

Anteil von Partikelemissionen aus Holzverbrennung an PM₁₀-Feinstaubimmissionen im städtischen Umfeld am Beispiel von Augsburg

Teil 1: Emissions- und Immissionsmessungen

J. Schnelle-Kreis, R. Kunde, G. Schmoeckel, G. Abbaszade, M. Gaderer, J. Diemer, H. Ott, R. Zimmermann

Zusammenfassung In den Heizperioden in den Jahren 2006 bis 2007 und 2007 bis 2008 wurden PM₁₀-Konzentrationen in der Umgebungsluft sowie anorganische und organische Staubinhaltsstoffe gleichzeitig an bis zu acht Messstationen in Augsburg und in der näheren Umgebung ermittelt. Auf der Grundlage der Emissionsfaktoren für bestimmte Staubinhaltsstoffe wurde der Anteil von Primärpartikeln aus der Holzverbrennung an den PM₁₀-Immissionen bestimmt. An einem verkehrsbelasteten Standort im Stadtzentrum stammten im Winter 2007/2008 im Mittel 3,4 µg/m³ des gesamten PM₁₀ aus der Holzverbrennung (Bandbreite: 0,2 bis 15,2 µg/m³, 2 bis 30 %). Etwa die Hälfte der aus der Holzverbrennung stammenden PM₁₀-Belastung ließ sich auf lokale Quellen zurückführen, die andere Hälfte auf Quellen außerhalb des Stadtgebiets. Ein weiteres Ergebnis der Untersuchung war, dass in einem Wohngebiet mit hoher Dichte an Holzfeuerungen die aus der Holzverbrennung resultierenden Partikelkonzentrationen um bis zu 3,7 µg/m³ höher lagen als im übrigen Stadtgebiet – bis zu einer Gesamtkonzentration von 9 µg/m³ im Tagesmittel.

Contribution of particulate emissions from wood combustion to ambient particulate matter in urban environments in Augsburg – Part 1: Emission and ambient air measurements

Abstract During the heating periods from 2006 to 2007 and 2007 to 2008 ambient PM₁₀ concentrations as well as inorganic and organic dust components were measured simultaneously at up to eight sampling sites in and near Augsburg. Based on the emission factors the contribution of primary particles from wood combustion to ambient PM₁₀ concentrations was calculated. In the city centre at a traffic-orientated site on average 3.4 µg/m³ of the total PM₁₀ originated from wood combustion (range 0.2 to 15.2 µg/m³, 2 to 30 %) in winter 2007/2008. About one half each of the PM₁₀ originated from local wood combustion and from wood combustion beyond the urban area. The results showed that in a residential area with high density of stoves the concentrations of particles from wood combustion were up to 3.7 µg/m³ higher than in the city centre – up to a total concentration of 9 µg/m³ in the daily average.

1 Einleitung

Holz ist ein erneuerbarer Energieträger. Bei nachhaltiger Forstwirtschaft ist das Heizen mit Holz ein Beitrag zum Ressourcen- und Klimaschutz. Allerdings sind damit häufig hohe Staubemissionen verbunden. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA) [1] betragen die PM₁₀-Feinstaubemissionen aus Holzfeuerungsanlagen im Jahr 2003 mit ca. 24 kt PM₁₀ ca. 13 % der Gesamtemissionen an PM₁₀ in Deutschland. Holzheizungen emittierten demnach etwa die gleiche Menge an Feinstaub (PM₁₀) wie der Straßenverkehr (verbrennungsbedingte Direktmissionen). Während der Feinstaubausstoß aus Kohleöfen – von denen es immer we-

niger gibt – in den vergangenen Jahren stark zurückging, steigen die Emissionen aus Holzfeuerungsanlagen weiter an. Hauptverursacher des hohen Feinstaubausstoßes sind die – zumeist älteren – Einzelraumfeuerungen. Sie werden zwar oft nur als Zusatzheizung zu einem Gas- oder Ölkessel betrieben, verursachen aber um ein Vielfaches höhere Feinstaubemissionen.

Ziel des hier dargestellten Vorhabens war es, den Einfluss der Holzverbrennung auf die Feinstaubimmissionsbelastung in einer mittelgroßen Stadt zu quantifizieren. Neben der messtechnischen Erfassung der verbrennungsspezifischen Immissionsbelastung in mehreren Messkampagnen wurden für die Staubemissionen aus der Holzverbrennung im Stadtgebiet Ausbreitungsrechnungen zur Modellierung der Feinstaubzusatzbelastung durchgeführt. Als Grundlage für die Untersuchungen dienten vom UBA veröffentlichte Emissionsfaktoren für Feinstaub [2], die im Rahmen des Projekts durch zusätzliche eigene Messungen bestätigt wurden. Im Zuge dieser Emissionsmessungen wurden Emissionsfaktoren von Leitkomponenten (Tracer) für die Holzverbrennung in Kaminöfen bestimmt. Über die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen, die Aktualisierung des Emissionskatasters, Empfehlungen zur Emissionsminderung und das daraus abgeschätzte Minderungspotenzial wird im zweiten Teil dieser Publikation berichtet.

