



PARTIKELEMISSIONEN VON HOLZFEUERUNGEN BIS 70 KW:

Betriebseinfluss auf die Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen

Zwischenbericht Phase 1 – Holzöfen

Ausgearbeitet durch

Anna Doberer, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw, www.hslu.ch

Jürgen Good, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw, www.hslu.ch

Thomas Nussbaumer, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw, www.hslu.ch

Auftraggeber

Bundesamt für Energie
Bundesamt für Umwelt

Autoren

Anna Doberer, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw
Dr. Jürgen Good, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw
Prof. Dr. Thomas Nussbaumer, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw

Mitarbeit

Nina Boogen, Verenum, 8006 Zürich
Ruedi Bühler, Ingenieurbüro, 8933 Maschwanden
Adrian Lauber, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, 6048 Horw

Begleitgruppe

Daniel Binggeli, Bundesamt für Energie, 3003 Bern
Dr. Sandra Hermle, Bundesamt für Energie, 3003 Bern

Dr. Beat Müller, Bundesamt für Umwelt, 3003 Bern
Dr. Peter Strähl, Bundesamt für Umwelt, 3003 Bern

Prof. Dr. Thomas Peter, ETH Zürich, 8092 Zürich

Stefan Bisang, Sigmatic AG, 6210 Sursee
Peter Brogli, Tonwerk Lausen AG, 4415 Lausen/BL
Peter Hasler, Tiba AG, 4416 Bubendorf
Franco Isler, Holzenergie Schweiz, 8005 Zürich
Peter Liebi, Liebi LNC AG, 3753 Oey-Diemtigen
Christoph Rutschmann, Holzenergie Schweiz, 8005 Zürich
Hansjörg Schmid, SFIH und Schmid AG Holzfeuerungen, 8360 Eschlikon
Roland Schmid, Schmid AG Holzfeuerungen, 8360 Eschlikon
Guido Sieger, Sigmatic AG, 6210 Sursee

Impressum

Anna Doberer, Jürgen Good, Thomas Nussbaumer:
Partikelemissionen von Holzfeuerungen bis 70 kW – Betriebseinfluss auf die Feinstaubemissionen
von Holzfeuerungen, Zwischenbericht Phase 1 – Holzöfen, Bundesamt für Energie, Bern, 2009

Datum: 7. Mai 2009

Im Auftrag des Bundesamt für Energie, Forschungsprogramm Biomasse
Mühlestrasse 4, CH-3063 Ittigen, Postadresse: CH-3003 Bern
Tel. +41 31 322 56 11, Fax +41 31 323 25 00, www.bfe.admin.ch

BFE-Projektleiterin: Dr. Sandra Hermle, sandra.hermle@bfe.admin.ch
Projektnummer: 101905
Bezugsort der Publikation: www.energieforschung.ch

Für den Inhalt sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	5
2	Ausgangslage	6
2.1	Feinstaub aus Holzfeuerungen	6
2.2	Arten von Feinstaub aus Holzfeuerungen	8
2.3	Betriebseinfluss für Holzfeuerungen unter 70 kW	10
2.4	Berücksichtigung der kondensierbaren Aerosole	11
2.5	Typenprüfung	14
3	Zielsetzung	15
4	Methodik	16
4.1	Untersuchte Holzfeuerungen	16
4.2	Versuchsprogramm	17
4.3	Emissionsmessungen	17
4.4	Definition von Emissionsfaktoren	18
5	Ergebnisse und Diskussion	19
5.1	Korrelationen zwischen Schadstoffen	19
5.1.1	Feststoffe und Kohlenmonoxid	19
5.1.2	Feststoffe und Kohlenwasserstoffe	23
5.1.3	Kondensate und Kohlenwasserstoffe	25
5.1.4	Emissionen und Verbrennungstemperatur	25
5.2	Anteil der kondensierbaren Stoffe an den Gesamtemissionen	27
5.3	Emissionen während verschiedener Phasen eines Abbrands	29
5.4	Einfluss des Füllgrads	34
5.5	Einfluss der Holzqualität	36
5.6	Einfluss der Luftzufuhr	37
5.7	Einfluss des Kaminzugs	39
5.8	Einfluss der Anfeuerungsmethode	42
5.9	Einfluss der Scheitgrösse	44
5.10	Vergleich zwischen Buchen- und Fichtenholz	46
5.11	Einfluss verschiedener Betriebsweisen	47
5.12	Emissionsfaktoren	51
5.13	Emissionen eines Pelletofens	54
6	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	56
6.1	Emissionen und Emissionsfaktoren	56
6.2	Einfluss ausgewählter Betriebsparameter	57
6.3	Korrelationen zwischen verschiedenen Schadstoffen	58
6.4	Konsequenzen für die Messung von Holzöfen	59
7	Anhang	61
8	Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	62
9	Literatur	63

1 Zusammenfassung

Aus zahlreichen Arbeiten ist bekannt, dass Holzfeuerungen überproportional zur Belastung an Feinstaub (PM_{10}) beitragen und dass die Schadstoffemissionen von handbeschickten Holzfeuerungen stark von der Betriebsweise abhängig sind.

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist, den Einfluss der Betriebsparameter wie Brennstoffmenge, Scheitgrösse, Holzfeuchtigkeit, Luftzufuhr und Kaminzug auf die Emissionen handbeschickter Holzfeuerungen und einzelner Pelletfeuerungen zu erfassen. Weiters soll aufgezeigt werden, welche Emissionen zusätzlich zum Feststoff zu PM_{10} beitragen können, mit welchen Emissionsfaktoren bei unterschiedlicher Betriebsweise zu rechnen ist und wie praxisgerecht die Typenprüfung das Emissionsverhalten wiedergibt. Dabei ist der Einfluss der einzelnen Abbrandphasen zu beachten und der Unterschied zwischen den ganzen Abbrand erfassenden Emissionsfaktoren und Schadstoffkonzentrationen während der stationären Phase aufzuzeigen. Da bei Praxiskontrollen laut LRV nur ein Kohlenmonoxid-Emissionsgrenzwert einzuhalten ist, soll im Weiteren aufgezeigt werden, welche Korrelationen zwischen CO und den umweltrelevanten Schadstoffen bestehen und wie aussagekräftig eine alleinige CO-Messung ist. Die Resultate sollen zusätzlich als Entscheidungshilfe für die Festlegung künftiger Prüfverfahren und der zu erfassenden Messgrössen dienen. Diesbezüglich wird in den Schlussfolgerungen auf die Fragen eingegangen, wie die Feuerung während der Messung betrieben und was gemessen werden soll.

Der vorliegende Zwischenbericht beschreibt die Projektphase 1, in der Messungen an drei handbeschickten Stückholzöfen und an einem Pelletofen durchgeführt wurden. Die Resultate zeigen, dass die Startphase in der Regel zu erhöhten Emissionen führt, weshalb sie für eine praxisgerechte Beurteilung berücksichtigt werden sollte. Da der übliche Betrieb von Holzöfen ein häufiges Anfeuern des kalten Ofens beinhaltet, wurde die Kaltstartphase ab dem Anfeuern erfasst und dem Nachlegen auf Grundglut gegenübergestellt. Zur Erfassung der Kaltstartphase muss eine Anfeuerart festgelegt werden. Da für Holzöfen ein Anfeuern von oben empfohlen wird, wurde dies als Referenz gewählt und ein Anfeuern von unten als Variante untersucht. Bei einem konventionellen Holzofen konnte mit zusätzlicher Variation des Füllgrads gezeigt werden, dass ein starkes Befüllen des Ofens mit Anfeuern von unten zu sehr hohen Emissionen führt. Anfeuern von oben führt stets zu geringeren Emissionen als Anfeuern von unten, der Vorteil ist jedoch bei stark befülltem Ofen besonders ausgeprägt.

Die über den ganzen Abbrandzyklus erfassten Emissionsfaktoren zeigen, dass die heute vom BAFU verwendeten Werte in der Grössenordnung plausibel sind. So wurde der heute angenommene Emissionsfaktor von 100 mg/MJ für Feststoffe bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung unter- und bei schlechtem Betrieb überschritten. Allerdings ist zu beachten, dass neben Feststoffen zusätzlich kondensierbare Substanzen und flüchtige organische Verbindungen emittiert werden, die zu primären beziehungsweise sekundären organischen Aerosolen in der Umgebungsluft beitragen. Die Masse dieser Verbindungen kann jene der Feststoffe um ein mehrfaches übersteigen. Aus diesem Grund wird empfohlen, diese Verbindungen künftig zu berücksichtigen, wozu im Falle der bisherigen Messmethodik am ehesten eine zusätzliche Bestimmung der Kohlenwasserstoffe in Frage kommt.

Die Auswertung der Korrelationen zwischen den einzelnen Schadstoffkomponenten zeigt, dass Kohlenmonoxid bei einheitlichen Betriebsbedingungen während einzelner Abbrandphase teilweise sehr eng mit den Feststoffemissionen korreliert. Gleichzeitig zeigt sich, dass die Korrelation nicht allgemeingültig, sondern von der Abbrandphase und den Betriebsparametern abhängig ist und deshalb nicht sicher von Kohlenmonoxid auf andere Schadstoffkomponenten geschlossen werden kann.

Neben den nach heutiger Norm erfassten Schadstoffkomponenten sind im Bericht die Resultate der on-line Messungen von Partikelanzahl und Korngrösse beschrieben, welche zusätzliche Informationen liefern, ohne die bisherigen Messungen direkt zu ersetzen.

2 Ausgangslage

2.1 Feinstaub aus Holzfeuerungen

Feinstaub kleiner 10 Mikrometer (Particulate Matter PM₁₀) ist lungengängig und kann über zahlreiche Mechanismen Gesundheitsschädigungen verursachen. Da die Immissionsgrenzwerte an Feinstaub in der Schweiz seit Jahren grossflächig und zum Teil drastisch überschritten werden, besteht erheblicher Handlungsbedarf zur Reduktion der Emissionen an Feinstaub sowie von Vorläufersubstanzen zur Feinstaubbildung in der Atmosphäre.

Holzfeuerungen verursachen relativ hohe Emissionen an Feinstaub und tragen deshalb überproportional zur PM₁₀-Belastung bei. So wurde zum Beispiel in einer aktuellen Erhebung für den Staat New York ausgewiesen, dass Holzheizungen 65% des kanzerogenen Anteils im Feinstaub (der wiederum 55% des Gesamtstaubs ausmacht) verursachen. Im ländlichen Raum des Staates New York beträgt der Anteil gar 92% [NESCAUM 2008]. Da dieser Beitrag im Siedlungsgebiet konzentriert ist und da die Holzfeuerungen zudem während der bezüglich Feinstaubimmissionen kritischen Winterzeit betrieben werden, tragen die Holzfeuerungen erheblich zum Wintersmog bei, was in der Schweiz während der kritischen Inversionslagen im Winter 2006 [Prévôt et al. 2006] sowie auch im Januar 2009 besonders deutlich wurde.

Feinstaub aus Verbrennungsprozessen kann kanzerogene Stoffe beinhalten und deshalb besonders kritisch zu beurteilen. Die Hauptquellen von Feinstaub aus Verbrennungsprozessen sind Dieselmotoren und Holzfeuerungen, welche in der Schweiz etwa zu gleich hohen Feinstaubfrachten beitragen. Dank Partikelfiltern ist bei Dieselmotoren in den kommenden Jahren eine deutliche Reduktion des Partikelaustrittes zu erwarten. Bei Holzfeuerungen ist für Neuanlagen aufgrund der Verschärfung der Grenzwerte mit einer deutlichen Reduktion zu rechnen. So wurde der Staubgrenzwert für Anlagen ab 500 kW bereits von 150 mg/m_n³ auf 20 mg/m_n³ verschärft, während ab 2012 ein Grenzwert von 50 mg/m_n³ für Anlagen ab 70 kW gilt [LRV Anh. 3 Ziff. 522 Abs. 1].

Demgegenüber ist aber davon auszugehen, dass die Novellierung der Luftreinhalte-Verordnung für bestehende Kleinfeuerungen unter 70 kW vorerst keine Wirkung hat, da für diese keine Emissionsgrenzwerte für Staub gelten (Tabelle 1). Weiters ist auch davon auszugehen, dass sie auch für die Einführung von neu zugelassenen Holzfeuerungen unter 70 kW nur eine geringe Wirkung hat, da die Grenzwerte für die Typenprüfung [LRV Anh. 4 Ziff. 22] von vielen heute angebotenen Holzfeuerungen bereits eingehalten werden. Die verschärfte Luftreinhalte-Verordnung wird also nicht bewirken, dass neu zugelassene Holzfeuerungen a priori wesentlich tiefere Feinstaubemissionen als heutige Feuerungen aufweisen, sie kann aber sicher stellen, dass keine Holzfeuerungen mit höheren Staubemissionen als heute zugelassen werden und somit eine Qualitätsverschlechterung verhindern.

Tabelle 1 Emissionsgrenzwerte für Holzfeuerungen gemäss Luftreinhalte-Verordnung (LRV Anhang 3 Ziffer 522, Stand 1.9.2007). Für bestehende Holzfeuerungen bis 70 kW gilt – mit Ausnahme der Zentralheizungsherde – einzig ein CO-Grenzwert von 4000 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂.

522 Emissionsgrenzwerte

¹ Die Emissionen von Feuerungen, die mit Holzbrennstoffen nach Anhang 5 Ziffer 3 Absatz 1 betrieben werden, dürfen folgende Werte nicht überschreiten:

		Feuerungswärmeleistung				
		bis 70 kW	über 70 kW bis 500 kW	über 500 kW bis 1 MW	über 1 MW bis 10 MW	über 10 MW
<i>Holzbrennstoffe</i>						
– Bezugsgrösse: Die Grenzwerte beziehen sich auf einen Sauerstoffgehalt im Abgas von	%vol	13	13	13	11	11
– Feststoffe insgesamt:						
– ab 1. September 2007	mg/m ³	–	150	150	20	10
– ab 1. Januar 2008	mg/m ³	–	150	20	20	10
– ab 1. Januar 2012	mg/m ³	–	50 ¹	20	20	10
– Kohlenmonoxid (CO):						
– für Holzbrennstoffe nach Anh. 5 Ziff. 3 Abs. 1 Bst. a und b						
– ab 1. September 2007	mg/m ³	4000 ²	1000	500	250	150
– ab 1. Januar 2012	mg/m ³	4000 ²	500	500	250	150
– für Holzbrennstoffe nach Anh. 5 Ziff. 3 Abs. 1 Bst. c						
– ab 1. September 2007	mg/m ³	1000	1000	500	250	150
– ab 1. Januar 2012	mg/m ³	1000	500	500	250	150
– Stickoxide (NO _x) angegeben als Stickstoffdioxid (NO ₂)	mg/m ³	3	3	3	3	150
– gasförmige organische Stoffe, ange- geben als Gesamtkohlenstoff (C)	mg/m ³	–	–	–	–	50
– Ammoniak und Ammoniumverbindun- gen, angegeben als Ammoniak ⁴	mg/m ³	–	–	–	30	30

Hinweise:

- Die Angabe eines Strichs in der Tabelle bedeutet, dass weder nach Anhang 3 noch nach Anhang 1 eine Begrenzung vorgeschrieben ist.
- ¹ Feststoff-Grenzwert für handbeschickte Stückholzkessel für Holzbrennstoffe nach Anhang 5 Ziffer 3 Absatz 1 Buchstabe a mit einer Feuerungswärmeleistung bis 120 kW: 100 mg/m³.
- ² Gilt nicht für Zentralheizungsherde.
- ³ Siehe Stickoxid-Grenzwert Anhang 1 Ziffer 6.
- ⁴ Diese Emissionsbegrenzung ist nur für Feuerungsanlagen mit Entstickungseinrichtung von Bedeutung.

2.2 Arten von Feinstaub aus Holzfeuerungen

Bei der Verbrennung von Holz können verschiedene Arten von Feinstaub emittiert werden, welche im Folgenden in drei Kategorien unterteilt werden:

1. **Feststoffe und Tröpfchen aus unvollständiger Verbrennung.** Die Feststoffe umfassen **Russ** und organische Verbindungen, welche durch Synthese in der Flamme gebildet und in der Brennkammer nicht vollständig oxidiert werden und bei unvollständiger Verbrennung in hoher Konzentration auftreten sowie **Teer** und gasförmige organische Substanzen, welche bei Abkühlung in der Atmosphäre kondensieren und zusätzlich zur Feinstaubbelastung beitragen (Kondensate).
2. **Anorganische Feinstäube**, insbesondere **Salze**, welche durch Verdampfung von in der Asche enthaltenen Mineralstoffen ins Abgas gelangen und dort auskondensieren, zudem anorganische **Grobpartikel**, welche durch Mitreissen von Rostasche ins Abgas gelangen.
3. Neben Stoffen der Kategorie 1 und 2, die bei der Verbrennung von Holz nicht vollständig vermeidbar sind, kann die Verbrennung von Abfallholz zusätzliche Schadstoffe wie Metallverbindungen und insbesondere **Schwermetalle** verursachen. Diese Emissionen sind zwar nicht dem Holzbrennstoff an sich zuzuordnen, sie können jedoch bei missbräuchlichem Betrieb von Holzheizungen auftreten.

Russ, Teer und weitere organische Verbindungen sind die Folge einer unvollständigen Verbrennung. Organische Partikel können durch hohe Verbrennungstemperaturen und gute Vermischung zwischen Verbrennungsluft und brennbaren Gasen auf ein sehr geringes Mass reduziert werden. Während handbeschickte Holzfeuerungen vor allem bei unsachgemäßem Betrieb hohe Emissionen an Russ und organischen Verbindungen verursachen können, weisen automatische Holzfeuerungen bei korrektem Betrieb nur sehr geringe Russemissionen von meist weniger als 5 mg/m³ auf.

Anorganische Partikel entstehen dagegen durch Verdampfung von anorganischen Elementen wie Kalium und Calcium, welche bei der Abkühlung im Abgas zu salzartigen Partikeln wie Kaliumchlorid oder Calciumkarbonat führen. Automatische Holzfeuerungen weisen vergleichsweise hohe Emissionen an anorganischen Partikeln auf, da deren Freisetzung durch die hohen Temperaturen im Glutbett begünstigt wird. Anorganische Verbindungen machen deshalb in der Regel mehr als 95 Gew.-% der Staubemissionen bei automatischen Holzfeuerungen aus. Automatische Holzfeuerungen weisen bei guter Betriebsweise vor allem salzartige Staubemissionen auf, die kleiner als 1 Mikrometer sind und meist ein Maximum der Partikelanzahl von knapp unter 0,1 Mikrometer aufweisen. Bei guter Betriebsweise eines Holzofens werden ebenfalls hauptsächlich Partikel kleiner 0,1 Mikrometer emittiert (Abbildung 1). Bei unvollständiger Verbrennung von Holz erhöhen Russ und organische Verbindungen die Massenkonzentration an Feinstaub, der mit einer Verschiebung des Korngrössenmaximums zu grösseren Partikeln einhergeht.

Abbildung 2 zeigt qualitativ die Anteile der verschiedenen Partikelarten aus Holzfeuerungen, wobei für automatische Feuerungen der Russ in der Regel sehr gering ist.

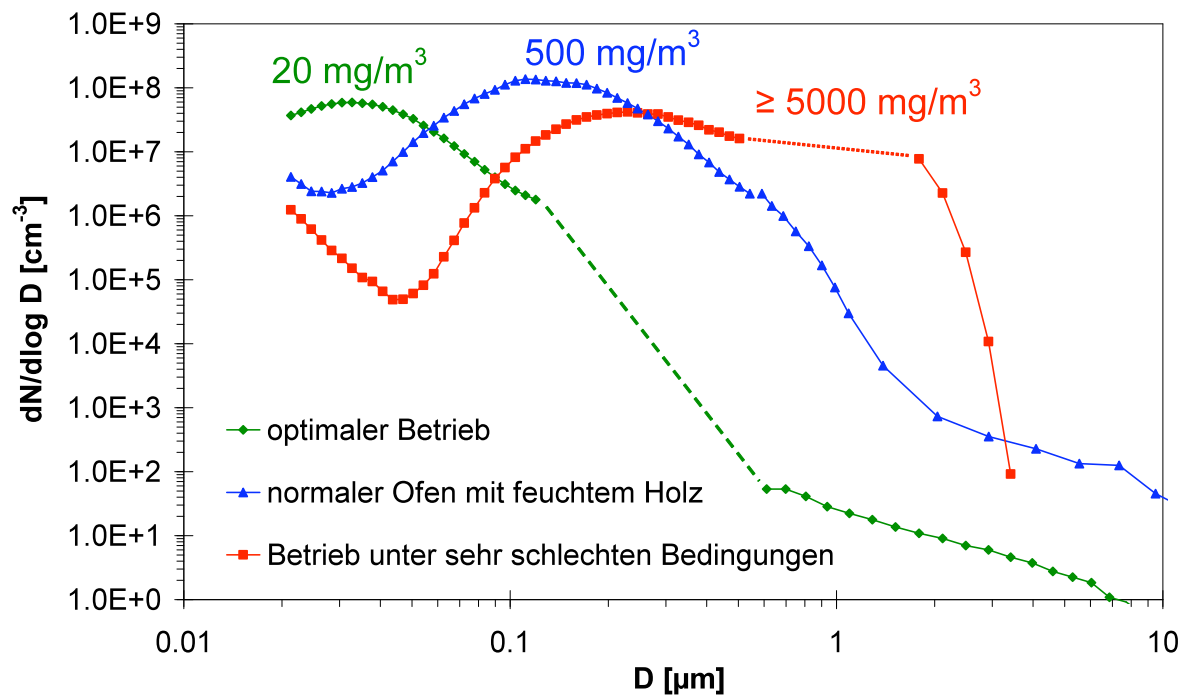


Abbildung 1 Partikelgrößenverteilung (Anzahlverteilung mittels SMPS und OPC) der Staubemissionen von Holzöfen bei unterschiedlicher Betriebsart. Grün: Idealbetrieb, blau: Schlechter Betrieb, rot: Luftmangel-Betrieb [Klippel und Nussbaumer 2007].

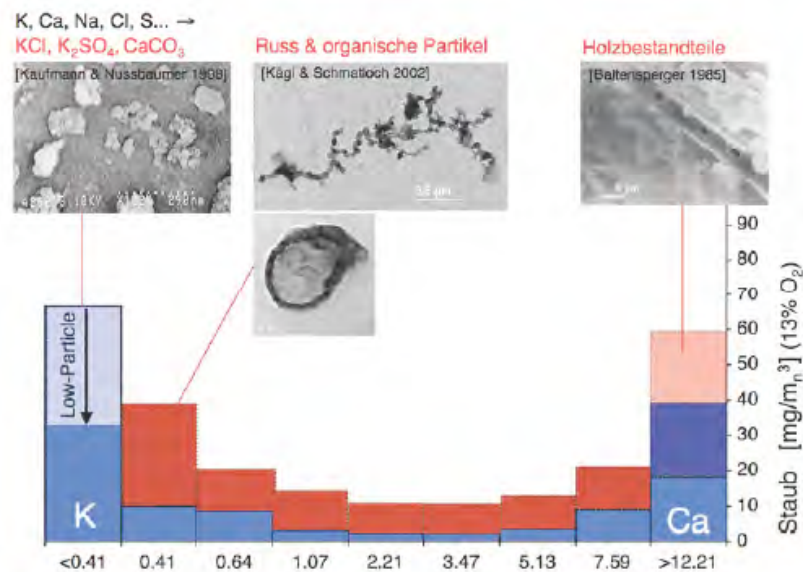


Abbildung 2 Partikelgrößenverteilung (Massenverteilung mittels Kaskadenimpaktor) bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz: Qualitativer Vergleich der verschiedenen Partikeltypen: Blau (Grundbeitrag bei automatischen Holzfeuerungen): Partikel aus Aschekomponenten im Brennstoff, bei Holz vorwiegend Kalium-Salze mit Korngrößen unter 0,4 Mikrometer (Anzahlmaximum bei unter 0,1 Mikrometer), bei Rinde zusätzlich Calcium-Verbindungen mit Korngrößen über 5 bis über 10 Mikrometer. Hellblauer Anteil: Durch Temperaturreduktion im Glutbett kann die Verdampfung anorganischer Verbindungen unterdrückt und die Bildung von Kalium-Salzen verringert werden („Low-Particle-Betrieb“ automatischer Holzfeuerungen, oft systembedingt bei handbeschickten Holzöfen). Rot: Russ und organische Partikel bei unvollständiger Verbrennung. Hellrot: Austrag von Holzbestandteilen, im Beispiel von einem Cheminée.

2.3 Betriebseinfluss für Holzfeuerungen unter 70 kW

Bisherige Erfahrungen bei Holzfeuerungen zeigen, dass die Betriebsart die Feinstaubemissionen drastisch beeinflussen kann. Wichtige Einflussfaktoren sind insbesondere:

- die Verbrennungsbedingungen während des Anfeuerns, also der Kaltstart-Betrieb
- der Teillastbetrieb sowie Betriebszustände bei variabler Last
- die Brennstoffeigenschaften, wie Holzqualität, Wassergehalt und Scheitgrösse
- die zugeführte Luftmenge
- die Brennstoffmenge pro Charge

Vock und Jenni (2007) berichten in ihrer Studie, dass innerhalb der ersten 15 Minuten nach dem Start zwischen 60% und 89% der Gesamt-Feststoffemissionen eines Abbrandes emittiert werden. Daraus leiten sie eine hohe Relevanz der Startphase ab und empfehlen emissionsärmeres Anfeuern von oben beziehungsweise vor dem Brennkammeraustritt. Auch Gaegauf und Salerno (1991) zeigen in ihrer Untersuchung zum Abbrandverhalten von Klein-Holzfeuerungen die Wichtigkeit der Anfeuerphase in Bezug auf die Feststoff- und die CO-Emissionen. Die Dauer der Anfahrphase hängt unter anderem davon ab, wie angefeuert wird. Kleinere Leistungsstufen führen zu höheren Emissionswerten an CO und Kohlenwasserstoffen, während sie beim Gesamtstaub tendenziell zu niedrigeren Emissionen führen [Hartmann et al. 2003]. Unerwünschter Falschlufzutritt beim Betrieb von Holzkesseln mit einem resultierenden Anstieg des Luftüberschusses von $\lambda = 1.7$ auf $\lambda = 4.1$ erhöht sowohl den Staub- als auch den CO-Ausstoss [Hartmann et al. 2006]. Bei einer Verminderung des Luftüberschusses (Reduktion des Sauerstoffgehalts im Abgas von 8 auf 5 Vol.-%) beobachteten die Autoren einen deutlichen Emissionsanstieg für CO, während sich der Staubausstoss nur geringfügig erhöhte. Anzustreben ist eine mittlere Luftüberschusszahl von 2 während eines gesamten Abbrands. Dies ergibt günstige feuerungstechnische Wirkungsgrade und unterstützt die vollständige Verbrennung [Gaegauf und Salerno, 1991]. Unter ungünstigen Betriebsbedingungen ist vor allem in handbeschickten Feuerungen eine Erhöhung der Feinstaubemissionen um mehr als einen Faktor 10, teilweise um bis zu mehr als einem Faktor 100 im Vergleich zu optimalen Verbrennungsbedingungen möglich. So zeigen Vorversuche zum Betriebseinfluss an Holzöfen folgende Resultate [Nussbaumer 2006, Klippel und Nussbaumer 2006]:

- Der Einbezug des Kaltstarts kann die mittleren Staubemissionen um 25% bis 150% erhöhen, wobei von idealen Betriebsbedingungen mit Staubemissionen zwischen 20 mg/m^3 bis 50 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 der drei untersuchten Holzöfen ausgegangen wird.
- In einem einfachen Holzofen werden die Staubemissionen bei typischem Betrieb im Vergleich zu idealem Betrieb (50 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2) auf 250 mg/m^3 bis 600 mg/m^3 erhöht. Der ideale Betrieb umfasst dabei das Nachlegen einer sehr kleinen Charge sehr kleiner und sehr trockener Holzscheite (der Füllraum wurde zu rund einem Drittel befüllt), während zur Nachbildung des typischen Betriebs Holzscheiter üblicher Grösse (1,5 kg) verwendet wurden und der Füllraum voll beschickt wurde. Bei sehr schlechten Betriebsbedingungen mit Zusperrern der Luftklappen resultierte im gleichen Ofen eine Erhöhung auf über 5000 mg/m^3 . Derart hohe Werte können in Holzöfen vermieden werden, indem ein luftdichtes Verschliessen des Ofens im Betrieb verunmöglicht wird.
- Während im einfachen Ofen zwischen idealem Betrieb und typischem Betrieb ein Unterschied von mehr als einem Faktor 10 resultierte, wies ein Holzofen mit sehr gutem Verbrennungsprinzip zwar auch eine Erhöhung durch Betrieb mit feuchtem Holz auf, wobei aber bei typischem Betrieb immer noch Staubwerte von unter 30 mg/m^3 erreicht wurden und selbst bei Betrieb mit nassem Holz Staubemissionen von 100 mg/m^3 resultierten.

Weil bei heutigen Prüfstandsmessungen ein weitgehend idealer Betrieb der Feuerungen möglich ist, können unter Prüfstandsbedingungen teilweise tiefe Grenzwerte eingehalten werden, obwohl in der Praxis beim Betrieb mit typischem Brennholz oder unter Einbezug des Kaltstarts vielfach höhere Schadstoffemissionen möglich sind. Eine Feuerungstechnik, die unter realitätsnahen Bedingungen bessere Werte sicherstellt, wird durch die heutige Typenprüfung nicht oder nur unzureichend belohnt.

2.4 Berücksichtigung der kondensierbaren Aerosole

Die Feinstaubbelastung in der Umgebungsluft wird durch die ausschliessliche Betrachtung der bei 160°C erfassten Feststoffe (gemäss VDI 2066) im Abgas unterschätzt. In der Atmosphäre entstehen durch Kondensation weitere primäre organische Aerosole (POA). Bei Messung der Kondensate oder bei Messung des Feinstaubes im Verdünnungstunnel werden diese Kondensate ganz oder grossteils erfasst. Die resultierende POA-Fracht in der Atmosphäre kann damit allerdings überschätzt werden, da bei der Verdünnung der Abgase in der Umgebung eine Wiederverdampfung von POA stattfinden kann (Abbildung 3), [Robinson 2007].

