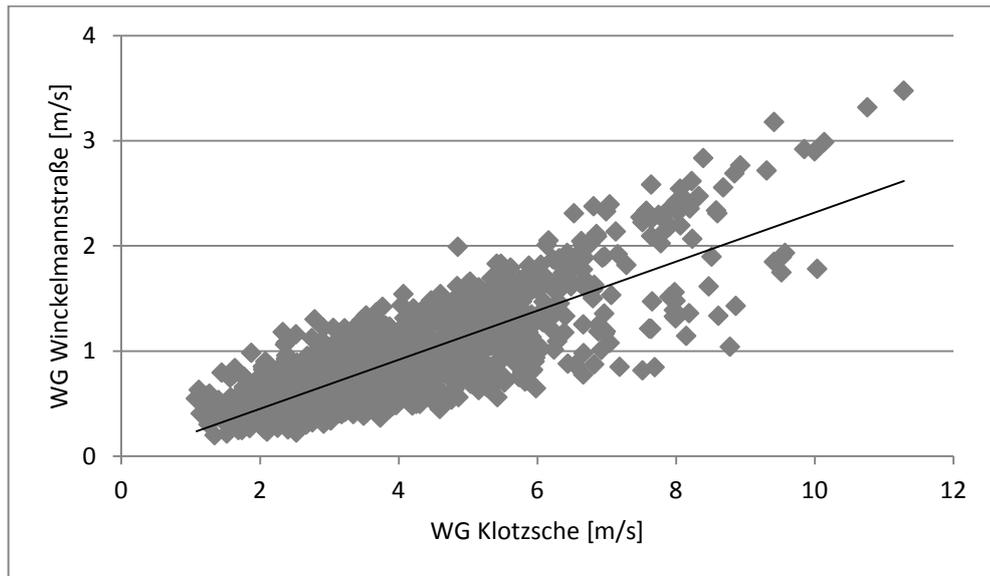


Abbildung 186: Scatterplot der Tagesmittel der Windgeschwindigkeit der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße

$$y=0,2333x-0,0154; R=0,81; R^2=0,66 (p=0,01)$$

Tabelle 69: Gleichzeitigkeitsmatrix der relativen Häufigkeiten der Stundenmittelwerte der Windrichtung der Stationen Klotzsche und Winkelmannstraße*

	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW	
N	0,51	0,60	0,22	0,01	0,02	0,03	0,04	0,14	N
NO	0,03	0,19	0,27	0,01	0,03	0,03	0,00	0,01	NO
O	0,01	0,07	0,24	0,09	0,16	0,04	0,00	0,01	O
SO	0,01	0,02	0,14	0,31	0,35	0,03	0,01	0,00	SO
S	0,01	0,02	0,10	0,52	0,34	0,17	0,02	0,00	S
SW	0,02	0,02	0,02	0,05	0,07	0,60	0,43	0,05	SW
W	0,03	0,02	0,00	0,01	0,01	0,07	0,34	0,16	W
NW	0,39	0,07	0,02	0,00	0,01	0,04	0,16	0,63	NW
	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW	

Klotzsche

*Abweichungen rundungsbedingt

Tabelle 70: Monatsmittel der Lufttemperatur und Monatssumme des Niederschlags der Stationen Winkelmannstraße und Strehlen

		Winkelmannstraße		Strehlen		Abweichung	
Jahr	Monat	T [°C]	N [mm]	T [°C]	N [mm]	T [K]	N [mm]
2011	1	2,5	34	1,7	42	0,8	-8
	2	1,0	12	0,4	16	0,6	-4
	3	6,8	19	5,6	27	1,2	-8
	4	13,9	32	12,5	43	1,4	-11
	5	16,8	27	15,4	49	1,4	-22
	6	20,2	45	18,8	47	1,4	-2
	7	19,2	102	18,0	190	1,2	-88
	8	20,9	53	19,6	74	1,3	-21
	9	17,8	39	16,6	48	1,2	-9
	10	11,4	23	10,6	32	0,8	-9
	11	5,9	0	5,3	0	0,6	0
	12	5,7	36	5,2	47	0,5	-11
2012	1	3,4	58	2,8	71	0,6	-13
	2	-1,7	19	-2,4	28	0,7	-9
	3	8,8	10	7,7	14	1,1	-4
	4	11,3	23	10,2	30	1,1	-7
	5	17,7	35	16,3	43	1,4	-8
	6	19,0	62	17,6	76	1,4	-14
	7	21,3	77	19,8	107	1,5	-30
	8	21,4	64	19,9	79	1,5	-15
	9	16,5	37	15,3	41	1,2	-4
	10	10,4	18	9,3	21	1,1	-3
	11	7,0	56	6,2	74	0,8	-18
	12	2,2	54	1,3	68	0,9	-14
2013	1	1,1	53	0,4	68	0,7	-15
	2	1,2	38	0,2	42	1,0	-4
	3	0,9	27	0,1	34	0,8	-7
	4	11,0	19	9,8	21	1,2	-2
	5	15,2	101	13,9	156	1,3	-55
	6	18,8	158	17,4	187	1,4	-29
	7	22,9	32	21,2	43	1,7	-11
	8	20,9	34	19,3	46	1,6	-13
	9	15,2	30	14,1	38	1,1	-8
	10	12,5	45	11,4	55	1,1	-10
	11	6,7	20	5,8	25	0,9	-5
	12	4,7	17	4,1	21	0,6	-4
2014	1	2,9	23	2,2	28	0,7	-5
	2	5,8	7	5,1	9	0,7	-2
	3	9,4	21	8,1	31	1,3	-10
	4	13,3	43	12,1	24	1,2	19

	5	14,9	113	13,8	132	1,1	-19
	6	19,1	27	17,8	47	1,3	-20
	7	22,5	65	21,1	86	1,4	-21
	8	19,1	64	17,9	71	1,2	-7
	9	17,1	88	16,1	98	1,0	-10
	10	13,6	35	12,6	35	1,0	0
	11	8,5	7	7,7	8	0,8	-1
	12	4,4	39	3,8	46	0,6	-7
Gesamt		11,7	511	10,7	655	1,0	-144

Tabelle 71: Mittlere Abweichung der Lufttemperatur und der Niederschlagssumme der Station Winkelmannstraße zur Station Strehlen

Monat	Mittlere Abweichung T [K]	Mittlere Abweichung N [mm]
1	0,7	-10
2	0,8	-5
3	1,1	-7
4	1,2	0
5	1,3	-26
6	1,4	-16
7	1,5	-38
8	1,4	-14
9	1,1	-8
10	1,0	-6
11	0,8	-6
12	0,7	-9

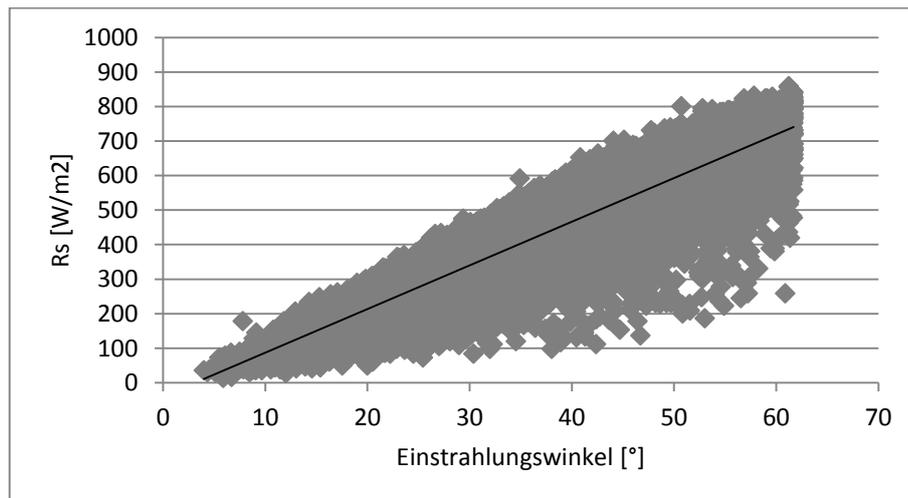


Abbildung 187: Einstrahlungswinkel und Sonneneinstrahlung an der Station Klotzsche im Zeitraum 1996-2017 bei maximaler Sonnenscheindauer

$$y=12,633x-39,17; R=0,93; R^2=0,87 (p=0,01)$$

Anhang 13 Abbildungen der Luftgütemessstation Winckelmannstraße



Abbildung 188: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Norden (29.04.2017)
(Quelle: Eigene Darstellung)



Abbildung 189: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Osten (29.04.2017)
(Quelle: Eigene Darstellung)



Abbildung 190: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Süden (29.04.2017)
(Quelle: Eigene Darstellung)



Abbildung 191: Messstation Winckelmannstraße in Blickrichtung Westen (29.04.2017)
(Quelle: Eigene Darstellung)

Anhang 14 Messunsicherheit des Radon-Monitors AlphaGUARD

Tabelle 72: Messunsicherheit des Radon-Monitors AlphaGUARD nach Stunden- und Tagesmittelwerten

Mittelwert [Bq/m ³]	Messunsicherheit Stundenmittelwert [%]	Messunsicherheit Tagesmittelwert [%]
3	51,1	29,0
4	41,1	22,1
6	30,8	15,4
8	25,4	12,1
10	22,1	10,2
12	19,8	8,9
14	18,1	8,1
16	16,8	7,5
18	15,7	7,0
20	14,8	6,7

Anhang 15 Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10 und regionale Windrichtung an der Messstation Winkelmannstraße

Tabelle 73: Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid und Feinstaub PM10TEOM und regionaler Windrichtung an der Messstation Winkelmannstraße

Windrichtung	cRn [Bq/m ³]	cRn normiert	cNO2 [µg/m ³]	cNO2 normiert	cPM10TEOM [µg/m ³]	cPM10TEOM normiert
N	7,1	0,8	21	1,0	23	1,1
NO	8,7	1,0	23	1,1	28	1,4
O	10,6	1,2	23	1,1	29	1,4
SO	11,2	1,3	24	1,1	25	1,2
S	11,1	1,3	26	1,2	21	1,0
SW	8,2	0,9	19	0,9	13	0,6
W	6,4	0,7	17	0,8	13	0,6
NW	6,1	0,7	18	0,8	15	0,7

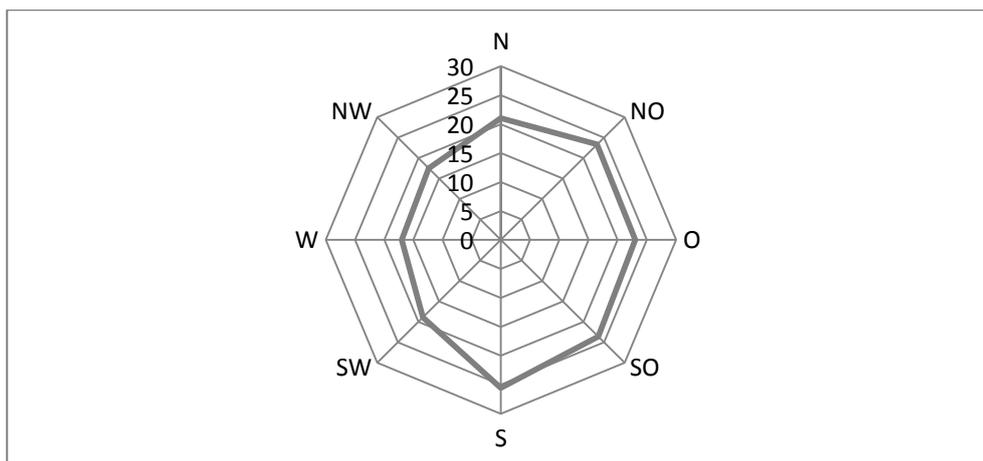


Abbildung 192: Windrose der Stickstoffdioxid-Konzentration [µg/m³]

