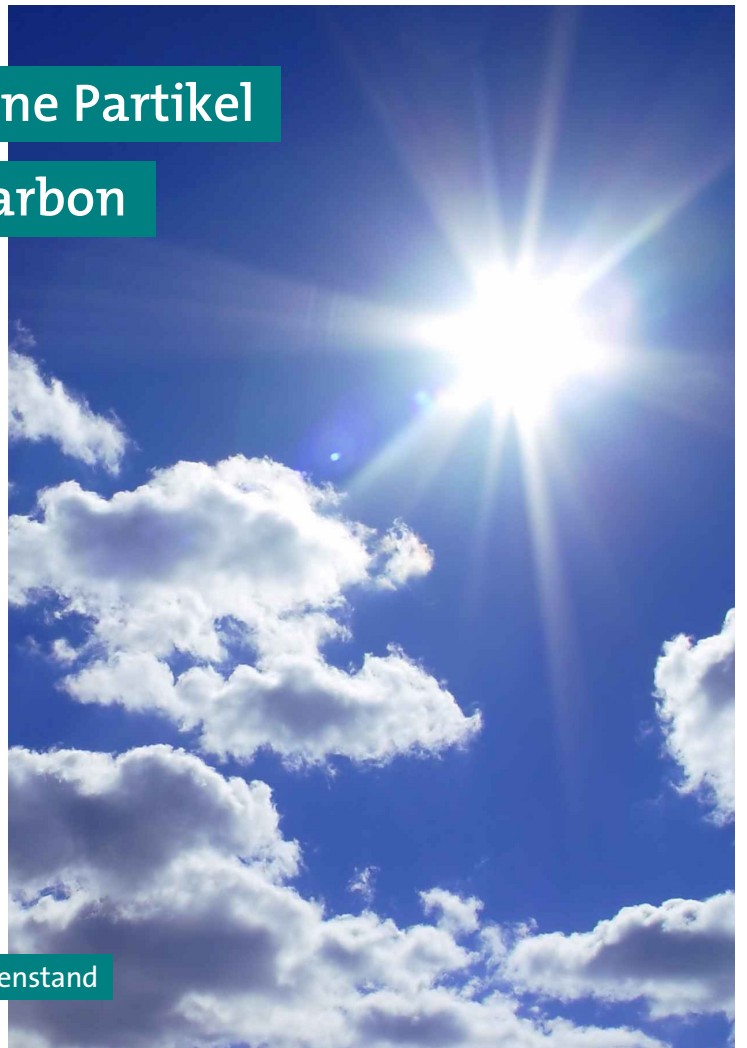


Ultrafeine Partikel

Black Carbon

Aktueller Wissenstand



ULTRAFEINE PARTIKEL, BLACK CARBON

Aktueller Wissensstand

Iris Buxbaum
Christian Nagl

REPORT
REP-0656

Wien, 2018

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Iris Buxbaum
Christian Nagl

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elisabeth Riss

Umschlagfoto

© Leonid Nyshko – Fotolia.com

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2018

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-474-2

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG	7
1.1 Inhalt und Aufbau	7
1.2 Ultrafeine Partikel (UFP)	7
1.2.1 Begriffsdefinitionen	7
1.2.2 Entstehung	8
1.2.3 Emissionen	12
1.3 Black Carbon	13
1.3.1 Begriffsdefinitionen	13
1.3.2 Entstehung	14
1.3.3 Emissionen	14
2 ÜBERBLICK MESSERGEBNISSE	18
2.1 Ultrafeine Partikel, Partikelanzahlkonzentration	18
2.1.1 Europäische Städte, regionaler Hintergrund	18
2.1.2 Großbritannien	19
2.1.3 Schweiz	21
2.1.4 Deutschland	24
2.1.5 EMEP- und GAW-Stationen	29
2.1.6 Exposition	32
2.1.7 Modellrechnungen	32
2.1.8 Überblick Partikelanzahlkonzentrationen	33
2.1.9 Zukünftige Belastung	33
2.2 Black Carbon	34
2.2.1 Deutschland	34
2.2.2 Schweiz	36
2.2.3 Großbritannien	38
3 STAND DER MESSTECHNIK	41
3.1 Ultrafeine Partikel	41
3.1.1 Messung der Partikelanzahlkonzentration	41
3.1.2 Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung	42
3.1.3 Internationale Normung	44
3.1.4 AEROMET – Aerosol metrology for atmospheric science and air quality	45
3.1.5 Projekt UFIREG	45
3.1.6 Projekt JOAQUIN	47
3.2 Black Carbon	48
3.2.1 Aethalometer	50
3.2.2 Multi Angle Absorption Photometer (MAAP)	50
3.2.3 Transmissionsmeter OT21	51

4	GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN	52
4.1	Ultrafeine Partikel	52
4.1.1	Überblicksbericht WHO und HEI	52
4.1.2	Weitere nachfolgende Arbeiten	53
4.2	Black Carbon.....	54
4.2.1	Überblicksbericht WHO	54
4.2.2	Weitere nachfolgende Arbeiten	55
5	LITERATURVERZEICHNIS	56
6	ABKÜRZUNGEN.....	64

ZUSAMMENFASSUNG

Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) ist der „klassische“ Luftschadstoff – und der Umweltfaktor generell – mit den gravierendsten gesundheitlichen Auswirkungen (WHO 2013a, KRZYŻANOWSKI & COHEN 2008). Noch nicht restlich geklärt ist, welche Bestandteile von Feinstaub dabei von besonderer Relevanz sind. Diskutiert werden hier u. a. Ultrafeine Partikel (UFP) und Black Carbon (BC).

UFP sind Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 100 nm (0,1 µm), wobei bei diesen im Unterschied zu PM₁₀ und PM_{2,5} nicht die Gewichtskonzentration (µg/m³), sondern die Anzahlkonzentration je cm³ angeführt wird.

UFP entstehen bei Verbrennungsprozessen (z. B. Verkehr, Raumwärme) oder durch Nukleation von kondensierbaren Gasen. Letztere können wiederum aus Verbrennungsprozessen nach Abkühlen von Gasen stammen, oder durch photochemische Prozesse aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet werden. An verkehrsbelasteten, städtischen Standorten überwiegen Partikel aus Verkehrsemissionen. Im städtischen Hintergrund, aber auch v. a. im regionalen Hintergrund, zeigt sich in den Sommermonaten ein hoher Anteil an Partikeln aus Nukleation.

Die Emissionen von UFP sind üblicherweise nicht Bestandteil von Emissionsinventuren, da es für diese – im Unterschied zu den „klassischen“ Luftschadstoffen und Treibhausgasen – keine Berichtspflicht gibt. Auch für die Messungen in der Außenluft gibt es keine gesetzliche Verpflichtung und die Normung der Messmethoden ist noch nicht abgeschlossen. Messergebnisse liegen daher nicht systematisch aus der Luftqualitätsüberwachung vor, sondern v. a. aus Forschungsprojekten. Die Messung der Partikelanzahlkonzentration erfolgt am häufigsten direkt mit einem Kondensationspartikelzähler oder alternativ mit einem Mobilitätsspektrometer.

Die gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen variieren deutlich zwischen ländlichen und verkehrsnahen Standorten. Während am Südpol weniger als 100 Partikel je cm³, im Hochgebirge in Europa etwa 400 Partikel, im ländlichen Hintergrund im Flachland etwa 4.000 Partikel und im städtischen Hintergrund 8.000–15.000 Partikel je cm³ gemessen werden, steigt die Anzahlkonzentration auf mehrere zehntausend an Autobahnen oder an stark befahrenen Straßen in Städten (KUMAR et al. 2014, BIRMILI et al. 2016).

Bei der Analyse der gesundheitlichen Wirkungen von UFP zeigt sich die prinzipielle Schwierigkeit, deren Effekte von denen anderer verkehrsbedingter Schadstoffe zu trennen. Die Weltgesundheitsorganisation hat im Jahr 2016 festgehalten, dass es zwar einige Hinweise auf negative Gesundheitswirkungen von UFP gibt, dies aber nicht ausreichend für die Festlegung von Richtwerten ist (WHO 2016). Auch bestehen methodische Schwierigkeiten, für UFP einen Richtwert zu entwickeln. Im Zuge der derzeit laufenden Überarbeitung von WHO-Richtwerten werden UFP nicht explizit diskutiert.

Black Carbon (BC) ist keine eindeutig definierte Messgröße, sondern wird durch die verwendete Messmethode definiert. Für Aerosolmessungen werden aktuell die Definitionen der Global Atmospheric Watch (GAW) Scientific Advisory Group verwendet (PETZOLD et al. 2013; EEA 2013, WMO 2016).

relevante Staubinhaltsstoffe

UFP < 100 nm

Entstehung von UFP

Emissionen, Messung von UFP

variable Partikel- anzahl- konzentrationen

Gesundheits- wirkungen von UFP

Definition von BC

Entstehung von BC	BC entsteht bei unvollständiger Verbrennung von fossilen Energieträgern, Biomasse und Biokraftstoff. Die wichtigsten globalen Quellen für BC-Emissionen sind das Verbrennen im Freien, Haushalte, der Verkehr und die Industrie.
Emissionen, Messung von BC	Für die Emissionsinventur im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE/LRTAP) werden von fast allen EU-28 Staaten Daten übermittelt. Österreich zählt nicht dazu. Wie für UFP gibt es für die Messungen von BC in der Außenluft keine gesetzliche Verpflichtung. Die Messung von BC erfolgt mit optischen Methoden, bei welchen die Absorption oder Reflektion von Licht durch eine Feinstaubprobe gemessen wird. Dazu werden zumeist sogenannte Multi Angle Absorption Photometer und Aethalometer verwendet.
BC-Konzentrationen	Die gemessenen BC-Konzentrationen variieren – wie auch bei UFP – deutlich zwischen Hintergrundstandorten, Standorten im städtischen Hintergrund und verkehrsnahen Standorten. Die höchsten Konzentrationen von bis zu 5 µg/m ³ im Jahresmittel werden an verkehrsnahen Messstationen gemessen. Die mittleren BC-Konzentrationen im städtischen Hintergrund liegen zwischen 1 µg/m ³ , und 2 µg/m ³ , im ländlichen Hintergrund unter 0,4 µg/m ³ .
Gesundheitswirkungen von BC	Die Weltgesundheitsorganisation hat in einem Bericht zu BC im Jahr 2012 festgehalten, dass BC als Indikator für die Wirkung von Verkehrsmaßnahmen auf die Exposition der Bevölkerung durch Verbrennungspartikel verwendet werden kann (WHO 2012). Ein Richtwert für BC kann aufgrund von zu geringen Messdaten auf globaler Ebene derzeit noch nicht festgelegt werden (WHO 2012, 2016).

1 EINLEITUNG

1.1 Inhalt und Aufbau

Ultrafeine Partikel (UFP) und Black Carbon (BC) stehen im Verdacht, aus gesundheitlicher Sicht besonders relevante Staubinhaltsstoffe zu sein. Demgegenüber gibt es nur vereinzelt Messungen dieser Parameter in Österreich¹; auch ist die Normung der Messmethoden noch nicht abgeschlossen.

In dieser Studie soll der aktuelle Wissensstand zu Messung und Belastung von bzw. durch UFP und BC in Österreich und Europa dargestellt werden. Ebenso werden der aktuelle Stand der Messtechnik und der Normung erhoben sowie Studien zu Gesundheitswirkungen zusammengefasst. BC ist aufgrund der lichtabsorbierenden Eigenschaften auch ein relevanter sogenannter „short-lived climate forcer“, d. h. BC trägt zum Treibhauseffekt besonders in arktischen Regionen bei (siehe z. B. UNEP 2011, IPCC 2014, SAMSET 2018). Dieser Aspekt ist aber nicht Gegenstand des Berichts.

Zunächst werden die Begriffe, die Entstehung und die Emissionsquellen von UFP und BC erläutert (siehe Kapitel 1.2 und Kapitel 1.3). Kapitel 2 dieses Berichtes fasst die verfügbaren Messdaten und Modellierungen zu UFP und BC zusammen. Kapitel 3 gibt einen Überblick über den Stand der Messtechnik und die häufigsten Messmethoden für UFP und BC. Zusätzlich werden die Ergebnisse internationaler Projekte zusammengefasst. In Kapitel 4 wird der aktuelle Stand der Wissenschaft zu den gesundheitlichen Wirkungen von UFP und BC dargestellt.

Inhalt der Studie

Aufbau des Berichts

1.2 Ultrafeine Partikel (UFP)

1.2.1 Begriffsdefinitionen

Als ultrafeine Partikel (UFP) werden üblicherweise Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 100 nm bezeichnet. Dabei wird im Unterschied zu PM_{10} und $PM_{2,5}$ nicht die Gewichtskonzentration ($\mu g/m^3$), sondern die Anzahlkonzentration je cm^3 angeführt (abgekürzt oft auch als PN – particle number bzw. PNC – particle number concentration).

Bei der Größenverteilung der Partikel werden verschiedene Modi unterschieden: **Nukleationsmodus** (< 10 nm) und **Aitkenmodus** (zwischen 10 nm und 50 nm) bezeichnen die kleinsten Teilchen, wobei in einigen Publikationen diese beiden Bezeichnungen synonym verwendet werden (da ältere Instrumente diese beiden Modi nicht getrennt haben). Durch Kondensation von Gasen und Wasser wachsen Partikel des Nukleationsmodus rasch und werden dadurch Teil des Aitkenmodus, in dem sie jedoch nur eine kurze Lebensdauer aufweisen. Der **Akkumulationsmodus** bezeichnet Teilchen zwischen 0,1 μm und 1 μm sowie gröbere Partikel über 1 μm Durchmesser (siehe Abbildung 2). Die kleinsten Teilchen (< 50 nm) und die größten ($> 1 \mu m$) haben die geringste atmosphärische Lebensdauer.

Definition von UFP

¹ Am Sonnblick (<https://www.sonnblick.net/de/daten/aktuelle-messdaten/aerosole/>) bzw. in Salzburg 2008 (https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser/_Documents/nanopartikel-salzburg-2008.pdf)

Abbildung 1 zeigt darüber hinaus noch typische Transformationspfade für verschiedene Partikelmodi sowie Beispiele für Partikel(quellen) je Modus. In dieser Abbildung wird der Aitkenmodus nicht extra dargestellt.

Abbildung 1:
Tri-modale Partikel-
größenverteilung für
verschiedene Partikel-
Metriken (Anzahl:
„number“, Oberfläche:
„surface area“, Partikel-
Oberfläche gewichtet
mit der Depositions-
wahrscheinlichkeit in der
Lunge: „lung deposited
surface area, LDSA“,
Masse: „mass“, D_p :
Partikeldurchmesser.

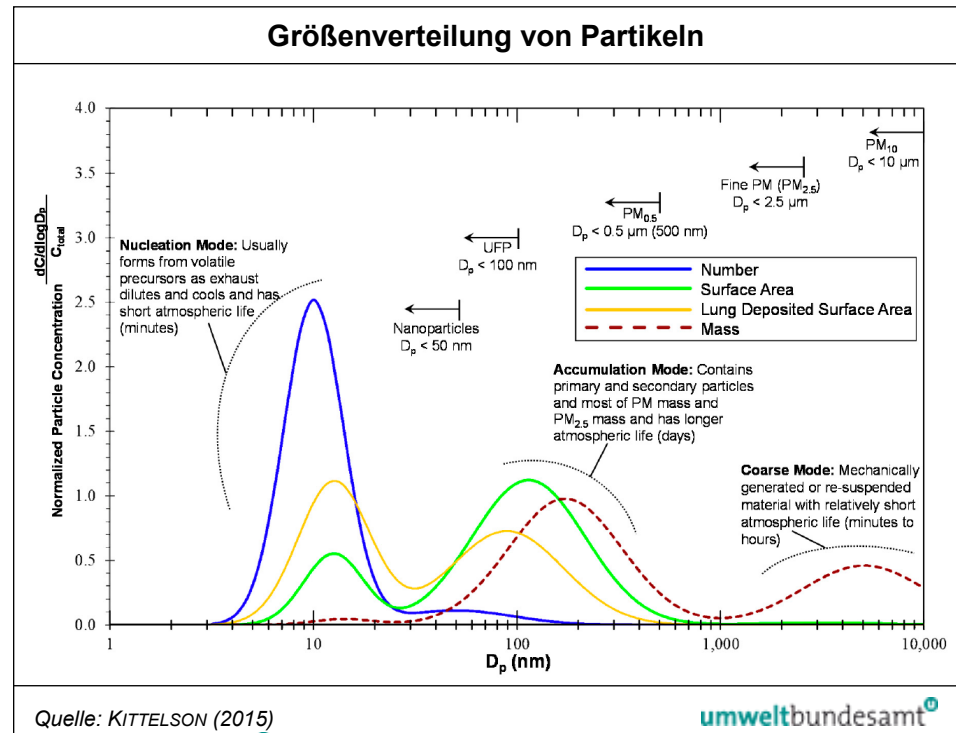
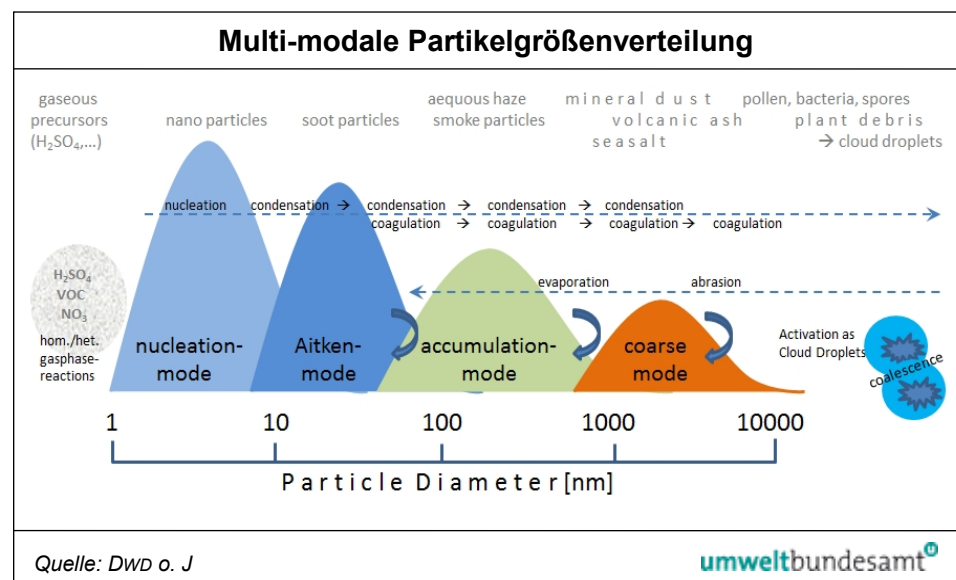


Abbildung 2:
Schematische multi-
modale Partikel-
größenverteilung mit
typischen
Transformationspfaden
und Beispiele für
Partikeltypen je Mode.



1.2.2 Entstehung

Verbrennungs- und photochemische Prozesse

Ultrafeine Partikel können entweder direkt aus Verbrennungsprozessen (z. B. Verkehr, Raumwärme) oder durch Nukleation von kondensierbaren Gasen entstehen. Letztere können wiederum aus Verbrennungsprozessen nach dem Ab-

kühlen von Gasen stammen, oder durch photochemische Prozesse aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet werden. In Stadtgebieten wachsen diese Partikel aus Verbrennungsprozessen zu Partikeln mit 10–20 nm Durchmesser an und bestehen v. a. aus elementarem und organischem Kohlenstoff (UFIPOLNET 2007).

Abbildung 3 zeigt typische Partikelgrößenverteilungen von Diesel- und Benzinmotoren. Partikel aus Benzinmotoren haben eine etwas schmalere Verteilung und einen geringeren Anteil an Aschepartikeln.

Diesel- und Benzinmotoren

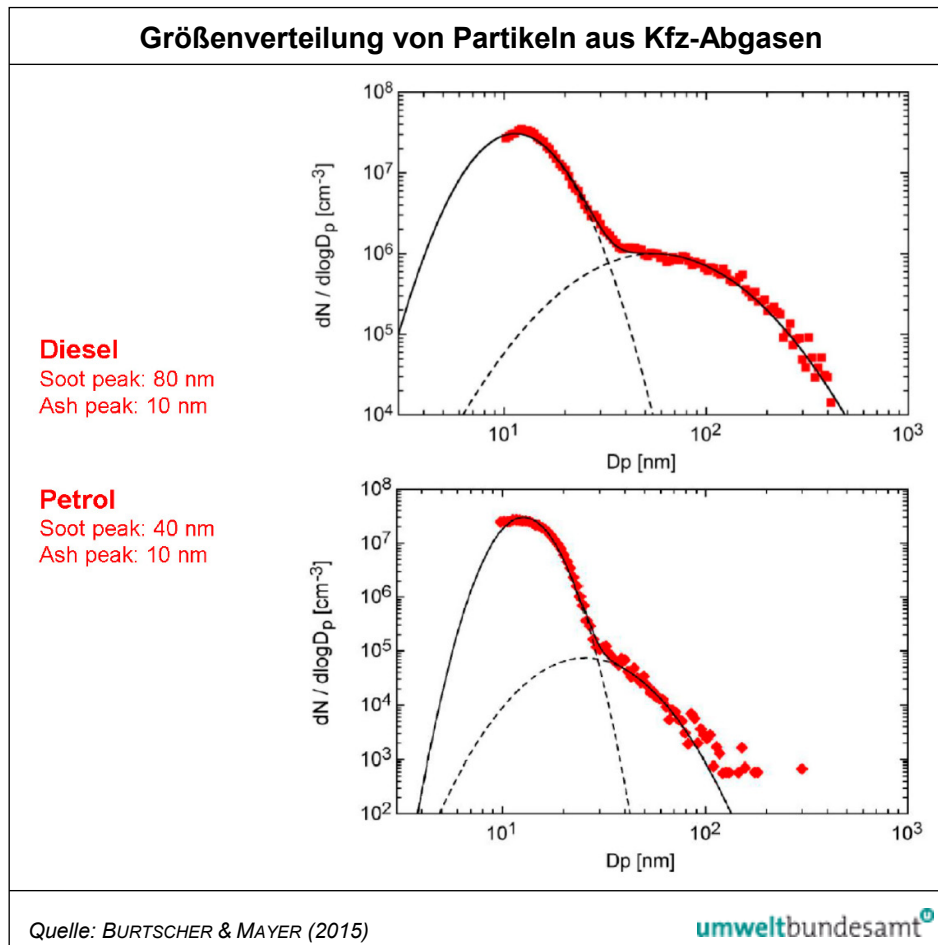


Abbildung 3:
Partikelgrößenverteilung
von Emissionen aus
Dieselmotoren (oben)
und Benzinmotoren.

Abbildung 4 zeigt die Beiträge von Diesel- und Benzinfahrzeugen insgesamt zu den Emissionen von Black Carbon (BC) sowie von UFP > 4 nm (N_4) und UFP von 28–410 nm (N_{28}) für die Jahre 2006 und 2013 in einer Straßenschlucht in Stockholm. Auffallend ist, dass im Jahr 2006 die Emissionen von Benzinfahrzeugen bei N_4 höher waren als von Dieselfahrzeugen und dass bei Diesel zwar die BC-, nicht aber die N_4 - und N_{28} -Emissionen zurückgegangen sind. Auch ist auffallend, dass die bei BC gemessenen Emissionen gut mit berechneten Werten (rote Punkte in der Abbildung) übereinstimmen, nicht jedoch bei N_{28} .

Abbildung 5 zeigt darüber hinaus noch die Größenverteilung der Partikelemissionen von Diesel- und Benzinfahrzeugen in Stockholm für die Jahre 2006 und 2013. Auch hier ist ersichtlich, dass im Jahr 2006 Benzinfahrzeuge bei ganz feinen Partikeln noch höhere Emissionsfaktoren aufwiesen.

Abbildung 4:
Tägliche Emissionen
von BC, UFP N_4 und N_{28}
für die Benzin- und
Dieselflotte in Stockholm
Hornsgatan. Die roten
Punkte entsprechen
Werten für BC aus der
TRANSPHORM-
Datenbank bzw. aus
dem HBEFA V3.3 für N_{23} .
 N_4 : UFP > 4 nm
 N_{28} : UFP 28–410 nm

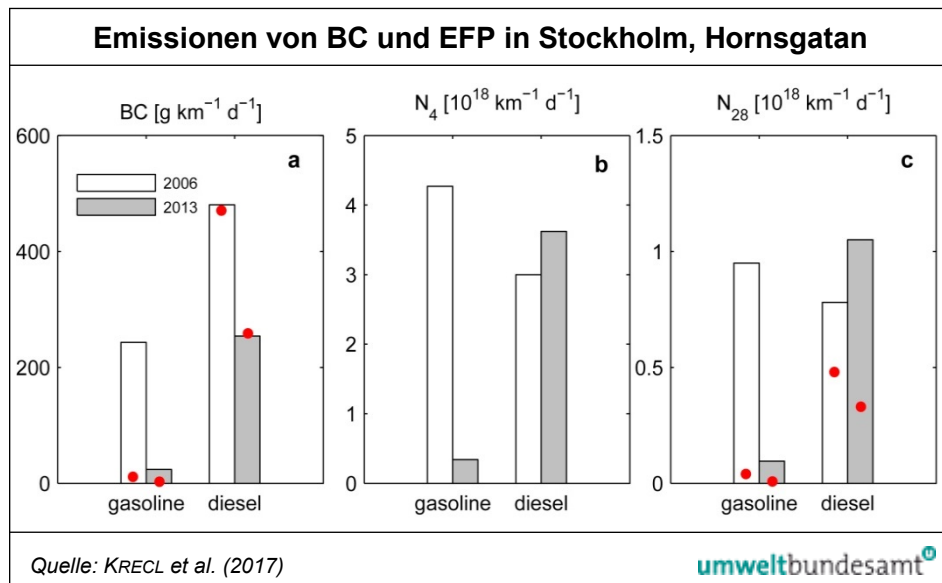
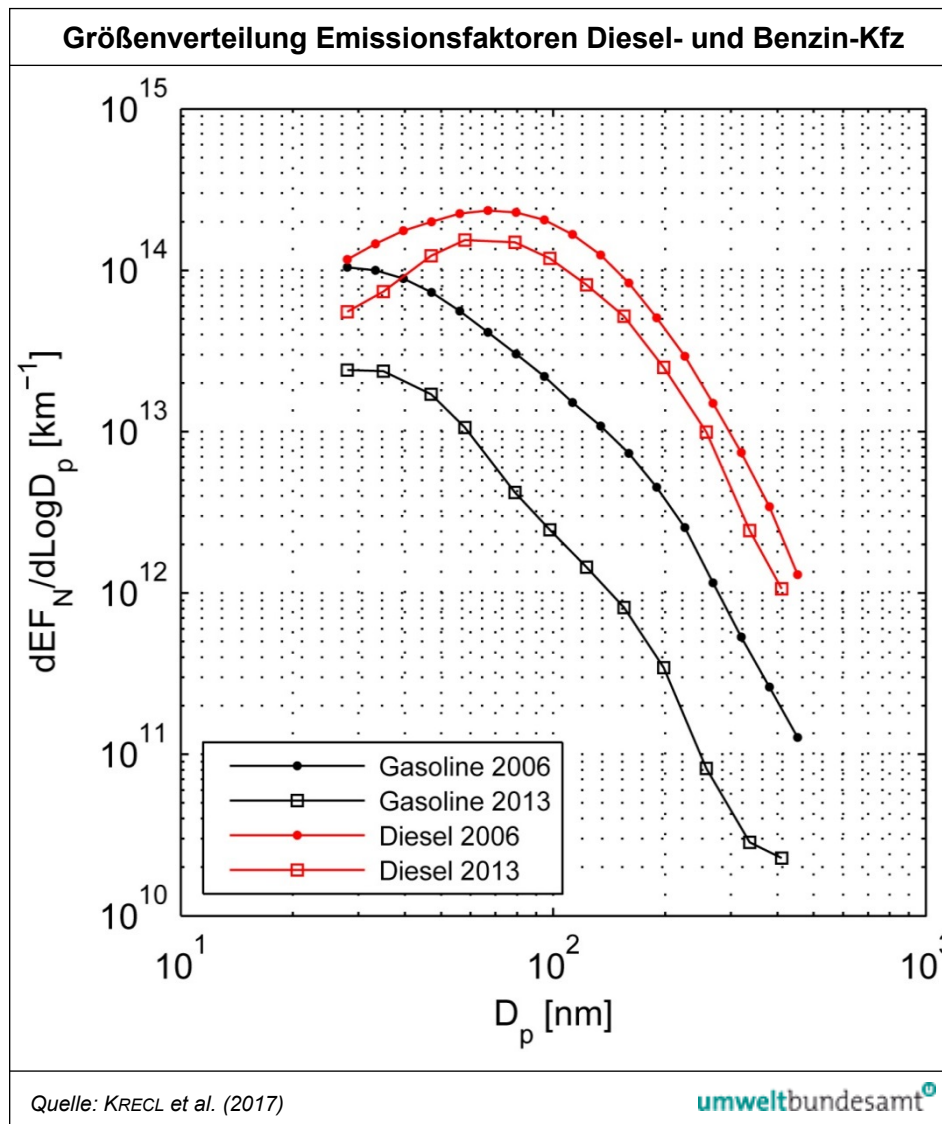


Abbildung 5:
Größenverteilung der
Emissionsfaktoren der
Partikelanzahl für
Diesel- und
Benzinfahrzeuge der
Jahre 2006 und 2013 in
Stockholm, Hornsgatan.



