

Abschätzung der größen aufgelösten Partikelkonzentration und -zusammensetzung anhand wetterlagenorientierter experimenteller Messungen

Produkt 2.2b

Version: 1.0
Status: final
Datum: 07.12.2012

TP 2.2 – Regionalisierte Projektion von atmosphärenchemischen Kenngrößen

TP-Leiter: Prof. Dr. Eberhard Renner
TROPOS – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V.

Bearbeiter: Sebastian Scheinhardt, Gerald Spindler, Konrad Müller, Yoshi-
teru Inuma, Achim Grüner, Hartmut Herrmann
TROPOS – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung

Silvia Leise, Frank Zimmermann, Jörg Matschullat
TUBAF – Technische Universität Bergakademie Freiberg

Kontakt: Dr. Gerald Spindler
TROPOS – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
Tel.: +49 341-2717702
E-Mail: spindler@tropos.de

REGKLAM

Entwicklung und Erprobung eines Integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung
Förderkennzeichen: 01 LR 0802

Koordination: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR)
Weberplatz 1, 01217 Dresden
Projektleiter: Prof. Dr. Dr. h.c. Bernhard Müller

www.regklam.de

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	5
1.1 ZIEL	5
1.2 GRUNDLAGEN	5
2. Experimentelles	8
2.1 SAMMLUNG VON AEROSOLPARTIKELN	8
2.2 ORTE DER PROBENAHE	10
2.3 ANALYTIK	14
2.4 VERGLEICHSMESSUNGEN	15
2.5 MASSENSCHLIEßUNG	17
2.6 AUSWAHL UND KATEGORISIERUNG DER PROBENAHEMETAGE	18
2.6.1 <i>Station Dresden</i>	18
2.6.2 <i>Einfluss des urbanen Hintergrundes</i>	20
2.7 KLIMAPROJEKTIONEN UND DARAUS ABGELEITETE PARAMETER	21
3. Ergebnisse.....	25
3.1 SITUATION HEUTE	25
3.1.1 <i>Gesamtsituation in Dresden</i>	25
3.1.2 <i>Einfluss des urbanen Hintergrundes</i>	27
3.2 SZENARIO 1: TEMPERATURANSTIEG	29
3.2.1 <i>Gesamtsituation in Dresden</i>	29
3.2.1 <i>Einfluss des urbanen Hintergrundes</i>	31
3.3 SZENARIO 2: ÄNDERUNG DER ANSTRÖMUNGSSCHARAKTERISTIK	32
3.3.1 <i>Gesamtsituation in Dresden</i>	32
3.3.2 <i>Einfluss des urbanen Hintergrundes</i>	33
3.4 FAZIT.....	34
4. Zusammenfassung	35
5. Literatur.....	36
6. Anhang: Probenahmetage	45

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der Beiträge zur Partikelmassenkonzentration in einer Stadtregion (in Anlehnung an Lenschow et al., 2001).	6
Abbildung 2:	Mittelwerte für PM ₁ -, PM _{2,5} - und PM ₁₀ -Konzentrationen für die wasserlöslichen Hauptionen, den nicht analysierten „Rest“ und organischen (OC) sowie elementaren (EC) Kohlenstoff für fünf Sommerhalbjahre (2004-2008) und fünf Winterhalbjahre (05/2004-09/2008), unterschieden nach großräumiger Anströmung: WEST blauer Rahmen, OST grüner Rahmen. Die angegebenen Fehlerbalken sind die Standardabweichungen für die Partikelmassenkonzentration und zeigen die Variabilität der Tagesmittelwerte. PM ₁ wurde jeden 6. Tag gemessen. n ist die Anzahl der gemittelten Tagesmittelkonzentrationen.....	7
Abbildung 3:	Fünfstufiger BERNER-Niederdruckimpaktor (Querschnitt und Ansicht mit anisokinetischem Einlasskopf).....	8
Abbildung 4:	Lage der drei Probenahmestandorte im Freistaat Sachsen.	10
Abbildung 5:	Vergleich des Verlaufes der PM ₁₀ -Konzentrationen für drei Stationen in Dresden und für Melpitz (oben) und Vergleich des Dreijahresmittelwertes (unten). Die eingezeichnete Standardabweichung ist hier ein Maß für die Variabilität der täglichen PM ₁₀ -Messungen (Zeitraum: September 2008 bis August 2011).	11
Abbildung 6:	Container des LfULG in der Winkelmannstraße. Rechts eine Innenansicht mit der geräuschgedämpft eingebauten Pumpe und der geräuschgedämpften Belüftung, die einen thermisch vom Inneren des Containers abgekoppelten Betrieb ermöglicht.....	12
Abbildung 7:	Vergleichsmessung der drei verwendeten Impaktoren am TROPOS. a) gesammelte PM ₁₀ -Massenkonzentrationen in den drei Läufen. b) Abweichung der gesammelten PM ₁₀ -Massenkonzentration der Impaktoren aus M und OBB im Vergleich zu derjenigen des DD-Impaktors. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung dieser Abweichung wieder (Mittel über drei Läufe).....	16
Abbildung 8:	Lage von Dresden in Europa. und die beiden betrachteten großräumigen Anströmungen West (W) und Ost (O).. Es sind die Anströmungssektoren West (W, maritime und kontinentale Luftmassen) und Ost (O, kontinentale Luftmassen) gekennzeichnet. Zum Vergleich ist die Windrose der Messstation Melpitz gezeigt.	19
Abbildung 9:	Der Jahresgang der gemessenen Tagesmitteltemperatur und die daraus berechneten saisonalen Mitteltemperaturen (11/1992-10/2011) sowie die von fünf regionalen Klimamodellen modellierten Temperaturen a) im Referenzzeitraum (11/1992-10/2011), b) im Zeitraum 01/2021-12/2050 und c) im Zeitraum 01/2071-12/2100. Die Modelle geben den heutigen Temperaturverlauf gut wieder. Man erkennt, dass die prognostizierte Temperaturzunahme vor allem in der 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts in den Wintermonaten erfolgt.....	23
Abbildung 10:	Übersicht über die Zunahme „warmer“ Tage im Sommer (oben) und im Winter (unten): Im Referenzzeitraum (links) sind erwartungsgemäß etwa 50% aller Tage „kalt“ und 50% „warm“. Im Zeitraum 2021-2050 steigt der Anteil warmer Tage um 6 Prozentpunkte im Sommer und um 14 Prozentpunkte im Winter, im Zeitraum 2071-2100 beträgt der Anstieg 18 Prozentpunkte im Sommer und 36 Prozentpunkte im Winter.....	24
Abbildung 11:	a) Größenaufgelöste chemische PM ₁₀ -Zusammensetzungen in den einzelnen Kategorien. Über dem Diagramm ist die Auftrittshäufigkeit jeder Kategorie im Zeitraum 11/1992-10/2011 sowie die Anzahl der beprobten Messtage angegeben.	

	b) Aus dem gewichteten Mittel ergibt sich die mittlere PM ₁₀ -Zusammensetzung in Dresden für den Zeitraum 11/1992-10/2011.	26
Abbildung 12:	a) Anteil des PM ₁₀ aus dem Stadtgebiet von Dresden für alle Kategorien. b) Das gewichtete Mittel gibt den Einfluss des Stadtgebietes auf den Jahresmittelwert der PM ₁₀ -Massenkonzentration in Dresden an.	28
Abbildung 13:	a) Aus den Kategorien gebildete Gruppen, ihre heutigen Häufigkeiten sowie deren erwartete Änderungen. b) Daraus abgeschätzte PM ₁₀ -Zusammensetzung.	30
Abbildung 14:	Aus den Kategorien gebildete Gruppen, ihre heutigen Häufigkeiten sowie deren erwartete Änderungen.	32

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Abscheidegrenzen des BERNER-Impaktors für aerodynamischen Partikeldurchmesser (D_{pa}).	9
Tabelle 2:	Leitsubstanzen für die Analyse auf organische Einzelspezies	15
Tabelle 3:	Kategorien für Tage mit Impaktorprobenahme in Dresden, Melpitz und Oberbärenburg. Die Bedeutungen der Zuordnungscodierungen zu den Kategorien sind am Ende von Anlage 1 vollständig aufgelistet. Die Auftrittswahrscheinlichkeit der einzelnen Kategorien bezieht sich auf den Zeitraum 11/1992-10/2011.	20
Tabelle 4:	Änderung der PM ₁₀ -Massenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden (Szenario 1).	31
Tabelle 5:	Änderung der PM ₁₀ -Massenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden (Szenario 2).	33

1. Einleitung

1.1 Ziel

Langfristige Klimaänderungen interagieren mit der Verteilung und Zusammensetzung atmosphärischer Partikel (Ramanathan et al., 1987; Jacob und Winner, 2009) und beeinflussen die Luftqualität über eine Veränderung der natürlichen und anthropogenen Emissionen sowie veränderte Reaktivitäten in der Atmosphäre (Feichter et al., 2007). Spurengase und Partikel haben überdies eine direkte und indirekte Rückwirkung auf das Klima (z.B. Lelieveld und Crutzen, 1990; Ravishankara, 1997; Haywood und Boucher, 2000; Herrmann et al., 2007; Monks et al., 2009; Isaksen et al., 2009; Ward, 2009). Aerosolpartikel können ferner die menschliche Gesundheit beeinflussen (z.B. Kappos et al., 2004; Peters, 2009; Franck et al., 2011). Um gegebenenfalls rechtzeitig Vorsorgemaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit treffen zu können, sind zur Anpassung einer Stadtregion an eine Klimaänderung deshalb Voraussagen über sich verändernde Partikelkonzentrationen und -zusammensetzungen notwendig.

Dafür wurden über den Zeitraum von vier Jahren im urbanen und regionalen Hintergrund der Stadt Dresden größen aufgelöste repräsentative Stichproben während häufig auftretender Wettersituationen gewonnen und auf die Partikelmasse und ausgewählte Inhaltstoffe analysiert. Die Messtage wurden dann in Kategorien eingeteilt, wobei als Kriterien die Jahreszeit, die großräumige Anströmung und die Temperatur dienten. In Kombination mit Trendaussagen darüber, wie sich die Häufigkeiten der einzelnen meteorologisch-saisonalen Kategorien verändern werden, lassen sich damit Tendenzen zur Veränderungen der mittleren Konzentration und Zusammensetzung von Partikeln auf der Basis der heutigen Emissionen ableiten.

1.2 Grundlagen

Atmosphärische **Aerosolpartikel** können sowohl direkt in die Troposphäre emittiert werden (Primärpartikel) als auch in Folge chemischer Reaktionen gebildet und verändert werden (Sekundärpartikel). Auf Grund ihrer unterschiedlichen Quellen und Reaktionen während des Transportes haben troposphärische Partikel sehr unterschiedliche chemische (Herrmann et al., 2006) und physikalische Eigenschaften (Pastuska et al., 2003) und zeigen eine hochvariable Größenverteilung. Diese bedingt ihrerseits unterschiedliche Verweilzeiten und Transportdistanzen in der Atmosphäre (Jaenicke, 1978; Warneck, 2000; Zender et al., 2003; Spindler et al., 2010b; Spindler et al., 2012).

Die **Größenverteilung** von Aerosolpartikeln umfasst im Wesentlichen den Nukleationsmode, den Akkumulationsmode und den Coarse Mode. Partikel des Nukleationsmode (Durchmessern $< 0,1 \mu\text{m}$) wachsen durch Koagulation und mittels Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozessen zu solchen des Akkumulationsmodes (Durchmesser von $0,1$ bis $1 \mu\text{m}$). Partikel dieser Klasse sind relativ stabil und können durch Kondensation weiter bis in den Bereich des Coarse Modes (Durchmessern $> 1 \mu\text{m}$) anwachsen. In dieser Mode finden sich neben diese gealterten Partikeln auch primär emittierte Partikel, die schon von der Quelle an größere Durchmesser aufweisen (z.B. Hausbrand, Reemission von Straßenstaub, Krustenmaterial, Seesalzpartikel im Ferntransport). Die Partikel dieser Größenstufen werden durch trockene oder nasse Deposition aus der Atmosphäre ausgeschieden.

Hauptbestandteile des troposphärischen Aerosols sind die anorganischen Ionen Nitrat, Sulfat und Ammonium (z.B. Sharma et al., 2007; Plessow et al., 2005; Vayenas et al., 2005; Lammel und Leip, 2005; Fisseha et al., 2006; Hildeman et al., 1984), organischer und elementarer Kohlenstoff (Tran et al., 1997; Turpin et al., 2000; Yue und Fraser, 2004; Ramanathan und Carmichael, 2008; Pietrogrande, 2011), unlösliches Krustenmaterial (Maenhaut et al., 2006; Chen et al., 2010) und Wasser (McInnes et al., 1996; Engelhardt et al., 2011). Besonders die Fraktion „organischer Kohlenstoff“ kann eine Vielzahl teilweise hochfunktionalisierter organischer Spezies enthalten (Aveno et al., 2011; Mohr et al. 2011; Iinuma et al., 2010; Fuzzi et al., 2006; Alves et al., 2006; Schauer et al., 1996; Zeng et al., 1997; Rogge et al., 1993). Die chemische Zusammensetzung der Partikel in den unterschiedlichen Größenklassen variiert je nach den herrschenden meteorologischen Bedingungen und lässt Aufschlüsse über die Quelle der Partikel zu (Neusüß et al., 2000).

Partikel unterschiedlicher Größe und chemischer Zusammensetzung haben **Auswirkungen** auf Ökosysteme (z.B. Böhlmann et al., 2005; Jickells et al., 2005) und Materialien (Bagda und Spind-

ler, 2002) und beeinflussen die menschliche Gesundheit (z.B. Kappos et al., 2004; Peters, 2009; Franck et al., 2011). Es wurde deshalb bereits im Jahr 1999 der seit 2005 gültige Grenzwert (Jahresmittelwert) einer Massenkonzentration von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (*Particulate matter*, Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $< 10 \mu\text{m}$) mit einer erlaubten Anzahl von 35 Überschreitungstagen im Jahr für ein Tagesmittel von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (EU-Kommission, 1999).

Die **Partikelkonzentration** in einer Stadtregion wird durch unterschiedliche natürliche und anthropogene Quellen, die im regionalen Umfeld, im entfernten Umland und in der Stadtregion selbst zu finden sind, verursacht (diffuse, stationäre und mobile Quellen). Nach Lenschow et al., 2001, kann man sich die Partikelmassenkonzentration als eine Superposition unterschiedlicher Quellen in- und außerhalb der Stadt vorstellen (Abbildung 1). Die lokalen kleinräumigen Hotspots sind z.B. durch Verkehrsemissionen dominiert (stark befahrene Straßen oder Kreuzungsbereiche) und zeigen hochvariable PM-Konzentrationen. Aufgrund ihrer beschränkten räumlichen Ausdehnung sind sie wenig repräsentativ. Wichtig zur Charakterisierung der PM-Belastung sind demgegenüber Bereiche des urbanen Hintergrundes, da sich in diesem Bereich große Teile der innerstädtischen Siedlungsflächen befinden. Die PM-Konzentration ist hier gleichmäßiger verteilt, dadurch kann ein gut ausgewählter Probenahmestandort eine größere Fläche repräsentieren. Der urbane Hintergrund in der Stadt kann je nach Anströmung und Jahreszeit durch Einträge aus dem regionalen und überregionalen Hintergrund (Ferntransport) beeinflusst werden. Der hemisphärische Hintergrund gilt großräumig, er hat ein relativ niedriges Konzentrationsniveau und ist deshalb eher von untergeordneter Bedeutung. Er kann abgeschätzt werden, indem man eine zeitlich hochaufgelöst gemessene PM-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit korreliert. Für halbstündliche PM_{10} -Konzentrationen an der Forschungsstation Melpitz des TROPOS ergeben sich hier je nach Jahreszeit Monatsmittelwerte zwischen $0,5$ und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vgl. Spindler et al., 2010a).

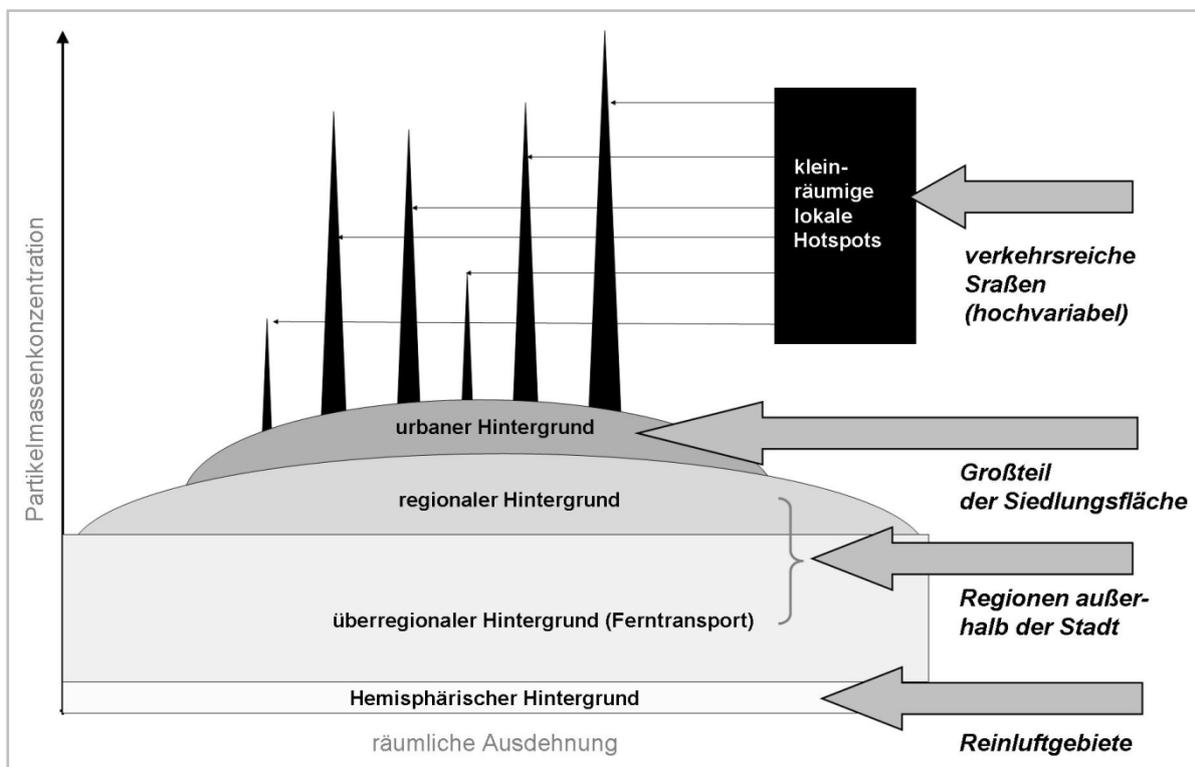


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Beiträge zur Partikelmassenkonzentration in einer Stadtregion (in Anlehnung an Lenschow et al., 2001).

Neben dem Ort der Messung beeinflussen *meteorologische und saisonale Parameter* die gemessene PM_{10} -Konzentration und -zusammensetzung. Messungen aus Melpitz zeigen, dass die PM_{10} -Konzentration dabei insbesondere von der Jahreszeit (Sommer/Winter) und der großräumigen Anströmung (West/Ost) abhängt (Abbildung 2). So ist die mittlere Partikelmassenkonzentration in der Regel im Winter höher als im Sommer und bei Ostanströmungen höher als bei Westanströmungen. Die höchsten Konzentrationen werden im Winter bei östlicher Anströmung erreicht. Verursacht werden diese hohen Konzentrationen durch den Transport stark anthropogen verunreinigter Luftmassen mit hohen Konzentrationen an Sulfat und OC/EC. Niedrige Grenzschichthöhen sorgen zusätzlich für höhere Konzentrationen. Der OC-Gehalt im Sommer (speziell im Coarse Mode PM_{10} - $PM_{2.5}$) kann durch direkte Emission von Pflanzenwachsen (Yue und Fraser 2004; Bi et al., 2003; Simoneit, 1999; Tran et al., 1997) oder sekundär gebildeten Organika (SOA) herrühren, ein Teil davon sind organische Säuren (Metzger et al., 2006). Auffällig ist auch der Konzentrationsunterschied für Nitrat zwischen Sommer und Winter, verursacht hauptsächlich durch die thermische Flüchtigkeit von Ammoniumnitrat. Der Anteil wasserlöslicher Ionen ist im PM_1 höher als im PM_{10} und im Sommer größer als im Winter. Der Sommeranteil wird hier indirekt verkleinert, da durch landwirtschaftliche Aktivitäten und Wind eine Reemission von Partikeln im Coarse Mode (PM_{10} - $PM_{2.5}$) erfolgt, die wenig lösliche Ionen enthalten. Generell sind die Partikelmassenkonzentrationen bei westlicher Anströmung geringer als bei Ostanströmung. Westanströmungen zeigen außerdem geringere Unterschiede zwischen Winter und Sommer. Ursachen hierfür sind die bei diesen Anströmungen allgemein höheren Windgeschwindigkeiten mit einem größeren Mischungsvolumen unter einer höheren Grenzschicht sowie wesentlich höheren Niederschlagsmengen als bei östlichen Anströmungen. Für weitere Informationen vgl. Spindler et al., 2010b und Spindler et al., 2012.

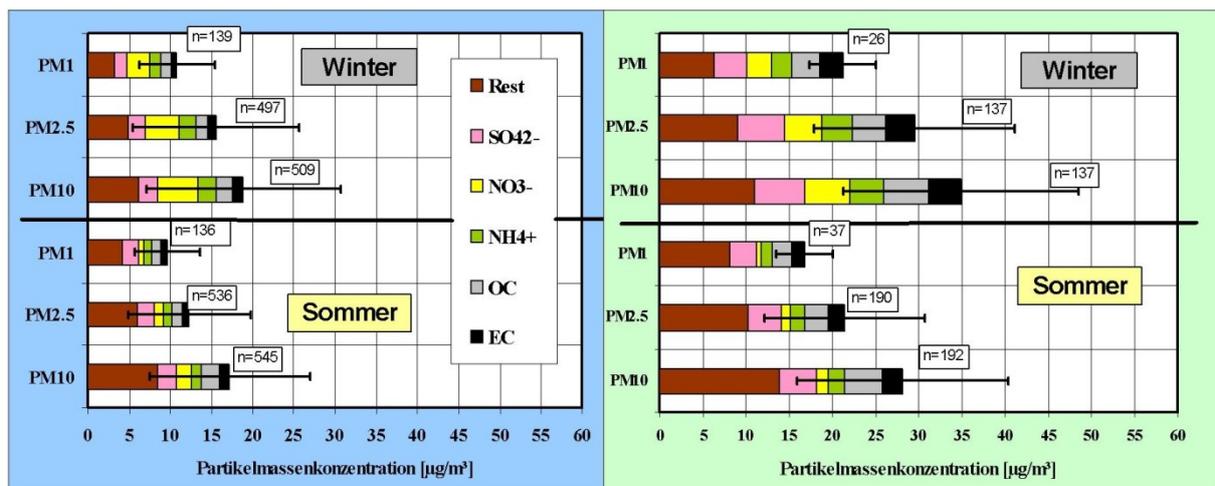


Abbildung 2: Mittelwerte für PM_1 -, $PM_{2.5}$ - und PM_{10} -Konzentrationen für die wasserlöslichen Hauptionen, den nicht analysierten „Rest“ und organischen (OC) sowie elementaren (EC) Kohlenstoff für fünf Sommerhalbjahre (2004-2008) und fünf Winterhalbjahre (05/2004-09/2008), unterschieden nach großräumiger Anströmung: WEST blauer Rahmen, OST grüner Rahmen. Die angegebenen Fehlerbalken sind die Standardabweichungen für die Partikelmassenkonzentration und zeigen die Variabilität der Tagesmittelwerte. PM_1 wurde jeden 6. Tag gemessen. n ist die Anzahl der gemittelten Tagesmittelkonzentrationen.

2. Experimentelles

2.1 Sammlung von Aerosolpartikeln

Die größen aufgelöste Sammlung der Partikelproben erfolgte mit drei nahezu baugleichen fünfstufigen Kaskadenimpaktoren (BERNER-Niederdruckimpaktoren, Hauke Ges.m.b.H & Co KG, Gmunden, Österreich; vgl. Abbildung 3; Gietl et al., 2008). Von den zahlreichen Impaktorentwicklungen (Lodge und Chan, 1986; Marple, 2004) hat sich dieser Typ bewährt und den Autoren liegen umfangreiche praktische Erfahrungen für die Anwendung dieses Impaktors vor (Plewka et al., 2004; Gnauk et al., 2005; Brüggemann et al. 2005; Herrmann et al., 2006; van Pinxteren et al. 2009; Müller et al., 2010; Müller et al., 2012). Bei der Anzahl von fünf Impaktorstufen unterhalb PM_{10} ist ein Kompromiss zwischen der Sammelzeit, die hier einen Tag nicht überschreiten sollte, und der gesammelten Partikelmasse möglich. Die Erfassung von Partikeln bis zum aerodynamischen Durchmesser von $10\ \mu\text{m}$ hat darüber hinaus den Vorteil einer bedingten Vergleichbarkeit der in Summe aller Stufen erfassten Partikelmasse mit High-Volume-Sammlern (HV-Sammler, z.B. aus den Messnetzen der Landesämter, dem Umweltbundesamt oder von den Forschungsstationen). Eine größen selektive Probenahme unterhalb PM_{10} in fünf Stufen geht weit über die heute gesetzlich geforderte Probenahme für PM_{10} und $PM_{2.5}$ hinaus (EU-Kommission, 1999; EU-Kommission, 2008).