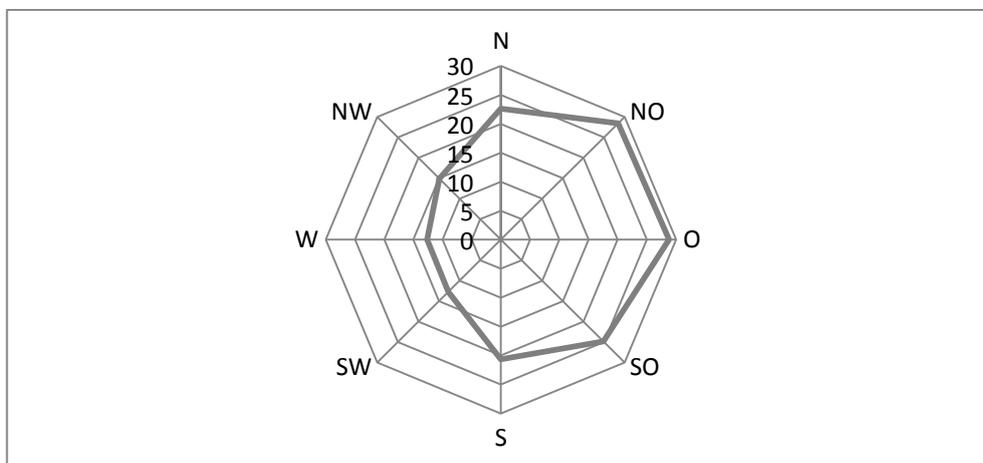


Abbildung 193: Windrose der Feinstaub PM10TEOM-Konzentration [µg/m³]

Literaturverzeichnis

- Acker, K., Febo, A., Trick, S., Perrino, C., Bruno, P., Wiesen, P., Möller, D., Wieprecht, W., Auel, R., Giusto, M., Geyer, A. & Allegrini, I.** (2006). Nitrous acid in the urban area of Rome. *Atmospheric Environment*, 40(17), 3123-3133.
- Åkerblom, G., Andersson, P. & Clevenjöö, B.** (1984). Soil Gas Radon - A Source for Indoor Radon Daughters. *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 7, No. 1-4, p. 49-54.
- Allegrini, I., Febo, A., Pasini, A. & Schiarini, S.** (1994). Monitoring of the nocturnal mixed layer by means of particulate radon progeny measurement. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 99(D9), 18765-18777.
- Amodio, M., Andriani, E., de Gennaro, G., Loiotile, A. D., Di Gilio, A. & Placentino, M. C.** (2012). An integrated approach to identify the origin of PM10 exceedances. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3132-3141.
- Amoroso, A., Beine, H. J., Esposito, G., Perrino, C., Catrambone, M. & Allegrini, I.** (2008). Seasonal differences in atmospheric nitrous acid near Mediterranean urban areas. *Water, air, and soil pollution*, 188(1-4), 81-92.
- Aston, F. W., Baxter, G. P., Brauner, B., Debieerne, A., Leduc, A., Richards, T. W., Frederick, S. & Urbain, G.** (1923). Report of the International Committee on Chemical Elements: 1923. *Journal of the American Chemical Society*, 1923, 45. Jg., Nr. 4, S. 867-874.
- Avino, P.** (2004). Mechanism of smog photochemical formation in the urban area of Rome. In *Proc XX Quadrennial Ozone Symposium* (Vol. 2, pp. 936-937).
- Avino, P. & Manigrasso, M.** (2008). Ten-year measurements of gaseous pollutants in urban air by an open-path analyzer. *Atmospheric Environment*, 42(18), 4138-4148.
- Avino, P. & Manigrasso, M.** (2015). Ozone formation in relation with combustion processes in highly populated urban areas. *AIMS Environ. Sci.*, 2, 764-781.
- Avino, P. & Manigrasso, M.** (2016). Dynamic of submicrometer particles in urban environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13.
- Avino, P., Manigrasso, M., Rosada, A. & Dodaro, A.** (2015a). Measurement of organic and elemental carbon in downtown Rome and background area: physical behavior and chemical speciation. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(2), 300-315.
- Avino, P., Manigrasso, M. & Cuomo, F.** (2015b). Natural radioactivity as an easy and quick parameter for describing the dynamic of the Planetary Boundary Layer. *RSC Advances*, 5(71), 57538-57549.
- Baciu, A. C.** (2005). Radon and thoron progeny concentration variability in relation to meteorological conditions at Bucharest (Romania). *Journal of environmental radioactivity*, 83(2), 171-189.

- Baros, H., Sajo-Bohus, L., Abril, J.M. & Greaves, E.D.**, (2005) Radioactivity concentration and heavy metal content in fuel oil and oil-ashes in Venezuela. *Radioprotection*, Suppl. 1, vol. 40, S183-S189.
- Baskaran, M.** (2016). Radon: A Tracer for Atmospheric Studies. In *Radon: A Tracer for Geological, Geophysical and Geochemical Studies* (pp. 63-83). Springer International Publishing.
- Beck, H. L. & Gogolak, C. V.** (1979). Time-dependent calculations of the vertical distribution of ²²²Rn and its decay products in the atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 84(C6), 3139-3148.
- Benke, R. R. & Kearfott, K. J.** (1999). Soil sample moisture content as a function of time during oven drying for gamma-ray spectroscopic measurements. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 422(1), 817-819.
- Bossel, H.** (1990). *Umweltwissen: Daten, Fakten, Zusammenhänge*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg GmbH.
- BfUL** (2012). Messunsicherheiten bei Rn-222 Freiluftmessungen mit dem Radon-Monitor AlphaGUARD. Interner Bericht. 30.01.2012. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft.
- BfUL** (2014). Vergleichsmessungen zur Bestimmung der Feinstaubkonzentration für PM_{2.5} im städtischen Hintergrund Dresdens. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft. Online: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/Vergleichsmessungen_PM2_5_Internet.pdf.
- BfUL** (2015a). E-Mail: 06.07.2015. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft.
- BfUL** (2015b). E-Mail: 30.10.2015. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft.
- BfUL** (2016). E-Mail: 09.03.2016. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft.
- BfS** (2012). Natürliche Radioaktivität in Baumaterialien und die daraus resultierende Strahlenexposition. Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Salzgitter, November 2012. urn:nbn:de:0221-201210099810 Online: https://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-201210099810/3/BfS_2012_SW_14_12.pdf, abgerufen am: 15.05.2013.
- BfS** (2013). Infoblatt, Radon – Hauptursache der natürlichen Strahlenexposition. Stand: April 2013. Bundesamt für Strahlenschutz. Online: https://www.bfs.de/SharedDocs/Downloads/BfS/DE/broschueren/ion/info-radon.pdf?__blob=publicationFile&v=4, abgerufen am: 15.03.2016.

BfS (2016). Übersicht über die Radonkonzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe. Abbildung. Bundesamt für Strahlenschutz. Online: https://www.bfs.de/SharedDocs/Bilder/BfS/DE/ion/umwelt/radon-karte.jpg?__blob=poster&v=3, abgerufen am 15.03.2016.

Biraud, S., Ciaï, P., Ramonet, M., Simmonds, P., Kazan, V., Monfray, P., O'Doherty, S., Spain, T. G. & Jennings, S. G. (2000). European greenhouse gas emissions estimated from continuous atmospheric measurements and radon 222 at Mace Head, Ireland. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 105(D1), 1351-1366.

BMU (2004a). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltpolitik, Radon, Merkblätter zur Senkung der Radonkonzentration in Wohnhäusern. Bonn, 2004. Online: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/radon_merkblaetter.pdf, abgerufen am 09.12.2015.

BMU (2004b). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Untersuchung des Einflusses der Bioturbation von Abdeckungen und kontaminierten Materialien auf Radondämmwirkung mittels Bleispurmethode.

BMU (2012). Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung Jahresbericht 2010. April 2012, Korrigierte Fassung Juli 2012. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Online: https://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-201206278814/5/JB_Umweltradioaktivitaet_2010.pdf, abgerufen am 09.11.2014.

Bolin, B. (1960). On the Exchange of Carbon Dioxide between the Atmosphere and the Sea. University of Stockholm, Manuscript received March 3, 1960, *Tellus*, Volume 12, Issue 3, pages 274–281, August 1960.

Bollhöfer, A. F., Rosman, K. J. R., Dick, A. L., Chisholm, W., Burton, G. R., Loss, R. D. & Zahorowski, W. (2005). Concentration, isotopic composition, and sources of lead in Southern Ocean air during 1999/2000, measured at the Cape Grim Baseline Air Pollution Station, Tasmania. *Geochimica et cosmochimica acta*, 69(20), 4747-4757.

Bowie, S. H. U. & Cameron, J. (1976). Existing and new techniques in uranium exploration. In *Exploration for uranium ore deposits. Proceedings of a Symposium, Vienna, 29 March – 2 April 1976*, Jointly organized by the IAEA and NEA (OECD)

Brauer, H. (1997). *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 1: Emissionen und ihre Wirkungen.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1997.

Broecker, W. S., Li, Y. H. & Cromwell, J. 1967, "Radium 226 and Radon 222; concentration in Atlantic and Pacific oceans", *Science* **158**, 1307-1310.

Bu, J. O., Song, J. M., Kim, W. H., Kang, C. H., Song, S. K., Williams, A. G. & Chambers, S. D. (2017). Temporal Variation of Atmospheric Radon-222 and Gaseous Pollutants in Background Area of Korea during 2013-2014. *Asian Journal of Atmospheric Environment (AJAE)*, 11(2).

Buseck, P. R. & Posfai, M. (1999). Airborne minerals and related aerosol particles: Effects on climate and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3372-3379.

Butterweck, G., Reineking, A., Kesten, J. & Porstendörfer, J. (1994). The use of the natural radioactive noble gases radon and thoron as tracers for the study of turbulent exchange in the atmospheric boundary layer—case study in and above a wheat field. *Atmospheric Environment*, 28(12), 1963-1969.

Canepari, S., Cardarelli, E., Perrino, C., Catrambone, M., Pietrodangelo, A. & Strincone, M. (2006). Two-stage chemical fractionation method for the analysis of elements and non-volatile inorganic ions in PM10 samples: Application to ambient samples collected in Rome (Italy). *Atmospheric Environment*, 40(40), 7908-7923.

Canepari, S., Perrino, C., Olivieri, F. & Astolfi, M. L. (2008). Characterisation of the traffic sources of PM through size-segregated sampling, sequential leaching and ICP analysis. *Atmospheric Environment*, 42(35), 8161-8175.

Casadei, S., Giugliano, M., Lonati, G., Pacifico, F., Valli, G. & Vecchi, R. (2006). Mixing layer height in the urban area of Milan during 2003-2004. *IA Ingegneria Ambientale*, 35(4), 155-168.

Caselli, M., de Gennaro, G., Marzocca, A., Trizio, L., & Tutino, M. (2010). Assessment of the impact of the vehicular traffic on BTEX concentration in ring roads in urban areas of Bari (Italy). *Chemosphere*, 81(3), 306-311.

Chambers, S., Zahorowski, W., Matsumoto, K. & Uematsu, M. (2009). Seasonal variability of radon-derived fetch regions for Sado Island, Japan, based on 3 years of observations: 2002–2004. *Atmospheric Environment*, 43(2), 271-279.

Chambers, S., Williams, A., Zahorowski, W. & Griffiths, A. (2010). Evaluating radon-derived mixing depth as a potential length scale for nocturnal mixing processes over land. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (Vol. 12, p. 3839). May, 2010.

Chambers, S., Williams, A. G., Zahorowski, W., Griffiths, A. & Crawford, J. (2011). Separating remote fetch and local mixing influences on vertical radon measurements in the lower atmosphere. *Tellus B*, 63(5), 843-859.

Chambers, S., Williams, A. G., Griffiths, A., Crawford, J. & Zahorowski, W. (2012a). Radon-222, a proxy for vertical mixing of emissions in the urban nocturnal boundary layer. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (Vol. 14, p. 2563). April 2012.

Chambers, S., Williams, A. G., Zahorowski, W., Griffiths, A. & Crawford, J. (2012b). Investigating fetch effects and local mixing using near-surface radon gradient measurements. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (Vol. 14, p. 2561). April 2012.

Chambers, S. D., Wang, F., Williams, A. G., Xiaodong, D., Zhang, H., Lonati, G., Crawford, J., Griffiths, A. D., Ianiello, A. & Allegrini, I. (2015a). Quantifying the influences of

atmospheric stability on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based stability monitor. *Atmospheric Environment*, 107, 233-243.

Chambers, S. D., Williams, A. G., Crawford, J. & Griffiths, A. D. (2015b). On the use of radon for quantifying the effects of atmospheric stability on urban emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(3), 1175-1190.

