

**Russbelastung in der Schweiz
Messungen im Rahmen des NABEL**

Messbericht 2013

**Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Empa, 8600 Dübendorf**

15. Mai 2014

Messbericht: Russbelastung in der Schweiz, Messungen im Rahmen des NABEL

Autoren: Hanna Herich, Christoph Hüglin

Adresse: Empa, Abteilung Luftfremdstoffe und Umwelttechnik
Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf

Inhalt

1 Einleitung	3
2 Messtechnik	4
2.1 Aethalometer.....	5
2.2. MAAP.....	6
2.3 Thermisch-optische OC/EC Bestimmung	6
2.4 Qualitätssicherung.....	8
2.5 Anbindung von Aethalometer und MAAP	8
3 Resultate der Russmessungen	10
4. Literatur	15

1 Einleitung

Die Erhebung von zuverlässigen, umfassenden und langjährigen Daten über die Russbelastung in der Schweiz ist für die Beurteilung der Luftqualität sowie zur Planung und Erfolgskontrolle von Massnahmen im Bereich der Luftreinhaltung aus verschiedenen Gründen wichtig:

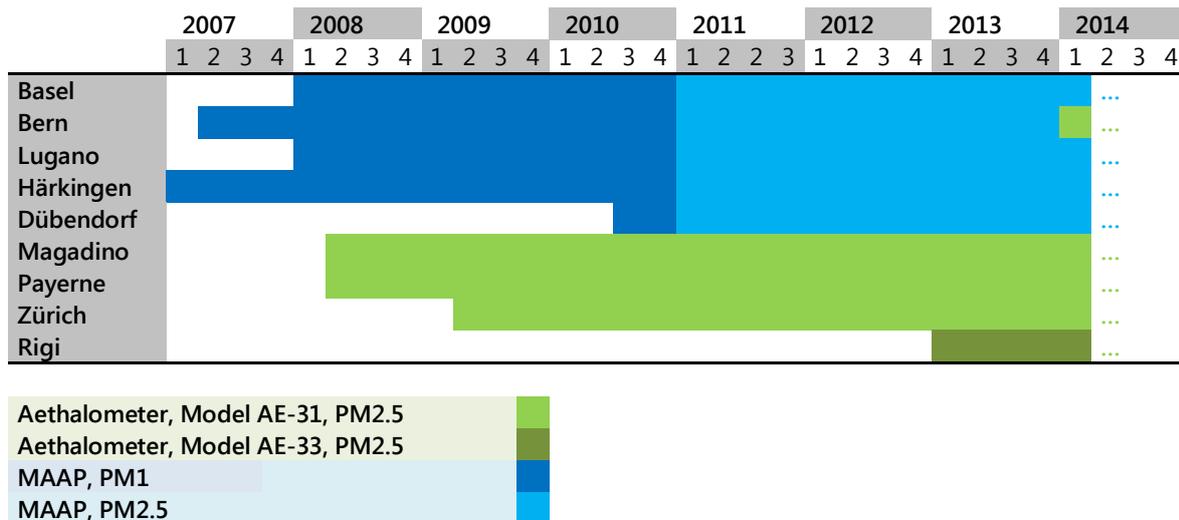
- Russ ist krebserregend (Dieselruss wurde 2012 von der WHO-Kommission IARC als krebserregend eingestuft), die Russbelastung muss daher gemäss dem Minimierungsverbot auf ein tolerierbares Niveau reduziert werden. Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) beziffert den bevölkerungsgewichteten Mittelwert der Russbelastung (in Form von elementarem Kohlenstoff, EC) derzeit auf $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Um den Schutz der Bevölkerung zu gewährleisten ist eine Absenkung auf einen Wert von $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ notwendig [EKL, 2013].
- Russ absorbiert Licht und hat dadurch einen Einfluss auf den Strahlungshaushalt der Erde und somit auf das Klima. Eine Reduktion der Russbelastung hat daher auch eine Bedeutung im Zusammenhang mit dem Klimaschutz.

Seit 2007 werden an acht NABEL Standorten Russmessungen durchgeführt (Tabelle 1). Die Standorte repräsentieren die wichtigsten Belastungssituationen in der Schweiz und bieten eine Grundlage zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Russimmissionen. Dieser Bericht gibt einen kurzen Einblick in die angewendeten Messmethoden und dokumentiert die Resultate der Russmessungen des Jahres 2013. Die Messwerte von 2013 werden zudem im Zusammenhang der Resultate der vorangegangenen Jahre dargestellt.

Messstation	Stationstyp	Messbeginn	Messmethode
Basel-Binningen	vorstädtisch	seit 02/2008	MAAP
Bern-Bollwerk	städtisch, verkehrsbelastet	seit 05/2007	MAAP*
Dübendorf	vorstädtisch, in der Agglomeration Zürich	seit 07/2009	MAAP
Härkingen	ländlich, an der Autobahn A1	seit 02/2007	MAAP
Lugano	städtisch, Hintergrund	seit 12/2007	MAAP
Magadino	ländlich, unterhalb 1000 m, Alpensüdseite	seit 03/2008	Aethalometer
Payerne	ländlich, unterhalb 1000 m	seit 03/2008	Aethalometer
Zürich-Kaserne	städtisch, Hintergrund	seit 04/2009	Aethalometer
Rigi-Seebodenalp	Ländlich, oberhalb 1000 m.ü.M.	seit 03/2013	Aethalometer

* seit 2014 Aethalometer

Tab. 1: Messstationen und Stationstyp an denen Russmessungen durchgeführt werden, sowie zugehöriger Messbeginn und Messmethode.



Tab. 2: Detaillierter zeitlicher Überblick über die angewendeten optischen Messverfahren zur Russbestimmung und die dabei eingesetzten Vorabscheider für Feinstaub (siehe Abschnitt 2).

2 Messtechnik

In Tabelle 1 sind die NABEL-Stationen aufgeführt, an denen kontinuierliche Russmessungen durchgeführt werden. Eine detaillierte Beschreibung von Lage und Umgebung dieser Messstationen findet sich im Technischen Bericht des NABEL [Empa, 2013]. Tabelle 2 zeigt einen Überblick über die eingesetzten optischen Messverfahren an den einzelnen Stationen.