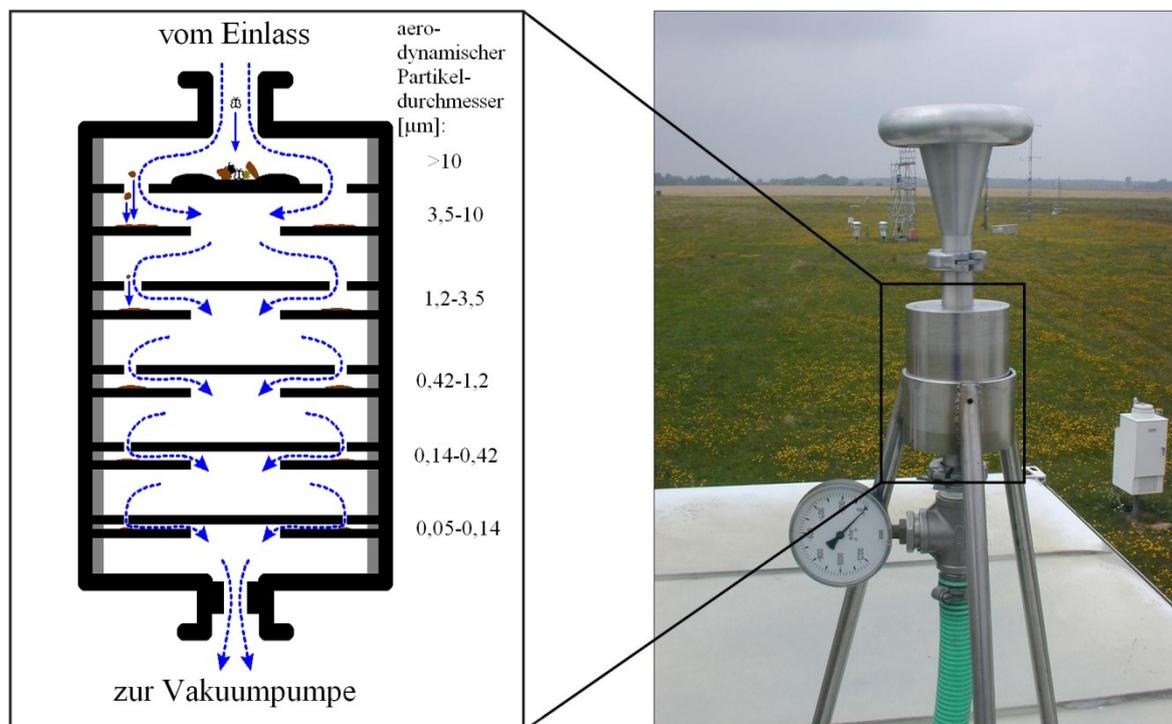


Abbildung 3: Fünfstufiger BERNER-Niederdruckimpaktor (Querschnitt und Ansicht mit anisokinetischem Einlasskopf).

An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die Massenkonzentration PM_{10} , die formal durch Addition der Massenkonzentration auf den fünf Stufen des hier verwendeten Impaktors ermittelt werden kann, in der Regel etwa 5-15% geringer ist als die PM_{10} -Konzentration, die gravimetrisch mit einem HV-Sammler (z.B. DIGITEL DHA-80, Walter Riemer Mesttechnik, Deutschland) nach der Standardmethode (DIN EN 12341, 1998: „Ermittlung der PM_{10} -Fraktion von Schwebstaub - Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmessmethode“) ermittelt wird. Für diese Abweichung (Neusüß et al., 2002; Wieprecht et al., 2009) gibt es unterschiedliche Gründe: so schneiden die unterschiedlichen Einlässe die Größenverteilung unterschiedlich stark ab, Quarzfilter können im HV-Sammler einerseits mehr gasförmige Substanzen und Wasser binden, andererseits ist durch den Unterdruck im Impaktor die Flüch-

tigkeit von Ammoniumnitrat und organischen Bestandteilen etwas höher. Diese Ursachen, die je nach physikalisch-chemischer Zusammensetzung des Aerosols unterschiedlich stark wirken, lassen eine exakte Korrektur nicht zu. Es können deshalb die indirekt aus der Summe der fünf Stufen des Berner-Impaktors ermittelten PM₁₀-Massenkonzentrationen nicht zur Beurteilung gesetzlicher Grenzwerte herangezogen werden.

Auf den fünf Stufen des Kaskadenimpaktors werden Partikel nach Beschleunigung beim Durchtritt durch eine Düsenplatte durch Trägheitsimpaktion auf dem Trägermaterial, das sich auf der darunter liegenden Prallplatte befindet, abgeschieden. Damit werden Partikel aus fünf Größenfraktionen (Stufen 1 bis 5) gesammelt (vgl. Abbildung 3). Der vom BERNER-Impaktor realisierte Größenbereich der Partikelprobenahme von 0,05 bis 10 µm aerodynamischer Partikeldurchmesser (D_{pa}) umfasst hauptsächlich den Akkumulationsmode sowie den Coarse Mode. Partikel, die größer als 10 µm sind, werden auf einem Vorabscheider aufgefangen. Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $D_{pa} < 50$ nm können mit diesem Impaktor nicht erfasst werden. Tabelle 1 listet die Abscheidegrenzen auf. Der Impaktor hat einen Volumendurchfluss von 75 l min⁻¹.

Tabelle 1: Abscheidegrenzen des BERNER-Impaktors für aerodynamischen Partikeldurchmesser (D_{pa}).

Stufe	Abscheidegrenze, D_{pa} [µm]
1	0,05 bis 0,14
2	0,14 bis 0,42
3	0,42 bis 1,2
4	1,2 bis 3,5
5	3,5 bis 10

Die Abscheidung erfolgt in diesem Vorhaben auf Aluminiumfolien. Diese wurden vor der Beprobung für mindestens 2 Stunden bei 300°C gegläht, um Kontaminationen zu vermeiden. Für die Metallbestimmung wird zusätzlich Polycarbonat-Filtermaterial (Nuclepore®) zur Abscheidung einiger Spots sektoral aufgelegt (ca. 10% der jeweiligen Impaktorfolienoberfläche).

Auf Grund der relativ aufwändigen Probenahmeprobereitung, Probenahme und Analytik zur größen-selektiven chemisch-physikalischen Charakterisierung des Feinstaubes PM₁₀ mit Impaktoren lässt sich innerhalb des zu charakterisierenden Gesamtzeitraumes nur eine Auswahl von Probenahmetagen realisieren. Die Entscheidung über eine Probenahme wurde deshalb jeweils relativ kurzfristig anhand der Wettervorhersage getroffen, wobei im Internet frei verfügbare Informationen verwendet wurden (z.B. wetter3.de, onlinewetter.de, dwd.de u.a.). Die Entscheidung über einen Probenahmetag erfolgte zwei bis drei Tage im Voraus durch das TROPOS. Es wurden dafür Tage ausgewählt, an denen eine möglichst niederschlagsfreie Witterung vorauszusehen und eine über den Tag anhaltende, stabile großräumige Anströmung aus einer der beiden Hauptwindrichtungen zu erwarten war. Durch diese Art der Auswahl der Probenahmetage ließ sich die Anzahl der Messtage ohne eindeutige Anströmungszuordnung minimieren. Eine Messung dauerte jeweils 24 Stunden (0:00 Uhr MEZ bis 24:00 Uhr MEZ).

Für die Planung des Vorhabens erschienen etwa 16 Probenahmetage im Kalenderjahr realistisch, so dass sich für einen Probenahmezeitraum von vier Jahren (2009 bis 2012) insgesamt ca. 64 Probenahmetage ergaben, wobei das Jahr 2012 wegen der aufwändigen chemischen Analysen und der Vorbereitung des Projektabschlussberichtes bei weitem nicht voll für Probenahmen zur Verfügung stand. Dennoch konnten insgesamt 63 Probenahmetage sowie eine Messung der Feldblindwerte realisiert werden. Um zeitnah mit dem Beginn des Forschungsvorhabens bereits einige Probenahmetage verfügbar zu haben, wurden einzelne Tages-Messungen mit BERNER-Impaktoren aus anderen Forschungsvorhaben, die im Zeitraum zwischen September 2008 und März 2009 in Dresden (Messungen für das LFULG) oder Melpitz für (EMEP) durchgeführt wurden, mit einbezogen und jeweils durch eine zeitgleiche Probenahme an der jeweils anderen Station ergänzt. Die 22 Probenahmetage aus dieser Zeit werden als „Vorversuche“ bezeichnet. Demgegenüber werden die 63 Probenahmetage, die ab Mai 2009 ausschließlich für REGKLAM realisiert wurden, als „Hauptmessungen“ bezeichnet. Eine Übersicht über die resultierenden 85 Probenahmetage findet sich im Anhang.

2.2 Orte der Probenahme

Da die Abschätzung der zukünftig in Dresden erwarteten PM_{10} -Konzentration insbesondere auch im Hinblick auf die menschliche Gesundheit erfolgte, musste im Stadtgebiet Dresden ein Messstandort gewählt werden, der repräsentativ für einen Großteil der urbanen Siedlungsfläche (in dem sich wiederum ein Großteil der städtischen Bevölkerung aufhält) ist. Hierfür bot sich der Messnetz-Container des LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) in der Winkelmannstraße an. Um den Einfluss des je nach Anströmung und Jahreszeit unterschiedlich ausgeprägten Ferntransportes quantifizieren zu können, erfolgten außerdem Messungen an den zwei Hintergrundstationen Melpitz (M, Betreiber TROPOS) und Oberbärenburg (OBB, Betreiber TU Bergakademie Freiberg, TUBAF). An beiden Stationen wird zeitlich synchron zu den Probenahmen in Dresden je ein BERNER-Impaktor betrieben und die gesammelten Partikel ebenso wie die aus Dresden analysiert. Die Lage der Messstandorte ist in Abbildung 4 gezeigt.

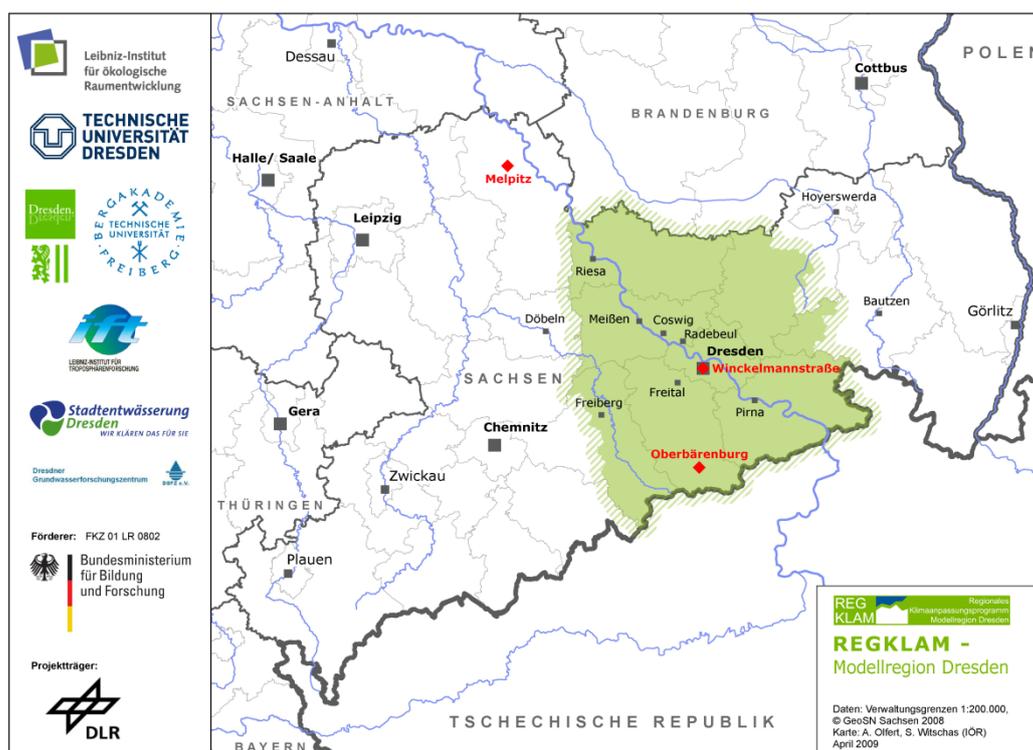


Abbildung 4: Lage der drei Probenahmestandorte im Freistaat Sachsen.

Die Station **Dresden (DD)** des LfULG in der Winkelmannstraße (Station im urbanen Hintergrund der Stadt Dresden) liegt im Wohngebiet südlich des Hauptbahnhofes ($13^{\circ}44'$ östl. Länge und $51^{\circ}2'$ nördl. Breite, 112 m ü. NN). Sie hat den Messnetzcode DESN092 und ist seit 20.06.2008 dort im Betrieb (ehemalige Station „Der Herzogin Garten“ wurde dorthin verlegt). An der Station werden neben meteorologischen Parametern und Spurengasen auch die Konzentration von $PM_{2.5}$ und PM_{10} durch das LfULG täglich gemessen. Zudem stehen die Konzentrationen der Spurengase Ozon, Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid und die meteorologischen Parameter Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung, Globalstrahlung, Luftdruck und Niederschlagssumme mit halbstündlicher Zeitauflösung zur Verfügung. Da die Station erst seit relativ kurzer Zeit an diesem Standort existiert, wurde sie zur Überprüfung der Eignung über den Zeitraum eines Jahres mit zwei umliegenden Stationen des Messnetzes (Dresden Bergstraße, Code DESN084 und Dresden Nord, Code DESN061) und der Forschungsstation des TROPOS in Melpitz bezüglich der täglich gemessenen PM_{10} -Konzentrationen verglichen. Abbildung 5 zeigt das Ergebnis.

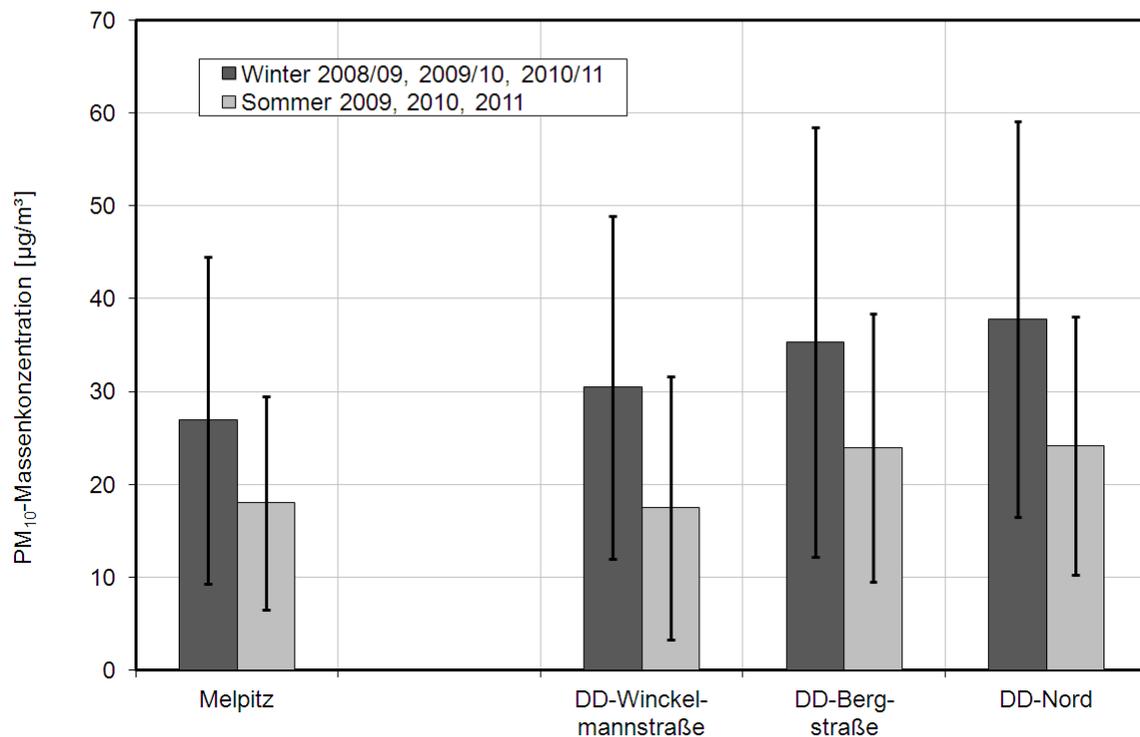
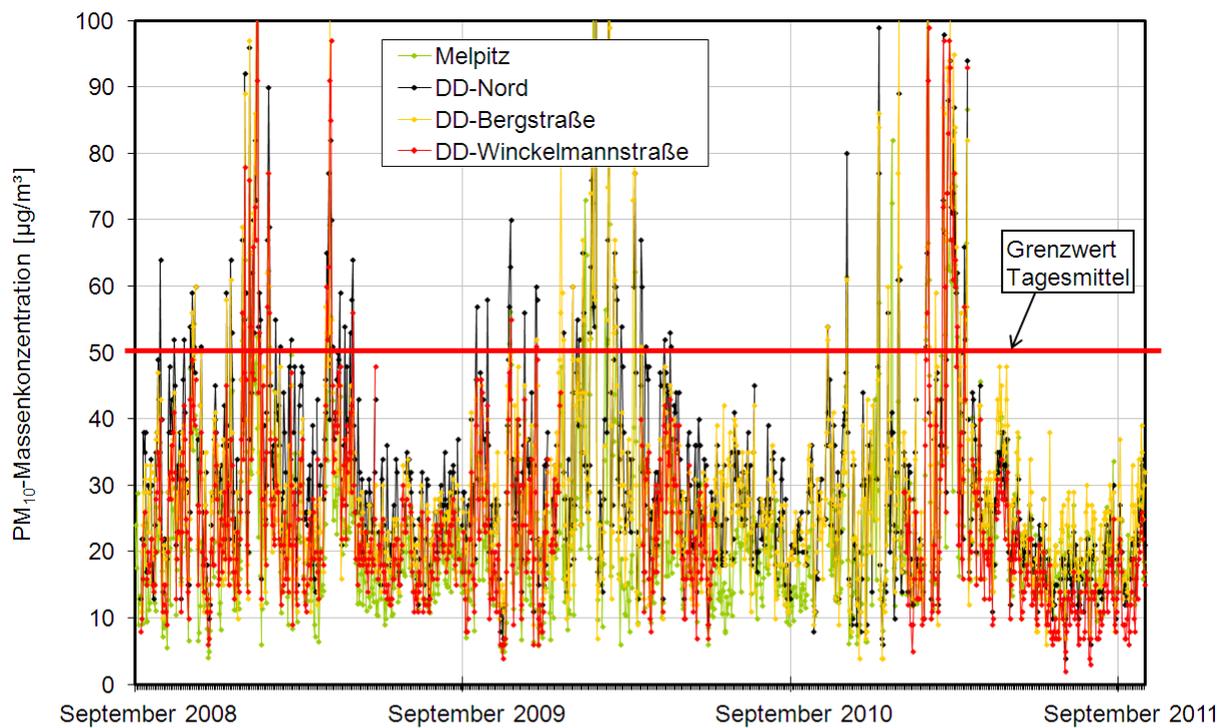


Abbildung 5: Vergleich des Verlaufes der PM₁₀-Konzentrationen für drei Stationen in Dresden und für Melpitz (oben) und Vergleich des Dreijahresmittelwertes (unten). Die eingezeichnete Standardabweichung ist hier ein Maß für die Variabilität der täglichen PM₁₀-Messungen (Zeitraum: September 2008 bis August 2011).

Die täglichen PM_{10} -Konzentrationen an den drei Stadtstationen und der ländlichen Station Melpitz zeigen ähnliche Verläufe auf unterschiedlichen Konzentrationsniveaus. Tage mit erhöhten Konzentrationen können praktisch zeitgleich in der Stadt und im Hintergrund auftreten, was ein Hinweis auf den Einfluss des Ferntransportes an solchen Tagen ist. Die Ergebnisse in Abbildung 5 bestätigen weiterhin, dass die Station Winkelmannstraße im urbanen Hintergrund liegt. Diese Station zeigt höhere mittlere PM_{10} -Konzentrationen als Melpitz (regionaler Hintergrund) und geringere Konzentrationen als Dresden Nord (Station nahe einer stark befahrenen Kreuzung, lokaler Hotspot, Verkehrsstation). Die Station Bergstraße liegt räumlich zwischen Winkelmannstraße und Dresden Nord und zeigt ein Konzentrationsniveau, das zwischen dem der Stationen Winkelmannstraße und Dresden Nord liegt.

Um die Probenahme mit einem BERNER-Impaktor im Container des LfULG in der Winkelmannstraße zu ermöglichen, mussten einige Einbauten getätigt und besondere Vorkehrungen getroffen werden. So wurde eine ölfreie Scrollpumpe eingesetzt, die stark geräuschgedämpft und zum Containerinneren thermisch abgekoppelt betrieben wurde. Diese Anforderungen ergaben sich einerseits aus der dichten Wohnbebauung in der Umgebung und andererseits durch die bereits vorhandene hohe Wärmebelastung im Container aufgrund der dort durch das LfULG ausgeführten Routinemessungen. Die Vakuumpumpe konnte durch ein GSM-Modul ferngesteuert (über Telefon) eingeschaltet werden. Abbildung 6 zeigt einen Blick auf und in den Container.



Abbildung 6: Container des LfULG in der Winkelmannstraße. Rechts eine Innenansicht mit der geräuschgedämpft eingebauten Pumpe und der geräuschgedämpften Belüftung, die einen thermisch vom Inneren des Containers abgekoppelten Betrieb ermöglicht.

Die Forschungsstation **Melpitz (M)** des TROPOS (erste Station im regionalen Hintergrund der Stadt Dresden) liegt in Nordsachsen nahe der Stadt Torgau ($12^{\circ}56'$ östl. Länge, $51^{\circ}32'$ nördl. Breite, 86 m über NN). Das TROPOS und die Melpitzer Forschungsstation waren zur Zeit von REGKLAM integriert in die EU-Forschungsvorhaben ACCENT (Atmospheric Composition Change, the European Network of Excellence) und EUSAAR (European Supersites for Atmospheric Aerosol Research), heute ACTRIS (Aerosols, Clouds, and Trace gases Research InfraStructure Network). Melpitz ist EMEP-Level-3-Station¹. Der Messort ist 50 km in nordöstlicher Richtung vom Zentrum der Stadt Leipzig entfernt, die Entfernung zur polnischen Grenze beträgt ca. 120 km, zur Stadt Dresden knapp 80 km und zur Elbe 5 km. Der Standort ist repräsentativ für das östliche deutsche Tiefland. Das Messfeld der Station befindet sich auf großflächigem Weideland und ist nach der Immissionscharakterisierung dem regionalen und überregionalen Hintergrund mit Einfluss von Ferntransport zuzuord-

¹ *European Monitoring and Evaluation Programme* (Europäisches Beobachtungs- und Entwicklungsprogramm; wissenschaftliches Programm zur Beobachtung und Verringerung des grenzüberschreitenden Ferntransportes von Luftschadstoffen)

nen. Der Standort ist relativ unbeeinflusst von unmittelbar in der Umgebung liegenden Quellen. Dennoch ist nicht auszuschließen, dass im Winter durch Holzfeuerung bei Inversionswetterlagen lokale Einflüsse auftreten (Glasius et al., 2006; Spindler et al., 2012) oder die PM_{10} -Konzentration im Sommer bei Trockenheit durch anthropogen verursachte Reemissionen (Landwirtschaft, Verkehr) beeinflusst werden (Fuller und Green et al., 2006; Gehrig et al., 2007; Spindler et al., 2010; Spindler et al., 2012).