Chambers, S. D., Williams, A. G., Crawford, J., Griffiths, A. D., Krummel, P. B., Steele, L. P., Law, R. M., van der Schoot, M. V., Galbally, I. E. & Molloy, S. B. (2015c) A radon-only technique for characterizing atmospheric baseline constituent concentrations at Cape Grim. Online: https://www.researchgate.net/profile/Scott_Chambers2/publication/280028388_A_RADON-ONLY_TECHNIQUE_FOR_CHARACTERISING_ATMOSPHERIC_BASELINE_CONSTITUENT_CONCENTRATIONS_AT_CAPE_GRIM/links/55a4886108ae81aec912f532.pdf. Abgerufen am 14.09.2017.

Chambers, S. D., Kang, C. H., Williams, A. G., Crawford, J., Griffiths, A. D., Kim, K. H. & Kim, W. H. (2016a). Improving the representation of cross-boundary transport of anthropogenic pollution in East Asia using Radon-222. *Aerosol and Air Quality Research*, 16(4), 958-976.

Chambers, S. D., Galeriu, D., Williams, A. G., Melintescu, A., Griffiths, A. D., Crawford, J., Dyer, L., Duma, M. & Zorila, B. (2016b). Atmospheric stability effects on potential radiological releases at a nuclear research facility in Romania: characterising the atmospheric mixing state. *Journal of environmental radioactivity*, 154, 68-82.

Chambers, S. D., Podstawczyńska, A., Williams, A. G. & Pawlak, W. (2016c). Characterising the influence of atmospheric mixing state on Urban Heat Island Intensity using Radon-222. *Atmospheric Environment*, 147, 355-368.

Chambers, S. D., Williams, A. G., Conen, F., Griffiths, A. D., Reimann, S., Steinbacher, M., Krummel, P. B., Steele, L. P., van der Schoot, M. V., Galbally, I. E., Molloy, S. B. & Barnes, J. E. (2016d). Towards a universal “baseline” characterisation of air masses for high- and low-altitude observing stations using Radon-222. *Aerosol Air Qual. Res*, 16, 885-899.

Chemel, C., Chollet, J. P. & Chaxel, E. (2008). On the suppression of the urban heat island over mountainous terrain in winter. In *Air Pollution Modeling and Its Application XIX* (pp. 46-53). Springer Netherlands.

Christen, H. R. & Meyer, G. (1997). *Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie*. Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main; Verlag Sauerländer, Aarau, Frankfurt am Main, Salzburg

Clever, H. L. (1979). *Solubility Data Series Volume 2, Krypton Xenon and Radon – Gas Solubilities*. International Union of Pure and Applied Chemistry, IUPAC. Pergamon Press, Oxford/UK.

Cohen, L. D., Barr, S., Krablin, R. & Newstein, H. (1972). Steady-state vertical turbulent diffusion of radon. *Journal of Geophysical Research*, 77(15), 2654-2668.

- Cook, P. G., Favreau, G., Dighton, J. C. & Tickell, S.** (2003). Determining natural groundwater influx to a tropical river using radon, chlorofluorocarbons and ionic environmental tracers. *Journal of Hydrology*, 277(1), 74-88.
- Crawford, J., Chambers, S., Cohen, D. D., Dyer, L., Wang, T. & Zahorowski, W.** (2007). Receptor modelling using Positive Matrix Factorisation, back trajectories and Radon-222. *Atmospheric Environment*, 41(32), 6823-6837.
- Crawford, J., Zahorowski, W. & Cohen, D. D.** (2009). A new metric space incorporating radon-222 for generation of back trajectory clusters in atmospheric pollution studies. *Atmospheric Environment*, 43(2), 371-381.
- Crawford, J., Cohen, D. D., Zahorowski, W., Chambers, S. & Stelcer, E.** (2011). A new method to combine IBA of fine aerosols with Radon-222 to determine source characteristics. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 269(19), 2041-2051.
- Crawford, J., Chambers, S., Kang, C. H., Griffiths, A. & Kim, W. H.** (2015a). Analysis of a decade of Asian outflow of PM 10 and TSP to Gosan, Korea; also incorporating Radon-222. *Atmospheric Pollution Research*, 6(3), 529-539.
- Crawford, J., Chambers, S., Cohen, D. D., Griffiths, A., Williams, A., & Stelcer, E.** (2015b). Using radon-222 as an indicator of atmospheric mixing depth in ME-2 for PM2.5 source apportionment. *Aerosol and Air Quality Research*, 15(2), 611-624+.
- Crawford, J., Chambers, S., Cohen, D., Williams, A., Griffiths, A. & Stelcer, E.** (2016). Assessing the impact of atmospheric stability on locally and remotely sourced aerosols at Richmond, Australia, using Radon-222. *Atmospheric Environment*, 127, 107-117.
- Crawford, J., Cohen, D. D., Griffiths, A. D., Chambers, S. D., Williams, A. G. & Stelcer, E.** (2017). Impact of atmospheric flow conditions on fine aerosols in Sydney, Australia. *Aerosol and Air Quality Research*, 17(7), 1746-1759+.
- Curie, P.** (1905). Radioactive substances, especially radium. Nobel lecture, 6.
- Di Carlo, P., Pitari, G., Mancini, E., Gentile, S., Pichelli, E. & Visconti, G.** (2007). Evolution of surface ozone in central Italy based on observations and statistical model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 112(D10).
- Di Gilio, A., de Gennaro, G., Dambruoso, P. & Ventrella, G.** (2015). An integrated approach using high time-resolved tools to study the origin of aerosols. *Science of the Total Environment*, 530, 28-37.
- DIGITEL** (2012). DIGITEL Elektronik AG. DIGITEL Sequential High Volume Aerosol Sampler DHA-80 Manual Version HT0.25 October 2012. Online: <http://www.digitel-ag.com/de/wp-content/uploads/Operation-instructions-DHA-80-HVS11.pdf>, abgerufen am 20.01.2016.

- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris Jr., B. G. & Speizer, F. E.** (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England journal of medicine*, 329(24), 1753-1759.
- Doetsch, P. & Rüpke, A.** (1998) Revitalisierung von Altstandorten versus Inanspruchnahme von Naturflächen / Gegenüberstellung der Flächenalternativen zur gewerblichen Nutzung durch qualitative, quantitative und monetäre Bewertung der gesellschaftlichen Potentiale und Effekte, Forschungsbericht 203 40 119, Umweltbundesamt, Berlin, März 1998.
- Dörr, H. & Münnich, K. O.** (1990). ²²²Rn flux and soil air concentration profiles in West-Germany. Soil ²²²Rn as tracer for gas transport in the unsaturated soil zone. *Tellus B*, 42(1), 20-28.
- Duenas, C., Perez, M., Fernández, M. C. & Carretero, J.** (1996). Radon concentrations in surface air and vertical atmospheric stability of the lower atmosphere. *Journal of Environmental Radioactivity*, 31(1), 87-102.
- Duenas, C., Fernández, M. C., Canete, S., Pérez, M. & Gordo, E.** (2011). Seasonal variations of radon and the radiation exposure levels in Nerja cave, Spain. *Radiation Measurements*, 46(10), 1181-1186.
- Dvortsov, V. L., Geller, M. A., Yudin, V. A. & Smyshlyaev, S. P.** (1998). Parameterization of the convective transport in a two-dimensional chemistry-transport model and its validation with radon ²²² and other tracer simulations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 103(D17), 22047-22062.
- DWD** (2005). Trends von atmosphärischen Kohlenwasserstoffen (VOC) und ihre Klimarelevanz. *Global Atmosphere Watch, GAW Brief des Deutschen Wetterdienstes Nr. 27*, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg. März 2005.
- DWD** (2015a). Vorschriften und Betriebsunterlagen Nr. 3 (VuB 3) Beobachterhandbuch (BHB) für Wettermeldestellen des synoptisch-klimatologischen Mess- und Beobachtungsnetzes. Deutsche Wetterdienst (DWD). Dezember 2015.
- DWD** (2015b). Vorschriften und Betriebsunterlagen Nr. 3 (VuB 3) Technikhandbuch (THB) für Wettermeldestellen des synoptisch-klimatologischen Mess- und Beobachtungsnetzes. Deutsche Wetterdienst (DWD). Dezember 2015.
- DWD** (2016). Download Klimadaten. www.dwd.de. abgerufen am 01.02.2016.
- EEA** (2017). Air quality in Europe – 2017 report, EEA Report No 13/2017. ISSN 1977-8449. European Environment Agency, 2017. Online: <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/file/AirQuality%20in%20Europe%202017.pdf>. Abgerufen am 20.11.2017.
- EK** (1994). Enquete-Kommission “Schutz der Erdatmosphäre” des Deutschen Bundestages. *Mobilität und Klima, Wege zu einer klimaverträglichen Verkehrspolitik. Zweiter Bericht der Enquete-Kommission “Schutz der Erdatmosphäre” des 12. Deutschen Bundestages*. Economica Verlag GmbH, Bonn

- Engels, F.** (1878). *Herrn Eugen Dührings Umwälzung der Wissenschaft („Anti-Dühring“)*. 20. Auflage, Dietz Verlag Berlin 1978.
- Eve, A. S.** (1908). On the Amount of Radium Emanation in the Atmosphere near the Earth's Surface. *Philosophical Magazine, Series 6, Volume 16, Issue 94*.
- Facchini, U. & Sesana, L.** (1997). A Research by Radon Measurements in Milan and in the Prealps. *Air Pollution V, 16*.
- FAI** (2014). FAI instruments. Online: <http://www.fai-instruments.com/index.php/en/products-eng/pbl-monitor-eng>, abgerufen am 15.10.2014.
- Fanning, K. A., Byrne, R. H., Breland II, J. A., Betzer P. R., Moore, W. S., Elsinger, R. J. & Pyle, T. J.** (1981). Geothermalsprings of the West Florida continental shelf: Evidence for dolomitization and radionuclide enrichment, *Earth and Planetary Science Letters Volume 52, Issue 2, Pages 345–354, February 1981*.
- Febo, A., Perrino, C. & Allegrini, I.** (1996). Measurement of nitrous acid in Milan, Italy, by DOAS and diffusion denuders. *Atmospheric Environment, 30(21), 3599-3609*.
- Febo, A., Guglielmi, F., Manigrasso, M., Ciambottini, V. & Avino, P.** (2010). Local air pollution and long-range mass transport of atmospheric particulate matter: A comparative study of the temporal evolution of the aerosol size fractions. *Atmospheric Pollution Research, Volume: 1, Issue: 3, Pages: 141-146, July 2010*.
- Feichter, J. & Crutzen, P. J.** (1990). Parameterization of vertical tracer transport due to deep cumulus convection in a global transport model and its evaluation with 222Radon measurements. *Tellus B, 42(1), 100-117*.
- Finlayson-Pitts, B. J. & Pitts Jr, J. N.** (1999). *Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments, and applications*. Academic press.
- Fleischer, R. L. & Turner, L. G.** (1984). Correlations of radon and carbon isotopic measurements with petroleum and natural gas at Cement, Oklahoma. *Geophysics, 49(6), 810-817*.
- Florea, N. & Dului, O. G.** (2012). Eighteen years of continuous observation of Radon and Thoron progenies atmospheric activity. *Journal of environmental radioactivity, 104, 14-23*.
- Fontan, J., Birot, A., Blanc, D., Bouville, A. & Druilhet, A.** (1966). Measurement of the diffusion of radon, thoron and their radioactive daughter products in the lower layers of the Earth's atmosphere. *Tellus, 18(2-3), 623-632*.
- Fontan, J., Guedalia, D., Druilhet, A. & Lopez, A.** (1979). Une methode de mesure de la stabilite verticale de l'atmosphere pres du sol. *Boundary-Layer Meteorology, 17(1), 3-14*.
- Frank, G., Steinkopff, T. & Salvamoser, J.** (2012). Low Level Measurement of 222 Rn in the Atmosphere in the Frame of the Global Atmospheric Watch Programme. *Proceedings Series, 105*. IAEA, International Atomic Energy Agency. (2012). Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies.