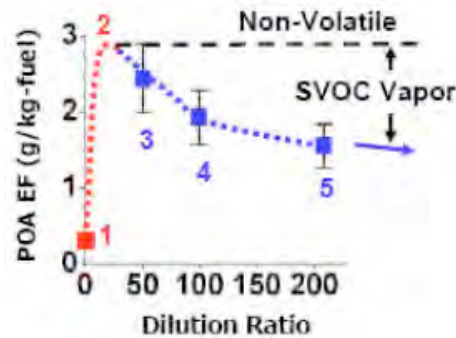


Abbildung 3 Emissionsfaktor für (POA) als Funktion des Verdünnungsverhältnisses [Robinson 2007]. 1: Messung im unverdünnten Abgas (Auspuff oder Kamin). 2: Messung im mit Umgebungsluft verdünnten Abgas mit Verdünnungsverhältnis um 20. 3, 4, 5: Messung mit weiter zunehmender Verdünnung des Abgases.

Daneben zeigen neuere Untersuchungen in der Umgebungsluft, dass sekundäre organische Aerosole (SOA) die POA-Fracht mengenmässig übersteigen können und deshalb in Zukunft vermehrt zu beachten sind [Pun et al. 2003, Tsigaridis und Kanakidou, 2007]. Der organische Anteil des Feinstaubes in der Umgebungsluft kann aufgrund der Bildungsmechanismen gemäss Tabelle 2 unterteilt werden. SOA entstehen im Gegensatz zu POA durch chemische Reaktionen in der Atmosphäre. Aufgrund der zusätzlichen Aufnahme von Sauerstoff, Stickstoff und weiteren Elementen übersteigt die resultierende Aerosolmasse die Masse an Kohlenstoff, die zum Beispiel in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) als Basis für die Angabe flüchtiger organischer Verbindungen verwendet wird, deutlich. Als Umrechnungsfaktor zur Bestimmung der organischen Aerosolfracht aus der Kohlenstoffmasse wurde früher meist mit einem Faktor 1,2 bis 1,4 gerechnet. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Aerosolmasse dadurch unterschätzt wird und für städtische Aerosole mit einem Faktor $1,6 \pm 0,2$ sowie für nicht-städtische Aerosole mit einem Faktor $2,1 \pm 0,2$ zu rechnen ist [Turpin & Lim 2001].

Tabelle 2 Unterscheidung von POA und SOA.

Organischer Anteil in PM ₁₀	
Primäre organische Aerosole POA	Sekundäre organische Aerosole SOA
Im Kamin als Partikel oder Tropfen (also in fester oder flüssiger Form) vorhandene organische Verbindungen	Durch chemische Reaktionen (Oxidation ¹ mit O ₃ , NO _x , OH* sowie Polymerisation ²) aus gasförmigen organischen Verbindungen (VOC) gebildete Aerosole
In der Umgebungsluft durch physikalische Prozesse (Kondensation und Adsorption) ¹ aus gasförmigen organischen Verbindungen (VOC) gebildete Aerosole (Funktion von T und p _i bzw. c _i)	

¹[Seinfeld & Pankow 2003], ²[Baltensperger et al. 2005] bzw. [Kalberer et al. 2004] beschreiben Oligomerisation, also Polymerisation bis zu einem Polymerisationsgrad von m/z (Daltonzahl) = 1000.

Da flüchtige organische Verbindungen (VOC) Vorläufer sowohl der durch Kondensation gebildeten POA als auch teilweise der durch chemische Reaktionen gebildeten SOA sind, erscheint eine komplementäre Messung von Feststoff und VOC im Abgas ein sinnvoller Ansatz zur Bewertung des Schädigungspotenzials von Abgasen.

Die Möglichkeiten zur Messung primärer und sekundärer Aerosole können somit gemäss **Abbildung 4** wie folgt unterschieden werden:

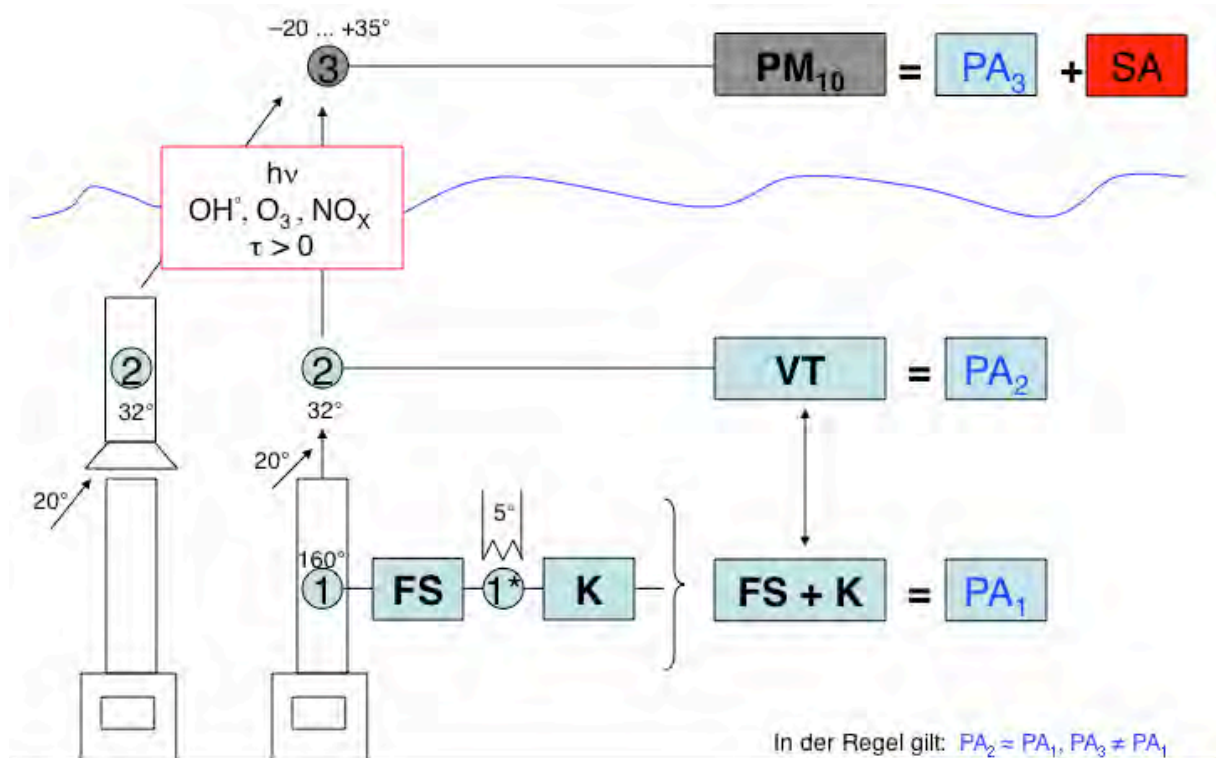


Abbildung 4 Messung von Emissionen und Immissionen [Nussbaumer 2008].
 1 Messung der Feststoffe (FS) im Kamin, z.B. auf Filter bei 160°
 1* Messung von Kondensat (K), z.B. in Waschflasche bei 5°C
 2 Messung im mit Umgebungsluft verdünnten Abgas, z.B. bei < 35°C im Verdünnungstunnel (VT)
 3 Messung der Immission im stark verdünnten Abgas.

Die gravimetrische Staubmessung mit Probenahme auf einem heissen Filter z.B. bei 160°C nach VDI 2066 oder bei 120°C nach EPA method 5 erfasst die Feststoffe (FS) im Kamin. Diese enthalten Russ und anorganische Verbindungen wie Salze. Bei einer schlechten Verbrennung führt in erster Linie ein Anstieg der Russemissionen zu einer Erhöhung der Feststoffkonzentration, während der Gehalt an festen Salzen durch eine Temperaturerhöhung ansteigt, so dass zwischen Russ und Salzen unter gewissen Bedingungen eine Gegenläufigkeit auftreten kann.

Die durch Phasenänderung nach dem Austritt aus dem Kamin gebildeten Aerosole können durch Kondensation in Waschflaschen bei rund 5°C erfasst werden und werden als nicht-wässriger Anteil des Kondensats (K) bezeichnet. Feststoffe und Kondensat (FS + K) ergeben somit zusammen die primären Aerosole. Es ist also zu beachten, dass die Messung von filterbaren Feststoffen nicht den primären Aerosolen entspricht, sondern nur einen Teil davon erfasst.

Durch Abkühlung infolge Vermischung mit kalter Umgebungsluft erfolgt eine rasche Kondensation der kondensierbaren Verbindungen nach Eintritt des Abgases in die Umgebungsluft. Ein vergleichbarer Zustand kann durch Verdünnung in einer Teilstrom-Verdünnungs-Einrichtung oder in einem Ganzstrom-Verdünnungstunnel (VT) erreicht werden, wenn das Abgas durch Zugabe von kalter Umgebungsluft zum Beispiel auf 35°C abgekühlt wird. Eine Messung des Gesamtstaubs im verdünnten Abgas ergibt somit einen Summenwert an Feststoff und kondensierbaren Verbindungen. Dieser Wert ist vergleichbar mit der Summe von Feststoffen und Kondensat und beschreibt somit die primären Aerosole.

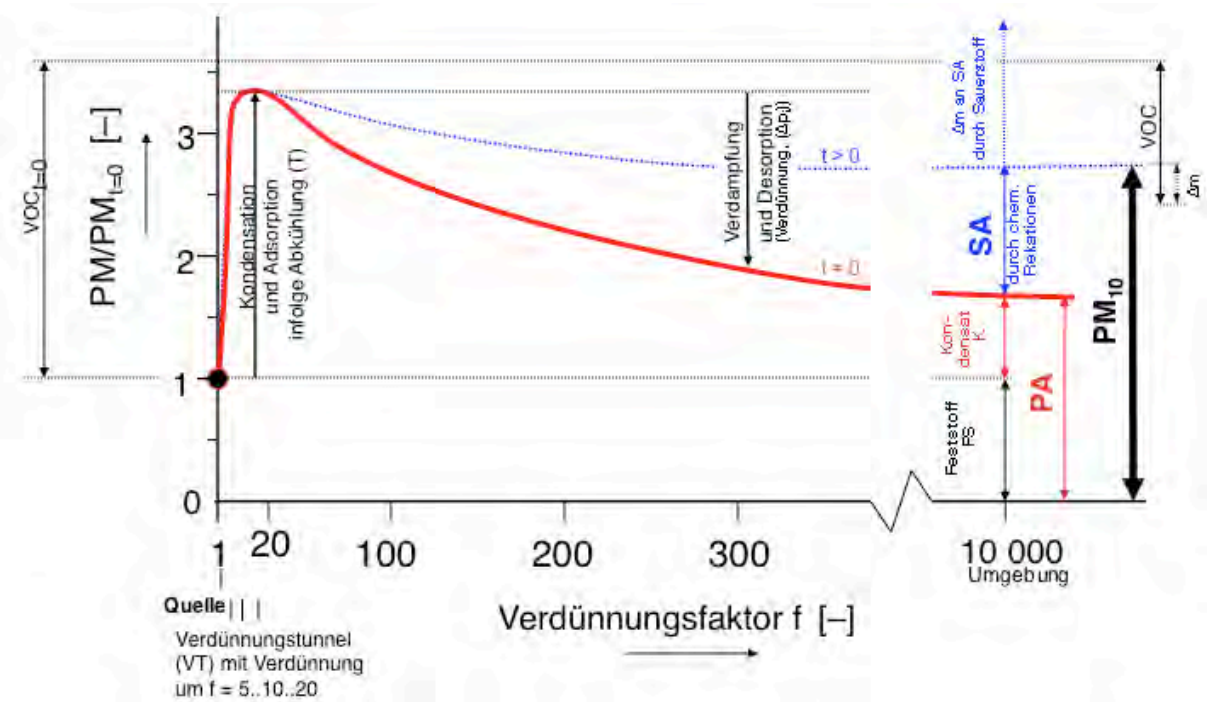


Abbildung 5 Verhältnis von PM zu PM im heißen Abgas als Funktion des Verdünnungsfaktors. Der Verlauf zeigt die aus den primären und sekundären Aerosolen insgesamt zu erwartenden Beiträge zu PM_{10} in der Umgebungsluft. Nach der Vermischung in der Atmosphäre und einer relevanten Verweilzeit (in der Regel 1 h bis 2 Tage) bei Anwesenheit von Sonnenlicht ist die Bildung von fotochemischen Aerosolen weitgehend abgeschlossen. Gleichzeitig kann durch die weitere Verdünnung des Abgases ein Teil der Kondensate wieder verdampfen. Daraus resultiert schliesslich die Summe an PM_{10} , die sich aus primären und sekundären Aerosolen zusammensetzt. Dabei ist zu beachten, dass der Wert an PA in der Umgebungsluft wegen der Verdampfungverluste geringer als der im Verdünnungstunnel oder im Kamin ermittelte Wert an PA sein kann. Die als Summe von POA und SOA resultierende Gesamtkonzentration an PM_{10} kann deshalb kleiner oder grösser sein als der an der Quelle ermittelte Gehalt an PA. Die Standardmessung von PM_{10} in der Umgebungsluft bildet zudem die Feinstaubkonzentration bei der effektiven Umgebungslufttemperatur ab, was die Messung wegen des grossen Temperaturbereichs von deutlich unter 0°C bis deutlich über 0°C beeinflusst.

2.5 Typenprüfung

Da die Feinstaubemissionen bei Holzfeuerungen stark durch die Betriebsart beeinflusst werden, sollte bei der Typenprüfung sichergestellt werden, dass die Feuerungen nicht nur unter idealisierten, sondern auch unter möglichst realitätsnahen Bedingungen geprüft werden. Feuerungen, welche unter idealisierten Bedingungen tiefe Staubemissionen aufweisen, jedoch im Praxisbetrieb um Faktoren höhere Emissionen aufweisen, sollten bei der Typenprüfung erkannt werden und die Zulassung nicht erhalten. Zudem weisen die Prüfvorschriften einen erheblichen Interpretationsspielraum auf, weshalb die Prüfungen oft unter idealisierten Bedingungen durchgeführt werden.

Tabelle 3 Emissionsgrenzwerte für Holzfeuerungen gemäss Luftreinhalte-Verordnung (LRV Anhang 5 Ziffer 212). Für neu zugelassene Holzöfen (Raumheizer) sind in der EN 13240 ab 2008 ein Staubgrenzwert von 100 mg/m³ und ein CO-Grenzwert von 1500 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂ vorgeschrieben. Der Staubgrenzwert wird ab 2011 auf 75 mg/m³ reduziert.

212 Kohle- und Holzfeuerungen

Kohle- und Holzfeuerungen müssen die lufthygienischen Anforderungen der massgebenden europäischen Normen sowie die Emissionsgrenzwerte der folgenden Tabelle einhalten.

Anlageart	Massgebende europäische Norm ⁶⁴	Besondere Anforderungen (Emissionsgrenzwerte) ^a für Kohlenmonoxid (CO) und Feststoffe (Staub)	
		ab 1. Januar 2008	ab 1. Januar 2011
Heizkessel für Stückholz- und Kohlefeuerungen, handbeschildet	EN 303-5 oder EN 12809	CO: 800 mg/m ³ Staub: 60 mg/m ³	CO: 800 mg/m ³ Staub: 50 mg/m ³
Heizkessel für Holzschnitzel- und Kohlefeuerungen, automatisch beschildet	EN 303-5 oder EN 12809	CO: 400 mg/m ³ Staub: 90 mg/m ³	CO: 400 mg/m ³ Staub: 60 mg/m ³
Heizkessel für Holzpellets, automatisch beschildet	EN 303-5 oder EN 12809	CO: 300 mg/m ³ Staub: 60 mg/m ³	CO: 300 mg/m ³ Staub: 40 mg/m ³
Raumheizer für feste Brennstoffe	EN 13240	CO: 1500 mg/m ³ Staub: 100 mg/m ³	CO: 1500 mg/m ³ Staub: 75 mg/m ³
Raumheizer zur Verfeuerung von Holzpellets	EN 14785	CO: 500 mg/m ³ Staub: 50 mg/m ³	CO: 500 mg/m ³ Staub: 40 mg/m ³
Einzelherde für feste Brennstoffe	EN 12815	CO: 3000 mg/m ³ Staub: 110 mg/m ³	CO: 3000 mg/m ³ Staub: 90 mg/m ³
Zentralheizungsherde für feste Brennstoffe	EN 12815	CO: 3000 mg/m ³ Staub: 150 mg/m ³	CO: 3000 mg/m ³ Staub: 120 mg/m ³
Kamineinsätze und offene Kamine für feste Brennstoffe	EN 13229	CO: 1500 mg/m ³ Staub: 100 mg/m ³	CO: 1500 mg/m ³ Staub: 75 mg/m ³

^a Bezugssauerstoffgehalt:
 – für Holzfeuerungen 13 %vol;
 – für Kohlefeuerungen 7 %vol.

3 Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit soll zur Beantwortung folgender Fragen beitragen:

1. Was ist der Einfluss der wichtigsten Betriebsparameter wie Brennstoffmenge (Füllgrad), Holzfeuchtigkeit, Scheitgrösse, Luftzufuhr und Kaminzug auf die Schadstoffemissionen?
2. Mit welchen Emissionen, die in der Umgebungsluft zu PM_{10} beitragen können, ist zusätzlich zu den gemäss VDI-Norm 2066 bei $160^{\circ}C$ erfassten Feststoffen zu rechnen? Sind diese von einem gesundheitlichen oder umweltbezogenen Standpunkt relevant?
3. Welche Emissionsfaktoren, also spezifische Emissionsfrachten über einen ganzen Betriebszyklus, sind unter praxisnahen Betriebsbedingungen zu erwarten und wie hoch sind diese im Vergleich zu den aktuell verwendeten Emissionsfaktoren?
4. Wird das Emissionsverhalten von Holzöfen durch die heutige Typenprüfung repräsentativ charakterisiert und stellt die Typenprüfung sicher, dass solche Holzfeuerungen auf den Markt kommen, die unter Praxisbedingungen geringe Schadstoffemissionen erzielen? Welche Möglichkeiten gibt es gegebenenfalls, um das Emissionsverhalten praxisgerechter abzubilden?
5. Welche Zusammenhänge können zwischen den einzelnen Schadstoffen, insbesondere zwischen Kohlenmonoxid, Feststoffen, Kohlenwasserstoffen und Kondensaten erwartet werden? Kann Kohlenmonoxid oder eine andere Leitgrösse als aussagekräftiger Indikator für die Umweltrelevanz der Gesamtemissionen verwendet werden?
6. Welche Arten der Messung und welche Messgrössen sind geeignet zur Erfassung der Umwelt- und Gesundheitsrelevanz von Holzfeuerungen?

4 Methodik

4.1 Untersuchte Holzfeuerungen

Die Emissionsmessungen der vorliegenden Untersuchung wurden an drei verschiedenen Stückholz-öfen durchgeführt. Weiters wurde ein Pelletofen mit automatischer Leistungsregelung untersucht.

Tabelle 4 Übersicht über die untersuchten Stückholzöfen und den Pelletofen.

	Ofen A	Ofen B	Ofen C*	Pelletofen
Leistung	8 kW	3-6 kW	6 kW	6 kW
Feuerungstechnischer Wirkungsgrad	78%	85%	k. A.	75%
Gewicht	310 kg	225 kg	k. A.	110 kg
Abgasmassenstrom gem. Hersteller	8.6 g/s		k. A.	6 g/s
Empfohlene Holzmenge	3.5 kg	3.5 kg	k. A.	-
Empfohlene Anfeuerungsmethode	von oben	von oben	von unten	-
Besonderes		aufrechte Brennkammer	einfacher Metallofen	Brenndauer/Füllung (max./min. Leistung): 16 bis 50 h

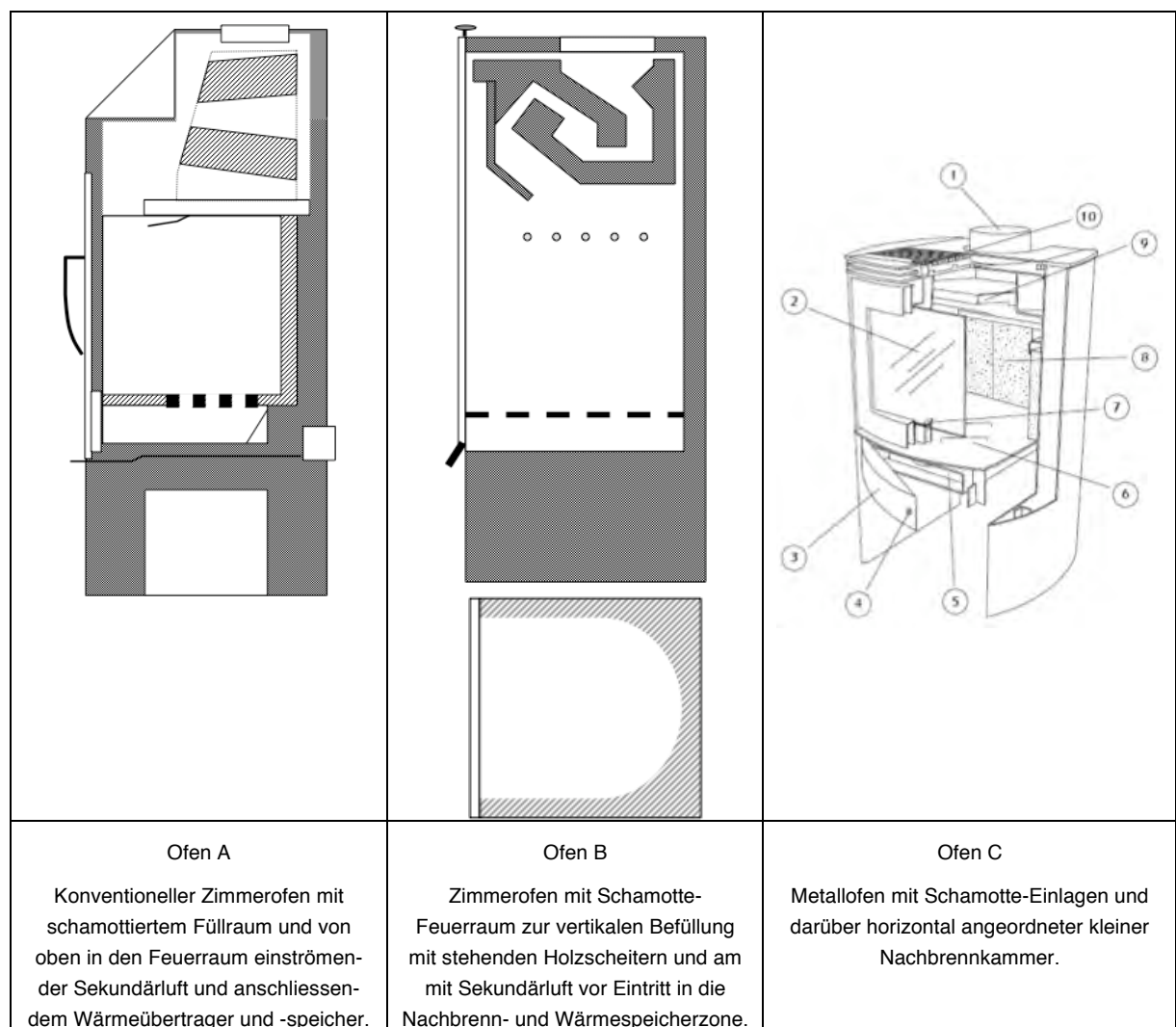


Abbildung 6. Schematischer Aufbau der untersuchten Holzöfen.

4.2 Versuchsprogramm

Die Versuche, die als Datengrundlage für die vorliegende Arbeit dienen, gliedern sich in zwei Teile. Einerseits wurde der Einfluss von Einzelparametern wie Sauerstoffzufuhr, Stückholzgrösse, Füllgrad, etc. auf die Emissionen analysiert. Andererseits wurden verschiedene Betriebsweisen untersucht wie Betrieb gemäss Bedienungsanleitung, typischer Betrieb sowie schlechter Betrieb (Tabelle 7), um somit auch für die Praxis typische Fehlbetriebe abzubilden. Als Referenzbetrieb diente jeweils ein gesamter Abbrandzyklus bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung, welcher in Tabelle 5 für Ofen A, B und C charakterisiert ist. Zusätzlich wurden Typenprüfungsbedingungen untersucht, welche nur die stationäre Abbrandphase berücksichtigen. Dabei wird die Prüfbrennstoffmenge auf Grundglut nachgelegt und die Messung in der Regel nach fünf Minuten gestartet. Die Emissionen sind in Anlehnung an die LRV jeweils in mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 angegeben.

Tabelle 5 Der von der Bedienungsanleitung abgeleitete Referenzbetrieb dient als Vergleichsbasis für Versuche, bei denen der Einfluss einzelner Parameter sowie verschiedener Betriebsweisen auf die Emissionen untersucht wurde. In der Spalte rechts ist der Betrieb charakterisiert, wie er für die Typenprüfung vorgeschrieben ist. Die Prüfbrennstoffmenge (B_{fl}) ist eine Funktion der Nennwärmeleistung (P_n), der Mindestbrenndauer (t_b), des unteren Heizwertes in kJ/kg (H_u) und des Wirkungsgrads (η) gemäss Herstellerangaben.

*Ofen C wird gemäss Bedienungsanleitung von unten angefeuert. Um die Vergleichbarkeit mit den Messungen der anderen Öfen zu gewährleisten, wurde hier ebenfalls Anfeuern von oben als Referenz gewählt.

**Bezüglich Holzmenge und Gewicht der Holzscheiter gibt es in der Bedienungsanleitung keine Empfehlung.

	Referenzbetrieb gemäss BA			Typenprüfung
	Ofen A	Ofen B	Ofen C	
Start	Kaltstart	Kaltstart	Kaltstart	Nachlegen auf Grundglut
Anfeuerungsmethode	von oben	von oben	von unten*	Nachlegen auf Grundglut
Holzmenge, Füllgrad	3.5 kg, 30%	3.5 kg, 80%	k. A.**, 3.4 kg, 35%	$B_{fl}^* = 360000 P_n t_b / (H_u \eta)$
Gewicht Holzscheiter	0.5-1 kg	0.5-1 kg	k. A.**, 0.5-1 kg	gemäss Hersteller
Kaminzug	12 Pa	12 Pa	12 Pa	12 Pa
Luftzufuhr	offen	offen	offen	offen

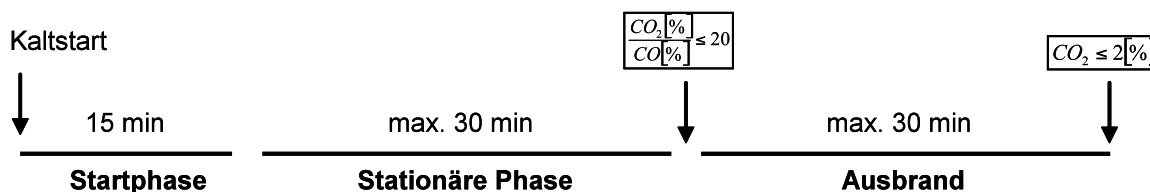
4.3 Emissionsmessungen

Die Emissionsmessungen umfassen den gravimetrischen Gesamtstaub (diskontinuierlich), sowie die kontinuierliche Bestimmung der CO -, HC - und NO_x -Emissionen. Zudem wurden Kondensatproben genommen und analysiert. Mittels Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) und Opticle Particle Counter (OPC) wurden die Anzahlkonzentration und die Korngrössenverteilung der Partikel bestimmt.

- CO -Messung: NDIR-Detektion
- HC -Messung: Flammenionisationsdetektor (FID)
- NO_x -Messung: Chemilumineszenz-Detektor (CLD), $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$, angegeben als NO_2
- Gravimetrische Feststoffmessung: gemäss VDI 2066, isokinetische Probenahme bei 160°C
- Kondensatmessung: Gemäss EPA-Methode 5H. Die amerikanische Norm basiert auf Waschflaschen, welche auf 0°C gekühlt werden, wodurch semivolatile Substanzen in der flüssigen Phase (destilliertes Wasser) auskondensieren. Die auf diese Weise genommenen Proben werden bezüglich TOC (total organic carbon) analysiert. Mit Hilfe eines Umrechnungsfaktors von 2.1 ± 0.2 aus der Literatur für nicht-städtisches Aerosol wird vom organischen Kohlenstoff auf die Gesamtmasse an organischer Substanz geschlossen [Turpin and Lim, 2001].
- Partikelgrösse: Das SMPS misst den elektrischen Mobilitätsdurchmesser von Partikeln der Grösse 20 nm – 720 nm. Mit dem OPC wird ein optischer Durchmesser von Partikeln der Grösse 400 nm – 24 μm erfasst.

In der Regel wurde für die Charakterisierung der Feststoffemissionen je eine gravimetrische Probe während der Startphase, der stationären Phase und des Ausbrands genommen. Die Startphase umfasst die ersten 15 Minuten nach dem Anfeuern und das Schliessen der Brennkammertür. Direkt anschliessend startet die Staubbmessung der stationären Phase, bis ein Verhältnis von CO_2 [Vol.-%] zu CO [Vol.-%] < 20 erreicht wird, minimal aber 15 Minuten (für eine ausreichende Staubmenge am Filter) bis maximal 30 Minuten. Als darauf folgende und letzte Phase wird der Ausbrand gemessen. Der Ausbrand endet, wenn der CO_2 -Gehalt im Abgas unter 2 Vol.-% sinkt. Die oben genannten Kriterien sollen dafür sorgen, dass vergleichbare Perioden während der Abbrände gemessen werden. Für die kontinuierlich bestimmten gasförmigen Emissionen wurden die Mittelwerte während dieser Messperioden berechnet. Diese dienen zur Normierung (O_2) sowie zur Beurteilung der Korrelation mit den Feststoffen.

Referenzbetrieb gemäss Bedienungsanleitung



Ablauf der Typenprüfung

Nachlegen auf Grundglut

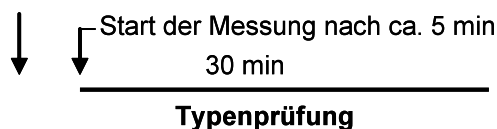


Abbildung 7 Schematische Darstellung der Messperioden während eines Abbrandes: Startphase, stationäre Phase und Ausbrand sowie die Übergangskriterien von einer Phase zu nächsten. Die Messung während der stationären Phase schliesst direkt an die Startphase an. Im unteren Teil der Abbildung ist der Verlauf der Messung skizziert, welcher die Typenprüfung widerspiegelt: Die Prüfbrennstoffmenge wird bei bereits hohen Brennkammertemperaturen auf die Grundglut nachgelegt und die Feststoff-Probenahme nach etwa 5 Minuten gestartet.