Russ ist keine chemisch eindeutig definierte Grösse, es gibt daher kein direktes Messverfahren für Russ. Häufig wird die Russbelastung durch die Konzentration von elementarem Kohlenstoff (EC) oder lichtabsorbierendem Kohlenstoff (black carbon - BC) angegeben. EC und BC sind ebenfalls keine eindeutig definierten Messgrössen, Messwerte von EC und BC hängen von der angewendeten Messmethode ab.

Für die Messung von EC und BC als Indikatoren für die Russbelastung stehen unterschiedliche Messmethoden zur Verfügung. EC wird mit thermischen Methoden bestimmt, bei welchen die unterschiedliche Hitzebeständigkeit der verschiedenen kohlenstoffhaltigen Feinstaubbestandteile ausgenutzt wird. Die Bestimmung von BC erfolgt dagegen mit optischen Methoden, bei welchen die Absorption oder Reflektion von Licht durch eine Feinstaubprobe gemessen wird. Die Messwerte für EC und BC sind typischerweise nicht gleich, da gefärbte oder hitzebeständige Anteile der organischen Kohlenstoffverbindungen (OC) nicht in gleichem Masse zu den verschiedenen Messverfahren beitragen, siehe Abbildung 1.

Damit Messwerte von Russ schweizweit und international verglichen werden können, ist es notwendig, die Daten auf ein einheitliches und klar definiertes Messverfahren (Konventionmethode) zu beziehen. Als geeignetes einheitliches Verfahren hat sich die sogenannte thermisch-optische Methode mit einem definierten Temperaturprotokoll etabliert. Es handelt sich hierbei um eine thermische Methode zur Bestimmung von EC, bei der mittels optischem Verfahren eine Pyrolysekorrektur durchgeführt wird.

In diesem Projekt wird Russ grösstenteils mit kontinuierlichen optischen Methoden als schwarzer Kohlenstoff BC gemessen. Durch regelmässige Vergleichsmessungen (jeden zwölf-

ten Tag) mit thermisch-optischen EC-Messungen wird der Zusammenhang zwischen den beiden Messmethoden an allen Standorten fortwährend bestimmt. Basierend auf diesen Vergleichsmessungen werden die kontinuierlich gemessenen BC Werte umgerechnet, so dass die ausgewiesenen Messwerte konsistent mit thermisch-optisch gemessenem EC sind. Die so bestimmten BC Werte werden im Folgenden als EBC bezeichnet (angelehnt an die international vorgeschlagene Terminologie "equivalent BC", bzw. äquivalenter schwarzer Kohlenstoff), siehe Petzold et al. [2013].

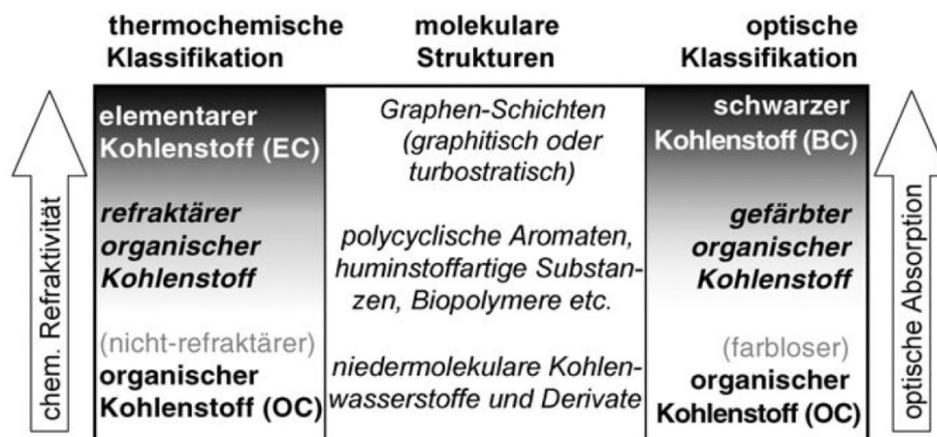


Abb. 1: Optische und thermische Klassifizierung sowie molekulare Strukturen von BC oder EC und organischem Kohlenstoff. Je nach Analysemethode beinhalten BC bzw. EC unterschiedliche Mengen von Kohlenstoff aus refraktiven (hitzebeständigen) und gefärbten organischen Verbindungen, aus Pöschl [2003].

Bei den verwendeten optischen Geräten handelt es sich um Multi-angle Absorption Photometer (MAAP) und sogenannte Aethalometer, siehe Tabellen 1 und 2. Diese optischen Messverfahren können mit einem vergleichsweise geringen Aufwand betrieben werden. An allen bisher untersuchten Stationen zeigten sich lineare Beziehungen zwischen BC und dem thermisch-optisch gemessenen EC, die ermittelten Umrechnungsfaktoren sind dabei standortspezifisch.

Die Messungen sowohl von BC als auch von EC können durch andere Feinstaubkomponenten als lichtabsorbierender bzw. hitzebeständiger Kohlenstoff beeinflusst werden. Die Messung von BC kann insbesondere durch lichtabsorbierende mineralische Bestandteile beeinträchtigt werden, auf der anderen Seite kann in Karbonaten gebundener Kohlenstoff zum EC-Messsignal beitragen. Durch Verwendung von PM1 bzw. PM2.5 Vorabscheidern (Tabelle 2) wird der Einfluss solcher störenden Feinstaubkomponenten minimiert.

2.1 Aethalometer

Mit einem Aethalometer (Typen Magee AE-31 und AE-33, siehe Tabelle 2) wird die Absorption von Feinstaubpartikeln bei sieben verschiedenen Wellenlängen vom nahen Ultraviolett (UV) bis ins nahe Infrarot (IR) gemessen. Die Feinstaubpartikel werden dazu auf einem Quarzfaserfilter gesammelt. Durch Messen des transmittierten Lichts durch das Filter kann der Lichtabsorptionskoeffizient des Feinstaubes kontinuierlich bestimmt werden.