- Fujiyoshi, R., Sakamoto, K., Imanishi, T., Sumiyoshi, T., Sawamura, S., Vaupotic, J. & Kobal, I.** (2006). Meteorological parameters contributing to variability in ^{222}Rn activity concentrations in soil gas at a site in Sapporo, Japan. *Science of the total environment*, 370(1), 224-234.
- Galeriu, D., Melintescu, A., Stochioiu, A., Nicolae, D. & Balin, I.** (2011). Radon, as a tracer for mixing height dynamics-an overview and RADO perspectives. *Romanian Reports in Physics*, 63(1), 115-127.
- Galmarini, S.** (2006). One year of ^{222}Rn concentration in the atmospheric surface layer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(10), 2865-2886.
- Garbero, V., Dellacasa, G., Bianchi, D., Magnoni, M. & Erbetta, L.** (2009). Outdoor radon concentration measurements: some correlation with major urban pollutants. *Radiation protection dosimetry*, ncp253.
- Gasparini, P. & Mantovani, M. S. M.** (1978). Radon anomalies and volcanic eruptions. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 3(3), 325-341.
- Gatzweiler, R.** (1996). Lagerstätten- und produktionsbedingte Umweltauswirkungen des Uranerzbergbaus. Siehl, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*, Ernst & Sohn, Berlin, 97-114.
- Genitron** (2002). Genitron Instruments GmbH. Bedienungsanleitung Mobiler Radon-Monitor „AlphaGUARD“ 06/02.
- Genthon, C. & Armengaud, A.** (1995). Radon 222 as a comparative tracer of transport and mixing in two general circulation models of the atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 100(D2), 2849-2866.
- Giemsas, E., Jacobeit, J., Ries, L., Frank, G., Hachinger, S. & Meyer-Arnek, J.** (2016). Estimation of background CO_2 concentrations at the high alpine station Schneefernerhaus by atmospheric observations and inverse modelling. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (Vol. 18, p. 7905).
- Gingrich, J. E.** (1984). Radon as a geochemical exploration tool. *Journal of Geochemical Exploration*, 21(1), 19-39.
- Glatzel-Mattheier, H.** (1997). Bilanzierung von CH_4 -Emissionen in Deutschland anhand atmosphärischer Messungen in Heidelberg (Dissertation).
- Gras, J. L. & Whittlestone, S.** (1992). Radon and CN : complementary tracers of polluted air masses at coastal and island sites. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 161(1), 293-306.
- Grasty, R. L.** (1997). Radon emanation and soil moisture effects on airborne gamma-ray measurements. *Geophysics*, 62(5), 1379-1385.
- Greenfield, M. B., Domondon, A. T., Okamoto, N. & Watanabe, I.** (2002). Variation in γ -ray count rates as a monitor of precipitation rates, radon concentrations, and tectonic activity. *Journal of applied physics*, 91(3), 1628-1633.

- Griffing, G. W.** (1977). Ozone and oxides of nitrogen production during thunderstorms. *Journal of Geophysical Research*, 82(6), 943-950.
- Griffiths, A., Chambers, S., Parkes, S., Williams, A. G. & McCabe, M.** (2012). Improving lidar-based mixing height measurements with radon-222. In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 14, p. 2564). April, 2012.
- Griffiths, A. D., Parkes, S. D., Chambers, S. D., McCabe, M. F. & Williams, A. G.** (2013). Improved mixing height monitoring through a combination of lidar and radon measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, 6(2), 207-218.
- Grossi, C., Vogel, F. R., Morgui, J. A., Curcoll, R., Àgueda, A., Batet, O., Nofuentes, M., Occhipitini, P., Vargas, A. & Rodó, X.** (2014). First estimation of CH₄ fluxes using the ²²²Rn Tracer Method over the central Iberian Peninsula. *Air Pollution XXII*, 183, 233.
- Guarnieri, F., Calastrini, F., Busillo, C., Messeri, G. & Gozzini, B.** (2015). A model chain application to estimate mixing layer height related to PM₁₀ dispersion processes. *The Scientific World Journal*, 2015.
- Guedalia, D., Allet, C. & Fontan, J.** (1974). Vertical Exchange Measurements in the Lower Troposphere Using ThB (Pb-212) and Radon (Rn-222). *Journal of Applied Meteorology*, 13(1), 27-39.
- Guedalia, D., Ntsila, A., Druilhet, A. & Fontan, J.** (1980). Monitoring of the atmospheric stability above an urban and suburban site using sodar and radon measurements. *Journal of applied Meteorology*, 19(7), 839-848.
- Gürtler, E., Gürtler, K. & Reichel, W.** (2000). *Der Steinkohlenbergbau im Döhlener Becken, Schächte links und rechts der Weißeritz. 2. verbesserte und ergänzte Auflage.* Eigenverlag, Freital-
- Häckel, H.** (1999). *Meteorologie. 4. Auflage.* Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- Hammer, S. & Levin, I.** (2009). Seasonal variation of the molecular hydrogen uptake by soils inferred from continuous atmospheric observations in Heidelberg, southwest Germany. *Tellus B*, 61(3), 556-565.
- Hanna, S. R., Briggs, G. A. & Hosker Jr., R. P.** (1982). *Handbook on Atmospheric Diffusion.* Technical Information Center U. S. Department of Energy.
- Harris, J. M., Tans, P. P., Dlugokencky, E. J., Masarie, K. A., Lang, P. M., Whittlestone, S. & Steele, L. P.** (1992). Variations in atmospheric methane at Mauna Loa Observatory related to long-range transport. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 97(D5), 6003-6010.
- Harrison, R. G., Aplin, K. L. & Rycroft, M. J.** (2010). Atmospheric electricity coupling between earthquake regions and the ionosphere. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 72(5), 376-381.

- Heyer, E.** (1977). *Witterung und Klima, Eine allgemeine Klimatologie*, 4. durchgesehene Auflage. BSB B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- Hirst, W. & Harrison, G. E.** (1939). The diffusion of radon gas mixtures. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, Vol. 169, No. 939, pp. 573-586.
- HLUG** (2007). Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Bodennahes Ozon und Sommersmog. Hrsg.: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden. Online: http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/luft/faltblaetter/Ozon_Broschuere.pdf abgerufen am 09.12.2015.
- Hoehn, E. & von Gunten, H. R.** (1989). Radon in groundwater: A tool to assess infiltration from surface waters to aquifers. *Water Resources Research*, 25(8), 1795-1803.
- HORIBA** (2005). NOx Monitor APNA-370 Bedienungsanleitung. Online: http://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-Environmental/Documents/Manuals_US/Ambient/APNA-370_Operation_manual_g.pdf, abgerufen am 13.01.2016.
- Horn, K.** (1989). *Grundlagen der Lufthygiene*, 1. Auflage. Verlag Volk und Gesundheit. Berlin.
- Hosoda, M., Shimo, M., Sugino, M., Furukawa, M. & Fukushi, M.** (2007). Effect of soil moisture content on radon and thoron exhalation. *Journal of nuclear science and technology*, 44(4), 664-672.
- Howard, D., Nelson, P. F., Edwards, G. C., Morrison, A. L., Fisher, J. A., Ward, J., Harnwell, J., van der Schoot, M., Atkinson, B., Chambers, S. D., Griffiths, A. D., Werczynski, S. & Williams, A. G.** (2017). Atmospheric mercury in the southern hemisphere tropics: seasonal and diurnal variations and influence of inter-hemispheric transport. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, doi: doi.org/10.5194/acp-2017-307.
- Hötzl, H. & Winkler, R.** (1994). Long-term variation of outdoor radon equilibrium equivalent concentration. *Radiation and environmental biophysics*, 33(4), 381-392.
- Hu, S. J., & Tan, K. S.** (2000). Radon and its progeny in outdoor air. *ASEAN Journal on Science and Technology for Development*, 17(2), 65-70.
- Hupfer, P. & Kuttler, W.** (1998). *Witterung und Klima, Eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie*, Begründet von Ernst Heyer, 10. Auflage. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH.
- Hutter, A. R., Larsen, R. J., Maring, H., & Merrill, J. T.** (1995). ²²²Rn at Bermuda and Mauna Loa: local and distant sources. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 193(2), 309-318.
- IAEA** (2012). Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies: proceedings of a technical meeting held in Vienna / organized by the Inter-

national Atomic Energy Agency and co-sponsored by the World Meteorological Organization. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011, Wien, Februar 2012

Ianniello, A., Spataro, F., Esposito, G., Allegrini, I., Rantica, E., Ancora, M. P., Hu, M. & Zhu, T. (2010). Occurrence of gas phase ammonia in the area of Beijing (China). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(19), 9487-9503.

Ielsch, G., Thieblemont, D., Labed, V., Richon, P., Tymen, G., Ferry, C., Robé, M. C., Baubron, J. C. & Bechennec, F. (2001). Radon (²²²Rn) level variations on a regional scale: influence of the basement trace element (U, Th) geochemistry on radon exhalation rates. *Journal of environmental radioactivity*, 53(1), 75-90.

İnan, S., Kop, A., Çetin, H., Kulak, F., Pabuçcu, Z., Seyis, C., Ergintav, S., Tan, O., Saatçılar, R. & Bodur, M. N. (2012). Seasonal variations in soil radon emanation: long-term continuous monitoring in light of seismicity. *Natural hazards*, 62(2), 575-591.

Israël, G. W. (1965). Thoron (Rn-220) measurements in the atmosphere and their application in meteorology. *Tellus*, 17(3), 383-388.

IPCC (2001). Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2001, Third Assessment Report, The Scientific Basis*. Online: http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/pdf/WG1_TAR-FRONT.pdf, abgerufen am 16.12.2015.

IPCC (2013). Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2013, The Physical Science Basis, Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Online: http://ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf, abgerufen am 15.12.2015.

IVU (2002). Automatische Klassifizierung der Luftschadstoff-Immissionsmessungen aus dem LIMBA-Meßnetz, Anwendung, 3. Teilbericht. Online: https://www.ivu-umwelt.de/upload/download/publikationen/B3_Anwendung_02.b28.pdf, abgerufen am 7.11.2018.

IVU (2006). Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid, Endbericht. Online: http://www.ivu-umwelt.de/upload/download/publikationen/Massnahmen_zur_Reduzierung_von_PM10_und_NO2-Endbericht-FKZ_20442222.pdf, abgerufen am 7.11.2018.

Jacob, D. J., Prather, M. J., Rasch, P. J., Shia, R. L., Balkanski, Y. J., Beagley, S. R., Bergmann, D. J., Blackshear, W. T., Brown, M., Chiba, M., Chipperfield, M. P., de Grandpré, J., Dignon, J. E., Feichter, J., Genthon, C., Grose, W. L., Kasibhatla, P. S., Köhler, I., Kritz, M. A., Law, K., Penner, J. E., Ramonet, M., Reeves, C. E., Rotman, D. A., Stockwell, D. Z., Van Velthoven, P. F. J., Verver, G., Wild, O., Yang, H. & Zimmermann, P. (1997). Evaluation and intercomparison of global atmospheric transport models using ²²²Rn and other short-lived tracers. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D5), 5953-5970.

Jaffe, D., Anderson, T., Covert, D., Kotchenruther, R., Trost, B., Danielson, J., Simpson, W., Berntsen, S., Karlsdottir, S., Blake, D., Harris, J., Carmichael, G. & Uno, I. (1999).

Transport of Asian air pollution to North America. *Geophysical Research Letters*, 26(6), 711-714.

Jaishi, H. P., Singh, S., Tiwari, R. P., & Tiwari, R. C. (2014). Temporal variation of soil radon and thoron concentrations in Mizoram (India), associated with earthquakes. *Natural Hazards*, 72(2), 443-454.

Jerrett, M., Burnett, R. T., Ma, R., Pope III, C. A., Krewski, D., Newbold, K. B., Thurston, G., Shi, Y., Finkelstein, N., Calle, E. E. & Thun, M. J. (2005). Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*, 16(6), 727-736.

Kaminski, U., Gilge, S. (2001). Die Bedeutung von Radon als Tracer im luftchemischen Meßprogramm der GAW Globalstation Zugspitze/Hohenpeißenberg. Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium.

Karstens, U., Schwingshackl, C., Schmithüsen, D., & Levin, I. (2015). A process-based 222 radon flux map for Europe and its comparison to long-term observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(22), 12845-12865.

Kataoka, T., Yunoki, E., Shimizu, M., Mori, T., Tsukamoto, O., Ohhashi, Y., Sahashi, K., Fujikawa, Y. & Kudo, A. (1998). Diurnal Variation in Radon Concentration and Mixing-Layer Depths. *Boundary-Layer Meteorology*, 89(2), 225-250.

Kataoka, T., Yunoki, E., Shimizu, M., Mori, T., Tsukamoto, O., Ohashi, Y., Sahashi, K., Maitani, T., Miyashita, K., Iwata, T., Fujikawa, Y., Kudo, A. & Shaw, R. H. (2001). A study of the atmospheric boundary layer using radon and air pollutants as tracers. *Boundary-layer meteorology*, 101(2), 131-156.