4.4 Definition von Emissionsfaktoren

Emissionsfaktoren geben die Emissionen *pro Energieeinheit* und *über einen gesamten Betriebszyklus* an. Eine Ausnahme bildet der Emissionsfaktor für die Typenprüfung, der per Definition nicht die Emissionen eines gesamten Abbrandes berücksichtigt, sondern nur die Messphase im stationären Betrieb. Die Emissionen werden jeweils mit dem Abgasvolumenstrom je Abbrandphase gewichtet. Im Bericht werden sie in Übereinstimmung mit dem Arbeitsblatt Emissionsfaktoren Feuerungen [BAFU, 2001] in mg/MJ angegeben, wobei sich die Angaben in MJ auf die als Heizwert zugeführte Energie beziehen. Zur Umrechnung auf mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 sind die Zahlen in mg/MJ für $H_u = 18.3 \text{ MJ/kg}$ und einer Holzfeuchtigkeit von $u = 20\%$ mit einem Faktor von rund 1.5 zu multiplizieren [Wagner und Nussbaumer, 1994].

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Korrelationen zwischen Schadstoffen

5.1.1 Feststoffe und Kohlenmonoxid

In der Praxis wird für bestehende Holzfeuerungen bis 70 kW einzig ein CO-Grenzwert von 4000 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 vorgeschrieben [LRV Anhang 3 Ziffer 522]. Es ist deshalb von besonderem Interesse, ob von einem Zusammenhang zwischen CO- und Feststoffemissionen ausgegangen und CO als Indikator für erhöhte Feinstaubemissionen herangezogen werden kann. In einem ersten Schritt werden die beiden Schadstoffe bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung während verschiedener Abbrandphasen korreliert. In einem zweiten Schritt folgt die Analyse der Daten von Abbränden mit unterschiedlichen Betriebsbedingungen.

Wie in Abbildung 8 ersichtlich ist kein signifikanter Zusammenhang zwischen Feststoffen und CO beobachtbar, wenn Messwerte eines gesamten Abbrandes betrachtet werden. Bei eingehaltenem CO-Emissionsgrenzwert kann somit nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Feststoffemissionen ebenfalls tief sind. Wird der Ofen gemäss Bedienungsanleitung betrieben, korrelieren Feststoffe und CO hingegen während der stationären Phase und bei Ofen A auch in der Startphase mit R^2 zwischen 0.92 und 0.98 (Abbildung 9).

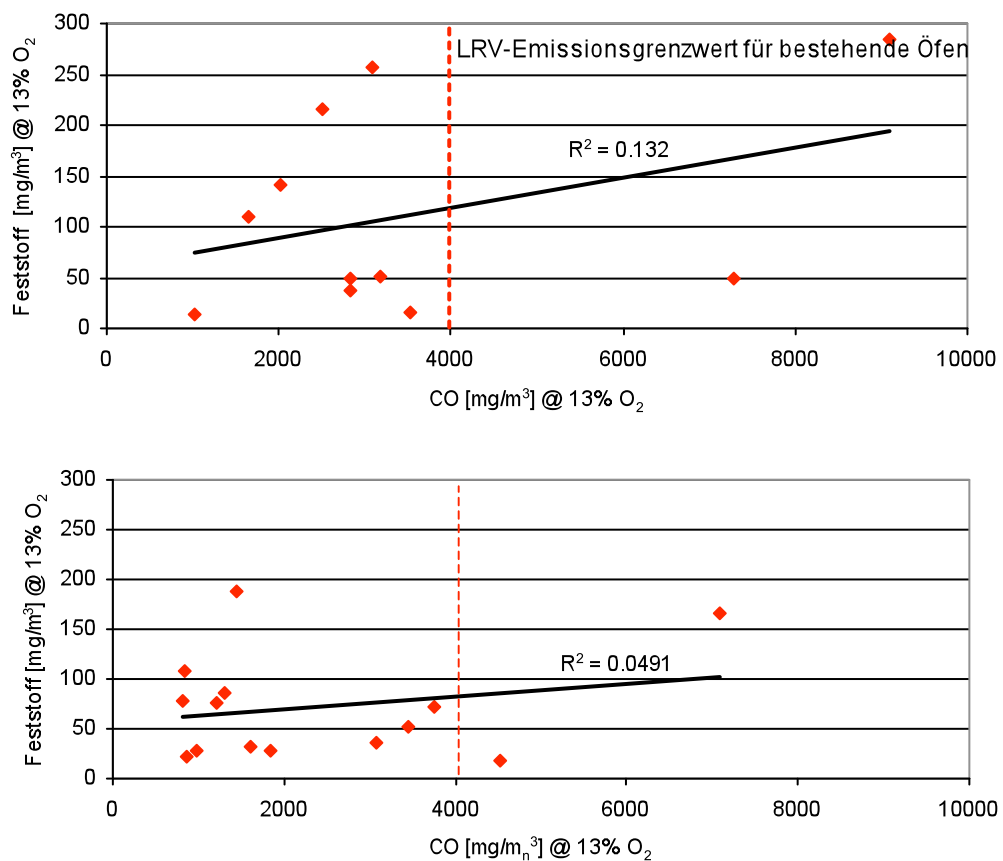


Abbildung 8 Korrelation zwischen Feststoff- und CO-Emissionen des Ofens A (oben) und des Ofens B (unten) bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung. Die Abbildung berücksichtigt die Messdaten aller Phasen. Die Korrelationskoeffizienten betragen 0.132 und 0.049.

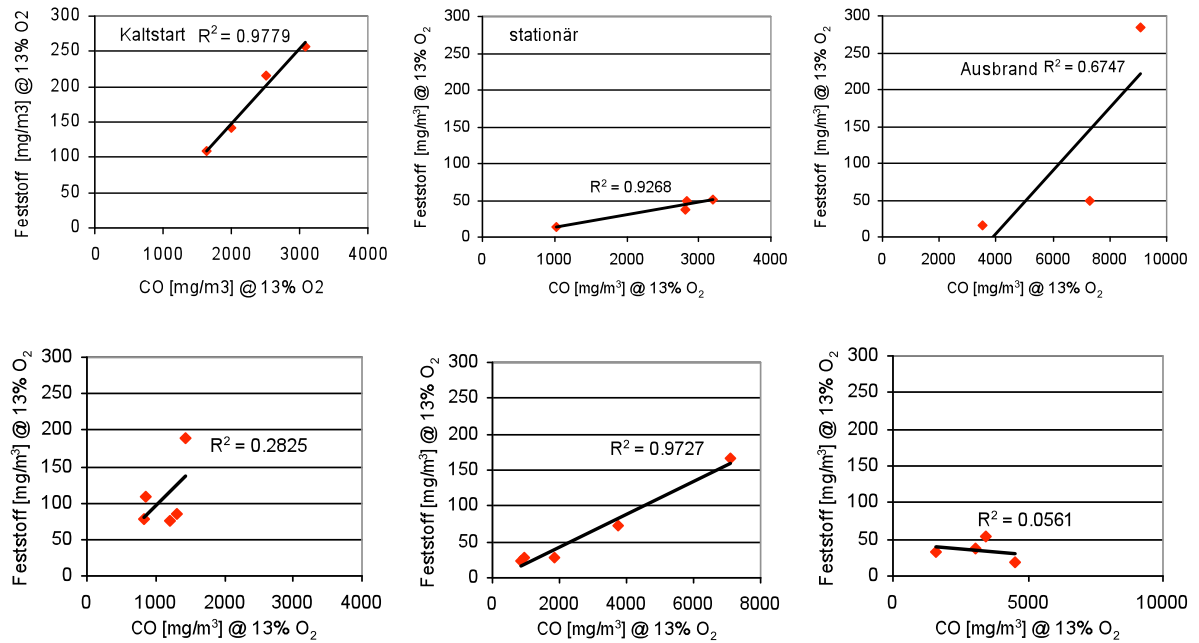


Abbildung 9 Korrelation zwischen Feststoff und CO, aufgetrennt nach Startphase, stationärer Phase und Ausbrand (v.l.n.r.) des Ofens A (oben) und des Ofens B (unten) bei Betrieb nach Bedienungsanleitung. Die Korrelationskoeffizienten betragen 0.978, 0.927 sowie 0.675 bei Ofen A und 0.28, 0.97 sowie 0.06 bei Ofen B.

Während in der stationären Phase meist davon ausgegangen werden kann, dass bei CO-Emissionen unter 4000 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 auch die Feststoffemissionen kleiner 100 mg/m_n^3 sind, können die Feststoffemissionen in der Startphase trotz eingehaltenem CO-Emissionsgrenzwert mehr als 250 mg/m_n^3 betragen.

Es stellt sich die Frage, ob die Korrelation während der Startphase und der stationären Phase eine allgemeine Gültigkeit hat, zum Beispiel auch dann, wenn der Ofen schlecht betrieben wird. Dazu wurden in Abbildung 10 und Abbildung 11 die Korrelationen bei Abbränden unter verschiedensten Betriebsbedingungen untersucht. Es kann bei Ofen A und C in keiner Phase eine allgemein gültige, signifikante Korrelation gefunden werden. Bei Ofen B wurde zwar in der stationären Phase ein R^2 von 0.85 beobachtet – diese ist allerdings ein Artefakt, welcher durch die Datenstruktur zustande kommt und abnimmt, wenn der höchste Messpunkt nicht berücksichtigt wird.

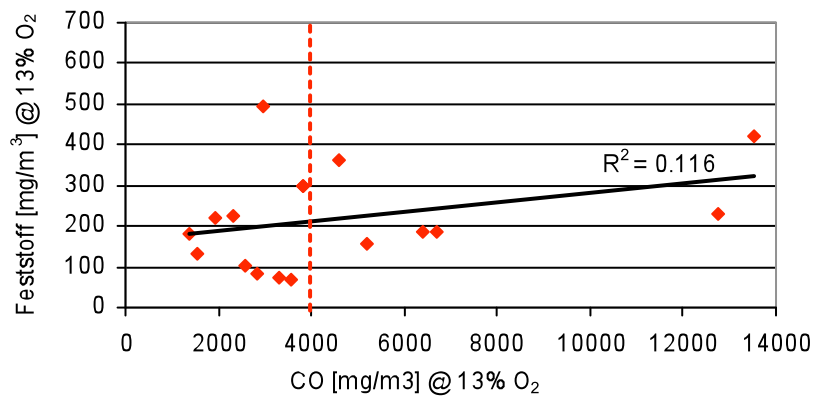
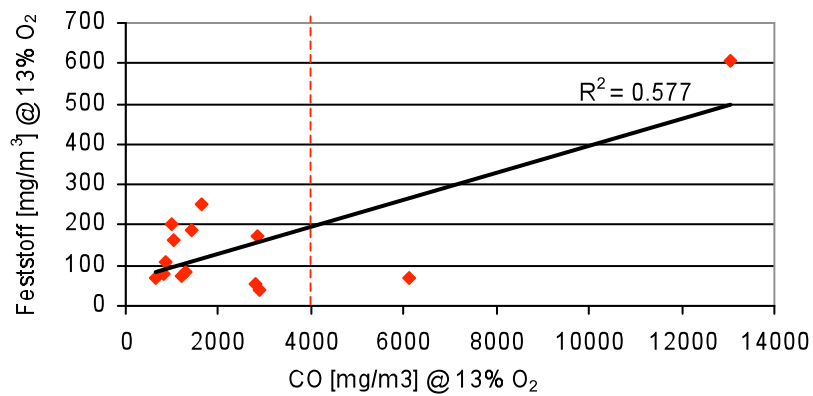
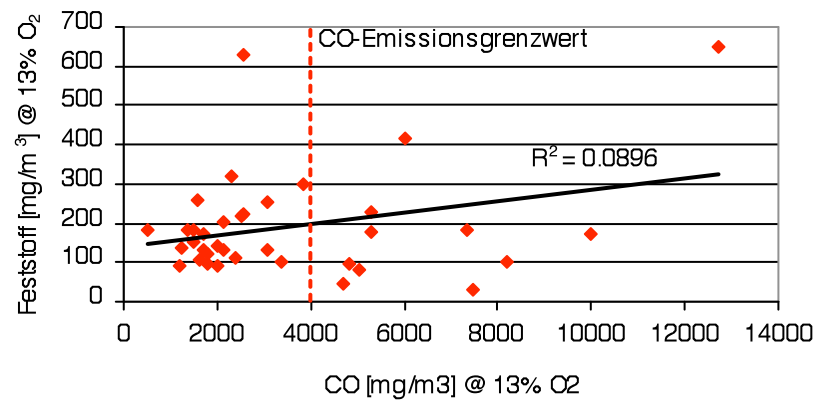


Abbildung 10 Korrelation zwischen Feststoff und CO während der Startphase des Ofens A (oben), B (Mitte) und C (unten) bei verschiedenen Betriebsbedingungen (gemäss Bedienungsanleitung, Luftmangel, unterschiedliche Brennstoffmenge, Anfeuerungsmethode, Scheitgrösse, Holzfeuchtigkeit und Holzqualität).

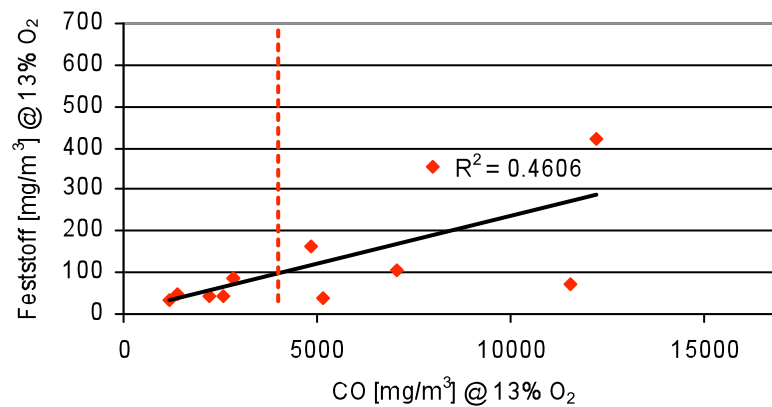
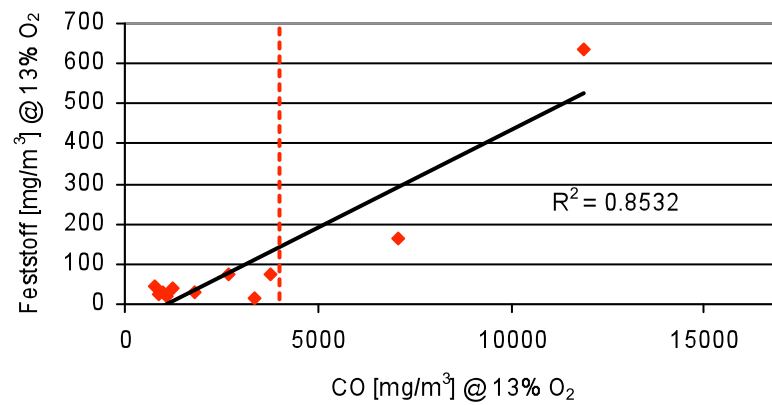
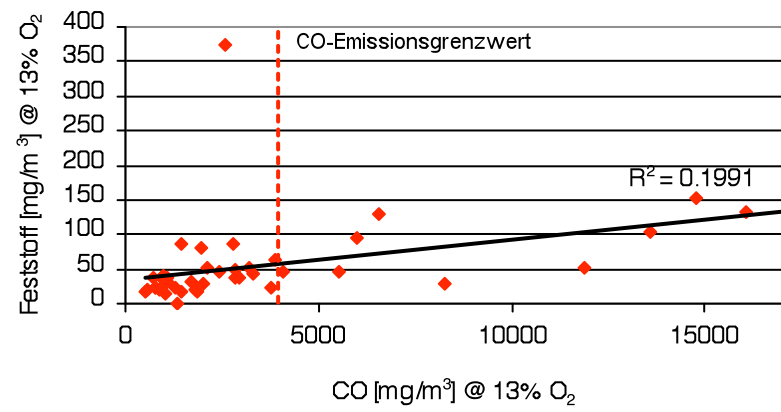


Abbildung 11 Korrelation zwischen Feststoff und CO während der stationären Phase des Ofens A (oben), B (Mitte) und C (unten) bei verschiedenen Betriebsbedingungen.

5.1.2 Feststoffe und Kohlenwasserstoffe

Wie zwischen Feststoffen und CO besteht auch zwischen Feststoffen und HC nur dann ein signifikanter Zusammenhang, wenn die Korrelation auf einzelne Phasen und Abbrände mit vergleichbaren Betriebsbedingungen bezogen wird. Im Gegensatz zu CO besteht bezüglich HC auch im Ausbrand eine starke Korrelation zu den Feststoffen. Durch die geringe Datengrundlage von $n = 3$ sind die Daten statistisch allerdings nur wenig abgesichert.

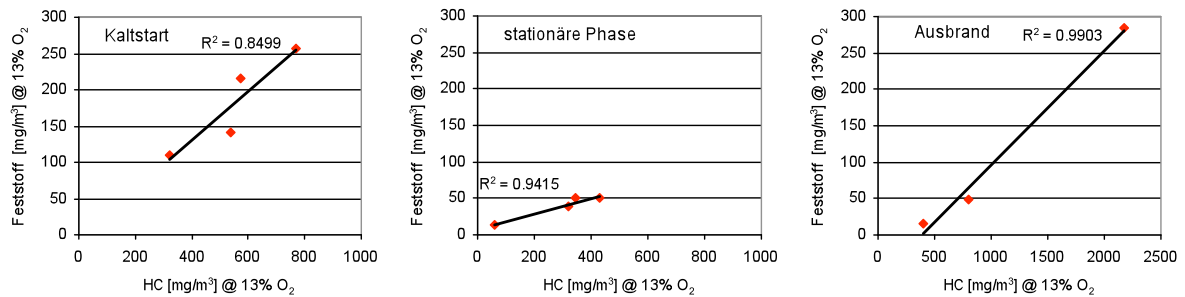


Abbildung 12 Korrelation zwischen Feststoff- und HC-Emissionen, aufgetrennt nach Startphase, stationärer Phase und Ausbrand (v.l.n.r.) des Ofens A bei Betrieb nach Bedienungsanleitung. Die Korrelationskoeffizienten betragen 0.85, 0.94 und 0.99.

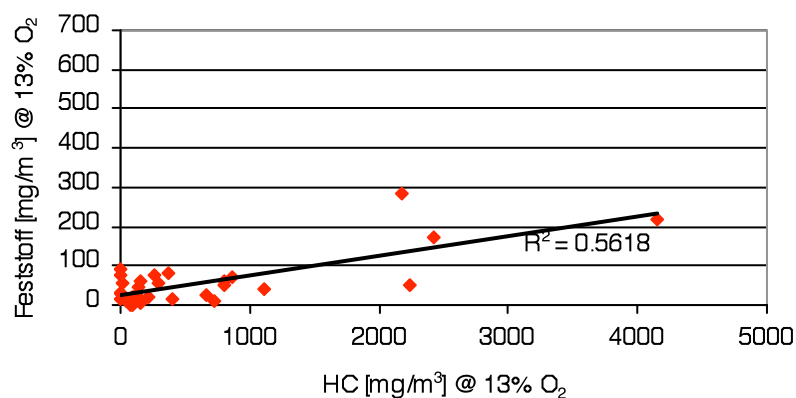
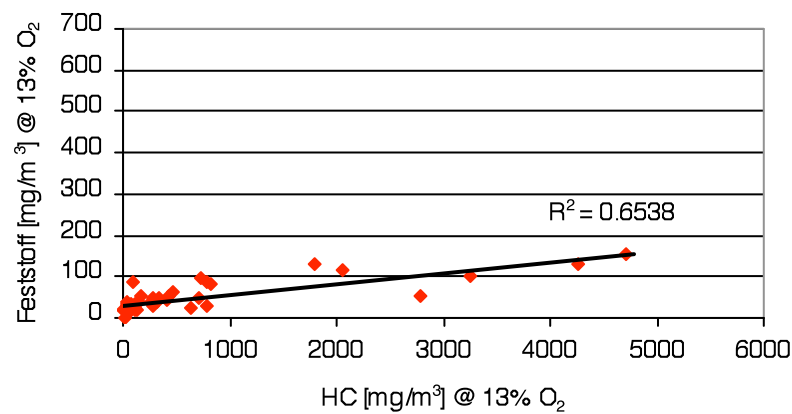
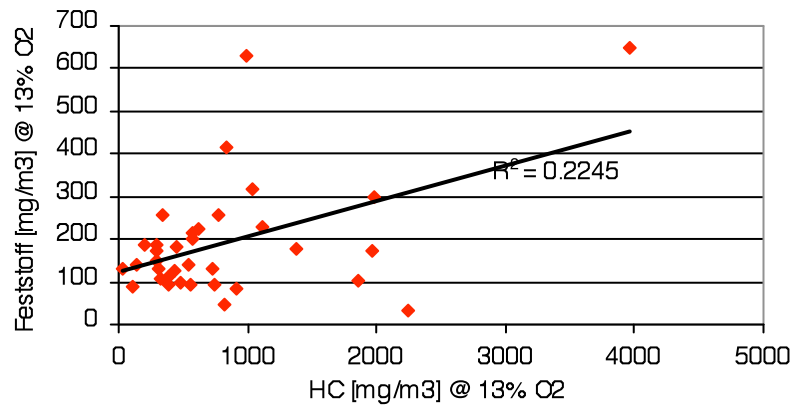


Abbildung 13 Korrelation zwischen Feststoff und HC während der Startphase (oben), der stationären Phase (Mitte) und im Ausbrand (unten) des Ofens A bei sehr unterschiedlichen Betriebsbedingungen (gemäss Bedienungsanleitung, Luftmangel, unterschiedlicher Brennstoffmenge, Anfeuerungsmethode, Holzfeuchtigkeit, -qualität und Scheitgrösse). Zwei Messpunkte für sehr schlechten Betrieb mit HC-Emissionen grösser 7000 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 sind nicht abgebildet. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0.22 für die Startphase, 0.65 für den stationären Betrieb sowie 0.56 im Ausbrand.

5.1.3 Kondensate und Kohlenwasserstoffe

Es ist zu erwarten, dass ein Zusammenhang zwischen Kondensat und Kohlenwasserstoffemissionen besteht. Da die Kondensatmessung mittels Waschflaschen und anschließender TOC-Analyse sehr aufwändig ist, wäre es wünschenswert, die Messung durch Bestimmung der Kohlenwasserstoffemissionen ersetzen zu können.

In Abbildung 14 sind die Korrelationen für jede Phase eines Abbrandes dargestellt. Auf den ersten Blick erscheinen die Korrelationen während der Startphase und des Ausbrands gut, allerdings sinkt R^2 von 0.88 auf 0.12 beziehungsweise von 0.71 auf 0.13 wenn jeweils der höchste Messwert nicht berücksichtigt wird. Aufgrund der Beobachtungen kann demnach nicht von den Gesamtkohlenwasserstoffen auf die Kondensatmissionen geschlossen werden. Maximal kann die Menge an Kondensaten der Menge an Gesamtkohlenwasserstoffen (HC) entsprechen, da die Kondensate eine Teilmenge von HC ist. Einzelne Messpunkte der Startphase liegen über diesem Wert, was auf die Messunsicherheit zurückgeführt wird.

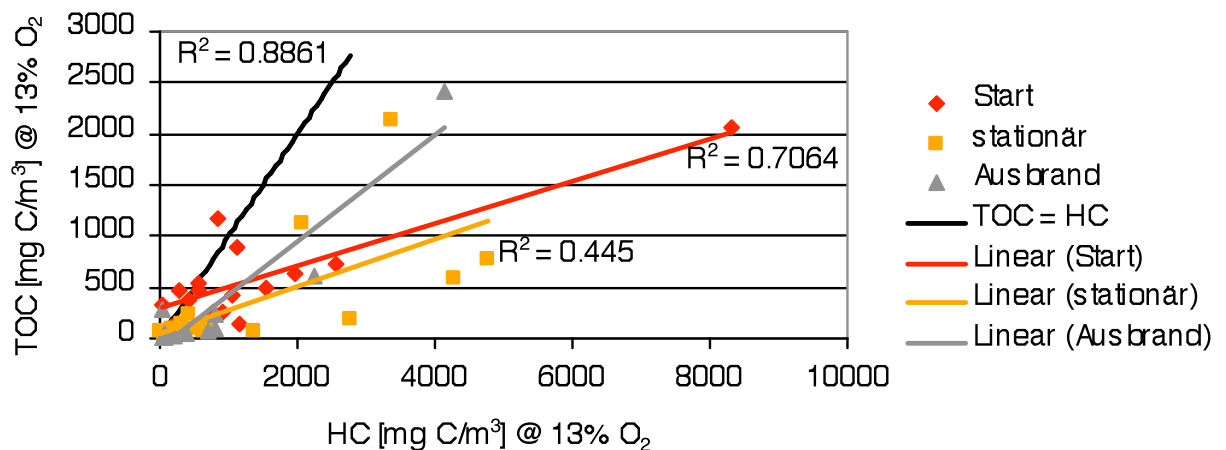


Abbildung 14 Korrelation zwischen Kondensaten angegeben als TOC und Kohlenwasserstoffen des Ofens A während der Startphase, des stationären Betriebs und des Ausbrands. TOC kann theoretisch maximal der Menge an Gesamtkohlenwasserstoffen (HC) sein. Die Linie TOC = HC ist als schwarze Linie dargestellt.

5.1.4 Emissionen und Verbrennungstemperatur

Die Temperatur ist ein wichtiger Einflussparameter für chemische Reaktionen und kann somit die Bildung und den Abbau von Schadstoffen wesentlich beeinflussen. Es stellt sich die Frage, welchen Einfluss die Verbrennungstemperatur auf die Emissionen hat. Für viele chemischen Reaktionen hängt die Reaktionsgeschwindigkeit in erster Näherung eine exponentielle Abhängigkeit von der Temperatur auf, was mit der Arrhenius-Gleichung beschrieben wird und im Folgenden als Basis für die Korrelationen dient (Abbildung 15):

$$k = A \cdot e^{\frac{-E_A}{R \cdot T}}$$

Bezüglich Temperaturmessdaten muss berücksichtigt werden, dass die Temperaturverteilung in der Brennkammer räumlich stark variiert und dadurch die Messung durch einen einzelnen Temperatursensor mit einer wesentlichen Messunsicherheit verbunden ist. Die adiabate Verbrennungstemperatur wird bei einer knapp unterstöchiometrischen Verbrennung ($\lambda \approx 0.95$) erzielt und liegt für absolut trockenes Holz bei etwas über 2000°C [Nussbaumer, 1989]. Da bei häuslichen Holzfeuerungen meist keine optimale Mischung der Brenngase mit Luft erreicht wird, ist in der Regel ein Luftüberschuss von rund 2 notwendig, um lokal Luftmangel und somit unvollständige Verbrennung zu vermeiden. Infolge der Verdünnung der Verbrennungsgasmenge und Flammenkühlung sinkt die maximal erreichbare Verbrennungstemperatur für $\lambda = 20\%$ auf unter 1200°C ab. Während eine zu tiefe Verbrennungstemperatur verhindert, dass alle brennbaren Brennstoffbestandteile in die gewünschte Oxidationsstufe umgewandelt werden (C zu CO₂, H₂ zu H₂O, etc.), kommt es bei hohen Temperaturen (ab 700°C) zu einer Rückreaktion von CO₂ zu CO am festen Kohlenstoff (Boudouard-Reaktion). Analog kann Kohlenstoff bei hoher Temperatur auch durch die heterogene Wassergasreaktion zu CO und H₂ umgesetzt werden [Hofbauer & Kaltschmitt, 2001]. Sowohl die Boudouard-Reaktion als auch die heterogene Wassergasreaktion sind im Bereich der Vergasungszone (Glut- bzw. Kohlenstoffbett) einer

Feuerung erwünscht und notwendig für die Umsetzung des festen Kohlenstoffs. In der Ausbrandzone müssen sie dagegen vermieden werden, da es dann zur Emission des hierdurch gebildeten Kohlenmonoxids und Wasserstoffs kommen würde. Dazu ist sicherzustellen, dass kein fester Kohlenstoff in die Zone des Gasphasenausbrands gelangt.

Gemäss Abbildung 15 ist bei Feststoffen, Kondensaten und HC eine Korrelation zur Temperatur mit R^2 zwischen 0.72 und 0.65 beobachtbar, während die CO-Emissionen mit einem Korrelationskoeffizienten von 0.45 eher schwach korrelieren. Ein Grund für die weniger ausgeprägte Korrelation ist möglicherweise die oben beschriebene temperaturabhängige CO-Neubildung bei hohen Temperaturen, beziehungsweise eine Überlagerung von verschiedenen CO-Bildungs- und Reaktionsmechanismen.

Da die Kondensate kanzerogene Stoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) enthalten, besteht an deren Reduktion ein besonderes Interesse. Polychlorierte Dibenz-p-Dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) werden vorwiegend in der De-novo-Synthese, das heisst durch einen sukzessiven Aufbau aus den zugehörigen Elementen Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Chlor gebildet. Dabei liegt das Bildungsmaximum zwischen 200 und 400°C. Das Erzielen hoher Verbrennungstemperaturen, beispielsweise durch optimiertes Brennkammerdesign oder Verwendung spezieller Materialien der Brennkammerwände (z.B. eine äussere Schicht mit niedriger Wärmekapazität, die sich schnell erwärmt und eine innere Schicht zur Wärmespeicherung), ist deshalb eine wichtige Massnahme zur Reduktion der Emissionen.

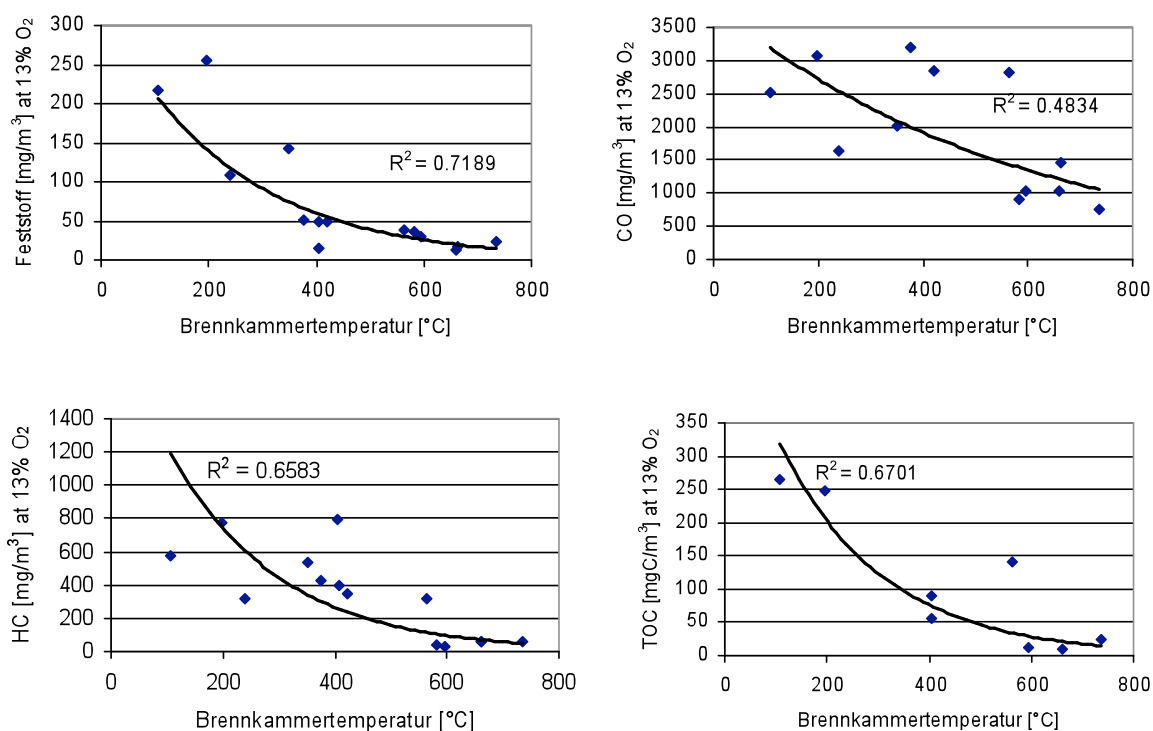


Abbildung 15 Korrelation der Brennkammertemperatur mit den Feststoff-, CO-, HC- und Kondensatmissionen. Die Regressionskoeffizienten betragen 0.64, 0.45, 0.61 und 0.94. Die einzelnen Messpunkte wurden bei vier verschiedenen Abbränden gemäss Bedienungsanleitung sowie unter Typenprüfungsbedingungen anhand des Ofens A erhoben. Andere Parameter wie die Luftzufuhr wurden nicht negativ beeinflusst.