Die Entstehung und damit die Anzahl an ultrafeinen Partikeln wird darüber hinaus auch durch die Konzentration an gröberen Partikeln beeinflusst bzw. vermindert; offenbar lagern sich die gasförmigen Vorläufersubstanzen bei höheren Konzentrationen an gröberen Partikeln an und stehen damit nicht mehr für die Entstehung von ultrafeinen Partikeln zur Verfügung (SABALIAUSKAS et al. 2015, JUN et al. 2014).

weitere Einflussfaktoren

Die Beiträge verschiedener räumlicher Skalen, der Partikelbildung aus dem Verkehr an einer verkehrsbelasteten Messstelle (Leipzig-Mitte), an einer städtischen Hintergrundmessstelle (Leipzig-TROPOS) und im regionalen Hintergrund (Melpitz) sind in Abbildung 6 dargestellt. An den Verkehrsmessstellen überwiegen die Partikel aus Verkehrsemissionen, während im städtischen Hintergrund, aber auch v. a. im regionalen Hintergrund, die Belastung auf städtischer bis regionaler Skala dominiert. In den Sommermonaten zeigt sich an diesen beiden Messstellen auch ein hoher Anteil an Partikeln aus Nukleation, v. a. bei den Partikeln zwischen 5 nm und 20 nm (rechte Abbildung).

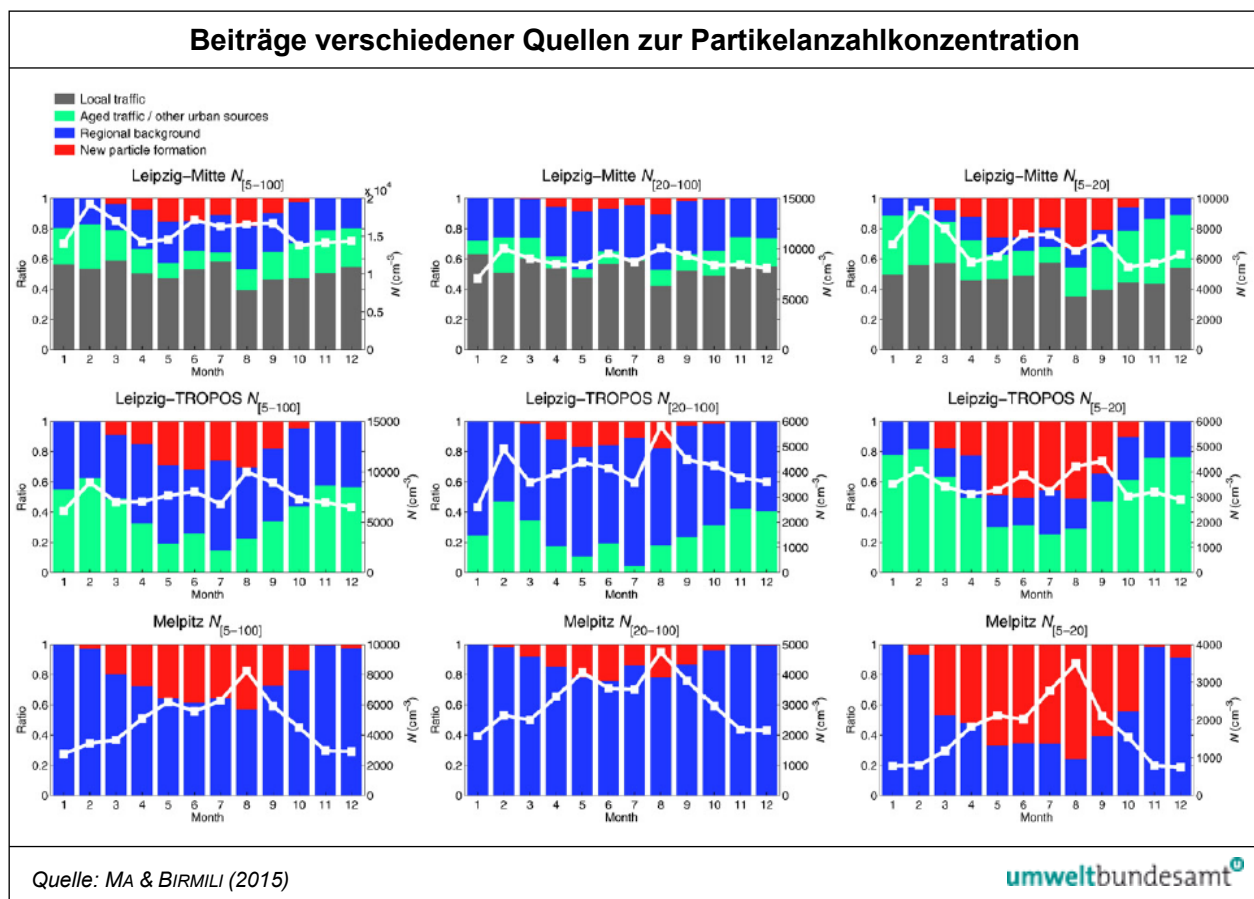


Abbildung 6: Monatsmittelwerte der Beiträge verschiedener Quellen zur Partikelanzahlkonzentrationen in Leipzig, Deutschland, sowie der absoluten Anzahlkonzentration an der städtischen Verkehrsmessstelle Leipzig-Mitte (oben), der städtischen Hintergrundmessstelle Leipzig-TROPOS (Mitte) und der regionalen Hintergrundmessstelle Melpitz (unten), jeweils für Partikel zwischen 5 nm und 100 nm ($N_{[5-100]}$), zwischen 20 nm und 100 nm ($N_{[20-100]}$) und zwischen 5 nm und 20 nm ($N_{[5-20]}$).

Ein etwas differenzierteres Bild zeigen Emissions- und Ausbreitungsrechnungen für den Osten der USA, vermutlich auch aufgrund der deutlich anderen Flottenzusammensetzung mit einem sehr viel geringeren Anteil an Dieselfahrzeugen (POSNER & PANDIS 2015). Hier tragen jeweils Benzinfahrzeuge, Industrie und Offroad-Fahrzeuge mehr zu den Emissionen bei als Diesel-Fahrzeuge, in den Sommermonaten stammt der überwiegende Teil aus Nukleation.

Generell zeigt sich eine gute Korrelation zwischen Black Carbon und ultrafeinen Partikeln, mit Ausnahme jener Zeiträume, in denen bei UFP Nukleationsereignisse erheblich zur Belastung beitragen (RECHE et al. 2011, HAMA et al. 2017).

1.2.3 Emissionen

Die Emissionen von UFP sind üblicherweise nicht Bestandteil von Emissionsinventuren; im EMEP/EEA Guidebook werden dafür auch keine Emissionsfaktoren angeführt (EMEP/EEA 2013). Das IIASA hat im Jahr 2013, basierend auf Arbeiten von TNO für das GAINS-Modell, Emissionsdaten berechnet (DENIER VAN DER GON et al. 2009; IIASA 2013; PAASONEN et al. 2016). In Abbildung 7 sind die globalen Emissionen von verschiedenen Partikelfraktionen für Verursachersektoren dargestellt. Die höchsten Anteile an der Partikelanzahl-Emission hat der Sektor Straßenverkehr (SNAP 7; siehe dazu auch Abbildung 4 und Abbildung 5), gefolgt von Verbrennungsprozessen in Haushalten (SNAP 2) und in Kraftwerken (SNAP 1). Bei PM_{10} dominiert der Haushaltsbereich.

Abbildung 7:
Anteil verschiedener Quellsektoren an den globalen Emissionen von Partikeln (Anteil an allen Partikeln: PN_{tot} , an ultrafeinen Partikeln: PN_{UFP} ($< 0,1 \mu m$), an feinen Partikeln: PN_{FP} ($0,1-2,5 \mu m$) und an der Partikelmassekonzentration für Partikel $< 1 \mu m$: PM_{10}) für das Jahr 2010. Untere Abbildung: Anteil von UFP und FP an den Partikelanzahl-Emissionen je SNAP-Sektor.

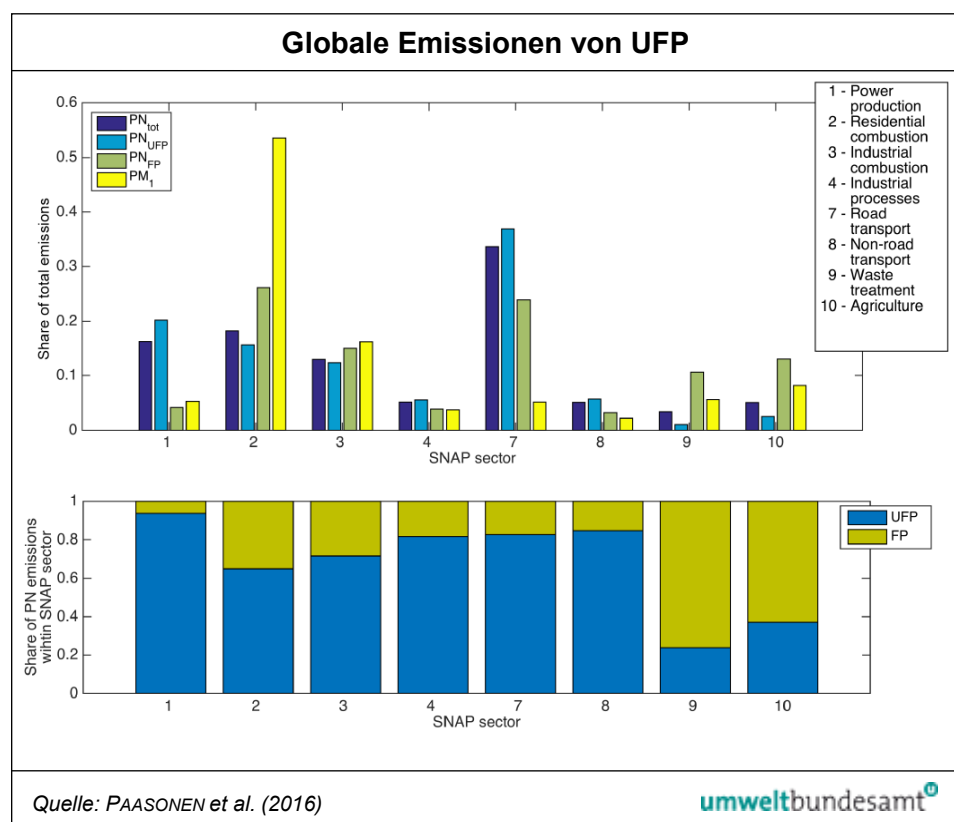


Abbildung 8 zeigt die weltweite räumliche Verteilung von Partikelanzahl-Emissionen. Hohe Emissionsdichten treten in Ostasien, aber auch in Europa auf.

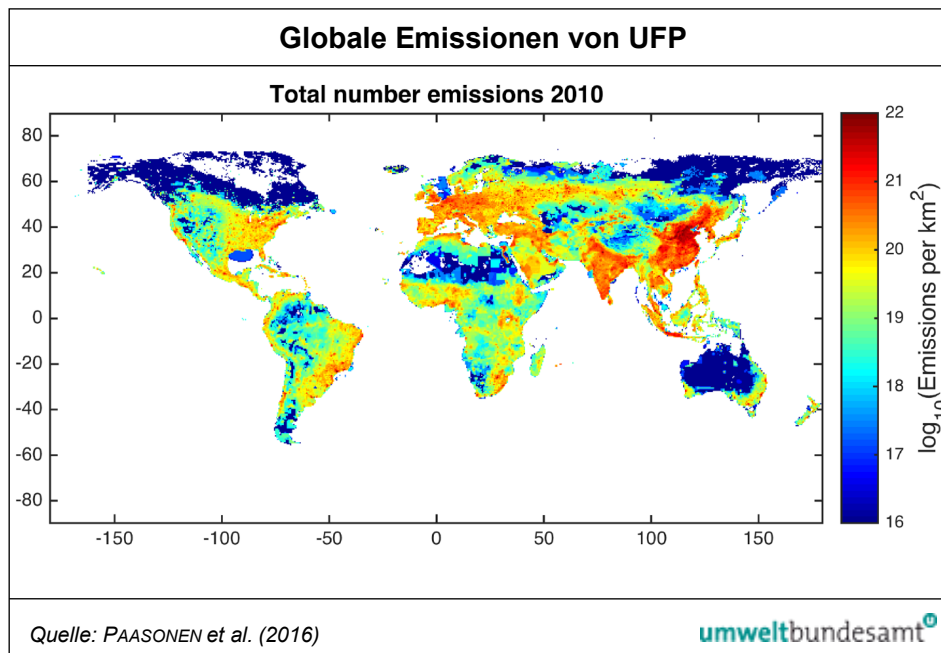


Abbildung 8:
Räumliche Verteilung
der globalen,
kontinentalen,
anthropogenen
Partikelanzahl-
Emissionen auf einem
0,5 × 0,5 Raster
(km⁻² Jahr⁻¹).

1.3 Black Carbon

1.3.1 Begriffsdefinitionen

Aufgrund der Mehrdeutigkeit von Begriffen (z. B. Black Carbon (BC), schwarzer Rauch (BS), Elementarer Kohlenstoff (EC), Licht absorbierende Aerosole usw.) in der wissenschaftlichen Literatur wurden von der Global Atmospheric Watch (GAW) Scientific Advisory Group im Rahmen der World Meteorological Organization (WMO) folgende Definitionen vorgeschlagen (PETZOLD et al. 2013; EEA 2013, WMO 2016):

Black carbon (BC) is a useful qualitative description when referring to light-absorbing carbonaceous substances in atmospheric aerosol; however, for quantitative applications the term requires clarification on how 'BC' has been derived.

Equivalent black carbon (EBC) should be used instead of BC for measurements derived from optical methods. The aerosol absorption coefficient is converted into EBC by correcting the online measurements with filter-based EC concentrations determined by thermo-optical analysis.

Equivalent refractory carbon should be used instead of BC for measurements derived from incandescence methods (e.g. laser-induced incandescence).

Elemental carbon (EC) should be used for measurements derived from thermo-optical methods.

Definitionen der GAW

Other terms used in the air quality communities follow:

Organic carbon (OC) is carbon bound in organic compounds which are directly emitted into the air, but also formed from organic precursor gases emitted from anthropogenic and natural sources (the latter relating primarily to terrestrial vegetation). Particles containing OC may also pose a significant risk to human health (Mauderly and Chow, 2008).

Non-mineral carbon (nmC) is defined as total carbon, excluding carbon of mineral origin, e.g. carbonates.

Diese Definitionen wurden auch in die Leitlinien und Empfehlungen der WMO/GAW zur Aerosolmessung aufgenommen (WMO 2016).

1.3.2 Entstehung

unvollständige Verbrennung

Black Carbon entsteht bei unvollständiger Verbrennung von fossilen Energieträgern, Biomasse und Biokraftstoff (EEA 2013). Die bedeutendsten Quellen, die weltweit zur Bildung von BC-Emissionen beitragen, sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

*Tabelle 1:
Quellen für globale BC-
Emissionen (Quelle:
LAMARQUE et al. 2010).*

Quelle	Beschreibung	Anteil an globalen Emissionen
Verbrennen im Freien	Waldbrände, Verbrennen von biogenen Abfällen	36 %
Haushalte (Kochen, Heizung, Beleuchtung)	Verbrennen von festen Brennstoffen (Kohle, Biomasse), offene Kochstellen, Kerosinlaternen	25 %
Verkehr	Diesel- und Benzinmotoren, Schiffe, Flugzeuge	19 %
Industrie	Stationäre Quellen wie Ziegelöfen, Eisen- und Stahlproduktion, Kraftwerke	19 %

1.3.3 Emissionen

Emissionsinventur UNECE/LRTAP

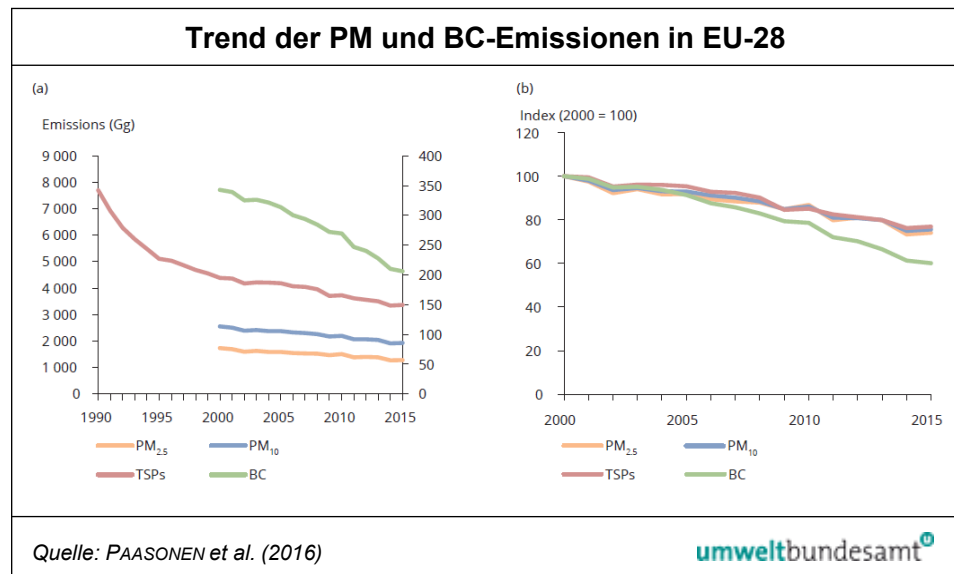
Im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE/LRTAP-Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) berichteten 2017 alle EU-28 Staaten – ausgenommen Österreich, Griechenland und Luxemburg – Emissionen von Black Carbon (siehe Tabelle 2, EEA 2017).

Mitgliedstaat	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Österreich	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Belgien	8,9	7,8	6,8	5,6	5,4	5,3	4,3	4,2
Bulgarien	0,9	1,6	1,3	1,3	1,4	1,1	1,2	1,3
Kroatien	4,8	5,9	4,7	4,3	4,0	3,7	3,1	3,4
Zypern	0,7	0,6	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3
Tschechische Republik	5,6	5,6	3,9	3,5	3,4	3,3	3,1	3,1
Dänemark	5,7	5,9	5,5	5,1	4,6	4,5	3,9	3,9
Estland	3,4	3,4	3,1	3,5	2,1	2,5	2,0	2,5
Finnland	7,2	6,6	6,3	5,3	6,3	5,8	4,8	4,6
Frankreich	68	57	49	43	41	39	34	32
Deutschland	36	29	21	19	18	17	16	15
Griechenland	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Ungarn	7,2	6,5	7,6	8,3	8,5	8,5	7,3	7,7
Irland	4,1	3,8	3,0	2,7	2,5	2,5	2,3	2,2
Italien	42	38	32	27	28	26	24	24
Lettland	2,9	3,5	3,0	3,0	3,2	3,0	2,9	2,9
Litauen	2,4	2,8	2,7	2,6	2,7	2,6	2,5	2,3
Luxemburg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Malta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Niederlande	9,6	7,7	5,3	4,9	4,4	3,9	3,4	3,2
Polen	24	26	23	22	22	21	20	20
Portugal	8,8	7,5	6,1	6,0	5,5	5,3	5,3	4,9
Rumänien	7,0	9,9	12	11	12	10	10	10
Slowakei	0,7	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1
Slowenien	2,1	2,5	2,7	2,6	2,6	2,6	2,3	2,2
Spanien	50	45	40	39	37	36	36	35
Schweden	4,6	4,4	4,1	4,0	3,8	3,7	3,4	3,3
Großbritannien	36	31	25	22	21	19	18	18
EU-28	343	313	269	247	241	228	210	206

*Tabelle 2:
BC-Emissionen (in kt) in
den Mitgliedstaaten der
EU-28 (n.b. ... nicht
berichtet, n.v. ... nicht
verfügbar, Quelle: EEA
2017).*

Zwischen 2000 und 2015 sind die BC-Emissionen in den EU-28 um rund 40 % gesunken, zwischen 2014 und 2015 um 1,9 % (siehe Abbildung 9). Verantwortlich dafür waren hauptsächlich Emissionsreduktionen in Frankreich, Deutschland, Italien und Großbritannien. Den höchsten Anteil (> 10 %) an den Gesamtemissionen der EU-28 hatten im Jahr 2015 Spanien, Frankreich und Italien.

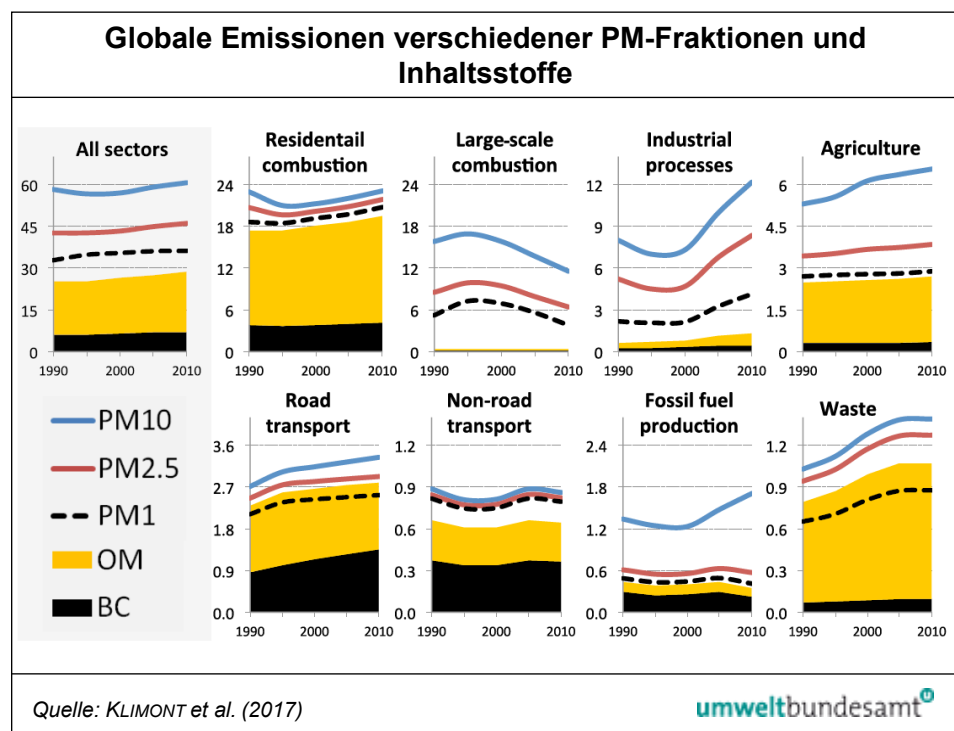
Abbildung 9:
Trend der PM- und BC-
Emissionen in den EU-
28-Staaten: Emissionen
in Gg bzw. kt (Abbildung
a) und bezogen auf das
Indexjahr 2000
(= 100 %) (Abbildung b).
(Quelle: EEA 2017)



globale Emissions- daten für BC

Das IIASA hat im Jahr 2017 mit Hilfe des GAINS-Modells globale Emissionsdaten für mehrere Partikelfractionen inklusive Black Carbon berechnet (KLIMONT et al. 2017). In Abbildung 10 sind die Emissionen von verschiedenen Partikelfractionen sowie Black Carbon für Verursachersektoren dargestellt; Abbildung 11 zeigt die Emissionen für Europa und Russland. Den höchsten Anteil an den weltweiten Black Carbon-Emissionen hat der Sektor Verbrennung in Haushalten (ca. 60 % der Gesamtemissionen) gefolgt vom Verkehrssektor.

Abbildung 10:
Globale und sektorale
Emissionen in Tg für
unterschiedliche PM-
Fraktionen (OM:
organisches Material,
BC: Black Carbon) für
die Periode 1990–2010.



In Europa und Russland stammen BC-Emissionen analog zum weltweiten Trend überwiegend aus den Sektoren Verkehr und Verbrennung in Haushalten. Im Vergleich zu den globalen Emissionen ist der Anteil des Sektors Verbrennung in Haushalten nicht so dominant.

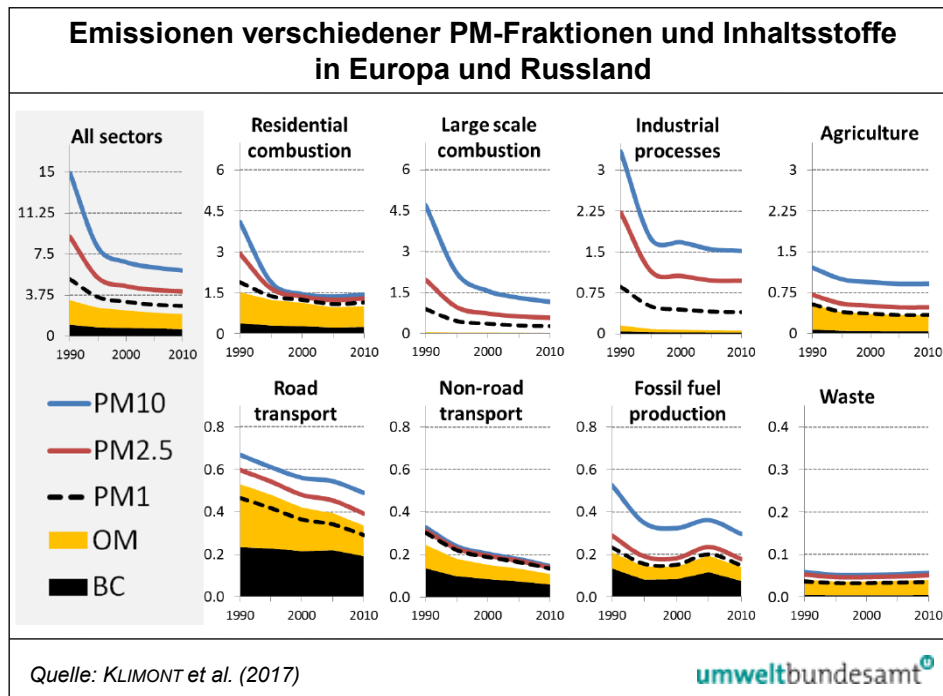


Abbildung 11:
Sektoriale Emissionen in Tg für unterschiedliche PM-Fractionen (OM: organisches Material, BC: Black Carbon) in Europa und Russland für die Periode 1990–2010.

Abbildung 12 zeigt die weltweite räumliche Verteilung von Black Carbon-Emissionen. Hohe Emissionsdichten treten – vergleichbar mit der Verteilung der Partikelemissionen – in Ostasien, aber auch in Afrika auf.