Ein geeigneter Tracer für die Verbrennung von Biomasse ist das bei der Pyrolyse von Cellulose entstehende Levoglucosan, da die unvollständige Verbrennung von Biomasse die einzige Quelle für diesen Stoff in Aerosolpartikeln der Umgebungsluft ist [3]. Zudem ist dieser Stoff während des atmosphärischen Transports stabil [4; 5] – eine weitere Voraus-

Dr. Jürgen Schnelle-Kreis, Gülcin Abbaszade, PhD,

Helmholtz Zentrum München, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Neuherberg.

Dipl.-Ing. Robert Kunde,

Bayerisches Zentrum für angewandte Energieforschung e. V. (ZAE Bayern), Garching.

Gerhard Schmoeckel, Dr. Jürgen Diemer,

Dr. Heinz Ott,

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.

Dr. Matthias Gaderer,

Technische Universität München, Lehrstuhl für Energiesysteme, Garching.

Prof. Dr. Ralf Zimmermann,

Universität Rostock, Lehrstuhl für Analytische Chemie.

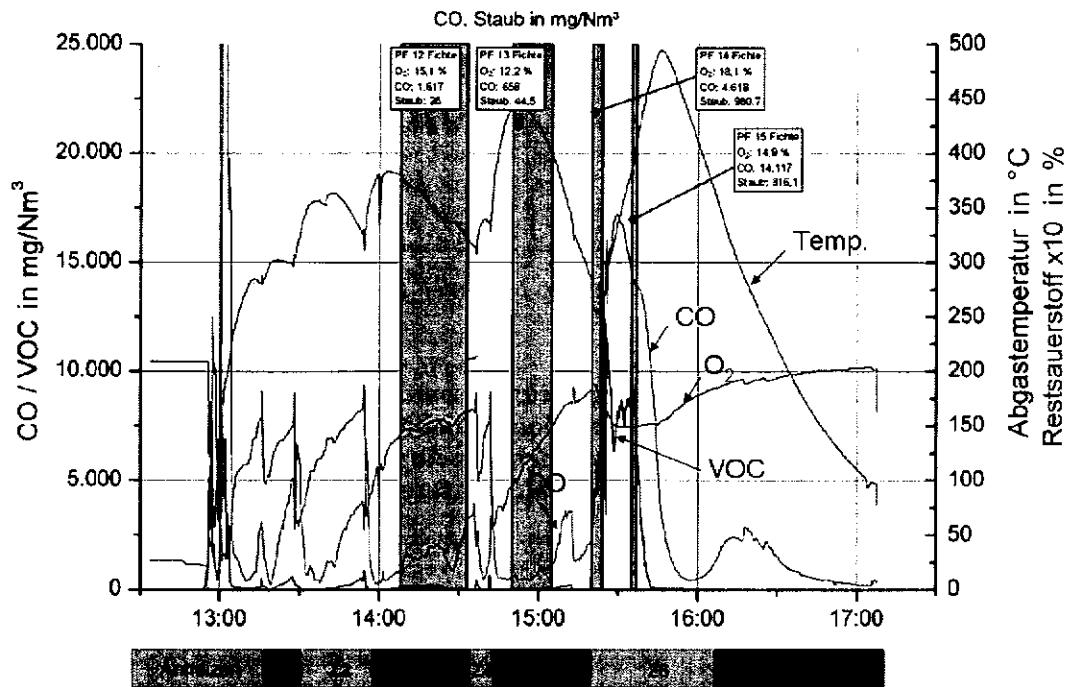


Bild 1. Verläufe der kontinuierlich erfassten Emissions- und Abgasparameter CO, VOC, O₂, Abgastemperatur sowie die Zeiträume der Staubprobenahmen (grau hinterlegt) und der Brennstoffauflagen (unten gekennzeichnet) einer Messung am „günstigen“ Kaminofen.

setzung für dessen Eignung als Tracer. In der Literatur wird häufig auch die aus der Pyrolyse von Baumharzen entstehende Dehydroabietinsäure (DHA) als Tracer für Nadelholzverbrennung genannt. Da DHA nicht nur direkt emittiert wird, sondern auch während des atmosphärischen Transports in der Atmosphäre aus anderen aus der Pyrolyse von Baumharzen stammenden Substanzen gebildet werden kann [6], ist sie nur für bestimmte Fragestellungen als Tracer für (Nadel-)Holzverbrennung geeignet.

Kalium gehört zu den wichtigsten Makronährstoffen von Pflanzen. Naturbelassenes Holz enthält ca. 0,13 bis 0,35 % Kalium in der Trockenmasse [7]. Bei der Verbrennung des Holzes wird Kalium als anorganische Leitkomponente freigesetzt. Anders als die o. g. organischen Verbindungen, die nur aus Biomasse bzw. Holzverbrennung stammen, wird Kalium auch durch andere Prozesse in die Atmosphäre eingetragen, z. B. aus biologischem Material, wie Pflanzenabrieb, und durch Aufwirbelung von Bodenbestandteilen (Alumosilikate). Dies muss berücksichtigt werden, wenn Berechnungen des aus der Biomasseverbrennung stammenden Anteils an Feinstaubimmissionen auf der Basis von Kalium als Tracersubstanz erfolgen.

2 Methoden

2.1 Emissionsmessungen

Die Messungen zur Ermittlung der Emissionsfaktoren von Feinstaub und Tracersubstanzen wurden an Feuerungsanlagen durchgeführt, die die Anlagengruppe der Hauptversacher von Feinstaubimmissionen repräsentieren. Für die Untersuchungen standen ein Pellet-Kaminofen, ein günstiger Kaminofen aus einem Baumarkt sowie ein Modell der gehobenen Preisklasse zur Verfügung. Die Feuerungsanlagen sind bauartzugelassen und erfüllen die Münchner Brennstoffverordnung [8].