Die Aethalometerdaten erlauben es zudem, den Anteil von Russ aus Holzfeuerungen und Dieselmotoren zu unterscheiden [Sandradewi et al., 2008; Herich et al., 2011]. Dies liegt am Einsatz der unterschiedlichen Wellenlängen: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, sonstige Aromaten und andere organische Verbindungen absorbieren verstärkt Licht im ultravioletten Bereich, während die Absorption im nahen IR von schwarzem (graphitähnlichem) Kohlenstoff dominiert wird. Ein Nachteil des Aethalometers ist, dass aus der gemessenen Lichtabsorption nicht direkt der Absorptionskoeffizient der luftgetragenen Aerosolpartikel abgeleitet werden kann. Lichtstreuung durch das Filtermedium und durch transparente Aerosolpartikel beeinflussen die Messungen. Zudem zeigt das Messsignal des Aethalometers eine Abhängigkeit von der Filterbelegung. Für eine präzise Bestimmung des Aerosol-Absorptionskoeffizienten und damit von (BC) ist eine nachträgliche Korrektur der Messwerte notwendig [Weingartner et al., 2003]. Beim neueren Aethalometer-Typ (Modell AE-33) wird PM_{2.5} gleichzeitig auf zwei Bereichen des Filters mit unterschiedlichen Volumenströmen gesammelt. Dadurch kann der oben erwähnte Einfluss der Filterbelegung auf die gemessene Lichtabsorption bestimmt und das Messsignal entsprechend korrigiert werden (Dual Spot Technologie).

Aethalometer werden an den Stationen Magadino, Payerne und Zürich eingesetzt, die Geräte sind mit einem PM_{2.5} Vorabscheider ausgestattet. Seit 2013 wird zusätzlich ein Aethalometer an der NABEL-Station Rigi-Seebodenalp (ländlich, über 1000 m.ü.M.) betrieben, und seit 2014 wird in Bern ein Aethalometer eingesetzt. Die Messungen des Standorts Bern-Bollwerk werden in diesem Bericht noch nicht analysiert.

2.2. MAAP

Im Multi-angle Absorption Photometer (MAAP) [Petzold and Schönlinner, 2004] werden zwei Messverfahren kombiniert. Zum einen wird analog zum Aethalometer eine Transmissionsmessung eines mit Partikeln beladenen Glasfaserfilters durchgeführt. Zum anderen wird zusätzlich auch die Lichtreflexion unter zwei verschiedenen Winkeln gemessen. Mithilfe einer Strahlungstransferrechnung kann aus diesen gemessenen Signalen der Lichtabsorptionskoeffizient der Aerosolpartikel berechnet werden. Die Kombination von Lichttransmission und Lichtreflexion liefert gegenüber dem Aethalometer genauere Messungen der Lichtabsorption der Aerosolpartikel. Eine nachträgliche Datenkorrektur ist beim MAAP nicht erforderlich. An den NABEL Stationen Basel-Binningen, Bern-Bollwerk, Härkingen, Lugano und Dübendorf wurden bis Ende 2010 MAAP mit einem PM₁-Vorabscheider eingesetzt. Seit Anfang 2011 werden wie bei den Aethalometern PM_{2.5}-Vorabscheider verwendet. In Bern wurden die MAAP Messungen Anfang 2014 eingestellt, seither wird an diesem Standort ein Aethalometer eingesetzt.

2.3 Thermisch-optische OC/EC Bestimmung

Im Labor an der Empa wird mit einem OC/EC Analysator der Firma Sunset Labs die Konzentration von elementarem und organischem Kohlenstoff im Feinstaub (PM_{2.5}) bestimmt. Es werden PM_{2.5}-Proben untersucht, welche regelmässig (jeden 12. Tag) mit High Volume Sammlern auf Quarzfaserfiltern während 24 Stunden gesammelt wurden. Die Feinstaubproben stammen von denselben Messstationen, an denen zeitgleich mit den beschriebenen optischen Methoden auch der Lichtabsorptionskoeffizient von PM_{2.5} gemessen wird. Die ther-

misch-optisch bestimmten EC-Werte dienen zur Umrechnung des Lichtabsorptionskoeffizienten in die Konzentration von schwarzem Kohlenstoff (EBC), siehe Abschnitt 2. Die thermisch-optische Bestimmung von OC und EC funktioniert wie folgt: Die PM2.5-Filterprobe wird stufenweise aufgeheizt und dabei kontinuierlich mit Licht einer Wellenlänge ($\lambda=680\text{nm}$) durchstrahlt. Das Aufheizen des Filters erfolgt zunächst unter einer inerten Heliumatmosphäre, dadurch werden organische Verbindungen in die Gasphase überführt, durch einen Katalysator geleitet und in CH_4 umgewandelt. Mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) wird das CH_4 gemessen und so die Kohlenstoffmenge bestimmt. In einem anschließenden zweiten Schritt wird das Filter unter einer oxidierenden Atmosphäre (He/O_2) erneut aufgeheizt, dabei verbrennen die restlichen Kohlenstoffverbindungen, insbesondere der elementare Kohlenstoff EC. Es muss dabei berücksichtigt werden, dass nicht der gesamte, in diesem zweiten Schritt detektierte Kohlenstoff als EC aufgefasst werden kann. Während des ersten Aufheizprozesses wurde auf dem Filter auch OC in EC umgewandelt (Pyrolyse), die Menge des pyrolysierten Kohlenstoffes muss bestimmt und dem OC zugerechnet werden. Dazu wird die zu Anfangs erwähnte parallele Messung der Lichttransmission verwendet. Denn durch die Pyrolyse verringert sich die Lichttransmission des Filters während des ersten Aufheizungsprozesses, das Filter wird schwärzer. Erst durch das anschließende Verbrennen des EC steigt die Lichttransmission wieder an, d.h. das Filter wird optisch durchlässiger. Die Trennung zwischen OC und EC wird daher zum Zeitpunkt der Analyse gesetzt, zudem die Transmission während der EC Verbrennung wieder der Lichttransmission vor Beginn der thermisch-optischen Analyse entspricht (sog. "split-time"). D.h., der vor der "split-time" verbrannte EC Anteil wird dem OC zugerechnet. Das stufenweise Aufheizen des Filters ist exakt definiert und erfolgt nach dem in Europa weit verbreiteten EUSAAR2-Protokoll [Cavalli et al. 2010]. Dadurch wird die Vergleichbarkeit der Resultate sichergestellt. Die beschriebene thermisch-optische Methode mit Pyrolysekorrektur durch Lichttransmissionsmessung wird auch als TOT-Methode bezeichnet (thermal optical transmission method). Häufig wird dieses thermisch-optische Verfahren auch mit einer Pyrolysekorrektur basierend auf der Messung der Lichtreflexion realisiert (TOR-Verfahren, thermal optical reflectance method). Beim Sunset-Labs Laborgerät der Empa kann die Pyrolysekorrektur gleichzeitig mittels Lichttransmission und Lichtreflexion durchgeführt werden. Aus Vergleichsmessungen ist bekannt, dass EC-Messungen mit den beiden Methoden der Pyrolysekorrektur zwar hochkorreliert sind, TOT jedoch systematisch höhere EC-Werte liefert als TOR. Gegenwärtig beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe des Europäischen Komitees für Normierung (CEN TC264 WG35) mit der Festlegung einer Referenzmethode für EC und OC. Die Arbeitsgruppe empfiehlt das thermisch-optische Verfahren, wobei das verwendete Temperaturprotokoll und die Methode der Pyrolysekorrektur mit den Messwerten angegeben werden sollten [CEN TR 16243, 2011].