5.2 Anteil der kondensierbaren Stoffe an den Gesamtemissionen

Heutige Messungen zur Typenprüfung und zur Überwachung der Luftreinhalte-Verordnung erfassen lediglich die bei 160°C als Feststoffe im Abgas vorhandenen Partikel. Die bei 160°C gasförmigen Emissionen, die bei Abkühlung auf Umgebungstemperatur auskondensieren, werden dabei nicht erfasst (siehe auch Kapitel 2.4). Die Analysen aus bisherigen Untersuchungen zeigen, dass dieses Kondensat einen hohen Anteil an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) enthält und somit als wesentlich gesundheitsschädlicher einzustufen ist als der bei guten Verbrennungsbedingungen emittierte Feinstaub [Klippel und Nussbaumer, 2006]. Auch können Holzstäube aus unvollständiger Verbrennung eine deutlich höhere Toxizität als Dieselschmutz aufweisen [Nussbaumer, 2006].

Die folgenden Messungen wurden am Ofen A durchgeführt. Die kondensierbaren Stoffe übersteigen die feststoffförmigen Emissionen deutlich. Je nach Betriebsbedingungen wird in der Startphase bis zu einem Faktor 9 und im stationären Betrieb bis zu 12-mal mehr Kondensat als Feststoff emittiert.

Verschiedene Faktoren können zu sehr hohen Kondensat- und Feststoffmengen führen. In der Startphase ist dies beispielsweise ein Fehlbetrieb mit viel feuchtem Holz (70% des Brennkammervolumens) in Form grosser Scheiter, Anfeuern von unten und schwachem Kaminzug. Die unter diesen Bedingungen beobachteten Gesamtemissionen (Feststoff und Kondensat) betragen rund 7000 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂). In der stationären Phase und im Ausbrand werden die höchsten Konzentrationen mit Werten um 5000 mg/m³ bei geschlossener Luftzufuhr erreicht. Dabei kommt es zu einer schwelenden Verbrennung ohne sichtbare Flammen. Ein Füllgrad von 70% des Brennkammervolumens führt tendenziell zu einer erhöhten Kondensatmenge in der stationären Phase und zu einer niedrigeren Kondensatmenge im Ausbrand bei vergleichsweise hoher Verbrennungstemperatur. Da der Ausbrand nur wenig zu den gesamten Emissionen im Verlauf eines Abbrandes beiträgt, relativiert sich der Vorteil geringerer Emissionen gegen Ende des Abbrandes. Unter Typenprüfungsbedingungen hingegen, bei denen durch das vorhergehende Aufbauen der Grundglut hohe Brennkammertemperaturen von 600°C bis 700°C erreicht werden, ist nur mit geringen Kondensatmengen unter 30 mg/m³ zu rechnen. Somit ist eine Typenprüfung wie sie heute durchgeführt wird, ungeeignet um in der Praxis emittierte Kondensatmengen abzuschätzen.

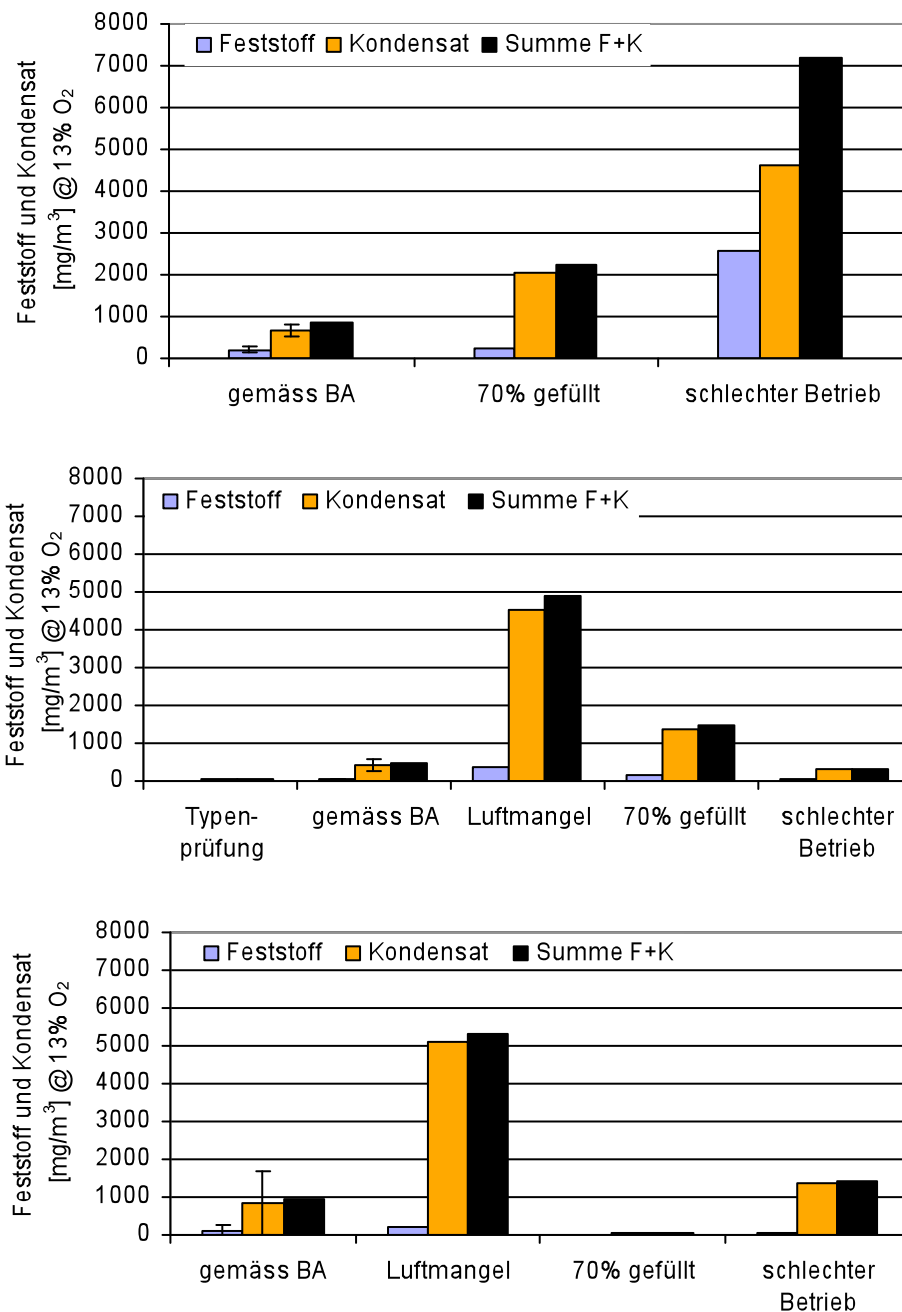


Abbildung 16 Konzentration von Feststoff und Kondensat bei verschiedenen Betriebsbedingungen während des Anfeuerns (oben), des stationären Abbrands (Mitte) und des Ausbrands (unten) von Ofen A. Die Bedingungen bei der Typenprüfung (Warmstart) und der Betrieb gemäss Bedienungsanleitung ist in Tabelle 5 definiert. Für den Luftmangelbetrieb wurde im Gegensatz zum Referenzbetrieb gemäss BA die Luftklappe ab der stationären Phase geschlossen. Dadurch kam es zu einem schwelenden Abbrand und nach einiger Zeit zum Auslöschen des Feuers. Der schlechte Betrieb ist durch doppelte Holzmenge, halb geschlossener Luftzufuhr und schlechte Holzqualität charakterisiert.

Tabelle 6 Verhältnis zwischen Kondensat (K) und Feststoff (F) in verschiedenen Phasen bei verschiedenen Betriebsbedingungen.

Verhältnis K:F	Typenprüfung	Anfeuern von unten	O2 reduziert	70% gefüllt	schlechter Betrieb
Startphase		6		9	2
Station. Betrieb	1.3	8	12	10	6
Ausbrand		5	24	9	27

In Abbildung 17 ist der Zusammenhang zwischen Kondensat und Brennkammertemperatur dargestellt. Die Datenpunkte in Abbildung 17 basieren auf Messungen von Abbränden mit unterschiedlichen Bedingungen. Es ist ein Trend zu beobachten, dass mit Anstieg der Brennkammertemperatur um rund 100°C (in der Anfeuerphase) auf 300°C die Kondensatemissionen abnehmen und ab ca. 400°C kleiner als 100 mg/m³ sind.

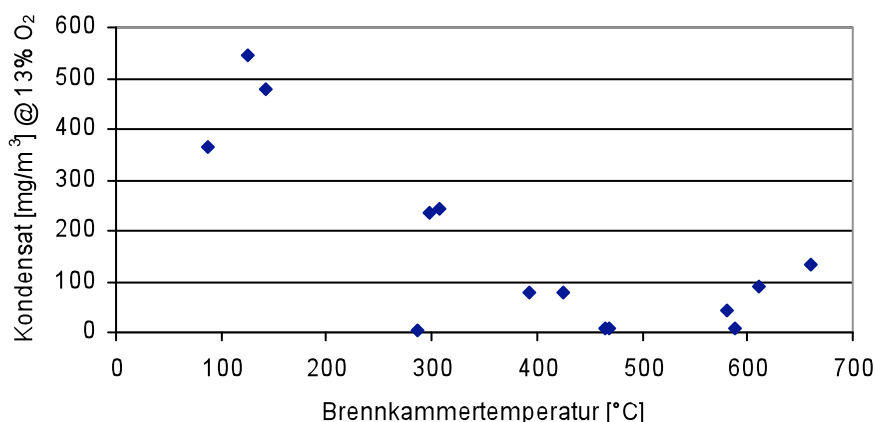


Abbildung 17 Kondensatkonzentrationen als Funktion der Brennkammertemperatur. Die Datenpunkte umfassen 15- bis 30-minütige Messungen in der Startphase, der stationären Phase und im Ausbrand bei verschiedenen Betriebsbedingungen: Kalt- und Warmstart, Abbrände gemäss Bedienungsanleitung, Nachlegen, sowie Anfeuern von oben und unten.

5.3 Emissionen während verschiedener Phasen eines Abbrands

Die Emissionen im Verlauf eines Abbrandes zeigen gewisse typische Muster, auch wenn jeder Abbrand unterschiedlich ist. Die Kohlenwasserstoff-Emissionen weisen meist eine Spitze während des Anfeuerns auf. Im Verlauf des Ausbrands ist immer ein starker Anstieg von CO zu beobachten, während die HC-Emissionen oft auf tiefem Niveau bleiben. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei guten Abbrandbedingungen nach der Hauptverbrennungsphase nur noch Holzkohle im Glutbett vorhanden ist. Der Brennstoff besteht somit im Ausbrand vorwiegend aus Kohlenstoff, welcher zu CO umgesetzt wird, aber kaum Kohlenwasserstoffe freisetzt. Allerdings trifft dieses Verhalten nicht für jeden Abbrand zu. Es treten auch Situationen auf, die im Ausbrand zu hohen HC-Emissionen führen. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn noch unverkohlt Holz verschwelt. Im hier gezeigten Beispiel (Abbildung 18) ist die Ausbrandphase beispielsweise durch ein erneutes Aufflammen unvollständig verkohlten Holzes unterbrochen.

Da die Feuerung beim Anfeuern aus kaltem Zustand die für eine vollständige Verbrennung erforderlichen Temperaturen noch nicht aufweist, ist die Anfahrphase in Bezug auf Emissionen an unvollständiger Verbrennung grundsätzlich kritisch. Die Anfahrphase ist deshalb jeweils mit einer Emissionsspitze an Feststoff und unvollständig verbrannten Schadstoffen verbunden, die je nach Anfeuermethode und Feuerungstyp mehr oder weniger ausgeprägt in Bezug auf Dauer und Emissionsfracht ausfallen kann. Wenn die Emissionsspitze bei geeignetem Anfeuern wesentlich kürzer als 15 Minuten ausfällt, wird sie mit der gravimetrischen Staubbemessung nur in Form eines erhöhten Gesamtwerts über die Probenahmedauer erfasst, die Spitze jedoch nicht im eigentlichen Umfang detektiert. Eine zeitlich viel höhere Auflösung ist dagegen für die gasförmigen Schadstoffe wie CO und HC verfügbar, während für die gravimetrische Staubbemessung keine zeitlich hoch aufgelöste Bestimmung möglich ist. In der vorliegenden Untersuchung werden deshalb neben der gravimetrischen Staubbemessung zur Erfassung der Partikel zusätzliche Messungen mittels SMPS und OPC durchgeführt. Diese erlauben eine zeitliche Auflösung von rund 3 Minuten. Dabei wird die Anzahlverteilung des elektrischen Mobilitätsdurchmessers der Feinstpartikel (SMPS) beziehungsweise eine optische Grösse der Grobpartikel (OPC) erfasst. Abbildung 19 zeigt eine Auswertung der SMPS- und OPC-Messungen bei schlechten Betriebsbedingungen sowie die mit Hilfe von Annahmen für die Partikelform und -dichte daraus errechnete Massenkonzentration der Partikel. Mittels Multiplikation mit dem gleichzeitig gemessenen Abgasvolumenstrom wird daraus der Massenstrom an Feststoffen in g/h ausgewiesen. Daraus wird schliesslich der zeitliche Verlauf der während eines Abbrands emittierten Staubmenge berechnet. Dieser Verlauf zeigt, dass im betrachteten Beispiel in den ersten 5 Minuten bereits rund 50% der gesamten Staubfracht und in den ersten 15 Minuten (entsprechend der ersten gravimetrischen Messung)

rund 80% der Gesamtfracht emittiert wurden. Weitere Beispiele (siehe Anhang) zeigen, dass die Startphase bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung zwischen 20% und 75% der totalen Feststofffracht eines Abbrandes und bei Naturzugbedingungen rund 15-40% beiträgt. Die Resultate der drei gravimetrischen Messungen, dass der Emissionspeak auch durch die Filtermessungen noch deutlich erkennbar ist.

Zur Beurteilung des beschriebenen Beispiels ist zu beachten, dass die relative Bedeutung der Startphase nicht in allen Fällen derart ausgeprägt ist. Wenn es bei schlechter Betriebsweise wie zum Beispiel durch starke Reduktion der Luftzufuhr auch während der stationären Phase zu hohen Emissionen kommt, kann die relative Bedeutung der Startphase entsprechend abnehmen. Zur Illustration sind im Anhang weitere Beispiele des zeitlichen Verhaltens der Staubfrachten über den Abbrand dargestellt.

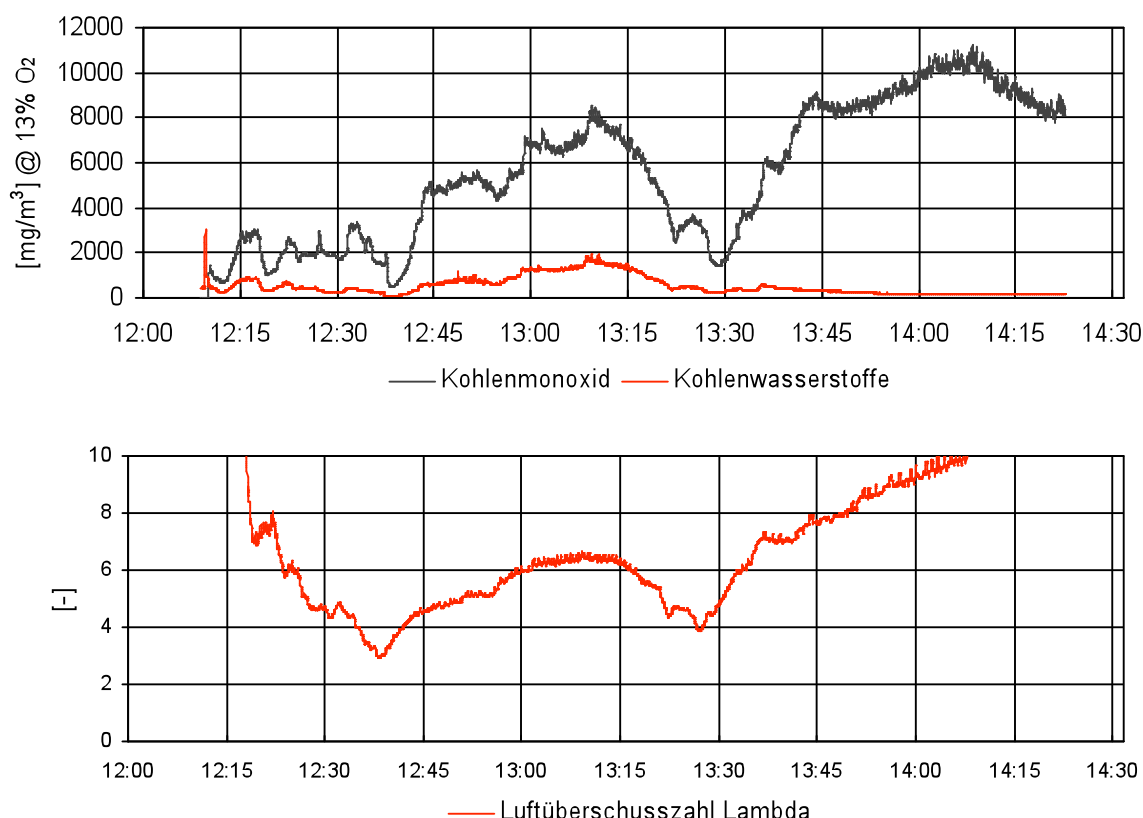


Abbildung 18 CO- und HC-Emissionen des Ofens A im Verlauf eines Abbrandes gemäss Bedienungsanleitung. Während am Anfang CO- und HC-Emissionen parallel verlaufen, ist im Ausbrand ein gegenläufiges Verhalten typisch. Um 13:15 ist ein erneutes Aufflammen eines Holzscheites zu beobachten, was auch anhand des Luftüberschusses zu erkennen ist. Erst danach ist das Brennholz vollständig in Holzkohle umgewandelt und ein reines Glutbett in der Brennkammer aufgebaut.

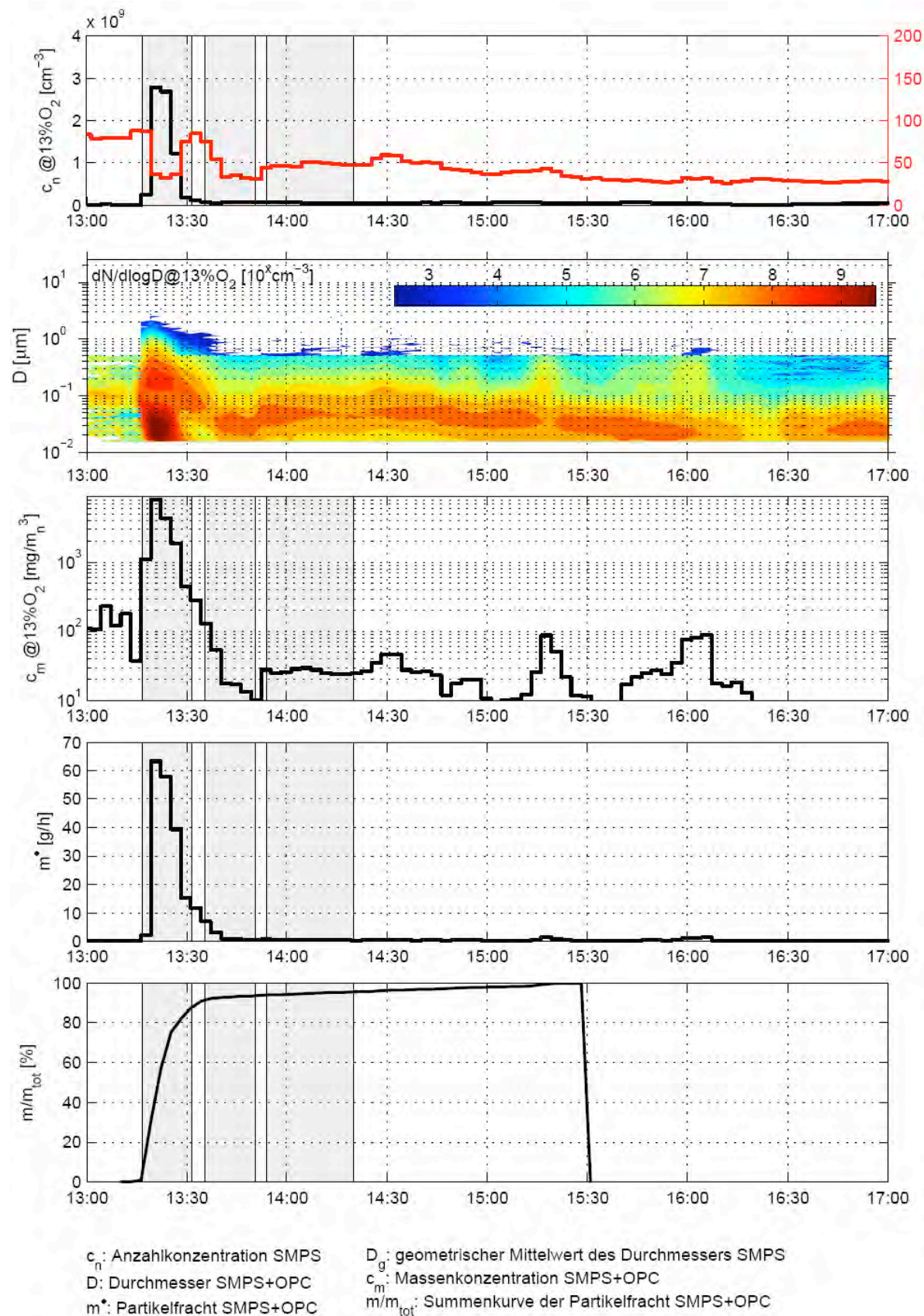


Abbildung 19 Partikelemissionen während eines Abbrands ab Kaltstart. Von oben nach unten:
 Diagramm 1: Partikel-Anzahlkonzentration und geometrischer Mittelwert der Korngröße mit SMPS
 Diagramm 2: Korngrößenverteilung der Anzahlkonzentration mit SMPS und OPC
 Diagramm 3: Massenkonzentration der Partikel mittels SMPS und OPC
 Diagramm 4: Massenstrom der Partikel aus SMPS und OPC sowie kontinuierlich erfasstem Abgasvolumenstrom (Methode nach [Wagner und Nussbaumer, 1994])
 Diagramm 5: Zeitlicher Verlauf der Gesamtfracht an Partikelmasse während des Abbrands.

Die CO-Emissionen von Ofen A liegen in den ersten beiden Phasen des Abbrands zwischen 1000 und 3300 mg/m_n³, sofern der Ofen gemäss Bedienungsanleitung betrieben wird (Abbildung 22). Die Anforderungen der LRV sind damit erfüllt, allerdings würde nur eine von vier Messungen den für die Typenprüfung vorgeschriebenen Wert von 1500 mg/m_n³ einhalten (allerdings würde bei einer Typenprüfung durch vorhergehendes Aufbauen des Glutbetts höhere Brennkammertemperaturen und eine noch vollständigere Verbrennung erzielt als bei der stationären Phase eines Kaltstarts gemäss Bedienungsanleitung). Die höchsten CO-Werte werden im Ausbrand erreicht und liegen bei durchschnittlich 5600 mg/m_n³.

Auch in Bezug auf Kohlenwasserstoffe (HC) ist ein Trend im Verlauf des Abbrands erkennbar. Die HC-Konzentration liegt in der Startphase durchschnittlich bei 530 (218–770) mg/m_n³, sinkt während der stationären Verbrennung auf rund 230 (58–515) mg/m_n³, während im Ausbrand ein erneuter Anstieg auf 780 (371–1118) mg/m_n³ zu beobachten ist. Dieser Anstieg im Ausbrand weist darauf hin, dass bei diesen Messungen im Feuerraum noch Holz vorhanden war und nicht nur reine Holzkohle im Glutbett vorlag. Da Holzkohle kein HC bildet, können bei Stückholz im Ausbrand oft auch steigende CO und abnehmende HC-Emissionen beobachtet werden. Der Verlauf der HC-Emissionen ist dagegen in erster Linie umgekehrt proportional zur Brennkammertemperatur. Je höher die Verbrennungstemperatur, desto weniger Kohlenwasserstoffe werden emittiert.

Die Kondensatkonzentrationen zeigen eine Abnahme von der Startphase bis zum Ausbrand von rund 700 auf 370 mg/m_n³. Werden die Emissionen bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung (Kaltstart) mit dem Nachlegen (Warmstart) verglichen, fällt auf, dass auch bei hohen Temperaturen in der Startphase erhöhte Kohlenwasserstoff-Emissionen beobachtet werden. Im weiteren Verlauf des Abbrandes bei Warmstartbedingungen sinken sie allerdings gegen Null. Der Trend der Kondensatmissionen ist nicht proportional zu den HC-Emissionen. Die Kondensate bilden eine Teilmenge der Kohlenwasserstoffe und sind durch hochmolekulare Verbindungen charakterisiert, wie beispielsweise PAK. Diese werden entsprechend den Ergebnissen in Abbildung 20 vor allem in der Startphase eines Abbrandes emittiert.

Wird der Ofen gemäss Bedienungsanleitung betrieben, liegen Feststoffemissionen des modernen Stückholzofens in der Startphase zwischen 100 und 260 mg/m_n³, mit einem Mittelwert von 150 mg/m_n³. Während des stationären Betriebs sinken sie auf 13–42 mg/m_n³ und steigen im Ausbrand geringfügig auf bis zu 60 mg/m_n³ an. Das Mittel der in Abbildung 20 abgebildeten Feststoffmessungen ist damit in der Startphase fünfmal höher als in der stationären Phase.

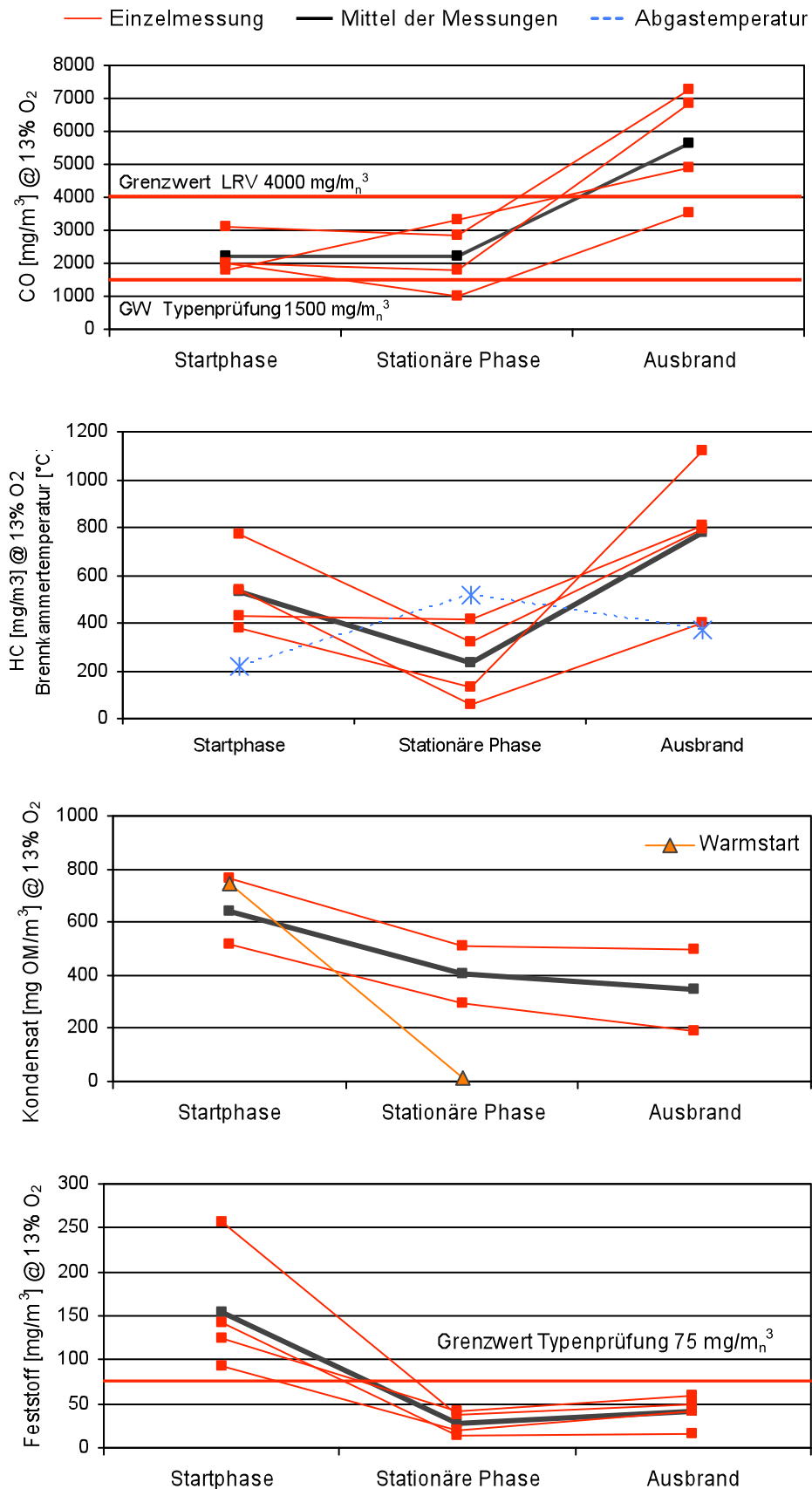


Abbildung 20 CO-, HC-, Kondensat- und Feststoffemissionen des Ofens A im Verlauf eines Abbrandes. Der Ofen wurde jeweils gemäss Bedienungsanleitung betrieben (Kaltstart). Der Mittelwert der vier Abbrände ist als schwarze Linie dargestellt. Der Trend der Kohlenwasserstoffemissionen verläuft umgekehrt proportional zur Brennkammertemperatur (schraffierte Linie). Die Kondensate sind unter Berücksichtigung anderer Elemente neben Kohlenstoff als organic matter angegeben (siehe Kapitel 2.4).