Die Emissionsmessungen wurden auf Feuerungsprüfständen mit variierenden Betriebszuständen durchgeführt, um die gesamte Bandbreite der in der Praxis auftretenden Tra-

cerkonzentrationen in den Emissionen zu erfassen (Bild 1). Hierfür wurden die Kaminöfen sowohl mit den vom Hersteller empfohlenen als auch mit verbrennungstechnisch ungünstigen Einstellungen und Brennstoffmengen betrieben. Neben der kontinuierlichen Erfassung von Abgaskomponenten (O₂, CO, VOC – volatile organic compounds) über alle Betriebsphasen wurden zu unterschiedlichen Zeitpunkten Gesamtstaubproben genommen. Die insgesamt 64 Probenahmen erfolgten gemäß der Richtlinie VDI 2066 [9] aus dem unverdünnten Abgas bei Filtertemperaturen von 75 bis 85 °C. Weitere 20 Proben wurden aus im Verdünnungstunnel verdünntem Abgas bei ca. 35 °C entnommen. Alle Gesamtstaubproben wurden gravimetrisch ausgewertet und die Staubzusammensetzung anschließend im Labor bestimmt.

2.2 Immissionsmessungen

In den Heizperioden Dezember 2006 bis März 2007 und November 2007 bis März 2008 wurden Probenahmen von PM₁₀-Feinstaub bzw. Messungen an mehreren Standorten in und nahe dem Stadtgebiet von Augsburg durchgeführt (Tabelle 1, Bild 2). Die Proben wurden mit High Volume Sammlern (DHA 80, Digital, Hegnau) gesammelt (30 m³/h Luftdurchsatz). Die jeweilige Probenahmedauer betrug 24 h. Darüber hinaus erfolgte am Standort Königsplatz (SP1) im Zeitraum vom 13. bis 22. Februar 2008 eine Probenahme mit einer Zeitauflösung von 3 h. Hierfür standen Low Volume Sammler (SEQ47/50, Leckel, Berlin) mit einem Luftdurchsatz von 2,4 m³/h zur Verfügung.

Die Immissionsproben wurden im Labor geteilt und die Teilproben hinsichtlich der Zusammensetzung – anorganische Ionen (NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, NH₄⁺), Elemente (Na, K, Mg, Ca, Fe, V, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd, Cu, Co, Sb, Tl, As, Ti, Mn, Ce), Kohlenstofffraktionen (EC, OC) und organische Komponenten (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Alkane, Hopane, Harzsäuren, Levoglucosan und phenolische Substanzen) – analysiert.

Tabelle 1. Standorte der Probenahmen, Messparameter und -zeiträume für die Tagesmessungen. LÜB = Landesüberwachungssystem Bayern, bifa = bifa Umweltinstitut, Augsburg

Standort	Bezeichnung	Charakteristik	Parameter*	Beginn	Ende
Königsplatz (LÜB)	SP1	Verkehr	PM ₁₀ , SO ₂ , NO _x , CO, HVS	21.12.2006	26.03.2007
				14.11.2007	31.03.2008
Bourges-Platz (LÜB)	SP2	Innenstadt, industrienah	PM ₁₀ , NO _x , HVS	13.02.2008	12.03.2008
Kriegshaber	SP3	Innenstadt, Wohngebiet	HVS**	13.02.2008	12.03.2008
LfU (LÜB)	SP4	Stadttrand	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS	13.02.2008	12.03.2008
Hotelturn	SP5	Innenstadt, Messung in 100 m Höhe	HVS	13.02.2008	12.03.2008
Wellenburg	MS1	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS	14.02.2008	12.03.2008
bifa	MS2	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , HVS, (Ceilometer)	13.02.2008	12.03.2008
Kissing, Gut Lindenau	MS3	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS***	14.02.2008	12.03.2008

*: PM₁₀, O₃, SO₂, NO_x, CO, Meteorologie: kontinuierliche Messungen, HVS = high volume sampler

** : HVS-Ausfall vom 17.02. bis 20.02.

***: HVS-Ausfall vom 01.03. bis 05.03

3 Ergebnisse

3.1 Emissionsmessungen

Die Versuche am Feuerungsprüfstand zeigten eine hohe Variabilität der Emissionen (Bild 1). Anhand umfangreicher Emissionsmessungen mit variierenden Betriebszuständen wurden Emissionsfaktoren für Feinstaub und Tracersubstanzen ermittelt.

Zur Erzeugung „guter“ und „schlechter“ Verbrennungszustände wurden die Feuerungen sowohl entsprechend der Bedienungsanleitung als auch bei falscher Bedienung – Überfüllung und Drosselung der Verbrennungsluft – betrieben. Hierbei ergaben sich sowohl bei Einsatz von Buchen- als auch Fichtenholz bei guten Verbrennungszuständen mittlere Staubkonzentrationen von rund 50 mg/m³, bei schlechten von etwa 400 mg/m³. Die Messergebnisse bestätigen den vom UBA veröffentlichten mittleren Emissionsfaktor für Gesamtstaub aus Festbrennstoffeuerungen in der Größenordnung von 120 mg/MJ, wenn angenommen wird, dass zu ca. 20 % schlechte Verbrennungsbedingungen herrschen und zu 80 % gute. Da viele Studien übereinstimmend [10] gezeigt haben, dass deutlich mehr als 90 % des Gesamtstaubs aus häuslichen Holzfeuerungen einen Partikeldurchmesser < 10 µm aufweisen, wurden in diesem Projekt Gesamtstaub und PM₁₀-Feinstaub aus häuslichen Holzfeuerungen im Sinne einer konservativen Betrachtung gleichgesetzt.

