

Optimierung der Feuerungsbedingungen durch Prozessmodellierung

Dr. Ragnar Warnecke, Volker Müller, GKS GmbH
Philipp Danz, Fraunhofer-Umsicht
Martin Weghaus, Fa. Weghaus GmbH
Martin Zwiellehner, SAR Electronic GmbH

1. Einleitung

Die Simulation von Prozessen gehört in vielen Bereichen der Industrie zum Stand der Technik. Beispielsweise werden in der chemischen Industrie komplexe thermische Rektifikationen mittels Programmen wie Aspen oder ähnlichen optimiert. Dazu sind mehrere Jahrzehnte an Forschung und Entwicklung mit großen personellen Aufwendungen und Kosten notwendig gewesen. Ergebnisse dieser Anstrengungen sind sehr sichere und effiziente Prozesse mit höchster Wirtschaftlichkeit.

Im Bereich der Verbrennung von Abfällen ist diese Art der Forschung und Entwicklung mit diesem Aufwand bisher nicht betrieben worden. Abgesehen von den geringeren Mitteln kommt die Schwierigkeit dazu, dass der Input in Müll- oder Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen (im Folgenden zusammenfassend MVA genannt), aber auch Biomassefeuerungen, weit weniger gut definiert ist, als in der chemischen Industrie. Das macht die Erstellung von Simulations- und Optimierungsprogrammen ungleich schwieriger.

Nichtsdestotrotz wurden in den vergangenen Jahren Computerprogramme entwickelt, die die wesentlichen Vorgänge auf Verbrennungsrosten zufriedenstellend beschreiben sollen (z.B. [Krüll, 2001]). Damit können einerseits tiefere Einblicke in die Zusammenhänge der Verbrennung gewonnen werden und andererseits kann dieses Instrument genutzt werden, um zuverlässige Startwerte für CFD-Simulationen zu generieren sowie die Optimierung der Regelungstechnik in MVA zu unterstützen.

Als besonders weit entwickeltes und validiertes Programm gilt das Feuerungsprogramm „CombAte“. Einen Eindruck der Ausgabe von berechneten Werten des Programmes „CombAte“ liefern die Abbildungen in Abb. 1.1. Das Programm steht für Jedermann im Internet auf der Website des GKS zur Verfügung (www.gks-sw.de).

Um die Verlässlichkeit und das Vertrauen in das Programm zu stärken, ist es notwendig, dass die in dem Programm verwendeten Eingangswerte und Teilmodelle so gut wie möglich validiert werden.

Eingangswerte in das Programm sind

1. Geometrien des Feuerraumes,
2. Stellgrößen der Feuerungsleistungsregelung,
3. Brennstoffeigenschaften.

Die geometrischen Größen der Anlage sind direkter Bestandteil des Modells und damit eindeutig zuverlässig. Als geometrische Größen werden einerseits die räumlichen Ausdehnungen des Feuerraums angegeben (z.B. Länge der Rostzonen, Breite und Höhe des Feuerraumes, Lage der Aufgabe, Sondergeometrien wie Stürze, Position des ersten Zuges etc.) sowie andererseits die exakte Abmessungen der Roststäbe, der Winkel der Rostneigung usw. Diese Daten können im Allgemeinen der Anlagendokumentation entnommen werden.

Die Anzahl der Stellgrößen einer realen Anlagenregelung ist sehr begrenzt und reduziert sich auf die Regelung der Luftmengen sowie die mechanischen Geschwindigkeiten von

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

Rost und Aufgabe. Die Eingangsgrößen der Luftmengen (z.B. Unterwinde der verschiedenen Zonen, Sekundärluft, Rezigas etc.) können direkt und ohne Veränderung aus der realen Anlage via OPC-Kopplung in das Modell einfließen. Gleiches gilt für die mechanischen Geschwindigkeiten der einzelnen Rostzonen (im Wesentlichen Hubweg und Doppelhubzahl bzw. Drehzahl bei Walzenrosten) und der Aufgabe.

Gegenüber der Geometrie und den Stellgrößen sind die Eigenschaften des Brennstoffes in der Regel unzureichend bekannt. In diesem Beitrag sollen Angaben zu einigen Brennstoffgrößen gemacht werden, so dass die Eingangswerte für die Simulationen (Abb. 1.1) nachvollziehbar werden.