Station	Zeitperiode	PM10	PM2.5	PM1
Payerne	18.09.08-14.10.08	107%	100%	90%
Payerne	25.02.09-26.03.09	107%	100%	82%
Payerne	pooled	107%	100%	86%
Bern	12.08.08-26.07.09	130%	100%	96%
Basel	12.08.08-26.07.09	112%	100%	91%
Härkingen	11.01.11-25.12.11	-	100%	89%
Lugano	5.01.06-31.12.06	-	100%	91%

Tab. 3: Russfraktion in PM1, PM2.5 und PM10.

2.4 Qualitätssicherung

Seit Beginn 2011 wird in Anlehnung an die Erfordernisse der europäischen Richtlinie 2008/50/EC an allen Stationen die Russfraktion in PM_{2.5} bestimmt. Zuvor wurde an den Standorten Magadino, Payerne und Zürich die Russfraktion in PM_{2.5}, an den Standorten Basel, Bern, Härkingen, Lugano und Dübendorf jene in PM₁ gemessen.

Die Wahl eines Vorabscheiders ist sinnvoll, da dadurch gröbere Feinstaubpartikel wie Mineralstaubpartikel abgeschieden werden, welche die Russmessungen beeinflussen können. Zum Vergleich der Messdaten muss jedoch beachtet werden, dass an den Stationen mit einem PM_{2.5} Vorabscheider ein etwas grösserer Anteil der gesamten luftgetragenen Russmenge gemessen wird, als an den Stationen mit einem PM₁ Vorabscheider. In welcher Grössenordnung sich die Unterschiede dabei bewegen zeigen Vergleichsmessungen. Dazu wurde in Payerne, Basel-Binningen und Bern-Bollwerk elementarer Kohlenstoff zeitgleich in PM₁, PM_{2.5} und im PM₁₀ gemessen, sowie in Härkingen und Lugano in PM₁ und PM_{2.5}. Der mittlere EC Anteil in den verschiedenen PM-Fraktionen ist (soweit Parallelmessungen vorhanden sind) in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3 zeigt, dass an allen Standorten mehr als 82% des ECs in PM_{2.5} bereits in PM₁ gefunden wurden. An der Station Bern-Bollwerk ist der Unterschied zwischen dem Russanteil in PM_{2.5} und in PM₁₀ relativ gross. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich an mineralischen Feinstaubkomponenten, insbesondere Karbonaten, welche am verkehrsbelasteten Standort Bern-Bollwerk einen grossen Beitrag zur Massenkonzentration von groben Partikeln (Durchmesser von 2.5 bis 10 µm) ausmachen. Beim angewendeten Temperaturprotokoll wird der in Karbonaten gebundene Kohlenstoff beim EC-Analyseschritt freigesetzt. Es wäre zudem denkbar, dass Partikel aus dem Abrieb der Reifen von Fahrzeugen zu einem erhöhten Russanteil bei den groben Partikeln beitragen. In verschiedenen Studien konnte an vergleichbaren Standorten jedoch kein nennenswerter Beitrag durch Reifenabrieb nachgewiesen werden [Astra, 2009; und Referenzen] darin.

2.5 Anbindung von Aethalometer und MAAP

Um die mittel Lichtabsorption (Aethalometer und MAAP) kontinuierlich gemessenen Aerosol-Absorptionskoeffizienten in Russkonzentrationen umzurechnen, werden diese mit thermisch-optisch bestimmten EC-Konzentrationen verglichen. Die mit den Aethalometer gemessenen Aerosol-Absorptionskoeffizienten (b_{abs}) werden zunächst nach [Weingartner et al., 2003] korrigiert und anschliessend gegen thermisch-optisch analysierte EC-Werte der Feinstaub-Tagesproben von jedem 12. Tag aufgetragen.