Die bei den Emissionsmessungen gewonnenen Staubproben wurden auf anorganische und organische Komponenten untersucht. Für die organischen Tracer Levoglucosan und Dehydroabietinsäure ergaben sich nur sehr wenige plausible Messwerte. Für den anorganischen Tracer Kalium wurden Gehalte im Bereich von 0,7 bis 43 %, bezogen auf die emittierte Gesamtstaubmasse, festgestellt. Wesentliche Einflussfaktoren auf den Kaliumanteil im Flugstaub sind der Kaliumgehalt im Brennstoff, die Feuerraumtemperatur und insbesondere die von der Ausbrandgüte abhängige Höhe der Staubemission. Aus der Abhängigkeit des Kaliumanteils im

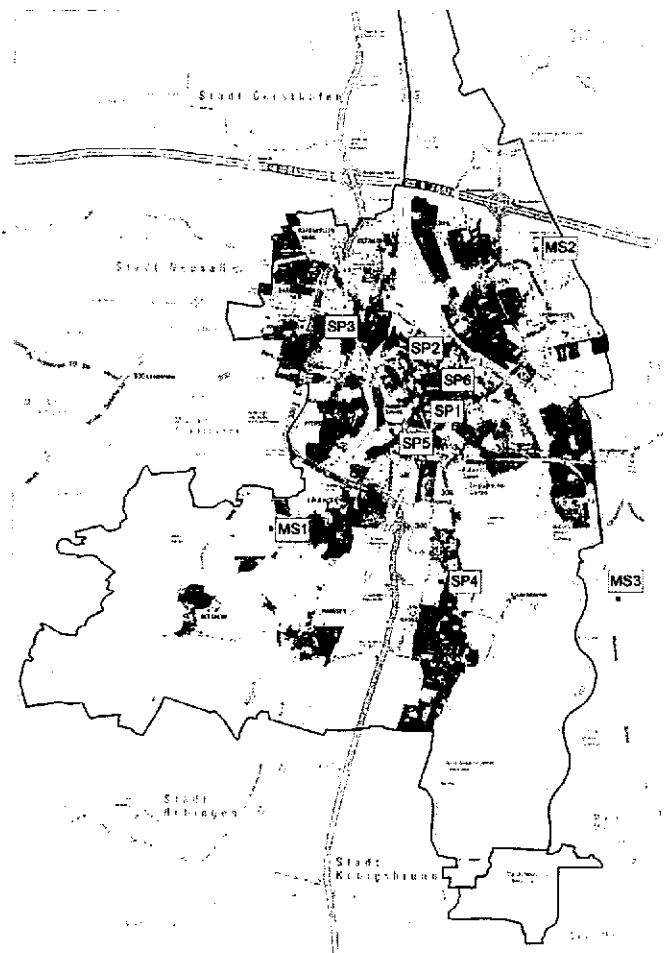


Bild 2. Lage der Probenahmestandorte in Augsburg.

emittierten Flugstaub von der Gesamtstaubkonzentration im Abgas (Bild 5) kann der Kaliumanteil bei einer mittleren Staubemission von 120 mg/MJ berechnet werden. Es ergab sich ein Anteil von ca. 58 ± 20 mg Kalium pro g Staubemis-

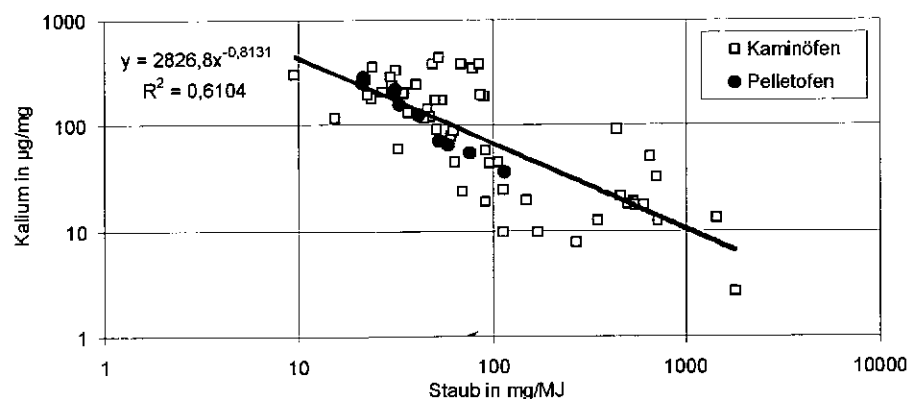


Bild 3. Korrelation zwischen dem Kaliumanteil in den Emissionsproben und der Gesamtstaubkonzentration im Abgas (n = 64).

sion. Dies entspricht einem Anteil von $5,8 \pm 2 \%$ Kalium an der emittierten Staubmasse. Die Streuung der gemessenen Kaliumanteile macht allerdings auch deutlich, dass in Fällen, in denen die kleinräumige Immissionsbelastung durch einzelne Holzfeuerungen – mit besseren oder schlechteren Verbrennungsbedingungen – bestimmt wird, ggf. abweichende Kaliumemissionsfaktoren angenommen werden müssen.