Kataoka, T., Yunoki, E., Shimizu, M., Mori, T., Tsukamoto, O., Takahashi, S., Fudeyasu, H., Ohashi, Y., Sahashi, K., Maitani, T., Miyashita, K., Iwats, T., Sasaki, T., Fujikawa, Y., Kudo, A. & Shaw, R. (2003). Concentrations of 222 Rn, its short-lived daughters and 212 Pb and their ratios under complex atmospheric conditions and topography. *Boundary-layer meteorology*, 107(1), 219-249.

Keller, C. A., Huwald, H., Vollmer, M. K., Wenger, A., Hill, M., Parlange, M. B. & Reimann, S. (2011). Fiber optic distributed temperature sensing for the determination of the nocturnal atmospheric boundary layer height. *Atmospheric Measurement Techniques*, 4(EPFL-ARTICLE-163192), 143-149.

Kemski, J., Klingel, R. & Siehl, A. (1996). Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, Siehl, A. (Hrsg.), *Umweltradioaktivität*. Ernst & Sohn, Berlin, 69-96.

Kemski & Partner (2004). Die Radonkarte Deutschlands Kurzinformation zu Radon in der Boden- und Raumluft. Bonn, September 2004. Online: http://www.kemski-bonn.de/downloads/Erl_Radonkarte2004.pdf, abgerufen am 16.10.2016.

Kemski & Partner (2010). Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft (1 x 1 km-Raster), Karte, Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, 2010. Online: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/strahlenschutz/3331.htm>, abgerufen am 12.12.2012.

Khan, A. J., Prasad, R. & Tyagi, R. K. (1992) Measurement of Radon exhalation rate from some building materials. Department of Applied Physics, Z.H. College of Engineering and Technology, Aligarh Muslim University, Aligarh-202002, India, received 24 November 1990, in revised form 13 April 1992, International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part D. Nuclear Tracks and Radiation Measurements, Volume 20, Issue 4, October 1992, Pages 609–610.

Kiefer, H. & Koelzer, W. (1992). Strahlen und Strahlenschutz / Vom verantwortungsbewußten Umgang mit dem Unsichtbaren, 3. Auflage, Springer-Verlag.

King, C. Y. (1978). Radon emanation on San Andreas fault. *Nature*, 271, 516-519.

King, C. Y. & Minissale, A. (1994). Seasonal variability of soil-gas radon concentration in central California. *Radiation measurements*, 23(4), 683-692.

Kondo, H., Murayama, S., Sawa, Y., Ishijima, K., Matsueda, H., Wada, A., Sugawara, H. & Onogi, S. (2014). Vertical diffusion coefficient under stable conditions estimated from variations in the near-surface radon concentration. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, Vol. 92, No. 1, pp. 95–106, 2014. DOI:10.2151/jmsj.2014-106.

Krämer, U., Herder, C., Sugiri, D., Strassburger, K., Schikowski, T., Ranft, U., Rathmann, W. (2010). Traffic-related Air Pollution and Incident Type 2 Diabetes: Results from the SALIA Cohort Study. *Environmental Health Perspectives*, volume 118, number 9, pages 1273-1279, September 2010.

Kraus, H. (2001). *Die Atmosphäre der Erde*, 2. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.

Kreuzer, M. (2005). Radon in Wohnungen ist wichtigster Umweltrisikofaktor für Lungenkrebs. Umweltmedizinischer Informationsdienst, Ausgabe 1/2005, Hrsg.: Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Robert Koch-Institut (RKI), Umweltbundesamt (UBA), 2005. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/umid0105.pdf>, abgerufen am 15.08.2012.

Kreuzer, M. & Jung, T. (2008). Radon in Wohnungen ist wichtigster Umweltrisikofaktor für Lungenkrebs – Determinanten. Umweltmedizinischer Informationsdienst, Ausgabe 2/2008, UMID-Themenheft: Umweltgerechtigkeit – Umwelt, Gesundheit und soziale Lage. Hrsg.: Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Robert Koch-Institut (RKI), Umweltbundesamt (UBA). Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/umid0208.pdf>, abgerufen am 15.08.2012.

Kritz, M. A., Rosner, S. W., & Stockwell, D. Z. (1998). Validation of an off-line three-dimensional chemical transport model using observed radon profiles: 1. Observ

- Lallo, M., Aalto, T., Hatakka, J., & Laurila, T.** (2009). Hydrogen soil deposition at an urban site in Finland. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(21), 8559-8571.
- Landeshauptstadt Dresden** (1998). Umweltbericht 1998, Stadtklima von Dresden. Landeshauptstadt Dresden Amt für Umweltschutz (Hrsg.)
- Landeshauptstadt Dresden** (2015). Karte 1.3 Versiegelung des Bodens, 4., überarbeitete Ausgabe. Landeshauptstadt Dresden Die Oberbürgermeisterin (Hrsg.). November 2015. Online: https://www.dresden.de/media/pdf/umwelt/ua_1_3_text.pdf abgerufen am 20.02.2016.
- Langmuir, D. & Riese, A. C.** (1985). The thermodynamic properties of Radium, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 49, Issue 7, July 1985, Pages 1593–1601
- LANUV** (2010). Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub und Stickstoffdioxid im Zusammenhang mit der Luftreinhalteplanung. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.
- Larson, R. E. & Bressan, D. J.** (1980). Radon-222 as an indicator of continental air masses and air mass boundaries over ocean areas. *Natural Radiation Environment III* (Technical Information Center, US Department of Energy) vol, 1, 308-326.
- Lau, S.** (2008). Radon als Indikator für Non-Aqueous Phase Liquids (NAPL) in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung und Eichung eines numerischen eindimensionalen Radontransportmodells (Dissertation). Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, UFZ.
- Lawrence, C. E., Akber, R. A., Bollhöfer, A., & Martin, P.** (2009). Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(1), 1-8.
- Lee, H. N. & Larsen, R. J.** (1997). Vertical diffusion in the lower atmosphere using aircraft measurements of ²²²Rn. *Journal of applied meteorology*, 36(9), 1262-1270.
- Leenhouts, H. P., Stoop, P. & van Tuinen, S. T.** (1996). Non-nuclear industries in the Netherlands and radiological risks, Report no. 610053003. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven, the Netherlands. March 1996.
- Lehmann, R.** (1996) Strahlenbelastung durch natürliche Radionuklide in Baumaterialien, fossilen Brennstoffen und Düngemitteln. Siehl, A. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität*, Ernst & Sohn, Berlin, 135-156.
- Lenschow, P., Abraham, H. J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J. D. & Reichenbacher, W.** (2001). Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35, S23-S33.
- Levin, I.** (1984). Atmosphärisches CO₂, Quellen und Senken auf dem europäischen Kontinent (Dissertation). Ruprechts-Karls Universität Heidelberg, Heidelberg.
- Levin, I.** (1987). Atmospheric CO₂ in continental Europe—an alternative approach to clean air CO₂ data. *Tellus B*, 39(1-2), 21-28.

- Levin, I., Born, M., Cuntz, M., Langendörfer, U., Mantsch, S., Naegler, T., ... & Wagenbach, D.** (2002). Observations of atmospheric variability and soil exhalation rate of radon-222 at a Russian forest site. Technical approach and deployment for boundary layer studies. *Tellus B*, 54(5).
- LfU** (2013). Bayrisches Landesamt für Umwelt, „Luftreinhalteplanung – Maßnahmen gegen Feinstaub und Stickstoffoxide“, Fachtagung am 17. Oktober 2013, Vortrag: „Umweltzone Leipzig – Wirkung“, Löschau, G., 2013
- LfU** (2015). Bayrisches Landesamt für Umwelt. Bodennahes Ozon und Sommersmog, UmweltWissen – Schadstoffe. Aktualisierung August 2015. Hrsg.: Bayrisches Landesamt für Umwelt.
- LfULG** (2010). Holzkleinfeuerungsanlagen in Sachsen, Auswertung einer Befragung im Schornsteinfegerhandwerk, Schriftenreihe Heft 17/2010. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.).
- LfULG** (2011). Leitfaden Luftreinhaltepläne in Sachsen, Schriftenreihe, Heft 30/2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.).
- LfULG** (2012). Luftqualität in Sachsen, Jahresbericht 2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.).
- LfULG** (2015a). Datensatz Verkehrszahlen Momsenstraße. E-Mail: 27.01.2015.
- LfULG** (2015b). Luftqualität in Sachsen, Jahresbericht 2014. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.).
- LfULG** (2015c). Messnetz. Abbildung. Online: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/luft/3654.htm>, abgerufen am 18.12.2015.
- Li, T. Y.** (1974). Diurnal variations of radon and meteorological variables near the ground. *Boundary-Layer Meteorology*, 7(2), 185-198.
- Liljequist, G. H. & Cehak, K.** (1979). *Allgemeine Meteorologie*, 2., verbesserte und erweiterte Auflage. Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH.
- Lindmark, A. & Rosen, B.** (1985). Radon in soil gas — Exhalation tests and in situ measurements. *Science of The Total Environment*, 45, 397-404.
- Liu, S. C., McAfee, J. R., & Cicerone, R. J.** (1984). Radon 222 and tropospheric vertical transport. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 89(D5), 7291-7297.
- Lopez, A., Guedalia, D., Servant, J. & Fontan, J.** (1974). Advantages of the use of radioactive tracers ²²²Rn and ²¹²Pb for the study of aiten nuclei within the lower troposphere. *Journal of Geophysical Research*, 79(9), 1243-1252.
- López-Coto, I., Mas, J. L. & Bolivar, J. P.** (2013). A 40-year retrospective European radon flux inventory including climatological variability. *Atmospheric Environment*, 73, 22-33.

- LRP Dresden** (2011). Luftreinhalteplan der Landeshauptstadt Dresden. Online: http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/LRHPI_Dresden_18_05_2011_Endfassung%281%29.pdf, abgerufen am 17.12.2015
- Lüers, J., Smaczny, J., Kies, A. & Bareiss, J.** (2006). Dynamik der Austauschprozesse von CO₂ und ²²²Radon zwischen Waldboden, Waldbestand und Atmosphäre, Profilmessung der Kohlendioxidkonzentration im Waldbestand und Messung der Radon-Isotop-Konzentration in Bodennähe als Tracer am Standort Waldstein, WALDATEM 2006.
- Lutz, M.** (2013). E-Mail, Antwort: Auswertung der Wirksamkeit der Umweltzone Stufe 2, Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse, 02.12.2013.
- Machta, L.** (1959). Air pollution and radioactivity circulation problems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 45(12), 1672.
- Magalhaes, M. H., Amaral, E. C. S., Sachett, I. & Rochedo, E. R. R.** (2003). Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. Journal of environmental radioactivity, 67(2), 131-143.
- Magnoni, M.** (2009). Vertical dispersion of radon and conventional pollutants: some tests on existing and new models. Proceedings Series, 141. IAEA, International Atomic Energy Agency. (2012). Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies.
- Mamane, Y., Perrino, C., Yossef, O. & Catrambone, M.** (2008). Source characterization of fine and coarse particles at the East Mediterranean coast. Atmospheric Environment, 42(24), 6114-6130.
- Manigrasso, M., Abballe, F., Jack, R. F. & Avino, P.** (2010). Time-resolved measurement of the ionic fraction of atmospheric fine particulate matter. Journal of chromatographic science, 48(7), 549-552.
- Manigrasso, M., Febo, A., Guglielmi, F., Ciambottini, V., & Avino, P.** (2012). Relevance of aerosol size spectrum analysis as support to qualitative source apportionment studies. Environmental Pollution, 170, 43-51.
- Mannsfeld, K.** (2014). Natürliche Grundlagen der sächsischen Kulturlandschaft, Zustand, Nutzung, Erhaltung. Sonderausgabe für die Sächsische Landeszentrale für politische Bildung Dresden/Leipzig 2014. Edition Leipzig.
- Marcazzan, G. M., & Persico, F.** (1996). Evaluation of mixing layer depth in Milan town from temporal variation of atmospheric radioactive aerosols. Journal of Aerosol science, 27, S21-S22.
- Marcazzan, G. M., Vaccaro, S., Valli, G. & Vecchi, R.** (2001). Characterisation of PM10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). Atmospheric Environment, 35(27), 4639-4650.

Marcinek, J. & Rosenkranz, E. (1988). Das Wasser der Erde, Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde, 1. Auflage. VEB Hermann Haack Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha.