An der Forschungsstation Melpitz werden seit längerer Zeit umfangreiche Messungen zur physikalisch-chemischen Charakterisierung von Aerosolpartikeln ausgeführt. Der Standort wurde in verschiedenen nationalen und internationalen Forschungsvorhaben umfassend meteorologisch (z.B. Spindler et al., 1996; Stratmann et al., 2003; Arnold et al., 2003; Klemm et al., 2002), für nasse Deposition und Spurengase (z.B. Brüggemann und Spindler, 1999; Gnauk et al., 1997; Spindler et al., 2001; Spindler et al., 2003; Acker et al., 2004) und für Partikelmassenkonzentrationen und -zusammensetzungen (z.B. Heintzenberg et al., 1998; Spindler et al., 1999; Müller, 1999; Neusüß et al., 2002; Plewka et al., 2004) charakterisiert. Vergleiche mit Ergebnissen anderer europäischer Stationen werden diskutiert in Putaud et al., 2004; van Dingenen et al., 2004; MacDougall et al., 2005 und Wichink Kruit et al., 2007; Hamed et al., 2009; Jaatinen et al., 2009. Langzeitmessungen seit 1993 haben gezeigt, dass Melpitz ein repräsentativer Standort für die Messung atmosphärischer Spurenstoffe ist (Spindler et al., 2004b; Spindler et al., 2012). Die Ergebnisse werden in europäischen Modellen genutzt (z.B. Tsyro et al., 2011; Aas et al., 2012; Bergström et al., 2012; Juda-Rezler et al., 2012). Für die Melpitzer Station liegen Ergebnisse einer vom Umweltbundesamt geförderten Langzeitstudie (Förderkennzeichen 351 01 022 und 351 01 03) zur größen aufgelösten physikalisch-chemischen Charakterisierung des Aerosols vor (Spindler et al., 2004a; EMEP 2007; Spindler et al., 2007; Spindler et al., 2012). Neben den Messungen von PM werden in Melpitz kontinuierlich halbstündlich die meteorologischen Parameter Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftdruck, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und -richtung und Niederschlag registriert. Zudem wird die Konzentration der Spurengase Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Stickstoffmonoxid und Ozon bestimmt. Eine Besonderheit für Melpitz ist das Vorliegen einer kontinuierlichen Messreihe der täglichen Partikelmassenkonzentration und -zusammensetzung für PM_{10} seit November 1992. Bis 2002 erfolgte diese Partikelsammlung mit einem High-Volume-Sammler (Sierra Andersen), seit 2003 liegen die Messungen für PM_{10} , $PM_{2.5}$ (beide täglich) und PM_1 (an jedem sechsten Tag, in Kampagnen täglich), gemessen mit HV-DIGITEL-Filternsammlern, vor.

Die Station **Oberbärenburg (OBB)** (zweite Station im regionalen Hintergrund der Stadt Dresden) liegt süd-südöstlich des Kurortes Oberbärenburg im Osterzgebirge (13°43' östl. Länge, 15°47' nördl. Breite, 735 m über NN) und wird von der TU Bergakademie Freiberg (TUBAF) betrieben. Die Station befindet sich in einem Fichtenwaldgebiet an einem Richtung Nord-Ost verlaufenden, mäßig geneigten Oberhang. Die nähere Umgebung ist frei von landwirtschaftlicher und industrieller Nutzung. Die nächsten Emissionsgebiete mit den Städten Dresden, Freiberg, Teplice und Usti n. L. befinden sich in einer Entfernung von 15 bis 40 km. Hierdurch kann die Messstation durch ferntransportierte Luftschadstoffe aus dem Böhmischem Becken und aus den Industrie und Ballungsgebieten Sachsens beeinflusst werden (Zimmermann und Wienhaus, 2000). Die Hauptwindrichtung in Oberbärenburg ist West mit einem sekundären Maximum aus Süd.

Bereits seit 1985 werden an der Station meteorologische und atmosphärenchemische Messungen, sowohl im Fichtenwaldbestand, als auch auf einer Freifläche, durchgeführt. Daten zur Aerosolcharakterisierung des Standorts liegen beispielsweise bei Matschullat et al., 2000 vor. Kontinuierlich werden folgende Parameter bestimmt: Windgeschwindigkeit (20 m, 10 m, 2 m über Grund), Windrichtung (20 m über Grund), Temperatur (20 m, 10 m, 2 m über Grund), relative Luftfeuchte und Globalstrahlung (20 m über Grund). Zusätzlich werden projektbezogenen Niederschlagsproben gesammelt und chemisch charakterisiert, sowie kontinuierlich Gasmessungen (Ozon, SO_2 , NO_x , NO, NO_2) durchgeführt. Für Näheres vgl. Plessow et al, 2005 und Zwischenbericht zu REGKLAM-Meilenstein 21, Modul 2.2.c, November 2009.

An allen Stationen befanden sich die Impaktoren vor, während und nach der Probenahme jeweils innerhalb eines klimatisierten Containers, um externe Witterungseinflüsse zu minimieren und vergleichbare Probenahmebedingungen zu realisieren.

2.3 Analytik

Die Impaktorfolien wurden bis zur chemisch-physikalischen Analyse bei -24°C gelagert. Mit Ausnahme der Analyse ausgewählter Spurenmetalle, welche an der TUBAF durchgeführt wurde, wurden alle Analysen am TROPOS durchgeführt. Es ist sinnvoll, jeweils alle drei Standorte für einzelne Spezies in einem einzigen Labor zu analysieren, da nur durch dieses Vorgehen eine gute Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse erreicht wird. Wichtig ist dies insbesondere für die im Folgenden beschriebene Differenz-Wägung zwischen unbelegten und beprobten Aluminiumfolien des Impaktors, da diese die Verwendung jeweils der gleichen, extrem empfindlichen Analysewaage erfordert.

Die **gravimetrische Massebestimmung** der Impaktorfolien erfolgte in einem klimatisierten und luftfeuchtekontrollierten Raum mit Präzisionswaagen der Firma Mettler-Toledo (UMT-2) nach mindestens 48-stündiger Äquilibration bis zur Gewichtskonstanz bei $(50\pm 5)\%$ relativer Luftfeuchte und $(20\pm 1)^{\circ}\text{C}$. Die Ablesegenauigkeit beträgt $0,1\ \mu\text{g}$. Im Anschluss an die Massebestimmung wurden die Impaktorfolien mit einer Keramikscheere zerteilt und auf die chemischen Analysemethoden verteilt.

Wasserlösliche Ionen wurden nach Extraktion in Reinstwasser (10 min Schütteln, 10 min Ultraschallbad, 10 min Schütteln) mittels Ionenchromatographie (Dionex ICS3000) quantifiziert. Die Trennung der Anionen erfolgte in AG18- und AS18-Säulen (2mm) mit einem KOH-Eluenten, die Trennung der Kationen mit CG16- und CS16-Säulen (3mm) und einem Methansulfonsäure-Eluenten. Es werden die Ionen Chlorid, Nitrat, Sulfat, Ammonium, Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium bestimmt.

Die Bestimmung des **partikulären Kohlenstoffs** wird mit einer thermographischen Zweischritt-Methode in Anlehnung an die VDI-Richtlinie VDI 2465, Blatt 2 („Messen von Ruß [Immission] - Thermographische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffs“) durchgeführt. Dabei kommt ein Kohlenstoff-Analysator C-Mat 5500 (Ströhlein) zum Einsatz. Im ersten Schritt wird ein Teil der auf einer Aluminiumfolie gesammelten Impaktorprobe unter Stickstoffatmosphäre auf 650°C erhitzt. Die unter diesen Bedingungen volatilisierten Kohlenstoffanteile werden als organischer Kohlenstoff (OC) definiert. Der Nachweis erfolgt nach vollständiger Oxidation zu CO_2 an einem CuO-Katalysator bei 850°C in einem NDIR-Detektor (Nicht dispersives Infrarot). Im zweiten Schritt wird der verbliebene, nichtflüchtige Kohlenstoff unter Sauerstoffatmosphäre ebenfalls bei 650°C zu CO_2 verbrannt und analog detektiert. Dieser Kohlenstoffanteil wird als elementarer Kohlenstoff (EC) bezeichnet. Die Summe aus OC und EC bildet den Gesamtkohlenstoff (TC). Carbonatkohlenstoff wird mit dieser Methode nicht nachgewiesen.

Allgemein hängt das erhaltene OC/EC-Verhältnis von den angewandten Bedingungen für die OC/EC-Trennung ab. Es existieren zahlreiche Verfahren mit unterschiedlichsten Bedingungen, die veröffentlichte Messwerte schwer vergleichbar machen (Yttri et al., 2007). In internationalen Ringversuchen (unter Teilnahme des TROPOS) konnte gezeigt werden, dass die gefundenen TC-Werte meist gut vergleichbar waren, für OC bzw. EC jedoch Abweichungen zwischen den verschiedenen Methoden auftreten (Schmid et al., 2001). Unterschiedliche Methoden zur Bestimmung von EC lieferten unter urbanen Bedingungen in Wien gut übereinstimmende Ergebnisse (Hitzenberger et al., 2006). Für die Analyse auf den Aluminiumfolien des BERNER-Impaktors können keine Verfahren angewandt werden, die bei höheren Temperaturen ablaufen, da sonst die Aluminiumfolien schmelzen (Schmelzpunkt: 660°C). Damit scheidet hierfür auch das für Quarzfilter angewandte thermische Verfahren mit laseroptischer Korrektur aus, da die hier angewandten Temperaturprotokolle EUSAAR-2, NIOSH und IMPROVE 660°C überschreiten. Zudem kann der bei diesen Methoden verwendete Lichtstrahl die Spots auf Al-Folien nicht durchdringen.

Die Quantifizierung ausgewählter unpolarer semivolatiler **organischer Einzelspezies** erfolgt direkt von den Impaktorfolien mittels Curiepunkt-Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie (CPP-GCMS). Der Curiepunkt-Pyrolsator dient hier als schneller Thermodesorber, d.h. ein Teil der Impaktorprobe wird in eine Eisen-Nickel-Folie eingewickelt und im Curiepunkt-Pyrolsator JPS-350 (Japan Analytical Industry, Ltd.) in Heliumatmosphäre bei 510°C verdampft und anschließend gaschromatographisch getrennt und anhand charakteristischer Massenspuren quantifiziert. Das verwendete GC-MS-System ist ein AGILENT 6890 N GC/5973 MSD. Die Nachweisgrenzen liegen bei diesem Verfahren im Bereich $1\text{-}60\ \text{pg}/\text{m}^3$. Die in Tabelle 2 exemplarisch aufgeführten Substanzen

sind für bestimmte Quellen charakteristisch bzw. weisen eine besondere toxikologische Relevanz auf. Einige dieser Substanzen werden zeitweise in den Proben des BERNER-Impaktors quantifiziert.

Tabelle 2: Leitsubstanzen für die Analyse auf organische Einzelspezies

Chemische Spezies	Quellzuordnung bzw. Wirkung
Cyclo[c,d]pentapyren	Verkehrsemission
Benzo[b]naphthothiophen	Braunkohleverbrennung
Benzo[k]fluoranthen	kanzerogen
Benzo[a]pyren, Benzo[e]pyren	kanzerogen
Reten	Nadelholzverbrennung
Indeno[1,2,3-cd]pyren	kanzerogen
Hopane und Sterane	Öl- und Kohleverbrennung
n-Alkane (C ₂₀ – C ₃₄)	biogene bzw. anthropogene Quellen

Spurenmehalle wurden mit Hilfe von Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) bestimmt. Nach einigen Vorversuchen unter Nutzung von Laserablation wurde für die Analyse der Metalle ein Aufschlussverfahren angewandt. Die Analyse erfolgte an der TUBAF mittels eines ELAN-9000-ICP-MS-Gerätes der Firma Perkin Elmer Sciex. Das Gerät wurde mit einer Gerätespannung von 1100 W unter Nutzung von Argon als Plasmagas (15 l/min) sowie als Zerstäubergas (0,95 l/min) betrieben. Zur Kalibrierung wurde der Plasmastandard Merck VI, ergänzt durch Elementstandards (1 g/l), verwendet. Der Aufschluss der Proben erfolgte mit einem HNO₃/HF-Gemisch in 5 ml Teflongefäßen bei 200°C in der Mikrowelle. Der Mikrowellenaufschluss wurde an den verwendeten Nuclepore®-Folien vorgenommen. Da die Nutzung von Flusssäure (HF) beim Aufschließen der Proben die Bestimmung von Silizium ausschließt, wurde dieses für ausgewählte Proben mittels Rasterelektronenmikroskop (REM) bestimmt (nähere Ausführungen hierzu folgen im Ergebnisbericht von TP2.2c). Aus der quantitativen Analyse der Metalle Titan, Eisen, Aluminium, Kalzium, Magnesium, Kalium und zusätzlich des Siliziums lässt sich mit dem bekannten Aufbau von Alumosilikaten der Anteil des Krustenmaterials abschätzen (Maenhaut et al., 2006). Zusätzlich sind einige Spurenmehalle aus toxikologischer Sicht von besonderer Bedeutung. Sie zeigen nachgewiesenermaßen negative Effekte auf die menschliche Gesundheit und sind aufgrund ihrer Eigenschaft, sich in der Umwelt zu akkumulieren, schon in geringen Konzentrationen von Bedeutung (Pacyna et al., 1984). Ab dem Jahr 2013 existieren in Europa jährliche Grenzwerte für die Metalle Pb, Cd, As und Ni (EU Kommission, 2008).

2.4 Vergleichsmessungen

Im Frühjahr 2011 wurden Vergleichsmessungen der drei Impaktoren am TROPOS durchgeführt. Dazu wurden die drei Impaktoren in unmittelbarer Nähe zueinander aufgestellt und unter identischen Bedingungen betrieben. Zunächst wurde mithilfe eines Balgengaszählers sowie eines Rotameters bestimmt, wie sich die Durchflussmengen der drei Impaktoren verhalten. Während die Impaktoren aus Melpitz und Dresden wie erwartet jeweils 4,5 m³/h (entsprechend 108 m³ in 24 h) beproben, ist dieser Wert für den Impaktor aus Oberbärenburg mit 4,9 m³/h (entsprechend 117,6 m³ in 24 h) etwas höher. Dies liegt an der im Vergleich zu den Impaktoren aus Melpitz und Dresden geringfügig modifizierten Bauweise des Impaktors. Die verwendeten Pumpen waren gleicher Bauart und hatten, wenn kein Impaktor angehängt war, die gleichen Pumpleistungen.

Im Anschluss an die Durchflussmessungen wurden insgesamt drei gültige Vergleichsmessungen durchgeführt, deren Ergebnis in Abbildung 7 dargestellt ist. Es zeigte sich, dass der Impaktor aus Melpitz auf den Stufen 1, 2 und 5 mehr Partikelmasse sammelt als der Impaktor aus Dresden, während der Impaktor aus Oberbärenburg vor allem auf Stufe 3 höhere Partikelmassen sammelt. Die relativ hohen Abweichungen resultieren aus den vergleichsweise geringen PM-Massenkonzentrationen, die während der drei Vergleichsmessläufe herrschten, es wurden deshalb aus diesen Vergleichsmessungen keine Konsequenzen für die weitere Auswertung abgeleitet. Die unterschiedlichen Durchflussmengen der Impaktoren wurden bei der Berechnung der Massenkonzentrationen in Abbildung 7 sowie der weiteren Auswertung aber berücksichtigt, so dass alle Werte untereinander direkt vergleichbar sind.

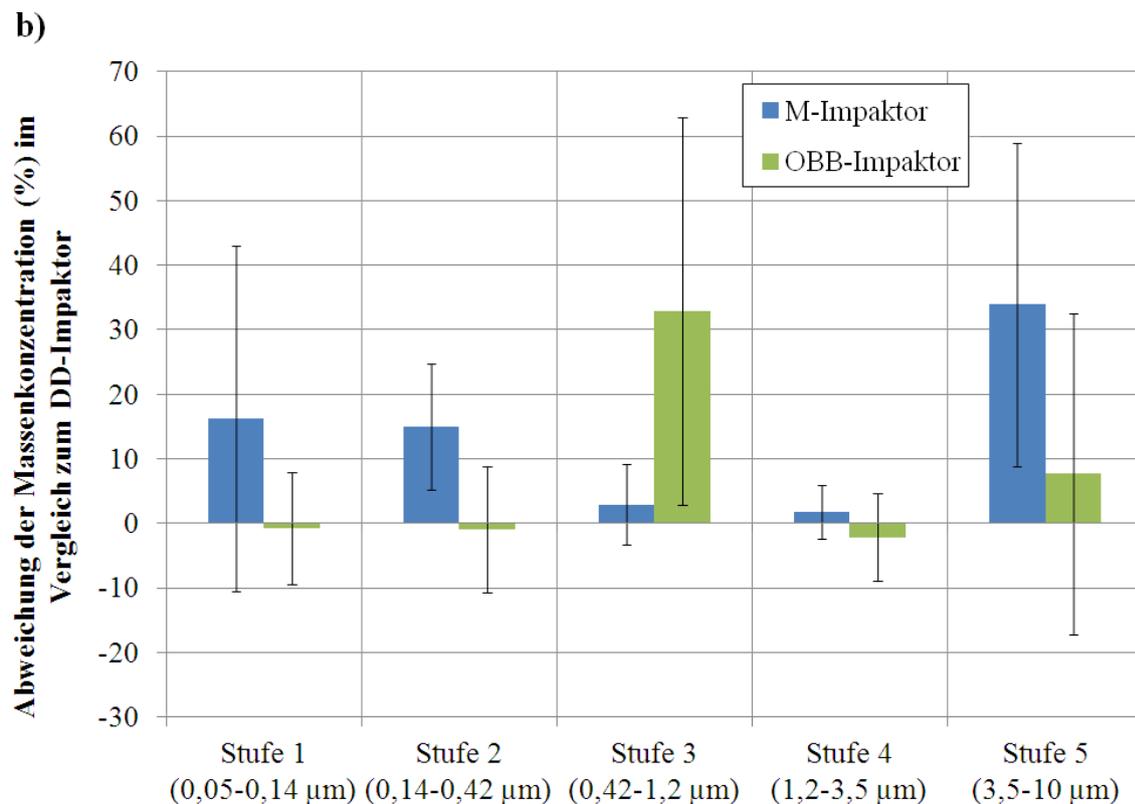
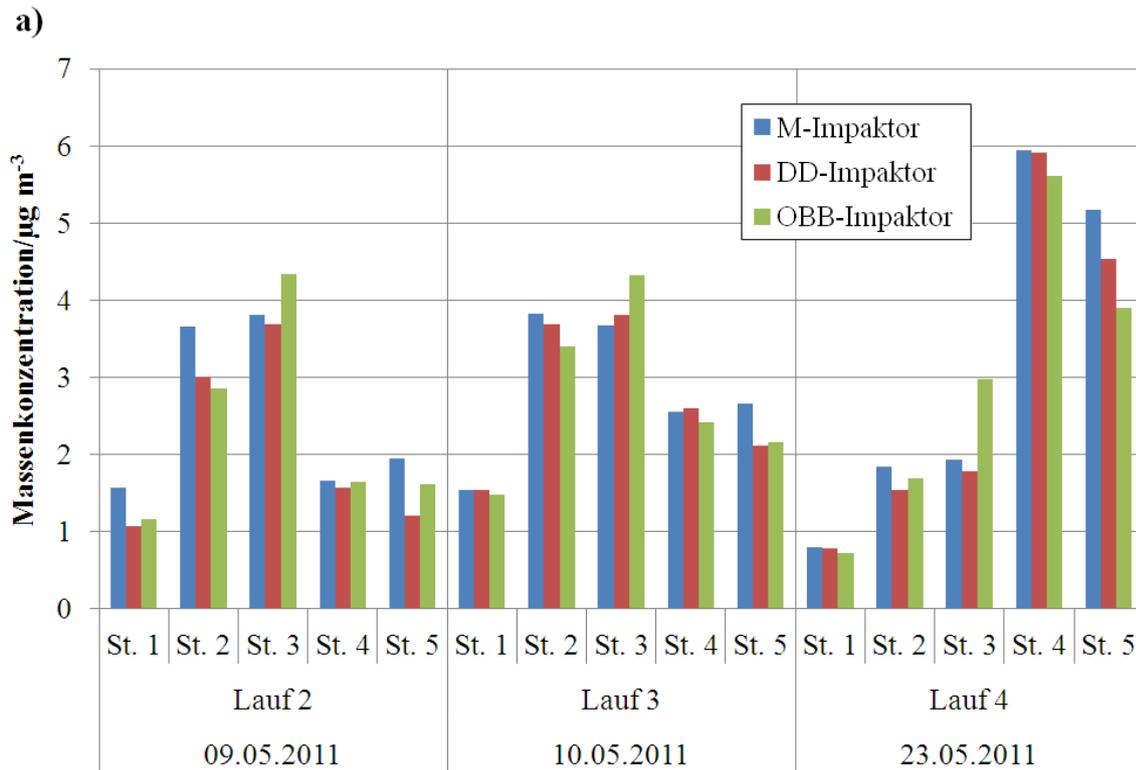


Abbildung 7: Vergleichsmessung der drei verwendeten Impaktoren am TROPOS. a) gesammelte PM₁₀-Massenkonzentrationen in den drei Läufen. b) Abweichung der gesammelten PM₁₀-Massenkonzentration der Impaktoren aus M und OBB im Vergleich zu derjenigen des DD-Impaktors. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung dieser Abweichung wieder (Mittel über drei Läufe).

2.5 Massenschließung

Zwischen der durch Wägung ermittelten Gesamtpartikelmasse und der durch Summation der Einzelsubstanz-Massen erhaltenen „erklärbaren“ Masse kann es im Allgemeinen beachtliche Differenzen geben, deren Auftreten verschiedene Ursachen haben (z.B. Guinot et al., 2007). Zum einen wird bei der Bestimmung des OC-Gehaltes nur die Kohlenstoffmasse bestimmt, während die Massenbeiträge anderer Elemente in organischem Material, beispielsweise Wasserstoff, Stickstoff, Sauerstoff oder Schwefel, nicht gemessen werden. Es wurde deshalb eine Vielzahl von empirischen Korrekturfaktoren publiziert, um die Masse des organischen Materials (OM) aus dem OC-Gehalt abschätzen zu können. Aufgrund der je nach Saison, Messort und Größenfraktion unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung der organischen Fraktion variieren diese Korrekturfaktoren teilweise erheblich. In der Literatur werden OC-OM-Konversionsfaktoren im Bereich 1,2 bis 2,6 diskutiert (Turpin et al., 2000). Eine nähere Beurteilung (Turpin und Lim, 2001) empfiehlt für Aerosol im regionalen Hintergrund 1,9 bis 2,3 und 1,4 bis 1,8 für urbanes Aerosol. Im Rahmen dieser Arbeit wurde als Kompromiss ein OM/OC-Verhältnis von 1,8 für alle Stationen und alle Impaktorstufen verwendet.

Ein weiterer Teil der unbekanntesten Masse kann zum anderen auf Wasser zurückgeführt werden, da Partikel aufgrund ihrer Hygroskopizität auch bei geringen Luftfeuchten Wasser enthalten. Es gibt thermodynamische Modelle, die diesen Wassergehalt berechnen können. Für die Berechnung des Wassergehaltes wurde in der vorliegenden Arbeit das Modell EAIM III (Wexler und Clegg, 2002) verwendet. Als Eingangsparameter benötigt das Modell lediglich die relative Feuchte sowie die Massenkonzentrationen der wichtigsten hygroskopischen Partikelbestandteile (Ammonium, Natrium, Sulfat, Nitrat, Chlorid sowie H^+ und OH^-). Die Massenkonzentrationen von H^+ und OH^- wurden aus den Massenkonzentrationen der anorganischen Ionen berechnet, um die für das Modell benötigte Ladungsneutralität der Partikel zu erhalten. Der auf diese Weise berechnete Wassergehalt variiert um etwa 20% der Partikelmasse.