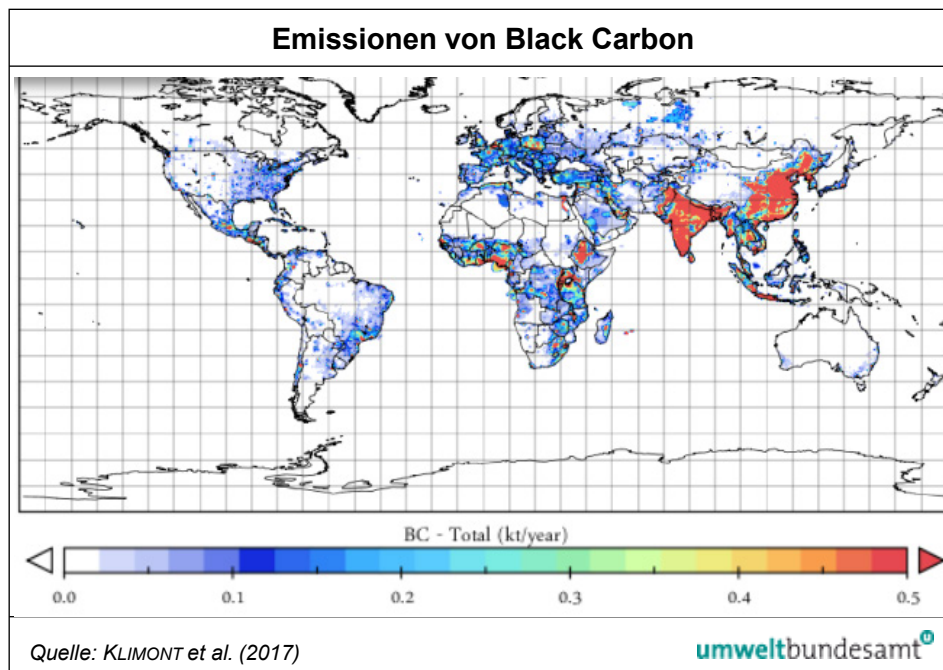


Abbildung 12:
Räumliche Verteilung der anthropogenen BC-Emissionen für 2010, ohne internationalem Schiffs- und Flugverkehr.

2 ÜBERBLICK MESSERGEBNISSE

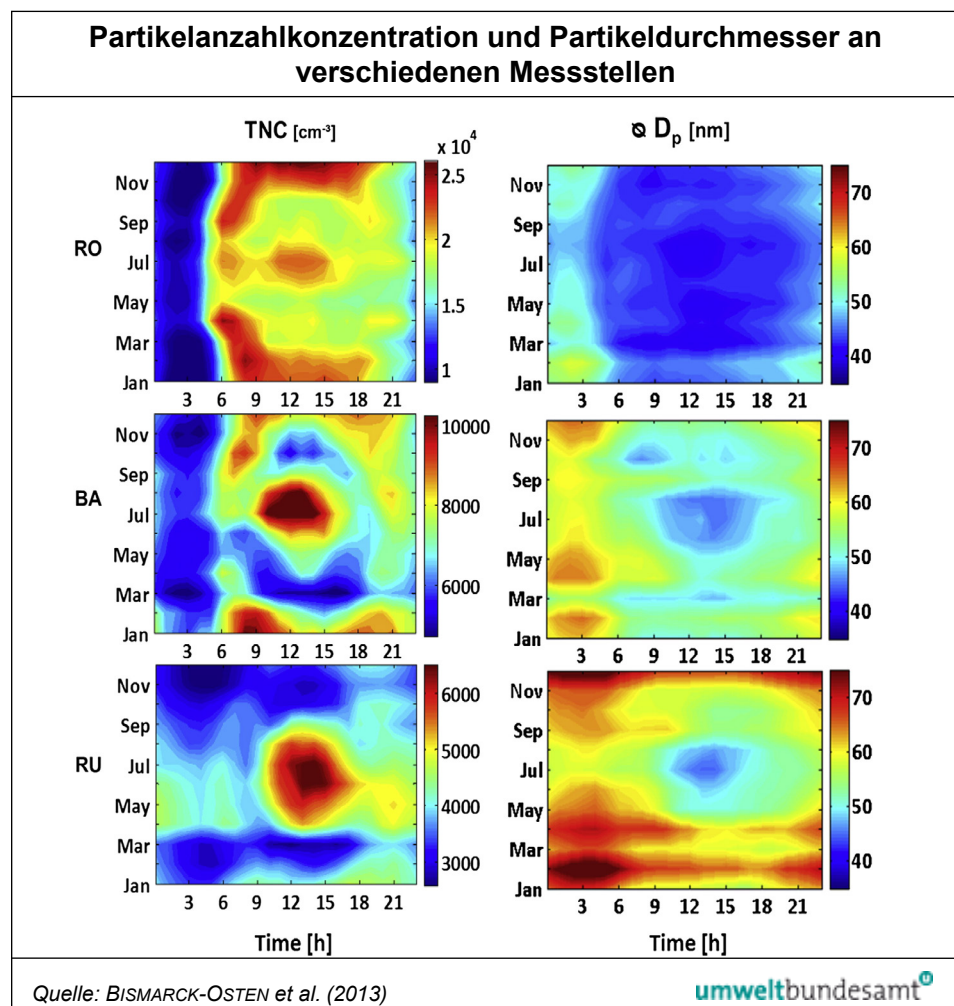
Für Messungen von UFP und BC in der Außenluft gibt es keine gesetzliche Verpflichtung; auch ist die Normung der Messmethoden noch nicht abgeschlossen. Messergebnisse liegen daher nicht systematisch aus der Luftqualitätsüberwachung, sondern v. a. aus Forschungsprojekten vor.

2.1 Ultrafeine Partikel, Partikelanzahlkonzentration

2.1.1 Europäische Städte, regionaler Hintergrund

Die Partikelanzahlkonzentration variiert deutlich in Abhängigkeit von der Jahres- und insbesondere der Tageszeit (siehe Abbildung 13). Tagsüber, in den Winter- und Sommermonaten zeigen sich hohe Konzentrationen an verkehrsbelasteten Standorten, im städtischen und ländlichen Hintergrund v. a. gegen Mittag in den Sommermonaten. Während die Belastung an verkehrsnahen Standorten v. a. durch lokale Emissionen beeinflusst wird, sind an Hintergrundstandorten Nukleationsprozesse für hohe Partikelanzahlkonzentrationen verantwortlich.

Abbildung 13:
Mittlere Anzahl Partikelkonzentration (total number concentration, TNC) und mittlerer Partikeldurchmesser (D_p) für Verkehrs- (roadside: RO), städtische Hintergrund- (urban background: BA) und ländliche Hintergrundmessstellen (rural: RU) in Leipzig, Kopenhagen und London in Abhängigkeit von der Jahres- und Tageszeit von 2008–2010.



2.1.2 Großbritannien

Aus Großbritannien liegen Messergebnisse² für die Partikelanzahlkonzentration seit dem Jahr 2000 vor. Wie auch in der Schweiz (siehe Kapitel 2.1.3) zeigt sich an allen dargestellten Stationen ein statistisch signifikanter Rückgang der Konzentrationen. An der höchstbelasteten Station London Marylebone Road hat sich dieser auf ein Viertel reduziert. Der starke Rückgang der UFP an dieser Station von 2007 auf 2008 wird v. a. auf die Einführung von schwefelfreiem Kraftstoff zurückgeführt, zu einem geringen Teil auch auf die beinahe zeitgleiche Einführung einer Umweltzone in London (NPL 2013).

Die Werte sind auf einem vergleichbaren Niveau wie in der Schweiz.

Rückgang der Konzentrationen

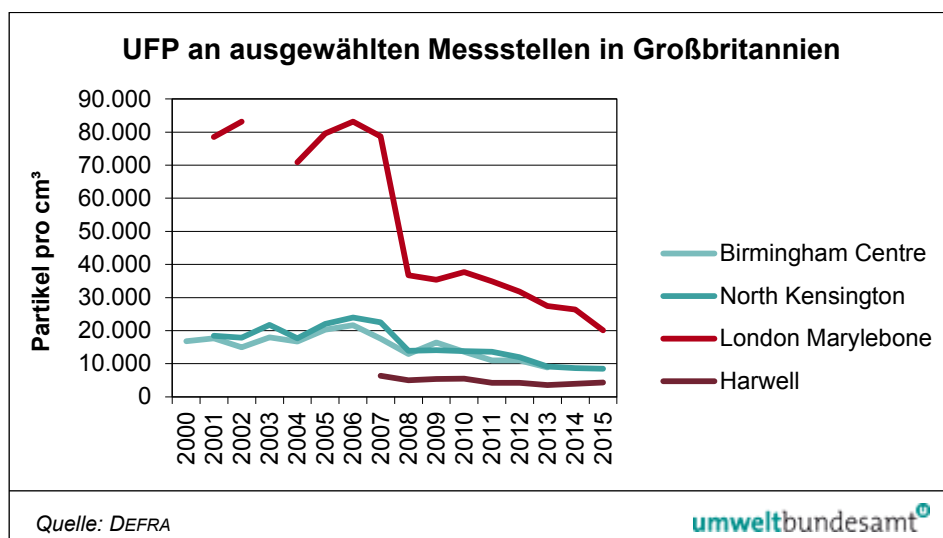


Abbildung 14:
Jahresmittelwerte der
Partikelanzahl (UFP) an
ausgewählten Stand-
orten in Großbritannien.

Abbildung 14 zeigt den Tages- und Wochengang der Partikelanzahlkonzentration an der Station London Marylebone Road im Jahr 2015. Der Verlauf ähnelt dem von typischen NO₂-Verläufen verkehrsbelasteter Stationen.

² https://uk-air.defra.gov.uk/data/data_selector?q=765004#mid

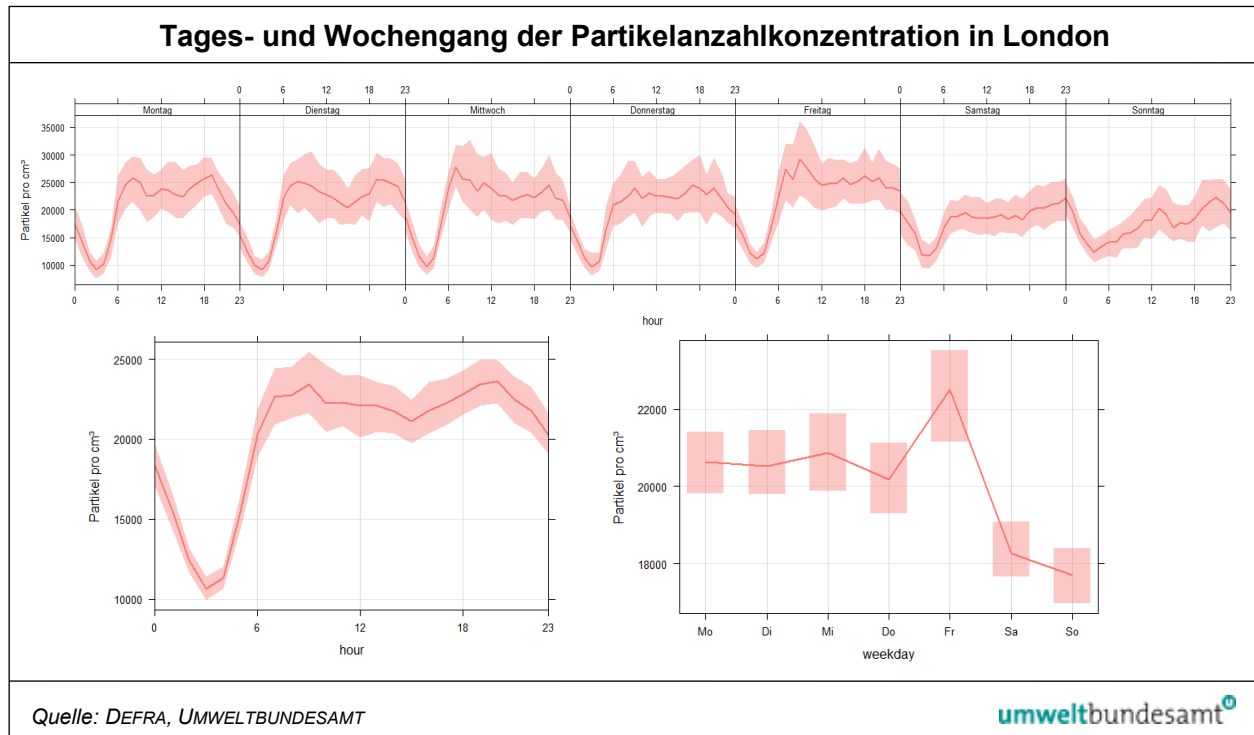


Abbildung 15: Tages- und Wochengang der Partikelanzahlkonzentration an der Verkehrsmessstelle London Marylebone Road, 2015.

An der ländlichen Hintergrundmessstelle Harwell wird der Tages-, Wochen- und Jahresgang von Nukleationsereignissen bestimmt. Die höchsten Konzentrationen treten gegen 18 Uhr bzw. von März bis Mai auf (siehe Abbildung 16).

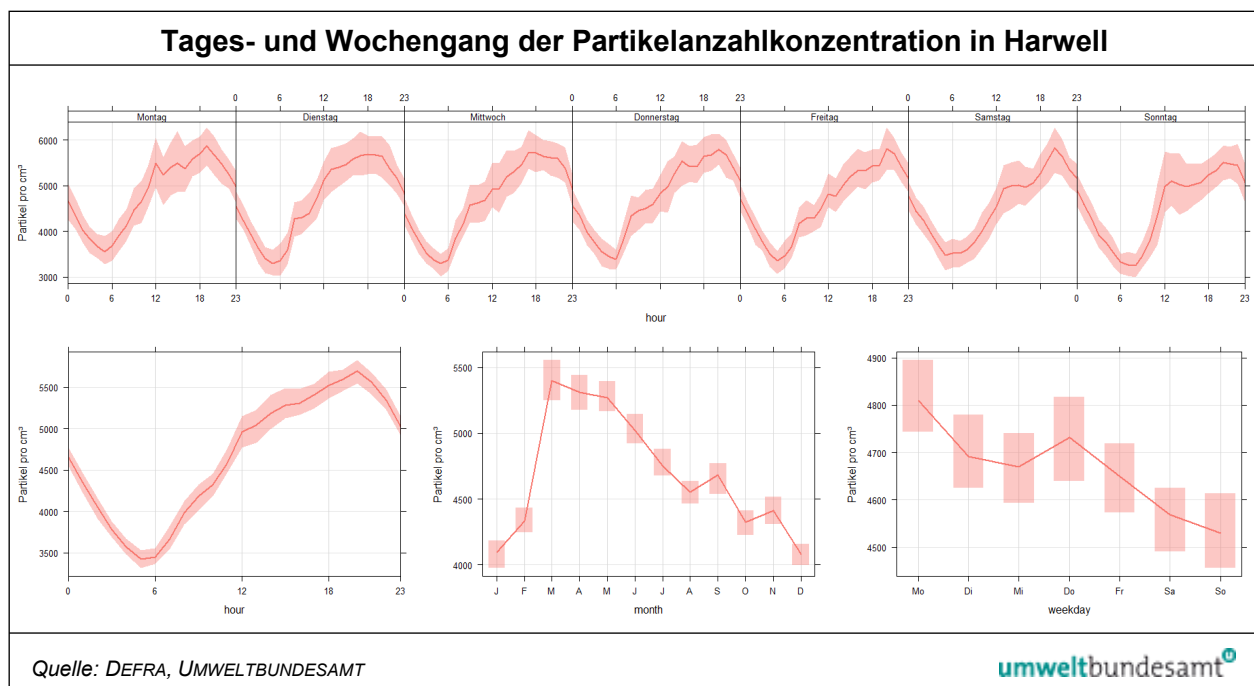


Abbildung 16: Tages-, Wochen- und Jahresgang der Partikelanzahlkonzentration an der ländlichen Hintergrundmessstelle Harwell im Mittel der Jahre 2009–2012 und 2014.

2.1.3 Schweiz

Aus der Schweiz liegen aggregierte Messdaten³ zur Partikelanzahl an insgesamt 18 Standorten vor, die bei zwei Standorten bis zum Jahr 2003 zurückreichen. Von der GAW-Station Jungfraujoch⁴ liegen Daten seit 1995 vor. Darüber hinaus sind nicht validierte Daten⁵ der letzten 18 Monate für fünf Stationen verfügbar. Die Standorte variieren dabei von autobahnnahen, ländlichen Stationen über städtische Messstellen bis zu regionalen Hintergrundmessstellen. Abbildung 17 zeigt die Jahresmittelwerte an vier bzw. fünf Stationen. An all diesen Stationen zeigt sich ein mehr oder weniger durchgehender, statistisch signifikanter Rückgang der Partikelkonzentration.

***Rückgang der
Konzentrationen***

Das 95-Perzentil der Halbstundenmittelwerte beträgt etwa das Zwei- bis Dreifache des Jahresmittelwerts, ebenso der maximale Tagesmittelwert.

Im Rahmen der Schweizer SAPALDIA-Studie⁶ wurde die Variabilität verschiedener Luftschadstoffe bzw. Parameter, darunter die Partikelanzahlkonzentration (PNC) an 67 Messstellen, im Detail untersucht (EEFTENS et al. 2015). Die räumliche Variabilität – bestimmt als Verhältnis des 90 Perzentils zum 10 Perzentil – war mit 3,14 am höchsten bei NO₂, gefolgt PM_{coarse} und PNC (2,0).

³ <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/daten/luftbelastung--historische-daten/datenabfrage-der-jahreswerte-von-luftschadstoffen-in-der-schweiz.html>

⁴ <http://ebas.nilu.no/>

⁵ <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/daten/datenabfrage-nabel.html>

⁶ Swiss Study on Air Pollution and Lung and Heart Diseases in Adults, <http://www.sapaldia.ch/de/>

Abbildung 17:
Jahresmittelwerte der
Partikelanzahl an
ausgewählten
Standorten in der
Schweiz (2016:
vorläufige Daten. Untere
Abbildung mit
logarithmischer y-Achse.

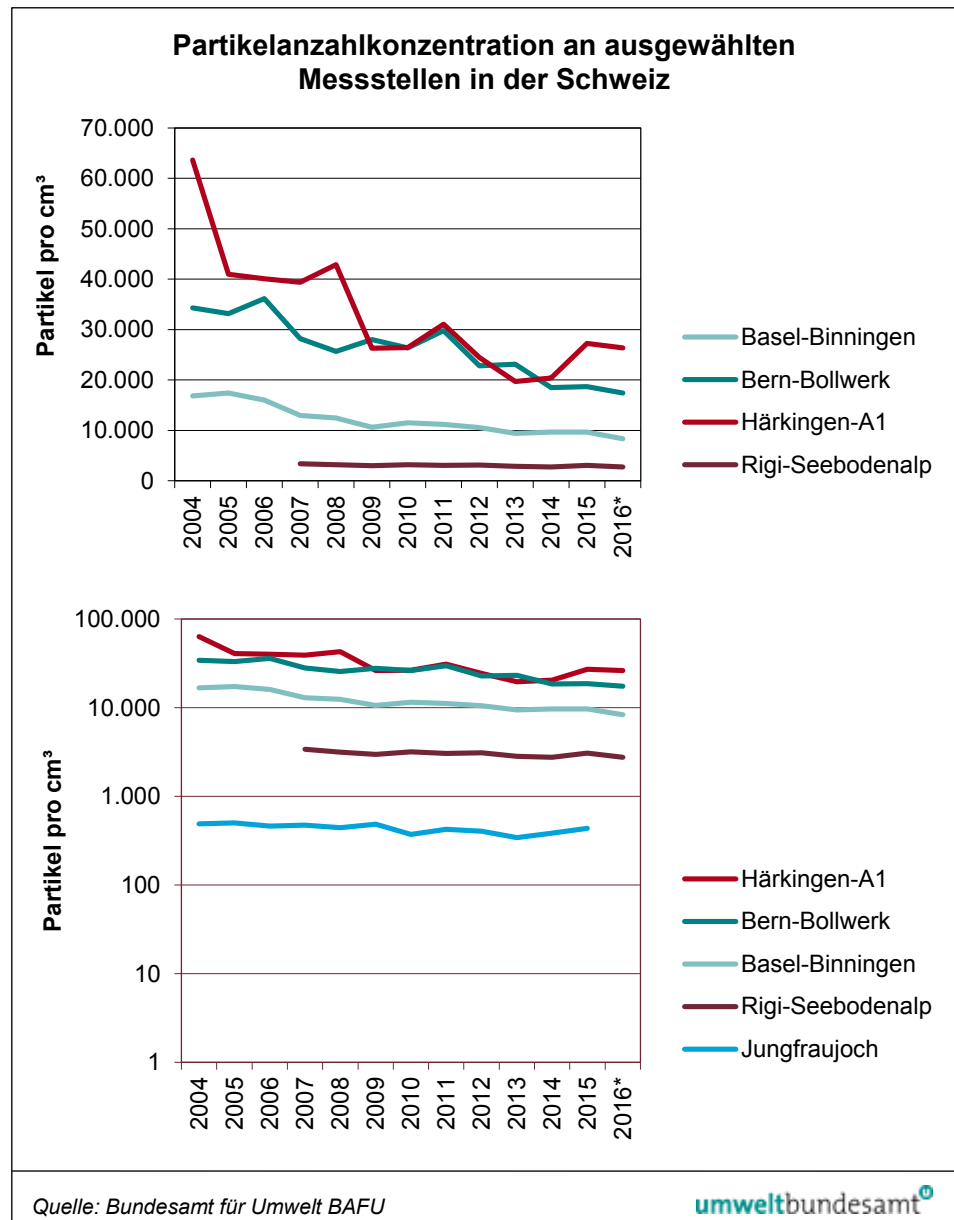


Abbildung 18 zeigt die Abnahme der Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit vom Abstand zur nächstgelegenen stärker befahrenen Straße. Ab einer Entfernung von etwa 1 km ist kein Einfluss der Straße mehr erkennbar.

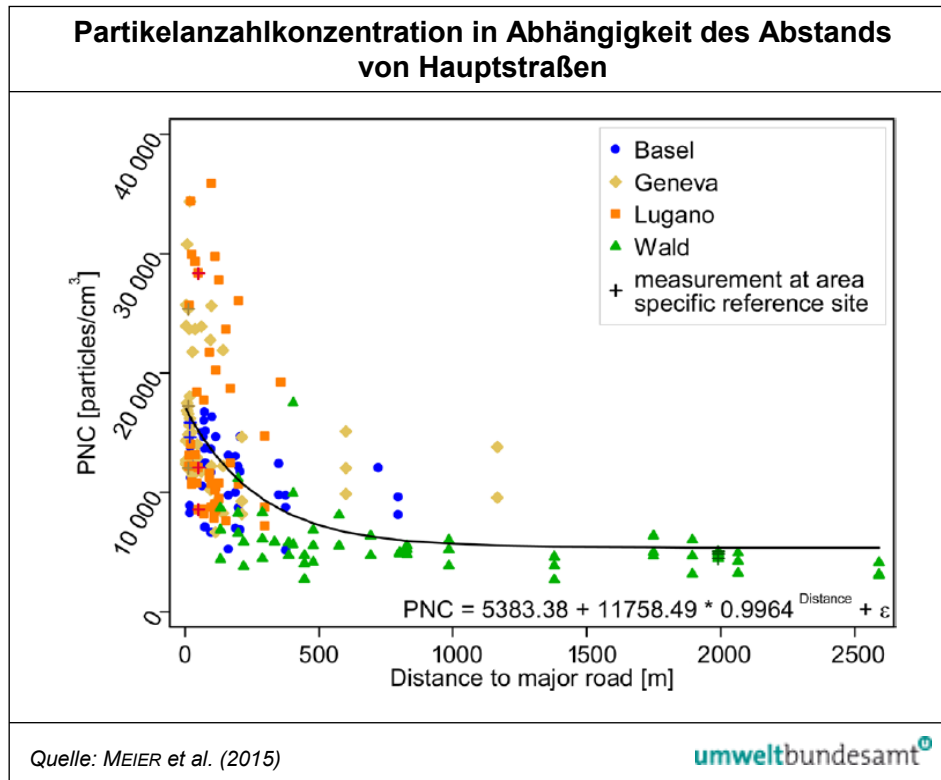
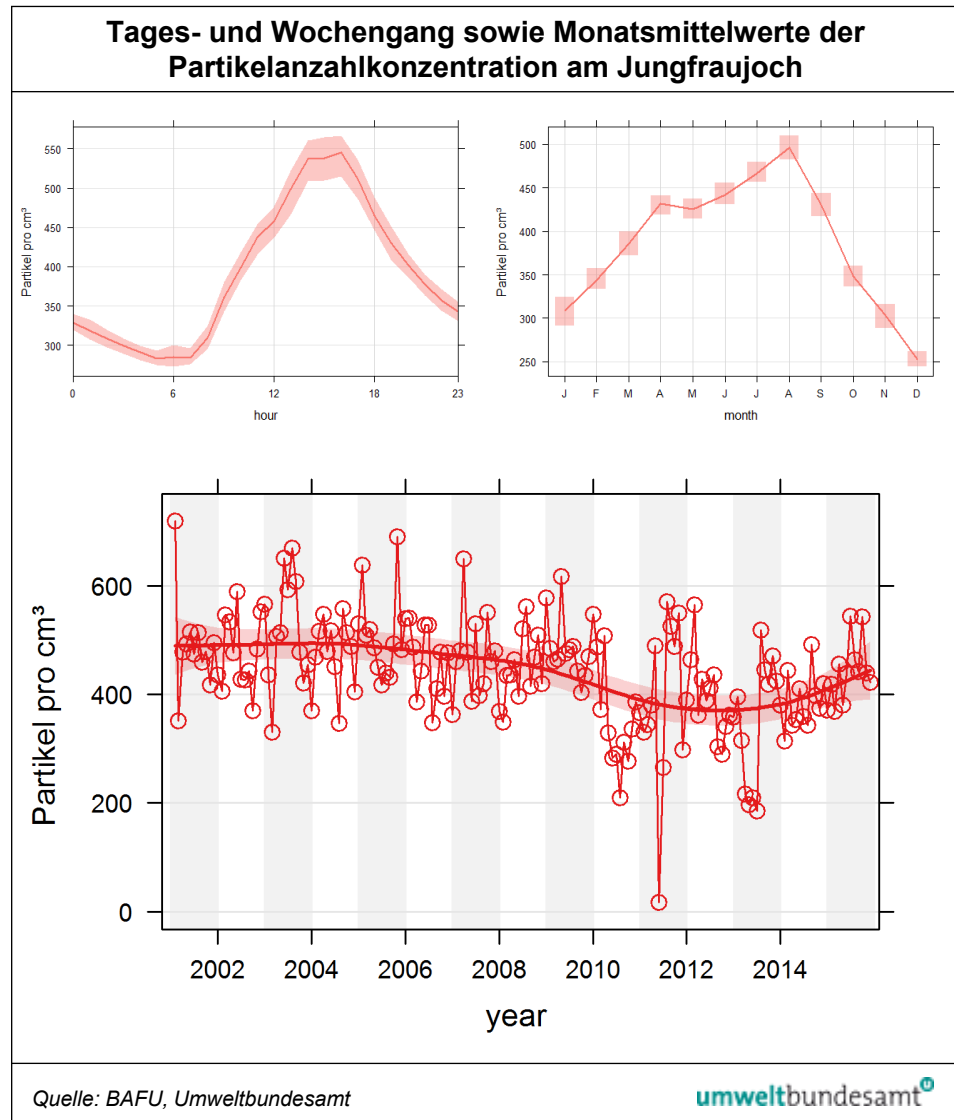


Abbildung 18:
Mittlere Partikelanzahlkonzentration (PNC) von insgesamt 187 Messungen an städtischen Hintergrundmessstellen in Basel (23 Standorte), Genf (20), Lugano (18), Wald (19) sowie 11 Messungen an einer Referenzmessstelle. Gemessen mit einem minidisc-Gerät als Funktion des Abstands zur nächstgelegenen Hauptstraße.

In Abbildung 19 sind der Tages- und Jahresgang der Partikelanzahlkonzentration am Jungfraujoch dargestellt, gemittelt über die Jahre 2010–2015. Die Konzentration schwankt zwischen etwa 300 Partikeln in den Morgenstunden bzw. im Winter und etwa 500 Partikeln am Nachmittag bzw. im Sommer. Die untere Abbildung zeigt die Entwicklung der Monatsmittelwerte von 2001–2015. Ein deutlicher Trend ist nicht abzulesen; der gleitende Mittelwert variiert zwischen etwa 400 und 500 Partikeln pro cm^3 .