3.2 Immissionsmessungen

In den Heizperioden von 2006 bis 2007 und von 2007 bis 2008 wurden an der Messstation „Königsplatz“ des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) täglich PM_{10} -Probenahmen durchgeführt. Zusätzliche Probenahmen erfolgten während einer vierwöchigen Intensivmesskampagne an vier weiteren Standorten im Stadtgebiet, einer Hintergrund-Messstelle in 100 m Höhe über Erdgleiche (Hotelturm) sowie an drei Standorten nahe der Stadtgrenze (Bild 2, Tabelle 2).

Beide Winter waren im Vergleich zu langjährigen Mittelwerten sehr mild. Die vergleichsweise wenigen Phasen mit stabilen austauscharmen Wetterlagen führten zu insgesamt moderaten Feinstaubbelastungen. Der Mittelwert der PM_{10} -Konzentration während der Messphasen betrug am Königsplatz $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (21. Dezember 2006 bis 26. März 2007, ca. 100 Tage) bzw. $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14. November 2007 bis 30. März 2008, ca. 140 Tage). Der PM_{10} -Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tagesmittel) wurde in den untersuchten Zeiträumen an 15 bzw. 25 Tagen überschritten.

Die Analysen der PM_{10} -Proben, die an den acht Standorten genommen wurden, haben gezeigt, dass die Konzentrationen der o. g. Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung untereinander hoch signifikant korreliert sind.

Die höchste Korrelation wurde für Levoglucosan und Kalium gefunden ($R^2 = 0,84$). Grundsätzlich verhalten sich die Massenanteile von Kalium und organischen Komponenten in Partikeln aus der Verbrennung von Holz und anderer Biomasse in Abhängigkeit von der Güte des Ausbrands gegenläufig. Während der Anteil organischer Komponenten in den mit dem Abgas emittierten Partikeln bei schlechter werdendem Ausbrand ansteigt, sinkt der Kaliumanteil. Bei besser werdendem Ausbrand kehren sich die Verhältnisse um. Verdeutlicht wird dieser Sachverhalt auch durch die negative Steigung der Ausgleichsfunktion in Bild 3.

Die aus der Holzverbrennung stammenden Partikelfraktionen stammten jeweils aus vielen unterschiedlichen Kleinfeuerungsanlagen. Im Mittel nivellieren sich die Unterschiede im Ausbrand jedoch, worauf die relativ hohe Korrelation zwischen Kalium- und Levoglucosankonzentration, die an allen Standorten und in beiden untersuchten Heizperioden gefunden wurde, hinweist (Bild 4). Von dieser im Mittel über alle Standorte und Messzeiträume gefundenen hohen Korrelation gab es jedoch geringe charakteristische Abweichungen zwischen den einzelnen Standorten. Auffällig ist dabei, dass an den drei Standorten, die am stärksten durch in der Nähe befindliche Einfamilienhäuser beeinflusst waren, etwas geringere Steigungen der Ausgleichsgeraden gefunden wurden. An den beiden Standorten südöstlich und südwestlich des Stadtgebiets (MS1 und MS2) betrug diese Steigung $b = 0,39$. An der Messstation im Wohngebiet innerhalb der Stadt (SP3) betrug die Steigung $b = 0,37$. Ursache für die in Relation zum Kalium höheren Anteile von Levoglucosan

Tabelle 2. Immissionskonzentrationen von PM_{10} aus Holzfeuerung, alle Messstellen, Zeitraum vom 13. Februar bis 12. März 2008. Berechnet aus den Konzentrationen von Levoglucosan.

Standort	Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$			Anteil in % am gesamten PM_{10}		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
SP1	2,89	0,35	7,49	6,2	1,9	11,1
SP2	2,30	0,32	6,51	8,7	4,0	15,4
SP3*	3,30	0,39	8,80	–	–	–
SP4	2,41	0,19	6,82	10,4	3,8	19,8
SP5	1,45	0,24	4,54	–	–	–
MS1	2,45	0,18	5,98	13,7	2,6	27,9
MS2	2,48	0,30	6,44	9,7	0,0	22,5
MS3**	3,00	0,24	6,11	14,5	1,0	35,6

* : Ausfall der Probenahme vom 17.02. bis 20.02.

** : Ausfall der Probenahme vom 29.02. bis 06.03

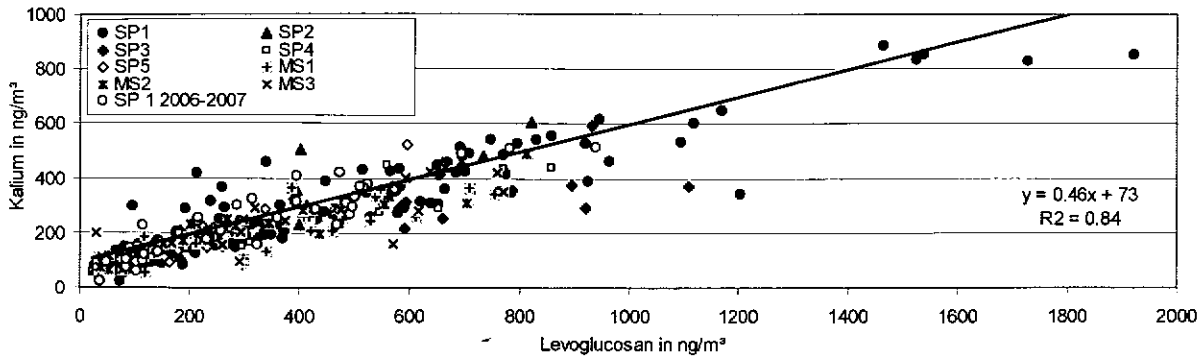


Bild 4. Korrelation von Kalium und Levoglucosan. Heizperioden von 2006 bis 2007 und 2007 bis 2008.