Weiterhin ist es möglich, dass Substanzen, die in geringen Mengen in Partikeln vorkommen, mit den im vorigen Abschnitt vorgestellten analytischen Methoden nicht nachgewiesen werden können. Beispiele dafür können in geringen Mengen auftretende ionische Bestandteile, beispielsweise Bromid, aber insbesondere auch mineralische Partikelbestandteile (Krustenmaterial) sein. Eine Abschätzung der Massenkonzentration mineralischer Partikelbestandteile wurde im Rahmen von REGKLAM von den Projektpartnern an der TU Bergakademie Freiberg durchgeführt. Je nach Forschungsgebiet und den verwendeten analytischen Methoden wurden verschiedene Formeln zur Berechnung des Krustenanteils in Aerosolpartikeln vorgeschlagen. Die Auswahl der Formel richtete sich meist nach den zur Verfügung stehenden Elementen. Dementsprechend kann sich eine große Variation in der Berechnung des Krustenanteils ergeben. Hinzu kommen Unsicherheiten bei der Zuordnung einiger Elemente als Krustenelement (K, Fe), wenn diese auch aus anderen Quellen stammen können. Fast alle Formeln berechnen die Menge der Oxide verschiedener Krustenelemente auf Basis der Elementbestimmungen. Nachfolgend werden die in der Literatur oft angewendeten Formeln (1) bis (7) vorgestellt. Formel (1) geht auf Chan et al., 1997 zurück. Hierbei stützt man sich auf die durchschnittliche Zusammensetzung der Kruste nach Mason 1966 (veraltet) und bezieht Al, Si, Ca, Ti und Fe in die Berechnung ein. Da MgO , Na_2O und K_2O , sowie H_2O nicht berücksichtigt werden, wird zusätzlich ein Korrekturfaktor von 1,16 verwendet. Formel (1) wird unter anderem ebenfalls von Maenhaut et al., 2005 und in einer Vergleichsstudie von Putaud et al., 2010 angewendet. Bei Putaud et al., 2010 ist sie in Form von Formel (4) zu finden. Die Formeln (3) bis (7) wurden ebenfalls in die Vergleichsstudie mit einbezogen. Formeln (3) und (4) basieren auf Formel (2) aus Chow et al., 1994 bzw. Hueglin et al., 2005. Für die unterschiedlichen Formeln wurden verschiedene Extraktionstechniken und damit Ausbeuten der Elemente angenommen. Als Referenz und damit Komplettaufschluss wird die Extraktion mit HNO_3/HF angenommen. Hueglin et al., 2005 liefern hierzu Aufschlussraten für HNO_3/H_2O_2 Aufschlüsse. Formel (5) stützt sich auf eine Studie von Querol et al., 2001 und Rodriguez et al., 2001. Der Faktor 7,6 wurde unter der Annahme bestimmt, dass $2Al_2O_3 = SiO_2$ sind. Dies entspricht allerdings nicht dem realen Verhältnis von Aluminium zu Silicium. Ca und Mg fließen als Carbonate mit ein, wobei von $1,5 Ca + 2,5 Mg = CO_3^{2-}$ ausgegangen wird. Diese Annahmen sind experimentell bestimmt worden. Formel (6) wurde in der Vergleichsstudie von Putaud et al., 2010 genutzt, um den Krustenanteil an Stationen in Europa zu

bestimmen, wo ausschließlich Daten der Elemente Ca, Mg, Fe und K vorlagen. Hierfür wurde der Koeffizient vor dem Calcium optimiert, so dass die Krustenanteileberechnungen am besten mit Formel (3) übereinstimmen. Formel (7) beruht auf Untersuchungen von Putaud (mündliche Mitteilung in Ispra zur wässrigen Extraktion von Cellulosefiltern und der anschließenden Veraschung der Filter. Der Vergleich der genannten Formeln anhand der Proben aus dieser Arbeit zeigte, dass Formel (5) sinnvolle Ergebnisse liefert, vergleichbar zu den Werten der Formel (3), dabei jedoch ohne Silizium auskommt, dass aus genannten Gründen nicht für alle Proben bestimmt werden konnte.

$$\text{Krustenanteil} = 1,16 (1,90 \text{ Al} + 2,15 \text{ Si} + 1,41 \text{ Ca} + 1,67 \text{ Ti} + 2,09 \text{ Fe}) \quad (1)$$

$$= 1,89 \text{ Al} + 1,66 \text{ Mg} + 1,21 \text{ K} + 1,43 \text{ Fe} + 2,14 \text{ Si} \quad (2)$$

$$= 2,9 \text{ Si} + 2,1 \text{ Al} + 1,4 \text{ Ca} + 2,1 \text{ Mg} + 1,43 \text{ Fe} + 1,55 \text{ K} \quad (3)$$

$$= 2,5 \text{ Si} + 2,2 \text{ Al} + 1,6 \text{ Ca} + 2,4 \text{ Fe} + 1,9 \text{ Ti} \quad (4)$$

$$= 7,6 \text{ Al} + 2,5 \text{ Ca} + 3,5 \text{ Mg} + \text{Fe} + \text{K} \quad (5)$$

$$= 4,7 \text{ Ca} + 3,5 \text{ Mg} + \text{Fe} + \text{K} \quad (6)$$

$$= 4,5 \text{ Ca}^{2+} \quad (7)$$

Formel (5) wurde deshalb für die Berechnung des Krustenanteils in allen Impaktorproben angewandt.

Durch die Berücksichtigung des organischen Materials, des Partikelwassers und des Krustenmaterials konnte der Anteil der nicht erklärbaren Masse erheblich gesenkt werden. Dieser Anteil liegt für PM₁₀ nun im Mittel bei 8,6% der Partikelmasse (Mittel über alle 210 an den drei Standorten durchgeführten Impaktorläufe).

2.6 Auswahl und Kategorisierung der Probenahmetage

2.6.1 Station Dresden

Die Messtage in Dresden wurden in Abhängigkeit von der saisonalen und meteorologischen Situation während der Messung in Kategorien eingeteilt. Dabei musste die Anzahl der Kategorien klein gehalten werden, damit jede Kategorie innerhalb der im Projekt verfügbaren Zeit jeweils mit einer genügend großen Anzahl von Probenahmetagen besetzt werden kann, um eine einigermaßen gesicherte Statistik zu erhalten (vgl. Projektantrag unter 2.2.b). Es wurde deshalb eine Kategorisierung entwickelt, die auf den Erfahrungen aus kontinuierlichen, täglichen Messungen der PM₁₀-, PM_{2.5}- und PM₁-Massenkonzentration und -zusammensetzung an der Forschungsstation Melpitz (vgl. Abbildung 2 auf Seite 7 sowie Spindler et al., 2009; Spindler et al., 2012) und dem LfULG-Projekt „Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im Ballungsraum“ (Brüggemann et al., 2007), das in der Stadt Dresden und Umgebung durchgeführt wurde, basiert und die wesentlichen Einflussgrößen auf die Partikelmassenkonzentration, -zusammensetzung und -größenverteilung umfasst.

Die erste der demnach identifizierten Einflussgrößen ist die **Jahreszeit**. In diesem Vorhaben wurden das Sommerhalbjahr (Mai-Oktober) und das Winterhalbjahr (November-April) unterschieden. Diese Einteilung trägt den unterschiedlichen biogenen und anthropogenen Emissionsmustern sowie der thermisch bedingten Phasenverteilung in diesen Jahreszeiten Rechnung.

Die zweite Einflussgröße ist die **großräumige Luftmassenherkunft**. Die Bestimmung der Luftmassenherkunft erfolgte mit 96-h-Rückwärtstrajektorien für 200, 500 und 1500 m über Grund, die jeweils für 10:00 und 18:00 Uhr MEZ berechnet wurden (Draxler und Rolph, 2003; Rolph, 2003; Quelle: <http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.htm>). Für die Berechnung wird das GDAS-Modell angewandt (Global Data Assimilation System). Für Melpitz als EMEP-Level-3-Station stehen zusätzlich noch Sieben-Tages-Rückwärtstrajektorien (Flextra-Airmass-Trajectories, <http://www.nilu.no/projects/ccc/trajectories>) für 500 m, 1000 m und 1500 m über NN und 0:00, 6:00, 12:00 und 18:00 Uhr UTC zur Verfügung. Die Einteilung der Luftmassenherkünfte erfolgte in die zwei Fallgruppen „Ost“ und „West“ und orientierte sich an den beiden Hauptwindrichtungen (vgl. Abbildung

8). Die Zuordnung eines Messtages in den jeweiligen Anströmungssektor erfolgte nur dann, wenn über den Tag eine möglichst einheitliche Anströmung aus einem der Sektoren herrschte. Die relativ seltenen und eher untypischen Anströmungen von Nord und Süd sowie Tage mit einer unklaren oder wechselnden Anströmung wurden in der Kategorie „X“ zusammengefasst.

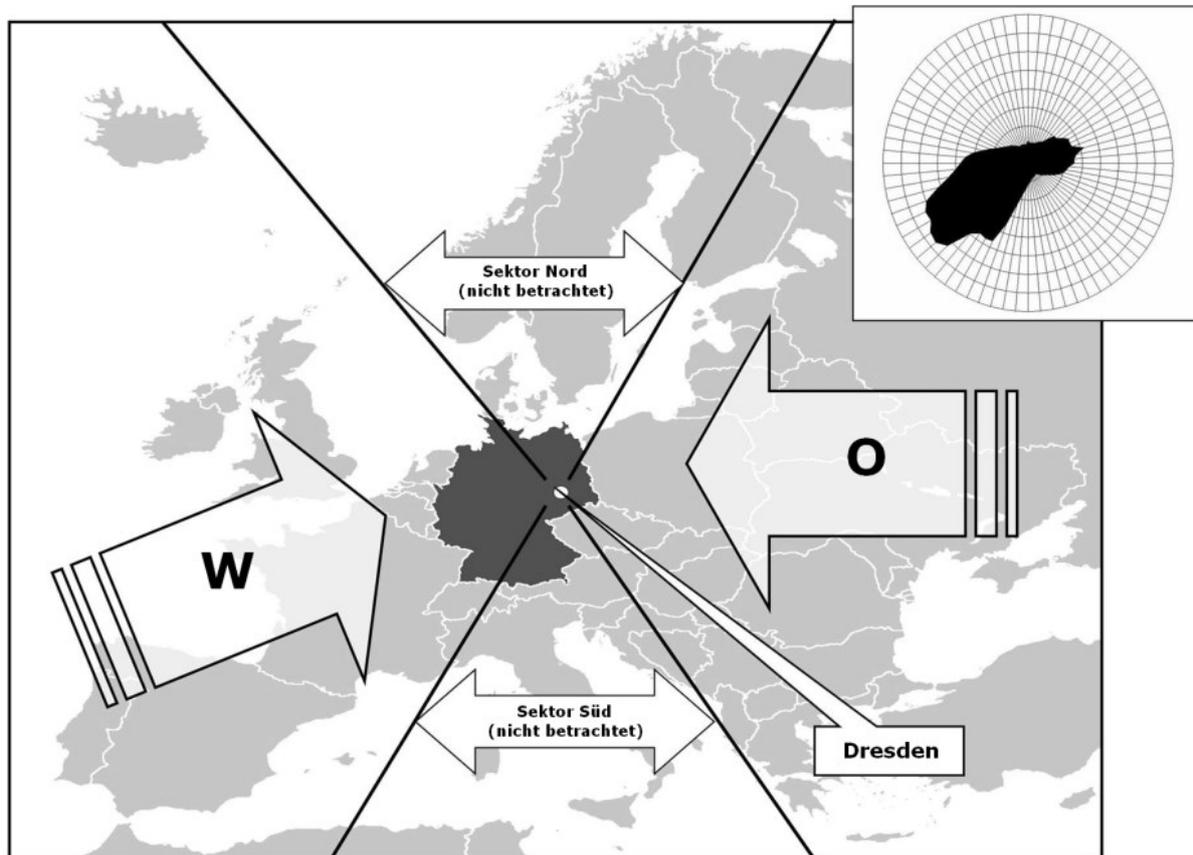


Abbildung 8: Lage von Dresden in Europa, und die beiden betrachteten großräumigen Anströmungen West (W) und Ost (O).. Es sind die Anströmungssektoren West (W, maritime und kontinentale Luftmassen) und Ost (O, kontinentale Luftmassen) gekennzeichnet. Zum Vergleich ist die Windrose der Messstation Melpitz gezeigt.

Die letzte Einflussgröße ist die **Tagesmitteltemperatur**, die hier für jeden Messtag jeweils mit der mittleren Temperatur innerhalb der Jahreszeit verglichen wurde: Tage, deren Tagesmitteltemperatur größer oder gleich der mittleren saisonalen Temperatur war, wurden als „Warm“ bezeichnet, Tage, bei denen das nicht der Fall war, als „Kalt“. Die für diese Einteilung verwendeten mittleren saisonalen Temperaturen betragen $15,5^{\circ}\text{C}$ im Sommerhalbjahr und $3,5^{\circ}\text{C}$ im Winterhalbjahr. Für die Bestimmung der Tagesmitteltemperaturen und der mittleren saisonalen Temperatur wurde jeweils auf Daten der DWD-Station Dresden-Klotzsche ($51,13^{\circ}\text{N}$, $13,76^{\circ}\text{O}$, 227m ü. NN) zurückgegriffen. Dies bot, neben der hohen Qualität und Verfügbarkeit der Daten, den Vorteil, dass diese Station in regionalen statistischen Klimamodellen explizit berücksichtigt wird, so dass für diese Station Klimaprojektionen vorhanden sind, die Aussagen über zukünftige erwartete Temperaturtrends liefern. Die mittleren saisonalen Temperaturen beziehen sich jeweils auf den Referenzzeitraum 11/1992-10/2011.

Insgesamt ergeben sich aus den drei genannten Parametern die in Tabelle 3 beschriebenen 12 Kategorien. Die Anzahl der Tage in jeder Kategorie ließ sich dabei in gewissem Umfang durch die Auswahl der Messtage anhand der Wettervorhersage steuern. Eine Übersicht aller in der Projektlaufzeit gewonnenen Einzelproben zeigt Anlage 1. Dieser Übersicht können auch einige Informationen zur meteorologischen Situation am Probenahmetag und zur zugehörigen Kategorie entnommen werden.

Tabelle 3: Kategorien für Tage mit Impaktorprobenahme in Dresden, Melpitz und Oberbärenburg. Die Bedeutungen der Zuordnungscodierungen zu den Kategorien sind am Ende von Anlage 1 vollständig aufgelistet. Die Auftrittswahrscheinlichkeit der einzelnen Kategorien bezieht sich auf den Zeitraum 11/1992-10/2011.

Kategorie	Saison	Anströmung	Temperatur	Auftrittswahrscheinlichkeit
SWW	Sommer	West	≥ 15,5°C (Warm)	14,6%
SWK	Sommer	West	< 15,5°C (Kalt)	14,7%
SOW	Sommer	Ost	≥ 15,5°C (Warm)	4,8%
SOK	Sommer	Ost	< 15,5°C (Kalt)	2,8%
WWW	Winter	West	≥ 3,5°C (Warm)	17,0%
WWK	Winter	West	< 3,5°C (Kalt)	9,4%
WOW	Winter	Ost	≥ 3,5°C (Warm)	2,6%
WOK	Winter	Ost	< 3,5°C (Kalt)	5,2%
SXW	Sommer	nicht eindeutig	≥ 15,5°C (Warm)	6,7%
SXK	Sommer	nicht eindeutig	< 15,5°C (Kalt)	6,8%
WXW	Winter	nicht eindeutig	≥ 3,5°C (Warm)	5,3%
WXK	Winter	nicht eindeutig	< 3,5°C (Kalt)	10,0%
Summe:				100%

2.6.2 Einfluss des urbanen Hintergrundes

Um den Einfluss des Stadtgebietes, d.h. des urbanen Hintergrundes im Lenschow-Ansatz (Abbildung 1), auf die PM₁₀-Situation abschätzen zu können, wurde für jeden Tag untersucht, welche der beiden außerhalb Dresdens gelegenen Stationen den regionalen Hintergrund widerspiegelt. Das Kriterium, um für einen gegebenen Messtag als Hintergrundstation zu gelten, war, dass die Station von der gleichen Luftmasse wie die Station in Dresden beeinflusst worden sein musste. Dies wurde anhand der PM₁₀-Massenkonzentrationen bestimmt: so zeigte sich, dass die PM₁₀-Massenkonzentration an der Station Melpitz an manchen Messtagen höher war als diejenige in Dresden. Dieses Verhalten kann mehrere Ursachen haben: Bei westlichen Anströmungen kann die Verschmutzung in Melpitz auf den Einfluss der Stadt Leipzig zurückzuführen sein. Ein anderer Grund kann sein, dass die Mischungsschicht über der Stadt Dresden aufgrund thermischer Effekte sowie der großen Rauigkeit der Stadtoberfläche an manchen Tagen etwas höher liegt als an ländlichen Stationen – dies würde dazu führen, dass die Luftmassen in der Stadt besser verdünnt werden und damit weniger verschmutzt sind. Schließlich kann auch die Lage Dresdens im Elbtalkessel eine Abkopplung von der Umgebung begünstigen. Während die in Talkesseln gelegentlich beobachteten Inversionswetterlagen oft zu einer hohen Luftverschmutzung an der Talsohle führen, könnten sie im Fall von Dresden auch den umgekehrten Effekt haben, wenn stark verschmutzte Luftmassen aus östlichen Richtungen über das Elbtal hinweg strömen, ohne die Situation am Talgrund nennenswert zu beeinflussen. Um eine Beeinflussung der Ergebnisse durch die genannten Effekte auszuschließen, wurde Melpitz an Tagen, an denen die dort gemessene PM₁₀-Massenkonzentration über derjenigen in Dresden lag, nicht als Hintergrundstation berücksichtigt.

An der Station Oberbärenburg wurde hingegen beobachtet, dass die PM₁₀-Massenkonzentrationen an manchen Wintertagen so gering sind, dass der Effekt nicht allein durch die Lage im regionalen Hintergrund erklärt werden konnte. Stattdessen liegt die Vermutung nahe, dass die Station an den betreffenden Messtagen aufgrund ihrer Höhenlage über der Grenzschicht lag. In solchen Fällen wurde Oberbärenburg nicht als Hintergrundstation verwendet.

Die Kombination beider Ausschlusskriterien führte dazu, dass an einigen der 85 Messtage weder Melpitz noch Oberbärenburg den Hintergrund repräsentierte, während an anderen Tagen eine oder zwei Hintergrundstationen verwendet werden konnten. Tage, für die keine Hintergrundstation identifiziert werden konnte, wurden für die hier beschriebene Auswertung nicht weiter betrachtet. Die restlichen Tage wurden, wie oben bereits für die Station Dresden beschrieben, wieder in Kategorien eingeteilt und für die Berechnung von Mittelwerten verwendet, so dass die mittlere PM₁₀-Massenkonzentration und -zusammensetzung in jeder Kategorie sowohl in Dresden als auch im regionalen Hintergrund bekannt war. Lagen an einem Tag sowohl Melpitz als auch Oberbärenburg im regiona-

len Hintergrund, so wurde der Mittelwert der Messwerte beider Stationen als regionaler Hintergrund angesehen. Für jede Kategorie wurde schließlich die Differenz der Mittelwerte aus Dresden zu den Mittelwerten an den Hintergrundstationen berechnet – dies entspricht der im urbanen Hintergrund emittierten oder entstandenen Partikelmasse. In Anlage 1 ist die jeweilige Hintergrundstation für die Messtage vermerkt.

2.7 Klimaprojektionen und daraus abgeleitete Parameter

Globale Klimamodelle, beispielsweise ECHAM5 (Roeckner et al., 2006), sind sogenannte dynamische Modelle, d.h. sie berücksichtigen im Idealfall alle klimatologisch relevanten physikalischen Prozesse (einschließlich Sonnenaktivität, Wolkenalbedo, Änderungen der globalen Oberflächenbeschaffenheit usw.). Aufgrund der zahlreichen Prozesse, Wirkungsketten und Rückkopplungen in der Atmosphäre sowie der Größe der Erde sowie des untersuchten Zeitraums (meist über 100 Jahre) stellen solche Modelle extrem hohe Anforderungen an die verwendete Rechnerinfrastruktur. Aufgrund der relativ groben räumlichen Auflösung globaler Modelle ist eine kleinräumige Interpretation der Ergebnisse, beispielsweise in der Größenordnung des Freistaates Sachsen, jedoch nicht zulässig. Aus diesem Grund wurden regionale Klimamodelle entwickelt, die die räumliche und klimatische Heterogenität eines begrenzten Gebietes besser abbilden können. Die von globalen Modellen berechneten Klimatrends dienen dabei als Randbedingungen und geben den Rahmen, innerhalb dessen die Regionalisierung berechnet wird, vor. Dieser Ansatz wird als „nesting“ bzw. „downscaling“ bezeichnet.

Regionalisierungen unterscheiden sich grundlegend hinsichtlich der Methoden, mittels derer klimatische Änderungen modelliert werden. Dynamische Ansätze (*Regional Climate Models*, RCM) streben eine *physikalische* Beschreibung der atmosphärischen Vorgänge (z.B. den Luv- und Lee-Effekt von Gebirgen) und Wechselwirkungen auf der regionalen Ebene an. Sie bedienen sich dazu der mathematischen Repräsentierung in diskretisierter Form, d.h., auf einem Gitter und in Form von Zeitschritten. Im Grunde setzen sie die Herangehensweise von Globalmodellen (Global Climate Models, GCM) fort, indem in einer Teilregion mit einer höheren Auflösung als das GCM gerechnet und die Information an der Berandung dieser Region durch ein GCM eingefügt wird. Die Ansätze besitzen auch statistische Komponenten, beispielsweise Verfahren, mit denen Prozesse, die unterhalb der Modellauflösung sind, beschrieben werden (Parametrisierungen). Hoch entwickelte RCM sind, wie auch GCM, nur unter Einsatz erheblicher Rechnerressourcen, also nur in sehr wenigen Realisierungen für die Zukunftsszenarien, zu betreiben. Neueste Modelle werden mit einer horizontalen Auflösung bis zu einer Größenordnung von 10 x 10 km betrieben, wobei die Modellgruppen aus Gründen der Repräsentativität das Zusammenfassung von mindestens 3 x 3 Gitterpunkten empfehlen.

Demgegenüber gehen empirisch-statistische Verfahren (Empirical Statistical Downscaling, ESD) einen anderen Weg. Sie basieren auf der Prämisse, dass es Verbindungen zwischen der großräumigen meteorologischen Bedingungen (und deren Veränderungen) und dem regionalen Klima gibt. Dazu werden im Zuge eines Lernprozesses statistische Beziehungen zwischen den unterschiedlichen Skalen entwickelt. Die Re-Identifikation dieser Beziehungen in Projektionen eines dynamischen Modells bildet die Basis für die statistische Beschreibung eines zukünftigen Klimas, das die Signatur des Klimawandels trägt. Eine mögliche Implementierung von ESD-Verfahren sind Algorithmen, so genannte Wettergeneratoren, die aus Segmenten des beobachteten Klimas nach einem Regelwerk Zeitreihen eines geänderten Klimas synthetisieren. Dieses Regelwerk berücksichtigt die Änderungen der großräumigen Bedingungen und bewirkt, dass bestimmte mit ihnen verbundene Episoden (beispielsweise warme Abschnitte oder trockene Abschnitte) bei der Synthese häufiger verwendet werden. Statistische Methoden können mit sehr wenig Rechneraufwand betrieben werden. Sie liefern Zeitreihen mit zahlreichen Varianten eines zukünftigen Klimas, deren Auflösung die Dichte des genutzten Stationsnetzes ist. ESD stellen ambitionierte Anforderungen an die Fähigkeiten dynamischer Modelle, den Klimawandel statistisch zutreffend anzunähern und damit die Verfahren in die Lage versetzen, ein möglichst realistisches zukünftiges Klima zusammensetzen.

Beiden Verfahren haben gemeinsam, dass die Ergebnisse bezüglich eines modellierten mittleren zukünftigen Klimazustands relativ belastbare Ergebnisse liefern und dass bei der Beschreibung von Extremen besonderer Entwicklungsbedarf vorhanden ist.

Aufgrund der prinzipiell unterschiedlichen Berechnungsweisen und jeweils spezifischen Stärken und Schwächen jedes Modells ist es ratsam, möglichst viele Modelle zu betrachten, um verlässliche Aussagen zu erlangen. Im Projekt REGKLAM wurden deshalb fünf regionale Klimamodelle verwendet, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Alle Modelle werden mit dem Globalmodell ECHAM5, das mit dem Ozeanmodell MPI-OM gekoppelt wurde, angetrieben (Roeckner et al., 2006).

REMO (Regionales Modell) ist ein dynamisches Klimamodell auf der Basis eines vom DWD entwickelten europäischen Modells (Jacob et al., 2008). Durch zweimaliges *nesting* konnte hier eine Auflösung von $0,088^\circ$, entsprechend ca. 10 km, erreicht werden.

CLM 3 (climate local model), ist ebenfalls ein dynamisches Modell, das im Gegensatz zu REMO auch die Vertikalbewegung von Luftpaketen berücksichtigt (es ist damit ein sogenanntes nicht-hydrostatisches Vorhersagemodell; Hollweg et al., 2008). Aus diesem Grund kann CLM 3 Daten mit sehr hoher räumlicher Auflösung (bis 3 km) generieren und wurde vom wissenschaftlichen Lenkungsausschuss des DKRZ (Deutsches Klimarechenzentrum) als Referenzmodell für die Ausführung regional hochaufgelöster Klimasimulationen in Europa festgelegt. Im Falle von REGKLAM beträgt die Auflösung des Modells $0,2^\circ$ (etwa 20 km).

WETTREG (Version 2006), **WETTREG (Version 2010)** und **WEREX IV** wurden von der CEC Potsdam GmbH entwickelt und sind statistisch-dynamische Methoden. WETTREG (v2006) und WETTREG (v2010) (das Akronym steht für Wetterlagenbasierte Regression) sind dabei Modelle für Deutschland (Spekat et al., 2007), während das ältere WEREX IV (Wetterlagenbasierte Regression für Extremwerte) (Spekat et al., 2006) speziell für Sachsen entwickelt wurde. Die Auflösung der Modellvarianten entspricht jeweils der räumlichen Verteilung der verwendeten Stationsdichte.

Für das Globalmodell ECHAM5+MPI-OM wurden Simulationsläufe mehrere Szenarien, die sich hinsichtlich der zukünftig erwarteten CO_2 -Emissionen unterscheiden, durchgeführt. Einige dieser Szenarien konnten deshalb auch auf regionaler Ebene modelliert werden:

Szenario A1B beschreibt eine Welt mit hohem Wirtschaftswachstum und modernen, effizienten Technologien. Einkommensunterschiede nehmen ab, die Weltbevölkerung wächst bis ca. 2050. Energiequellen sind sowohl fossiler als auch nichtfossiler Natur. Für dieses Szenario wurden Modellläufe mit allen im Rahmen von REGKLAM verwendeten Regionalmodellen durchgeführt.

Szenario A2 beschreibt eine sehr heterogene Welt mit großen Einkommensunterschieden. Die wirtschaftliche Entwicklung und der technologische Fortschritt erfolgen langsamer. Die Bevölkerung wächst kontinuierlich. Für dieses Szenario liegen nur Modellläufe ausgewählter Regionalmodelle vor.