Abbildung 19:
Tages- und Jahresgang
der Partikelanzahl-
konzentration am
Jungfrauoch, Schweiz,
2010–2015 (oben),
Entwicklung der
Monatsmittelwerte von
2001–2015.



2.1.4 Deutschland

German Ultrafine Aerosol Network mit 17 Stationen

In Deutschland werden die Partikelanzahl-Größenverteilungen im Rahmen des German Ultrafine Aerosol Networks (GUAN)⁷ mittels Mobilitätsspektrometern (SMPS oder DMPS) an 17 Messstellen gemessen (siehe Abbildung 20). Das GUAN ist ein kooperatives Messnetz, das in Deutschland neue wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung des Ultrafeinstaubes schafft. Die Messdaten werden derzeit für beschreibende Atmosphärenstudien und zur Validierung von Ausbreitungs- und Vorhersagemodellen genutzt.

Die Messdaten reichen an einzelnen Standorten (Melpitz) bis 1996 zurück, für die meisten Stationen liegen Daten seit 2010 vor. Die Messungen finden sowohl an Hintergrundstandorten und im städtischen Hintergrund als auch an verkehrsnahen Standorten statt.

⁷ <http://wiki.tropos.de/index.php/GUAN>

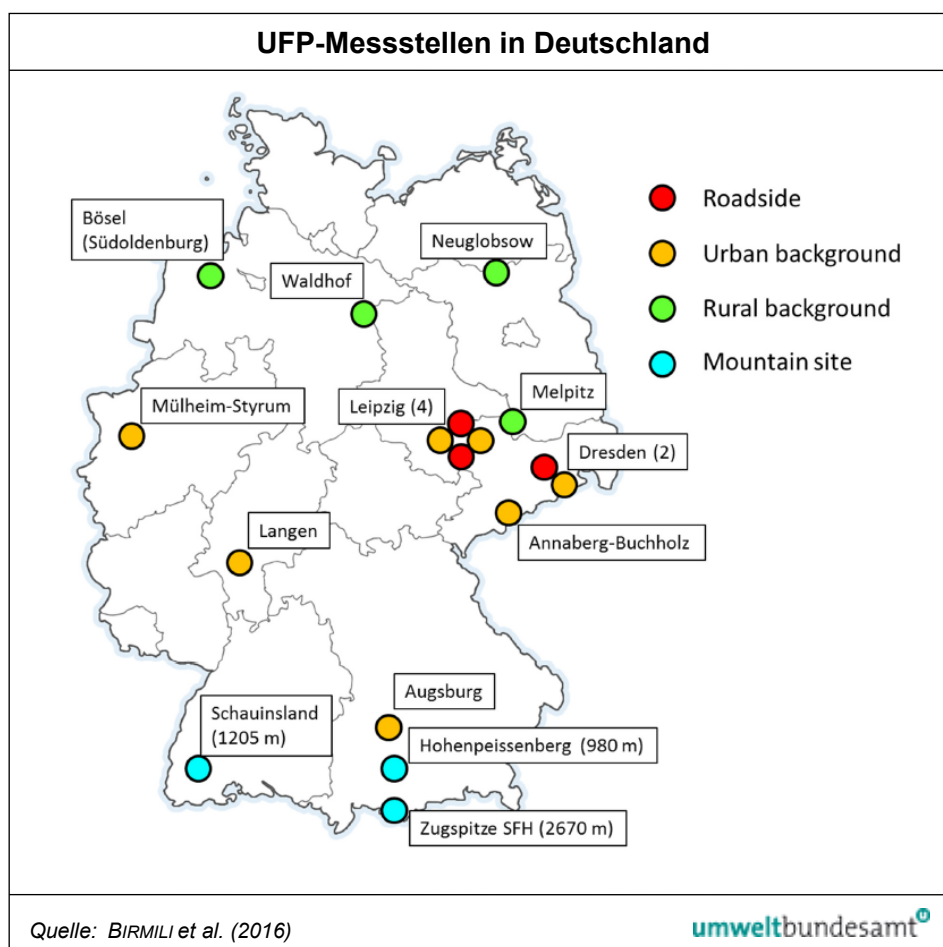


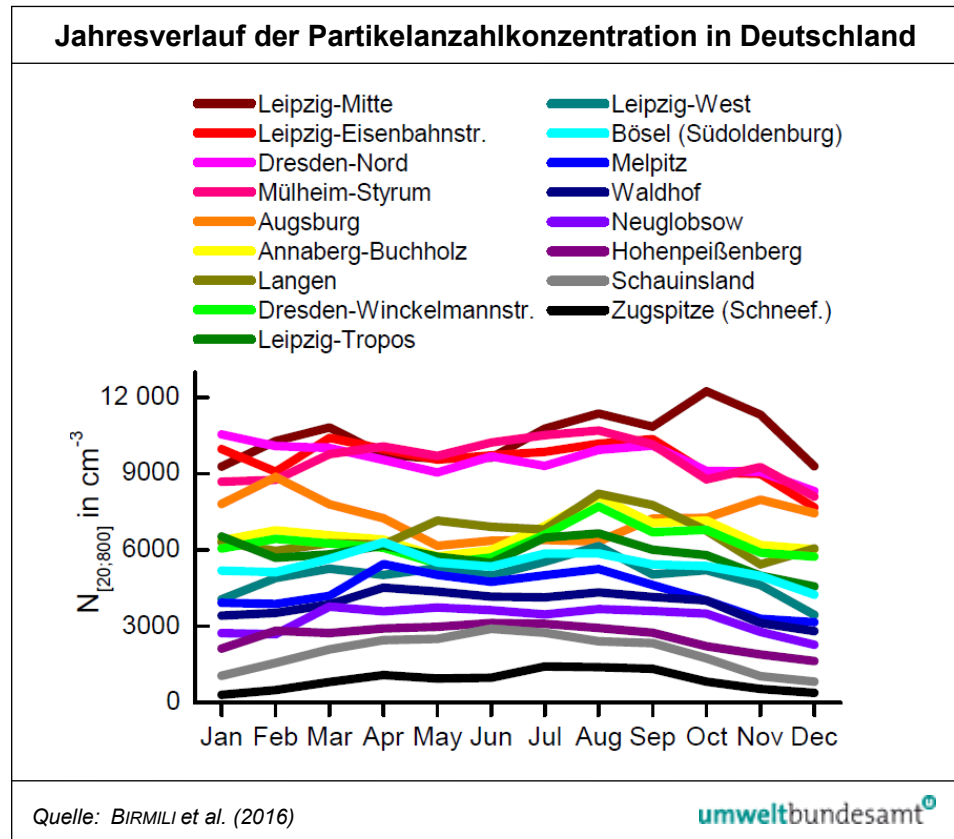
Abbildung 20:
Messstellen des
German Ultrafine
Aerosol Networks,
GUAN.

In Abbildung 21 ist der Jahresgang der Partikelanzahlkonzentration an allen GUAN-Stationen dargestellt, gemittelt – soweit verfügbar – über die Jahre 2009–2014. Die mittlere Konzentration der Gesamtpartikelanzahl (Durchmesserbereich 20–800 nm) liegt zwischen 850 und 10.500 Partikeln pro cm^3 , abhängig vom Standort der Messstelle. Die Konzentrationen an den verkehrsnahen Messstellen in Leipzig und Dresden liegen das ganze Jahr zumeist über 9.000 Partikeln pro cm^3 . Die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen wurden an den alpinen Stationen (Zugspitze mit etwa 850 N/cm^3) gemessen, gefolgt von den ländlichen Hintergrundstationen (bis zu 5.000 N/cm^3). Im städtischen Hintergrund lagen die mittleren Konzentrationen im Bereich von 5.000–9.500 Partikeln pro cm^3 .

Analysen der vorliegenden Zeitreihen zeigten eine Abnahme der Gesamtpartikelanzahl an allen Stationen um 4 % pro Jahr als Medianwert (BIRMILI et al. 2015).

Rückgang der Konzentrationen

Abbildung 21:
Jahresverlauf der
mittleren Partikelanzahl-
konzentrationen
(Durchmesserbereich
20–800 nm) an den
GUAN-Messstellen.



Die mittleren Partikelanzahlkonzentrationen der ultrafeinen Partikel (Durchmesserbereich 20–100 nm) lagen zwischen 570 Partikeln pro cm³ an alpinen Bergstationen und 8.250 Partikeln pro cm³ an verkehrsnahen Messstationen (siehe Abbildung 22).

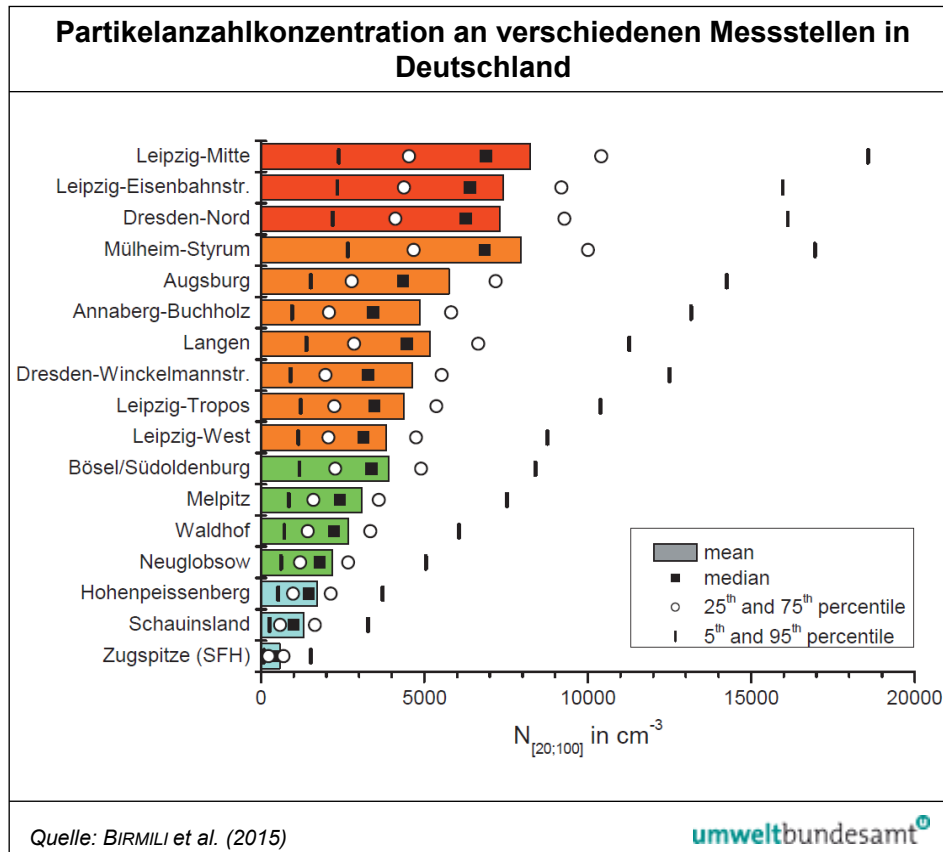


Abbildung 22:
Partikelanzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich 20–100 nm) von 2009–2014 an den GUAN-Messstellen.

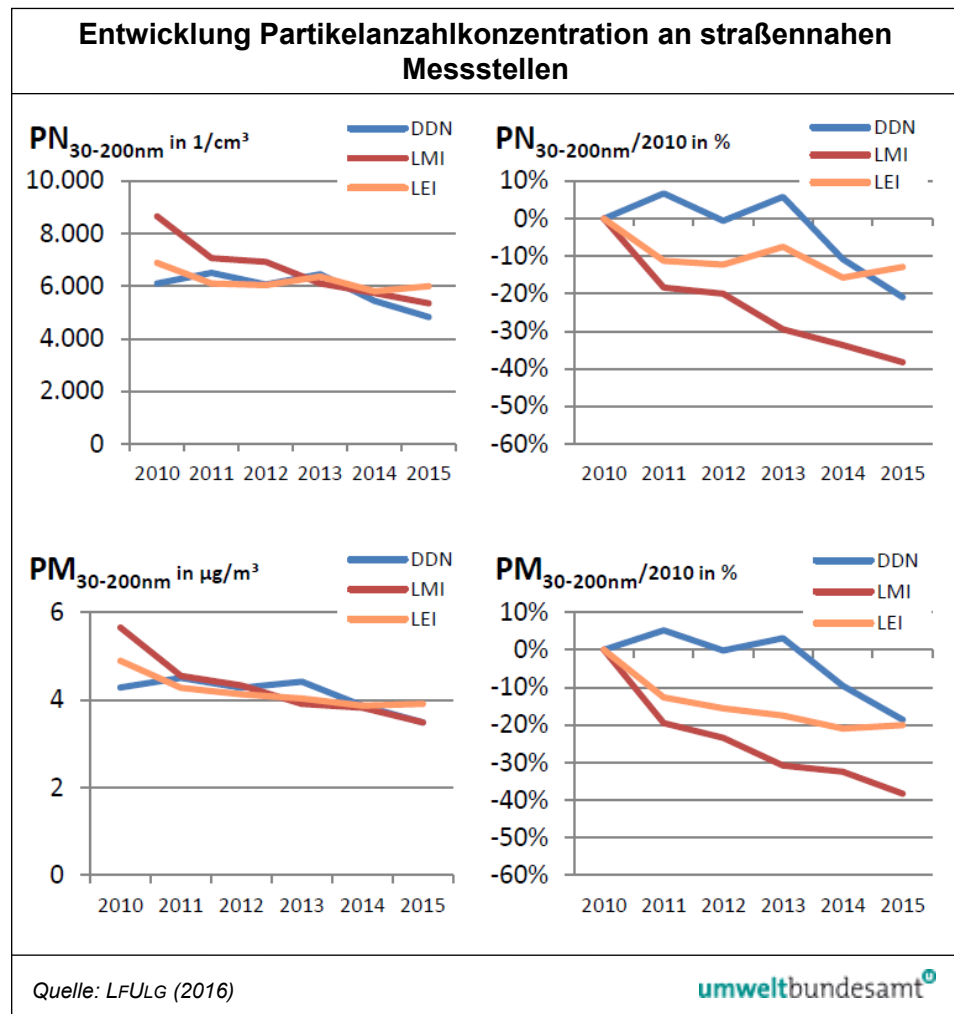
Seit 2010 werden in Leipzig vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Zusammenarbeit mit dem Institut für Troposphärenforschung Immissionsmessungen zur Überprüfung der Wirkung der 2011 eingeführten Umweltzone durchgeführt. Im Zuge dieses Messprogramms werden an sieben Stationen in Leipzig, Dresden und im regionalen Hintergrund die Partikel mit Durchmessern von 30–200 nm als Partikelanzahlkonzentration ($PN_{30-200\text{ nm}}$ in $1/\text{cm}^3$) mit Mobilitätspartikelgrößenspektrometern gemessen. Daraus wird zusätzlich die Partikelmasse ($PM_{30-200\text{ nm}}$ in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) berechnet.

An den verkehrsnahen Messstellen in Leipzig und Dresden wurde von 2010 bis 2015 eine deutliche Reduktion der Jahresmittelwerte für die Partikel festgestellt (siehe Abbildung 23).

Messungen Leipzig und Dresden

Reduktion der Konzentrationen

Abbildung 23:
Entwicklung der
Partikelanzahlkonzentrationen (PN_{30–200 nm}) und der Partikelmasse (PM_{30–200 nm}) an straßennahen Messstellen (DDN ... Dresden Nord, LMI ... Leipzig Mitte, LEI ... Leipzig Eisenbahnstraße) und deren prozentuale Änderung gegenüber 2010.



An der Messstelle Leipzig Mitte im Zentrum der Umweltzone ist seit Einführung der Umweltzone im Jahr 2011 ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen der Partikel mit einem Durchmesser von 30–200 nm – v. a. an den Wochentagen – zu beobachten (siehe Abbildung 24).

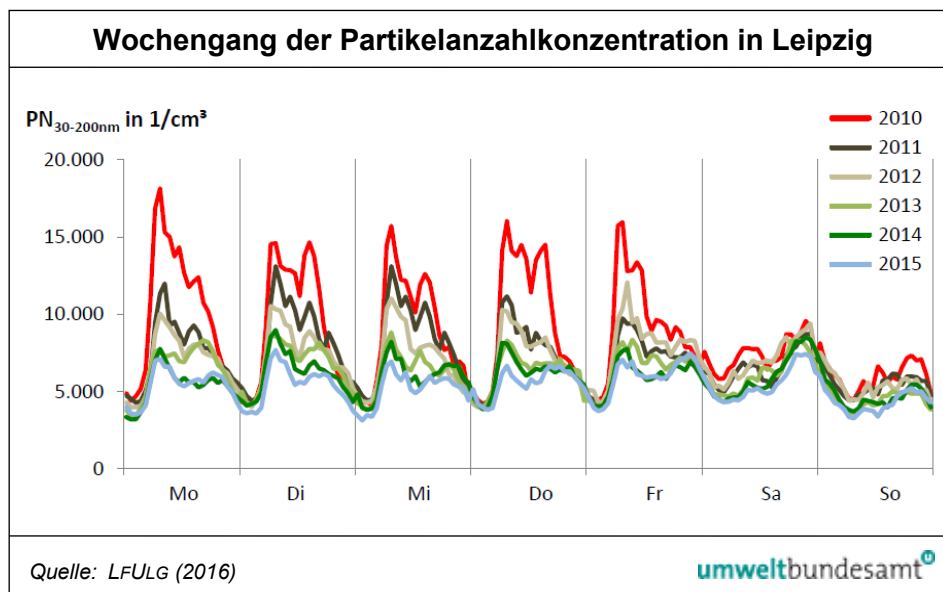


Abbildung 24:
Mittlerer Wochengang
der Partikelanzahl-
konzentration in Leipzig
Mitte von 2010 (vor
Einführung der
Umweltzone) bis 2015.

2.1.5 EMEP- und GAW-Stationen

In der EMEP-Datenbank liegen für 36 Stationen weltweit Daten zur Partikelanzahlkonzentration vor; diese befinden sich v. a. in Nordamerika und Europa. Jahresmittelwerte von ausgewählten europäischen Stationen sind in Tabelle 3 angeführt.

Die Partikelanzahlkonzentration variiert von etwa 4.000 Partikeln pro cm³ an der Messstelle Montseny (40 km nördlich von Barcelona, 25 km entfernt von der Küste), etwa 3.000 Partikeln am Hohenpeissenberg, 400 am Jungfraujoch und weniger als 100 am Südpol.

Tabelle 3:
*Jahresmittelwerte der
 Partikelanzahl an
 ausgewählten EMEP-
 und GAW-Stationen
 (Anzahl Partikel/cm³)
 (Quelle:
<http://ebas.nilu.no/>).*

	CH	DE	ES	FI	FR	USA
	Jungfrau- joch	Hohenpeissen- berg	Montseny	Värriö	Puy de Dôme	Südpol
Seehöhe	3.580 m	988 m	720 m	400 m	1.465 m	2.841 m
2003		3.711				26
2004		3.467				54
2005	504	3.427				71
2006	464	2.848				
2007	474	2.963				
2008	446	2.855				
2009	485	3.143				
2010	374				2.561	
2011		3.278			1.578	
2012	405	3.307				
2013	342	2.982	3.246	838	1.489	
2014	385	2.866	4.497	813	1.566	
2015	438	3.082	3.906	1.081	1.708	

Der Trend an ausgewählten Standorten wurde u. a. in zwei wissenschaftlichen Arbeiten im Detail untersucht (COLLAUD COEN et al. 2013, ASMI et al. 2013). An den meisten Messstellen zeigt sich ein (statistisch signifikanter) abnehmender Trend im Bereich von 1–3 % pro Jahr.

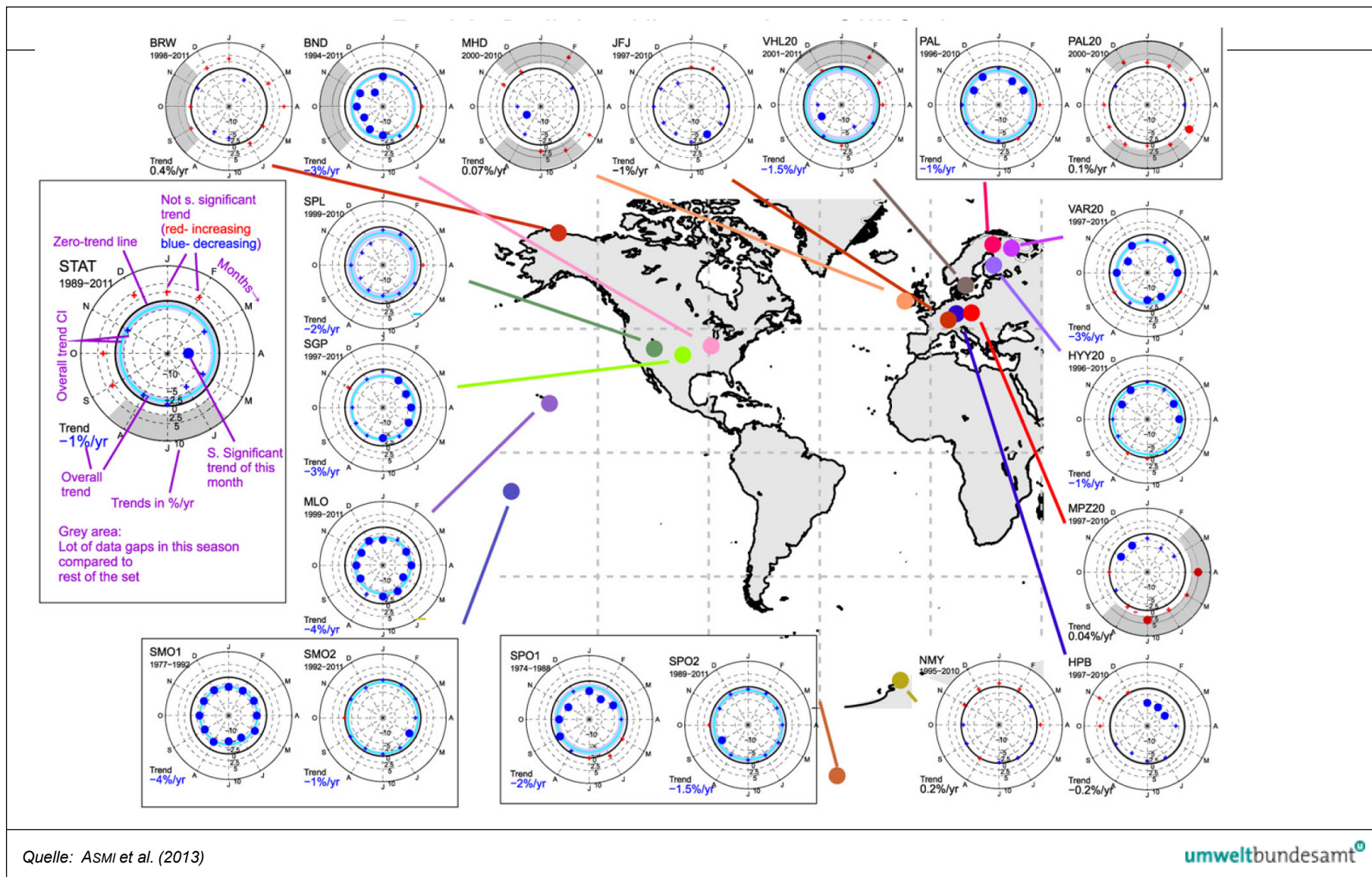


Abbildung 25: Monatlicher Trend der Partikelanzahlkonzentration an verschiedenen GAW-Stationen. Das Insert zeigt die Bedeutung der Symbole. Symbole und Kreise innerhalb der Nulllinie zeigen einen abnehmenden Trend (blau), außerhalb eine Zunahme (rot). Schwarze Kreise und kleine Symbole zeigen nicht-signifikante Trends an.

2.1.6 Exposition

Eine Studie in Augsburg (Gu et al. 2015) untersuchte die Exposition durch ultrafeine Partikel in verschiedenen Mikroumgebungen, im Vergleich zu einer stationären Messung an einer städtischen Hintergrundmessstelle. Die persönliche Exposition der ProbandInnen war zumeist höher als die an der Hintergrundmessstelle bestimmte Konzentration (siehe Abbildung 26). Besonders deutlich erhöht gegenüber der Messstelle war die persönliche Exposition im Verkehr, beim Einkaufen und in einigen Innenräumen.

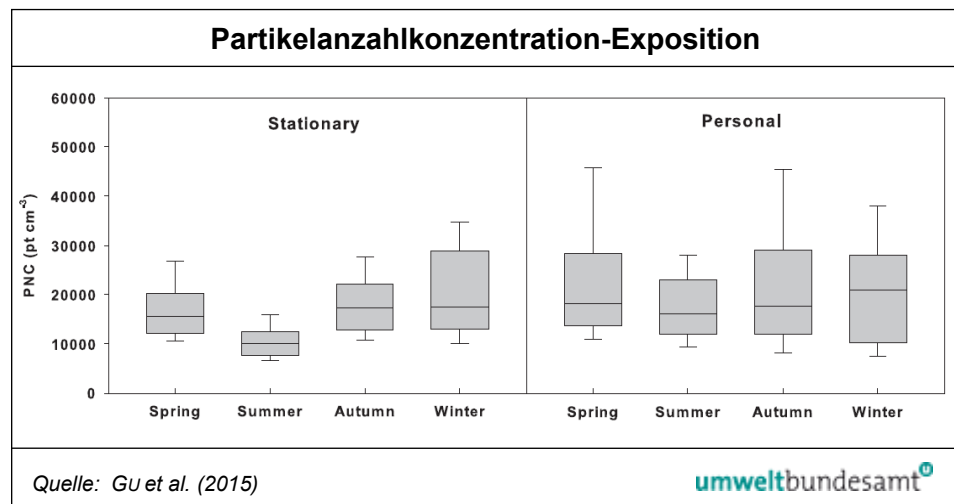


Abbildung 26: Boxplot der Partikelanzahlkonzentration an einer Hintergrundmessstelle (links) und der persönlichen Exposition in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Frühling: März–Mai, Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar). Die Linien in den Rechtecken geben den Median an, die unteren und oberen Grenzen das 5 bzw. 95 Perzentil.

2.1.7 Modellrechnungen

Modellierungen von Partikelanzahlkonzentrationen liegen sowohl für europäische Städte (wie beispielsweise Athen, Helsinki, London, Oslo, Rotterdam) als auch für ganz Europa vor (KUKKONEN et al. 2016, AHLM et al. 2013). Die modellierten Konzentrationen sind in den Städten v. a. von lokalen Verkehrsemissionen sowie im Bereich von Häfen von Schiffsemissionen beeinflusst (siehe Abbildung 27).

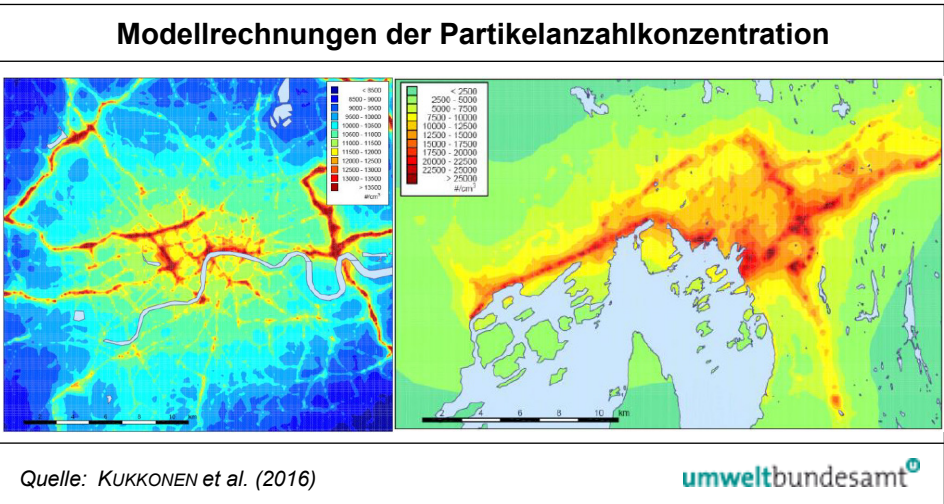


Abbildung 27:
Modellrechnungen der
Partikelanzahlkonzentra-
tion im Jahresmittel
(2008) für das Zentrum
von London (links) und
Oslo (rechts); Farbskala:
Partikelanzahl pro cm³.