5.4 Einfluss des Füllgrads

Um herauszufinden, welchen Einfluss das Überfüllen beziehungsweise Unterfüllen der Brennkammer hat, wurde anhand des Ofens A eine Versuchsreihe mit Füllgraden von 20%, 40% (entspricht meist der Empfehlung gemäss Bedienungsanleitung), 60% und 90% des Brennkammervolumens durchgeführt. Es wurden sowohl Emissionskonzentrationen im Abgas (Abbildung 21) als auch Emissionsfaktoren für den gesamten Abbrand (Abbildung 22) berechnet.

Die Feststoffemissionen in Abbildung 21 zeigen, dass diese in der Startphase mit zunehmendem Füllgrad stark zunehmen, insbesondere, wenn von unten angefeuert wird: während die Feststoffemissionen bei 20% bis 40% Füllgrad während des Anfeuerns bei rund 400 mg/m_n^3 liegen, erreichen sie bei 90% Füllgrad mit Anfeuern von unten ein Maximum von über 2500 mg/m_n^3 . In der stationären Phase und im Ausbrand liegen die Konzentrationen mit unter 100 mg/m_n^3 deutlich tiefer. Durch Anfeuern von oben können die Emissionskonzentrationen im Abgas trotz Überfüllen unter 200 mg/m_n^3 gehalten werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen wird erkennbar, dass Überfüllen des Ofens vor allem in der Startphase erhöhte Emissionsspitzen hervorruft. Diese können durch Anfeuern von oben stark reduziert werden. Je gefüllter der Ofen, desto wichtiger ist die Bedeutung der Anzündmethode hinsichtlich Feststoffemissionen.

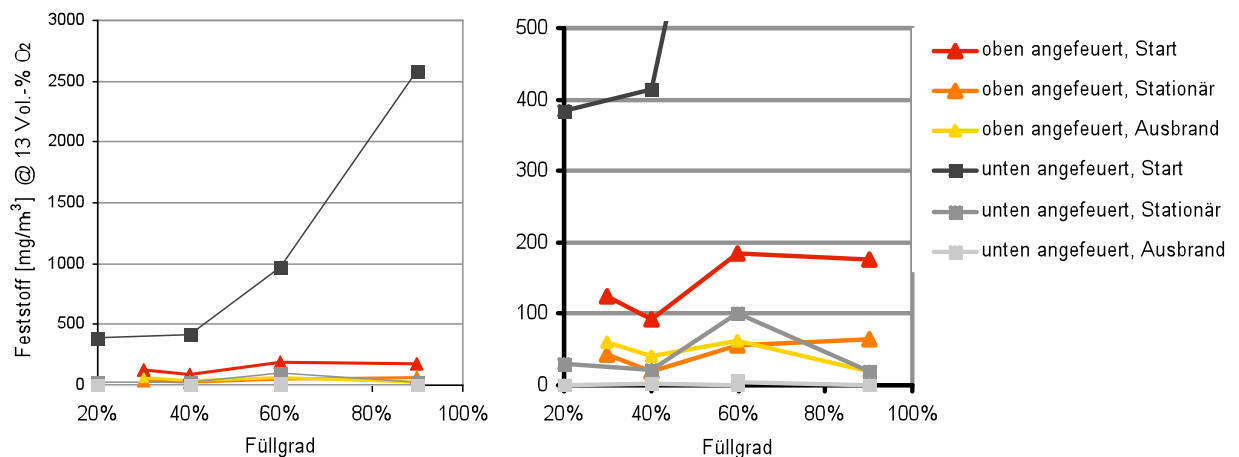


Abbildung 21 Feststoffemissionen des Ofens A in Abhängigkeit des Füllgrads und der Anzündmethode. Rechts ist der Bereich 0 bis 500 mg/m_n^3 des linken Diagramms vergrössert dargestellt.

Betrachtet man die Feststoff-Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Füllgraden in Abbildung 22 wird erkennbar, dass unabhängig davon, ob von unten oder oben angefeuert wird, sowohl bei Ofen A als auch bei Ofen C ein Minimum bei rund 40% gefüllter Brennkammer existiert. Gemäss Abbildung 22 steigt der Emissionsfaktor für Ofen A mit zunehmender Brennstoffmenge deutlich an, wenn er von unten angefeuert wird. In den anderen Fällen werden die Emissionsspitzen beim Anfeuern bei hohem Füllgrad durch eine verlängerte stationäre Phase und verlängerten Ausbrand mit geringeren Emissionen abgedämpft. Der Einfluss des Füllgrads ist somit hinsichtlich Emissionsfaktoren weniger relevant als hinsichtlich Emissionsspitzen. Da allerdings die Emissionsspitzen beim Anfeuern der Grund für Geruchsbelästigungen und Nachbarschaftsklagen sein können (siehe auch Abbildung 18 zu den Feststoffkonzentrationen während eines Abbrands), ist es wichtig, auch diese kurzfristig hohen Emissionen bei überfülltem Ofen zu vermeiden.

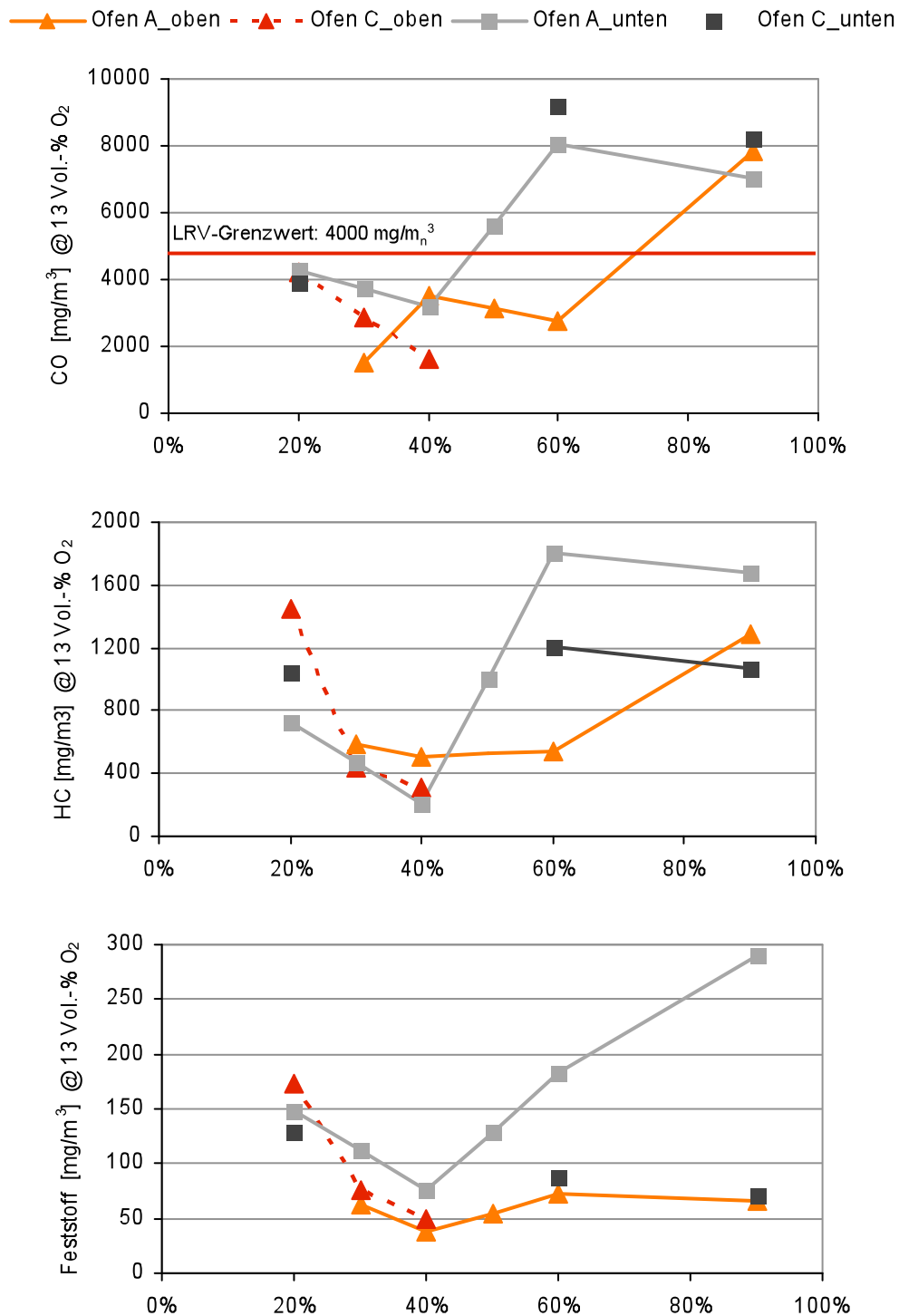


Abbildung 22 CO-, HC- und Feststoff-Emissionsfaktoren für Ofen A und C in Abhängigkeit des Füllgrads und der Anzündmethode.

Sehr kleine Brennstoffmengen hingegen führen zu tieferen Brennkammertemperaturen und hohen Emissionsfaktoren, da die Dauer der emissionsarmen stationären Phase im Vergleich zur Anfahrphase relativ kurz ist.

Auch bei den CO- und HC-Emissionsfaktoren liegt wie für Feststoffe das Emissionsminimum bei einem Füllgrad von 30 bis 40% (Abbildung 22) – unabhängig davon, ob oben oder unten angefeuert wird. Durch Anfeuern von oben kann der LRV-Grenzwert für CO bis zu einem Füllgrad von 60% eingehalten werden, während beim Anfeuern von unten der Grenzwert nur bis zu einem Füllgrad von 40% eingehalten wird. Bei 60% bis 90% Füllgrad und Anfeuern von unten wird der CO-Grenzwert bereits um 100% überschritten.

Sowohl zu kleine, als auch zu grosse Brennstoffmengen führen zu unvollständiger Verbrennung und somit zu erhöhten Kohlenwasserstoffemissionen. Es ist davon auszugehen, dass im ersten Fall ungenügend hohe Brennkammertemperaturen auftreten, während es ab einem Füllgrad von 50% mit Anfeuern von unten beziehungsweise ab einem Füllgrad von 70% mit Anfeuern von oben zu Luftmangel durch die grosse Menge zu oxidierender Brenngase kommen kann oder die zur Verfügung stehende Ausbrandzeit in der Brennkammer zu kurz wird.

Zusammenfassend kann aus den vorliegenden Ergebnissen geschlossen werden, dass sich in der Regel ein mittlerer Füllgrad von 30% bis 40% des Brennkammervolumens optimal hinsichtlich Feststoff-, CO- und HC-Emissionsfaktoren auswirkt. Die Feststoffemissionsfaktoren reagieren am wenigsten sensitiv auf ein Überfüllen der Brennkammer, dennoch sollte ein Überfüllen der Brennkammer aufgrund ansteigender CO- und Kohlenwasserstoffemissionen vermieden werden. Anfeuern von oben kann den negativen Effekten zu grosser Brennstoffmengen bis zu einem Füllgrad von rund 70% entgegenwirken.

5.5 Einfluss der Holzqualität

Für handbeschickte Feuerungen sollte rund zwei Jahre korrekt gelagertes Brennholz verwendet werden. Besonders nach dem Schlagen ist es wichtig, dass das Holz trocken gelagert wird, da es sonst zur Verstockung des Holzes kommen kann (Abbildung 23). Im Gleichgewichtszustand schwankt der Wassergehalt von luftgetrocknetem Holz je nach Jahreszeit etwa zwischen 12 und 18% [Launhardt, 2002]. In der Praxis kommt es immer wieder vor, dass frisch geschlagenes oder schlecht gelagertes Holz als Brennstoff verwendet wird. In Abbildung 24 sind die Auswirkungen der Verwendung minderqualitativen Holzes auf die Feststoffemissionen dargestellt.



Abbildung 23 Verstockte Buche (beginnende Weissfäule) [D. Grosser 1987]. Bei feuchter Lagerung kann es zur Verstockung von Holz kommen.

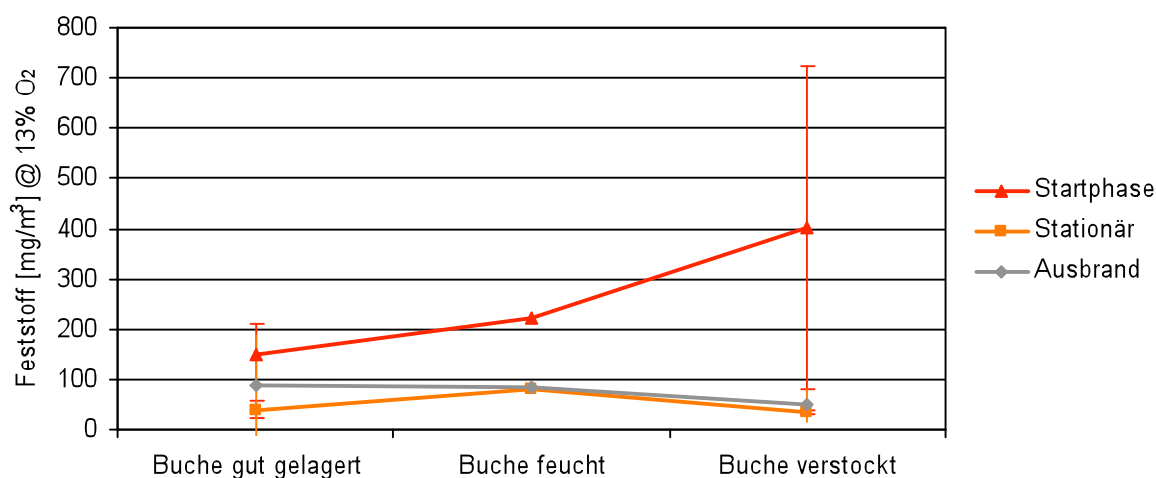


Abbildung 24 Feststoffemissionen des Ofens A bei der Verbrennung von gut gelagertem Holz mit einem Wassergehalt von rund 14%, leicht feuchtem Buchenholz ($w = 20\%$) und verstocktem Buchenholz ($w=20\%$). Bei waldfrischem Holz variiert der Wassergehalt je nach Baumart, Alter und Jahreszeit zwischen 45 und 60% [Launhardt, 2002]. In der Praxis muss dementsprechend auch mit der Verbrennung von deutlich feuchterem Holz gerechnet werden.

Minderwertige Holzqualität hat während der Startphase einen negativen Einfluss auf die Feststoffemissionen. Die Verwendung von verstocktem Holz als Brennstoff kann die Emissionen beim Anfeuern mehr als verdoppeln. Hingegen ist der Effekt während der stationären Phase und im Ausbrand vernachlässigbar.

Bei der Verbrennung von verstocktem oder feuchtem Buchenholz muss ein Teil der frei werdenden Wärmeenergie für die Verdampfung des im Holz enthaltenen Wassers aufgewendet werden. Die hierfür erforderliche Energie wird der Verbrennung entzogen und senkt damit die Verbrennungstemperatur.

5.6 Einfluss der Luftzufuhr

Das Schliessen der Luftzufuhr ab der stationären Phase führte bei Ofen A zu fünfmal (Ausbrand) bis elfmal (stationäre Phase) höheren Feststoffemissionen und liess sie in der stationären Phase von 33 auf bis zu 374 mg/m_n³ ansteigen. Eine mittlere Position des Luftzufuhrreglers (was eine Halbierung des Querschnitts der Luftzufuhr von 25 auf 12.5 cm² bewirkt) hatte bei diesem Ofen keinen signifikanten Effekt. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass die reduzierte Luftzufuhr durch die Druckregelung des Kaminzugs mittels Ventilator teilweise kompensiert werden kann. Es ist daher möglich, dass das reale Emissionsverhalten in diesem Fall stark von den Laborversuchen abweicht. Denkbar wäre, zukünftige Versuche zur Luftdrosselung mit Naturzugbedingungen durchzuführen.

Während Ofen A bezüglich CO-Emissionen weitgehend robust gegen eine Reduktion der Luftzufuhr ist, zeigt Ofen C einen deutlichen Anstieg der CO-Emissionen mit Schliessen der Luftzufuhr. Die Kohlenwasserstoff- und Feststoffemissionen steigen bei Luftmangel bei beiden Öfen sehr stark an. Da besonders die unvollständig verbrannten Kohlenwasserstoffe ein kanzerogenes Potenzial aufweisen, ist ein Luftmangelbetrieb in jedem Fall zu vermeiden.

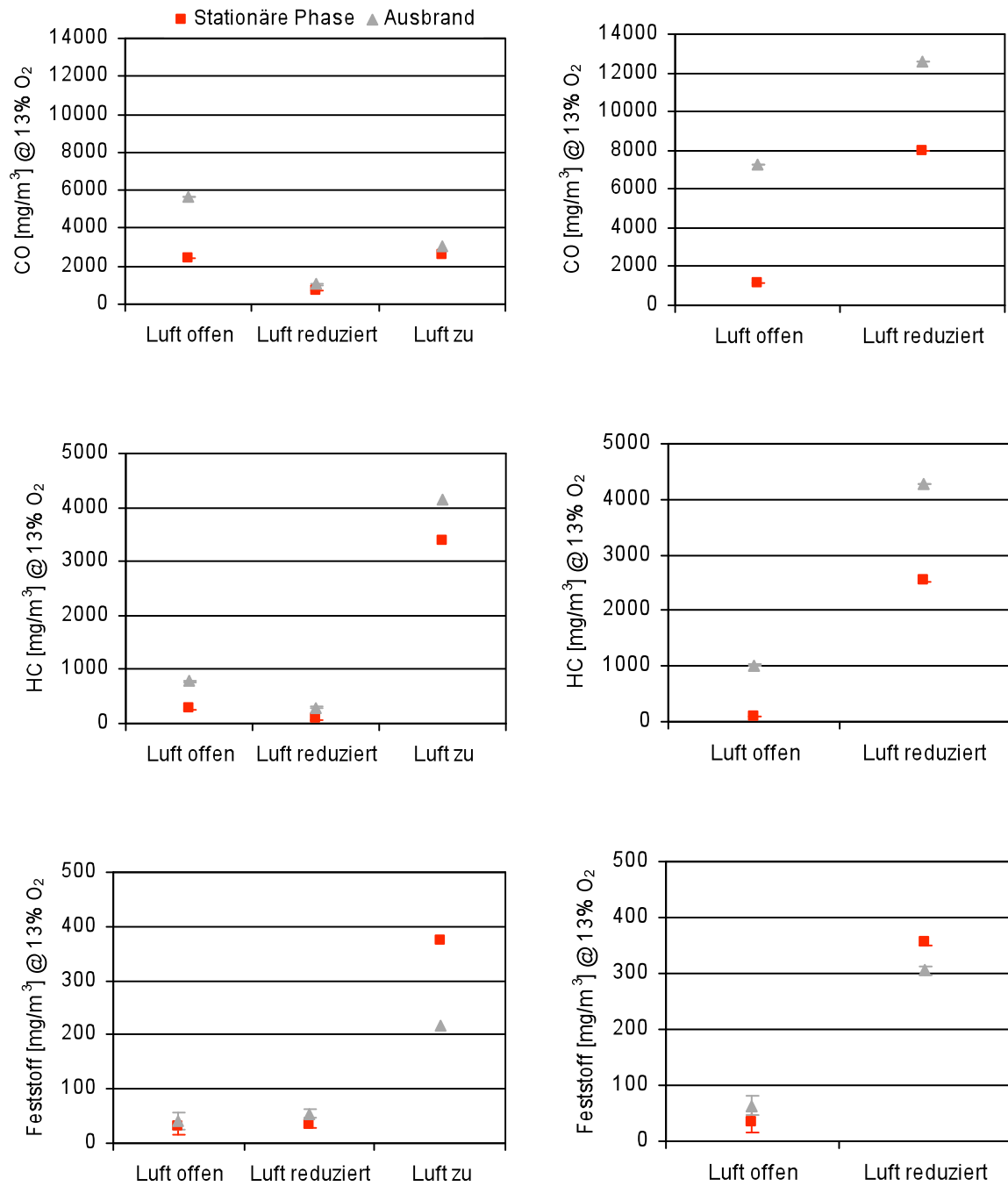


Abbildung 25 CO-, HC- und Feststoffemissionen in Abhängigkeit der Luftzufuhr: Verbrennungsprozesse bei geöffneter, halb und vollständig geschlossener Luftklappe. Links sind die Messergebnisse für Ofen A abgebildet, rechts für Ofen C (bei diesem Ofen liegen keine Messungen mit geschlossener Luftklappe vor). Die Luftzufuhr wurde jeweils erst nach dem Anfeuern gedrosselt, weshalb kein Vergleich der Emissionswerte in der Startphase gezeigt wird.

5.7 Einfluss des Kaminzugs

Nebst anderen Parametern können die Emissionen bei der Holzverbrennung auch durch den Kaminzug beeinflusst werden [Nussbaumer et al., 2008]. Bei der Typenprüfung nach EN 13240 werden die Emissionsmessungen zur besseren Reproduzierbarkeit bei einem konstant auf 12 Pa geregelten Kaminzug durchgeführt. In der Praxis hängt der Kaminzug nebst den Kamineigenschaften vor allem von der Abgastemperatur im Kamin ab und kann zusätzlich auch durch die Wetterbedingungen beeinflusst werden. Um Informationen zu den Unterschieden zwischen Emissionswerten bei Praxis- und bei Typenprüfungsbedingungen zu gewinnen, wurde der Naturzug in Laborexperimenten simuliert. Dazu wurden anhand eines in der Praxis installierten Ofens mit Metallkamin über mehrere Wochen die Abgastemperatur, der Kaminzug und die Wetterbedingungen aufgezeichnet. Abbildung 26 zeigt ein Beispiel für einen gemessenen, natürlichen Kaminzug als Funktion der Zeit und lässt erkennen, dass die konstanten 12 Pa während der Typenprüfung nicht den Verlauf unter realen Bedingungen abbilden. Wie in Abbildung 27 sichtbar, korreliert der Kaminzug während der Startphase stark mit der Abgastemperatur. Um den Einfluss von Naturzugbedingungen zu untersuchen, wurde der Kaminzug im Labor bei ausgewählten Messungen elektronisch als Funktion der Abgastemperatur kontrolliert:

$$p(T) = a T - b \text{ [Pa]}$$

wobei T die Abgastemperatur in [°C] ist.

Für das gezeigte Beispiel mit $a = 0.0671$ und $b = 0.287$ resultiert ein $R^2 > 0.99$.

Im gezeigten Beispiel wird ein maximaler Kaminzug von 14 Pa erreicht. Dieser Wert kann mehr als das Doppelte erreichen, wenn durch eine grössere Brennstoffmenge, bessere Wärmedämmung des Kamins oder andere Faktoren eine höhere Abgastemperatur erreicht wird.

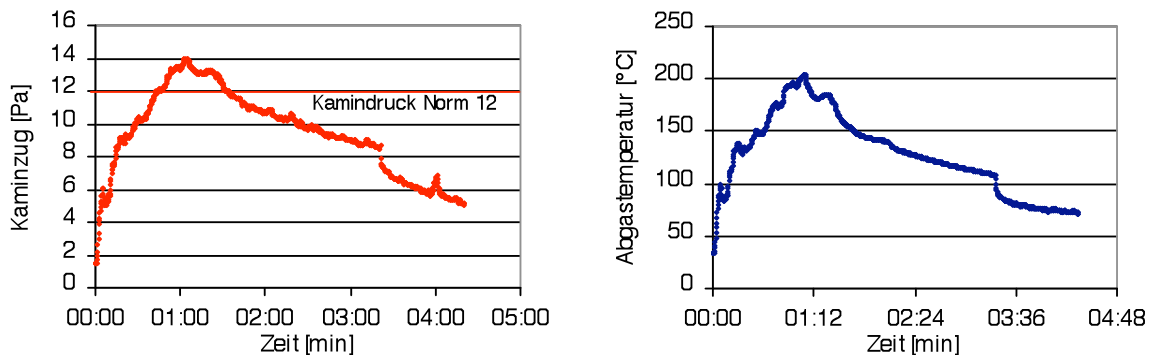


Abbildung 26 Naturzug und Abgastemperatur eines Holzofens in der Praxis während eines Abbrandes.

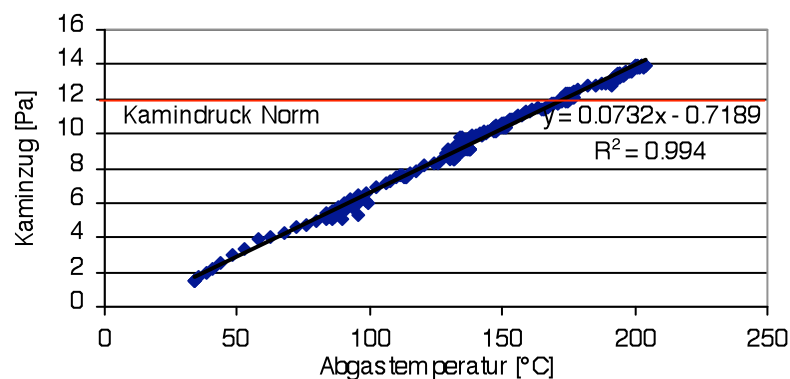


Abbildung 27 Naturzug eines Holzofens während einer Feldmessung als Funktion der Abgastemperatur bis zum Erreichen der höchsten Abgastemperatur.

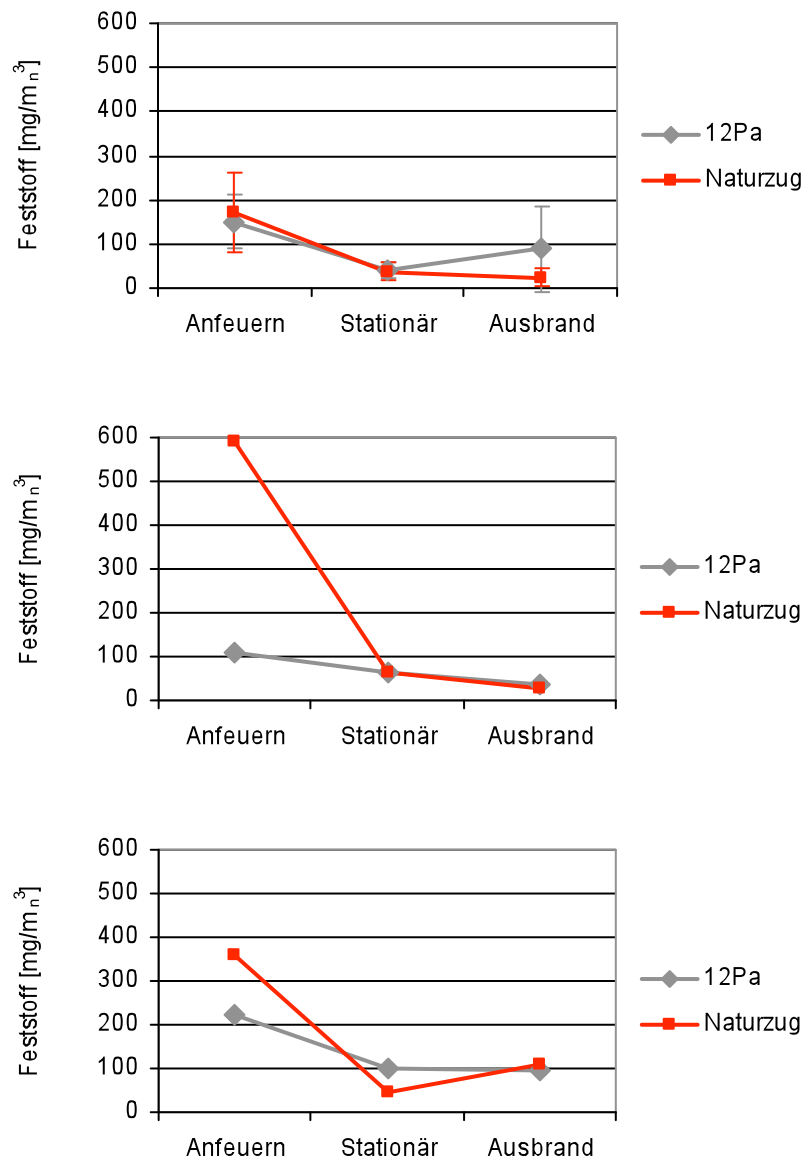


Abbildung 28 Feststoffemissionen von Ofen A, B und C während allen Phasen eines Abbrandes. Ein konstanter Kaminzug von 12 Pa entspricht Typenprüfungsbedingungen. Der Naturzug wurde im Labor mit Hilfe der in der Praxis beobachteten engen Korrelation zur Abgastemperatur simuliert.

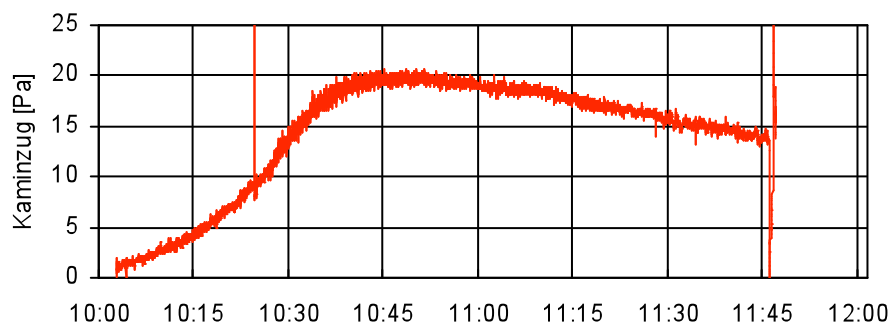


Abbildung 29 Simulierter Naturzug des Ofens A. Es wurde ein maximaler Kaminzug von rund 20 Pa erreicht. Nach etwas weniger als zwei Stunden wurde das Ausbrandkriterium $\text{CO}_2 < 2\%$ erreicht und die Messung beendet.