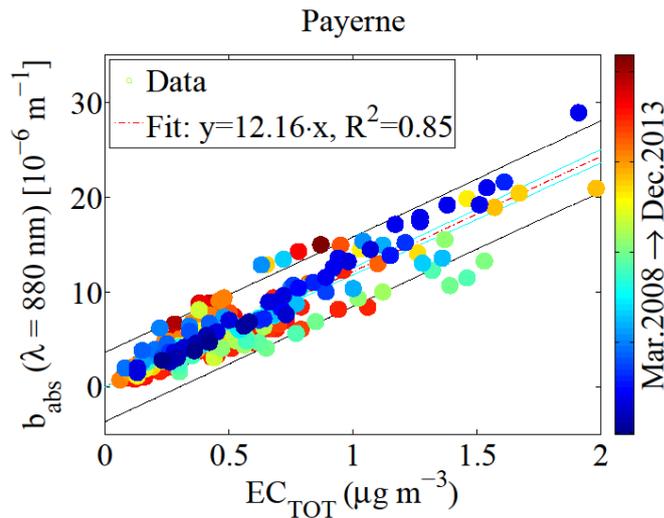


Abbildung 2: Anbindung der Aerosol-Absorptionskoeffizienten in Payerne ($\lambda=880\text{ nm}$) an thermisch-optisch bestimmte EC-Werte anhand der Daten von 2008-2013. Neben dem linearen Fit (rot) sind das Konfidenz- (hellblau) und das Vorhersageintervall (schwarz) dargestellt.

Abbildung 2 zeigt exemplarisch die Anbindung von Aethalometerdaten an die bisher analysierten EC-Messwerte in Payerne (Apr. 2008 - Dez. 2013). Für die Anbindung wurde die Wellenlänge $\lambda=880\text{ nm}$ verwendet. Der Umrechnungsfaktor zwischen EC und b_{abs} ist der sogenannte massenspezifische Aerosol-Lichtabsorptionsquerschnitt σ_{abs} .

λ	PAY $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	MAG $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	ZUE $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	RIG* $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$
880 nm	12.2	13.6	12.8	18.9

* Zeitraum 03/2013- 12/2013

Tab. 4: Aerosol-Lichtabsorptionsquerschnitt von PM2.5 bei einer Lichtwellenlänge von 880nm (Daten bis Dez. 2013).

λ	HAE $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	BER $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	LUG $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	BAS $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$	DUE $\sigma_{\text{abs}} [\text{m}^2/\text{g}]$
670 nm	8.5	8.1	9.0	9.9	10.2

Tab. 5: Mit den MAAP-Instrumenten ermittelte Aerosol-Lichtabsorptionsquerschnitte (Daten bis Dez. 2013). Die Messwerte bis Ende 2010 wurden mit PM1-Vorabscheidern, die Werte seit 2011 mit PM2.5-Vorabscheidern gemessen.

Tabelle 4 zeigt σ_{abs} an den Standorten Payerne, Magadino Zürich-Kaserne und Rigi, wie diese für die Aethalometer bei einer Lichtwellenlänge von 880nm bestimmt wurden. Analog werden auch die mit dem MAAP gemessenen Daten mit thermisch-optisch analysiertem EC der Feinstaub-Tagesproben von jedem 12. Tag verglichen. Die Massenabsorptionsquerschnitte sind relativ konstant und für den gesamten Messzeitraum von 2007 bis 2013 wurden bisher einheitliche Faktoren bestimmt. Dies ist insofern interessant, da Anfang 2011 sämtliche MAAP Vorabschneider von PM1 zu PM2.5 gewechselt wurden. Wie die Auswertungen zeigen, hat

der Wechsel nur einen sehr geringen Einfluss auf die Massenabsorptionsquerschnitte, sie variieren nur innerhalb der ohnehin vorhandenen Streuung der Daten. Tabelle 5 zeigt die MAAP-Aerosol-Lichtabsorptionsquerschnitte für die Standorte Härkingen, Bern-Bollwerk, Lugano, Basel-Binningen und Dübendorf.

3 Resultate der Russmessungen

Abbildung 3 zeigt die Jahresmittelwerte der Russbelastung für das Jahr 2013. Auffallend sind die grossen Unterschiede zwischen den verschiedenen Stationen bzw. Stationstypen. Insbesondere die verkehrsbelasteten Stationen zeigen deutlich höhere Russbelastungen als Stationen die nicht unmittelbar durch Emissionen des Strassenverkehrs beeinflusst sind. Am städtischen und in einer Strassenschlucht liegenden Standort Bern-Bollwerk beträgt der Jahresmittelwert von EBC $2.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Am weniger exponierten Kasernenareal im städtischen Zürich liegt das Jahresmittel hingegen bei $0.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vergleicht man die Standorte Härkingen (ländlich und an einer Autobahn liegend) und Payerne (ländlich) so unterscheidet sich die Russbelastung um einen Faktor drei ($1.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $0.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ EBC). An der Station Rigi-Seebodenalp liegen für 2013 nur Messungen aus dem Zeitraum März bis Dezember vor. Ein erster Jahresmittelwert wurde anhand dieser Daten abgeschätzt, er liegt bei $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

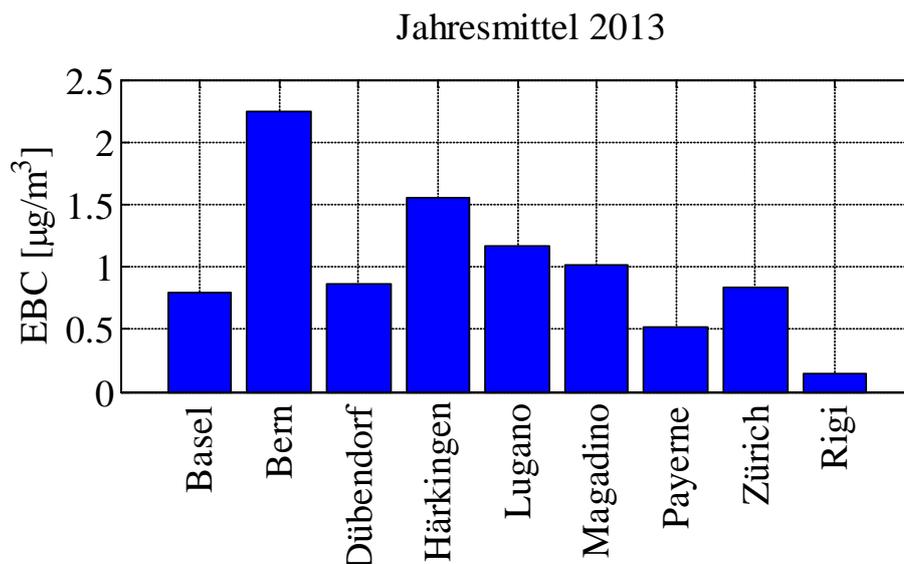


Abb. 3: Übersicht über die Jahresmittelwerte 2013 (Rigi: Zeitraum 03-12/2013)