2.1.8 Überblick Partikelanzahlkonzentrationen

Wie in den obigen Kapiteln dargestellt, variiert die Partikelanzahlkonzentration deutlich zwischen ländlichen Hintergrundmessstellen und verkehrsnahen Stand-orten. Die Messwerte dieser Standorttypen liegen in verschiedenen Ländern aber durchaus auf einem vergleichbaren Niveau. In Tabelle 4 sind typische Konzen-trationsbereiche für die Partikelanzahl dargestellt.

Standort	Partikelanzahlkonzentration (Partikel/cm ³)
globaler Hintergrund (Südpol)	< 100
Hochgebirge (Jungfrauoch)	≈ 400
Nordskandinavien	≈ 1.000
Mittelgebirge (Hohenpeissenberg)	≈ 2.600
ländlicher Hintergrund (Melpitz, Wald-hof, Neuglobsow)	≈ 4.000
städtischer Hintergrund	8.000–15.000
Autobahn (Schweiz)	≈ 25.000
städtisch verkehrsnah*	≈ 12.000–43.000

* siehe KUMAR et al. (2014), supplementary materials (europäische Städte ab 2008), BIRMILI et al. (2016)

Tabelle 4:
Jahresmittelwerte der
Partikelanzahlkonzentrat-
ionen an verschiedenen
Standorttypen in Europa
im Vergleich zum
Südpol (Quelle: BAFU,
BIRMILI et al. 2015, GAW,
Umweltbundesamt).

2.1.9 Zukünftige Belastung

Für die Zukunft wird in Europa ein deutlicher Rückgang der Partikelanzahlkon-zentration bis 2030 erwartet (siehe Abbildung 28). Dieser Rückgang wird v. a. durch die Reduktion der SO₂-Emissionen verursacht, da Schwefeldioxid die Partikelentstehung und das Partikelwachstum stark beeinflusst.

**Konzentrationsrück-
gang wird erwartet**

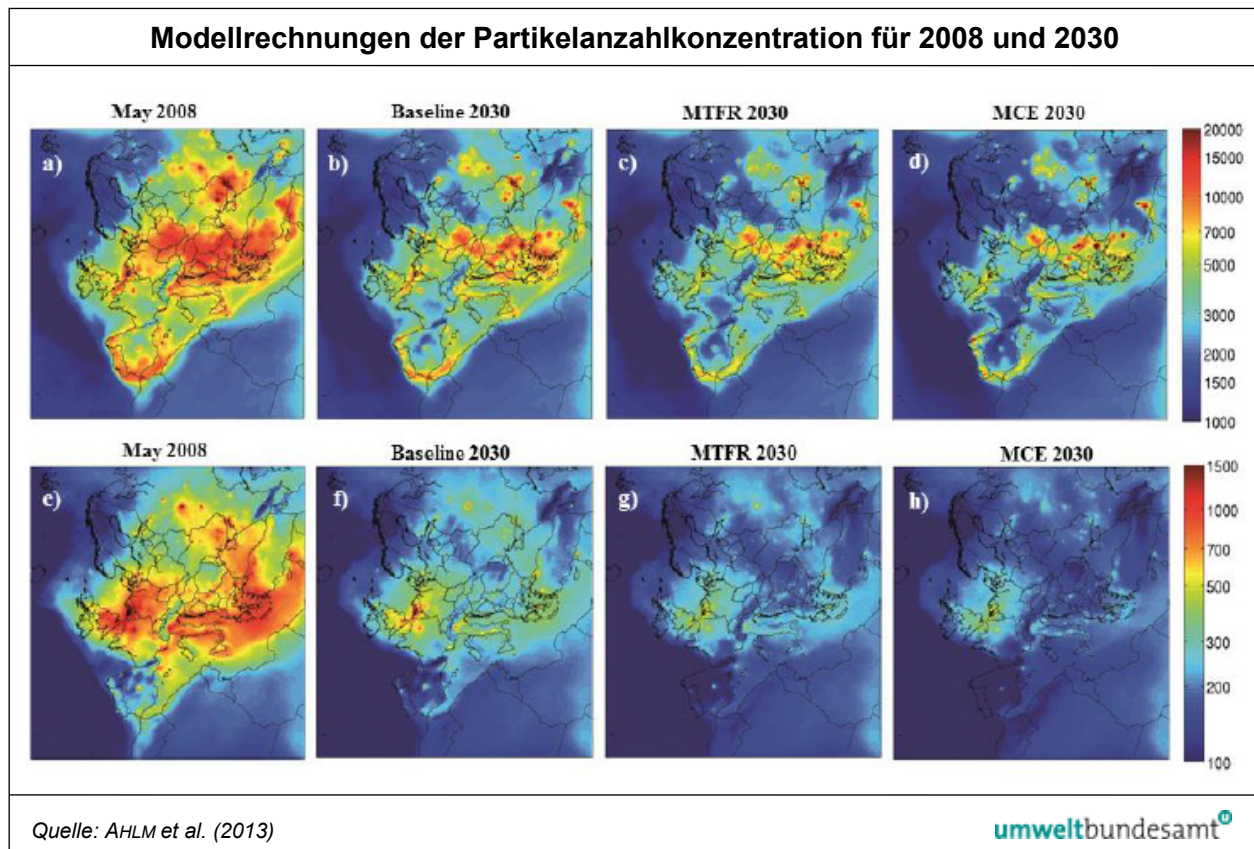


Abbildung 28: Modellrechnungen für 2008 und verschiedene Szenarien für 2030 für Gesamtpartikelanzahl N_{tot} (a–d) und Partikel < 100 nm N_{100} (e–h) (Baseline, MTFR: Maximum Technically Feasible Reduction, MCE: Maximum Control Effort). Median je Rasterzelle. Farbskala: Partikelanzahl pro cm^3 .

2.2 Black Carbon

2.2.1 Deutschland

BC-Messungen im Rahmen des GUAN

In Deutschland werden im Rahmen des German Ultrafine Aerosol Network (GUAN, siehe auch Kapitel 2.1.4 für Details)⁸ neben den UFP-Messungen auch BC-Messungen mit Multi Angle Absorption Photometern (MAAP, siehe Kapitel 3.2.2) durchgeführt (siehe Abbildung 20).

Die Messdaten reichen an einzelnen Standorten (Melpitz) bis 2007 zurück, für die meisten Stationen liegen Daten seit 2009 vor. Die Messungen finden sowohl an Hintergrundstandorten, im städtischen Hintergrund als auch an verkehrsnahen Standorten statt.

Rückgang der Konzentrationen

Die mittleren BC-Konzentrationen lagen zwischen $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an alpinen Bergstationen und $2,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an verkehrsnahen Messstationen (siehe Abbildung 29). Wie für die Partikelanzahlkonzentrationen war auch für BC eine deutliche Abnahme der Konzentration an den meisten GUAN-Stationen zwischen 2009 und 2014 um 5 % pro Jahr als Medianwert zu beobachten (BIRMILI et al. 2015).

⁸ <http://wiki.tropos.de/index.php/GUAN>

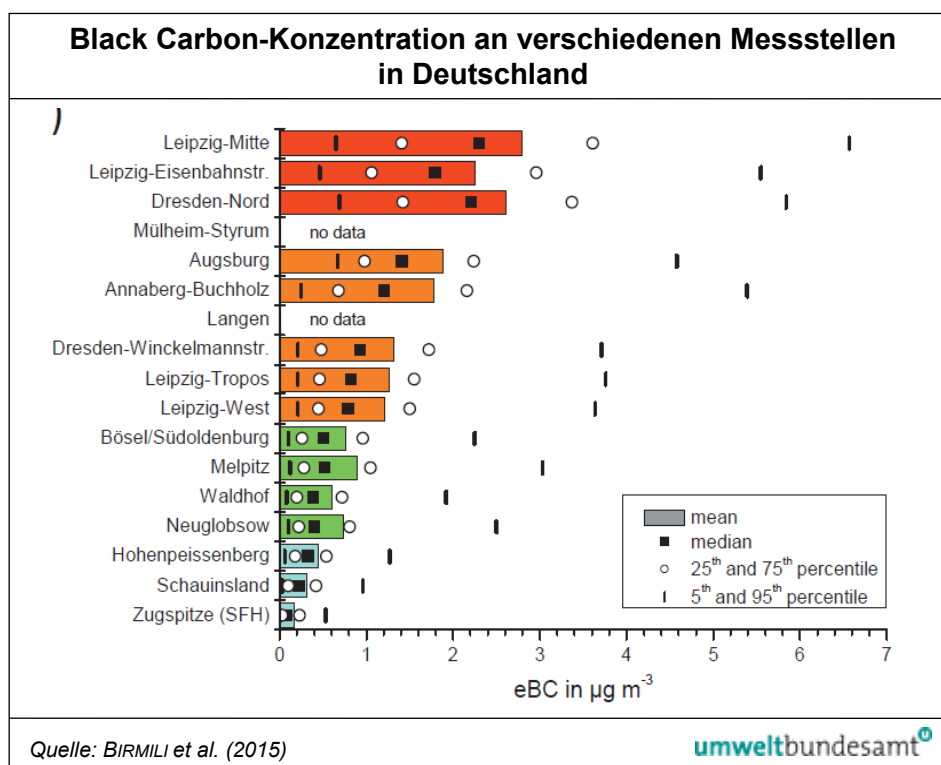


Abbildung 29: Konzentrationen von äquivalentem Black Carbon (eBC) von 2009–2014 an den GUAN-Messstellen. (Quelle: BIRMILI et al. 2015)

Seit 2010 werden in Leipzig vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Zusammenarbeit mit dem Institut für Troposphärenforschung Immissionsmessungen zur Überprüfung der Wirkung der 2011 eingeführten Umweltzone durchgeführt. Im Zuge dieses Messprogramms wird an sieben Stationen in Leipzig, Dresden und im regionalen Hintergrund neben der Partikelanzahlkonzentration auch Ruß als schwarzer Kohlenstoff (BC in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mit Multi Angle Absorption Photometern (MAAP, siehe Kapitel 3.2.2) gemessen.

Messungen Leipzig und Dresden

An den verkehrsnahen Messstellen in Leipzig und Dresden wurde von 2010 bis 2015 eine deutliche Reduktion der BC-Jahresmittelwerte, zum Teil um 40–50 %, festgestellt (siehe Abbildung 30).

Reduktion der Konzentration

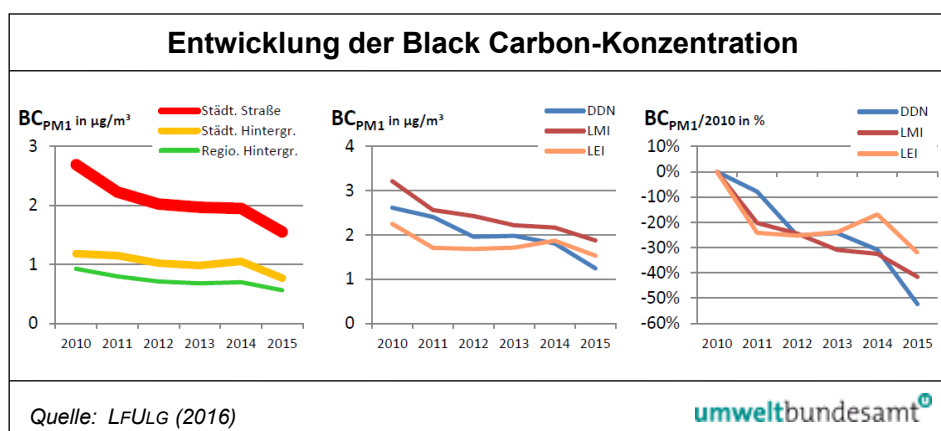
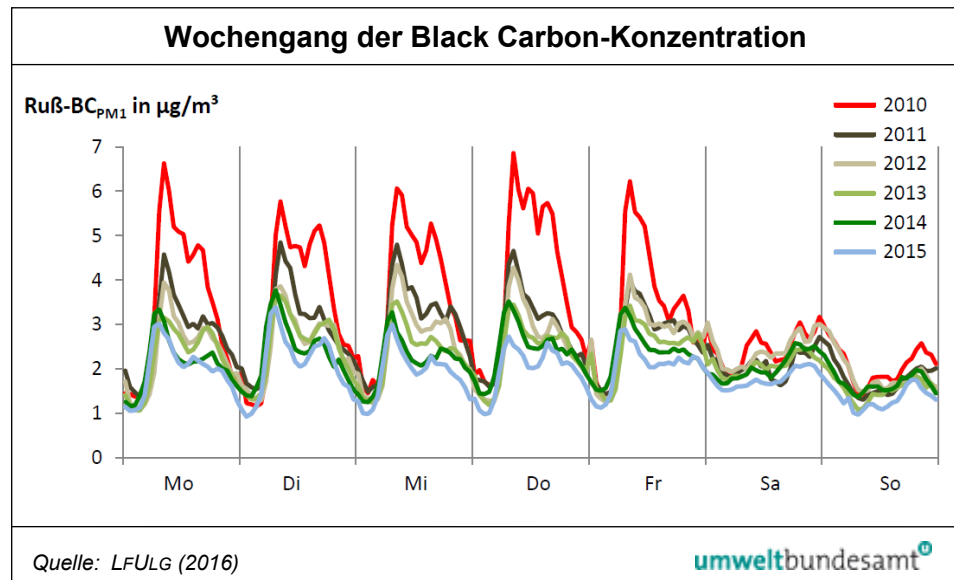


Abbildung 30: Entwicklung der BC-Konzentrationen im PM_{10} an unterschiedlichen Standorttypen (links) und an straßennahen Messstellen (DDN ... Dresden Nord, LMI ... Leipzig Mitte, LEI ... Leipzig Eisenbahnstraße) sowie deren prozentuale Änderung gegenüber 2010.

An der Messstelle Leipzig Mitte im Zentrum der Umweltzone ist seit Einführung der Umweltzone im Jahr 2011 – analog zu den Partikelkonzentrationen – ein deutlicher Rückgang der BC-Konzentrationen an den Wochentagen zu beobachten (siehe Abbildung 31).

Abbildung 31:
Mittlerer Wochengang
der BC-Konzentrationen
im PM_{10} in Leipzig Mitte
von 2010 (vor
Einführung der
Umweltzone) bis 2015.



2.2.2 Schweiz

BC-Messungen seit 2007

In der Schweiz werden im Rahmen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) seit 2007 an mittlerweile neun Stationen BC-Immissionsmessungen mit Aethalometern (Typen Magee AE-31 und AE-33, siehe Kapitel 3.2.1) sowie Multi Angle Absorption Photometer (MAAP, siehe Kapitel 3.2.2) durchgeführt (EMPA 2014). Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten. Die höchsten BC-Belastungen von bis zu $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel treten an den verkehrsnahen Stationen (Bern, Härkingen an der Autobahn A1) auf; im städtischen Hintergrund (z. B. Lugano, Zürich) lagen die Konzentrationen im Jahresmittel zwischen $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abbildung 32).

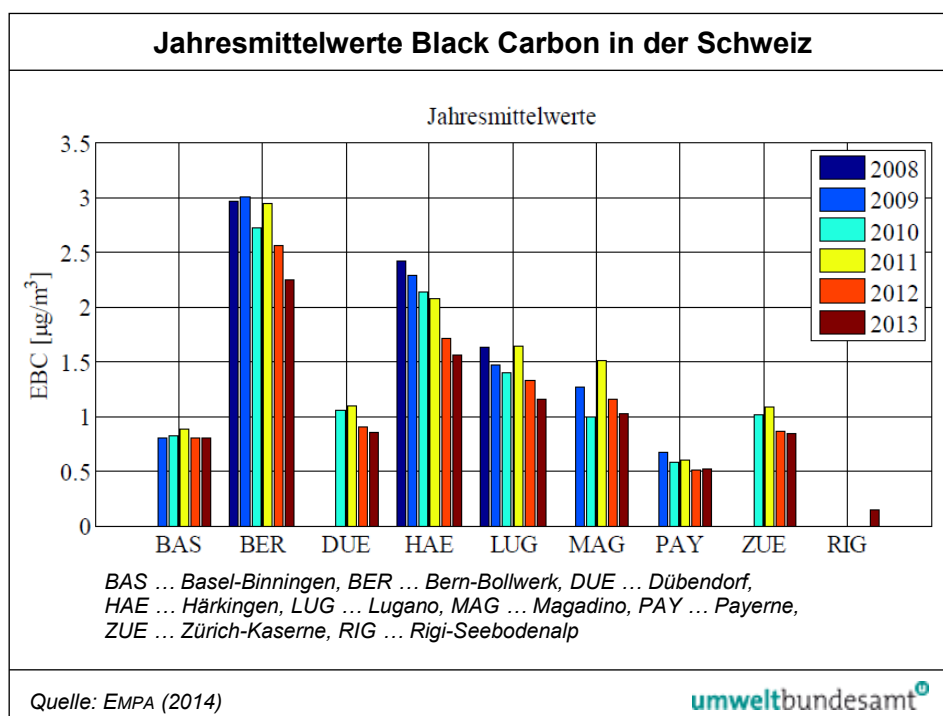


Abbildung 32:
eBC-Jahresmittelwerte
2008–2013 an den
NABEL-Stationen.

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) wurden die BC-Immissionen der Schweiz für die Jahre 2010 und 2020 modelliert (INFRAS/METEOTEST 2014). Für das Jahr 2010 wurden die höchsten BC-Immissionen (bis zu $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in den Städten sowie entlang der Hauptverkehrsachsen ermittelt. In einigen Alpentälern lagen aufgrund des hohen Anteils an Holzheizungen ähnlich hohe BC-Immissionen wie in den Städten vor (siehe Abbildung 33). Die bevölkerungsgewichtete mittlere BC-Konzentration lag 2010 bei $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

**modellierte BC-
Immissionen für
2010 und 2020**

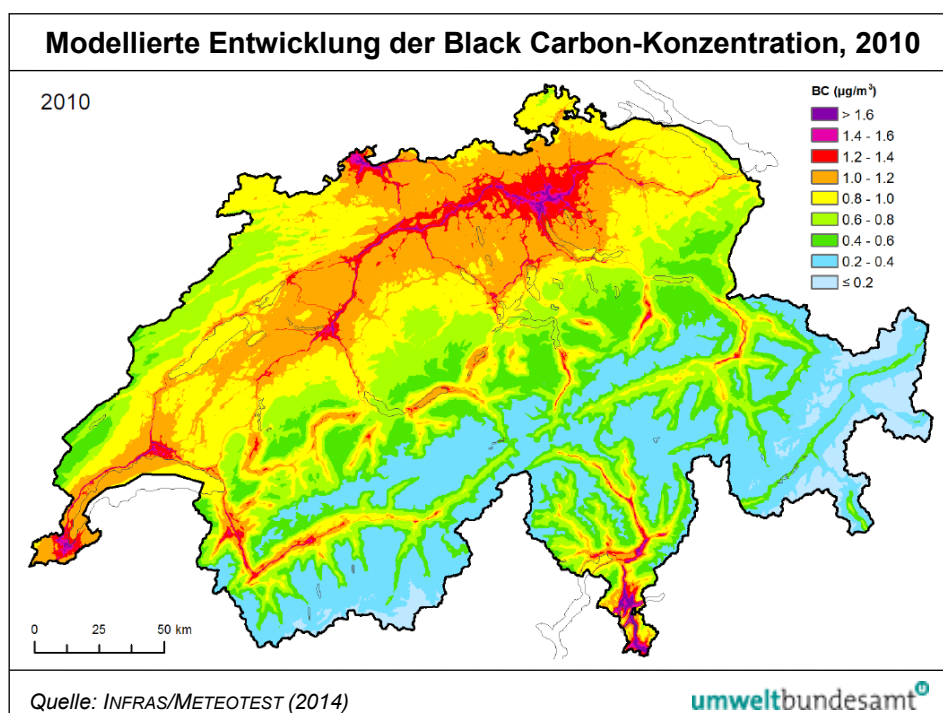
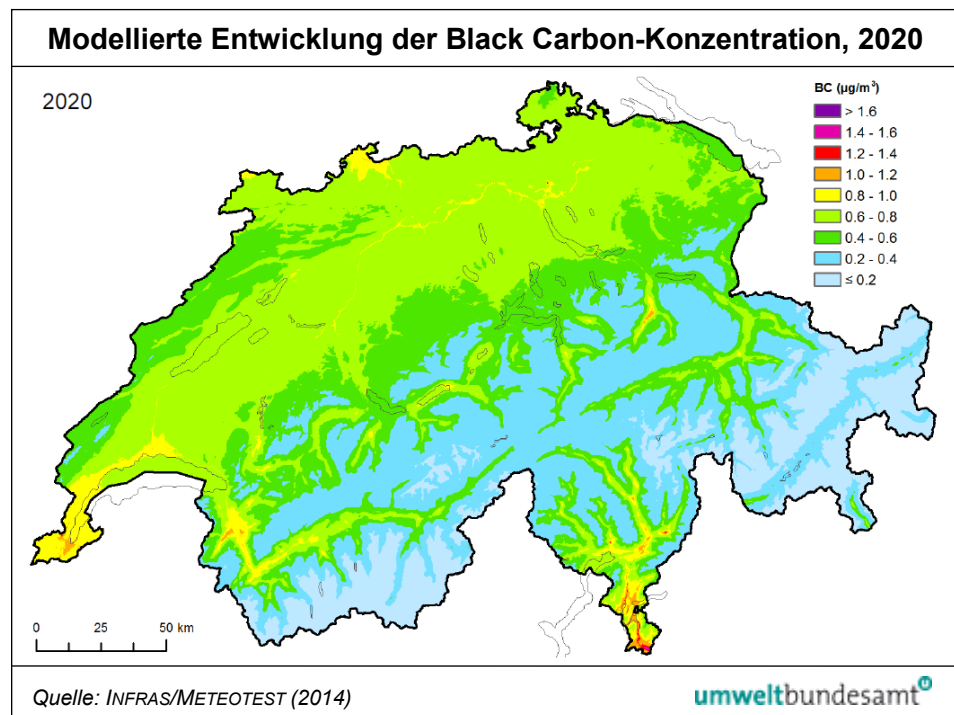


Abbildung 33:
Modellierte BC-
Immissionen der
Schweiz für 2010. Die
Konzentrationen sind als
Jahresmittelwerte in
 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in 200 m-
Auflösung dargestellt.

**Schutzziele werden
voraussichtlich
nicht erreicht**

Für das Jahr 2020 sind deutliche niedrigere BC-Immissionen zu erwarten (siehe Abbildung 34). Dies ist v. a. auf die Durchdringung der Fahrzeugflotte mit Dieselpartikelfiltern zurückzuführen. Die bevölkerungsgewichtete mittlere BC-Konzentration soll bis 2020 auf $0,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absinken. Das von der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene geforderte Schutzziel für den bevölkerungsgewichteten EC-Mittelwert von $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie das für 2020 definierte Zwischenziel von $0,2-0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden voraussichtlich nicht erreicht werden (EKL 2013).

Abbildung 34:
Modellierte BC-
Immissionen der
Schweiz für 2020. Die
Konzentrationen sind als
Jahresmittelwerte in
 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in 200 m-
Auflösung dargestellt.



2.2.3 Großbritannien

**UK Black Carbon
Network**

In Großbritannien werden seit 2008 die Konzentrationen von BC mit Aethalometern der Type Magee AE22 (siehe Kapitel 3.2.1) im „UK Black Carbon Network“ gemessen. Das Messnetz umfasste ursprünglich 21 Messstellen, aktuell wird an 14 Messstellen gemessen (NPL 2016).

Das Messnetz umfasst Stationen an verkehrsbelasteten Standorten sowie im ländlichen bzw. städtischen Hintergrund in den drei Ballungsgebieten London, Birmingham und Glasgow. Zur Erfassung der BC-Emissionen aus Festbrennstoffheizungen werden fünf Messstationen im städtischen Hintergrund in Nordirland (Belfast, Lisburn, Strabane, Ballymena) und in Wales (Cardiff) betrieben.

Ländliche Hintergrundkonzentrationen von BC lagen im Jahr 2015 zwischen $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, städtische Hintergrundkonzentrationen zwischen $0,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an städtischen Verkehrsmessstellen zwischen $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Maximalwert in London Marylebone Road). Seit 2009 ist ein sinkender Trend der durchschnittlichen BC-Konzentrationen an den Messstellen zu beobachten (siehe Abbildung 35).

**Rückgang der
Konzentrationen**

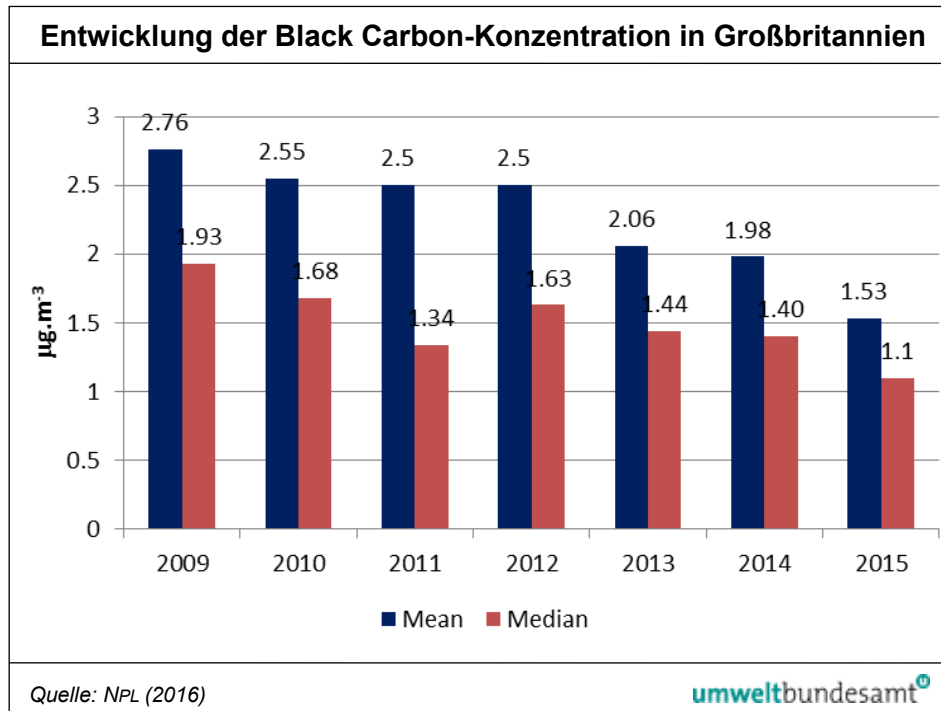
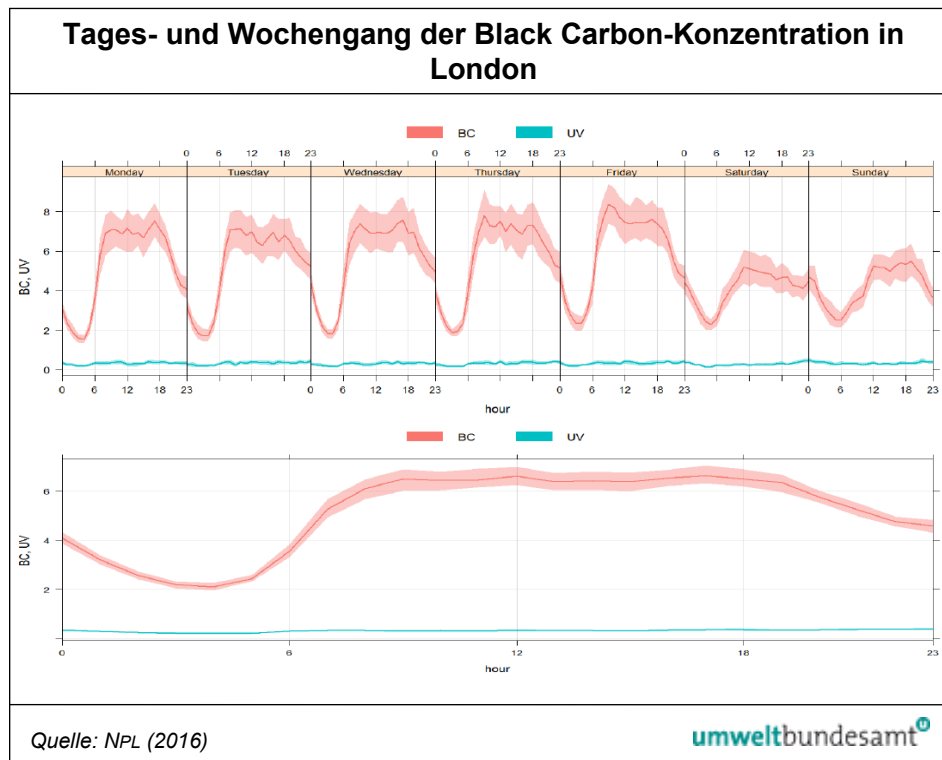


Abbildung 35:
Durchschnittliche
BC-Konzentration an
langjährigen Messstellen
in Großbritannien.