Martens, C. S., Shay, T. J., Mendlovitz, H. P., Matross, D. M., Saleska, S. R., Wofsy, S. C., Woodward, W. S., Menton, M. C., De Moura, J. M. S., Crill, P. M., De Moraes, O. L. L. & Lima, R. L. (2004). Radon fluxes in tropical forest ecosystems of Brazilian Amazonia: night-time CO₂ net ecosystem exchange derived from radon and eddy covariance methods. *Global Change Biology*, 10(5), 618-629.

Menzler S., Schaffrath-Rosario, A., Wichmann, H. E. & Kreienbrock, L. (2006). Abschätzung des attributablen Lungenkrebsrisikos in Deutschland durch Radon in Wohnungen, Zusammenfassung in Attributives Lungenkrebsrisiko durch Radon-Expositionen in Wohnungen, Stellungnahme der Strahlenschutzkommission (SSK), verabschiedet in der 208. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 11./12. Juli 2006.

Merkel, B. & Dudel, G. (1998). Untersuchungen zur radiologischen Emission des Uran-Tailings Schneckenstein. AG: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden.

Miller, K. A., Siscovick, D. S., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, J. H., Anderson, G. L. & Kaufman, J. D. (2007). Long-Term Exposure to Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Events in Women. *The New England Journal of Medicine*, volume 356, number 5, pages 447-458, Februar 2007.

Moriske, H. J. & Turowski, E. (1998). Handbuch für Bioklima und Lufthygiene, Mensch, Wetter, Klima, Innenraum- und Außenlufthygiene, Grundlagen, Forschungsergebnisse, Trends. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech.

Möller, D. (2003). Luft: Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht. Walter de Gruyter, Berlin, New York.

Moses, H., Lucas Jr, H. F. & Zerbe, G. A. (1963). The effect of meteorological variables upon radon concentration three feet above the ground. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 13(1), 12-19.

Moses, H., Stehney, A. F. & Lucas, H. F. (1960). The effect of meteorological variables upon the vertical and temporal distributions of atmospheric radon. *Journal of Geophysical Research*, 65(4), 1223-1238.

Nagaraja, K., Prasad, B. S. N., Madhava, M. S., Chandrashekara, M. S., Paramesh, L., Sannappa, J., Pawar, S. D., Murugavel, P. & Kamra, A. K. (2003). Radon and its short-lived progeny: variations near the ground. *Radiation measurements*, 36(1), 413-417.

Nazaroff, W. W. & Nero, A. V. (1988). Radon and its decay products in indoor air. John Wiley & Sons.

Nazaroff, W. W. (1992). Radon transport from soil to air. *Reviews of Geophysics*, 30(2), 137-160.

- NCRP** (1988). Measurement of Radon and Radon daughter in air / recommendations. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD. p. 26; 29ff.
- Ogren, J. A. & Charlson, R. J.** (1983). Elemental carbon in the atmosphere: cycle and lifetime. *Tellus B*, 35(4).
- Oke, T. R.** (1978). *Boundary Layer Climates*. Methuen London and New York.
- Omori, Y. & Nagahama, H.** (2016). Radon as an indicator of nocturnal atmospheric stability: A simplified theoretical approach. *Boundary-layer meteorology*, 158(2), 351-359.
- Opsis** (2016). SM200-series Dust Monitor Dust Sampler Stability Monitor User's Guide. Online Broschüre: http://www.iag.co.at/uploads/tx_iagproducts/ENG_SM200_UsersGuide_Release4.pdf, abgerufen am 05.03.2016.
- Ott** (2004). Ott Messtechnik GmbH & Co.KG. Betriebsanleitung Niederschlagssensor PLUVIO DWD-Ausführung.
- Pal, S., Lopez, M., Schmidt, M., Ramonet, M., Gibert, F., Xueref-Remy, I. & Ciais, P.** (2015). Investigation of the atmospheric boundary layer depth variability and its impact on the ^{222}Rn concentration at a rural site in France. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(2), 623-643.
- Pasini, A.** (2009). Neural Networks for Characterization and Forecasting in the Boundary Layer via Radon Data. In *Artificial Intelligence Methods in the Environmental Sciences* (pp. 255-268). Springer Netherlands.
- Pearson, J. E. & Jones, G. E.** (1965). Emanation of radon 222 from soils and its use as a tracer. *Journal of Geophysical Research*, 70(20), 5279-5290.
- Perrino, C., Febo, A. & Allegrini, I.** (2000) A new beta gauge monitor for the measurement of PM10 air concentration EMEP/CCC Report 9/2000 (Proc. of the EMEP-WMO workshop on fine particles – emissions, modelling and measurements) J.E. Hanssen, R. Ballaman and R. Gehrig Eds. (2000) 147–152.
- Perrino, C., Pietrodangelo, A. & Febo, A.** (2001). An atmospheric stability index based on radon progeny measurements for the evaluation of primary urban pollution. *Atmospheric Environment*, 35(31), 5235-5244.
- Perrino, C., Catrambone, M., Di Menno Di Bucchianico, A. & Allegrini, I.** (2002). Gaseous ammonia in the urban area of Rome, Italy and its relationship with traffic emissions. *Atmospheric Environment*, 36(34), 5385-5394.
- Perrino, C., Canepari, S., Cardarelli, E., Catrambone, M. & Sargolini, T.** (2008a). Inorganic constituents of urban air pollution in the Lazio region (Central Italy). *Environmental monitoring and assessment*, 136(1-3), 69-86.
- Perrino, C., Catrambone, M. & Pietrodangelo, A.** (2008b). Influence of atmospheric stability on the mass concentration and chemical composition of atmospheric particles: a case study in Rome, Italy. *Environment international*, 34(5), 621-628.

- Perrino, C., Canepari, S., Catrambone, M., Dalla Torre, S., Rantica, E. & Sargolini, T.** (2009a). Influence of natural events on the concentration and composition of atmospheric particulate matter. *Atmospheric Environment*, 43(31), 4766-4779.
- Perrino, C., Catrambone, M., Esposito, G., Lahav, D. & Mamane, Y.** (2009b). Characterisation of gaseous and particulate atmospheric pollutants in the East Mediterranean by diffusion denuder sampling lines. *Environmental monitoring and assessment*, 152(1-4), 231-244.
- Perrino, C.** (2010a) Atmospheric Particulate Matter. Proceedings of a C.I.S.B. Minisymposium - March 2010. Online: <http://ojs.uniroma1.it/index.php/CISB-BBL/article/download/8876/8846>, abgerufen am 22.11.2012.
- Perrino, C., Canepari, S., Pappalardo, S. & Marconi, E.** (2010b). Time-resolved measurements of water-soluble ions and elements in atmospheric particulate matter for the characterization of local and long-range transport events. *Chemosphere*, 80(11), 1291-1300.
- Perrino, C.** (2012). Natural radioactivity from radon progeny as a tool for the interpretation of atmospheric pollution events. *Proceedings Series*, 151. IAEA, International Atomic Energy Agency. (2012). Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies.
- Perrino, C., Catrambone, M., Dalla Torre, S., Rantica, E., Sargolini, T. & Canepari, S.** (2014). Seasonal variations in the chemical composition of particulate matter: a case study in the Po Valley. Part I: macro-components and mass closure. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(6), 3999-4009.
- Pinault, J. L. & Baubron, J. C.** (1997). Signal processing of diurnal and semidiurnal variations in radon and atmospheric pressure: a new tool for accurate in situ measurement of soil gas velocity, pressure gradient, and tortuosity. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* (1978–2012), 102(B8), 18101-18120.
- Pitari, G., Coppari, E., De Luca, N., & Di Carlo, P.** (2014). Observations and box model analysis of radon-222 in the atmospheric surface layer at L'Aquila, Italy: March 2009 case study. *Environmental earth sciences*, 71(5), 2353-2359.
- Podstawczyńska, A.** (2012). Stężenie radonu (Rn-222) w powietrzu w środkowej Polsce na tle warunków meteorologicznych. Online: http://nargeo.geo.uni.lodz.pl/~meteo/ap/pdf/2012_PGGeogr.pdf, abgerufen am 25.02.2014.
- Podstawczyńska, A.** (2016). Differences of near-ground atmospheric Rn-222 concentration between urban and rural area with reference to microclimate diversity. *Atmospheric Environment*, 126, 225-234.
- Podstawczyńska, A. & Kozak, K.** (2009). Outdoor Radon (222Rn) Concentration in urban and rural area (Central Poland) in relation to meteorological parameters. The seventh International Conference on Urban Climate, 29 June - 3 July 2009, Yokohama, Japan. Online:

http://www.ide.titech.ac.jp/~icuc7/extended_abstracts/pdf/375653-1-090508164616-002.pdf,
abgerufen am 25.02.2014.

Podstawczyńska, A., Kozak, K., Pawlak, W. & Mazur, J. (2010). Seasonal and diurnal variation of outdoor radon (^{222}Rn) concentrations in urban and rural area with reference to meteorological conditions. *Nukleonika*, 55, 543-547.

Pont, V. & Fontan, J. (2000). Correlation between continental air mass and ozone concentrations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 105(D14), 17699-17707.

Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E. & Heath Jr, C. W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 151(3_pt_1), 669-674.

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K. & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287(9), 1132-1141.

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thurston, G. D., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D. & Godleski, J. J. (2004). Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109(1), 71-77.

Porstendörfer, J., Butterweck, G. & Reineking, A. (1991). Diurnal variation of the concentrations of radon and its short-lived daughters in the atmosphere near the ground. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 25(3), 709-713.

Prasad, B. S. N., Nagaraja, K., Chandrashekar, M. S., Paramesh, L. & Madhava, M. S. (2005). Diurnal and seasonal variations of radioactivity and electrical conductivity near the surface for a continental location Mysore, India. *Atmospheric Research*, 76(1), 65-77.

Rahman, S. & Ghauri, B. (2008). Effect of moisture on the radon exhalation rate from soil, sand and brick samples collected from NWFP and FATA, Pakistan. *Radiation protection dosimetry*, 130(2), 172-177.

Ramonet, M., Le Rouley, J. C., Bousquet, P. & Monfray, P. (1996). Radon-222 measurements during the Tropoz II campaign and comparison with a global atmospheric transport model. *Journal of atmospheric chemistry*, 23(2), 107-136.

Rehs, B. (1999). Der Einfluß meteorologischer Parameter auf den Radon-Transport im Boden (Dissertation). Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultäten, Georg-August-Universität zu Göttingen.

Reichel, A. (1996). Modellierung der Komplexbildung und der Sorption von Radium. unveröffentlichte Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, zitiert in Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, S. 81, Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Ernst & Sohn, Berlin, 69-96, 1996

Reichel, W. & Schauer, M. (2006). Das Döhlener Becken bei Dresden, Geologie und Bergbau, Bergbau in Sachsen Band 12, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsisches Oberbergamt, Freiberg, November 2006.

Renoux, A. (1996). The discovery and history of knowledge of natural atmospheric radioactivity., Orig. Title: Histoire et decouvertes de la radioactivite atmospherique naturelle, Pollution Atmospherique; (no.150); ISSN 0032-3632; CODEN POATBH; Apr-Jun 1996; p. 59-73

Richtlinie 2008/50/EG (2008). Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, Amtsblatt der Europäischen Union, L 152, 2008

Righi, S. & Bruzzi, L. (2006). Natural radioactivity and radon exhalation in building materials used in Italian dwellings. Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali and Dipartimento di Fisica, University of Bologna, via dell'Agricoltura 5, 48100, Ravenna, Italy, received 1 April 2005; received in revised form 13 January 2006; accepted 26 January 2006, Available online 11 April 2006, Journal of Environmental Radioactivity 88 (2006) 158e170, 2006

Röhnsch, W. (1996) Radioaktive Umweltkontamination durch den Bergbau in Deutschland. Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Ernst & Sohn, Berlin, 115-134, 1996.

RP Dresden (2008). Luftreinhalteplan für die Stadt Görlitz. Hrsg.: Regierungspräsidium Dresden, Abteilung Umwelt, April 2008.

Rutherford, E., (1900). A Radio-active Substance emitted from Thorium Compounds. Philosophical Magazine, Series 5, January 1900.

Rutherford, E. & Allen, S. J., (1902). Excited Radioactivity and Ionization of the Atmosphere, Series 6, Volume 4, Issue 24, 1902.