Szenario B1 beschreibt eine Welt, in der ökonomische, soziale und ökologische Probleme durch globales, gemeinschaftliches Handeln überwunden werden. Einkommensunterschiede nehmen ab, die Weltbevölkerung wächst bis ca. 2050 (wie Szenario A1B). Wirtschaftlich entwickelt sich vor allem der Dienstleistungssektor. Auch dieses Szenario wurde nicht mit allen Regionalmodellen modelliert.

Da ausschließlich das Szenario A1B von allen Regionalmodellen behandelt wurde, beschränkt sich die vorliegende Arbeit auf eben dieses Szenario. Für die fünf Modelle liegen dabei teilweise mehrere Modellläufe (Realisierungen) vor, welche sich hinsichtlich einiger Randbedingungen und anderer Parameter unterscheiden, aus heutiger Sicht aber mit gleicher Wahrscheinlichkeit auftreten. Im Einzelnen sind das für REMO eine, für CLM 3 zwei, für WETTREG (v2006) drei, für WETTREG (v2010) zehn und für WEREX IV drei Realisierungen. Aus den unterschiedlichen Realisierungen jedes Modells wurde dabei zunächst das Temperaturmittel gebildet, so dass für jedes Modell ein Jahresgang der Temperatur erhalten wurde (vgl. Darstellung der Jahresgänge in Abbildung 9). Der Referenzzeitraum 11/1992-10/2011 wurde dabei gewählt, um mit den im vorigen Abschnitt beschriebenen Langzeituntersuchungen zur Häufigkeit des Auftretens einzelner Kategorien konsistent zu bleiben. Die für die Auswertung verwendeten und in der Abbildung gezeigten Daten beziehen

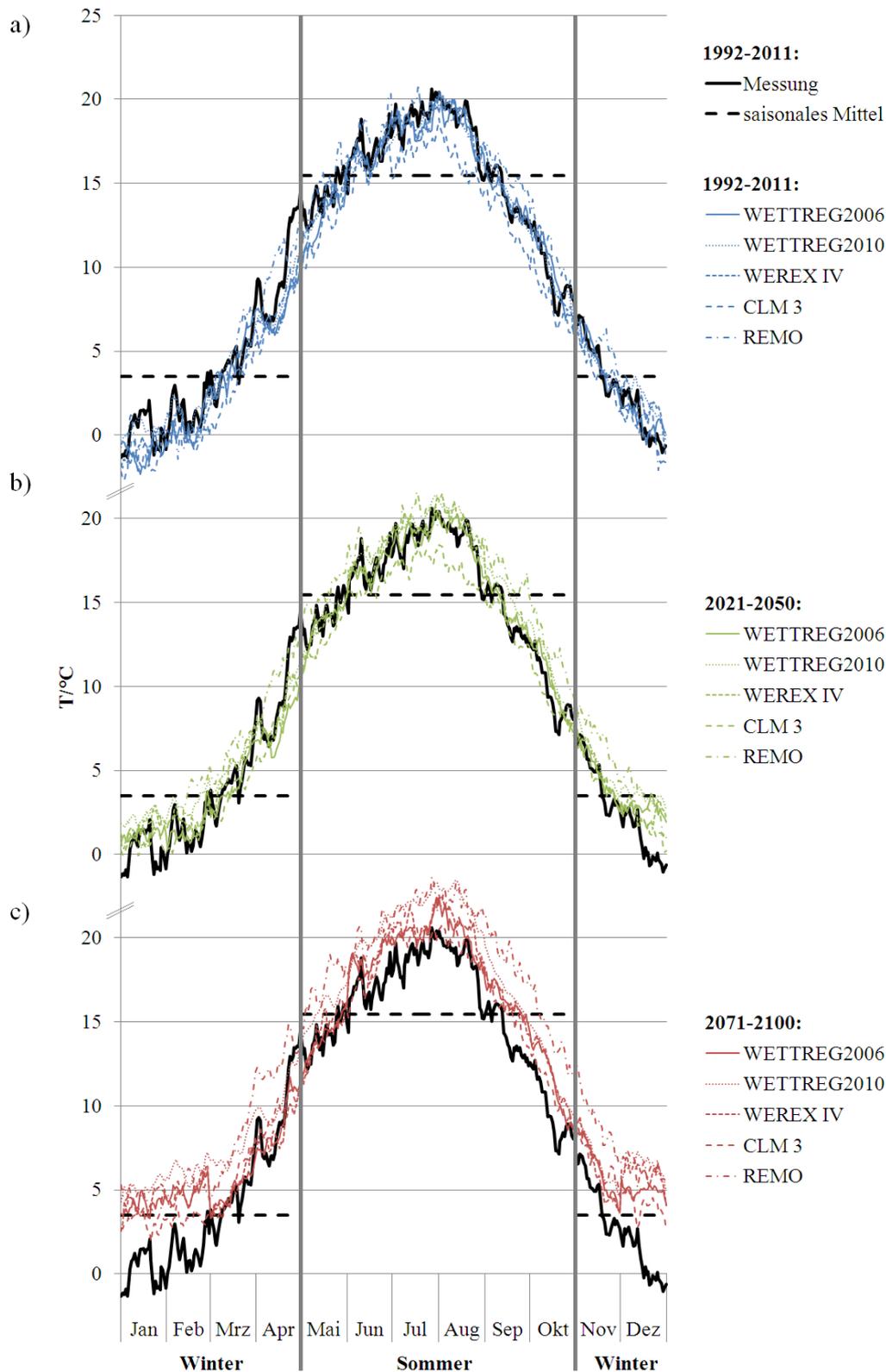


Abbildung 9: Der Jahresgang der gemessenen Tagesmitteltemperatur und die daraus berechneten saisonalen Mitteltemperaturen (11/1992-10/2011) sowie die von fünf regionalen Klimamodellen modellierten Temperaturen a) im Referenzzeitraum (11/1992-10/2011), b) im Zeitraum 01/2021-12/2050 und c) im Zeitraum 01/2071-12/2100. Die Modelle geben den heutigen Temperaturverlauf gut wieder. Man erkennt, dass die prognostizierte Temperaturzunahme vor allem in der 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts in den Wintermonaten erfolgt.

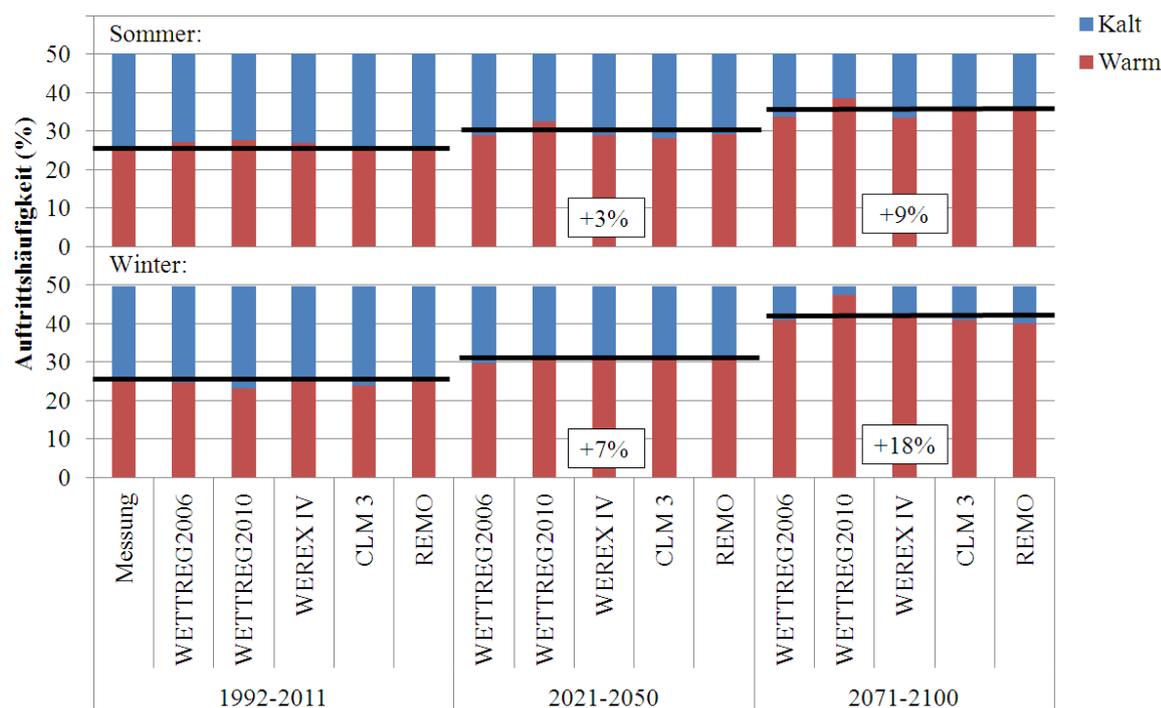


Abbildung 10: Übersicht über die Zunahme „warmer“ Tage im Sommer (oben) und im Winter (unten): Im Referenzzeitraum (links) sind erwartungsgemäß etwa 50% aller Tage „kalt“ und 50% „warm“. Im Zeitraum 2021-2050 steigt der Anteil warmer Tage um 6 Prozentpunkte im Sommer und um 14 Prozentpunkte im Winter, im Zeitraum 2071-2100 beträgt der Anstieg 18 Prozentpunkte im Sommer und 36 Prozentpunkte im Winter.

sich im Falle der Messungen sowie der Modelle WETTREG (v2006), WETTREG (v2010) und WEREX IV auf die Station Dresden-Klotzsche (51,13°N, 13,76°O), während bei den dynamischen Modellen jeweils die nächstgelegenen Gitterpunkte verwendet wurden (bei CLM 3: 51,00°N, 13,80°O, bei REMO: 51,05°N, 13,72°O). Obwohl das Diagramm zeigt, dass sich die Modelle leicht unterscheiden, ergibt sich insgesamt ein eindeutiges Bild: zum einen zeigt sich, dass die Modelle den heutigen Jahresgang recht gut wiedergeben, zum anderen wird deutlich, dass die Temperaturen, insbesondere in den Wintermonaten, in Zukunft aller Voraussicht nach ansteigen werden. Der Anstieg findet vor allem in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts statt (Zeitraum 2071-2100). Steigende Tagesmitteltemperaturen können dazu führen, dass die Temperaturgrenze, die den Unterschied zwischen „warmen“ und „kalten“ Tagen markiert, von zunehmend mehr Tagen überschritten wird. So zeigt Abbildung 9, dass die Anzahl „kalter“ Tage insbesondere in den Wintermonaten erheblich sinken wird. Zählt man für jede Klimaprojektion, d.h. für jede modellierte Zeitreihe, die kalten und die warmen Tage, so erhält man das in Abbildung 10 dargestellte Ergebnis: Während heute in jeder Jahreszeit definitionsgemäß eine Hälfte der Tage warm und die andere Hälfte kalt ist, steigt der Anteil warmer Tage im Zuge der globalen Erwärmung an. Die Erwärmung macht sich dabei vor allem in den Wintermonaten bemerkbar, so dass kalte Tage hier kaum noch auftreten. Damit sinkt auch die Bedeutung kalter Tage für den Jahresmittelwert der in Dresden gemessenen Feinstaubbelastung.

Geht man davon aus, dass sich die Zusammensetzung des Feinstaubes innerhalb einer Kategorie nicht ändert, so kann mit den hier vorgestellten Werkzeugen (Kategorisierung der Messtage und Untersuchung der Auftretshäufigkeiten dieser Kategorien in der Zukunft) über die Bildung gewichteter Mittelwerte eine Abschätzung über die zukünftige mittlere Partikelmassenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden gegeben werden. Im Folgenden wird, nach einer Charakterisierung der heutigen Situation, für zwei Szenarien möglicher Zukünfte jeweils eine solche Abschätzung durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Situation heute

3.1.1 Gesamtsituation in Dresden

Die chemische Zusammensetzung der größen aufgelösten PM₁₀-Aerosolpartikel in den einzelnen Kategorien ist in Abbildung 11a gezeigt. Dabei wird deutlich, dass sich die Partikelbelastung in Abhängigkeit von der Jahreszeit, der großräumigen Anströmung und der Temperatur massiv unterscheiden kann, was im Nachhinein auch die vorgenommene Einteilung in Kategorien rechtfertigt. In Übereinstimmung mit früheren Messungen (Spindler et al., 2004b, Spindler et al., 2010, Spindler et al., 2012) zeigt sich, dass die Immissionen im Sommer wesentlich geringer sind als im Winter. Dies kann zum einen mit der Flüchtigkeit volatiler Substanzen (z.B. Ammoniumnitrat und bestimmte organische Verbindungen) erklärt werden, aber auch mit einer allgemein höheren Mischungsschichthöhe und den im Sommer häufigeren Niederschlagsereignissen. Der erste der letztgenannten Effekte führt dabei zu einer besseren Verteilung der Partikel (Verdünnung), der zweite führt zu einem Auswaschen der Partikel aus der Atmosphäre. Darüber hinaus erfolgen in den Sommermonaten weniger Emissionen von Partikeln und Partikelvorläufersubstanzen aus Heizungsanlagen. Andererseits kann speziell der OM-Gehalt im Sommer durch biogene Emissionen (Wachs-Abrieb von Blattoberflächen; Tran et al., 1997), aufkondensierte Organika und organische Säuren gegenüber dem Winter vergrößert sein (Metzger et al., 2006).

Vor allem in den Winterkategorien zeigt sich ferner, dass Luftmassen aus östlichen Anströmungen deutlich stärker verschmutzt sind als solche aus westlichen Richtungen. Auch diese Beobachtung kann auf mehrere Ursachen zurückgeführt werden: zum einen sind kontinentale Luftmassen im Allgemeinen bereits von Natur aus stärker mit Partikeln belastet als maritime Luftmassen. Im Fall von Dresden tragen zusätzlich auch die Emissionen aus den industrialisierten und dicht besiedelten Gebieten in Tschechien und Südpolen zu den hohen Partikelmassenkonzentrationen bei östlichen Anströmungen bei – die Emissionen können dabei sowohl direkt als auch indirekt erfolgen. Der große anthropogene Einfluss manifestiert sich in hohen Konzentrationen an Sulfat, OM, EC und einzelnen organischen Tracern. Zum anderen zeichnen sich östliche Anströmungen durch vergleichsweise kalte Temperaturen, seltene Niederschläge und niedrigere Mischungsschichthöhen aus – alle diese meteorologischen Parameter begünstigen hohe Partikelmassenkonzentrationen. Schließlich beobachtet man, dass auch die Temperatur die gemessene Partikelmassenkonzentration beeinflusst. Dem kann, wie bereits angesprochen, die verringerte Flüchtigkeit volatiler Substanzen bei niedrigen Temperaturen zugrunde liegen. Des Weiteren ist denkbar, dass sich die Emissionsmuster bei kalten Temperaturen ändern (vermehrte Emissionen aus Heizungsanlagen). Insgesamt ergibt sich, dass insbesondere kalte Wintertage mit östlichen (oder unklaren) Anströmungen sehr hohe PM₁₀-Massenkonzentrationen zeigen.

Die Häufigkeiten der so charakterisierten Kategorien sind aus langjährigen Beobachtungen bekannt (Tabelle 3, Seite 20). Zusammen mit der im Rahmen von REGKLAM experimentell durchgeführten Charakterisierung der Partikelzusammensetzung in den einzelnen Kategorien kann daraus über die Bildung des gewichteten Mittelwertes das Jahresmittel der heutigen Partikel-Massenkonzentration und -zusammensetzung errechnet werden (Abbildung 11b). Man erkennt, dass im Jahresmittel die höchste Partikelmassenkonzentration auf Stufe 3 gefunden wird und dass diese Partikel vor allem aus ionischen Bestandteilen (Ammonium, Sulfat und Nitrat) sowie Ruß (EC), organischem Material, Wasser und einem nicht identifizierten „Rest“ bestehen. Kleinere Partikel sind durch besonders hohe Anteile an OM und EC sowie, damit zusammenhängend, vergleichsweise geringe Wasseranteile gekennzeichnet. Bei größeren Partikeln hingegen finden sich hohe Anteile an Krustenmaterial und dem nicht identifizierten Rest. Insgesamt beträgt die PM₁₀-Massenkonzentration in Dresden im Jahresmittel $(18,3 \pm 2,3) \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei die Standardabweichung die natürliche Variabilität wiedergibt. Die gesundheitlich bedenklichen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAKs) haben in der Summe eine Massenkonzentration von $(8,2 \pm 2,1) \text{ng}/\text{m}^3$, hinzu kommen oxygenierte PAKs mit $(1,2 \pm 0,4) \text{ng}/\text{m}^3$. Ferner finden sich metallische Spurenelemente wie Pb mit Massenkon-

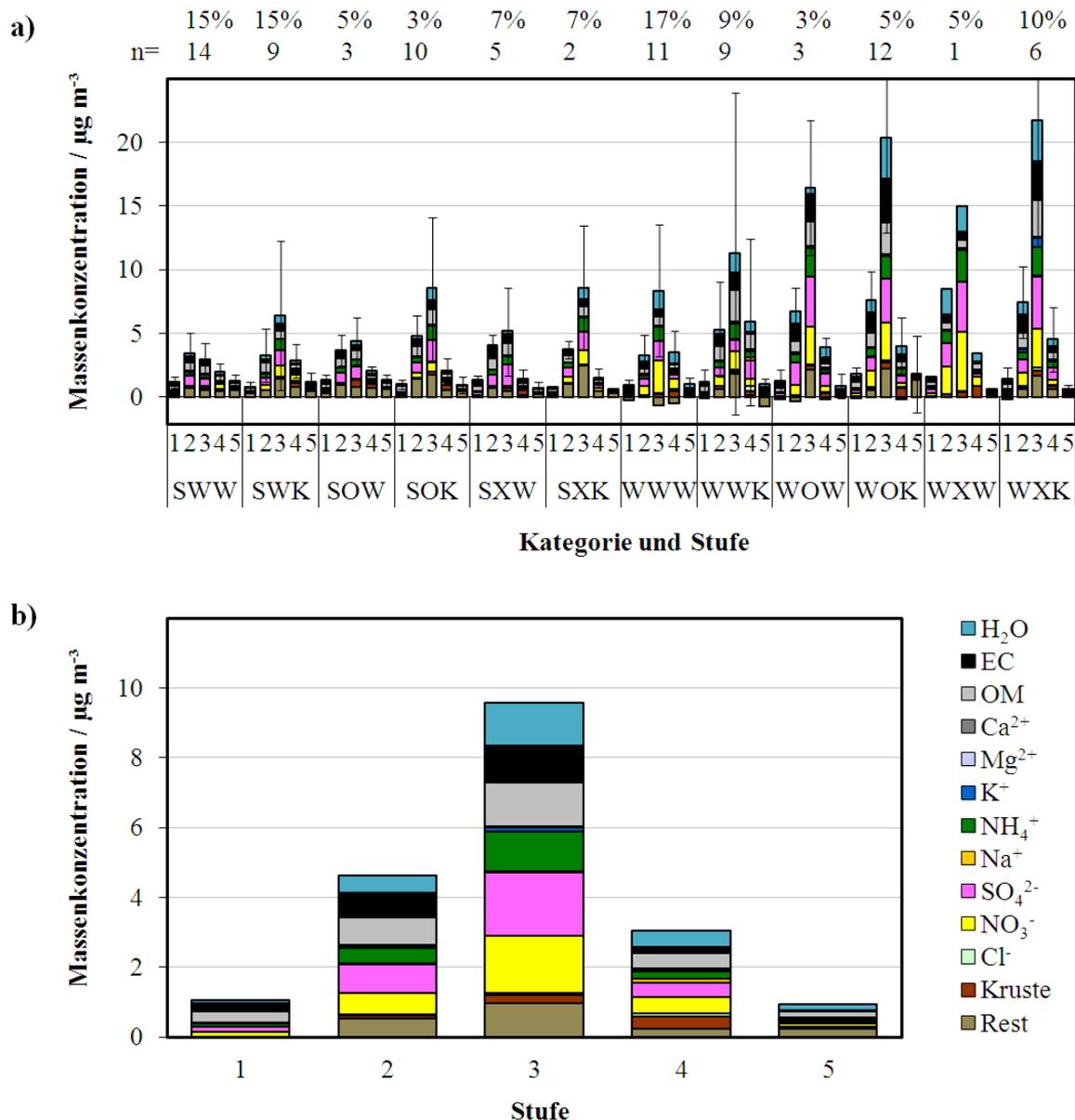


Abbildung 11: a) Größen aufgelöste chemische PM₁₀-Zusammensetzungen in den einzelnen Kategorien. Über dem Diagramm ist die Auftrittshäufigkeit jeder Kategorie im Zeitraum 11/1992-10/2011 sowie die Anzahl der beprobten Messtage angegeben. b) Aus dem gewichteten Mittel ergibt sich die mittlere PM₁₀-Zusammensetzung in Dresden für den Zeitraum 11/1992-10/2011.

zentrationen von (13 ± 2) ng/m³, Cu mit $(8,6 \pm 5,6)$ ng/m³, Cr mit $(2,1 \pm 0,8)$ ng/m³ und As mit $(1,1 \pm 0,5)$ ng/m³. Der *carbon preference index* CPI, der sich gemäß Gleichung (1) aus dem Verhältnis der summierten Massenkonzentrationen ungeradzahligter n-Alkane (C₂₁ bis C₃₃) zur summierten Massenkonzentration geradzahligter n-Alkane (C₂₀-C₃₂) berechnet, liegt für anthropogene Emissionen, z.B. aus der Dieselerbrennung, bei einem Wert nahe eins, weil n-Alkane mit gerader und ungerader C-Atomanzahl in gleicher Konzentration vorhanden sind. Demgegenüber bestehen biogene Alkan-Emissionen, die hauptsächlich aus Pflanzenwachsen stammen, vor allem aus Molekülen mit einer ungeraden Anzahl C-Atome, weshalb der CPI in diesem Fall größer als eins ist. Im heutigen Jahresmittel zeigen die PM₁₀-Aerosolpartikel in Dresden einen CPI-Wert von 1,78, wobei der biogene Anteil bei größeren Partikeln höher ist (CPI auf Stufe 1: 1,70; Stufe 2: 1,66; Stufe 3: 1,54; Stufe 4: 2,80; Stufe 5: 4,89, vgl. Sicre et al., 1990; Kavouras et al., 1998).

$$\text{CPI} = \frac{[C_{21}] + [C_{23}] + [C_{25}] + [C_{27}] + [C_{29}] + [C_{31}] + [C_{33}]}{[C_{20}] + [C_{22}] + [C_{24}] + [C_{26}] + [C_{28}] + [C_{30}] + [C_{32}]} \quad (1)$$

mit: $[C_n]$ = Massenkonzentration des n-Alkans mit der Kettenlänge n

3.1.2 Einfluss des urbanen Hintergrundes

Zieht man von den gemittelten Werten in Dresden in jeder Kategorie die gemittelten Werte der jeweiligen Hintergrundstation(en) ab, so erhält man denjenigen Anteil des Feinstaubes, der im urbanen Hintergrund der Stadt generiert wird. Dieser Beitrag ist für jede Kategorie in Abbildung 12a gezeigt (die Anzahl der Messtage ist hier etwas geringer als in Abbildung 11, da für einige Tage keine geeignete Hintergrundstation gefunden wurde). Abbildung 12b zeigt das daraus errechnete gewichtete Mittel, welches den Einfluss des Stadtgebietes auf den PM_{10} -Jahresmittelwert in Dresden quantifiziert. Dabei zeigt sich, dass insbesondere kleine Partikel im Stadtgebiet generiert werden, der Anteil der im urbanen Hintergrund erzeugten Masse beträgt auf Stufe 1 rund 31%. Auf einer absoluten Skala erfolgt der Massezuwachs vor allem auf Stufe 3 mit $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Partikel der Stufe 5 werden hingegen eher an den ländlichen Stationen gefunden, so dass die Differenz für diese Partikelklasse negativ ist. Insgesamt erzeugt der urbane Hintergrund der Stadt 7,8% der PM_{10} -Masse (d.h. $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Der durch den urbanen Hintergrund verursachte, städtische Anteil ist damit nur etwa halb so groß wie der in einer früheren Arbeit an einer stärker verschmutzten Verkehrsstation gefundene Wert von 15% (Gnauk et al., 2011; an der dort untersuchten Station stammten 52% des PM_{10} aus dem regionalen Hintergrund, 15% aus dem urbanen Hintergrund und 33% aus der unmittelbaren Umgebung, d.h. der nahegelegenen Straße). Dass der Anteil des urbanen Hintergrundes an der PM_{10} -Masse zwischen 2006-2007 (dem Messzeitraum der Arbeit von Gnauk et al., 2011) und dem Zeitraum 2008-2012 (dem Messzeitraum dieser Arbeit) gesunken ist, könnte möglicherweise auf erste Erfolge lufthygienischer Reinhaltemaßnahmen im urbanen Bereich zurückgeführt werden.