Die drei untersuchten Stückholzöfen reagieren unterschiedlich auf Naturzugbedingungen. Während Ofen A auch mit Naturzug beim Anfeuern bereits Feststoffemissionen von unter 200 mg/m_n^3 einhält ($n=5$), vervierfachen sich die Emissionswerte in der Startphase bei Ofen B von 140 mg/m_n^3 bei konstant geregeltem Kaminzug auf rund 600 mg/m_n^3 unter Naturzugsbedingungen. Im Verlauf eines Abbrandes steigt der Naturzug deutlich über 12 Pa an, im vorliegenden Fall bei Ofen A auf bis zu 20 Pa (Abbildung 29). Bei Ofen A und B werden in der stationären Phase unabhängig von den Kaminzugverhältnissen ähnliche Feststoffemissionen beobachtet. Ofen C weist in dieser Phase unter Naturzugbedingungen rund um die Hälfte niedrigere Emissionen und erreicht bis zu 19 Pa Kaminzug.

Die Typenprüfung würde bezüglich des Messzeitpunkts ungefähr der Messung im stationären Betrieb entsprechen. In Abbildung 28 ist erkennbar, dass die Ergebnisse der Typenprüfung die realen Emissionen mit Naturzug gut abbilden oder die Feststoffemissionen sogar überschätzen. Nicht berücksichtigt bei dieser Aussage ist, dass durch Warmstartbedingungen mit Nachlegen auf Grundglut, wie es bei Typenprüfungen der Fall ist, dank höherer Brennkammertemperaturen tiefere Emissionswerte erreicht werden können. Die Emissionen in der Startphase sind bei den Naturzugmessungen allerdings bei Ofen B deutlich, nämlich rund 5-mal höher. Deshalb sollte überlegt werden bei einer zukünftigen Integration der Startphase in die Typenprüfung, den Einfluss durch den Kaminzug auf die Feststoffemissionen zu berücksichtigen und so Ofenkonstruktionen mit gutem Zugverhalten bei der Prüfung einen Vorteil zu verschaffen.

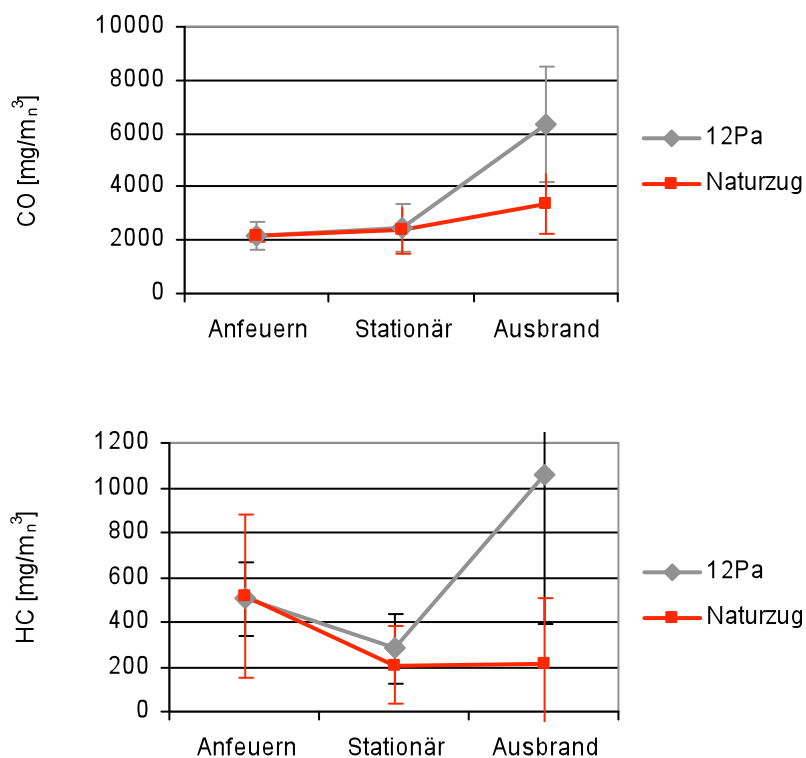


Abbildung 30 Vergleich der CO-Emissionen (oben) sowie HC-Emissionen (unten) bei konstant geregeltem Kaminzug einerseits und simuliertem Naturzug andererseits für Ofen A. Die zugehörigen Feststoff-Emissionen sind in Abbildung 28 dargestellt.

Wie bei den Feststoff-Emissionen des Ofens A (Abbildung 28) zeigt sich auch bei den CO- und HC-Emissionen dieses Ofens (Abbildung 30) sowohl in der Startphase als auch in der stationären Phase kein Unterschied zwischen simulierten Naturzug-Bedingungen und einem konstantem Kaminzug von 12 Pa . Im Ausbrand werden bei simuliertem Naturzug (durchschnittlich 16 Pa) deutlich tiefere CO- und HC Emissionen erreicht, dieser Vorteil ist allerdings wegen des geringen Massenstroms in dieser Phase über den gesamten Abbrand gesehen kaum relevant.

5.8 Einfluss der Anfeuernmethode

In der Praxis wird das Brennholz in Öfen häufig von unten angefeuert. Vock und Jenni (2007) weisen in ihrer Untersuchung auf die Vorteile des Anfeuerns von oben hin, wodurch ein emissionsärmerer Betrieb erzielt wird. Diese Empfehlung wurde auch in Form von Merkblättern veröffentlicht [Richtig Anfeuern – Holzfeuerungen mit oberem Abbrand. Holzenergie Schweiz, 2007]. Die Reproduzierbarkeit dieser Ergebnisse soll mit den Messungen in Abbildung 32 bestätigt werden. Da Ofen B durch dessen aufrechte Brennkammer für Anfeuern von unten ungeeignet ist, wurde der Vergleich beider Methoden anhand von Ofen A und Ofen C durchgeführt.

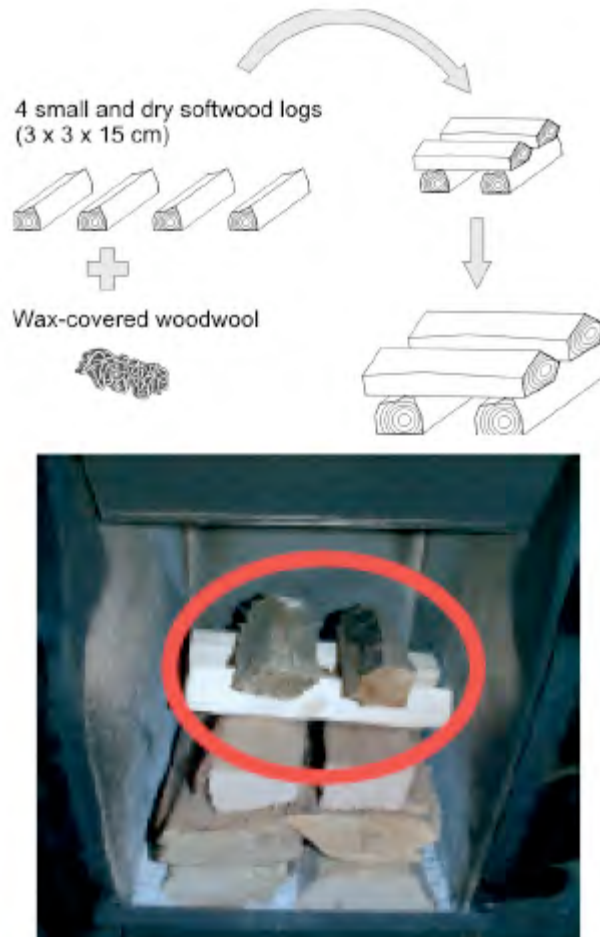


Abbildung 31 Illustration des Anfeuernmoduls für das Anfeuern von oben. Auf die Hartholzbohlen werden kreuzweise 4 feine Nadelholzbohlen mit einem Durchmesser von etwa 3 cm gelegt und mit wachsgetunkter Holzwolle angezündet.

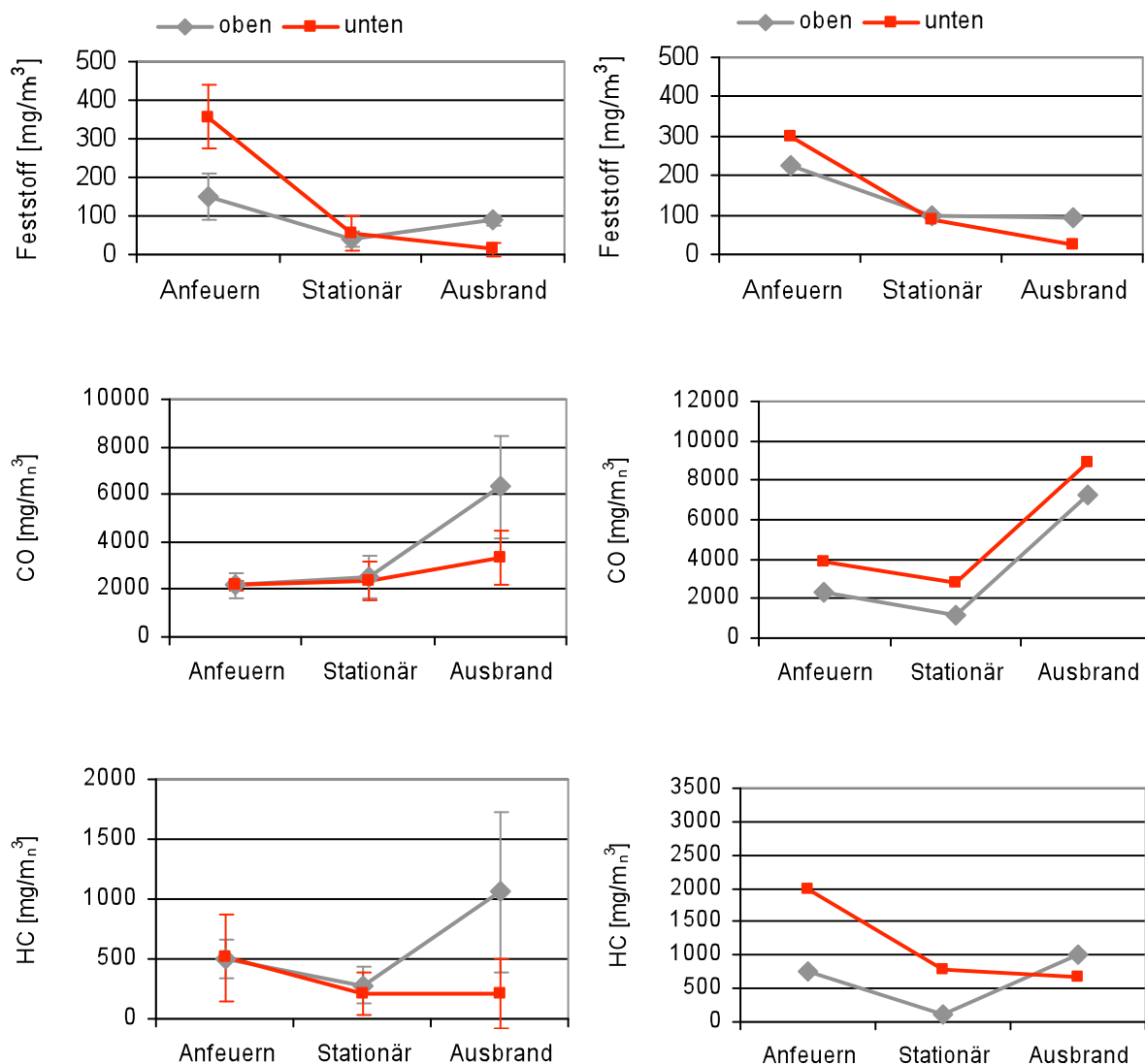


Abbildung 32 Einfluss verschiedener Anzündmethoden auf die Feststoff-, CO- und HC-Emissionen: Ofen A (links, n=5) und Ofen C (rechts, n=1) wurden jeweils von oben und von unten angefeuert. Der Füllgrad der dargestellten Messungen betrug jeweils 30 bis 40% (Empfehlung gemäss Bedienungsanleitung). Bei höheren Füllgraden kann der Einfluss der Anzündmethode deutlich stärker sein (siehe Kapitel 5.4).

Anfeuern von oben kann bei einem Füllgrad, wie er in der Bedienungsanleitung empfohlen wird, die Feststoffemissionen während der Startphase um einen Faktor 1.3 (Ofen C) bis 2.4 (Ofen A) reduzieren. Bei Ofen A entspricht dies einer Reduktion von 360 auf 150 mg/m³. In der stationären Phase ist bei diesem Füllgrad kein signifikanter Unterschied der Feststoffemissionen in Abhängigkeit der Anfeuerungsmethode zu beobachten. Die Werte für den Ausbrand hingegen liegen beim Anfeuern von oben höher. Der Ausbrand trägt nur geringfügig zu dem Gesamtemissionen eines Abbrandes bei, wodurch die Vorteile des Anfeuerns von oben überwiegen.

Bezüglich CO und HC-Emissionen führt Anfeuern von oben nur teilweise zu niedrigeren Emissionen. Während die Emissionen des Ofens C in der Startphase und der stationären Phase um einen Faktor 2 bis 3 reduziert werden konnten, war bei Ofen A in diesen Phasen kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Anfeuerungsmethoden zu beobachten. Vielmehr führte bei den gasförmigen Emissionen Anfeuern von oben zu einer schlechteren Ausbrandqualität. Speziell zu erwähnen sind die rund viermal höheren HC-Emissionen im Ausbrand bei Ofen A. Sie sind ein Hinweis darauf, dass das Brennholz im Verlauf des Abbrands nicht vollständig zu Holzkohle umgewandelt wurde (siehe auch Kapitel 5.3).

Durch Anfeuern von unten werden die entstehenden Brenngase an den darüber liegenden Holzscheitern abgekühlt. Zusätzlich geht eine grosse Holzmenge gleichzeitig in Flammen auf und es kann zu

Sauerstoffmangel in der Brennkammer kommen. Diese beiden Faktoren führen zu schlechterer Verbrennungsqualität. Wird das Feuer direkt vor dem Brennkammeraustritt entfacht, erfolgt der Abbrand schrittweise von oben nach unten.

5.9 Einfluss der Scheitgrösse

In der folgenden Messserie wurde die Scheitgrösse des verwendeten Brennholzes variiert. Die acht kleinen Scheiter wiesen ein Gewicht von je rund 400 g auf, die grossen eines von je rund 1600 g, bei 33 cm Kantenlänge. Hinzu kamen jeweils noch ca. 300 g Nadelholz für das Anfeuermodul. Insgesamt wurde die in der Bedienungsanleitung des Ofens A empfohlene Menge Brennstoff (3.6 kg) verbrannt.



Abbildung 33 Verwendung kleiner Scheiter (links) und grosser Scheiter (rechts)

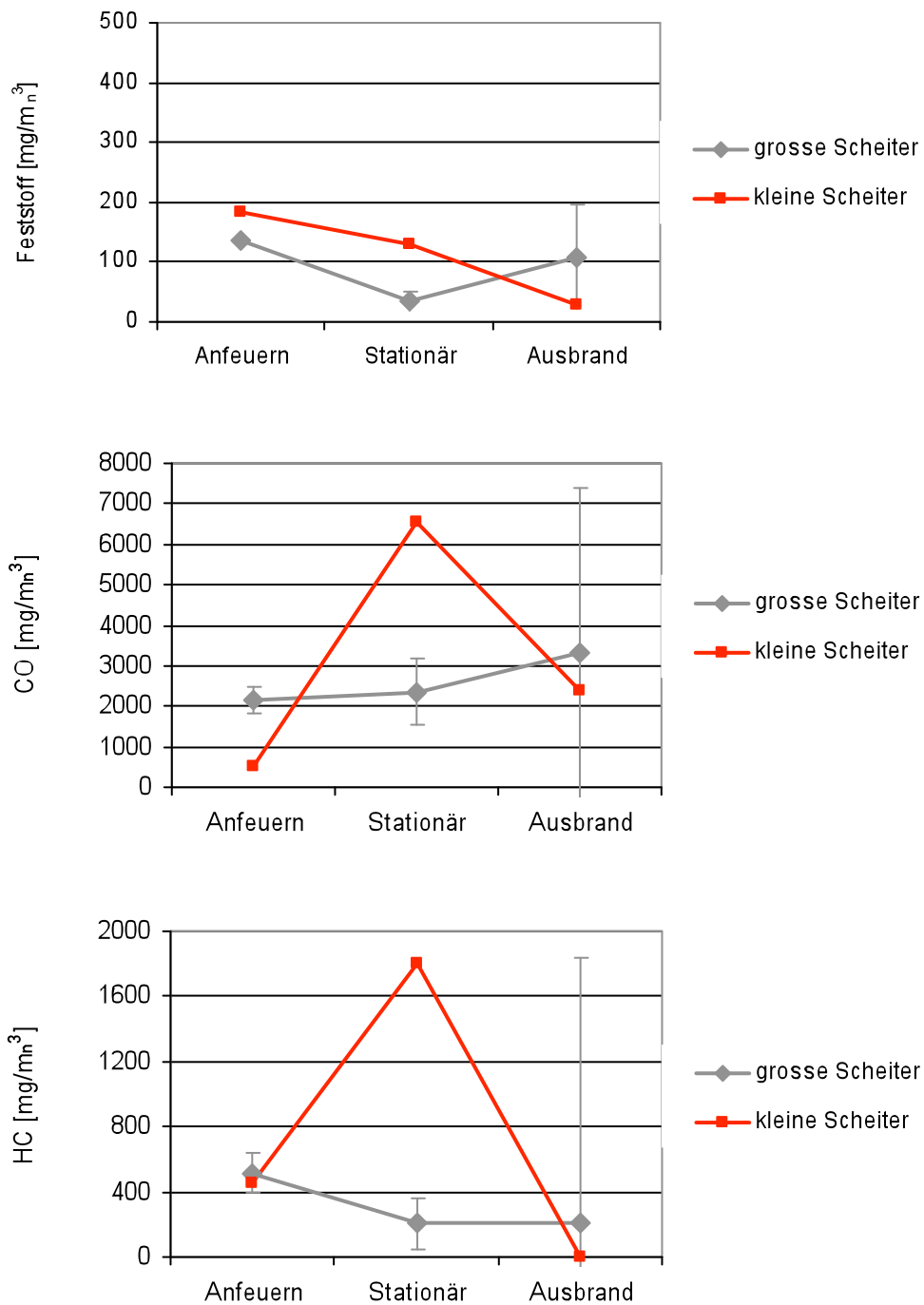


Abbildung 34 Feststoff-, CO- und HC-Emissionen des Ofens A bei Verwendung von sehr kleinen (ca. 400 g) beziehungsweise grossen (ca. 1600g) Scheitern.

Die Scheitgrösse hat einen signifikanten Einfluss auf die Emissionen: Sehr kleine Scheiter bewirken besonders in der stationären Phase und auch beim Anfeuern höhere Feststoffemissionen. Im Ausbrand führen kleinere Scheiter tendenziell zu tieferen Emissionen. Generell ist der Effekt der Scheitgrösse auf die Feststoffemissionen weniger stark ausgeprägt als auf die CO- und HC Emissionen. In der stationären Phase kommt es zu einem starken Anstieg der gasförmigen Emissionen – sie sind drei- bis achtmal höher als bei der Verwendung von grossen Scheitern. Aufgrund der grossen Standardabweichung und kleinen Anzahl durchgeführter Messungen, ist die Dateninterpretation heikel.

Die Beobachtungen lassen darauf schliessen, dass bei sehr kleinen Scheitern zuviel Brenngas gleichzeitig entsteht und es aufgrund von Luftmangel zu unvollständiger Verbrennung kommt.

5.10 Vergleich zwischen Buchen- und Fichtenholz

Dem regionalen Angebot entsprechend wurde der Einfluss von Buchen- und Fichtenholz auf die Emissionen untersucht.

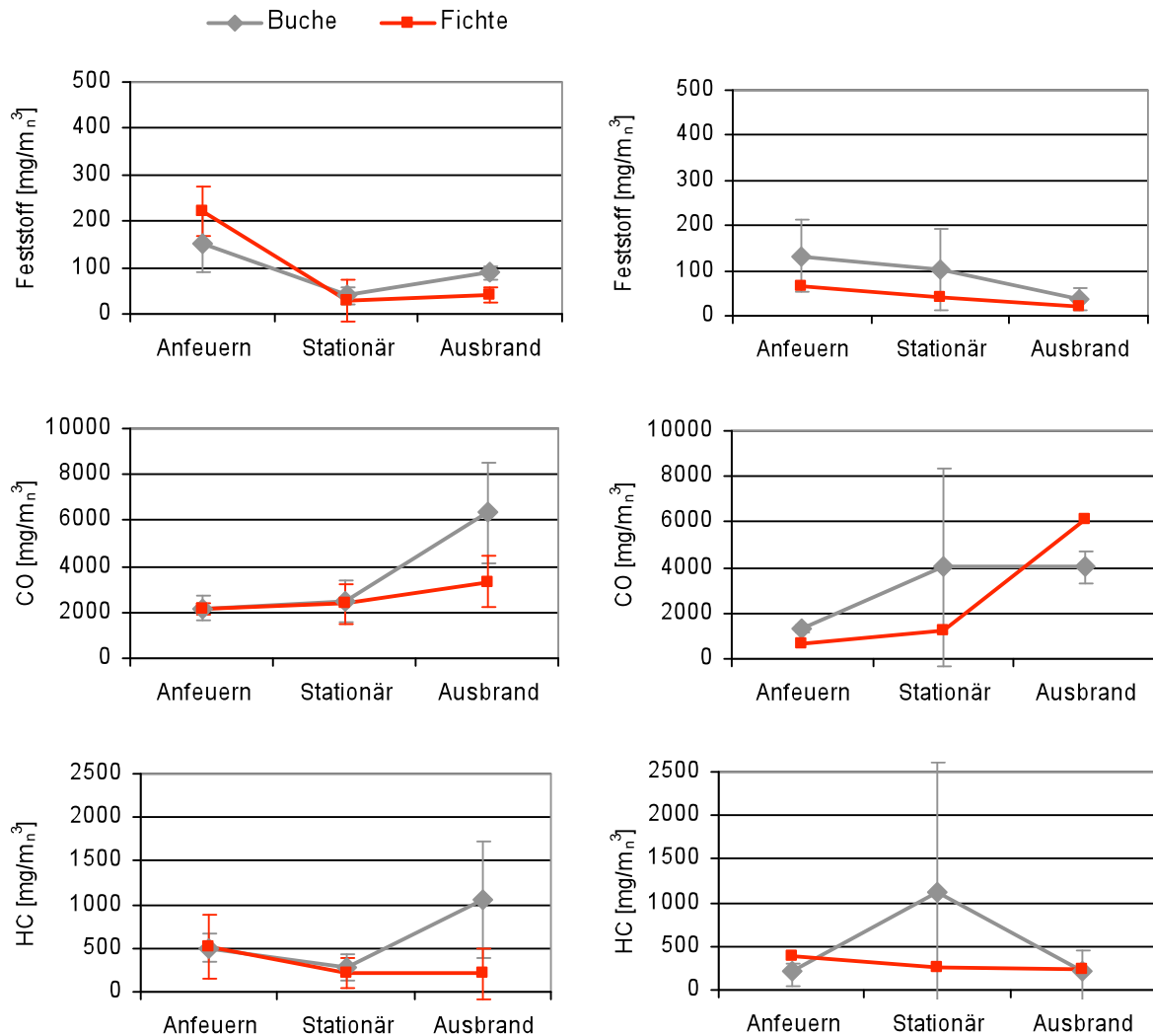


Abbildung 35 Einfluss der Holzart auf die Feststoff- und CO-Emissionen. Die Versuche wurden jeweils mit 30-40% Füllgrad durchgeführt und das Holz von oben angefeuert. Links sind die Ergebnisse für Ofen A abgebildet, rechts jene für Ofen B.

Die Auswirkungen der verwendeten Holzsorte auf die Emissionen sind bei Ofen A gering. Einzig im Ausbrand zeigt Buche schlechtere Verbrennungseigenschaften. Bei Ofen B führt Buche in der stationären Phase zu höheren Emissionen als Fichte. Ein möglicher Grund für die Beobachtungen ist die hohe Dichte von Buchenholz. Generell scheint der Effekt der Holzsorte im Vergleich zu anderen vom Betreiber beeinflussbaren Parametern eher gering zu sein.

5.11 Einfluss verschiedener Betriebsweisen

Nachdem in den vorhergehenden Kapiteln auf die Einflüsse einzelner Parameter auf die Emissionen eingegangen wurde, wird im Folgenden quantitativ abgeschätzt, mit welchen Emissionen bei verschiedenen realitätsnahen Betriebsweisen zu rechnen ist. Dazu wurden verschiedene Szenarien definiert: Als Referenz dient jeweils die Betriebsweise gemäss Bedienungsanleitung (siehe Tabelle 5). Die „typische Betriebsweise“ soll einen für die Praxis repräsentativen Betrieb abbilden und wurde nach Rücksprache mit verschiedenen Ofenbesitzern und für Vollzugsmessungen zuständigen Personen definiert. Beim schlechten Betrieb wurden zusätzliche Parameter wie beispielsweise die Holzqualität negativ verändert.

Tabelle 7 Beschreibung der verschiedenen untersuchten Betriebsweisen. Bei Ofen B ist bereits gemäss Bedienungsanleitung ein Füllgrad von rund 80% vorgesehen, wodurch dieses Kriterium bei den verschiedenen Betriebsweisen nicht erhöht wurde.

Ofen	gemäss Bedienungsanleitung			typischer Betrieb			schlechter Betrieb		
	Ofen A	Ofen B	Ofen C	Ofen A	Ofen B	Ofen C	Ofen A	Ofen B	Ofen C
Anfeuern	von oben	von oben	von unten	von unten	von oben	von unten	von unten	von oben	von unten
Füllgrad	35%	80%	35%	50%	80%	60%	70%	80%	50%
Scheitgrösse	0.5-1 kg	0.5-1 kg	0.5-1 kg	1 kg	0.9 kg	1.2	0.5-1 kg	1.1 kg	1.1 kg
Luftzufuhr	offen	offen	offen	halb zu	halb zu	halb zu	3/4 zu	offen	3/4 zu
Holzqualität	gut	gut	gut	gut	gut	gut	verstockt	verstockt	gut

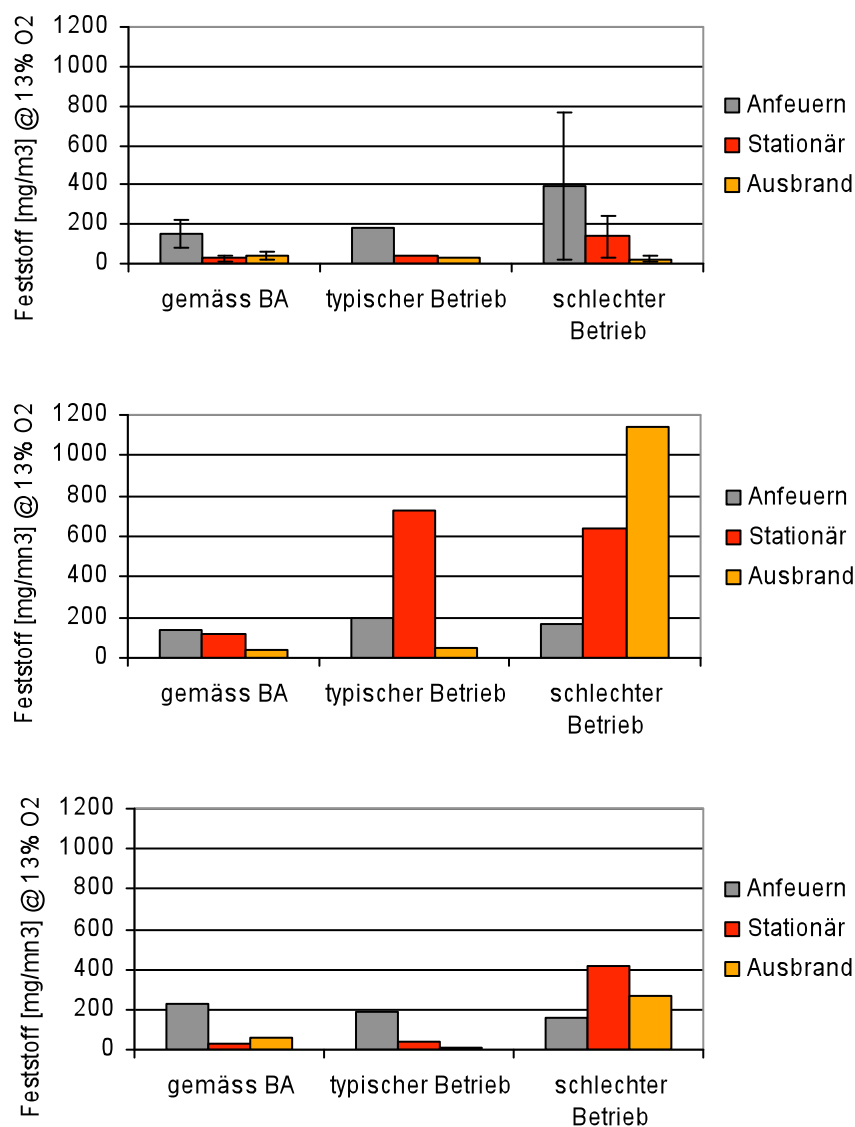


Abbildung 36 Feststoffemissionen der Öfen A (n=4), B und C im Verlauf eines Abbrandes bei verschiedenen Betriebsbedingungen. Bei Ofen A wurden bei einer Messung mit schlechten Betriebsbedingungen über 2500 mg/m_n^3 erreicht. Die Luftzufuhr wurde erst nach der Anfeuerphase reduziert um ein sofortiges Auslöschen des Feuers zu vermeiden.

Tabelle 8 Ergebnisse der Feststoffmessungen bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung, typischem und schlechtem Betrieb für Ofen A, B und C. Die Ergebnisse sind zusätzlich in **Abbildung 36** visualisiert.

	gemäss Bedienungsanleitung			typischer Betrieb			schlechter Betrieb		
	Start	Stationär	Ausbrand	Start	Stationär	Ausbrand	Start	Stationär	Ausbrand
Ofen A	154	28	41	181	45	33	391	137	24
Ofen B	138	122	42	201	730	51	172	636	1141
Ofen C	225	98	94	188	38	5	155	421	269

Die Ergebnisse in Abbildung 36 und Tabelle 8 zeigen, dass Ofen A, wenn er gemäss Betriebsanleitung betrieben wird, niedrige Feststoffemissionen von 28 mg/m_n^3 (stationärer Betrieb) bis 154 mg/m_n^3 (Anfeuern) aufweist und auch bei schlechten Betriebsbedingungen sich durch relativ niedrige Emissionen auszeichnet. Einzig während des Anfeuerns bei sehr schlechtem Betrieb wurden Feststoffkonzentrationen von rund 400 mg/m_n^3 beobachtet. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass trotz gedrosselter Luftzufuhr noch ausreichend Luft in die Brennkammer eintreten kann, was vermutlich auf den konstant geregelten Kaminzug zurückzuführen ist.