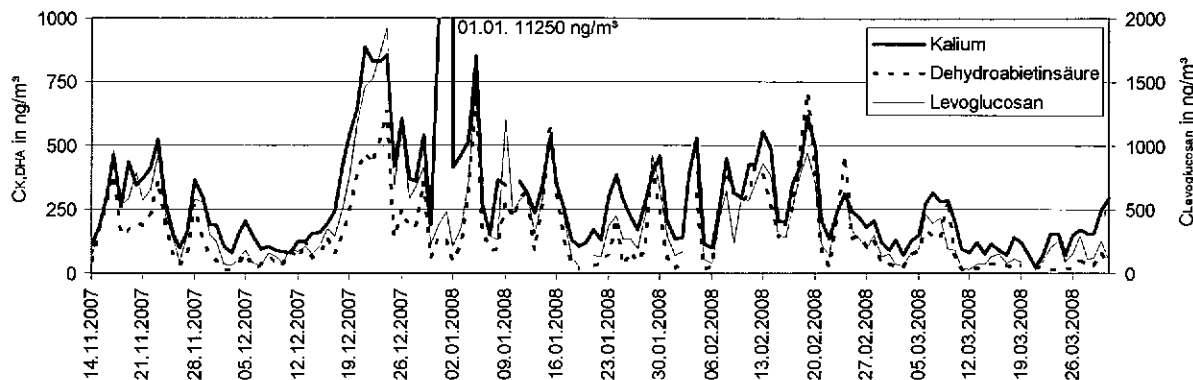


Bild 5. Vergleich der PM₁₀-Immissionskonzentrationen der Tracer für Biomasse bzw. Nadelholzverbrennung Kalium, Levoglucosan und Dehydroabietinsäure (DHA), Heizperiode von 2007 bis 2008, SP1.

können im Mittel etwas schlechtere Verbrennungsbedingungen in den Feinstaub emittierenden Kleinf Feuerungen sein.

Auch die Konzentration der im Wesentlichen aus Nadelholzverbrennung stammenden DHA war hoch mit Levoglucosan ($R^2 = 0,78$) und Kalium ($R^2 = 0,72$) korreliert (Bild 5). Auffällig ist jedoch der Zeitraum vom 7. bis 24. Februar, in dem die DHA-Konzentration z. T. deutlich höhere Werte aufweist. Als Ursache hierfür kommen zum einen verstärkte Emissionen aus der Verbrennung von Nadelholz zur Gebäudeheizung im Stadtgebiet von Augsburg, zum anderen aber auch der verstärkte Eintrag von Luftmassen mit relativ hohen DHA-Konzentrationen infrage. Da die Tage mit den größten Unterschieden relativ hohe Differenzen zwischen den Messwerten im Stadtgebiet (SP1 bis SP4) und den Hintergrundstationen (MS1 bis MS3 und SP5) aufweisen, kommen offensichtlich im Wesentlichen lokale Einflüsse zum Tragen.

Wie vorangegangene Untersuchungen gezeigt haben, trägt die Biomasseverbrennung wesentlich zu PAK-Immissionen bei [11]. Die Konzentrationen der meisten polycyclischen Kohlenwasserstoffe (PAK) waren daher hoch signifikant mit denen der Tracer für Holzverbrennung korreliert, z. B. für Benz[a]pyren (BAP) mit Levoglucosan ($R^2 = 0,78$). Die Konzentration von BAP an der Messstation Königsplatz lag im Mittel des Messzeitraums von 2007 bis 2008 bei $1,6 \text{ ng/m}^3$. Bei Berücksichtigung des typischen Jahresgangs der BAP-Konzentration kann für das Jahr 2008 ein Jahresmittelwert im Bereich zwischen ca. $0,7$ und ca. $0,9 \text{ ng/m}^3$ abgeschätzt werden. Der Zielwert der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) [12] von 1 ng/m^3 wird damit unterschritten. An Standorten mit signifikant höheren Belastungen durch Holzfeuerungen als am Königsplatz sind Überschrei-

tungen des Zielwerts der 22. BImSchV aber nicht ausgeschlossen.