Der Massezuwachs des PM_{10} in der Stadt ist vor allem auf organisches Material ($0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Wasser ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Sulfat ($0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Ruß ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zurückzuführen. Jeder dieser Bestandteile wird zu über 10% in der Stadt erzeugt. Auch die Immissionen von PAKs (26%), Oxy-PAKs (20%) und Metallen (jeweils 10-40% des As, Cr, Cu, Cd und Pb) stammen zu erheblichen Teilen aus urbanen Quellen. Dies ist insbesondere auf Stufe 1 sichtbar, wo die Anteile aus urbanen Quellen oftmals noch größer sind. So stammen auf dieser Stufe 46% der PAKs, 41% der Oxy-PAKs, 68% des Cd, 48% des As und 40% des Pb aus dem urbanen Raum.

Das Konzentrations-Verhältnis zwischen Benzo[e]pyren (BeP) und der Summe aus Ben-zo[a]pyren (BaP) und Benzo[e]pyren (Gleichung (2)) ist ein relatives Maß für die "oxidative Alterung" einer Luftmasse (van Pinxteren et al., 2009), da Benzo[a]pyren schneller oxidativ abgebaut wird als Benzo-[e]pyren.

$$A = \frac{[\text{Benzo[e]pyren}]}{[\text{Benzo[a]pyren}] + [\text{Benzo[e]pyren}]} \quad (2)$$

mit: $[x]$ = Massenkonzentration der Substanz x

Dieses Verhältnis steigt mit zunehmender Alterung an. Es zeigt sich, dass der aus dem urbanen Hintergrund stammende Anteil mit einem Wert von 0,43 etwas jünger ist als die insgesamt in Dresden gemessene PM_{10} -Masse mit einem Wert von 0,48. Dies bestätigt, dass der urbane Anteil des PM_{10} tatsächlich aus der näheren Umgebung der Station Winckelmannstraße in der Stadt stammt.

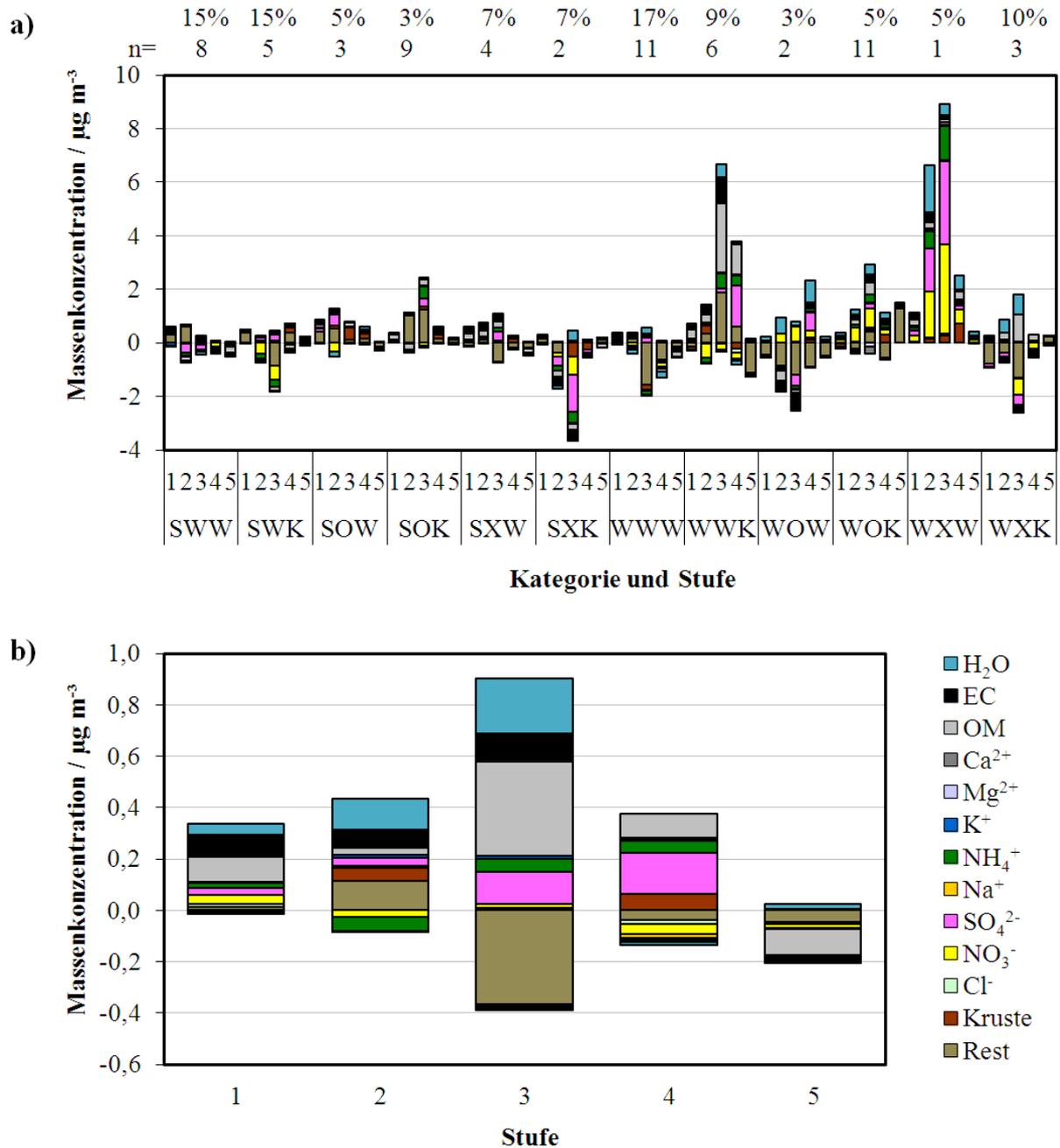


Abbildung 12: a) Anteil des PM₁₀ aus dem Stadtgebiet von Dresden für alle Kategorien. b) Das gewichtete Mittel gibt den Einfluss des Stadtgebietes auf den Jahresmittelwert der PM₁₀-Massenkonzentration in Dresden an.

Insgesamt ergibt sich, dass der aus dem urbanen Raum stammende Anteil des PM₁₀ hauptsächlich durch anthropogen emittierte Stoffe geprägt ist und dass die Emissionen relativ frisch sind.

3.2 Szenario 1: Temperaturanstieg

3.2.1 Gesamtsituation in Dresden

Um den Einfluss des klimabedingten Temperaturanstiegs auf die Feinstaubsituation in Dresden untersuchen zu können, wurden die in Tabelle 3 (S. 20) beschriebenen und in Abbildung 11 (S. 26) charakterisierten Kategorien zunächst in vier Gruppen zusammengefasst (Sommer Warm, Sommer Kalt, Winter Warm und Winter Kalt, vgl. Abbildung 13). Den unterschiedlichen Häufigkeiten von westlichen, östlichen und sonstigen Anströmungen wurde dabei über die Bildung des gewichteten Mittelwertes Rechnung getragen. Jede der so definierten Gruppen hat, wie erwartet, im Referenzzeitraum eine Auftrittshäufigkeit von etwa einem Viertel. Das gewichtete Mittel beschreibt wieder die heutige Situation, die in Abbildung 13b zum Vergleich nochmals dargestellt ist. Zusammen mit den in Abbildung 10 (S. 24) ermittelten zukünftigen Auftrittswahrscheinlichkeiten (IPCC-Szenario A1B) können aus den vier Gruppen die künftig erwarteten PM₁₀-Massenkonzentrationen und -zusammensetzungen berechnet werden (Abbildung 13b). Dabei erkennt man, dass die PM₁₀-Massenkonzentrationen insgesamt leicht sinken werden. Die erwarteten Änderungen sind in Tabelle 5 detailliert dargestellt. Es ergibt sich ein fallender Trend der Massen in allen fünf Größenklassen, insbesondere aber auf Stufe 3. Die PM₁₀-Massenkonzentration wird demnach voraussichtlich von heute ($18,3 \pm 2,3$) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf ($15,3 \pm 2,0$) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Zeitraum 2071-2100 sinken. Der Rückgang der Masse geht insbesondere auf verringerte Massenkonzentrationen an Ammonium, Sulfat, organischem Material und Ruß zurück, was Substanzen sind, die hauptsächlich durch anthropogene Emissionen verursacht werden. Da ein Teil dieser Emissionen auf Heizungssysteme zurückzuführen ist, scheint ein Rückgang der entsprechenden Emissionen bei steigenden Temperaturen plausibel zu sein (sinkender Heizbedarf im Winter).

Daneben trägt auch der unidentifizierte Rest einen Teil zum Masserückgang bei. Überraschenderweise schlägt sich die Flüchtigkeit von Ammoniumnitrat nicht in sinkenden Werten für Nitrat wieder. Die Massenkonzentrationen der weitestgehend anthropogen emittierten und gesundheitlich problematischen PAKs und Oxy-PAKs sinken bis 2100 um jeweils über 50%. Da hierzu mit Reten und Benzo[b]naphtho[1,2-d]thiophen auch zwei Indikatorsubstanzen für Holz- bzw. Braunkohleverbrennung zählen, bestätigt dieser Befund die weiter oben gemachte Vermutung über sinkende Emissionen aus Heizungssystemen. Auch die Konzentrationen der Hopane, die als Indikatoren für Ölverbrennungsprozesse dienen, sinken bis 2071-2100 um 50%. Analog sinken auch die Konzentrationen der meisten toxischen Spurenmetalle, während Calcium, Aluminium und das daraus berechnete Krustenmaterial eine leicht steigende Tendenz zeigen, was darauf hindeutet, dass der Anteil mineralischen Grobstaubes an Bedeutung gewinnen kann. Der CPI-Index, der von seinem heutigen Wert (1,78 für PM₁₀) auf 1,88 (2021-2050) bzw. 2,13 (2071-2100) steigt, deutet auf sinkende anthropogene Emissionen und einen steigenden biogenen Einfluss hin.

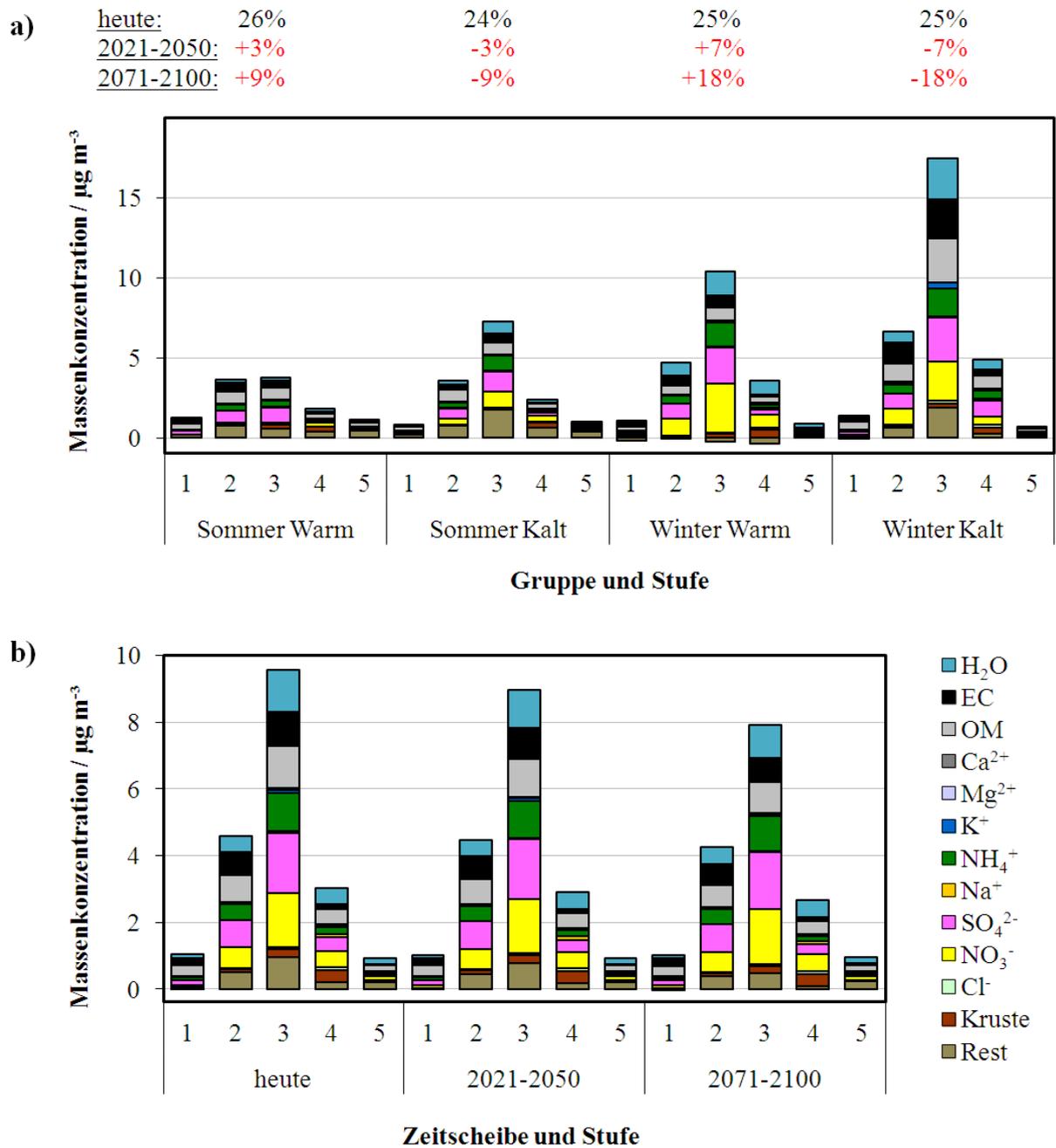


Abbildung 13: a) Aus den Kategorien gebildete Gruppen, ihre heutigen Häufigkeiten sowie deren erwartete Änderungen. b) Daraus abgeschätzte PM₁₀-Zusammensetzung.

Tabelle 4: Änderung der PM₁₀-Massenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden (Szenario 1).

Substanz	Änderung bis 2021-2050		Änderung bis 2071-2100	
	absolut (µg/m ³)	relativ (%)	absolut (µg/m ³)	relativ (%)
Masse Stufe 1	- 0,02	- 1,9	- 0,05	- 4,6
Masse Stufe 2	- 0,18	- 4,3	- 0,50	- 11,5
Masse Stufe 3	- 0,75	- 8,3	- 2,08	- 22,8
Masse Stufe 4	- 0,14	- 5,0	- 0,39	- 13,8
Masse Stufe 5	±0,00	- 0,1	±0,00	- 0,1
PM ₁₀	- 1,10	- 6,0	- 3,02	- 16,5
Chlorid	- 0,01	- 4,6	- 0,03	- 12,9
Nitrat	+0,03	+0,9	+0,06	+2,1
Sulfat	- 0,08	- 2,5	- 0,22	- 6,8
Natrium	±0,00	- 2,2	- 0,01	- 6,3
Ammonium	- 0,06	- 3,2	- 0,17	- 9,1
Kalium	- 0,03	- 17,0	- 0,09	- 46,4
Magnesium	±0,00	- 2,2	±0,00	- 5,7
Calcium	+0,01	+6,9	+0,03	+18,8
EC	- 0,16	- 7,5	- 0,43	- 20,1
OM	- 0,20	- 6,6	- 0,54	- 17,9
Wasser	- 0,05	- 2,2	- 0,15	- 6,1
Kruste	±0,00	±0,0	±0,00	+0,2
Rest	- 0,27	- 13,9	- 0,75	- 38,4
PAKs	- 1,58·10 ⁻³	- 19,3	- 4,30·10 ⁻³	- 52,5
Oxy-PAKs	- 0,26·10 ⁻³	- 21,0	- 0,70·10 ⁻³	- 57,2
Al	+1,18·10 ⁻³	+3,5	+3,31·10 ⁻³	+9,8
As	- 0,12·10 ⁻³	- 10,4	- 0,32·10 ⁻³	- 28,0
Cd	- 0,10·10 ⁻³	- 16,7	- 0,26·10 ⁻³	- 45,3
Cr	- 0,28·10 ⁻³	- 13,5	- 0,77·10 ⁻³	- 36,7
Cu	- 1,38·10 ⁻³	- 16,0	- 3,74·10 ⁻³	- 43,4
Pb	- 1,66·10 ⁻³	- 12,6	- 4,53·10 ⁻³	- 34,5
V	±0,00·10 ⁻³	- 0,7	- 0,01·10 ⁻³	- 1,9

3.2.1 Einfluss des urbanen Hintergrundes

Der Einfluss des urbanen Hintergrundes auf die PM₁₀-Massenkonzentration kann auf der Basis der in Abbildung 12 (S. 28) gezeigten Daten abgeschätzt werden, wobei das Verfahren völlig analog dem oben beschriebenen ist. Der Anteil des urbanen Hintergrundes sinkt demnach von heute 1,4 µg/m³ auf 0,3 µg/m³ im Zeitraum 2071-2100. Der urbane Anteil sinkt dabei schneller als die insgesamt in Dresden beobachtete PM₁₀-Massenkonzentration, so dass sein Verhältnis am PM₁₀ von heute 7,8% auf dann 2,1% sinken wird. Umgekehrt bedeutet dies, dass der Einfluss des Ferntransports von Partikeln (bei insgesamt sinkenden PM₁₀-Massenkonzentrationen) steigen wird. Der Rückgang der Bedeutung des urbanen Hintergrundes manifestiert sich v.a. auf Stufe 3. Obwohl auch die Massenkonzentrationen der Metalle insgesamt sinken, deutet sich an, dass derjenige Anteil der Metalle, der dem urbanen Hintergrund zuzuschreiben ist, in Zukunft steigen wird. Dies ist besonders stark bei Cr der Fall, das heute zu 33%, in der Zeitscheibe 2071-2100 hingegen zu 61% aus dem urbanen Raum stammen wird. Bei den PAKs tritt der Effekt nicht auf (heutiger urbaner Anteil: 26%; Anteil im Zeitraum 2071-2100: 31%).

3.3 Szenario 2: Änderung der Anströmungscharakteristik

3.3.1 Gesamtsituation in Dresden

Da die großräumige Anströmung einen großen Einfluss auf die beobachtete PM₁₀-Massenkonzentration in Dresden hat, wurde neben dem Einfluss des Temperaturanstiegs auch dieser Parameter untersucht. Während Klimamodelle eindeutige Projektionen zu Temperaturveränderungen liefern, sind die Vorhersagen über Änderungen der regionalen Anströmung, sofern sie überhaupt gemacht werden, widersprüchlich und unsicher. Verlässliche Aussagen über die zukünftig erwartete, großräumige Anströmungscharakteristik sind deswegen noch nicht erhältlich (vgl. Ergebnisbericht von REGKLAM-Teilprojekt 2.1b). In einigen Modellstudien wurde jedoch eine ansteigende Häufigkeit westlicher Anströmungen beobachtet, insbesondere in den Wintermonaten (Demuzere et al., 2009, Donat et al., 2010). Um den Einfluss der Anströmung überhaupt diskutieren zu können, wurde im Rahmen dieser Arbeit deshalb die Annahme gemacht, dass die Häufigkeit von westlichen Anströmungen im Winter um 10% zunimmt, im Sommer aber konstant bleibt. Ferner wurde angenommen, dass diese Zunahme zunächst auf Kosten der östlichen Anströmungen und anschließend auf Kosten der unbestimmten Anströmungen (X) erfolgt. Die Kategorien wurden entsprechend dieses Szenarios in Gruppen geordnet (Abbildung 14), deren Häufigkeiten wie beschrieben variiert wurden.

Das Ergebnis der Berechnung ist in Tabelle 5 gezeigt. Wie schon im Fall eines Temperaturanstieges findet man auch hier sinkende PM₁₀-Massenkonzentrationen, auch wenn der Effekt hier weniger stark ausgeprägt ist. Im hier diskutierten Szenario sinkt die PM₁₀-Massenkonzentration bis 2100 auf (17,1±2,7) µg/m³, wobei die größte Änderung wieder auf Stufe 3 auftritt (-0,84 µg/m³). Der Massenrückgang erfolgt vor allem über einen Rückgang der Werte für Sulfat und EC, was im Rahmen der Erwartungen liegt, da Luftmassen bei westlichen Anströmungen meist wenig mit diesen anthropogenen Substanzen belastet sind. Auf der anderen Seite führt der zunehmend maritime Einfluss dazu, dass die Werte für Natrium und Chlorid steigen. Auch in diesem Szenario sinken die Werte für PAKs und oxy-PAKs deutlich. Der Rückgang der Massenkonzentrationen metallischer Spurenelemente ist hier weniger ausgeprägt als im Fall des Temperaturanstiegs. Der CPI steigt von 1,78 auf 1,82.

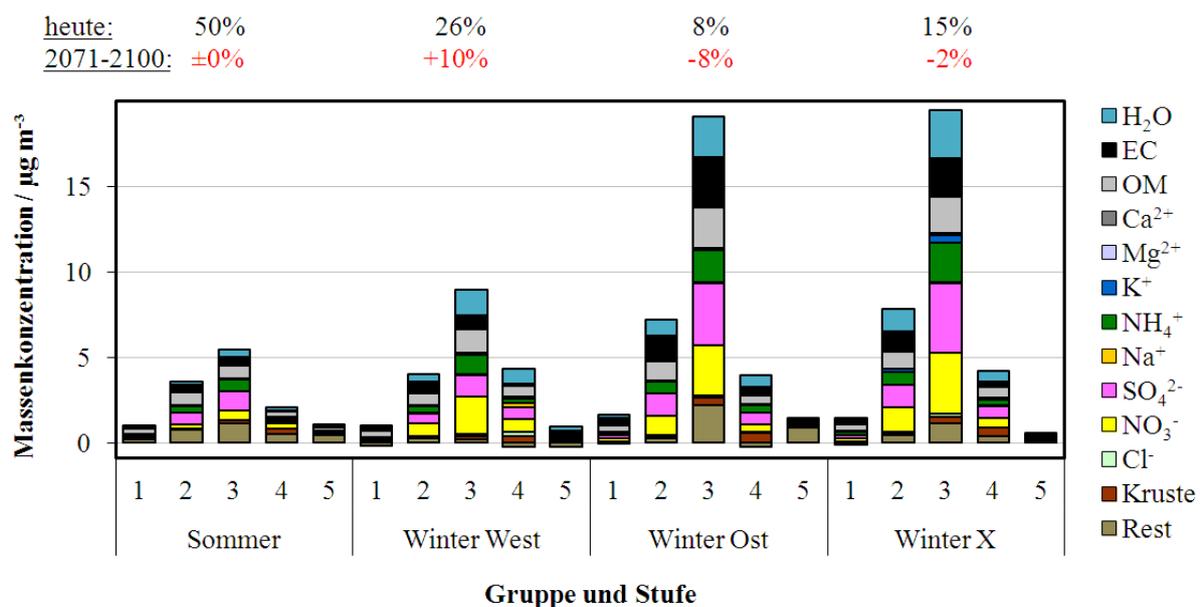


Abbildung 14: Aus den Kategorien gebildete Gruppen, ihre heutigen Häufigkeiten sowie deren erwartete Änderungen.

Tabelle 5: Änderung der PM₁₀-Massenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden (Szenario 2).

Substanz	Änderung bis 2071-2100	
	absolut (µg/m ³)	relativ (%)
Masse Stufe 1	-0,06	-5,7
Masse Stufe 2	-0,28	-6,5
Masse Stufe 3	-0,84	-9,2
Masse Stufe 4	+0,03	+1,2
Masse Stufe 5	-0,03	-2,5
PM ₁₀	-1,17	-6,4
Chlorid	+0,03	+10,1
Nitrat	-0,12	-4,0
Sulfat	-0,33	-10,1
Natrium	+0,03	+12,0
Ammonium	-0,13	-7,1
Kalium	-0,02	-10,2
Magnesium	±0,00	+6,2
Calcium	±0,00	+2,2
EC	-0,33	-15,2
OM	-0,12	-3,9
Wasser	-0,13	-5,1
Kruste	-0,04	-5,8
Rest	-0,30	-15,6
PAKs	-2,20·10 ⁻³	-26,9
Oxy-PAKs	-0,45·10 ⁻³	-36,8
Al	-4,11·10 ⁻³	-12,1
As	-0,25·10 ⁻³	-22,1
Cd	-0,05·10 ⁻³	-8,4
Cr	+0,06·10 ⁻³	+3,0
Cu	-0,71·10 ⁻³	-8,2
Pb	-1,24·10 ⁻³	-9,5
V	-0,04·10 ⁻³	-9,2

3.3.2 Einfluss des urbanen Hintergrundes

Der Einfluss des Stadtgebietes verstärkt sich bei diesem Szenario. So steigt die durch den urbanen Raum verursachte PM₁₀-Massenkonzentration um 12% auf 1,6 µg/m³ (heute: 1,4 µg/m³), was 9,3% der Staubmasse entspricht (heute: 7,8%). Der Anstieg erfolgt vor allem über Ruß (EC) und OM auf Stufe 3. Im Vergleich zu heute wird in Zukunft ein größerer Anteil der PAKs vom Stadtgebiet verursacht werden (heute: 26%, 2100: 39%). Bei den ebenfalls anthropogen emittierten Metallen ergibt sich keine wesentliche Änderung. Der Grund für den Anstieg urbaner Emissionen ist nicht klar. Da der Anstieg auf anthropogene, kohlenstoffhaltige Substanzen zurückzuführen ist, könnte er durch eine entsprechende Quelle im westlichen Teil der Stadt erklärt werden – eine solche Quelle ist derzeit aber nicht bekannt.