Die aufrechte Brennkammer des Ofens B ist so konstruiert, dass ein starkes Überfüllen des Ofens nicht möglich ist. Die Holzscheiter werden zudem aufrecht hineingestellt – dadurch ist vorgesehen, dass das Holz von oben angezündet wird, während ein Kaltstart mit Anfeuern von unten kaum realisiert werden kann. Somit entspricht das Szenario „typischer“ Betrieb einer zur Hälfte reduzierten Luftzufuhr und der schlechte Betrieb einem Betrieb mit verstocktem Holz. Ofen B reagiert auf schlechte Betriebsbedingungen mit deutlich erhöhten Feststoffkonzentrationen. Die Werte liegen in der stationären Phase bei 600 bis 700 mg/m_n^3 und steigen im Ausbrand auf bis zu 1140 mg/m_n^3 an. Ein korrekter Betrieb ist bei diesem Ofen sehr wichtig.

Ofen C zeigt bei Betrieb nach Bedienungsanleitung tendenziell höhere Feststoffkonzentrationen als Ofen A und B, ist aber wie auch Ofen A relativ robust gegen Fehlbetrieb. Die vermutete Begründung hierfür ist eine Undichtheit der Brennkammer, welche starken Sauerstoffmangel trotz geschlossener Luftzufuhr verhindert

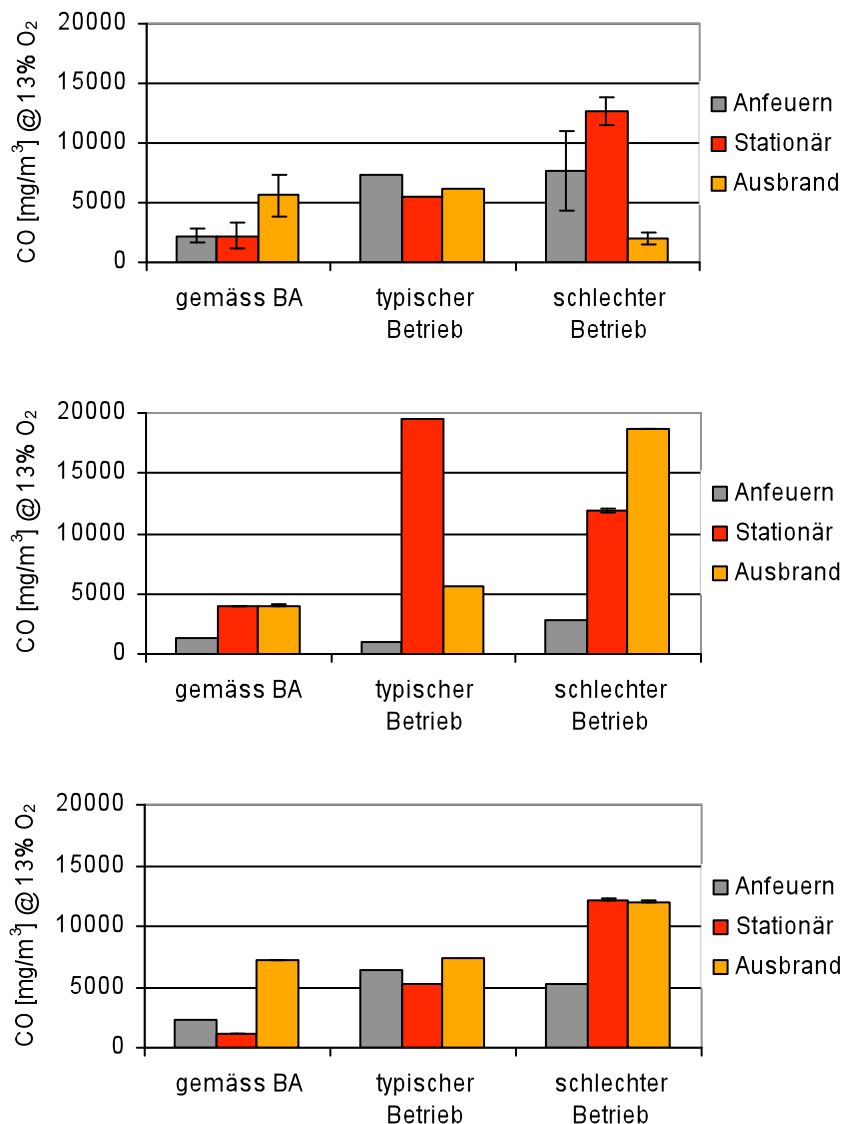


Abbildung 37 CO-Emissionen der Öfen A (n=4), B und C im Verlauf eines Abbrands bei verschiedenen Betriebsbedingungen. Die Luftzufuhr wurde jeweils erst in der stationären Phase reduziert.

Die CO-Emissionen können bei schlechten Betriebsbedingungen um ein Vielfaches ansteigen. Besonders auffallend ist bei Ofen B bei Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr ein Anstieg der CO-Emissionen auf 19 500 mg/m_n^3 , was zugleich der höchste beobachtete CO-Wert ist. Interessanterweise ist der höchste Wert bei dem Ofen zu beobachten, welcher bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung die niedrigsten CO-Emissionen während des Anfeuerns erzielt. Bei der Konstruktion von Ofens B mit aufrechter Brennkammer und sekundär zugeführter Verbrennungsluft scheint demzufolge ein korrekter Betrieb besonders wichtig. Der tiefe CO-Wert im Ausbrand bei Ofen A deutet darauf hin, dass der Abbrand weniger weit fortgeschritten ist als bei den anderen zwei Öfen. Das Übergangskriterium zwischen

stationärer Phase und Ausbrand (siehe Kapitel 4.3) ist bei schlechtem Betrieb nicht immer gut anwendbar

Die laut LRV vorgeschriebenen CO-Emissionsgrenzwerte von 4000 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 [LRV Anhang 3 Ziffer 522] werden bei allen Öfen nur bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung eingehalten.

Wie schon bei den CO-Emissionen wird auch der höchste HC-Emissionswert mit 9082 mg/m^3 von Ofen B bei reduzierter Luftzufuhr erreicht.

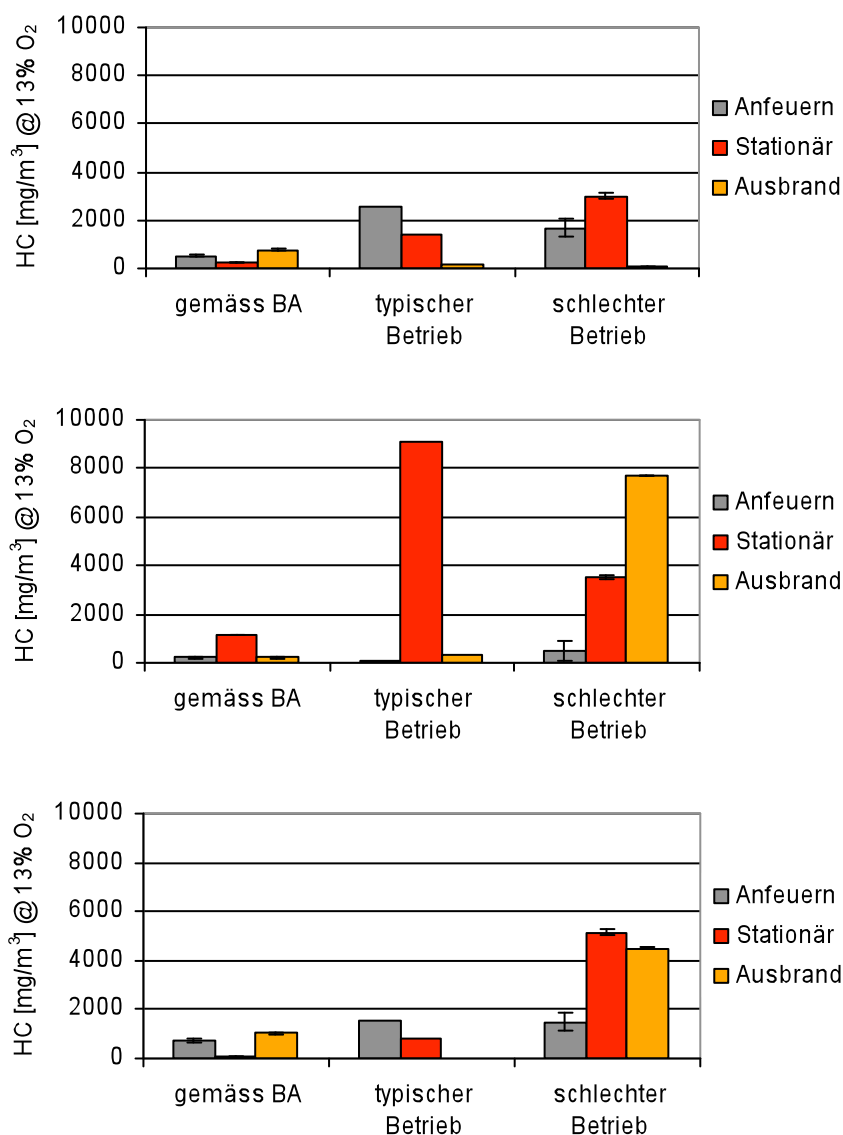


Abbildung 38 HC-Emissionen der Öfen A (n=4), B und C im Verlauf eines Abbrandes bei verschiedenen Betriebsbedingungen.

Nur wenig abhängig von den Betriebsbedingungen ist die mittlere Grösse der Feinpartikel $< 0.5 \mu\text{m}$ beziehungsweise deren Mittelwert über die jeweiligen Messperioden. Die mittlere Partikelgrösse variiert zwischen 51 und 81 nm. Der kleinste Wert wird während der stationären Phase eines Betriebs gemäss Bedienungsanleitung beobachtet, der grösste beim Nachlegen.

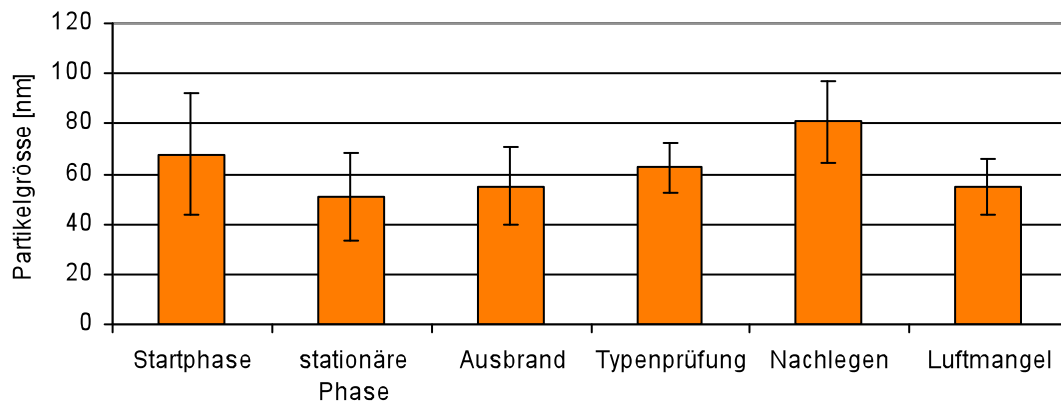


Abbildung 39 Über die Messperioden geometrisch gemittelte Partikelgrössen (elektrischer Mobilitätsdurchmesser der Partikel $< 0.5 \mu\text{m}$ mit SMPS) während verschiedenen Phasen und Betriebsbedingungen des Ofens A: Startphase, stationäre Phase und Ausbrand bei Betrieb gemäss Bedienungsanleitung, Typenprüfungsbedingungen, Nachlegen von rund 3 kg Holz, sowie Luftmangelbetrieb.

5.12 Emissionsfaktoren

Die Feststoff-Emissionsfaktoren in Abbildung 40 für Abbrände bei verschiedenen Betriebsbedingungen bewegen sich zwischen 25 und 196 mg/MJ und berücksichtigen alle Phasen eines Abbrandes. Bei sehr schlechtem Betrieb (viel und feuchtes Holz, Kaltstart mit Anfeuern von unten, reduzierte Sauerstoffzufuhr, Naturzug) sind die Feststoff-Emissionsfaktoren demnach bis zu acht mal höher als bei gutem Betrieb gemäss Bedienungsanleitung mit nur 30-40% gefüllter Brennkammer, trockenem Holz, welches von oben angezündet wurde sowie auf 12 Pa konstant geregelter Kaminzug.

Die CO-Emissionsfaktoren variieren je nach Betriebsbedingungen für gesamte Abbrandzyklen zwischen 1000 und 6000 mg/MJ und zeigen eine ähnlich grosse Bandbreite wie die Feinstaubwerte. Deutlich tiefere Werte werden bei Typenprüfungsbedingungen mit einem Mittel von 739 mg/MJ beobachtet. Die Typenprüfung berücksichtigt im Gegensatz zu den anderen Emissionsfaktoren in Abbildung 40 nur die stationäre Phase nach dem Nachlegen auf Grundglut bei bereits hohen Brennkammertemperaturen und günstigem Luftüberschuss.

Ein ähnlicher Trend ist bei den HC-Emissionsfaktoren zu beobachten, welche sich zwischen 337 und 1792 mg/MJ bewegen.

Damit wurden bei den Feststoff-, CO- und HC-Emissionsfaktoren für guten und schlechten Betrieb Bandbreiten von einem Faktor sechs bis acht beobachtet.

In der vorliegenden Untersuchung wurden auch erstmals Emissionsfaktoren für Kondensat berechnet. Diese liegen für Betrieb gemäss Bedienungsanleitung im Mittel bei 588 mg OM/MJ und steigen bei schlechtem Betrieb auf 874 mg OM/MJ an. Wird nur die Messperiode bei Typenprüfungsbedingungen berücksichtigt, ist der Emissionsfaktor mit einem Wert von rund 36 mg OM/MJ sehr niedrig. Diese Differenz unterstreicht die Relevanz der instationären Phasen hinsichtlich Kondensatmissionen.

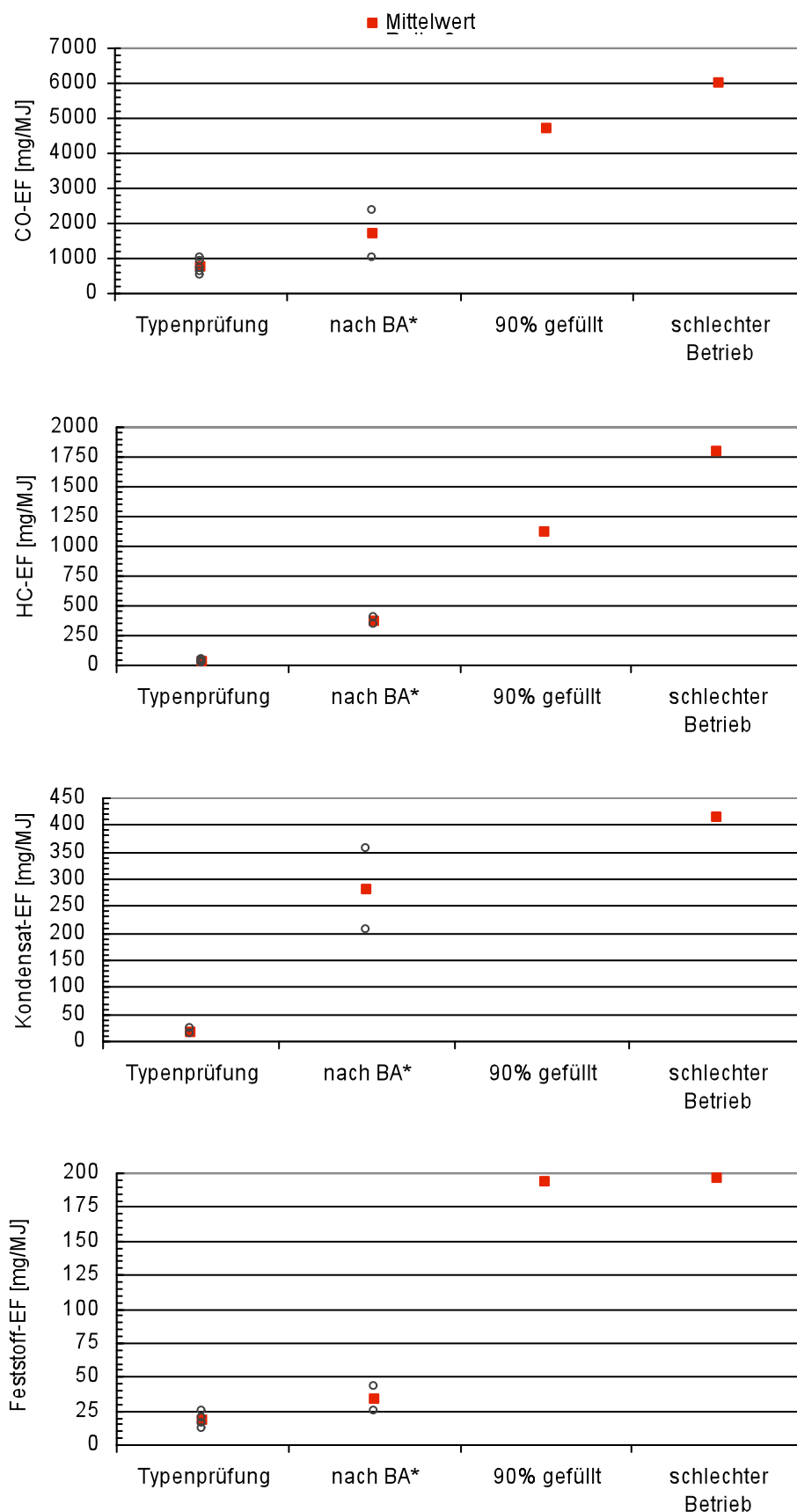


Abbildung 40 CO-, HC-, Kondensat- und Feststoff-Emissionsfaktoren des Ofens A für verschiedene Betriebsbedingungen: Typenprüfung (der Emissionsfaktor steht hier nur für die 30-minütige Messperiode), *nach Bedienungsanleitung (Kaltstart), Überfüllen des Ofens und sehr schlechter Betrieb mit zusätzlich reduzierter Luftzufuhr und schlechter Holzqualität. 1 mg/MJ entspricht rund 1.5 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂ für Holz mit w = 14%. Sofern Emissionsfaktoren vorliegen wurden Einzelmessungen als schwarze Kreise dargestellt.

Tabelle 9 CO-, HC- und Feststoff-Emissionsfaktoren nach BAFU (2001). Zusätzlich wird ein mit dem Wert für Staub identischer Emissionsfaktor für PM₁₀ angegeben, wonach Partikel > 10 µm vernachlässigt werden. Das Arbeitsblatt „Emissionsfaktoren Feuerungen“ unterscheidet zwischen Einzelraumheizungen und Hausfeuerungen. Der Emissionsfaktor Kachelofen wird in dieser Arbeit für Holzöfen verwendet. Stückholzfeuerungen beziehen sich gemäss Interpretation der Autoren auf Stückholzkessel.

EF BAFU, 2001	Einzelraumheizungen		Hausteuerungen
	Cheminée (offen)	Kachelofen (Holzofen)	(Stückholz)
CO [mg/MJ]	2500	5000	7500
HC [mg/MJ]	1000	500	160
Staub (Feststoff) [mg/MJ]	100	100	50
PM10 [mg/MJ]	100	100	50

Das BAFU geht von einem Feststoff-Emissionsfaktor von 100 mg/MJ für Holzfeuerungen aus [BAFU, 2001]. Wie in Abbildung 40 ersichtlich, wird dieser Wert bei idealen Betriebsbedingungen, wie beispielsweise unter Typenprüfungsbedingungen oder bei Einhaltung der Bedienungsanleitung, deutlich unterschritten, kann aber bei schlechtem Betrieb das Doppelte betragen. Die Bandbreite unterstreicht den grossen Einfluss der Betriebsweise auf den Emissionsausstoss und die Grössenordnung des Feststoff-Emissionsfaktors nach BAFU wird durch die vorliegende Untersuchung bestätigt. Auch die vom BAFU verwendeten Emissionsfaktoren für CO und HC erscheinen gemäss Tabelle 10 sinnvoll. Tendenziell überschätzt der CO- und unterschätzt der HC-Emissionsfaktor die in der Praxis zu erwartenden Emissionen, wobei für eine diesbezügliche Aussage eine grössere Datengrundlage erforderlich wäre.

Tabelle 10 CO-, HC- und Feststoff-Emissionsfaktoren in mg/m³ bei 13 O₂ im Abgas von Ofen A und Ofen C. Vergleich von Ergebnissen dieser Studie bei guten und schlechten Betriebsbedingungen und den vom BAFU verwendeten Emissionsfaktoren.

Betrieb	Ofen A		Ofen C		EF BAFU, 2001	
	gemäss BA	schlecht	gemäss BA	schlecht	[mg/m _n ³]	[mg/MJ]
CO [mg/MJ]	1680 (1010-2350)	6010	1503	7752	7500	5000
HC [mg/MJ]	364 (337-391)	1789	252	2641	750	500
Feststoff [mg/MJ]	33 (25-42)	195	42	182	150	100
Kondensat [mg OM/MJ]	588 (431-747)	873	n.d.	n.d.	-	-
Σ FS+K [mg/MJ]	621 (457-789)	1069	-	-	-	-

5.13 Emissionen eines Pelletofens

Die Feststoffemissionen bei der Messung mit der Nennwärmeleistung von 6 kW ergeben einen Wert von ca. 20 mg/m_n^3 im stationären Betrieb und liegen damit rund 50% tiefer als die typischen Werte für moderne Stückholzöfen. Zudem ist ein Fehlbetrieb durch den Betreiber weitgehend ausgeschlossen. Wird der Pelletofen bei Nennwärmeleistung betrieben, schaltet sich nach einer Stunde automatisch ein Reinigungsprogramm ein, bei dem die Gebläsedrehzahl auf Maximum gefahren und die Pelletzufuhr reduziert wird. Hierdurch wird leichte Flugasche aus dem Brennertopf gerissen und schwer flüchtige Bestandteile im Glutbett können besser ausbrennen. Dieser 3-minütige Vorgang erhöht die Feststoffkonzentration einer 30-minütigen Messung um knapp 10 mg/m_n^3 . Der Luftüberschuss beträgt im stationären Betrieb etwa 3. Die Brennkammertemperatur steigt dabei bis auf über 600°C .

Die Feststoff-Emissionen bei mittlerer Wärmeleistung von 4 kW ergeben einen Wert von ca. 30 mg/m_n^3 im stationären Betrieb. Der Pelletofen verfügt nicht über eine Luftmengenregelung mittels Lambda-Sonde. Dadurch steigt der Luftüberschuss bei 4 kW Teillast auf 5 bis 6 und ist damit deutlich höher als bei Nennwärmeleistung. Die Temperatur in der Brennkammer ist mit 460°C um 140°C tiefer als bei der Nennwärmeleistung.

Die Feststoff-Emissionen bei der kleinsten Wärmeleistung (2 kW) ergeben einen erhöhten Wert von ca. 120 mg/m_n^3 in der stationären Phase. Der Luftüberschuss liegt in der stationären Phase zwischen 12 und 13. Zusätzlich vermindert sich die Brennkammertemperatur um 350°C im Vergleich zur Nennwärmeleistung.

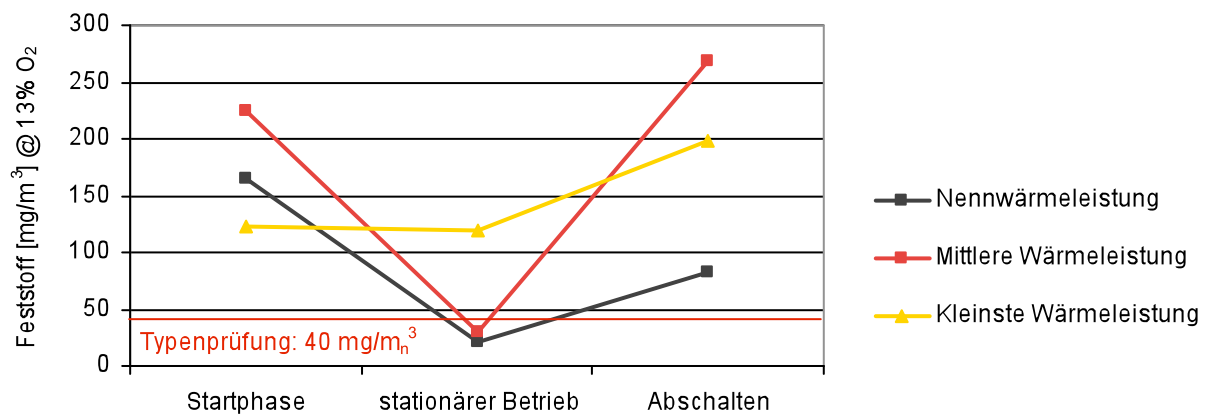


Abbildung 41 Feststoff-Emissionen des Pelletofens bei drei verschiedenen Leistungsstufen während der Startphase, des stationären Betriebs und des Abschaltens. Als rote Linie ist der bei der Typenprüfung einzuhaltende Wert von 40 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 eingezeichnet [prEN 14785]

Weder beim Anheizen noch beim Abschalten ist ein klarer Zusammenhang der Feststoffemissionen mit der Wärmeleistungsstufe beobachtbar. Da bei einem Praxisbetrieb eines Pelletofens zu erwarten ist, dass der stationäre Betrieb gegenüber der Start- und Abschaltphase überwiegt, sind die Emissionen in der stationären Phase besonders relevant.

Unter der Berücksichtigung der Ergebnisse in Abbildung 41, sollte der Pelletofen einerseits möglichst bei Nennwärmeleistung oder mittlerer Wärmeleistung betrieben werden und andererseits ein häufiger Ein-/Aus-Betrieb vermieden werden.

Kohlenmonoxidwerte

Nach Herstellerangaben unterschreitet der Pelletofen die nach DIN-Prüfung angegebenen CO -Emissionen von weniger als 0.01 Vol.-% im Abgas (entspricht bei Luftüberschuss $\lambda = 2.8$ rund 130 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2). Diese erreicht der Ofen nur bei Nennwärmeleistung und nur in der stationären Phase (siehe Abbildung 42). Die Emissionen liegen dabei durchschnittlich bei 60 ppm beziehungsweise 98 mg/m_n^3 . Im Vergleich mit der kleinsten Wärmeleistung wird dabei in der stationären Phase eine 8-mal höhere Kohlenmonoxid-Emission erreicht.

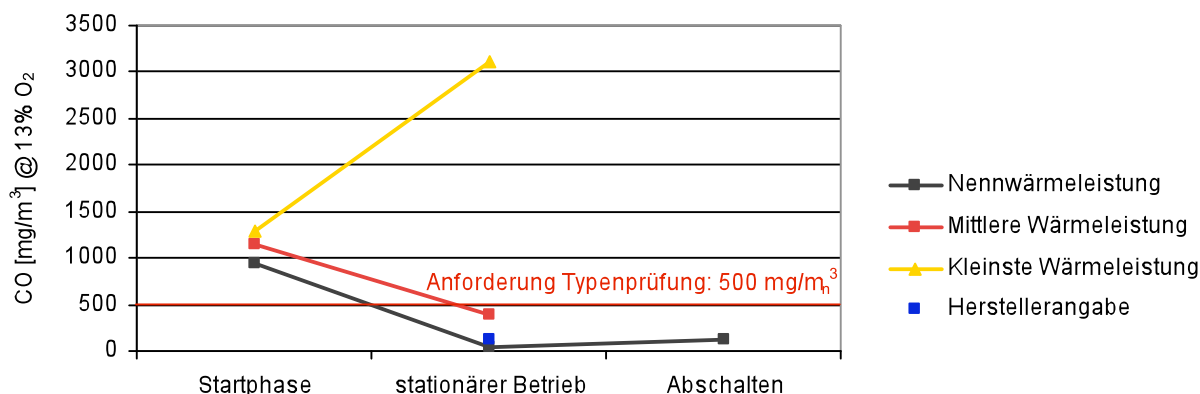


Abbildung 42 CO-Emissionen des Pelletofens bei verschiedenen Leistungsstufen. Blau eingezeichnet ist der nach DIN-Prüfung angegebene CO-Emissionswert von 100 ppm (entspricht 130 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂). Bei der Typenprüfung muss ein Wert von 500 mg/m_n³ (rote Linie) eingehalten werden [prEN 14785]. Die Normierung der CO-Emissionen bei mittlerer und kleinster Wärmeleistung während des Ausbrands ist aufgrund des hohen Sauerstoffgehalts von 20.5 und 20.7 Vol.-% problematisch, weswegen in der Abbildung auf deren Darstellung verzichtet wurde. Nicht normiert betragen die CO-Emissionen im Ausbrand 268 ppm bei mittlerer Wärmeleistung und 200 ppm bei kleinster Wärmeleistung. Die genauen Werte sind in Tabelle 11 aufgeführt.

Tabelle 11 CO-Emissionen in mg/m_n³ bei 13% O₂ des Pelletofens bei Nennwärmeleistung (6 kW), mittlerer Wärmeleistung (4 kW), kleinster Wärmeleistung (2 kW) sowie der vom Hersteller angegebene Wert.

	Startphase	stationärer Betrieb	Abschalten
Nennwärmeleistung	940	47	126
Mittlere Wärmeleistung	1145	394	4538
Kleinste Wärmeleistung	1295	3115	6632
Herstellerangabe		130	

Feuerungstechnischer Wirkungsgrad

Der feuerungstechnische Wirkungsgrad, berechnet aus chemischen und thermischen Verlusten, erreicht bei der Nennwärmeleistung einen Wert von ca. 90% ohne Reinigungsvorgang und von 84% mit Reinigungsvorgang. Bei der mittleren Wärmeleistung sinkt der feuerungstechnische Wirkungsgrad nur geringfügig, bei der kleinsten Wärmeleistung sinkt er jedoch auf 70% ab und weicht damit deutlich von den Herstellerangaben ab.