Salzano, R., Pasini, A., Casasanta, G., Cacciani, M. & Perrino, C. (2016). Quantitative Interpretation of Air Radon Progeny Fluctuations in Terms of Stability Conditions in the Atmospheric Boundary Layer. Boundary-Layer Meteorology, 160(3), 529-550.

Satterly, J., (1908). The Amount of Radium Emanation in the Atmosphere", Philosophical Magazine, Series 6, Volume 16, Issue 94, 1908

Satterly, J., (1910). On the Amount of Radium Emanation in the Lower Regions of the Atmosphere and its Variation with the Weather. Philosophical Magazine, series 6, Volume 20, Issue 115, 1910.

Saphymo (2010). Saphymo GmbH. Die Referenz für professionelle Radonmessungen AlphaGUARD. 18.08.2010.

Schery, S. D. (1990). Thoron in the environment. Journal of the Air & Waste Management Association, 40(4), 493-497.

- Schery, S. D., Gaeddert, D. H., & Wilkening, M. H.** (1984). Factors affecting exhalation of radon from a gravelly sandy loam. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 89(D5), 7299-7309.
- Schery, S. D., Whittlestone, S., Hart, K. P., & Hill, S. E.** (1989). The flux of radon and thoron from Australian soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 94(D6), 8567-8576.
- Schmidt, M.** (1999). Messung und Bilanzierung anthropogener Treibhausgase in Deutschland (Dissertation). Online: <http://archiv.ub.uni-heidelberg.de/volltextserver/1072/1/kompakt2001.pdf>, abgerufen am 11.03.2010.
- Schmidt, M., Graul, R., Sartorius, H. & Levin, I.** (1996). Carbon dioxide and methane in continental Europe: a climatology, and ²²²Radon-based emission estimates. *Tellus B*, 48(4), 457-473.
- Schmidt, M., Glatzel-Matteier, H., Sartorius, H., Worthy, D., & Levin, I.** (2001). Western European N₂O emissions: A top-down approach based on atmospheric observations. *Journal of Geophysical Research*.
- Schmidt, M., Ramonet, M., Wastine, B., Delmotte, M., Galdemard, P., Kazan, V., Messager, C., Royer, A., Valant, C., Xueref, I. & Ciais, P.** (2006). RAMCES: The French network of atmospheric greenhouse gas monitoring. In 13th WMO/IAEA Meeting of Experts on Carbon Dioxide Concentration and Related Tracers Measurement Techniques, WMO report Vol. 168, pp. 165-174.
- Schmidt, M., Lopez, M., Yver Kwok, C., Messenger, C., Ramonet, M., Wastine, B., Vuillemin, C., Truong, F., Gal, B., Parmentier, E., Cloué, O. & Ciais, P.** (2014). High-precision quasi-continuous atmospheric greenhouse gas measurements at Trainou tower (Orléans forest, France). *Atmospheric Measurement Techniques*, 7(7), 2283-2296.
- Schubert, M.** (2006). Radon in Bodenluft und Grundwasser als natürlicher Tracer zur Beantwortung umweltrelevanter und geowissenschaftlicher Fragestellungen. Habilitation.
- Schubert, M. & Schulz, H.** (2002). Diurnal radon variations in the upper soil layers and at the soil-air interface related to meteorological parameters. *Health Physics*, 83(1), 91-96.
- Schumann, G.** (1972). Radon Isotopes and Daughters in the Atmosphere, *Meteorology and atmospheric physics*. ISSN 1436-5065, Vol. 21 (2/3. 1972), p. 149-170, 1972.
- Schüttmann, W.** (1988). Beitrag zur Geschichte der Schneeberger Lungenkrankheit, des Strahlenkrebses der Lunge durch Radon und seine Folgeprodukte. NTM-Schriftenreihe für Geschichte der Naturwissenschaften, Technik und Medizin, 25. Jhg., Heft 1, S. 83-96, Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G., Leipzig.
- Schütz, M.** (1994). Der Einfluss meteorologischer und geogener Parameter auf die Radonmigration im Erdboden (Dissertation). Naturwissenschaftlich-Technische Fakultäten der Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

- Seinfeld, J. H. & Pandis, S. N.** (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics / From Air Pollution to Climate change*, Second Edition, A Wiley-Inter Science Publication.
- Sesana, L., Barbieri, L., Facchini, U. & Marcazzan, G.** (1998). ²²²Rn as a tracer of atmospheric motions: a study in Milan. *Radiation protection dosimetry*, 78(1), 65-72.
- Sesana, L., Caprioli, E. & Marcazzan, G. M.** (2003). Long period study of outdoor radon concentration in Milan and correlation between its temporal variations and dispersion properties of atmosphere. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65(2), 147-160.
- Sesana, L., Ottobrini, B., Polla, G. & Facchini, U.** (2006). ²²²Rn as indicator of atmospheric turbulence: measurements at Lake Maggiore and on the pre-Alps. *Journal of environmental radioactivity*, 86(2), 271-288.
- Shapiro, M. H., Melvin, J. D., Tombrello, T. A., Fong-liang, J., Gui-ru, L., Mendenhall, M. H., Rice, A., Epstein, S., Jones, V. T., Masdea, D. & Kurtz, M.** (1982). Correlated radon and CO₂ variations near the San Andreas fault. *Geophysical Research Letters*, 9(5), 503-506.
- Shitrit, Y., Dody, A., Alfassi, Z. B. & Berant, Z.** (2012). Measurement of ²²²Rn diffusion through sandy soil with solar cells photodiodes as the detector. *Journal of environmental radioactivity*, 105, 1-5.
- Shweikani, R. & Hushari, M.** (2005). The correlations between radon in soil gas and its exhalation and concentration in air in the southern part of Syria. *Radiation measurements*, 40(2), 699-703.
- Šikl, H.** (1930). Über den Lungenkrebs der Bergleute in Joachimstal. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 1930, 32. Jg., Nr. 1, S. 609-613.
- Simpson, G. C.** (1905). Normal electrical phenomena of the atmosphere. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, Volume 31, Issue 136, pages 294-306, October 1905
- Slemr, F., Brunke, E. G., Whittlestone, S., Zahorowski, W., Ebinghaus, R., Kock, H. H. & Labuschagne, C.** (2013). ²²²Rn-calibrated mercury fluxes from terrestrial surface of southern Africa. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(13), 6421-6428.
- Smith, A. Y., Pournis, S. & Barretto, P. M. C.** (1976). Radon methods in uranium exploration. In *Exploration for uranium ore deposits. Proceedings of a Symposium, Vienna, 29 March – 2 April 1976*, Jointly organized by the IAEA and NEA (OECD).
- SMUL** (2008). *Sachsen im Klimawandel Eine Analyse*. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.).
- Song, J. M., Kim, W. H., Kang, C. H., Lee, H., Lee, C., Chambers, S. & Williams, A. G.** (2015). Temporal Variability of Atmospheric Radon-²²² Concentration at Gosan Station, Jeju Island, Korea, during 2009–2013. *Bulletin of the Korean Chemical Society*, 36(2), 603-608.

- Spataro, F., Ianniello, A., Esposito, G., Allegrini, I., Zhu, T. & Hu, M.** (2013). Occurrence of atmospheric nitrous acid in the urban area of Beijing (China). *Science of the Total Environment*, 447, 210-224.
- Stadt Berlin** (2009). Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Lutz, M., Rauterberg-Wulff, A., Ein Jahr Umweltzone Berlin: Wirkungsuntersuchungen. Stand: Mai 2009. Online: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/umweltzone/download/umweltzone_1jahr_bericht.pdf, abgerufen am 09.12.2015.
- Stadt Berlin** (2011). Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Rauterberg-Wulff, A., Lutz, M., „Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin, Untersuchungen zur Wirkung auf den Schadstoffausstoß des Straßenverkehrs und die Luftqualität in Berlin“, Juni 2011. Online: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/umweltzone/download/umweltzone_1jahr_bericht.pdf, abgerufen am 09.12.2015.
- Stranden, E., Kolstad, A. K. & Lind, B.** (1984). The influence of moisture and temperature on radon exhalation. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1-4), 55-58.
- Szegvary, T., Conen, F. & Ciais, P.** (2009). European 222 Rn inventory for applied atmospheric studies. *Atmospheric Environment*, 43(8), 1536-1539.
- Talwani, P., Moore, W. S. & Chiang, J.** (1980). Radon anomalies and microearthquakes at Lake Jocassee, South Carolina. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth (1978–2012)*, 85(B6), 3079-3088.
- Tanner, A. B.** (1964). Radon migration in the ground: A review. *The Natural Radiation Environment*, edited by J. A. S. Adams, W. M. Lowder, 161–190. University of Chicago Press.
- Tanner, A. B.** (1980). Radon migration in the ground: a supplementary review. *Natural radiation environment III*, 1, 5-56.
- Taylor, M. D.** (2007). Accumulation of uranium in soils from impurities in phosphate fertilizers, Paper presented at the international symposium “Loads and fate of fertiliser derived uranium”, Federal Agricultural Research Centre (FAL), Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig/Germany, June 4 - 6, 2007.
- Thermo Scientific** (2008). Thermo Fisher Scientific Air Quality Instruments. Series 8500 FDMS Filter Dynamics Measurement System Operating Manual. 08. August 2008. Online: <http://www.thermoscientific.com/content/dam/tfs/ATG/EPD/EPD%20Documents/Product%20Manuals%20&%20Specifications/Air%20Quality%20Instruments%20and%20Systems/Particulate/EPM-manual-8500.pdf>, abgerufen am 19.01.2016.
- Thies** (2005). Adolf Thies GmbH & Co.KG. Dokumentation für die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Betriebsanleitungen. E-Mail der BfUL: 16.09.2016.
- Thies** (2017). E-Mail der Adolf Thies GmbH & Co.KG: 09.03.2017.
- Thom, M., Böisinger, R., Schmidt, M. & Levin, I.** (1993). The regional budget of atmospheric methane of a highly populated area. *Chemosphere*, 26(1), 143-160.

Turner, D. B. (1970). Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. Environmental Protection Agency.

UBA (1989). Luftreinhalteplan '88, Tendenzen – Probleme – Lösungen, Materialien zum vierten Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag Drucksache 11/2714 nach § 61 Bundes-Immissionsschutzgesetz. Hrsg.: Umweltbundesamt. Erich Schmidt Verlag Berlin.

UBA (2007a). Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau, Juni 2007. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3240.pdf> abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2007b). Luftreinhalteplan 2010, Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen, Programm gemäß § 8 der 33. BImSchV und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC RL). Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, August 2007

UBA (2007c). Die Nebenwirkungen der Behaglichkeit: Feinstaub aus Kamin und Holzofen. Stand Dezember 2007, aktualisierte Fassung eines Papiers vom März 2006. Hrsg.: Umweltbundesamt. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3306.pdf>, abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2009). Feinstaubbelastung in Deutschland, Stand Mai 2009. Hrsg.: Umweltbundesamt. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3565.pdf>, abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2011). Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der NO₂-Konzentrationen in Luftreinhalteplänen nach der 39. BImSchV. Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, Mai 2011. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4191.pdf>, abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2015a). Assessment of the impact of ozone on biodiversity in terrestrial ecosystems: Literature review and analysis of methods and uncertainties in current risk assessment approaches, Part II: Literature review of the current state of knowledge on the impact of ozone on biodiversity in terrestrial ecosystems. Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, August 2015. Online: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_71_2015_assessment_of_the_impacts_of_ozone_0.pdf, abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2015b). Luftqualität 2014 Vorläufige Auswertung, Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Januar 2015. Online: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/hintergrundluftqualitaet_2014.pdf, abgerufen am 09.12.2015.

UBA (2015c). Stickstoffoxide, veröffentlicht am 27.07.2015, in <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/stickstoffoxide>, abgerufen am 24.11.2015

UBA (2015d). Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. Hrsg.: Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, November 2015. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/>

default/files/medien/378/publikationen/climate_change_24_2015_vulnerabilitaet_deutschland_s_gegenueber_dem_klimawandel_1.pdf, abgerufen am 11.12.2015.

UNSCEAR (1988). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, 1988 Report to the General Assembly. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.

UNSCEAR (2000). Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Online: www.unscear.org/unscear/publications/2000_1.html. abgerufen am 15.10.2014.

Van der Laan, S., van der Laan- Luijkx, I. T., Zimmermann, L., Conen, F. & Leuenberger, M. (2014). Net CO₂ surface emissions at Bern, Switzerland inferred from ambient observations of CO₂, δ (O₂/N₂), and ²²²Rn using a customized radon tracer inversion. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(3), 1580-1591.