3.4 Fazit

Insgesamt zeigt sich bei beiden untersuchten Szenarien ein sinkender Trend des PM_{10} -Jahresmittels, so dass sich in der Summe bis 2100 ein Abfall der PM_{10} -Massenkonzentration um etwa 23% ergibt (auf Stufe 1: gut 10%). Bei PAKs könnten Reduktionen um insgesamt knapp 80% erreicht werden.

Der Einfluss des urbanen Hintergrundes verhält sich in beiden untersuchten Szenarien unterschiedlich: Während in Szenario 1 (Temperaturzunahme) fast gar keine Emissionen mehr auf den urbanen Hintergrund zurückzuführen sind, steigt der Anteil des urbanen Hintergrundes in Szenario 2 (veränderte Anströmungscharakteristik) leicht an (relativ und absolut).

Der berechnete Rückgang der PM_{10} -Massenkonzentrationen ist dabei möglicherweise nicht nur auf tatsächlich sinkende Stoffmengen zurückzuführen, sondern auch auf zunehmende Übergänge volatiler Substanzen von der Partikel- in die Gasphase, so dass die erwarteten Verbesserungen der Lufthygiene, insbesondere hinsichtlich der PAKs, in dieser Studie möglicherweise überschätzt werden. Klimatische Änderungen wirken sich demnach insgesamt nur moderat auf die PM_{10} -Massenkonzentration aus, es ist demnach voraussichtlich nicht mit dramatischen klimabedingten Veränderungen der Feinstaubbelastung zu rechnen. Demgegenüber hat die Geschichte gezeigt, dass technologische Prozesse, wirtschaftliche und soziale Entwicklungen, die individuelle Lebensweise der Bürger sowie politisch-administrative Entscheidungen die Feinstaubbelastung massiv beeinflussen können. Diese Entwicklungen können über einen Zeitraum von fast 100 Jahren aber nicht seriös prognostiziert werden, so dass sie in dieser Arbeit außer Acht gelassen werden mussten. Auch Situationen, die heute nicht auftreten (beispielsweise westliche Anströmungen, die aufgrund von Waldbränden hohe PM_{10} -Werte antransportieren), können mit dem hier angewendeten statistischen Verfahren nicht berücksichtigt werden – alle hier gemachten Aussagen beruhen deshalb auf der Annahme, dass sich die Zusammensetzung innerhalb einer Kategorie bis 2100 nicht ändern wird. Diese Annahme ist sinnvoll, wenn man, wie von den meisten Klimaforschern prognostiziert, von vergleichsweise moderaten Auswirkungen des Klimawandels auf die Region Sachsen ausgeht (vgl. Ergebnisberichte der anderen REGKLAM-TP, insbesondere TP2.1).

Da die PM_{10} -Massenkonzentrationen bereits heute Grenzwerte überschreiten und im Rahmen der klimatischen Veränderung nicht mit einer wesentlichen Abnahme zu rechnen ist, bleibt es auch zukünftig eine wichtige Herausforderung, die Emissionen von Partikeln und deren Vorläufersubstanzen sowohl in der Stadt als auch in der großräumigen Umgebung zu vermeiden. Insbesondere in der Stadt sollten die Emissionen von kleinsten Partikeln, die durch Verbrennungsprozesse in Heizungssystemen und Kraftfahrzeugen entstehen, vermieden werden, da diese Partikel den größten gesundheitsrelevanten Effekt haben. Dies gilt auch für Dieselruß, der von Dieselfahrzeugen ohne Rußpartikelfilter ausgestoßen wird. Im Fernhalten solcher Fahrzeuge aus unseren Städten liegt derzeit ein großes gesundheitliches Wirkungspotential der zahlreichen in Deutschland eingeführten Umweltzonen.

4. Zusammenfassung

Im Forschungsvorhaben musste zunächst ein geeigneter Standort zur Probenahme im urbanen Hintergrund der Stadt Dresden gefunden werden. Dafür kam der LfULG-Container in der Winkelmannstraße infrage. Dessen Eignung wurde nach einer Charakterisierung der Station bestätigt. Für die Probenahme mit einem Impaktor mussten durch das TROPOS einige zusätzliche Einbauten vorgenommen werden, um im Falle einer Messung eine Lärmbelästigung der Anwohner und eine Überhitzung des Container-Innenraumes zu vermeiden. Dazu war es notwendig, die für den Betrieb des Impaktors notwendige ölfreie Vakuumpumpe mit einer Schallisolierung und einer thermischen Isolierung auszurüsten. Für das ferngesteuerte Einschalten der Pumpe fand ein GSM-Modul Verwendung. Die experimentellen Probenahmen konnten in Dresden und Melpitz frühzeitig beginnen, indem anfänglich wechselseitig zusätzliche Messungen im Rahmen anderer Forschungsvorhaben des TROPOS, die eine Probenahme in Melpitz oder Dresden erforderten, mit Probenahmen an der jeweils anderen Station ergänzt wurden. Im Dezember 2009 nahm auch die zweite Hintergrundstation in Oberbärenburg ihren Betrieb auf (verantwortlich: TUBAF).

Für die zur Partikelabscheidung verwendeten Al-Folien aller drei Standorte erfolgt die gravimetrische Massebestimmung (Tara und Brutto), die Analyse auf wasserlösliche Ionen, organischen und elementaren Kohlenstoff und auf organische Einzelspezies am TROPOS. Für die Analyse auf Metalle auf den zusätzlich aufgebrauchten Nuclepore®-Folienstücken wurde ein Analyseverfahren an der TUBAF entwickelt und angewendet.

Für die Auswertung der Messergebnisse am Standort im urbanen Hintergrund und den beiden Hintergrundstationen wurden Auswahlsschritte erarbeitet, die sowohl eine alleinige Betrachtung des Dresdner Standortes, als auch eine differenzierte Betrachtung unter Beachtung der Hintergrundkonzentration zulassen. Die Messergebnisse bestätigen, dass die Forschungsstation Melpitz gut und die Station Oberbärenburg bedingt als Hintergrundstationen für Dresden geeignet sind.

Die bereits im Antrag zu diesem Vorhaben erwähnten Kategorien für die Probenahmetage, die auf langjährigen Erfahrungen mit Messungen zur größen aufgelösten Partikelmassenkonzentration an der Forschungsstation Melpitz beruhen, erwiesen sich als brauchbares, robustes Instrument der Zuordnung einer begrenzten Anzahl an Probenahmetagen. Dabei hat die Beschränkung auf wenige Kategorien eine ausreichende Anzahl von Tagesmessungen zur Mittelwertbildung in jeder Kategorie ermöglicht. Die Messergebnisse zeigen, dass die Analytik zuverlässige Ergebnisse liefert und sich deutliche Unterschiede in der Partikelmasse, der -größenverteilung und -zusammensetzung zeigen.

Im Messzeitraum wurden die Kategorien jeweils mit einer ausreichenden Anzahl Probenahmetage besetzt. Durch die langjährigen Messreihen lufthygienischer und meteorologischer Parameter in Melpitz, insbesondere auch hinsichtlich der großräumigen Anströmung, konnte die Auftrittswahrscheinlichkeit jeder Kategorie ermittelt werden. Aussagen über die Veränderung dieser Auftrittswahrscheinlichkeiten in unterschiedlichen Zeitabschnitten wurden aus Klimamodellen ermittelt oder aufgrund von Trends in der Vergangenheit extrapoliert. Zusammen mit den Ergebnissen der Partikelcharakterisierung aus den Jahren 2008 bis 2012 erlauben sie eine Abschätzung der zukünftigen mittleren Partikelmassenkonzentration, -verteilung und -zusammensetzung. Es deuten sich insgesamt nur moderate Änderungen der PM₁₀-Massenkonzentration und -zusammensetzung in Dresden an. Aufgrund steigender Temperaturen ist generell mit einem Absinken anthropogener Emissionen aus Heizungsanlagen zu rechnen.

5. Literatur

- Aas, W., Tsyro, S., Bieber, E., Bergström, R., Ceburnis, D., Ellermann, T., Fagerli, H., Fröhlich, M., Gehrig, R., Makkonen, U., Nemitz, E., Otjes, R., Perez, N., Perrino, C., Prévôt, A.S.M., Putaud, J.-P., Simpson, D., Spindler, G., Vana, M., Yttri, K.E., 2012. Lessons learnt from the first EMEP intensive measurement periods. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 8073-8094.
- Acker, K., Spindler, G., Brüggemann, E., 2004. Nitrous and nitric acid measurements during the INTERCOMP2000 campaign in Melpitz. *Atmospheric Environment* 38, 6497-6505.
- Alves, C., Pio, C., Carvalho, A. Santos, C., 2006. Atmospheric carbonaceous aerosols over grasslands of central Europe and a Boreal forest. *Chemosphere* 63, 153-164.
- Arnold, K., Ziemann, A., Raabe, A., Spindler, G., 2003. Acoustic Tomography and Conventional Meteorological Measurements over Heterogeneous Surfaces. *Meteorology and Atmospheric Physics* 85, 175-186.
- Avino, P, Casciardi, S., Fanizza, C., Manigrasso, M., 2011. Deep Investigation of Ultrafine Particles in Urban Air. *Aerosol Air Quality Research* 11, 654-663.
- Bagda, E., Spindler, G., 2002. Warum Fassaden vergrauen. *Farbe und Lack* 108, 94-100.
- Bergström, R., Denier van der Gon, H.A.C., Prévôt, A.S.H., Yttri, K.E., Simpson, D., 2012. Modelling of organic aerosol over Europe (2002-2007) using a volatility basis set (VBS) framework: application of different assumptions regarding the formation of secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 8499-8527.
- Bernhofer, Ch., Matschullat, J., Bobeth, A., 2009. Das Klima in der REGKLAM-Modellregion Dresden. In: Publikationsreihe des BMBF-geförderten Projektes REGKLAM-Regionales Klimaanpassungsprogramm für die Modellregion Dresden, Heft 1, ISBN: 978-3-941216-22-8, 117 Seiten.
- Bi, X.H., Sheng, G.Y., Peng, P.A., Chen, Y.J., Zhang, Z.Q., Fu, J.M., 2003. Distribution of particulate- and vapor-phase n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou. China. *Atmospheric Environment* 37, 289-298.
- Bissolli, P., Dittmann, E., 2001. The objective weather types classification of the German Weather Service and its possibilities of application to environmental and meteorological investigations. *Meteorologische Zeitschrift* 10, 253-260.
- Böhlmann, N., Meissner, R., Bernsdorf, S., Böhme, F., Russow, R., Wegener, U., 2005. Studies of atmospheric nitrogen deposition in a mire of the German National Park Hochharz mountains using two different methods. *Water, Air, and Soil Pollution* 168, 17-32.
- Borrego, C., Tschepel, O., Costa, A.M., Martins, H., Ferreira, J., Miranda, A.I., 2006. Traffic-related particulate air pollution exposure in urban areas. *Atmospheric Environment* 40, 7205-7214.
- Brüggemann, E., Gnauk, T., Herrmann, H., Müller, K., Birmili, W., Engler, C., Weinhold, K., Wiedensohler, A., 2007. Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im Ballungsraum. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 13-0345.42/254 des Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, 254 Seiten.
- Brüggemann, E., Gnauk, T., Mertes, S., Acker, K., Auel, R., Wieprecht, W., Möller, D., Collet Jr., J.L., Chang, H., Galgon, D., Chemnitzer, R., Rüd, C., Junek, R., Wiedensohler, A., Herrmann, H., 2005. Schmücke hill cap cloud and valley stations aerosol characterisation during FEBUKO (I): Particle size distribution, mass, and main components. *Atmospheric Environment* 39, 4291-4303.
- Brüggemann, E., Spindler, G. 1999, Wet and Dry Deposition of Sulphur at the Site Melpitz in East Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 109, 81-99.

- Chan, Y.C., Simpson, R.W., McTainsh, G.H., Vowles, P.D., 1997. Characterisation of chemical species in PM_{2.5} and PM₁₀ Aerosols in Brisbane, Australia. *Atmospheric Environment* 31, 3773-3785.
- Chen, S.-C., Tsai, C.-J., Huang, C.-Y., Chen, H.-D., Chen, S.-J., Lin, C.-C., Tsai, J.-H., Chou, C., C.-K., Candice Lung, S.-C., Lung, C., Huang, W.-R., Roam, G.-D., Wu, W.-Y., Smolik, J., Dzumbova, L., 2010. Chemical Mass Closure and Chemical Characteristics of Ambient Ultrafine Particles and other PM Fractions. *Aerosol Science and Technology* 44, 713-723.
- Chow, J.C., Watson, J.G., Fujita, E.M., Lu, Z., Lawson, D.R., Ashbaugh, L.L., 1994. Temporal and spatial variations of PM₂₅ and PM₁₀ Aerosol in the southern California air quality study. *Atmospheric Environment* 28, 2061-2080.
- Dasgupta, P.-D., Campbell, S.W., Al-Horr, R.S., Rahmat Ullah, S.M., Li, J., Amalfitano, C., Poor, N.D., 2007. Conversion of sea salt aerosol to NaNO₃ and the production of HCl: Analysis of temporal behaviour of aerosol chloride/nitrate and gaseous HCl/HNO₃ concentrations with AIM. *Atmospheric Environment* 41, 4242-4257.
- Demuzere, M., Werner, M., van Lipzig, N.P.M., Roeckner, E., 2009. An analysis of present and future ECHAM5 pressure fields using a classification of circulation patterns. *International Journal of Climatology* 29(12), 1796-1810.
- Donat, M.G., Leckebusch, G.C., Pinto, J.G., Ulbrich, U., 2010. European storminess and associated circulation weather types: future changes deduced from a multi-model ensemble of GCM simulations. *Climate Research* 42(1), 27-43.
- Draxler, R.R. and Rolph, G.D., 2003. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model, access via NOAA ARL READY Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, USA.
- EMEP Particulate Matter Assessment Report, 2007. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. EMEP/CCC-Report 8/2007. Edited by Aas, W., Bruckmann, P., Derwent, R., Poisson, N., Putaud, J.-P., Rouil, L., Vidic, S., Yttri, K.-E. (<http://www.emep.int/publications.html>).
- Engelhardt, G.J., Hildebrandt, L., Kostenidou, E., Mihalopoulos, N., Donahue, N.M., Pandis, S.N., 2011. Water content of aged aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 911-920.
- EU-Kommission, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official Journal of the European Communities* L 152, 1-44.
- EU-Kommission, 1999. Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. *Official Journal of the European Communities* L 163, 41-60.
- Feichter, J., Schurath, U., Zellner, R., 2007. Luftchemie und Klima. *Chemie in unserer Zeit* 41, 138-150.
- Fisseha, R., Dommen, J., Gutzwiller, L., Weingartner E., Gysel, M., Emmenegger, C., Kalberer, M., Baltensperger, U., 2006. Seasonal and diurnal characteristics of water soluble inorganic compounds in the gas and aerosol phase in the Zurich area. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 1895-1904.
- Franck, U., Odeh, S., Wiedensohler, A., Wehner, B., Herbarth, O., 2011. The effect of particle size on cardiovascular disorders – The smaller the worse. *Science of the Total Environment* 409, 4217-4221.
- Fuller, G.W., Green, D., 2006. Evidence for increasing concentrations of primary PM₁₀ in London. *Atmospheric Environment* 40, 6134-6145.
- Fuzzi, S., Andreae, M.O., Huebeert, B.J., Kulmala, M., Bond, T.C., Boy, M., Doherty, S.J., Guenther, A., Kanakidou, M., Kawamura, K., Kerminen, V.-M., Lohmann, U., Russel, L.M., Pöschl, U., 2006. Critical assessment of the current state of scientific knowledge, terminology, and re-

- search needs concerning the role of organic aerosol in the atmosphere, climate, and global change. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 2017-2038.
- Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C., N., Bukowiecki, N., Weingartner, E., Baltensperger, U., Buchmann, B., 2007. Contribution of railway traffic to local PM10 concentration in Switzerland. *Atmospheric Environment* 41, 923-933.
- Gerstengarbe, F.W., Werner, P.C., 2005. Katalog der Großwetterlagen Europas 1881-2004 nach P. Hess und H. Brezowsky. PIK-Report 100, 6. verbesserte und ergänzte Auflage, Eigenverlag Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam (www.pik-potsdam.de).
- Gietl, J.K., Tritscher, T., Klemm, O., 2008. Size-segregated analysis of PM10 at two sites, urban and rural, in Münster (Germany) using five-stage Berner type impactors., *Atmospheric Environment* 42, 5721-5727.
- Glasius, M., Ketzler, M., Wåhlin, P., Jensen, B., Münster, J., Berkowicz, R., Palmgren, F., 2006. Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. *Atmospheric Environment* 40, 7115-7124.
- Gnauk, T., Brüggemann, E., Müller, K., Chemnitzer, R., Rüd, C., Galgon, D., Nowak, A., Wiedensohler, A., Acker, K., Auel, R., Wieprecht, W., Möller, D., Jaeschke, W., Herrmann, H., 2005. Aerosol characterisation at the FEBUKO upwind station Goldlauter (I): Particle mass, main ionic components, OC/EC, and mass closure. *Atmospheric Environment* 39, 4209-4218.
- Gnauk, T., Müller, K., Brüggemann, E., Birmili, W., Weinhold, K., van Pinxteren, D., Löschau, G., Spindler, G., Herrmann, H., 2011. A study to discriminate local, urban and regional source contributions to the particulate matter concentrations in the city of Dresden, Germany. *Journal of Atmospheric Chemistry* 68, 199-231.
- Guinot, B., Cachier, H., Oikonomou, K., 2007. Geochemical perspectives from a new aerosol chemical mass closure. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 1657-1670.
- Hamed, A., Birmili, W., Joutsensaari, J., Mikkonen, S., Asmi, A., Wehner, B., Spindler, G., Jaatinen, A., Uhse, K., Wiedensohler, A., Lehtinen, K. E. J., Laaksonen, A. 2009. Changes in the production rate of secondary aerosol particles in central Europe in view of decreasing SO2 emissions between 1996 and 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 9, 15083-15123.
- Haywood, J., Boucher, O., 2000. Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols. A review. *Reviews of Geophysics* 38, 513-543.
- Heintzenberg, J., Müller, K., Birmilli, W., Spindler, G., Wiedensohler, A., 1998. Mass-related aerosol properties over the Leipzig Basin. *Journal of Geophysical Research* 103D, 13125-13135.
- Herrmann, H., Jaeschke, W., Möller, D., 2007. Chemie in Wolken, Nebel und Niederschlag. *Chemie in unserer Zeit* 41, 254-265.
- Herrmann, H., Brüggemann, E., Frank, U., Gnauk, T., Löschau, G., Müller, K., Plewka, A., Spindler, G., 2006. A Source study of PM in Saxony by size-segregated Characterisation. *Journal of Atmospheric Chemistry* 55, 103-130.
- Hildemann, L.M., Russel, A.G., Cass, G.R., 1984. Ammonia and nitric acid concentrations in equilibrium with atmospheric aerosols: experiment vs. theory. *Atmospheric Environment* 18, 1737-1750.
- Hitzenberger, R., Berner, A., Galambos, Z., Maenhaut, W., Cafmeyer, J., Schwarz, J., Müller, K., Spindler, G., Wieprecht, W., Acker, K., Hillamo, R., Mäkelä, T., 2004. Intercomparison of methods to measure the mass concentration of the atmospheric aerosol during INTERCOMP2000 – influences of instrumentation and size cuts. *Atmospheric Environment* 38, 6467-6476.
- Hitzenberger, R., Petzold, A., Bauer, H., Ctyroky, P., Pouresmael, P., Laskus, L., Puxbaum, H., 2006. Intercomparison of Thermal and Optical Measurement Methods for Elemental Carbon

- and Black Carbon at an Urban Location., *Environmental Science and Technology* 40, 6377-6383.
- Hollweg, H., Böhm, U., Fast, I., Hennemuth, B., Keuler, K., Keup-Thiel, E., Lautenschlager, M., Legutke, S., Radtke, K., Rockel, B., Schubert, M., Will, A., Woldt, M., Wunram, C., 2008. Ensemble Simulations over Europe with the Regional Climate Model CLM forced with IPCC AR4 Global Scenarios. Service Gruppe Anpassung (<http://www.mad.zmaw.de/projects-at-md/sg-adaptation>).
- Hueglin, C., Gehrig, R., Baltensperger, U., Gysel, M., Monn, C., Vonmont, H., 2005. Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment* 39, 637-651.
- Hwang, I., Hopke, P.K., Pinto, J.P., 2008. Source Apportionment and Spatial Distribution of Coarse Particles During the Regional Air Pollution Study. *Environmental Science and Technology* 42, 3524-3530.
- Iinuma, Y., Böge, O., Gräfe, R., Herrmann, H., 2010. Methyl-Nitrocatechols: Atmospheric Tracer Compounds for Biomass Burning Secondary Organic Aerosols. *Environmental Science and Technology* 44, 8453-8459.
- Isaksen, I.S.A., Granier, C., Myhre, G., Bernstein, T.K., Dalsøren, S.B., Gauss, M., Klimont, Z., Benastad, R., Bousquet, P., Collins, W., Cox, T., Eyring, V., Fowler, D., Fuzzi, S., Jöckel, P., Laj, P., Lohmann, U., Maione, M., Monks, P., Prevot, A.S.H., Reas, F., Richter, A., Rognerud, B., Schulz, M., Shindell, D., Stevenson, D.S., Storelvmo, T., Wang, W.-C., van Weele, M., Wild, M., Wuebbles, D., 2009. Atmospheric composition change: Climate-Chemistry interactions. *Atmospheric Environment* 43, 5138-5192.
- Jaatinen, A., Hamed, A., Joutsensaari, J., Mikkonen, S., Birmili, W., Wehner, B., Spindler, G., Wiedensohler, A., Decesari, S., Mircea, M., Facchini, M. C., Junninen, H., Kulmala, M., Lehtinen, K. E. J. & Laaksonen, A., 2009. A comparison of new particle formation events in the boundary layer at three different sites in Europe. *Boreal Environment Research* 14, 481-498.
- Jacob, D.J., Winner, D.A., 2009. Effect of climate change on air quality, *Atmospheric Environment* 43, 51-63.
- Jaenicke, R., 1978. Über die Dynamik atmosphärischer Aitkenteilchen. *Berichte der Bunsen-Gesellschaft für Physikalische Chemie* 82, 1198-1202.
- Jickells, T.D., An, Z.S., Anderson, K.K., Baker, A.R., Bergametti, G., Brooks, N., Cao, J.J., Boyd, P.W., Duce, R.A., Hunter, K.A., Kawahata, H., Kubilay, N., Iaroché, J., Liss, P. S., Mahowald, N., Prospero, J.M., Ridgwell, A.J., Teheni, I., Torres, R., 2005. Global-iron connection between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate. *Science* 308, 67-71.
- Juda-Rezler, K., Reizer, M., Huszar, P., Krüger, B.C., Zanis, P., Syrakov, D., Katragkou, E., Trapp, W., Melas, D., Chervenkov, H., Tegoulas, I., Halenka, T., 2012. Modelling the effects of climate change on air quality over Central and Eastern Europe: concept, evaluation and projections. *Climate Research* 53, 179-203.
- Kappos, A.D., Bruckmann, P., Eikmamm, T., Engler, N., Heinrich, U., Höpfe, P., Koch, E., Krause, G.H.M., Kreyling, W.G., Rauchfuss, K., Rombout, P., Schulz-Klemp, V., Thiel, W.R., Wichmann, H.-E., 2004. Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207, 389-407.
- Kavouras, I., Stratigakis, G.N., Stephanou, E.G., 1998. Iso- and anteiso-alkanes: specific tracers of environmental tobacco smoke in indoor and outdoor particle size distributed urban aerosols. *Environmental Science and Technology* 32, 1369-1377.
- Klemm, O., Millford, C., Spindler, G., van Putten, E., 2002. A climatology of leaf surface wet-ness. *Theoretical and Applied Climatology* 71, 107-117.