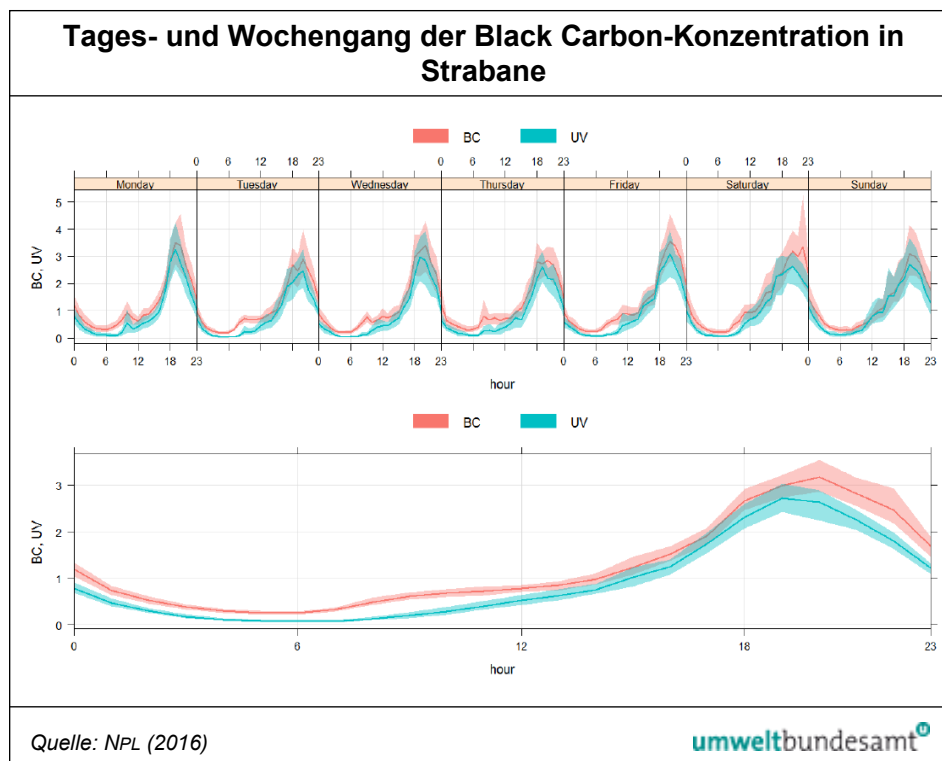
Abbildung 36 zeigt den Tages- und Wochengang der BC-Konzentration an der Station London Marylebone Road im Jahr 2015. Der Verlauf ähnelt dem von typischen NO₂-Verläufen verkehrsbelasteter Stationen. Während die Messung der Absorption bei 880 nm als Konzentration von Black Carbon interpretiert wird, wird die Messung der Absorption bei 370 nm als „UV Komponente“ bezeichnet. Die UV Komponente kann als Indikator für den Anteil der Verbrennung von festen Brennstoffen bzw. Holz verwendet werden.

Abbildung 36:
Tages- und
Wochengang der
BC-Konzentrationen
(rot) und der UV-Kompo-
nente (blau) an der
Verkehrsmessstelle
London Marylebone
Road 2015.



An der städtischen Hintergrundmessstelle Strabane in Nordirland wird der Tages- und Wochengang durch den Einfluss der Heizungen (Öl bzw. Kohle) bestimmt. Die höchsten Konzentrationen treten gegen 20 Uhr auf (siehe Abbildung 37).

Abbildung 37:
Tages- und
Wochengang der
BC-Konzentrationen
(rot) und der UV-
Komponente (blau) an
der städtischen
Hintergrundmessstelle
Strabane (Nordirland)
2015.



3 STAND DER MESSTECHNIK

3.1 Ultrafeine Partikel

3.1.1 Messung der Partikelanzahlkonzentration

Die Messung der Partikelanzahlkonzentration erfolgt am häufigsten direkt mit einem Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter, CPC).

Das Prinzip eines CPC ist in Abbildung 38 dargestellt. Die angesaugte Probenluft wird durch eine dampfgesättigte Kammer geleitet, üblicherweise werden Alkohole, wie z. B. n-Butanol, als Dampfsubstanz verwendet. Anschließend kondensiert der Dampf in einer gekühlten Kondensationsstrecke auf den Partikeln. Durch die Kondensation wachsen die Partikel auf eine optisch erfassbare Größe von einigen Mikrometern und können mittels Streulichtmessung leicht erfasst werden.

Alternativ kann die Partikelanzahlkonzentration auch aus den mit Mobilitätsspektrometern (siehe Kapitel 3.1.2) gemessenen Partikelanzahlgrößenverteilungen ermittelt werden.

Messprinzip eines CPC

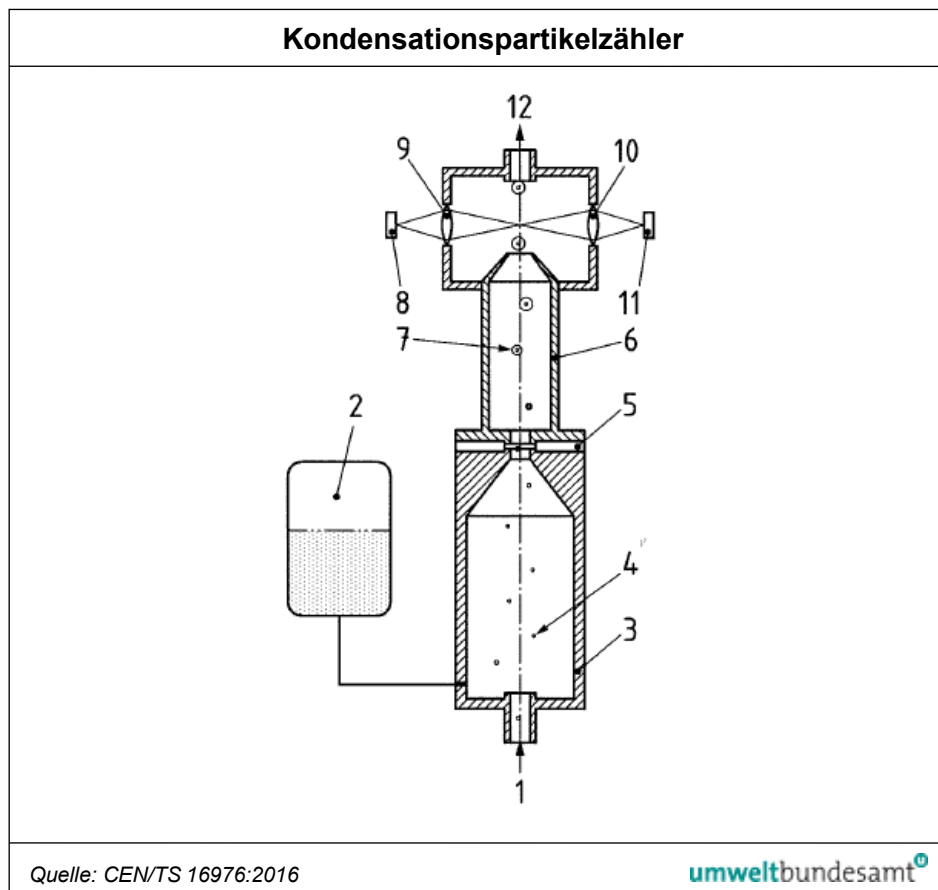


Abbildung 38:
Prinzip eines
Kondensationspartikel-
zählers mit
kontinuierlichem
Volumenstrom
(1: Aerosoleinlass,
2: Reservoir für die
Dampfsubstanz,
3: beheizter Sättiger,
4: Nanopartikel – nicht
maßstabsgerecht,
5: thermo-elektrische
Kühl- und
Heizeinrichtung,
6: Kondensationsstrecke,
7: Tropfen – nicht
maßstabsgerecht,
8: Lichtquelle,
9: Beleuchtungsoptik,
10: Empfangsoptik,
11: Fotodetektor,
12: Aerosolauslass.)

3.1.2 Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung

Die Partikelanzahlgrößenverteilung kann mit folgenden Methoden ermittelt werden (WMO 2016):

- Mobilitätspartikelgrößenspektrometer (3–800 nm),
- optisches Partikelgrößenspektrometer (300 nm bis einige μm),
- aerodynamisches Partikelgrößenspektrometer (700 nm bis 10 μm).

Für alle drei Methoden sind Instrumente kommerziell verfügbar, am häufigsten werden Mobilitätspartikelgrößenspektrometer – die auch den Bereich der ultrafeinen Partikel abdecken – in Messnetzen eingesetzt.

Messprinzip eines MPSS

Das Messprinzip eines Mobilitätspartikelgrößenspektrometers (mobility particle size spectrometer, MPSS) basiert auf der physikalischen Eigenschaft der elektrischen Mobilität von Aerosolpartikeln. Die Partikel werden in einem bipolaren Diffusionsauflader (z. B. ^{85}Kr -Quelle mit 370 MBq) elektrisch aufgeladen, im differentiellen Mobilitätsanalysator (DMA) in einem elektrischen Feld nach ihrer elektrischen Mobilität klassiert und anschließend in einem Kondensationspartikelzähler (CPC) gezählt. Die Ermittlung der Partikelanzahlgrößenverteilung erfolgt mit Hilfe einer Rechenroutine und der gemessenen bipolaren Ladungsverteilung.

Der vom europäischen Netzwerk ACTRIS⁹, EUSAAR¹⁰ und der World Meteorological Organization (WMO) empfohlene Aufbau eines MPSS für Langzeitaerosolmessungen in der Atmosphäre ist in Abbildung 39 dargestellt.

⁹ Aerosols, Clouds and Trace gases Research Infrastructure (<http://www.actris.eu/>)

¹⁰ European Supersites for Atmospheric Aerosol Research (<http://www.eusaar.net/>)

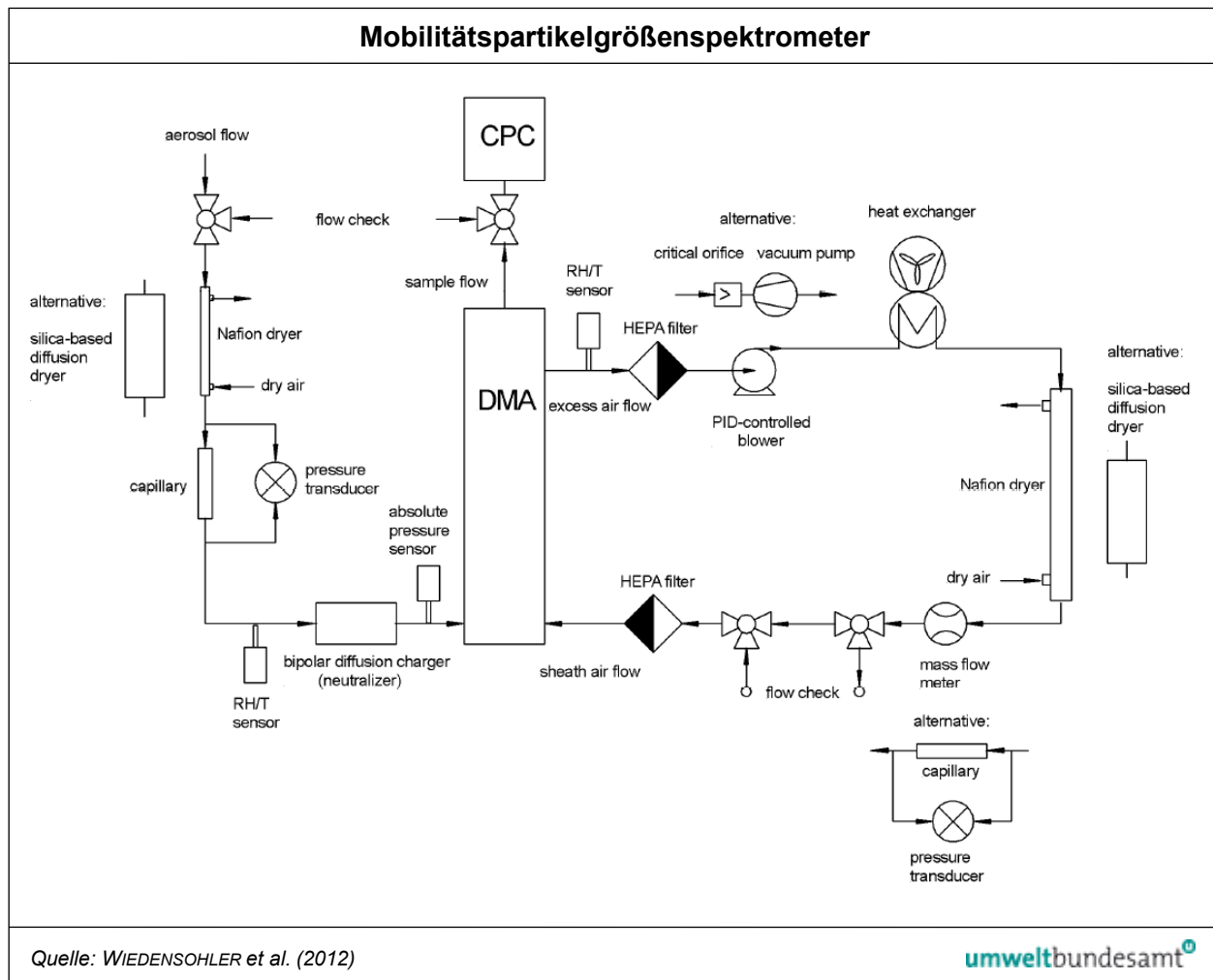


Abbildung 39: Schematischer Aufbau eines Mobilitätspartikelgrößenspektrometers mit den Hauptbestandteilen differentieller Mobilitätsanalysator (DMA), Kondensationspartikelzähler (CPC) und bipolarer Diffusionseinheit.

Vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie wurde in Zusammenarbeit mit dem Leibnitz Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) eine automatische Funktionskontrolle für MPSS zum Einsatz in Messnetzen entwickelt (siehe Abbildung 40). Dabei werden die Zählgenauigkeit des Mobilitätsspektrometers und der Nullpunkt überprüft. Dadurch können Gerätedrifts schneller als durch eine Vor-Ort-Vergleichsmessung mit einem Referenzmessgerät erkannt werden (SCHLADITZ et al. 2014).

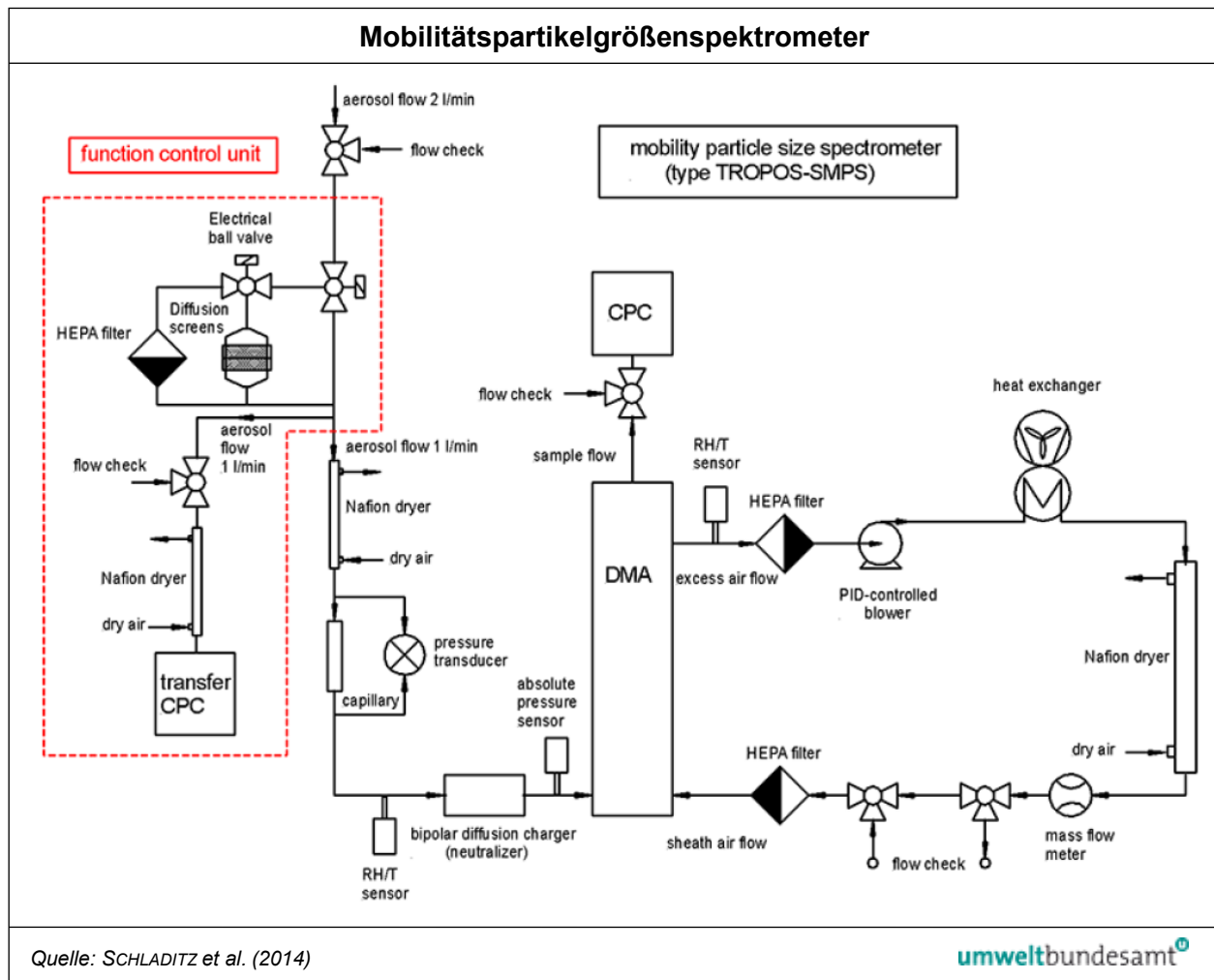


Abbildung 40: Schematischer Aufbau eines Mobilitätspartikelgrößenspektrometers mit einer automatischen Funktionskontrolleinheit.

3.1.3 Internationale Normung

technische Spezifikation für Kondensationspartikelzähler

Auf europäischer Ebene wurde von der Arbeitsgruppe WG 32 „Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration“ im Technischen Komitee CEN/TC 264 „Luftbeschaffenheit“ die technische Spezifikation CEN/TS 16976:2016 „Außenluft – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration des atmosphärischen Aerosols“ erarbeitet.

Diese technische Spezifikation beschreibt ein Standardverfahren zur Ermittlung der Partikelanzahlkonzentration in Außenluft in einem Bereich bis etwa 10^7 cm^{-3} für Mittelungszeiten größer oder gleich 1 min. Das Verfahren basiert auf einem im Zählmodus betriebenen Kondensationspartikelzähler und einem Verdünnungssystem für Konzentrationen, die den Messbereich des Zählmodus überschreiten. Der untere und obere Messbereich für die Partikelgröße liegt bei 7 nm beziehungsweise einigen Mikrometern. Neben den Leistungskenngrößen und Mindestanforderungen der einzusetzenden Geräte werden die Probenahme, der Betrieb des Messgeräts, die Datenverarbeitung und die Qualitätssicherungsmaßnahmen einschließlich der Kalibrierung nach ISO 27891 beschrieben.

Die ISO 27891:2015 definiert ein Verfahren zur Bestimmung der Nachweisempfindlichkeit eines Kondensationspartikelzählers mit Silberpartikeln (30–50 nm) für bestimmte Partikelanzahlkonzentrationen und legt Kriterien für eine gültige Kalibrierung fest.

3.1.4 AEROMET – Aerosol metrology for atmospheric science and air quality¹¹

Das Projekt AEROMET ist Teil des „European Metrology Programme for Innovation and Research“ ([EMPIR](http://www.empir.eu)), dem Hauptprogramm für die europäische Forschung im Bereich der Metrologie. Im Rahmen dieses Programms werden Forschungsprojekte zur Entwicklung des internationalen Einheitensystems (SI) unterstützt.

Projekt AEROMET zur Kalibrierung von Aerosolmessgeräten

Ziel von AEROMET ist die Entwicklung von Methoden zur Rückführbarkeit und Kalibrierung von unterschiedlichen Aerosolmessinstrumenten. Das Projekt soll auch die notwendige Infrastruktur für die Kalibrierung von Aerosolmessgeräten in der EU schaffen. Im Speziellen sollen Kalibrierverfahren für Aerosolmobilitätsspektrometer (Mobility Particle Size Spectrometer, MPSS) im Größenbereich bis zu 1.000 nm entwickelt werden. Zusätzlich sollen Kalibriereinrichtungen für die Messung der Partikelanzahlkonzentration mittels Kondensationspartikelzähler gemäß den Anforderungen der CEN/TS 16976 geschaffen werden.

Das Projekt startete im Juni 2017 und läuft über einen Zeitraum von drei Jahren.

3.1.5 Projekt UFIREG¹²

Das von der EU geförderte Projekt UFIREG – „Ultrafeine Partikel – ein evidenzbasierter Beitrag zur Entwicklung einer regionalen und europäischen Umwelt- und Gesundheitspolitik“ startete im Juli 2011, um die Wirkung ultrafeiner Partikel der Außenluft auf die menschliche Gesundheit zu erforschen. Bis Ende 2014 wurden die Auswirkungen ultrafeiner Partikel auf die Gesundheit der Bevölkerung in fünf europäischen Städten (Dresden, Augsburg, Prag, Ljubljana und Chernivtsi) untersucht. Alle Messstationen befanden sich im städtischen Hintergrund, nicht in unmittelbarer Nähe zu sehr stark befahrenen Straßen.

Im Rahmen des Projektes wurden zwei Berichte zur Qualitätssicherung und zu den Kosten der Messung von UFP veröffentlicht (UFIREG 2014a, b).

Als entscheidend für die Höhe der Investitionskosten wurden folgende vier Faktoren identifiziert (UFIREG 2014a):

Kosten von UFP-Messungen

- Ziel der UFP-Messungen,
- Infrastruktur der Messstation (Versorgung mit trockener Luft, elektrische Stabilität und Phasensystem, Klimatisierung, Internetanbindung etc.),
- Meteorologie im Bereich der Messstation (Einfluss auf Ansaugleitung, Probenlufttrocknung etc.),
- Ausstattung mit Zubehör wie z. B. Durchflussmesser, Multimeter etc.

¹¹ <http://www.aerometproject.com/>

¹² <http://www.ufireg-central.eu/>

Investitions- und Betriebskosten

Im UFIREG-Projekt wurde ein speziell angefertigter Scanning mobility particle sizer (SMPS) – wie er auch vom Leibnitz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) eingesetzt wird – für die Messungen verwendet. Die Investitionskosten sowie die Kosten für den laufenden Betrieb des SMPS sind in Tabelle 5 und Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 5:
Ungefähre
Investitionskosten für
einen Scanning mobility
particle sizer (SMPS)
inkl. Zubehör (Quelle:
UFIREG 2014a).

Gerät	Kosten in € (exkl. MwSt.)
SMPS	50.000
Vakuumpumpe für SMPS	3.000
Durchflussmesser „Gilibrator“	2.300
Kompressor für Versorgung mit trockener Luft	200–8.800
Multimeter	200
Verbrauchsmaterial und Ersatzteile für zwei Jahre	3.500
Kosten für Aufbau/Installation	800–3.000

Tabelle 6:
Laufende Kosten für den
Betrieb eines Scanning
mobility particle sizer
(SMPS) inkl. Zubehör
am Messstandort in
Dresden (Quelle: UFIREG
2014a).

Position	Kosten in € pro Jahr
Butanol	245 (16,3 l)
Polystyrol-Latex-Aerosol (zur Kalibrierung)	70
Stromkosten (SMPS inkl. Pumpe, ohne Kompressor)	860 (3.000 kWh)
Datenleitung	270
andere Verbrauchsmaterialien (Silikonpaste, Reinigungsmaterial etc.)	25

Wartung und Qualitätssicherung

Der Zeitaufwand für die Wartung, Kalibrierung, Datenkontrolle und -validierung des Messgeräts betrug im Durchschnitt 30–40 Stunden pro Monat. Die Intervalle für die erforderlichen Wartungstätigkeiten sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Empfohlen wird die regelmäßige Durchführung (zweimal pro Jahr) von Vergleichsmessungen mit einem Referenzmessgerät eines erfahrenen Instituts bzw. Labors für Aerosolmessungen.

Tabelle 7:
Übersicht über die
empfohlenen minimalen
Wartungstätigkeiten und
qualitätssichernden
Maßnahmen bei UFP-
Messungen (Quelle:
UFIREG 2014b).

Tätigkeit	Intervall
Datenkontrolle (via remote)	täglich
Wartung (Kalibrierung, Durchflusskontrolle, Butanol nachfüllen)	1 x pro Monat
Datenvalidierung	1 x pro Monat
Plausibilitätsprüfung der Daten	1 x pro Monat
Vergleichsmessungen	2 x pro Jahr
kompletter Check des Messgeräts	1 x pro Jahr

3.1.6 Projekt JOAQUIN¹³

Das Projekt JOAQUIN – „Joint Air Quality Initiative“ war ein EU-Kooperationsprojekt, das vom INTERREG Nordwest-Europa-Programm¹⁴ unterstützt wurde. Ziel des Projektes war es, die gesundheitsorientierte Luftqualitätspolitik in Europa zu unterstützen. Dazu wurden im Rahmen des Arbeitspakets 1 „Capacity building“ zwischen April 2013 und Mai 2015 Messungen von UFP und BC an vier Standorten in Nordwesteuropa (Amsterdam/Niederlande, Antwerpen/Belgien, Leicester und London/Großbritannien) sowie mit einem mobilen Messwagen durchgeführt (JOAQUIN 2015). Die wichtigsten Ziele dieser Messungen waren:

- Die Bewertung der Machbarkeit von Langzeit-UFP-Messungen in Luftgütemessnetzen;
- ein besseres Verständnis der räumlichen und zeitlichen Variation der Partikelanzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung von UFP in Städten;
- eine Bewertung der UFP-Daten im Vergleich mit häufiger gemessenen Parametern wie BC und Stickstoffoxiden.

Für die UFP-Messungen wurden folgende Messgeräte eingesetzt:

- Kondensationspartikelzähler (EPC, TSI 3783) mit einem Partikelgrößenbereich von 7–1.000 nm und Wasser als Dampfsubstanz;
- Mobilitätspartikelgrößenspektrometer (SMPS, Grimm 5420/L-DMA), 10–1.000 nm;
- Mobilitätspartikelgrößenspektrometer (TSI 3031), 20–200 nm.

Eine detaillierte Beschreibung der Messgeräte findet sich im Endbericht zum Arbeitspaket 1 (JOAQUIN 2015). Die Verfügbarkeit der UFP-Messdaten lag bei 81–84 %. Vergleichsmessungen zeigten, dass die mit den Mobilitätspartikelgrößenspektrometern ermittelte Partikelanzahlkonzentration unter den Werten der Kondensationspartikelzähler lag (siehe Abbildung 41). Begründet wird dies mit den unterschiedlichen erfassbaren minimalen Partikelgrößen, mit Diffusionsverlusten und (nicht erklärbaren) Verlusten während der Partikelgrößenbildung in den Messgeräten.