Abbildung 4 zeigt die Jahresmittelwerte von EBC an den acht NABEL Standorten seit Beginn der Messungen als Balkendiagramm, in Abbildung 5 sind diese Jahresmittelwerte als Zeitreihen dargestellt. Die Jahresmittelwerte wurden aus Monatsmittelwerten bestimmt (an den Standorten, an denen im Jahr des Messbeginns noch kein ganzer Jahresdatensatz gemessen wurde, wurde kein Jahresmittelwert berechnet). Die Jahresmittelwerte sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Je nach Station liegen derzeit Messreihen von vier bis sechs Jahren vor. Diese Zeitperioden sind noch zu kurz, um zuverlässige bzw. quantitative Aussagen zu mehrjährigen Trends machen zu können. Die Schwankungen von Jahr zu Jahr aufgrund des Einflusses der Witterung

auf die Russbelastung sind dafür zu gross. Dennoch deuten die verfügbaren Messungen der Standorte Dübendorf, Lugano, Zürich-Kaserne und Payerne auf abnehmende Russbelastungen hin, während die Russkonzentrationen in Magadino-Cadenazzo und Basel-Binningen in den letzten Jahren konstant zu sein scheinen.

Jahr	BAS	BER	DUE	HAE	LUG	MAG	PAY	ZUE	RIG
2008		2.96		2.42	1.62				
2009	0.80	3.01		2.28	1.46	1.26	0.67		
2010	0.82	2.72	1.05	2.13	1.39	0.99	0.58	1.02	
2011	0.89	2.94	1.10	2.08	1.64	1.50	0.60	1.09	
2012	0.80	2.55	0.91	1.71	1.32	1.16	0.51	0.86	
2013	0.80	2.24	0.86	1.55	1.16	1.02	0.51	0.84	0.15*

* Mittelwert über den Zeitraum 03-12/2013

Tab. 6: Jahresmittelwerte 2008-2013 der Russkonzentrationen (EBC, $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

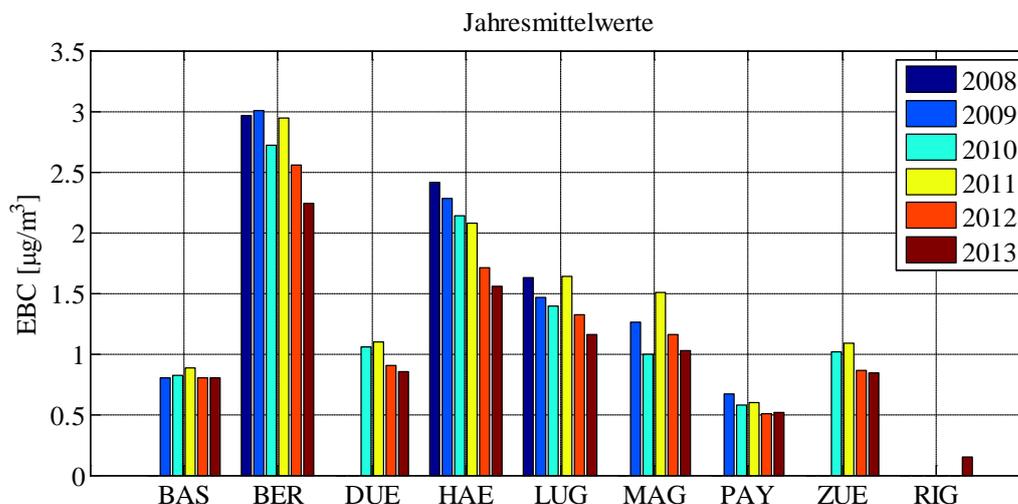


Abb. 4: Übersicht der EBC Russkonzentration (EBC) an den NABEL Standorten.

Für die verkehrsbelastete Stationen Bern-Bollwerk (städtisch) und Härkingen (ländlich, direkt an Autobahn) sind gegenwärtige Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Russbelastung nur bedingt möglich. Die Jahresmittelwerte von 2008 und 2013 an der Messstation Bern-Bollwerk sind aufgrund von umfangreichen Bauarbeiten nicht repräsentativ für diesen Standort. Am Standort Härkingen muss berücksichtigt werden, dass die Messungen der Jahre 2011 bis 2013 durch Bauarbeiten (Ausbau der Autobahn auf 6 Fahrspuren) beeinflusst sein könnten.

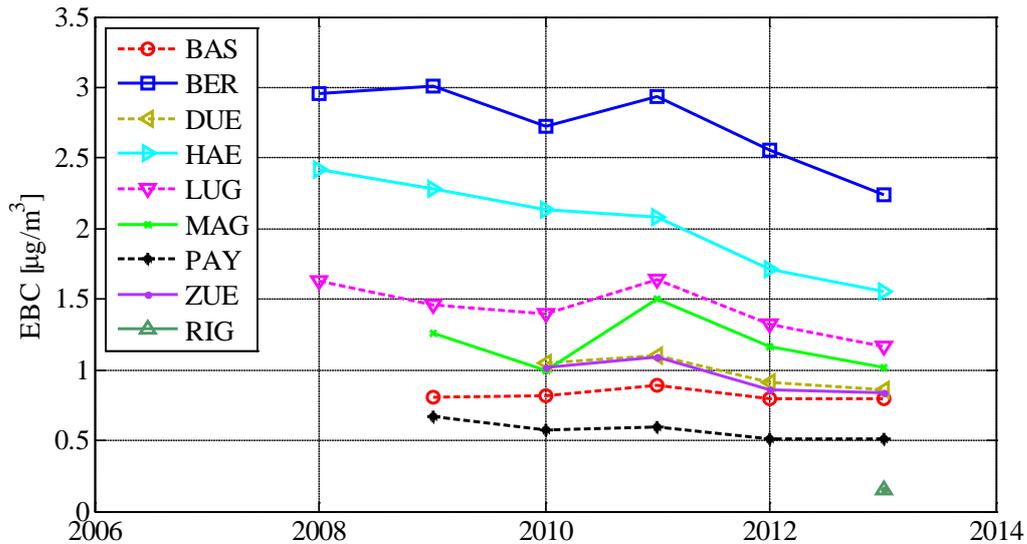


Abb. 5: Langjährige Verläufe der Jahresmittelwerte von EBC.