Aus den gemessenen Immissionskonzentrationen der Tracer – $c_{T,I}$ in ng/m^3 – lassen sich die Immissionskonzentrationen an Partikeln aus der Holzverbrennung ($c_{PM,Holz}$) berechnen. Die Berechnung erfolgt nach der Gleichung:

$$c_{PM,Holz} = \frac{(c_{T,I} - c_{T,G})}{a_{T,E}}$$

Dabei wurde der aus den Emissionsmessungen bestimmte mittlere Kaliumanteil in Partikelemissionen ($a_{T,E} = 58 \text{ ng/}\mu\text{g}$; siehe Bild 5) und der – aus der Korrelation des Kaliumanteils mit dem Anteil an Levoglucosan in den Immissionsproben – berechnete mittlere Levoglucosananteil in den Emissionsproben ($a_{T,E} = 126 \text{ ng/}\mu\text{g}$; siehe Bild 4) herangezogen. Bei der Berechnung aus den Kaliumanteilen wurde ein Konzentrationswert von 73 ng/m^3 als Grundbelastung ($c_{T,G}$) aus anderen Quellen als der Holzverbrennung (vgl. Bild 4) berücksichtigt, die aus dem Achsenabschnitt der Regressionsgeraden ermittelt wurde (vgl. Bild 4). An Tagen, die eine bekannt starke Zusatzbelastung mit Kalium aufweisen (Silvester und Neujahr), ist eine Berechnung anhand der Kaliumanteile nicht möglich.

Anhand der Berechnung unter Verwendung von Kalium oder Levoglucosan als Tracer für Holzverbrennung ergeben sich folgende Ergebnisse: In der extrem milden Heizperiode vom 21. Dezember 2006 bis 26. März 2007 waren am verkehrsbezogenen Standort SP1 im Mittel $2,3 \mu\text{g/m}^3$ der PM₁₀-Immissionen auf Partikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen. Dies entsprach im Mittel ca. $7,2 \%$ der Immissionen. In der Heizperiode vom 14. November 2007

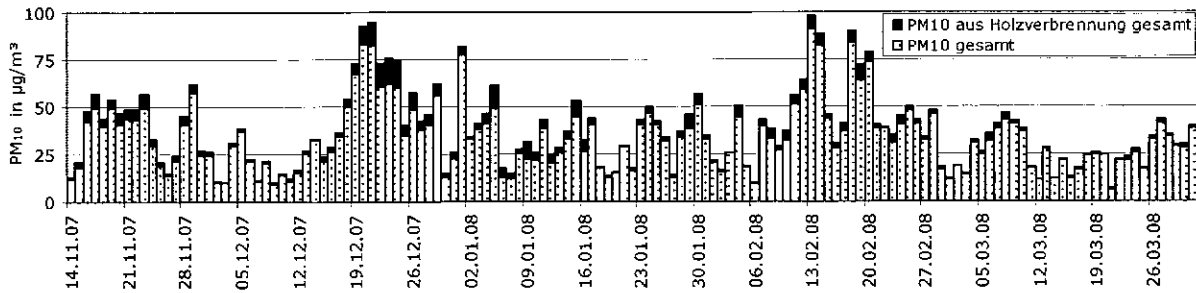


Bild 6. Verlauf der PM₁₀-Konzentration und des Anteils von PM₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Heizperiode von 2007 bis 2008, SP1.

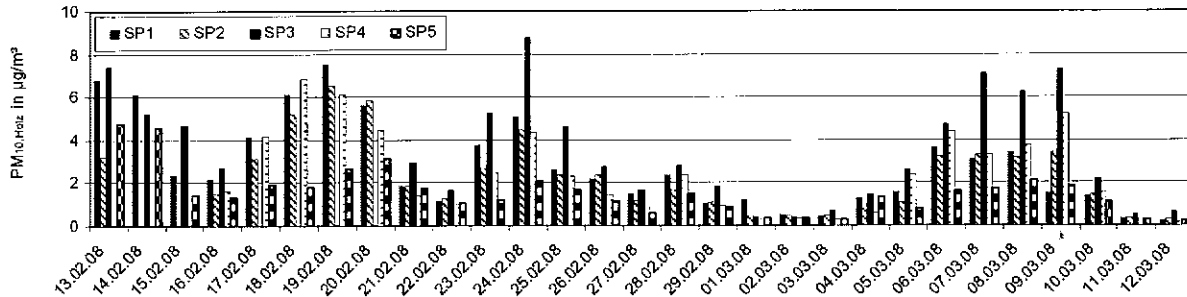


Bild 7. Städtische Immissionskonzentrationen von Primärpartikeln der Holzverbrennung im PM₁₀ in der Heizperiode von 2007 bis 2008; SP3: Ausfall der Probenahme vom 17. bis 20. Februar.

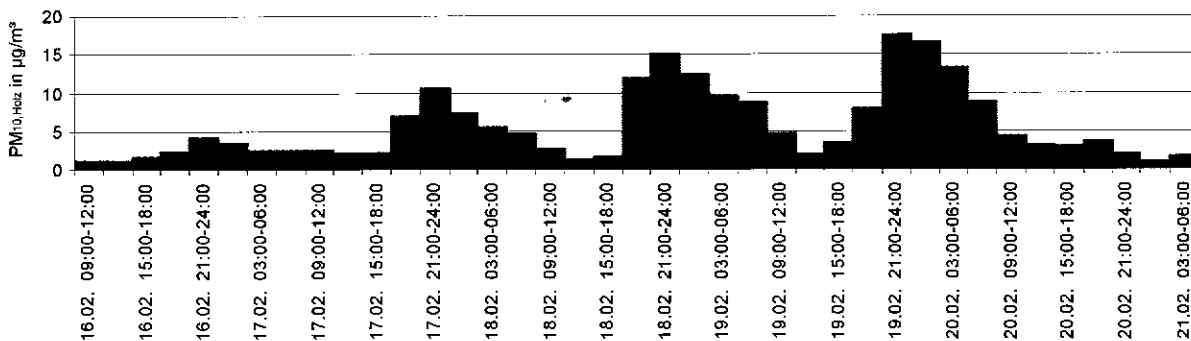


Bild 8. Verlauf der PM₁₀-Konzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, 3-h-Mittelwerte, SP1.