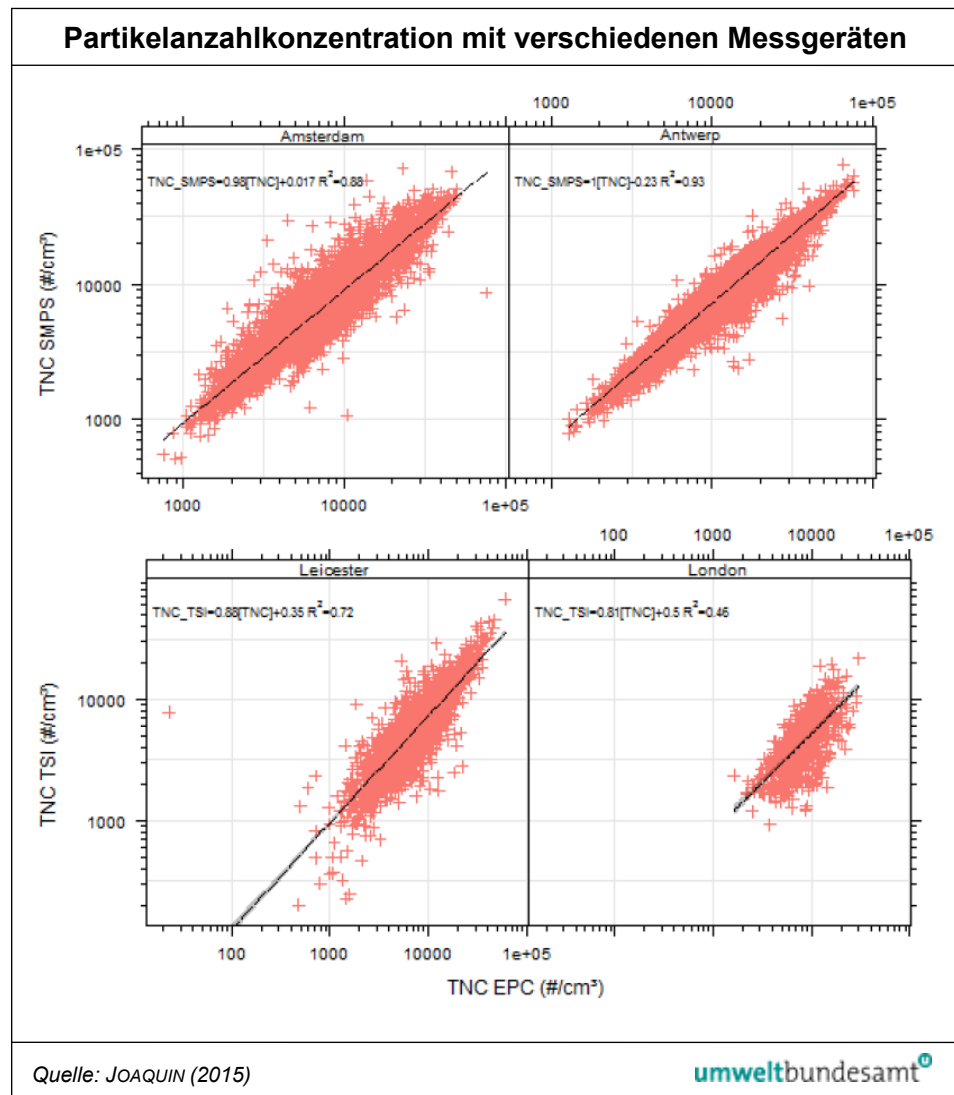
UFP-Messungen in NW-Europa

Vergleich EPC mit SMPS

¹³ <http://www.joaquin.eu/>

¹⁴ <http://www.nweurope.eu/>

Abbildung 41:
Vergleich der mit einem
Kondensationspartikelzähler (EPC) und zwei
Mobilitätspartikelgrößen
spektrometern (TSI bzw.
SMPS) gemessenen
Partikelanzahlkonzentration (TNC, total number
concentration).



3.2 Black Carbon

Unterschied EC- und BC-Messungen

Ruß, das Produkt der unvollständigen Verbrennung von Brennstoffen, kann mittels verschiedener Methoden analysiert werden. Werden die Licht absorbierenden Eigenschaften gemessen, wird Ruß als BC bezeichnet. Wird die Ruß-Konzentration durch thermisch-optische Methoden gemessen, wird Ruß als EC bezeichnet. Die Messwerte für BC und EC unterscheiden sich, da gefärbte oder hitzebeständige Anteile des organischen Kohlenstoffs unterschiedliche Einflüsse auf die Messverfahren haben (siehe Abbildung 42).

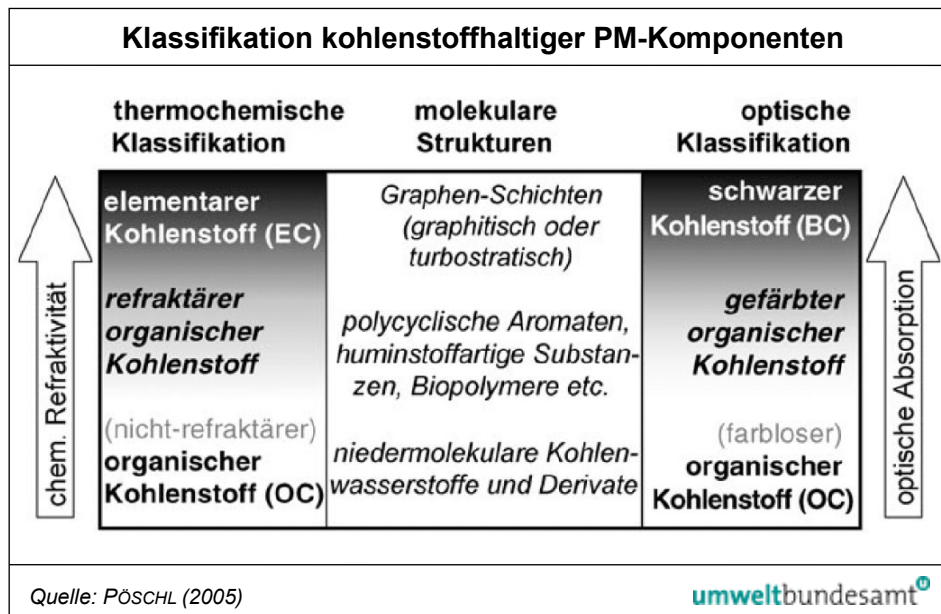


Abbildung 42:
Klassifikation und molekulare Struktur kohlenstoffhaltiger Komponenten des atmosphärischen Aerosols.

In einigen Europäischen Ländern, u. a. Belgien, Deutschland und Großbritannien, wird seit mehreren Jahrzehnten die Größe „Black Smoke, BS“ mit reflektometrischen Messverfahren erfasst; die Messungen wurden zum Großteil in den letzten Jahren beendet und weitgehend auf Messverfahren für Black Carbon umgestellt. Sowohl BS als auch BC werden überwiegend mit kontinuierlichen Messgeräten vor Ort gemessen, in Großbritannien kam lange ein Verfahren, das Tagesproben erfasst, zum Einsatz (EEL M43D Reflectometer).

Die Messung von BC erfolgt mit optischen Methoden, bei welchen die Absorption oder Reflektion von Licht durch eine Feinstaubprobe gemessen wird. Bei den verwendeten optischen Messgeräten handelt es sich zumeist um Multi Angle Absorption Photometer (MAAP, siehe Kapitel 3.2.2) und sogenannte Aethalometer (siehe Kapitel 3.2.1). In Norwegen wird BC an der EMEP-Station mit einem Particle Soot Absorption Photometer (PSAP) gemessen.

Allerdings existieren für die Bestimmung von BC noch keine allgemein akzeptierten Standard-Messverfahren.

Für die Bestimmung von EC und OC hingegen wurde auf europäischer Ebene von der Arbeitsgruppe WG 35 „EC/OC in PM“ im Technischen Komitee CEN/TC 264 „Luftbeschaffenheit“ die Norm EN 16909:2017 „Außenluft – Messung von auf Filtern gesammeltem elementarem Kohlenstoff (EC) und organisch gebundenem Kohlenstoff (OC)“ erarbeitet. Diese Norm beschreibt ein Messverfahren für EC und OC in auf Filtern gesammelten Staubproben. Die Probenahme von PM_{2,5} wird auf Quarzfaserfiltern nach EN 12341:2014 durchgeführt. Bei dem beschriebenen Analyseverfahren handelt es sich um ein thermo-optisches Transmissions-Verfahren (TOT), als Temperaturprotokoll wird das EUSAAR2-Protokoll mit Pyrolysekorrektur auf Basis der Transmission verwendet. Tabelle 8 gibt die technischen Details des EUSAAR2-Protokolls an.

optische Messmethoden für BC

Norm nur für EC/OC-Messungen

Tabelle 8:
Temperaturschritte und
Schrittdauern für
EUSAAR2
(Quelle: ÖNORM EN
16909:2017).

Betriebsart	Schritt	Temperatur, Dauer
He	He 1	200 °C, 120 s
	He 2	300 °C, 150 s
	He 3	450 °C, 180 s
	He 4	650 °C, 180 s
He/O ₂ (Gemisch aus 2% O ₂ in He)	He	kein Erhitzen, 30 s
	He/O ₂ 1	500 °C, 120 s
	He/O ₂ 2	550 °C, 120 s
	He/O ₂ 3	700 °C, 70 s
	He/O ₂ 4	850 °C, 80 s

3.2.1 Aethalometer

Messprinzip Aethalometer

Mit einem Aethalometer der Firma Magee Scientific (Modelle AE22, AE31 und AE33) wird die Lichtabsorption von Feinstaubpartikeln gemessen. Dazu werden die Feinstaubpartikel kontinuierlich auf einem Quarzfaserfilterband gesammelt. Aus der Abschwächung des transmittierten Lichtes durch das Filterband kann der Absorptionskoeffizient bei zwei (Modell AE22: 370 und 880 nm) bzw. sieben verschiedenen Wellenlängen (Modelle AE31 und AE33: 370, 470, 520, 590, 660, 880 und 950 nm) bestimmt werden. Die Messung der Absorption bei 880 nm wird als Konzentration von Black Carbon interpretiert. Die simultane Messung bei verschiedenen Wellenlängen kann zusätzlich zur Unterscheidung des Anteils von BC aus Holzfeuerungen und aus fossilen Brennstoffen verwendet werden (SANDRADEWI et al. 2008, HERICH et al. 2011).

Beim Modell AE33 werden die Feinstaubpartikel gleichzeitig an zwei Stellen des Filters mit unterschiedlichen Volumenströmen gesammelt und analysiert (Dual Spot Technologie). Dadurch kann der Einfluss der Filterbelegung auf die Messung korrigiert werden.

Aktuell wird nur noch das Modell AE33 von Magee Scientific produziert, die älteren Modelle AE22 bzw. AE31 werden in vielen Messnetzen (z. B. Großbritannien, Deutschland, Schweiz) jedoch noch eingesetzt.

Das gleiche Messprinzip wird bei den BC-Messgeräten der Firma Met One Instruments verwendet. Das ältere Modell BC 1050 bestimmt den Absorptionskoeffizienten bei zwei Wellenlängen (370 und 880 nm), das neuere Modell BC 1054 bei zehn Wellenlängen (370, 430, 470, 525, 565, 590, 660, 700, 880 und 950 nm).

3.2.2 Multi Angle Absorption Photometer (MAAP)

Messprinzip MAAP

In einem Multi Angle Absorption Photometer (MAAP) werden zwei Messverfahren – die Transmissionsmessung analog zum Aethalometer und die Messung der Lichtreflexion unter bestimmten Streuwinkeln – kombiniert (PETZOLD & SCHÖNLINER 2004). Der schematische Aufbau eines MAAP (Thermo Scientific Modell 5012) ist in Abbildung 43 dargestellt. Die auf einem Glasfaserfilterband gesammelten Feinstaubpartikel werden kontinuierlich analysiert. Die Lichtquelle (670 nm) und die Detektoren für die Streulichtmessungen befinden sich oberhalb des Filterbandes, der Detektor für die Transmissionsmessung unterhalb des Filterbandes.

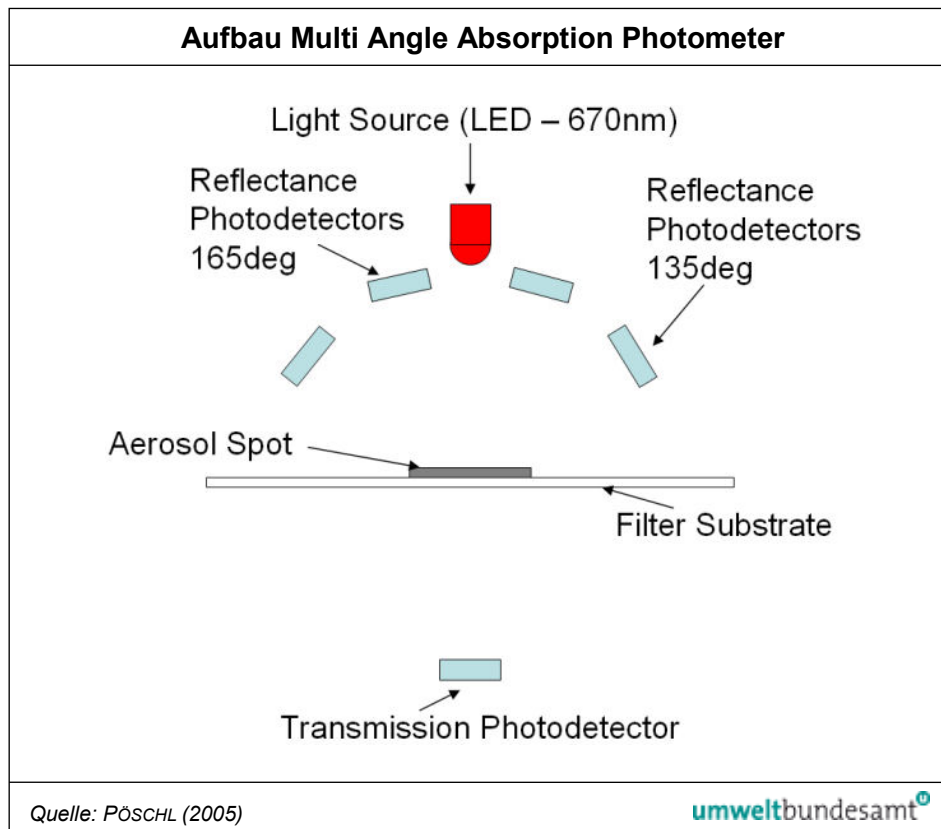


Abbildung 43:
Schematischer Aufbau
eines Multi Angle
Absorption Photometers.

(Quelle:

<http://www.cas.manchester.ac.uk/restools/instruments/aerosol/maap/>)

Im Vergleich zum Aethalometer ist durch die Streulichtmessung eine nachträgliche Datenkorrektur beim MAAP nicht mehr erforderlich.

3.2.3 Transmissionsmeter OT21

Das optische Transmissionsmeter OT21 der Firma Magee Scientific misst Black Carbon auf einem zuvor, mittels Low- oder High Volume Sammler, mit Aerosol beladenen Probenfilter. Es verwendet dabei die gleiche optische Messeinheit wie die Aethalometermodelle der AE-Serie.

Zur Analyse können Quarzfaserfilter und teflonbeschichtete Glasfaser- oder Teflonmembranfilter mit einem Durchmesser von 25, 37 oder 47 mm verwendet werden. Die Messung der Lichttransmission erfolgt bei zwei Wellenlängen (370 nm und 880 nm).

Messprinzip OT21

4 GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN

Literaturquelle LUDOK

Für die Recherche wurde die Dokumentationsstelle Luftverschmutzung und Gesundheit, [LUDOK](#), des Schweizerischen Tropen- und Public Health Instituts Basel verwendet. Von allen Artikeln zu den Schlagwörtern „Black Carbon“ und „Ultrafeine“ bzw. „ultrafine“ wurde zurückgehend bis 2013 die Zusammenfassung daraufhin analysiert, inwieweit die Ergebnisse relevant für die Fragestellung dieser Studie sein könnten. Die in Frage kommenden Artikel wurden nachfolgend im Detail untersucht; die wesentlichen Aussagen werden in Kapitel 4.2.2 bzw. 4.1.2 zusammengefasst.

Dem vorangestellt werden die wesentlichen Aussagen der WHO zu diesen Schadstoffen im Zuge der Überprüfung der Luftqualitätsgesetzgebung (WHO 2013a, b).

4.1 Ultrafeine Partikel

4.1.1 Überblicksbericht WHO und HEI

begrenzte Beweise

Bei der Überprüfung der Luftqualitätsgesetzgebung¹⁵ wurde der WHO auch die Frage nach neuer Evidenz zu anderen Metriken als der PM-Masse gestellt (WHO 2013a, b). Lt. der WHO gibt es zunehmende, wenn auch noch immer begrenzte epidemiologische Beweise für den Zusammenhang der kurzfristigen Belastung mit UFP und der kardiorespiratorischen Gesundheit sowie der Gesundheit des Zentralnervensystems. Klinische und toxikologische Studien haben gezeigt, dass UFP (teilweise) durch andere Mechanismen als gröbere Partikel wirken.

noch keine definitiven Aussagen möglich

Das Health Effect Institute ([HEI](#)) veröffentlichte im Jahr 2013 einen Überblicksbericht zum aktuellen Kenntnisstand der Gesundheitswirkungen von ultrafeinen Partikeln (HEI 2013). Die Studie kommt – wie auch die WHO – zum Schluss, dass bei UFP andere Mechanismen zu den negativen Gesundheitswirkungen beitragen. Allerdings ist die Evidenz nicht ausreichend, um dramatische Unterschiede bei der Kurzzeitexposition festzustellen; für die Langzeitexposition gibt es noch keine Studien. Daher können noch keine definitiven Aussagen zu spezifischen Wirkungen von UFP getroffen werden.

noch keine Studien zu Langzeitwirkung

In dem oben angeführten Bericht eines ExpertInnentreffens zur Überarbeitung der WHO-Richtwerte wurde festgehalten, dass es zwar einige Hinweise auf die Gesundheitswirkungen von UFP gibt, diese aber nicht ausreichend für die Festlegung von Richtwerten scheinen (WHO 2016). Insbesondere fehlen noch Studien zur Langzeitwirkung als Grundlage für Richtwerte. Auch bestehen methodische Schwierigkeiten, für UFP einen Richtwert zu entwickeln. Darüber hinaus müssten Inhaltsstoffe wie Metalle und PAK berücksichtigt werden, die u. U. für die Gesundheitswirkungen von UFP verantwortlich sind. Im Zuge der derzeit laufenden Überarbeitung von WHO-Richtwerten werden UFP nicht explizit diskutiert.

¹⁵ http://ec.europa.eu/environment/air/review_air_policy.htm

4.1.2 Weitere nachfolgende Arbeiten

Ein Überblicksartikel aus dem Jahr 2015 kommt zu dem Schluss, dass es eine wachsende Anzahl an Publikationen zu Gesundheitseffekten durch eine kurzfristig erhöhte Belastung von PM-Komponenten wie Sekundäraerosole, Kohlenstoffverbindungen und der Partikelanzahl gibt (ATKINSON et al. 2015).

Im Jahr 2015 hat die US EPA einen Workshop¹⁶ zu UFP durchgeführt, dessen Ergebnisse in einem Artikel zusammengefasst wurden (BALDAUF et al. 2016). Die AutorInnen kommen zu dem Schluss, dass es zwar einen Zusammenhang zwischen UFP (sowie PM_{2,5}) und Gesundheitseffekten gibt, jene aber bei PM_{2,5} konsistenter und stärker ausgeprägt sind. Hingewiesen wird auch auf die hohe Korrelation zwischen UFP und anderen verkehrsbedingten Schadstoffen, die ein Auftrennen der Effekte erschwert und weitere Messungen und Forschung erfordert.

**PM_{2,5}-Daten
konsistenter**

Eine Kohortenstudie an Lehrern und Lehrerinnen in Kalifornien weist auf die methodischen Schwierigkeiten bei der Beurteilung der Langzeitbelastung durch UFP hin. Dazu gehören besonders die hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Exposition sowie die geringe Anzahl an Messungen (OSTRO et al. 2015). Ein statistisch signifikanter Zusammenhang mit Herzerkrankungen wurde sowohl für PM_{2,5} (Masse sowie verschiedene Inhaltsstoffe und Quellen) als auch für UFP (EC, Cu, Metalle und mobile Quellen) gefunden.

**methodische
Schwierigkeiten**

Eine Studie in Augsburg kam zum Schluss, dass das Risiko einen (neuerlichen) Herzinfarkt zu erleiden, besonders während erhöhter UFP-Belastung deutlich erhöht ist (WOLF et al. 2015). Eine Erhöhung der Partikelanzahl um etwa 5.500 Partikel/cm³ führt demnach zu einem um 6 % erhöhten Risiko eines neuerlichen Herzinfarkts.

**erhöhtes
Herzinfarktrisiko**

Ein Anstieg der Partikelanzahl ist verknüpft mit einem Anstieg des Blutdrucks, unabhängig von anderen Faktoren, auch wenn die AutorInnen noch die Erforschung weiterer Einflussfaktoren als notwendig erachten (CHUNG et al. 2015).

Bei Schulkindern zeigt sich ein Anstieg von Asthmaanfällen mit der Belastung durch UFP (EVANS et al. 2014).

**Atemwegs-
erkrankungen**

Die UFIREF Studie¹⁷ stellte einen positiven, aber statistisch nicht signifikanten Zusammenhang zwischen länger andauernden Exposition mit UFP und respiratorischer Mortalität fest, unabhängig von der Partikelmasse (LANZINGER et al. 2016). Hingewiesen wird aber auf den weiteren Forschungsbedarf.

¹⁶ <https://sites.google.com/site/2015ufpworkshop/home>

¹⁷ UFIREF: Ultrafeine Partikel – ein evidenzbasierter Beitrag zur Entwicklung einer regionalen und europäischen Umwelt- und Gesundheitspolitik, <http://ufireg-central.eu/index.php/project-info01>

4.2 Black Carbon

4.2.1 Überblicksbericht WHO

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) hat im Jahr 2012 einen Überblicksbericht zum aktuellen Stand des Wissens zu den gesundheitlichen Auswirkungen von Black Carbon veröffentlicht (WHO 2012).

**klare Evidenz für
Gesundheits-
auswirkungen**

In diesem Bericht wurde festgestellt, dass es ausreichende Evidenz sowohl für negative Auswirkungen erhöhter Kurzzeitbelastung (alle Ursachen, kardiovaskuläre Mortalität und Mortalität generell, kardiopulmonare Spitalseinweisungen) als auch für einen Zusammenhang mit der generellen und kardiopulmonaren Mortalität mit der Langzeitbelastung von BC gibt.

Es zeigt sich ein robusterer Zusammenhang zwischen BC und kurzzeitigen Gesundheitswirkungen als mit der PM-Masse. Daraus wird gefolgert, dass BC ein besserer Indikator für schädliche Partikel aus Verbrennungsprozessen (besonders aus dem Verkehr) als die PM-Masse ist.

Bei der Langzeitbelastung ist das Bild weniger eindeutig; BC scheint eher ein universeller Träger für eine Vielzahl von verbrennungsbedingten Bestandteilen zu sein.

Daraus hat die WHO den Schluss gezogen, dass PM-Masse als primäre Metrik beibehalten werden sollte, BC aber als Indikator für die Wirkung von Verkehrsmaßnahmen auf die Exposition der Bevölkerung durch Verbrennungspartikel verwendet werden kann.

**keine Empfehlung
für Richtwert für BC**

Die WHO kann aber noch keine Empfehlung für einen Richtwert für BC abgeben.

In den Beiträgen der WHO zur Überprüfung der Luftqualitätsrichtlinie wird im Wesentlichen auf die Aussagen des Berichts aus dem Jahr 2012 zurückgegriffen (WHO 2013a, b).

Im Zuge des Prozesses zur Überarbeitung der WHO-Richtwerte wurde in einem ersten Bericht eines ExpertInnentreffens, in dem die aktuelle Evidenz gesammelt wurde, auf mehrere Schwierigkeiten hingewiesen (WHO 2016). Es ist daher noch nicht klar, ob tatsächlich ein Richtwert für BC festgelegt werden kann, oder ob die Überprüfung eine Empfehlung ergibt, die weitere Forschung und Messungen stimuliert. Als wesentliche Schwierigkeiten wurden genannt:

- Für die quantitative Bestimmung von Gesundheitseffekten sind vergleichbare und zuverlässige Messungen notwendig. Es ist nicht klar, ob dies aktuell schon gesichert ist.
- Messungen liegen noch nicht in ausreichender Anzahl auf globaler Ebene vor.
- Es besteht eine hohe Korrelation mit NO₂ und UFP, besonders in entwickelten Ländern, in denen BC v. a. aus Diesel-Fahrzeugen stammt.
- Die Quellen für BC variieren global beträchtlich; in Entwicklungsländern hat das Verbrennen von Biomasse einen größeren Anteil, aus diesen liegen aber weniger Daten vor.

4.2.2 Weitere nachfolgende Arbeiten

Ein Review zur Bewertung von Black Carbon kommt zum Schluss, dass BC/EC noch mehr als $PM_{2,5}$ mit Gesundheitswirkungen assoziiert ist (GRAHAME et al. 2014). Ebenso wird auf die wichtige Rolle von PAK hingewiesen, insbesondere außerhalb der USA und Westeuropa. In den Kommentaren zu dieser Arbeit wird aber darauf verwiesen, dass auch BC/EC nur ein – über die Messmethode definierter – Indikator für eine Fülle von verschiedenen Substanzen mit unterschiedlichem Gefährdungspotenzial ist (EKLUND et al. 2014). Demnach wären die eigentlich relevanten Inhaltsstoffe weiterhin nur indirekt erfasst.

**relevante
Inhaltsstoffe nur
indirekt erfasst**

Andere Arbeiten zeigen u. a. einen negativen Einfluss von BC auf den Parasympathikus von älteren Personen (BAJA et al. 2013). Auch zeigen sich Entzündungsreaktionen der Atemwege in Abhängigkeit von einem 24-stündigen, wöchentlichen und saisonalen BC-Belastungsniveau sowie von oxidativen Stressreaktionen bei erhöhter Kurzzeitbelastungen (DE PRINS et al. 2014). Ebenso zeigt sich bei erhöhter Kurzzeitbelastung eine Versteifung der Arterien – ein möglicher Weg, wie Luftschadstoffe negative kardiovaskuläre Ereignisse auslösen können (PROVOST et al. 2016). Erhöhte BC-Konzentrationen sind darüber hinaus mit Herzrhythmusstörungen assoziiert (ZANOBETTI et al. 2014)

**gesundheitliche
Auswirkungen**

Eine Untersuchung an spanischen Schulkindern zeigt, dass eine höhere Belastung durch Verkehrsluftschadstoffe, insbesondere durch BC und EC, mit einer schlechteren Verhaltens- und kognitiven Entwicklung einhergeht (FORN et al. 2016; SUNYER et al. 2015). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt eine Studie in Massachusetts (HARRIS et al. 2015, 2016).

**schlechtere
Entwicklung bei
Kindern**

Ein Review-Artikel zum Einfluss von verkehrsbedingten Schadstoffen (BC, NO_2 , NO_x , $PM_{2,5}$ und PM_{10}) auf die Entwicklung von Asthma bei Kindern zeigt einen statistisch signifikanten Zusammenhang auf (KHREIS et al. 2017). Dieser Zusammenhang ist bei BC am deutlichsten ausgeprägt. Auch hier wird darauf hingewiesen, dass BC (aber auch EC) eher als Indikator für ältere Dieselfahrzeuge zu sehen ist und dass BC mit besonders schädlichen Schadstoffen wie PAH oder Benzol hoch korreliert.