- Lammel, G., Leip, A., 2005. Formation of Nitrate and Sulfate in the Plume of Berlin. *Environmental Science and Pollution Research* 12, 213-220.
- Lelieveld, J., Crutzen, P.J., 1990. Influences of cloud photochemical processes on tropospheric ozone. *Nature* 343, 227-233.
- Lenschow, P., Abraham, H.-J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichsbächer, W., 2001. Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35 (suppl. I), S23-S33.
- Lodge Jr., J.P., Chan, T.L., 1986. *Cascade Impactor Sampling & Data Analysis*. American Industrial Hygiene Association, Akron, USA.
- MacDougall, M., Smith, R.I., Scott, E.M., 2005. Comprehensive sensitivity analysis of an SO₂ deposition model for three measurement sites: Consequences for SO₂ deposition fluxes. *Atmospheric Environment* 39, 5025-5039.
- Maenhaut, W., Raes, N., Chi, X., Cafmeyer, J., Wang, W., Salma, I., 2005. Chemical composition and mass closure for fine and coarse aerosols at a kerbsite in Budapest, Hungary, in spring 2002. *X-Ray Spectrometry* 34, 290-296.
- Marple, V. A., 2004. History of Impactors – The First 110 Years, *Aerosol Science and Technology* 38, 247-292.
- Mason, B., 1966. *Principles of Geochemistry*. Wiley, New York.
- Matschullat, J., Maenhaut, W., Zimmermann, F., Fiebig, J., 2000. Aerosol and bulk deposition trends in the 1990's, Eastern Erzgebirge, Central Europe. *Atmospheric Environment* 34, 3213-3221.
- McInnes, L.M., Quinn, P.K., Covert, D.S., Anderson, T.L., 1996. Gravimetric analysis, ionic components, and associated water mass of the marine aerosol. *Atmospheric Environment* 30, 869-884.
- Metzger, S., Mihalopoulos, N., Lelieveld, J., 2006. Importance of mineral cations and organics in gas-aerosol partitioning of reactive nitrogen compounds: case study based on MINOS results. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 2549-2567.
- Millstein, D.E., Harley, R.A., Hering, S.V., 2008. Weekly cycles in fine particulate nitrate. *Atmospheric Environment* 42, 632-641.
- Mohr, C., DeCarlo, P.F., Heringa, M.F., Chirico, R., Slowik, J.G., Richter, R., Reche, C., Alastuey, A., Querol, X., Seco, R., Peñuelas, J., Jiménez, J.L., Crippa, M., Zimmermann, R., Baltensperger, U., Prévôt, A.S.H., 2011. Identification and quantification of organic aerosol from cooking and other sources in Barcelona using aerosol mass spectrometer data. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 11, 27383-27420.
- Monks, P.S., Grainer, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M.L., Akimoto, H., Amann, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Carslaw, K., Cooper, O.R., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G.J., Generoso, S., Ginoux, P., Grewe, V., Guenther, A., Hansson, H.C., Henne, S., Hjorth, J., Hofzumahaus, A., Huntrieser, H., Isaksen, I.S.A., Jenkin, M.E., Kaiser, J., Kanakidou, M., Klimont, Z., Kulmala, M., Laj, P., Lawrence, M.G., Lee, J.D., Liousse, C., Maione, M., McFiggans, G., Metzger, A., Mieville, A., Moussiopoulos, N., Orlando, J.J., O'Dowd, C.D., Palmer, P.I., Parrish, D.D., Petzold, A., Platt, U., Pöschl, U., Prévôt, A.S.H., Reeves, C.E., Reimann, S., Rudich, Y., Sellegri, K., Steinbrecher, R., Simpson, D., ten Brink, H., Theloke, J., van der Werf, G.R., Vautard, R., Vestreng, V., Vlachokostas, Ch., von Glasow, R., 2009. Atmospheric composition change – global and regional air quality. *Atmospheric Environment* 43, 5268-5350.
- Müller, K., 1999. A 3-year study of the aerosol in Northwest Saxony (Germany). *Atmospheric Environment* 33, 1679-1685.
- Müller, K., Lehmann, S., van Pinxteren, D., Gnauk, T., Niedermeier, N., Wiedensohler, A., Herrmann, H., 2010. Particle characterization at the Cape Verde atmospheric observatory during the 2007 RHAMBLE intensive. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 2709-2721.

- Müller, K., Spindler, G., van Pinxteren, D., Gnauk, T., Iinuma, Y., Brüggemann, E., Herrmann, H., 2012. Ultrafina and Fine Particles in the Atmosphere – Sampling, Chemical Characterization and Sources. *Chemie Ingenieur Technik* 7, 1130-1136.
- Neusüss, C., Weise, D., Birmilli, W., Wex, H., Wiedensohler, A., Covert, D.S., 2000. Size-segregated chemical, gravimetric and number distribution-derived mass closure of the aerosol in Sagres, Portugal, during ACE-2. *Tellus* 52B, 169-184.
- Neusüss, C., Wex, H., Birmilli, W., Wiedensohler, A., Koziar, C., Busch, B., Brüggemann, E., Gnauk, T., Ebert, M., Covert, D.S., 2002. Charakterization and parameterization of atmospheric particle number, mass-, and chemical-size distribution in central Europe during LACE 98 and MINT. *Journal of Geophysical Research* 107, 8127-8139.
- Pastuszka, J.S., Wawroś, A., Talik, E., Paw, U., 2003. Optical and chemical characteristics of the atmospheric aerosol in four towns in southern Poland. *The Science of the Total Environment* 309, 237-251.
- Peters, A., 2009. Air Quality and Cardiovascular Health. *Smoke and Pollution Matter. Circulation*, 120, 924-927.
- Pietrogrande, M.C., Abbaszada, G., Schnelle-Kreis, J., Bacco, D., Mercuriali, M., Zimmermann, R., 2011. Seasonal variation and source estimation of organic compounds in urban aerosol of Augsburg, Germany. *Environmental Pollution* 159, 1861-1868.
- Pio, C.A. und Lopes, D.A., 1998. Chlorine loss from marine aerosol in a coastal atmosphere, *Journal of Geophysical Research* D103, 25263-25272.
- Plessow, K., Spindler, G., Zimmermann, F., Matschullat, J., 2005. Seasonal variations and interactions of N-containing gases and particles over a coniferous forest, Saxony, Germany. *Atmospheric Environment* 39, 6995-7007.
- Plewka, A., Gnauk, T., Brüggemann, E., Neusüß, C., Herrmann, H., 2004. Size resolved aerosol characterization for a polluted episode in autumn 1997 at the IfT research station Melpitz. *Journal of Atmospheric Chemistry* 48, 131-156.
- Putaud, J.-P., Raes, F., Van Dingenen, R., Brüggemann, E., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hüglin, C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., ten Brink, H., Tørseth, K., Wiedensohler, A., 2004. A European aerosol phenomenology – 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38, 2579-2595.
- Putaud, J. P., Van Dingenen, R., Alastuey, A., Bauer, H., Birmilli, W., Cyrys, J., Flentje, H., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Herrmann, H., Hittenberger, R., Hüglin, C., Jones, A.M., Kasper-Giebl, A., Kiss, G., Kousa, A., Kuhlbusch, T.A.J., Löschan, G., Maenhaut, W., Molnar, A., Moreno, T., Pekkanen, J., Perrino, C., Pitz, M., Puxbaum, H., Querol, X., Rodriguez, S., Salma, I., Schwarz, J., Smolik, J., Schneider, J., Spindler, G., ten Brink, H., Turasic, J., Viana, M., Wiedensohler, A., Raes, F., 2010. A European aerosol phenomenology - 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe, *Atmospheric Environment* 44(10), 1308-1320.
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C.R., Cots, N., Massagué, G., Puig, O., 2001. PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area Catalonia Spain. *Atmospheric Environment* 35, 6407-6419.
- Ramanathan, V., Callis, L., Cess, R., Hansen, J., Isaksen, I.S.A., Kuhn, W., Lacis, A., Luther, F., Mahlman, J., Reck, R., Schlesinger, M., 1987. Climate-chemical interactions and effects of changing atmospheric trace gases. *Review of Geophysics and Space Physics* 25, 1441-1482.
- Ramanathan, V., Carmichael, G., 2008. Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience* 1(4), 221-227.

- Ravishankara, A.R., 1997. Heterogeneous and multiphase chemistry in the troposphere. *Science* 276, 1058-1065.
- Rodriguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Kallos, G., Kakaliagou, O., 2001. Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 35, 2433-2447.
- Roeckner, E., G. Brasseur, M. Giorgetta, D. Jacob, J. Jungclaus, C. Reick, J. Sillmann, 2006. *Climate Projections for the 21st Century*. Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg.
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of Fine Organic Aerosol. 4. Particulate Abrasion Products from Leaf Surfaces of Urban Plants. *Environmental Science and Technology* 27, 2700-2711.
- Rolph, G.D., 2003. Real-time Environmental Applications and Display system (READY) Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, USA.
- Schauer, J.J., Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Muzurek, A.A., Cass, G.R., 1996. Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmospheric Environment* 30, 3837-3855.
- Schmid, H., Laskus, L., Abraham, H.J., Baltensperger, U., Lavanchy, V., Bizjak, M., Burba, P., Cachier, H., Crow, D., Chow, J., Gnauk, Th., Even, A., ten Brink, H.M., Giesen, K.-P., Hitzinger, R., Hueglin, C., Maenhaut, W., Pio, C., Carvalho, A., Putaud, J.-P., Toom-Sauntry, D., Puxbaum, H., 2001. Results of the "carbon conference" international aerosol carbon round robin test stage I. *Atmospheric Environment* 35, 2111-2121.
- Sharma, M., Kishore, S., Tripathi, S.N., Behera, S.N., 2007. Role of atmospheric ammonia in the formation of inorganic secondary particulate matter: A study at Kanpur, India. *Journal of Atmospheric Chemistry* 58, 1-17.
- Sicre, M.A., Marty, J.C., Saliot, A., 1990. n-Alkanes, fatty acid esters and fatty acid salts in size fractionated aerosol collected over the mediterranean sea. *Journal of Geophysical Research* 95, 3649-3657.
- Simoneit, B.R.T., 1999. A review of biomarker compounds as source indicators and tracers for air pollution. *Environmental Science and Pollution Research* 6, 159-169.
- Spekat, A., W. Enke, F. Kreienkamp, 2006. Neuentwicklung von regional hochaufgelösten Wetterlagen für den Freistaat Sachsen und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPIOM T63L31 2010 bis 2100 für die Szenarios B1, A1B und A2 (WEREX IV), Endbericht: Transiente Szenarios. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Spekat, A., W. Enke, F. Kreienkamp, 2007. Neuentwicklung von regional hochaufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPIOM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Umweltbundesamt, <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3133.pdf>.
- Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T., Grüner, A., Herrmann, H., Müller, K., Tuch, T.M., Wehner, B., Wiedensohler, A., 2004a. Feinstaubmessungen – Charakterisierung des Aerosols im Messnetz des Umweltbundesamtes, 351 01 022 (37 Seiten).
- Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T., Grüner, A., Herrmann, H., Müller, K., Tuch, T.M., Wehner, B., Wiedensohler, A., 2007. Feinstaubmessung; Charakterisierung des Aerosols im Messnetz des Umweltbundesamtes. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes, 351 01 31 (93 Seiten).
- Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T., Grüner, A., Müller, K., Herrmann, H., 2010. A four-year size-segregated characterization study of particles PM10, PM2.5 and PM1 depending on air mass origin at Melpitz. *Atmospheric Environment*, 44, 164-173.

- Spindler, G., Gnauk, T., Grüner, A., Iinuma, Y., Müller, K., Scheinhardt, S., Herrmann, H., 2012. Size-segregated characterization of PM₁₀ at the EMEP site Melpitz (Germany) using a five-stage impactor: a six year study. *Journal of Atmospheric Chemistry* 69, 127-157.
- Spindler, G., Hesper, J., Brüggemann, E., Dubois, R., Müller, T., Herrmann, H., 2003. Wet annular Denuder Measurements of nitrous acid: Laboratory study of the artefact reaction of NO₂ with S(IV) in aqueous solution and comparison with field measurements. *Atmospheric Environment* 37, 2643-2662.
- Spindler, G., Mölders, N., Hansz, J., Beier, N., Kramm, G., 1996. Determining the dry deposition of SO₂, O₃, NO, and NO₂ at the SANA core station Melpitz. *Meteorologische Zeitschrift, N.F.* 5, 205-220.
- Spindler, G., Müller, K., Brüggemann, E., Gnauk, T., Herrmann, H., 2004b. Long-term size-segregated characterization of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ at the IfT research station Melpitz downwind of Leipzig (Germany). *Atmospheric Environment* 38, 5333-5347.
- Spindler, G., Müller, K., Herrmann, H., 1999. Main particulate matter components in Saxony (Germany) - Trends and sampling aspects. *Environmental Science and Pollution Research* 6, 89-94.
- Spindler, G., Scheinhardt, S., Müller, K., Gnauk, T., Iinuma, Y., Grüner, A., Herrmann, H., 2010a. Abschätzung der größen aufgelösten Partikelkonzentration und -zusammensetzung anhand wetterlagenorientierter experimenteller Messungen. Zwischenbericht REGKLAM (Meilenstein 19, Teilprojekt 2.2b), 45 Seiten.
- Spindler, G., Teichmann, U., Sutton, M.A., 2001. Ammonia dry deposition over grassland – Micro-meteorological flux-gradient measurements and bi-directional flux calculations using an Inferential Modell. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 127, 795-814.
- Stelson, A.W., Seinfeld, J.H., 1982. Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment* 16, 983-992.
- Stohl, A., Seibert, P., 1998: Accuracy of trajectories as determined from the conservation of meteorological tracers. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 124(549a), 1465-1484.
- Stohl, A., Wotawa, G., Seibert, P., Krompkolb, H., 1995: Interpolation errors in wind fields as a function of spatial and temporal resolution and their impact on different types of kinematic trajectories. *Journal of Applied Meteorology*, 34(10), 2149-2165.
- Stratmann, E., Siebert, H., Spindler, G., Wehner, B., Althausen, D., Heintzenberg, J., Hellmuth, O., Rinke, R., Schmieder, U., Seidel, C., Tuch, T., Urner, U., Wiedensohler, A., Wandinger, U., Wendisch, M., Schell, D., Stohl, A., 2003. New-particle formation events in a continental boundary layer: First results from the SATURN experiment. *Atmospheric Chemistry and Physics* 3, 1445-1459.
- Tran, K. Yu, C.C., Zeng, E.Y., 1997. Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California 2. Petrogenic and biogenic sources of aliphatic Hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 189-195.
- Tsyro, S., Aas, W., Soares, J., Sofiev, M., Berge, H., Spindler, G., 2011. Modelling of sea salt concentrations over Europe: key uncertainties and comparison with observations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 10367-10388.
- Turpin, B.J., Lim, H.J., 2001. Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass. *Aerosol Science and Technology* 35, 602-610.
- Turpin, B.J., Saxena, P., Andrews, E., 2000. Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects. *Atmospheric Environment* 34, 2983-3013.
- van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J-P., Baltensperger, U., Charron, A., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehring, R., Hansson, H.-C., Harrison, R.M., Hüglin, C., Jones, A.M., Laj, P.,

- Lorbeer, G., Meanhaut, W., Palmgren, F., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., ten Brink, H., Tunved, P., Torseth, K., Wehner, B., Weingartner, E., Wiedensohler, A., Wählin, P., 2004. A European aerosol phenomenology – 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38, 2561-2517.
- van Pinxteren, D., Brüggemann, E., Gnauk, T., Iinuma, Y., Müller, K., Nowak, A., Achtert, P., Wiedensohler, A., Herrmann, H., 2009. Size- and time-resolved chemical particle characterization during CAREBeijing-2006: Different pollution regimes and diurnal profiles. *Journal of Geophysical Research* 114, D00G09.
- Vayenas D.V., Takahama S., Davidson C. I., Pandis S. N., 2005. Simulation of the thermodynamics and removal processes in the sulfate-ammonia-nitric acid system during winter: Implications for PM2.5 control strategies. *Journal of Geophysical Research* 110, D07S14.
- Ward, P.L., 2009. Sulfur dioxide initiates global climate change in four ways. *Thin Solid Films* 517, 3188-3203.
- Warneck, P., 2000. *Chemistry of the Natural Atmosphere*, 2. Auflage. Academic Press, San Diego, USA.
- Wexler, A. S., S. L. Clegg, 2002: Atmospheric aerosol models for systems including the ions H⁺, NH₄⁺, Na⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, Br⁻, and H₂O, *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* 107 (D14), 4207, www.aim.env.uea.ac.uk.
- Wichink Kruit, R.J., van Pul, W.A.J., Otjes, R.P., Hofschreuder, P., Jacobs, A.F.G., Holtslag, A.A.M., 2007. Ammonia fluxes and derived canopy compensation points over non-fertilized agricultural grassland in The Netherlands using the new gradient ammonia – high accuracy – monitor (GRAHAM). *Atmospheric Environment* 41, 1275-1287.
- Wieprecht, W., Acker, K., Müller, K., Spindler, G., Brüggemann, E., Meanhaut, W., Chi, X., Hitzinger, R., Bauer, H., ten Brink, H.M., 2004. INTERCOMP2000: Ionic constitution and comparison of filter and impactor. *Atmospheric Environment* 38, 6477-6486.
- Yttri, K.E., Aas, W., Bjerke, A., Cape, J.N., Cavalli, F., Ceburnis, D., Dye, C., Emblico, L., Facchini, M.C., Forster, C., Hanssen, J.E., Hansson, H.C., Jennings, S.G., Maenhaut, W., Putaud, J.P., Torset, K., 2007. Elemental and organic carbon in PM10: a one year measurement campaign within the European Monitoring and Evaluation Programme EMEP. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 5711-5725.
- Yue, Z.W., Fraser, M.P., 2004. Characterization of Nonpolar Organic Fine Particulate Matter in Houston, Texas. *Aerosol Science and Technology* 38, 60-67.
- Zender, C., Newman, D., Torres, O., 2003. The mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology. *Journal of Geophysical Research* 108, D14, 4416.
- Zeng, E.Y., Vista, C. L., 1997. Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California 1. Source Identification and Assessment by compositional Indices of Polycyclic aromatic Hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 179-188.
- Zimmermann, F., Wienhaus, O., 2000. Ergebnisse von Immissionsmessungen im östlichen Erzgebirge zwischen 1992 und 1998. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 6(6), 245-251.

6. Anhang: Probenahmetage

VORVERSUCHE (Tage 01-07)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	11.09.2008/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	19,2	19,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAF/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	14.09.2008/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	10,2	8,9	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NOAZT/HNFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	17.09.2008/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	8,7	8,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAZT/HNFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	21.09.2008/ SXX		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	12,6	10,5	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NOAZT/NEZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	24.09.2008/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	12,0	10,8	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NOAAT/NEZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	28.09.2008/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	10,2	11,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.10.2008/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	13,2	12,7	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZZT/WZ		

VORVERSUCHE (Tage 08-14)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	05.10.2008/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	10,5	9,9	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAF/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	08.10.2008/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	13,7	12,9	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	12.10.2008/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	11,3	12,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/WA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.01.2009/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-4,1	-5,3	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/HM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	04.01.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	0,0	-1,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWZAT/NWZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	07.01.2009/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-	-11,5	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	11.01.2009/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-7,5	-5,8	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/SWA		

VORVERSUCHE (Tage 15-21)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	14.01.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-7,0	-6,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAZT/SWA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	18.01.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	3,8	1,9	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/WW		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	21.01.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-0,7	0,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAZF/WW		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.01.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	1,6	1,6	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/WS		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	28.01.2009/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-0,7	-1,8	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NOAAT/HM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.02.2009/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-1,0	-2,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZZT/HFA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.02.2009/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	3,5	2,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/NWZ		

VORVERSUCHE (Tag 22)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	11.03.2009/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	4,8	3,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/NWZ		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 01-05)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	15.05.2009/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	15,7	14,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/HNZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	04.06.2009/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	10,6	9,3	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/NZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.-21.06.2009/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	13,2	14,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZT und XXAZT/TRM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	29.06.2009/ SOW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	19,4	19,5	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAF/HNFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	13.07.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	21,2	21,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/SWZ		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 06-12)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	29.07.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	20,1	19,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.08.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	19,6	20,2	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	07.08.2009/ SOW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	22,5	21,9	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/HFA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	16.08.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	23,3	23,5	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.08.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	23,6	23,6	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	24.08.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	19,3	19,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	08.09.2009/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	17,3	17,5	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/BM		

HAUPTMESSUNEN (Tage 13-19)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	18.09.2009/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	13,9	15,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAF/NEZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	21.10.2009/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	5,9	5,3	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/TRW		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.11.2009/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	12,8	12,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	16.12.2009/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-2,0	-3,9	-7,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAZT/TRM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	13.01.2010/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-2,2	-3,1	-6,0
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOZZT/SEA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.01.2010/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-0,5	-1,6	-2,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZZT/HFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	09.02.2010/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-5,2	-6,6	-9,8
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZZT/HNZ		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 20-26)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	10.03.2010/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-1,4	-2,1	-4,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.03.2010/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	12,8	12,2	6,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/SWZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	24.03.2010/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	8,2	10,3	6,8
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	07.04.2010/ WXW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	9,3	9,3	5,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	17.04.2010/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	7,0	7,1	4,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	22.04.2010/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	5,1	4,9	1,0
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/NWZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	12.06.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	17,1	17,0	15,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAAF/TRW		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 27-33)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	17.06.2010/ SOW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	17,0	16,6	13,4
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	27.06.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	NORDWEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	18,4	19,3	15,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	03.07.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	23,7	25,3	21,8
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAF/TRW		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	21.07.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	25,2	25,2	21,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/TRW		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	19.08.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	17,7	16,7	12,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAZT/WA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.08.2010/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	16,6	16,5	12,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAZT/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	07.09.2010/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	12,0	12,2	9,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/HNFZ		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 34-40)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	18.09.2010/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	10,3	10,1	6,8
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	03.10.2010/ SXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	13,1	11,5	7,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/HFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	09.10.2010/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	11,6	11,0	8,9
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	SOZZT/Ü		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	23.10.2010/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	6,8	6,4	4,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	SWZAT/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	03.11.2010/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	11,8	9,9	7,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	NWAAF/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.12.2010/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-	-10,5	-12,4
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	SOZZT/HNFZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	02.01.2011/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	0,6	-0,1	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	-
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/NWA		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 41-47)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	30.01.2011/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-7,1	-5,8	-3,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	05.02.2011/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	9,4	8,2	4,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAF/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	16.02.2011/ WXK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-	-0,2	-3,4
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/SEZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	21.02.2011/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-7,5	-9,3	-11,8
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAZT/HFA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.02.2011/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-	-4,1	-2,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NOAAT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	02.03.2011/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	0,2	0,1	0,4
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOZZT/BM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.04.2011/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	14,4	14,1	10,4
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAAF/SWA		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 48-54)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.04.2011/ WOW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-	15,0	-
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXZAT/SEA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	28.06.2011/ SXW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	21,1	21,0	19,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/HM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	29.07.2011/ SWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	15,7	15,3	12,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZF/TRM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	29.08.2011/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	15,4	15,9	13,1
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWAZT/WA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	04.09.2011/ SXW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	21,7	22,6	20,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/SZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	30.09.2011/ SXW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	X		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	15,1	16,9	18,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	-
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/HM		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	25.10.2011/ SOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	8,7	8,7	5,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOZAT/SEZ		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 55-61)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	04.11.2011/ WOW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	SÜDOST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	6,3	7,9	4,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SWZAF/SA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	10.11.2011/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	3,6	3,8	3,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOZAT/SEA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	10.12.2011/ WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	2,8	2,8	-0,9
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/WZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	29.12.2011/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	5,3	4,5	0,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	NWAZT/NWZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	31.01.2012/ WOK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	OST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	-8,3	-8,6	-8,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	SOZZT/HFA		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	20.02.2012 / WWK		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	0,9	0,0	-3,7
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAT/NWZ		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	01.03.2012/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	9,3	8,6	5,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	DD	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)/} Großwetterlage ^{f)}	XXAAF/HM		

HAUPTMESSUNGEN (Tage 62-63)

Charakterisierung	Tagesprobe		
	M	DD	OBB
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	28.03.2012/ WWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	WINTER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	11,5	11,8	8,3
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	-	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	NWAAT/HB		
Messtag Datum/Zuordnungscodierung ^{a)}	23.06.2012/ SWW		
Halbjahr (Sommer/Winter) ^{b)}	SOMMER		
Großräumige Anströmung ^{c)}	WEST		
mittlere Temperatur (°C) ^{d)}	17,2	17,9	13,5
Messort im Hintergrund (M oder OBB)	M	 	OBB
Objektive Wetterlage ^{e)} /Großwetterlage ^{f)}	SWAZT/SWZ		

Fußnoten:

- a) Zuordnungscodes:
 SWW: Sommer-West-warm WWW: Winter- West -warm
 SWK: Sommer-West -kalt WWK: Winter- West -kalt
 SOW: Sommer-Ost -warm WOW: Winter - Ost -warm
 SOK: Sommer-Ost -kalt WOK: Winter - Ost -kalt
 SXW: Sommer -X-warm WXW: Winter -X-warm
 SXX: Sommer -X-kalt WXX: Winter -X-kalt
- b) Sommer: Mai bis Oktober; Winter: November bis April
- c) West, Ost, X (X umfasst Nord, Süd sowie unklare Luftmassenherkünfte)
- d) Angabe erfolgt nur bei erfolgreicher Probenahme; der Wert für DD bezieht sich auf die DWD-Station Dresden-Klotzsche
- e) nach Bissolli und Dittmann (DWD)
- f) nach Hess und Brezowsky

Farbcodes:

- Sommer
- Winter
- Hauptanströmung West
- Hauptanströmung Ost
- Hauptanströmung unklare bzw. Nord oder Süd
- Temperatur in Dresden < saisonale Mitteltemperatur (kalt)
- Temperatur in Dresden ≥ saisonale Mitteltemperatur (warm)