Dieser Pelletofen sollte möglichst nur bei Nennwärmeleistung betrieben werden. Dann sind die CO- und Feststoff-Emissionen auf sehr niedrigem Niveau und der Wirkungsgrad bei rund 90%.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

6.1 Emissionen und Emissionsfaktoren

Zur Beurteilung der Emissionsfaktoren an Feinstaub sind folgende Faktoren zu beachten:

1. Die vorliegende Untersuchung bestätigt, dass handbeschickte Holzfeuerungen bei korrekter Betriebsweise während der **Startphase** in der Regel wesentlich höhere Emissionen aufweisen als während des stationären Betriebs. Im Ausbrand können ebenfalls erhöhte Emissionen auftreten, in Bezug auf die Feinstaubemissionen ist der Ausbrand in der Regel jedoch weniger kritisch als die Startphase. Da **Emissionsfaktoren** zur Abschätzung der Gesamtemissionen verschiedener Emissionsquellen dienen, sollten sie die spezifischen Emissionen während eines **ganzen Abbrandzyklus** abbilden. In der vorliegenden Arbeit werden die Emissionsfaktoren ausgewiesen, indem das Produkt aus Schadstoffkonzentration und Abgasvolumenstrom während der drei Abbrandphasen bestimmt wird. In der Literatur kann jedoch nicht immer davon ausgegangen werden, dass die Start- und Ausbrandphase bei der Angabe von Emissionsfaktoren tatsächlich mitbewertet sind. Dies ist insbesondere dann nicht der Fall, wenn von Typenprüfungsmessungen auf Emissionsfaktoren geschlossen wird, da die Start- und Ausbrandphase bei der heutigen Typenprüfung nicht erfasst werden.
2. Die Feinstaubemissionen von handbeschickten Holzfeuerungen weisen eine grosse **Bandbreite** auf. Dabei sind insbesondere in Abhängigkeit der Betriebsart sehr grosse Bandbreiten möglich. So wurde zum Beispiel in einer früheren Untersuchung an einem Holzofen eine Bandbreite von mehr als einem Faktor 100 zwischen idealem und schlechtem Betrieb nachgewiesen [Klippel & Nussbaumer 2007]. Die grosse Bandbreite kann sowohl während der einzelnen Abbrandphasen als auch im Gesamtergebnis bei Betrachtung der Emissionsfaktoren beobachtet werden. In der vorliegenden Untersuchung wurde eine typische Bandbreite zwischen Typenprüfungsbedingungen und schlechter Betriebsweise von rund einem Faktor 8 gefunden, entsprechend Emissionsfaktoren zwischen rund 25 mg/MJ und 200 mg/MJ oder 38 mg/m_n³ und 300 mg/m_n³ bei 13 Vol.-% O₂.
3. Die Belastung an Feinstaub in Form von **PM₁₀** in der Umgebungsluft setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen und umfasst 1. die **Feststoffe** im heissen Abgas, wie sie durch die gravimetrische Staubmessung nach VDI 2066 und auch als Feststoffe gemäss LRV erfasst werden, 2. die durch Abkühlung anfallenden **Kondensate** abzüglich der in der Umgebungsluft durch Verdünnung wieder verdampften organischen Verbindungen sowie 3. **sekundäre Aerosole**, die in der Atmosphäre durch chemische Reaktionen aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet werden.

Die Resultate der vorliegenden Untersuchung ergeben damit folgende Beurteilung der aktuellen Emissionsfaktoren des BAFU:

Der derzeit vom BAFU verwendete **Emissionsfaktor** für Staub von Holzöfen liegt mit 100 mg/MJ deutlich über den bei Prüfstandsbedingungen und deutlich unter den bei schlechtem Betrieb erzielten Werten. Der Emissionsfaktor ist somit in der Grössenordnung **plausibel**. Da zu erwarten ist, dass die Abweichung in der Praxis zu höheren Emissionen mengenmässig stärker ins Gewicht fällt als diejenige zu tieferen Emissionswerten ist allerdings davon auszugehen, dass die effektiven Emissionen bereits dann unterschätzt werden, wenn die Hälfte der Holzöfen schlecht betrieben werden. Dabei ist zu beachten, dass einige Holzöfen einen sehr schlechten Betrieb konstruktiv teils ausschliessen, also zum Beispiel kein vollständiges Unterbinden der Luftzufuhr erlauben. Andere ermöglichen dagegen auch sehr schlechte Abbrandsituationen, wie dies in der früheren Untersuchung an einem Beispiel gezeigt wurde. Für eine Abschätzung der effektiven Feststoffemissionen ist anstelle eines mittleren Emissionsfaktors jedoch eher eine Verteilung für die Betriebsweise und eine Verteilung für die Holzöfen anzunehmen, also eine Abschätzung, welche Anzahl von Holzöfen wie betrieben wird. Dies kann zu erheblich abweichenden Werten führen, sofern ein relevanter Anteil sehr schlecht betriebener Holzöfen angenommen wird.

Die BAFU-Emissionsfaktoren für CO und HC sind ebenfalls im Bereich der in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Werte, wobei der HC-Wert des BAFU näher an den hier gemessenen tieferen Werten liegt, der CO-Wert des BAFU dagegen näher an den hier gemessenen höheren Werten. Somit werden HC heute möglicherweise unterschätzt und die CO-Emissionen tendenziell überschätzt.

Für den BAFU-Emissionsfaktor für Staub ist zu beachten, dass dieser Wert **nur die Feststoffe** umfasst und für die **PM₁₀-Belastung in der Umgebungsluft zusätzlich die Kondensate und sekundären Aerosole** zu berücksichtigen sind.

In der vorliegenden Studie werden neben Emissionsfaktoren für Feststoff, CO und HC deshalb zusätzlich Emissionsfaktoren für Kondensate ausgewiesen. Aufgrund der bisherigen Resultate ist davon auszugehen, dass bei Holzöfen der Beitrag zu PM₁₀ aus **Kondensat** denjenigen aus den **Feststoffen übersteigt**. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass der aus dem Kondensat zu erwartende Beitrag zu PM₁₀ je nach Betriebsweise das 5- bis 12-fache der Feststoffe ausmachen kann, wobei die Gesamtmasse aufgrund einer typischen Aerosolzusammensetzung abgeschätzt wurde. Ein ähnlicher Beitrag der Kondensatmengen wurde bereits in früheren Untersuchungen gefunden [Klippel & Nussbaumer 2007, Johansson et al. 2008, Nussbaumer 2008].

Für die sekundären Aerosole sind insbesondere die Emissionen an HC als potenzielle Vorläufersubstanzen zu beachten. Aus diesem Grund wird eine Erfassung von Feststoffen und HC als sinnvolle Ergänzung betrachtet. Wie nachfolgend ausgeführt wird, konnte allerdings HC nicht als sicherer Indikator für Kondensate bestätigt werden.

6.2 Einfluss ausgewählter Betriebsparameter

Tabelle 12 zeigt eine qualitative Bewertung der Auswirkung ausgewählter Betriebsparameter auf die Schadstoffemissionen beim Ofen A im Vergleich zum Referenzbetrieb, der wie folgt definiert ist:

- Füllgrad = 40%
- Wassergehalt = 12%
- Luftzufuhr offen
- Kaminzug = 12 Pa (konstant, geregelt)
- Anfeuern von oben
- Scheitgrösse ungefähr 1 kg pro Scheit
- Holzart Buche
- Betrieb nach Bedienungsanleitung.

Tabelle 12 Qualitative Beurteilung der Betriebsparameter auf die Schadstoffemissionen bei Ofen A.

Ofen A		Feststoff			CO			HC		
		Start	stat.	Ausbr.	Start	stat.	Ausbr.	Start	stat.	Ausbr.
Füllgrad	20 – 30%	↑	↑	↑	↓↓	→	↓↓	→	↑	↓
	40% (Referenz)	→	→	→	→	→	→	→	→	→
	60%	↑↑	↑	↑	↓	↑	↓↓	↓	↑	↓↓
	90%	↑↑	↑	↓	→	↑↑	↓	↑	↑↑	↓↓
Holzqualität	verstocktes Holz	↑↑	↑	↑	→	↓	↓↓	↑	↓	↓↓
Holzfeuchte	feucht (w=20%)	↑	→	→	↑	↓	↓↓	↑	↑↑	↓↓
Luftzufuhr	Luft reduziert		→	→		↓	↓↓		↓	↓
	Luft zu		↑↑	↑↑		↑	↓		↑↑	↑↑
Kaminzug	Naturzug	↑	→	↓↓	→	→	↓↓	→	↓	↓↓
Anfeuermethode	unten anfeuern	↑↑	→	↓↓	→	→	↓↓	→	→	↓↓
Scheitgrösse	klein (400 g)	↑	↑↑	↓↓	↓↓	↑↑	↓	→	↑↑	↓↓
Holzart	Fichte	↑	→	↓	→	→	↓↓	→	→	↓↓
Betriebsweise	"typisch"	↑	↑	→	↑↑	↑↑	→	↑↑	↑↑	↓↓
	"schlecht"	↑↑	↑↑	↓	↑↑	↑↑	↓↓	↑↑	↑↑	↓↓

6.3 Korrelationen zwischen verschiedenen Schadstoffen

Kohlenmonoxid gilt als Indikator der Verbrennungsqualität. Da CO als Oxidationsstufe zwischen C und CO₂ liegt, ist grundsätzlich tatsächlich davon auszugehen, dass CO bei ausreichendem Sauerstoffangebot und guten Verbrennungsbedingungen nahezu vollständig zu CO₂ umgewandelt werden kann. Da Kohlenmonoxid zudem relativ einfach gemessen werden kann, wird bei der Wahl von Emissionsgrenzwerten CO meist als zentrale Grösse ausgewählt. Für Praxiskontrollen von Holzfeuerungen unter 70 kW nach LRV Ziff. 52 ist CO gar als einziger Grenzwert festgelegt. Aus diesem Grund ist von besonderem Interesse, ob zwischen Kohlenmonoxid und Feststoffen sowie weiteren Schadstoffen reproduzierbare Abhängigkeiten bestehen und ob von tiefen CO-Werten auch auf tiefe Emissionen an Feststoffen und organischen Schadstoffen geschlossen werden kann. Daneben ist auch von Interesse, ob zwischen Feststoff, Kondensat und flüchtigen organischen Verbindungen eindeutige Abhängigkeiten bestehen.

In der vorliegenden Untersuchung konnten unter genau definierten Betriebsbedingungen zum Teil signifikante Korrelationen zwischen CO und Feststoff gefunden werden. Dies gilt insbesondere für die stationäre Phase und teilweise für die Startphase. Allerdings zeigen die Untersuchungen, dass nur für genau definierte (gute) verwertbare Korrelationen gefunden werden, diese jedoch bereits bei ein und demselben Ofen zwischen den Abbrandphasen drastisch ändern. Im Weiteren können auch zwischen verschiedenen Öfen oder bei Änderung einzelner Betriebsparameter stark abweichende Korrelationen resultieren. Eine Sonderstellung kommt zudem dem Ausbrand zu. Da im Ausbrand in der Regel nur noch Holzkohle umgewandelt wird, werden bei idealen Bedingungen kaum mehr Kohlenwasserstoffe und in der Regel auch wenig Feststoffe freigesetzt, jedoch hohe Konzentrationen an CO aus der Vergasung der Holzkohle emittiert. Diese Situation ist aber ebenfalls nicht allgemeingültig, da es bei ungünstigen Abbrandbedingungen auch im Ausbrand noch zur unvollständigen Umwandlung von Holz kommen kann, sofern nicht sämtliches Holz in einem kompakten Glutbett vorab zu Holzkohle umgewandelt wurde.

Zusammenfassend zeigt sich, dass CO ein wichtiger Indikator der Verbrennungsqualität ist und dass unter vergleichbaren Bedingungen auch Feststoffe und HC eine gewisse Abhängigkeit von CO aufweisen können. Da die Abhängigkeiten aber stark von der Abbrandphase und den Betriebsbedingungen abhängig sind, ist keine allgemeingültige Korrelation zwischen CO und anderen Schadstoffen möglich. Tendenziell zeigt sich zwar, dass die Feststoffemissionen bei tiefen CO-Emissionen in der Regel ebenfalls tief sind, eine sichere Zuordnung ist wegen der zahlreichen Einflussfaktoren jedoch nicht möglich.

6.4 Konsequenzen für die Messung von Holzöfen

Messgrößen: Welche Schadstoffe sollen gemessen werden

Wie oben ausgeführt, kann aufgrund der Messung von Kohlenmonoxid allein nicht sicher auf die für die Umwelt relevanten Schadstoffkomponenten von Feststoff, Kondensat und Kohlenwasserstoffen geschlossen werden. Zur Erfassung des Schädigungspotenzials unter Berücksichtigung der erwähnten Komponenten kommen deshalb im Wesentlichen folgende Messungen in Frage:

Tabelle 13 Vergleich der Messverfahren zur Erfassung der Emissionen von Holzfeuerungen.

Messgrösse	Einheit	Probe	Temperatur	Zeitliche Auflösung	Zeitliche Verfügbarkeit	Aufwand	Praxis-messung möglich
Kohlenmonoxid	c_v , c_m	Kamin	beliebig	< 5 s	on-line	klein	+
Feststoff nach VDI 2066	c_m	Kamin	160°C	> 15 min	off-line	gross	+
Kondensat nach EPA	c_m	Kamin	0°C – 5°C	> 15 min	off-line	sehr gross	+
Gesamt-Kohlenwasserstoffe KW oder Methan und NMKW	c_v , c_m	Kamin	160°C	< 5 s	on-line	mittel	+
Feststoff und Kondensat (Teil- oder Vollstrom-Verdünnungstunnel)	c_m	verdünntes Abgas	< 35°C	> 15 min	off-line	gross	Teilstrom + Vollstrom –
Partikelanzahl und Korngrössenverteilung (z.B. SMPS und OPC)	c_n	verdünntes Abgas	< 35°C	> 3 min (FMPS > 5 s)	quasi on-line	gross	+

Abkürzungen: c_m = Massenkonzentration in [mg/m³]
 c_v = Volumenkonzentration in [Vol.-%] oder [Vol.-ppm]
 c_n = Anzahlkonzentration (Anzahl Partikel je Volumeneinheit) in [m⁻³] oder [cm⁻³]

Zur Erfassung des potenziellen Beitrags zu PM₁₀ bieten sich zum Beispiel folgende Kombinationen an:

- a) Feststoff und gasförmige Kohlenwasserstoffe im Kamin
 - b) Feststoff und Kondensat im Kamin
 - c) Feststoff, gasförmige Kohlenwasserstoffe und Kondensat im Kamin.
- a) Summe von Feststoff und Kondensat im verdünnten Abgas
 - b) Summe von Feststoff und Kondensat im verdünnten Abgas und separate Erfassung der gasförmigen Kohlenwasserstoffe.

Daneben ist üblicherweise der Kohlenmonoxidgehalt auszuweisen. Dies gilt derzeit sowohl nach LRV als auch nach CEN-Normen, während zum Beispiel in gewissen EPA-Normen auf CO verzichtet wird.

Für die Kohlenwasserstoffe bietet sich als Option die separate Erfassung von Methan und Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffen an, da Methan als Vorläufersubstanz für PM₁₀ nicht relevant ist.

Bis anhin kann nicht sicher abgeschätzt werden, wie weit das PM₁₀-Potenzial aus den erwähnten Messgrößen zuverlässig abgeschätzt werden kann. Es wird angenommen, dass die Erfassung von Feststoffen und NMKW theoretisch die Abschätzung einer Obergrenze an PM₁₀-Potenzial ermöglicht, wenn für die Kohlenwasserstoffe eine maximale Umwandlungsrate in organische Aerosole angenommen wird. Aus diesem Grund wird die Messung von Feststoffen und Kohlenwasserstoffen (oder bevorzugt Methan und NMKW) als sinnvolle Ergänzung beurteilt. Bei der Bestimmung der Kondensatmenge ist demgegenüber davon auszugehen, dass ebenfalls der Grossteil des organischen Aerosolpotenzials erfasst wird. Theoretisch ist jedoch ein zusätzlicher Beitrag gasförmiger Kohlenwasserstoffe möglich. Aufgrund der vorliegenden Messungen kann der Zusammenhang zwischen Kondensat und Kohlenwasserstoffen nicht abschliessend beurteilt werden, wobei allerdings zu beachten, dass die Kondensatbestimmung mit einer Ungenauigkeit wegen möglicher Verluste bei der Probenahme verbunden sein kann.

Die Messung im verdünnten Abgas erlaubt eine Summenmessung von Feststoff und Kondensat, wobei davon auszugehen ist, dass die Kondensate bei 35°C grossteils erfasst werden. Die aufwändige Kondensatbestimmung entfällt somit dank der Verdünnung und Abkühlung des Abgases. Allerdings erlaubt die Summenmessung keine Differenzierung zwischen Feststoff und Kondensat. Eine Messung im verdünnten Abgas ermöglicht deshalb keinen Ersatz der heutigen Messung nach LRV. Im Weiteren bietet die Messung im Kamin den Vorteil, dass für Klein- und Grossanlagen sowie für Typenprüfungs- und Praxismessungen identische Probenahmen möglich sind. Bei der Summenmessung von Feststoff und Kondensat im verdünnten Abgas kommen dagegen für Prüfstandsmessungen von Kleinfeuerungen sowohl eine Vollstromverdünnung als auch eine Teilstromverdünnung zum Einsatz, während eine Vollstromverdünnung für grössere Anlagen ausgeschlossen ist. Die Vollstromverdünnung weist zudem den Nachteil auf, dass das Betriebsverhalten der untersuchten Feuerung durch die Probenahme verändert werden kann, da der Kaminzug durch die Verdünnungseinrichtung beeinflusst wird.

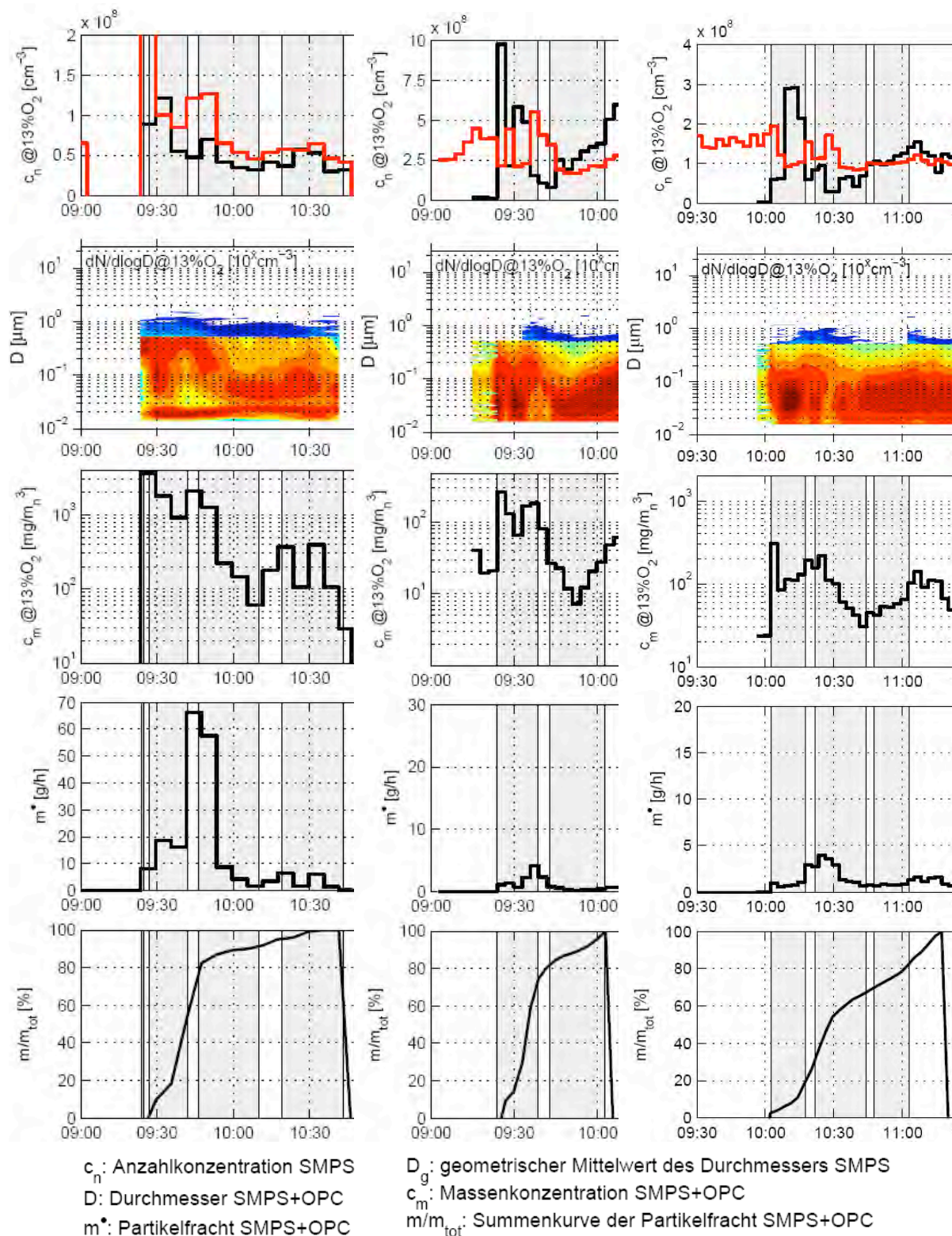
Neben Messungen für Feststoff und Kondensat kommen als Ergänzung oder Alternative dazu verschiedene Varianten zur Erfassung der Partikelanzahl- und -korngrösse zum Beispiel mittels SMPS oder FMPS sowie mittels OPC in Frage. Bei diesen Messungen sind allerdings zur Umrechnung auf Massenkonzentrationen physikalische Kenngrössen erforderlich, die stark von den Partikeleigenschaften wie Form und Dichte abhängig sind, weshalb aus solchen Messungen ermittelte Massenkonzentrationen mit grosser Unsicherheit behaftet sind und eine gravimetrische Messung nicht sicher abbilden können. Denkbar ist jedoch auch eine quasi-kontinuierliche Erfassung der Massenkonzentration zum Beispiel mittels Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM) [Meyer et al. 2008]. Aufgrund der Probenahme erfolgt allerdings bei all diesen Messverfahren in der Regel eine Vorabscheidung der Grobstäube, weshalb diese Messungen die gravimetrische Filtermessung meist grundsätzlich nicht vollständig abbilden.

Prüfbedingungen: Wie soll die Feuerung gemessen werden

Da die Betriebsweise sowie der Brennstoff einen bedeutenden Einfluss auf die Emissionen aufweisen, kommt den Prüfbedingungen eine erhebliche Bedeutung zu. Dabei besteht ein grundsätzlicher Konflikt zwischen zwei Zielen, die mit der Typenprüfung verfolgt werden. Zum einen soll das in der Praxis zu erwartende Emissionsverhalten der Feuerungen abgebildet werden und zum anderen die Prüfung möglichst reproduzierbar sein. Da dieser Zielkonflikt nicht aufgelöst werden kann, ist zur Definition der Prüfbedingungen eine Abwägung zwischen den zwei Zielen erforderlich. Die bisherigen Definitionen der Prüfbedingungen tragen in erheblichem Masse der Notwendigkeit der Reproduzierbarkeit Rechnung, indem zum Beispiel der Kaminzug konstant vorgegeben und der Messablauf durch das Auflegen von Holz auf eine vorgängig erstellte Grundglut vereinheitlicht wird. Die vorliegende Untersuchung gibt deshalb Hinweise auf den Einfluss des Kaminzugs und den Messbeginn ab Auflage auf die Grundglut:

- Demgegenüber wird bei der Definition des Messbeginns empfohlen, dass der Betrieb der Feuerung in künftigen Prüfvorschriften praxismässiger als in der heutigen Norm erfolgen sollte und insbesondere nicht das Nachlegen auf Grundglut, sondern ein normaler Anzündvorgang der kalten Feuerung erfasst werden sollte. Im Weiteren erscheint von hoher Priorität, dass die Startphase bei der Emissionsmessung erfasst wird, da diese für die Schadstoffemissionen besonders relevant ist.
- Die Untersuchung zeigt, dass der Kaminzug einen wesentlichen Einfluss auf das Emissionsverhalten aufweisen kann. Es ist davon auszugehen, dass gegenüber konstantem Kaminzug bei Prüfstandsbedingungen sowohl bessere als auch schlechtere Werte durch Naturzug möglich sind. Oft ist der Unterschied in Bezug auf die Emissionen in der stationären Phase vernachlässigbar, hingegen in der Startphase ausgeprägt. Wird in Zukunft die Startphase bei der Typenprüfung ebenfalls erfasst, sollte geprüft werden, diese mit simuliertem Naturzug durchzuführen.

7 Anhang



Weitere Beispiele für zeitlich hoch aufgelöste Partikelemissionen während eines Abbrands (Kaltstart, Betrieb gemäss Bedienungsanleitung). Von oben nach unten:

Diagramm 1: Partikel-Anzahlkonzentration und geometrischer Mittelwert der Korngrösse mit SMPS

Diagramm 2: Korngrössenverteilung der Anzahlkonzentration mit SMPS und OPC

Diagramm 3: Massenkonzentration der Partikel mittels SMPS und OPC

Diagramm 4: Massenstrom der Partikel aus SMPS und OPC sowie kontinuierlich erfasstem Abgasvolumenstrom (Methode nach [Wagner und Nussbaumer, 1994])

Diagramm 5: Zeitlicher Verlauf der Gesamtfracht an Partikelmasse während des Abbrands.

8 Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

FID	Flammen-Ionisations-Detektor (hier zur Messung von HC)
NDIR	Nicht-dispersive Infrarot-Spektroskopie (hier zur Messung von CO und CO ₂)
CLD	Chemilumineszenz-Detektor (hier zur Messung von NO und NO ₂)
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
FMPS	Fast Mobility Particle Sizer
OPC	Optical Particle Counter
TEOM	Tapered element oscillating microbalance
LRV	Luftreinhalte-Verordnung
HC	Kohlenwasserstoffe (Hydrocarbons)
NM VOC	Non-Methane Volatile Organic Carbon
VOC	Volatile Organic Carbon (flüchtige organische Verbindungen)
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
H ₂	Wasserstoff
NO _x	Stickoxide (NO und NO ₂)
OM	Organic Matter
POM	Particulate Organic Matter
TOC	Total Organic Carbon
λ	Luftüberschusszahl (Lambda)

9 Literatur

- BAFU: Arbeitsblatt Emissionsfaktoren Feuerungen, 2001
- Gaegauß Ch., B. Salerno: Das Abbrandverhalten von Klein-Holzfeuerungen. Langenbruck, 1991
- Hartmann H., P. Rossmann, P. Turowski, H. Link, A. Marks: Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden. TFZ Straubing, 2006
- Hartmann H., V. Schmid, H. Link: Untersuchungen zum Feinstaubausstoss von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung. TFZ Straubing, 2003
- Holzenergie Schweiz, Bundesamt für Energie BFE, Energie Schweiz, Bundesamt für Umwelt BAFU, Holzfeuerungen Schweiz SFIH, Schweiz, Kaminfegermeister Verband, Verband Schweiz. Hafner- und Plattengeschäfte VHP, Lufthygieneämter der Kantone: Richtig Anfeuern – Holzfeuerungen mit oberem Abbrand. 2007
- Johansson, L.; Gustavsson, L.; Tullin, C.; Ryde, D.; Rönnbäck, M.: Comparison of particle sampling in chimney and dilution tunnel during residential combustion of wood logs, *World Bioenergy* 2008, 231 – 235
- Hofbauer, H.; M. Kaltschmitt: Thermochemische Umwandlung. In: Kaltschmitt M. und H. Hartmann (Hrsg.): *Energie aus Biomasse. Grundlagen Techniken und Verfahren*. Springer, Heidelberg, 2001
- Klippel, N.; Nussbaumer, T.: Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen, Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Schlussbericht, Zürich 2007, ISBN 3-908705-12-6
- Klippel N., T. Nussbaumer: Health relevance of particles from wood combustion in comparison to diesel soot. 15th European Biomass Conference and Exhibition, May 2007, Berlin
- Launhardt T.: Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen. TU München, 2002
- Lipsky E.; A. Robinson: Effects of Dilution on Fine Particle Mass and Partitioning of Semivolatile Organics in Diesel Exhaust and Wood Smoke, *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 155–162
- LRV: Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985 (Stand am 1. September 2007), Artikel 814.318.142.1, der Schweizerische Bundesrat, Bern 2007
- Meyer, N. K., A. Lauber, T. Nussbaumer, and H. Burtscher: Influence of particle charging on TEOM measurements in the presence of an electrostatic precipitator, *Atmos. Meas. Tech. Discuss.*, 1, 435-449, 2008
- Nussbaumer T.: Schadstoffbildung bei der Holzverbrennung von Holz. Diss ETH Nr. 8838, Zürich 1989
- Nussbaumer, T.: Holzfeinstaub und Dieseleruss: Gleiche Korngrösse mit teilweise ganz unterschiedlicher Wirkung, *HP Das Fachmagazin für Hafner und Plattenleger*, Nr. 2 2006, 14–19
- Nussbaumer, Th.: Feinstaub-Emissionsfaktoren von Holzheizungen: Übersicht aus Ländern der Internationalen Energie Agentur, 10. Holzenergie-Symposium, 12. September 2008, ETH Zürich, 2008, ISBN 3-908705-19-3, 129–156
- Nussbaumer T., A. Doberer, N. Klippel, R. Bühler, W. Vock: Influence of ignition and operation type on particle emissions from residential wood combustion. 16th European Biomass Conference and Exhibition, Valencia, Spain, Juni 2008
- Nussbaumer T., D. Wagner: A New Method to measure the integrated Amount of Pollutants from non-stationary Wood Combustion Processes. *Advances in Thermochemical Biomass Conversion*, Blackie Academic & Professional, London 1994, ISBN 0 7514 0171 4
- Pun, B. K., S.-Y. Wu, C. Seigneur, J.H. Seinfeld, R.J. Griffin, S.N. Pandis: Uncertainties in Modeling Secondary Organic Aerosols: Three-Dimensional Modeling Studies in Nashville/Western Tennessee. *Environ. Sci. Technol.* 37: 3647-3661, 2003

- Robinson, A.: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging: Implications for Human Exposure and Control Strategies, Environmental Monitoring, Evaluation, and Protection in New York: Linking Science and Policy (EMEP), Conference by New York State Energy Research and Development Authority (NYSERDA), Albany, NY, USA, November 15-16, 2007, www.nyserda.org
- Seinfeld, J. H.; J.F. Pankow: Organic Atmospheric Particulate Material, *Annu. Rev. Phys. Chem.* 2003. 54, 121–140
- Tsigaridis, K. and M. Kanakidou: Secondary organic aerosol importance in the future atmosphere. *Atmospheric Environment* 41: 4682–4692, 2007
- Turpin, B. J., H.-J. Lim: Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass. *Aerosol Science and Technology* 35: 602-610, 2001
- Vock W. und A. Jenni: Bericht zur 1. und 2. Mess-Serie: Emissionsarme Anfeuerungsmethoden für Stückholzfeuerungen Entwicklung von emissionsarmen Anfeuerungsmethoden für Stückholzfeuerungen inkl. Messtechnischer Erfolgsnachweis im praktischen Betrieb, 2007
- Wagner, D., T. Nussbaumer: Messverfahren zur Erfassung des Emissionsverhaltens von Holzfeuerungen, Bundesamt für Energie, 1994