Van der Laan, S., Manohar, S., Vermeulen, A., Bosveld, F., Meijer, H., Manning, A., van der Molen, A., van der Laan-Luijkx, M. & van der Laan-Luijkx, I. (2016). Inferring ²²²Rn soil fluxes from ambient ²²²Rn activity and eddy covariance measurements of CO₂. *Atmospheric Measurement Techniques*, 9(11), 5523-5533.

Vargas, A., Arnold, D., Adame, J. A., Grossi, C., Hernández-Ceballos, M. A. & Bolivar, J. P. (2015). Analysis of the vertical radon structure at the Spanish “El Arenosillo” tower station. *Journal of environmental radioactivity*, 139, 1-17.

Vaupotič, J. (2009). Review of radon research in Slovenia. *Proceedings Series*, 115. IAEA, International Atomic Energy Agency. (2012). Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies.

Veleva, B., Valkov, N., Batchvarova, E. & Kolarova, M. (2008). Short Lived Radon Progeny as a Tracer for the Mixing Processes in the PBL. In *Third International Scientific Conference on Water Observation and Information System for Decision Support-BALWOIS*. May, 2008.

Veleva, B., Valkov, N., Batchvarova, E. & Kolarova, M. (2010). Variation of short-lived beta radionuclide (radon progeny) concentrations and the mixing processes in the atmospheric boundary layer. *Journal of environmental radioactivity*, 101(7), 538-543.

VDI (1988). *Stadtklima und Luftreinhaltung: Ein wissenschaftliches Handbuch für die Praxis in der Umweltplanung*. Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg GmbH.

Vecchi, R., Marcazzan, G., Valli, G., Ceriani, M. & Antoniazzi, C. (2004). The role of atmospheric dispersion in the seasonal variation of PM₁ and PM_{2.5} concentration and composition in the urban area of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 38(27), 4437-4446.

- Vecchi, R., Marcazzan, G. & Valli, G.** (2007). A study on nighttime–daytime PM10 concentration and elemental composition in relation to atmospheric dispersion in the urban area of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 41(10), 2136-2144.
- Vinuesa, J. F. & Galmarini, S.** (2007). Characterization of the 222 Rn family turbulent transport in the convective atmospheric boundary layer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(3), 697-712.
- Virk, H. S.** (1993). Radon and earthquake prediction in India: present status. *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, 22(1), 483-494.
- Wada, A., Matsueda, H., Murayama, S., Taguchi, S., Hirao, S., Yamazawa, H., Moriizumi, J., Tsuboi, K., Niwa, Y. & Sawa, Y.** (2013). Quantification of emission estimates of CO₂, CH₄ and CO for East Asia derived from atmospheric radon-222 measurements over the western North Pacific. *Tellus B*, 65.
- Wang, F., Zhang, Z., Ancora, M. P., Deng, X. & Zhang, H.** (2013). Radon natural radioactivity measurements for evaluation of primary pollutants. *The Scientific World Journal*, 2013.
- Wang, F., Chambers, S. D., Zhang, Z., Williams, A. G., Deng, X., Zhang, H., Williams, A. G., Deng, X., Zhang, H., Lonati, G., Crawford, J., Griffiths, A. D., Ianniello, A. & Allegrini, I.** (2016). Quantifying stability influences on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based “stability monitor”: Seasonality and extreme events. *Atmospheric Environment*, 145, 376-391.
- Wang, F., Chambers, S. D., Zhang, Z., Williams, A. G., Deng, X., Zhang, H., Lonati, G., Crawford, J., Griffiths, A. D., Ianniello, A. & Allegrini, I.** (2017). Corrigendum to "Quantifying stability influences on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based" stability monitor": Seasonality and extreme events" [145 (November 2016) 376-391]. *Atmospheric Environment*, 150, 443-443.
- Wigand, A. & Wenk, F.** (1928). Der Gehalt der Luft an Radium-Emanation, nach Messungen bei Flugzeugaufstiegen. *Annalen der Physik*, 391(13), 657-686.
- Whitehead, N. E., Gingrich, J. E. & Fisher, J. C.** (1983). A New Zealand test of the track-etch method of prospecting for geothermal steam. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 15(4), 339-354.
- Whittlestone, S., Robinson, E. & Ryan, S.** (1992). Radon at the Mauna Loa Observatory: Transport from distant continents. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(2), 251-260.
- Whittlestone, S., Zahorowski, W. & Schery, S. D.** (1998). Radon flux variability with season and location in Tasmania, Australia. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 236(1-2), 213-217.
- WHO** (2006a). Air Quality Guidelines, Global Update 2005. World Health Organization. Online: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf, abgerufen am 09.12.2015.

WHO (2006b). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005, summary of risk assessment. World Health Organization. Online: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf, abgerufen am 09.12.2015.

Wilde jr., J., (1982): Historische Aspekte zum Schneeberger Lungenkrebs, Zeitschrift für ärztliche Fortbildung, Organ der Akademie für ärztliche Fortbildung der DDR, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 76. Jg., Heft 3, S. 118-120.

Wilkening, M., (1974) Radon-222 from the Island of Hawaii: Deep Soils Are More Important than Lava Fields or Volcanoes”, Science, Vol. 183 no. 4123 pp. 413-415, 1 February 1974.

Wilkening, M. (1980). Radon transport processes below the earth's surface. The natural radiation environment III. Technical Information Center, US Department of Energy, Springfield, 90-104.

Wilkening, M. (1990a). Radon in the Environment. Studies in Environmental Science 40. Elsevier Amsterdam-Oxford-New York-Tokyo.

Wilkening, M. (1990b). Radon-222 on the island of Hawaii, Health Physics, Journal Volume: 58 (1).

Wilkening, M. H. & Rust, M. W. (1972). Radon-222 concentrations in a mountain canyon environment. Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Serie A, 21(2-3), 183-194.

Wilkniss, P. E., Larson, R. E., Bressan, D. J. & Steranka, J. (1974). Atmospheric radon and continental dust near the Antarctic and their correlation with air mass trajectories computed from Nimbus 5 satellite photographs. Journal of Applied Meteorology, 13(4), 512-515.

Williams, A. G., Chambers, S., Zahorowski, W., Crawford, J., Matsumoto, K. & Uematsu, M. (2009a). Estimating the Asian radon flux density and its latitudinal gradient in winter using ground-based radon observations at Sado Island. Tellus B, 61(5), 732-746.

Williams, A. G., Zahorowski, W., Chambers, S., Griffiths, A. D., Schelander, P., Element, A. & Werczynski, S. (2009b). Radon as a tracer of mixing in terrestrial convective boundary layers. European Geosciences Union (EGU) General Assembly. Online: https://www.researchgate.net/profile/Scott_Chambers2/publication/253896683_Radon_as_a_tracer_of_mixing_in_terrestrial_convective_boundary_layers/links/5435d4c50cf2bf1f1f2b5314.pdf, abgerufen am 22.11.2012.

Williams, A. G., Zahorowski, W., Chambers, S., Griffiths, A., Hacker, J. M., Element, A. & Werczynski, S. (2011). The vertical distribution of radon in clear and cloudy daytime terrestrial boundary layers. Journal of the Atmospheric Sciences, 68(1), 155-174.

Williams, A. G., Chambers, S. D., Conen, F., Reimann, S., Hill, M., Griffiths, A. D. & Crawford, J. (2016). Radon as a tracer of atmospheric influences on traffic-related air pollution in a small inland city. Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 68(1), 30967.

- Winkler, R., Ruckerbauer, F., Trautmannsheimer, M., Tschiersch, J. & Karg, E.** (2001). Diurnal and seasonal variation of the equilibrium state between short-lived radon decay products and radon gas in ground-level air. *Radiation and environmental biophysics*, 40(2), 115-123.
- Wismut GmbH** (2006). Umweltbericht 2006. Unternehmensleitung der Wismut GmbH (Hrsg.). Online: <http://www.wismut.de/de/downloads/UWB2006.pdf>. abgerufen am 20.11.2014.
- WMO** (2004). 1st International Expert Meeting on Sources and Measurements of Natural Radionuclides Applied to Climate and Air Quality Studies. World Meteorological Organization Global Atmosphere Watch. Gif sur Yvette, France, 3 – 5 June 2003. WMO TD No. 1201. Online: <ftp://ftp.wmo.int/Documents/PublicWeb/arep/gaw/gaw155.pdf>, abgerufen am 02.01.2016.
- Wright, J. R. & Smith, O. F.** (1915). The Variation with Meteorological Conditions of the Amount of Radium Emanation in the Atmosphere, in the Soil Gas, and in the air Exhaled from the Surface of the Ground, at Manila. *Physical Review*, 5(6), 459.
- Xia, Y., Sartorius, H., Schlosser, C., Stöhlker, U., Conen, F. & Zahorowski, W.** (2010). Comparison of one-and two-filter detectors for atmospheric ²²²Rn measurements under various meteorological conditions. *Atmospheric Measurement Techniques*, 3(3), 723-731.
- Yamaguchi, N., Kawasaki, A. & Iiyama, I.** (2009). Distribution of uranium in soil components of agricultural fields after long-term application of phosphate fertilizers, *Science of The Total Environment*, Volume 407, Issue 4, Pages 1383–1390, 1 February 2009.
- Yver, C., Schmidt, M., Bousquet, P., Zahorowski, W. & Ramonet, M.** (2009). Estimation of the molecular hydrogen soil uptake and traffic emissions at a suburban site near Paris through hydrogen, carbon monoxide, and radon-222 semicontinuous measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D18).
- Zahorowski, W., Chambers, S. D. & Henderson-Sellers, A.** (2004). Ground based radon-222 observations and their application to atmospheric studies. *Journal of environmental radioactivity*, 76(1), 3-33.
- Zahorowski, W., Chambers, S., Wang, T., KANG, C. H., Uno, I., Poon, S., Oh, S., Werczynski, S., Kim, J. & Henderson-Sellers, A.** (2005). Radon-222 in boundary layer and free tropospheric continental outflow events at three ACE-Asia sites. *Tellus B*, 57(2), 124-140.
- Zahorowski, W., Chambers, S. & Williams, A. G.** (2006). Radon-222 as a tracer of atmospheric transport phenomena on different spatial and temporal scales. In *Pacific Basin Nuclear Conference 2006* (p. 1140). Australian Nuclear Association.
- Zahorowski, W., Williams, A. G., Vermeulen, A. T., Chambers, S., Crawford, J. & Sisoutham, O.** (2008). Diurnal boundary layer mixing patterns characterised by ²²²Rn gradient observations at Cabauw. *American Meteorological Society's 18th Symposium on Boundary Layers and Turbulence*, 9–13 June 2008, Stockholm, Sweden.

Zahorowski, W., Chambers, S., Griffiths, A., Crawford, J. & Williams, A. (2010a). Seasonal variability of the radon-222 flux density from the Southern Ocean derived from atmospheric radon-222 measurements at the Cape Grim baseline station in Tasmania. In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 12, p. 3828). May, 2010.

Zahorowski, W., Vermeulen, A. T., Williams, A. G., Chambers, S. & Verheggen, B. (2010b). Continuous hourly radon gradient observations at Cabauw, the Netherlands: A review of main features of the 2007-2008 dataset. In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 12, p. 3840). May, 2010.

Zhang, Z., Wang, F., Costabile, F., Allegrini, I., Liu, F. & Hong, W. (2012). Interpretation of ground-level ozone episodes with atmospheric stability index measurement. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3421-3429.

Zhu, C., Yoshikawa-Inoue, H., Matsueda, H., Sawa, Y., Niwa, Y., Wada, A. & Tanimoto, H. (2012). Influence of Asian outflow on Rishiri Island, northernmost Japan: Application of radon as a tracer for characterizing fetch regions and evaluating a global 3D model. *Atmospheric Environment*, 50, 174-181.

Zimnoch, M., Wach, P., Chmura, L., Gorczyca, Z., Rozanski, K., Godłowska, J., Mazur, J., Kozak, K. & Jeričević, A. (2014). Factors controlling temporal variability of near-ground atmospheric ²²²Rn concentration over central Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(18), 9567-9581.

Zoran, M., Savastru, D. & Dida, A. (2016). Assessing urban air quality and its relation with radon (²²²Rn). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 309(2), 909-922.

39. BImSchV (2010). Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchst-mengen – 39. BImSchV). *Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 40*, ausgegeben zu Bonn am 5. August 2010.