Abbildung 6 zeigt den mittleren Verlauf der Monatsmittelwerte von EBC für die Zeit von 2007 bis 2013 (sofern Messungen bereits durchgeführt wurden). An allen Stationen zeigt sich eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit der Russbelastung mit den höchsten Werten während der Wintermonate. Dieser Verlauf ergibt sich zum einen aus den im Winter häufiger vorherrschenden austauscharmen Wetterlagen, die zu einer Schadstoffanreicherung in bodennahen Luftschichten führen. Zum anderen tragen in der kalten Jahreszeit Emissionen aus der Verbrennung von Biomasse (insbesondere Holzfeuerungen) zu einer zusätzlichen Russbelastung bei. Die Jahresverläufe sind an den einzelnen Stationen unterschiedlich stark ausgeprägt, generell weisen vor allem die Verkehrsstandorte einen weniger ausgeprägten Jahresgang auf. Die grössten saisonalen Unterschiede in der Russbelastung treten an den beiden Stationen auf der Alpensüdseite auf (Lugano und Magadino). Hier schwankt die Konzentration zwischen Sommer und Winter im Mittel um einen Faktor drei bis vier. Es ist dabei unklar, zu welchen Anteilen diese Besonderheit auf die meteorologischen Bedingungen, bzw. die im Allgemeinen auf der Alpensüdseite vorherrschenden höheren Beiträge durch Emissionen aus Holzfeuerungen, zurückzuführen sind.

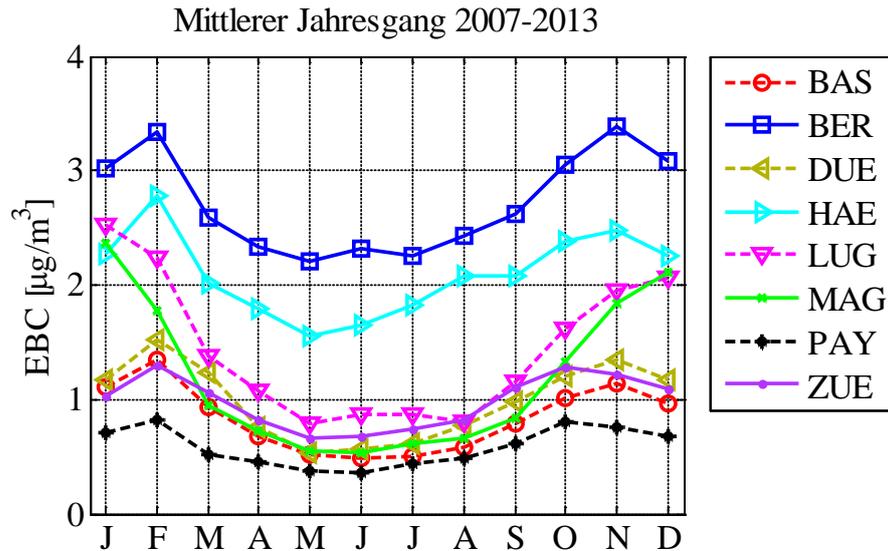


Abb.6: Mittlerer Jahresverlauf der Monatsmittelwerte von EBC. Für die Berechnung der Jahresmittelwerte wurden die Russkonzentrationen seit Messbeginn (siehe Tabelle 1) verwendet.

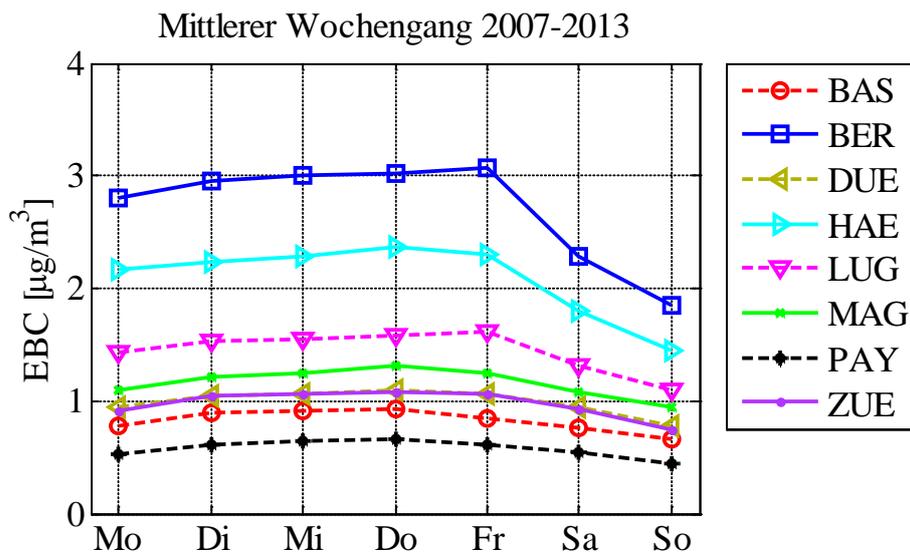


Abb.7: Mittlerer Wochengang der Tagesmittelwerte von EBC. Für die Berechnung der Mittelwerte wurden die Russkonzentrationen seit Messbeginn (siehe Tabelle 1) verwendet.