bis 31. März 2008 wurden deutlich höhere Konzentrationen von Partikeln in der Umgebungsluft gefunden. Der Mittelwert betrug $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, entsprechend einem mittleren PM₁₀-Anteil aus der Holzverbrennung von 9,2 %. Die höchsten Konzentrationen wurden jeweils während austauscharmer Wetterlagen gefunden, die i. d. R. mit erhöhten PM₁₀-Immissionen einhergehen (vgl. Bild 6). Dabei wurde ein überproportionaler Einfluss lokaler Quellen festgestellt, d. h. je höher die PM₁₀-Konzentration im Stadtgebiet ist, desto größer ist der Anteil von Partikeln aus Holzfeuerungen. So lag der Anteil der Partikel aus der Holzverbrennung an der PM₁₀-Konzentration an den Tagen mit einer Überschreitung des zulässigen maximalen Tagesmittelwerts ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei 11,3 % und an den übrigen Tagen bei 7,5 %.

Die Messstandorte lagen bezüglich der Belastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung zwischen zwei Extrema (Bild 7): Die geringsten Einflüsse mit im Mittel ca. $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden in den Proben aus 100 m Höhe (Hotelturm, SP5) festgestellt. Die hier gemessenen – wenig von Quellen im Stadtgebiet beeinflussten – Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerungen im PM₁₀ lagen etwa 50 % niedriger als die

gleichzeitig in Bodennähe genommenen Proben. Sie repräsentieren die Hintergrundbelastung. Während austauscharmer Perioden lagen sie 3 bis $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ unter den bodennahen Konzentrationen im übrigen Stadtgebiet. An Tagen mit hohen Windgeschwindigkeiten wurden ähnliche Konzentrationen wie an den übrigen Stationen gemessen (Bild 7). Die höchsten Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerungen wurden i. d. R. in einem Wohngebiet mit relativ hoher Dichte von Festbrennstofffeuerungen gefunden. Die höchsten Tagesmittelwerte von bis zu $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen in den austauscharmen Perioden etwa 50 % über den Werten im übrigen Stadtgebiet.

Die Messungen mit 3 h Zeitauflösung ergaben sehr hohe Konzentrationen von Partikeln aus der Holzverbrennung in Nächten mit schlechten Austauschbedingungen. Spitzenkonzentrationen von über $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden jeweils im Zeitraum von 21 Uhr bis Mitternacht beobachtet. Die höchsten Anteile an den PM₁₀-Immissionen wurden mit bis zu 25 % in den Stunden zwischen drei und sechs Uhr gefunden (Bild 8). Der Abschlussbericht zum Projekt steht unter www.lfu.bayern.de/luft/fachinformationen/biogene_festbrennstoffe zum Download bereit.

Literatur

- [1] Hintergrundpapier: Die Nebenwirkungen der Behaglichkeit: Feinstaub aus Kamin und Holzofen. Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau 2006. www.blauer-engel.de/_downloads/publikationen/holzfeuerung.pdf
- [2] *Struschka, M.; Zuberbühler, U.; Dreiseidler, A.; Dreizler, D.; Baumbach, G.*: Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung. UBA-Texte 41/03. Hrsg.: Umweltbundesamt. Berlin 2003. www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2318.pdf
- [3] *Simoneit, B. R. T.*: Biomass burning – A review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Appl. Geochem.* 17 (2002) Nr. 3, S. 129-162.
- [4] *Fraser, M. P.; Lakshmanan, K.*: Using levoglucosan as a molecular marker for the long-range transport of biomass combustion aerosols. *Environm. Sci. Technol.* 34 (2000) Nr. 21, S. 4560-4564.
- [5] *Jordan, T. B.; Seen, A. J.; Jacobsen, G. E.*: Levoglucosan as an atmospheric tracer for woodsmoke. *Atmos. Environm.* 40 (2006) Nr. 27, S. 5316-5321.
- [6] *Simoneit, B. R. T.; Elias, V. O.*: Detecting organic tracers from biomass burning in the atmosphere. *Marine Poll. Bull.* 42 (2001) Nr. 10, S. 805-810.
- [7] *Hartmann, H.; Thuneke, K.; Höldrich, A.; Rossmann, P.*: Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. 2007.
- [8] Änderung der Verordnung der Landeshauptstadt München über die Errichtung und den Betrieb von Einzelfeuerstätten für feste Brennstoffe (Brennstoffverordnung). Hrsg.: Referat für Gesundheit und Umwelt der Stadt München. München 2006.
- [9] VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Berlin: Beuth 2006.
- [10] *Struschka, M.; Kilgus, D.; Springmann, M.; Baumbach, G.*: Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. UBA-Texte 44/08 Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau 2008. www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3677.pdf
- [11] *Schnelle-Kreis, J.; Sklorz, M.; Orasche, J.; Stölzel, M.; Peters, A.; Zimmermann, R.*: Semi volatile organic compounds in ambient PM_{2.5}. Seasonal trends and daily resolved source contributions. *Environm. Sci. Technol.* 41 (2007) Nr. 11, S. 3821-3828.
- [12] Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV) vom 4. Juni 2007. BGBl. I, S. 1006.