**Zusammenhang mit
Asthma**

Um den Einfluss von Luftschadstoffbelastung auf die menschliche Gesundheit anschaulich darzustellen, wurde diese mit einer äquivalenten Anzahl an passiv gerauchten Zigaretten verglichen (VAN DER ZEE et al. 2016). Eine Erhöhung der BC-Belastung um $1 \mu g/m^3$ entspricht demnach im Durchschnitt 4,0 (Standardabweichung 1,2) passiv gerauchten Zigaretten. Bei $PM_{2,5}$ bzw. NO_2 wurden bei einer BC-Erhöhung um $10 \mu g/m^3$ 5,5 (1,6) bzw. 2,5 (0,6) Zigaretten errechnet.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- AHLM, L.; JULIN, J.; FOUNTOUKIS, C.; PANDIS, S. N. & RIIPINEN, I. (2013): Particle number concentrations over Europe in 2030: the role of emissions and new particle formation. *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 10271–10283.
- ASMI, A.; COLLAUD COEN, M.; OGREN, J. A.; ANDREWS, E.; SHERIDAN, P.; JEFFERSON, A.; WEINGARTNER, E.; BALTENSPERGER, U.; BUKOWIECKI, N.; LIHAVAINEN, H.; KIVEKÄS, N.; ASMI, E.; AALTO, P. P.; KULMALA, M.; WIEDENSOHLER, A.; BIRMILI, W.; HAMED, A.; O'DOWD, C.; G JENNINGS, S.; WELLER, R.; FLENTJE, H.; FJAERAA, A. M.; FIEBIG, M.; MYHRE, C. L.; HALLAR, A. G.; SWIETLICKI, E.; KRISTENSSON, A. & LAJ, P. (2013): Aerosol decadal trends – Part 2: In-situ aerosol particle number concentrations at GAW and ACTRIS stations. *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 895–916.
- ATKINSON, R.W.; MILLS, I.C.; WALTON, H.A. & ANDERSON, H.R. (2015): Fine particle components and health—a systematic review and meta-analysis of epidemiological time series studies of daily mortality and hospital admissions. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* (2015) 25: 208–214.
- BAJA, E.S.; SCHWARTZ, J.D.; COULL, B.A.; WELLENIUS, G.A.; VOKONAS, P.S. & SUH, H.H. (2013): Structural equation modeling of parasympathetic and sympathetic response to traffic air pollution in a repeated measures study. *Environmental Health* 2013, 12: 81.
- BALDAUF, R. W.; DEVLIN, R. B.; GEHR, P.; GIANNELLI, R.; HASSETT-SIPPLE, B.; JUNG, H.; MARTINI, G.; McDONALD, J.; SACKS, J. D. & WALKER, K. (2016): Ultrafine Particle Metrics and Research Considerations: Review of the 2015 UFP Workshop. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2016, 13: 1054; doi: 10.3390/ijerph13111054.
- BIRMILI, W.; SUN, J.; WEINHOLD, K.; MERKEL, M.; RASCH, F.; SPINDLER, G.; WIEDENSOHLER, A.; BASTIAN, S.; LÖSCHAU, G.; SCHLADITZ, A.; QUASS, U.; KUHLEBUSCH, T.; KAMINSKI, H.; CYRYS, J.; PITZ, M.; GU, J.; PETERS, A.; FLENTJE, H.; MEINHARDT, F.; SCHWERIN, A.; BATH, O.; RIES, L.; GERWIG, K.; WIRTZ, K. & WEBER, S. (2015): Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). Part 3: Black Carbon mass and particle number concentrations 2009 to 2014. *Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft* 75 (2015) Nr. 11/12: 479–488.
- BIRMILI, W.; WEINHOLD, K.; RASCH, F.; SONNTAG, A.; SUN, J.; MERKEL, M.; WIEDENSOHLER, A.; BASTIAN, S.; SCHLADITZ, A.; LÖSCHAU, G.; CYRYS, J.; PITZ, M.; GU, J.; KUSCH, T.; FLENTJE, H.; QUASS, U.; KAMINSKI, H.; KUHLEBUSCH, T.; MEINHARDT, F.; SCHWERIN, A.; BATH, O.; RIES, L.; WIRTZ, K. & FIEBIG, M. (2016): Long-term observations of tropospheric particle number size distributions and equivalent black carbon mass concentrations in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). *Earth Syst. Sci. Data*, 8: 355–382; doi: 10.5194/essd-8-355-2016.
- BISMARCK-OSTEN, C. V.; BIRMILI, W.; KETZEL, M.; MASSLING, A.; PETÄJÄ, T. & WEBER, S. (2013): Characterization of parameters influencing the spatio-temporal variability of urban particle number size distributions in four European cities. *Atmospheric Environment* 77 (2013): 415–429.
- BURTSCHER, H. & MAYER, A. (2015): Field Instrumentation for ultrafine particles. Präsentation am Ultrafine Particles Workshop Feb 11-13, 2015, U.S. EPA, Research Triangle Park, NC.

- CHUNG, M.; WANG, D.D.; RIZZO, A. M.; GACHETTE, D.; DELNORD, M.; PARAMBI, R.; KANG, C.-M. & BRUGGE, D. (2015): Association of PNC, BC, and PM_{2.5} Measured at a Central Monitoring Site with Blood Pressure in a Predominantly Near Highway Population. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2015, 12: 2765–2780; doi: 10.3390/ijerph120302765.
- COLLAUD COEN, M.; ANDREWS, E.; ASMI, A.; BALTENSPERGER, U.; BUKOWIECKI, N.; DAY, D.; FIEBIG, M.; FJAERAA, A. M.; FLENTJE, H.; HYVÄRINEN, A.; JEFFERSON, A.; JENNINGS, S. G.; KOUVARAKIS, G.; LIHAVAINEN, H.; LUND MYHRE, C.; MALM, W. C.; MIHAPOPOULOS, N.; MOLENAR, J. V.; O'DOWD, C.; OGREN, J. A.; SCHICHEL, B. A.; SHERIDAN, P.; VIRKKULA, A.; WEINGARTNER, E.; WELLER, R. & LAJ, P. (2013): Aerosol decadal trends – Part 1: In-situ optical measurements at GAW and IMPROVE stations. *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 869–894.
- DE PRINS, S.; DONS, E.; VAN POPPEL, M.; PANIS, I. L.; VAN DE MIEROOP, E.; NELEN, V.; COX, B.; NAWROT, T. S.; TEUGHEL, C.; SCHOETERS, G. & KOPPEN, G. (2014): Airway oxidative stress and inflammation markers in exhaled breath from children are linked with exposure to black carbon. *Environment International* 73 (2014): 440–446.
- DEFRA – Department for Environment Food & Rural Affairs:
https://uk-air.defra.gov.uk/data/data_selector?q=765004#mid
- DENIER VAN DER GON, H.; VISSCHEDIJK, A.; JOHANSSON, C.; HEDBERG LARSSON, E.; HARRISON, R.M. & BEDDOWS, D. (2009): Size-resolved Pan European Anthropogenic Particle Number Inventory, EUCAARI Deliverable 141.
- DWD – Deutscher Wetterdienst (o. J.): Particle Size-Distribution.
https://www.dwd.de/EN/research/observing_atmosphere/composition_atmosphere/aerosol/cont_nav/particle_size_distribution_node.html
- EEA – European Environment Agency (2013): Status of black carbon monitoring in ambient air in Europe. EEA Technical Report No 18/2013. Copenhagen.
- EEA – European Environment Agency (2017): European Union emission inventory report 1990-2015 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Technical Report No 9/2017. Copenhagen.
- EEFTENS, M.; PHULERIA, H.C.; MEIER, R.; AGUILERA, I.; CORRADI, E.; DAVEY, M.; DUCRET-STICH, R.; FIERZ, M.; GEHRIG, R.; INEICHEN, A.; KEIDEL, D.; PROBST-HENSCH, N.; RAGETTLI, M.S.; SCHINDLER, C.; KÜNZLI, N. & TSAI, M.-Y (2015): Spatial and temporal variability of ultrafine particles, NO₂, PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PM_{coarse} in Swiss study areas. *Atmospheric Environment*, June 2015, Vol.111, pp.60–70.
- EKL – Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (2013): Feinstaub in der Schweiz. Statusbericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene. Bern.
- EKLUND, A.G.; CHOW, J.C.; GREENBAUM, D.S.; HIDY, G.M.; KLEINMAN, M.T.; WATSON, J.G. & WYZGA, R.E. (2014): Public health and components of particulate matter: The changing assessment of black carbon, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64:11: 1221–1231; doi: 10.1080/10962247.2014.960218.
- EMEP/EEA – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe/European Environment Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical report No 12/2013. Copenhagen.

- EMPA – Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (2014): Rußbelastung in der Schweiz. Messungen im Rahmen des NABEL. EMPA, Dübendorf.
- EVANS, K.A.; HALTERMAN, J.S.; HOPKE, P.K.; FAGNANO, M. & RICH, D.Q. (2014): Increased ultrafine particles and carbon monoxide concentrations are associated with asthma exacerbation among urban children. *Environmental Research* 129 (2014): 11–19.
- FORNS, J.; DADVAND, P.; FORASTER, M.; ALVAREZ-PEDREROL, M.; RIVAS, I.; LÓPEZ-VICENTE, M.; SUADES-GONZALEZ, E.; GARCIA-ESTEBAN, R.; ESNAOLA, M.; CIRACH, M.; GRELLIER, J.; BASAGAÑA, X.; QUEROL, X.; GUXENS, M.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. & SUNYER, J. (2016): Traffic-Related Air Pollution, Noise at School, and Behavioral Problems in Barcelona Schoolchildren: A Cross-Sectional Study. *Environmental Health Perspectives*, volume 124, number 4, April 2016: 529–535.
- GRAHAME, T.J.; KLEMM, R. & SCHLESINGER, R.B. (2014): Public health and components of particulate matter: The changing assessment of black carbon, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64:6: 620–660; doi: 10.1080/10962247.2014.912692.
- GU, J.; KRAUS, U.; SCHNEIDER, A.; HAMPEL, R.; PITZ, M.; BREITNER, S.; WOLF, K.; HÄNNINEN, O.; PETERS, A. & CYRYS, J. (2015): Personal day-time exposure to ultrafine particles in different microenvironments, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Vol 218, Issue 2, March 2015, pages 188–195.
- HAMA, S.M.L.; CORDELL, R.L. & MONKS, P.S. (2017): Quantifying primary and secondary source contributions to ultrafine particles in the UK urban background. *Atmospheric Environment* 166 (2017): 62–78.
- HARRIS, M.H.; GOLD, D.R.; RIFAS-SHIMAN, S.L.; MELLY, S.J.; ZANOBETTI, A.; COULL, B.A.; SCHWARTZ, J.D.; GRYPARIS, A.; KLOOG, I.; KOUTRAKIS, P.; BELLINGER, D.C.; WHITE, R.F.; SAGIV, S.K. & OKEN, E. (2015): Prenatal and Childhood Traffic-Related Pollution Exposure and Childhood Cognition in the Project Viva Cohort (Massachusetts, USA). *Environ Health Perspect*; doi: 10.1289/ehp.1408803.
- HARRIS, M.H.; GOLD, D.R.; RIFAS-SHIMAN, S.L.; MELLY, S.J.; ZANOBETTI, A.; COULL, B.A.; SCHWARTZ, J.D.; GRYPARIS, A.; KLOOG, I.; KOUTRAKIS, P.; BELLINGER, D.C.; BELFORT, M.B.; WEBSTER, T.F.; WHITE, R.F.; SAGIV, S.K. & OKEN, E. (2016): Prenatal and childhood traffic-related air pollution exposure and childhood executive function and behaviour. *Neurotoxicology and Teratology* 57 (2016): 60–70.
- HEI – Health Effects Institute – HEI Review Panel on Ultrafine Particles (2013): Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. HEI Perspectives 3. Health Effects Institute, Boston, MA.
- HERICH, H.; HUEGLIN, C. & BUCHMANN, B. (2011): A 2.5 year's source apportionment study of black carbon from wood burning and fossil fuel combustion at urban and rural sites in Switzerland. *Atmos. Meas. Tech.*, 4: 1409–1420.
- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis (2013): Aerosol Particle Number Emissions and Size Distributions: Implementation in the GAINS Model and Initial Results. IIASA Interim Report, IR-13-020. Laxenburg.
- INFRAS/METEOTEST (2014): BC-Immissionen Schweiz, Modellierung 2010 und 2020. Zürich/Bern.

- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- JOAQUIN – Joint Air Quality Initiative (2015): Monitoring of ultrafine particles and black carbon. Joint Air Quality Initiative, Work Package 1 Action 1 and 3, Final report. Flanders Environment Agency, Aalst.
- JUN, Y.-S.; JEONG, C.-H.; SABALIAUSKAS, K.; LEAITCH, W.R. & EVANS, G.J. (2014): A year-long comparison of particle formation events at paired urban and rural locations. *Atmospheric Pollution Research* 5 (2014): 447–454.
- KHREIS, H.; KELLY, C.; TATE, J.; PARSLow, R.; LUCAS, K. & NIEUWENHUIJSEN, M. (2017): Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* Volume 100 (2017): 1–31.
- KITTELSON, D. (2015): Ultrafine Particles Metrics and Indicators. Präsentation am Ultrafine Particles Workshop Feb 11-13, 2015, U.S. EPA, Research Triangle Park, NC.
- KLIMONT, Z.; KUPIAINEN, K.; HEYES, C.; PUROHIT, P.; COFALA, J.; RAFAJ, P.; BORKEN-KLEEFELD, J. & SCHÖPP, W. (2017): Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon. *Atmos. Chem. Phys.*, 17: 8681–8723.
- KRECL, P.; JOHANSSON, C.; TARGINO, A.C.; STRÖM, J. & BURMAN, L. (2017): Trends in black carbon and size-resolved particle number concentrations and vehicle emission factors under real-world conditions. *Atmospheric Environment* 165 (2017): 155–168.
- KRZYŻANOWSKI, M. & COHEN, A. (2008): Update of WHO air quality guidelines. *Air Qual. Atmos. Health* (2008) 1: 7–13.
- KUKKONEN, J.; KARL, M.; KEUKEN, M.P.; DENIER VAN DER GON, H.A.C.; DENBY, B.R.; SINGH, V.; DOUROS, J.; MANDERS, A.; SAMARAS, Z.; MOUSSIOPOULOS, N.; JONKERS, S.; AARNIO, M.; KARPPIINEN, A.; KANGAS, L.; LÜTZENKIRCHEN, S.; PETÄJÄ, T.; VOUITIS, I. & SOKHI, R.S. (2016): Modelling the dispersion of particle numbers in five European cities. *Geosci. Model. Dev.*, 9: 451–478; doi: 10.5194/gmd-9-451-2016.
- KUMAR, P.; MORAWSKA, L.; BIRMILI, W.; PAASONEN, P.; HU, M.; KULMALA, M.; HARRISON, R.M.; NORFORD, L. & BRITTER, R. (2014): Ultrafine particles in cities, *Environment International* 66 (2014): 1–10.
- LAMARQUE, J.F.; BOND, T.C.; EYRING, V.; GRANIER, C.; HEIL, A.; KLIMONT, Z.; LEE, D.S.; LIOUSSE, C.; MIEVILLE, A.; OWEN, B.; SCHULTZ, M.; SHINDELL, D.; SMITH, S.J.; STEHFEST, E.; VAN AARDENNE, J.; COOPER, O.; KAINUMA, M.; MAHOWALD, N.; MCCONNELL, J.R.; RIAHI, K. & VAN VUUREN, D. (2010): Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: Methodology and application. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 7017–7039.
- LANZINGER, S.; SCHNEIDER, A.; BREITNER, S.; STAFOGGIA, M.; ERZEN, I.; DOSTAL, M.; PASTORKOVA, A.; BASTIAN, S.; CYRYS, J.; ZSCHEPPANG, A.; KOLODNITSKA, T. & PETERS, A. – for the UFIREG study group (2016): *Environment International* 88 (2016): 44–52.

- LFULG – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2016): Umweltzone Leipzig. Teil 5: Immissionssituation 2010–2015. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- MA, N. & BIRMILI, W. (2015): Estimating the contribution of photochemical particle formation to ultrafine particle number averages in an urban atmosphere. *Science of the Total Environment* 512–513 (2015): 154–166.
- MEIER, R.; EEFTENS, M.; AGUILERA, I.; PHULERIA, C. H.; INEICHEN, A.; DAVEY, M.; RAGETTLI, S. M.; FIERZ, M.; SCHINDLER, C.; PROBST-HENSCH, N.; TSAI, M.-Y. & KÜNZLI, N. (2015): Ambient Ultrafine Particle Levels at Residential and Reference Sites in Urban and Rural Switzerland. *Environmental Science & Technology* 2015 49 (5): 2709–2715; doi: 10.1021/es505246m.
- NPL – National Physical Laboratory (2013): Airborne Particulate Concentrations and Numbers in the United Kingdom (phase 3). Annual report 2012. NPL Report AS 83. National Physical Laboratory, Teddington, Middlesex.
- NPL – National Physical Laboratory (2016): 2015 Annual Report for the UK Black Carbon Network. NPL Report ENV 7. National Physical Laboratory, Teddington, Middlesex.
- OSTRO, B.; HU, J.; GOLDBERG, D.; REYNOLDS, P.; HERTZ, A.; BERNSTEIN, L. & KLEEMAN, M.J. (2015): Associations of mortality with long-term exposures to fine and ultrafine particles, species and sources: results from the California Teachers Study cohort. *Environ Health Perspect* 123: 549–556. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1408565>
- PAASONEN, P.; KUPIAINEN, K.; KLIMONT, Z.; VISSCHEDIJK, A.; DENIER VAN DER GON, H.A.C. & AMANN, M. (2016): Continental anthropogenic primary particle number emissions. *Atmos. Chem. Phys.*, 16: 6823–6840.
- PETZOLD, A. & SCHÖNLINER, M. (2004): Multi-angle photometry – a new method for the measurement of aerosol light absorption and atmospheric black carbon. *J. Aerosol Sci.*, 35: 421–441.
- PETZOLD, A.; OGREN, J.A.; FIEBIG, M.; LAJ, P.; LI, S.-M.; BALTENSPERGER, U.; HOLZER-POPP, T.; KINNE, S.; PAPPALARDO, G.; SUGIMOTO, N.; WEHRLI, C.; WIEDENSOHLER, A. & ZHANG, X.-Y. (2013): Recommendations for reporting „black carbon“ measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13: 8365–8379.
- PÖSCHL, U. (2005): Atmosphärische Aerosole: Zusammensetzung, Transformation, Klima- und Gesundheitseffekte. *Angew. Chem.*, 117.
- POSNER, L. N. & PANDIS, S. N. (2015): Sources of ultrafine particles in the Eastern United States. *Atmospheric Environment* 111 (2015): 103–112.
- PROVOST, E.B.; LOUWIES, T.; COX, B.; OP 'T ROODT, J.; SOLMI, F.; DONS, E.; INT PANIS, L.; DE BOEVER, P. & NAWROT, T.S. (2016): Short-term fluctuations in personal black carbon exposure are associated with rapid changes in carotid arterial stiffening, *Environment International* Volume 88 (2016): 228–234.
- RECHE, C.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; VIANA, M.; PEY, J.; MORENO, T.; RODRÍGUEZ, S.; GONZÁLEZ, Y.; FERNÁNDEZ-CAMACHO, R.; SÁNCHEZ DE LA CAMPA, A.M.; DE LA ROSA, J.; DALL'OSTO, M.; PRÉVÔT, A.S.H.; HUEGLIN, C.; HARRISON, R.M. & QUINCEY, P. (2011): New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmos. Chem. Phys.*, 11: 6207–6227.

- SABALIAUSKAS, K.; JEONG, C.-H.; YAO, X.; REALI, C.; SUN, T. & EVANS, G.J. (2015): Development of a land-use regression model for ultrafine particles in Toronto, Canada. *Atmospheric Environment* 110 (2015): 84–92.
- SAMSET, B.H. (2018): How cleaner air changes the climate. *Science* 13 Apr 2018: Vol. 360, Issue 6385, pp. 148-150.
- SANDRADEWI, J.; PRÉVÔT, A.S.H.; SZIDAT, S.; PERRON, N.; ALFARRA, R.M.; LANZ, V.; WEINGARTNER, E. & BALTENSPERGER, U. (2008): Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter. *Environ. Sci. Technol.*, 42: 3316–3323.
- SCHLADITZ, A.; MERKEL, M.; BASTIAN, S.; BIRMILI, W.; WEINHOLD, K.; LÖSCHAU, G. & WIEDENSOHLER, A. (2014): A concept of an automated function control for ambient aerosol measurements using mobility particle size spectrometers. *Atmos. Meas. Tech.*, 7: 1065–1073; doi: 10.5194/amt-7-1065-2014.
- SEINFELD, J.H. & PANDIS, S.N. (2006): *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, New York.
- SUNYER, J.; ESNAOLA, M.; ALVAREZ-PEDREROL, M.; FORNS, J.; RIVAS, I.; LÓPEZ-VICENTE, M.; SUADES-GONZÁLEZ, E.; FORASTER, M.; GARCIA-ESTEBAN, R.; BASAGAÑA, X.; VIANA, M.; CIRACH, M.; MORENO, T.; ALASTUEY, A.; SEBASTIAN-GALLES, N.; NIEUWENHUIJSEN, M. & QUEROL, X. (2015): Association between Traffic-Related Air Pollution in Schools and Cognitive Development in Primary School Children: A Prospective Cohort Study. *PLoS Med* 12(3): e1001792. doi: 10.1371/journal.pmed.1001792.
- UFIPOLNET – Ultrafine Particle Size Distributions in Air Pollution Monitoring Networks (2007): Ultrafine Particles in Urban Air. Proceedings of UFIPOLNET Final Conference: Ultrafine Particles in Urban Air, Dresden 23 to 24/Oct/2007. Saxon State Agency for Environment and Geology.
- UFIREG – Ultrafine Particles – an evidence based contribution to the development of regional and European environmental and health policy (2014a): Overview of investment and running cost. Report UFIREG project.
- UFIREG – Ultrafine Particles – an evidence based contribution to the development of regional and European environmental and health policy (2014b): UFP measurements: Measures to assure high quality data and strategy to guarantee follow-up measurements. Report UFIREG project.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2011): Near-term Climate Protection and Clean Air Benefits: Actions for Controlling Short-Lived Climate Forcers, United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, Kenya, 78pp.
- VAN DER ZEE, S.C.; FISCHER, P.H. & HOEK, G. (2016): Air pollution in perspective: Health risks of air pollution expressed in equivalent numbers of passively smoked cigarettes. *Environmental Research* 148 (2016): 475–483.
- WHO – World Health Organization, Regional Office for Europe (2012): Health effects of black carbon. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO – World Health Organization, Regional Office for Europe (2013a): Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Technical Report. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

- WHO – World Health Organization, Regional Office for Europe (2013b): Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO – World Health Organization, Regional Office for Europe (2016): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September–1 October 2015. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WIEDENSOHLER, A.; BIRMILI, A.; NOWAK, A.; SONNTAG, A.; WEINHOLD, K.; MERKEL, M.; WEHNER, B.; TUCH, T.; PFEIFER, S.; FIEBIG, M.; FJÄRAA, A.M.; ASMI, E.; SELLEGRI, K.; DEPUCEY, R.; VENZAC, H.; VILLANI, P.; LAJ, P.; AALTO, P.; OGREN, J.A.; SWIETLICKI, E.; WILLIAMS, P.; ROLDIN, P.; QUINCEY, P.; HÜGLIN, C.; FIERZ-SCHMIDHAUSER, R.; GYSEL, M.; WEINGARTNER, E.; RICCOBONO, F.; SANTOS, S.; GRÜNING, C.; FALLOON, K.; BEDDOWS, D.; HARRISON, R.; MONAHAN, C.; JENNINGS, S.G.; O'DOWD, C.D.; MARINONI, A.; HORN, H.-G.; KECK, L.; JIANG, J.; SCHECKMAN, J.; MCMURRY, P.H.; DENG, Z.; ZHAO, C.S.; MOERMAN, M.; HENZING, B.; DE LEEUW, G.; LÖSCHAU, G. & BASTIAN, S. (2012): Mobility particle size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. *Atmos. Meas. Tech.*, 5: 657–685; doi: 10.5194/amt-5-657-2012.
- WMO – World Meteorological Organization (2016): WMO/GAW Aerosol Measurement Procedures, Guidelines and Recommendations. GAW Report No. 227, Genf.
- WOLF, K.; SCHNEIDER, A.; BREITNER, S.; MEISINGER, C.; HEIER, M.; CYRYS, J.; KUCH, B.; VON SCHEIDT, W. & PETERS, A. (2015): Associations between short-term exposure to particulate matter and ultrafine particles and myocardial infarction in Augsburg, Germany. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Volume 218, Issue 6, August 2015, pages 535–542.
- ZANOBBETTI, A.; COULL, B.A.; GRYPARIS, A.; KLOOG, I.; SPARROW, D.; VOKONAS, P.S.; WRIGHT, R.O.; GOLD, D.R. & SCHWARTZ, J. (2014): Associations between arrhythmia episodes and temporally and spatially resolved black carbon and particulate matter in elderly patients. *Occup Environ Med.* 2014 March; 71(3): 201–207; doi: 10.1136/oemed-2013-101526.

Rechtsnormen und Leitlinien

- CEN/TR 16243 (2011): Außenluftqualität – Leitfaden zur Messung von auf Filtern abgeschiedenem elementarem Kohlenstoff (EC) und organisch gebundenem Kohlenstoff (OC).
- CEN/TS 16976 (2016): Außenluft – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration des atmosphärischen Aerosols.
- Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L; BGBl. I 115/1997 i. d. g. F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
- ISO 27891 (2015): Aerosol particle number concentration – Calibration of condensation particle counters.

Luftqualitätsrichtlinie (RL 2008/50/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. ABl. Nr. L 152/1.

ÖNORM EN 12341 (2014): Außenluft – Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM₁₀- oder PM_{2,5}-Massenkonzentration des Schwebstaubes.

ÖNORM EN 16909 (2017): Außenluft – Messung von auf Filtern gesammelten elementarem Kohlenstoff (EC) und organisch gebundenem Kohlenstoff (OC).

6 ABKÜRZUNGEN

ACTRIS	Aerosols, Clouds and Trace gases Research Infrastructure
BC	Black Carbon
BS	Black Smoke
CEN	European Committee for Standardization
CPC	Condensation particle counter (Kondensationspartikelzähler)
DMPS	Differential Mobility Particle Sizer
EC	Elemental Carbon
EEA	European Environment Agency
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe
GAINS	Greenhouse gas - Air pollution Interactions and Synergies model
GAW	Global Atmosphere Watch
GUAN	German Ultrafine Aerosol Network
HEI	Health Effect Institute
IARC	International Agency for Research on Cancer
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
ISO	International Organization for Standardization
LUDOK	Dokumentationsstelle Luftverschmutzung und Gesundheit
MAAP	Multi Angle Absorption Photometer
MPSS	Mobility Particle Size Spectrometer (Mobilitätspartikelgrößenspektrometer)
NO ₂	Stickstoffdioxid
OC	Organic Carbon
OM	Organic matter
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PM ₁	Feinstaubanteil mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 1 Mikrometer (1 µm)
PM _{2,5}	Feinstaubanteil mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 2,5 Mikrometer (1 µm)
PM ₁₀	Feinstaubanteil mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (10 µm)
PN	particle number – Partikelanzahl
PNC	particle number concentration – Partikelanzahlkonzentration
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SNAP	Standardized Nomenclature for Air Pollutants

TNO	<u>Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek</u>
UFP	Ultrafeine Partikel
US EPA	<u>United States Environmental Protection Agency</u>
WHO	<u>World Health Organization</u>
WMO	<u>World Meteorological Organization</u>

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Das Umweltbundesamt gibt in dieser Studie einen Überblick über ultrafeine Partikeln (UFP) und Black Carbon (BC). Diese Bestandteile von Feinstaub werden derzeit wegen ihrer gesundheitlichen Relevanz diskutiert. Sie entstehen hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen. Bei UFP zeigt sich, dass die Gesundheitswirkungen nicht von denen anderer Schadstoffe aus dem Verkehr getrennt werden können. Die Weltgesundheitsorganisation erarbeitet daher aktuell keinen Richtwert für die UFP. BC eignet sich dagegen als Indikator für die Wirkung von Verkehrsmaßnahmen. Derzeit liegen erst wenige systematische Messungen von BC und UFP vor; auch die Messmethoden sind noch nicht normiert. Dargestellt und diskutiert werden die verfügbaren Messergebnisse für Konzentrationen von UFP und BC in Österreich, Europa und weltweit sowie die dafür notwendigen Messgeräte.