In Abbildung 7 ist der durchschnittliche Wochengang der Tagesmittelwerte 2007-2013 von EBC dargestellt. An allen Standorten ist an den Werktagen ein leichter Anstieg von Montag bis Mittwoch zu beobachten, die höchsten Russkonzentrationen werden von Mittwoch bis Freitag erreicht. Am Wochenende fallen die Konzentrationen stark ab, wobei der Wochengang an den verkehrsbelasteten Standorten besonders ausgeprägt ist. Dort sind die Russkonzentrationen an den Werktagen etwa 50% höher als am Wochenende.

Abbildung 8 zeigt durchschnittliche Tagesgänge der Stundenmittelwerte von EBC für das Jahr 2013 an den vier Messstandorten Bern-Bollwerk, Härkingen, Basel-Binningen und Lugano. Die Tagesgänge für die Winter- (Jan., Feb., Dez.) und die Sommermonate (Jun., Jul., Aug.) sind separat dargestellt. Spitzenkonzentrationen der Russbelastung werden an allen Stationen wäh-

rend der Hauptverkehrszeiten erreicht. Nachmittags führt die ansteigende Grenzschichthöhe zu einer besseren Durchmischung der Luftschichten und die EBC-Belastung sinkt. An den verkehrsbelasteten Standorten Bern-Bollwerk und Härkingen unterscheiden sich die Spitzenkonzentrationen im Winter und Sommer nur gering. Generell ist jedoch ein deutlicher Unterschied zwischen den Jahreszeiten gegeben; im Winter ist die Hintergrundbelastung der Russkonzentrationen an allen Standorten höher als im Sommer.

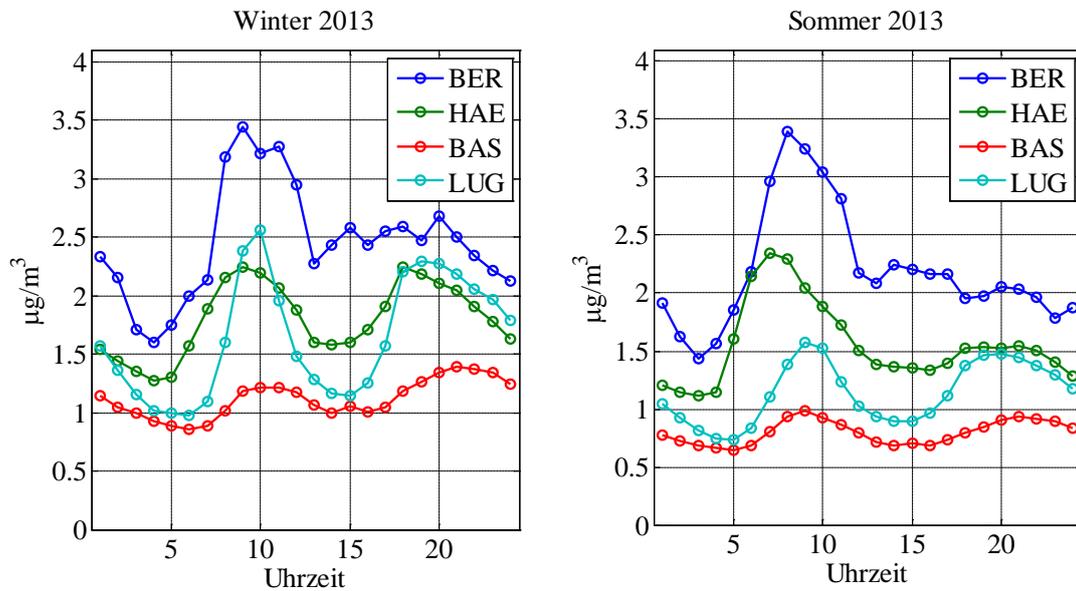


Abb.8: Durchschnittlicher Tagesgang der Stundenmittelwerte von EBC für das Jahr 2013 an vier Messstandorten im Winter (links) und im Sommer (rechts).

4 Literatur

Astra (2009). PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Strassenverkehrs (APART). Bundesamt für Strassen (Bern).

EKL (2013). Feinstaub in der Schweiz. Statusbericht, Eidgenössische Kommission für Lufthygiene. Download unter: <http://www.ekl.admin.ch/de/dokumentation/publikationen/index.html>.

Empa (2013). Technischer Bericht des NABEL, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (Dübendorf). Download unter: www.empa.ch/nabel.

Petzold A., J.A. Ogren, M. Fiebig, P. Laj, S.-M. Li, U. Baltensperger, T. Holzer-Popp, S. Kinne, G. Pappalardo, N. Sugimoto, C. Wehrli, A. Wiedensohler, and X.-Y. Zhang (2013). Recommendations for the interpretation of "black carbon" measurements. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 13:9485-9517.

Pöschl U. (2005). Atmosphärische Aerosole: Zusammensetzung, Transformation, Klima- und Gesundheitseffekte. *Angew. Chem.*, 117.

Sandradewi J., A.S.H. Prevot, S. Szidat, N. Perron, R. M. Alfarra, V. Lanz, E. Weingartner, and U. Baltensperger (2008). Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter. *Environmental Science & Technology*, 42.

Herich H., C. Hueglin, and B. Buchmann (2011). A two year's source apportionment study of wood burning and traffic aerosols for urban and rural sites in Switzerland. *Atmos. Meas. Tech.*, 4:1409-1420.

Weingartner E., H. Saathof, M. Schnaiter, N. Streit, B. Bitnar, and U. Baltensperger (2003). Absorption of light by soot particles: Determination of the absorption coefficient by means of Aethalometers. *J. Aerosol Sci.*, 34.

Petzold A. and M. Schönlinner (2004). Multi-angle photometry - a new method for the measurement of aerosol light absorption and atmospheric black carbon. *J. Aerosol Sci.*, 35:421-441.

Cavalli F., M. Viana, K. E. Yttri, J. Genberg, and J.-P. Putaud (2010). Toward a standardized thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmos. Meas. Tech.*, 3:79-89.

CEN TR 16243 (2011). Außenluftqualität - Leitfaden zur Messung von auf Filtern abgeschiedenem elementarem Kohlenstoff (EC) und organisch gebundenem Kohlenstoff (OC). Technischer Bericht, Europäisches Komitee für Normierung (Brüssel).