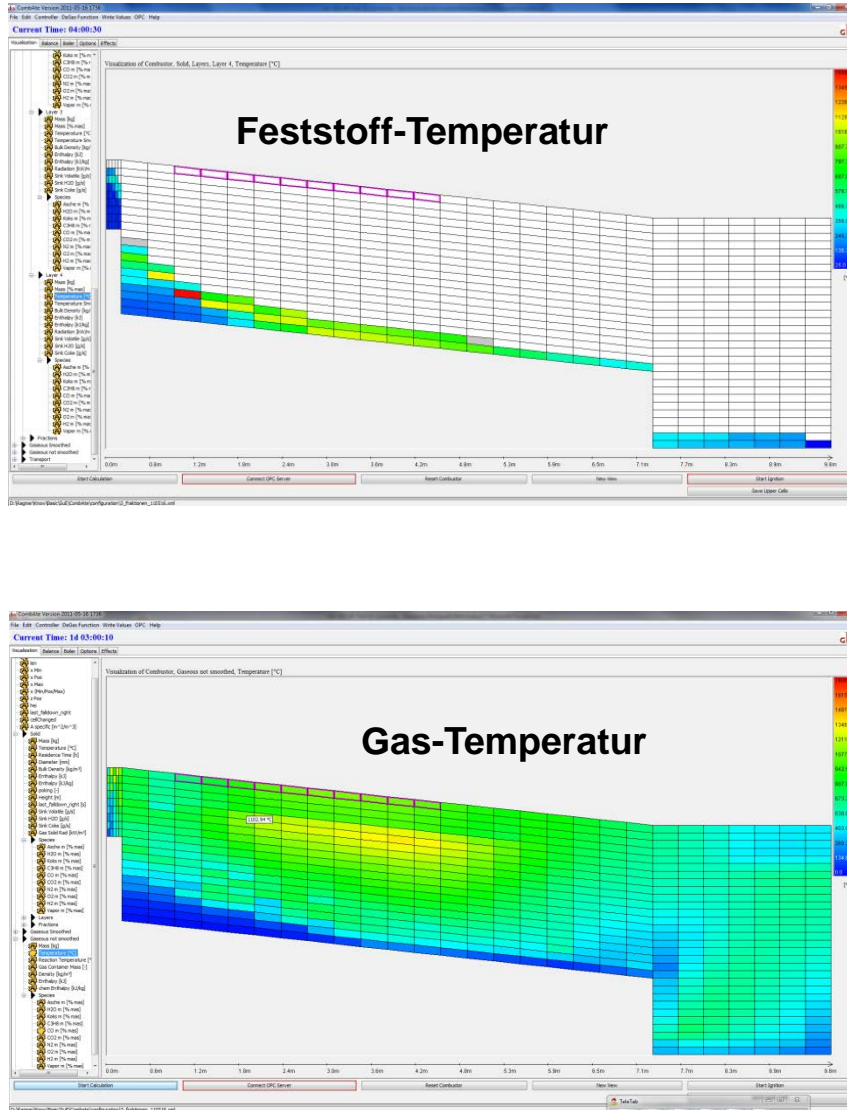


Abb. 1.1: Ergebnisbilder aus der Simulation mit „CombAte“

2. Validierung der Schüttdichte von Müll und Schlacke

Während die Stoffdaten der Gasphase im Wesentlichen berechnet werden können, sind die Stoffdaten der Feststoffe in MVA nur grob bekannt. Selbst so vergleichsweise einfache Größen wie die Dichte und Schüttdichte sind nur unzureichend ermittelt. Die Schüttdichte von Müll und Schlacke ist für die Validierung des Modells notwendig. Durch die Schüttdichte kann die Schütthöhe auf dem Rost berechnet werden, wenn der Massenstrom bekannt ist. Die Schütthöhe selbst kann zumindest für den hinteren Teil des Rostes einigermaßen genau bestimmt werden.

2.1 Schüttdichte von Schlacke

Die Schüttdichte der Schlacke kann durch Wiegen definierter Volumina ermittelt werden. Hilfreich sind dazu die Ausführungen der DIN 51705 bzw. der EN ISO 60. Da die lockere Schüttung beurteilt werden soll, sind Procter-Dichte-Bestimmungen (für verdichtete Schüttungen) nicht geeignet. In der Literatur werden sehr unterschiedliche Schüttdichten angegeben und dies in der Regel ohne Angabe des Probenahmeortes, wobei davon ausgegangen werden kann, dass die Schlacken nach dem Nassentschlacker, vor der Aufbereitung gemeint sind. Schlacken aus der Trockenentaschung, wie sie momentan in der Schweiz betrieben wird, wurden ebenfalls untersucht, allerdings waren die Ergebnisse noch nicht vollständig, um sie hier zu präsentieren.

Im GKS wurde die Schüttdichte in Behältern verschiedener Größe untersucht (Abb. 2.1). Proben wurden an verschiedenen Stellen entnommen bzw. Beobachtungen auf dem Rost quantifiziert.



Abb. 2.1: Behälter zur Schüttdichte-Bestimmung (links: Glas-Messzylinder mit 0,5 l-Füllung; Mitte: Bleicheimer mit 2,75 l; Rechts: Wanne mit 65 l)

Direkt am Ende des Nassentschlackers (Abb. 2.2) entnommene Proben wurden gewogen, die Feuchte und das Volumen bestimmt sowie die Trockenmasse ermittelt. Es konnte eine feuchte Schüttdichte von 1.100 kg/m^3 ermittelt werden. Bei einer mittleren Feuchte von 23 % ergab sich bei einer trockenen Schüttdichte von 850 kg/m^3 ein Lückengrad ϵ von 0,69.

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_{\text{Schütt}}}{\rho_{\text{Rein}}}$$

Mit Hilfe der Reindichte (trocken) von 2.750 kg/m^3 , die sowohl aus der Schlackezusammensetzung berechnet wie auch über einen Pyknometerversuch (= Dichte der aufgemahlten ($< 64\mu\text{m}$) und Helium-umspülten Schlacke nach DIN EN 993-2) gemessen wurde (beide Werte stimmten gut überein), kann somit auf die Schütthöhe bzw. eine lokale Masse geschlossen werden.

Um einen systematischen Fehler zu vermeiden, wurde noch ein vereinfachter Pyknometer-Versuch zur Bestimmung der Reindichte durchgeführt. Hierbei wurde die Schlacke in einen Behälter gefüllt und dieser mit einer Wasser-Spülmittel-Lösung bis zur Oberfläche der Schlacke gefüllt. Der sich ergebende Lückengrad von 0,6 wird etwas zu niedrig sein, da davon ausgegangen werden muss, dass Restluftblasen in der Schlacke zurückgeblieben sind und eine Rest-Entgasung mittels Ultraschallbad wegen der großen Probemenge nicht möglich war. Somit bestätigen sich die grundsätzlichen Ergebnisse.

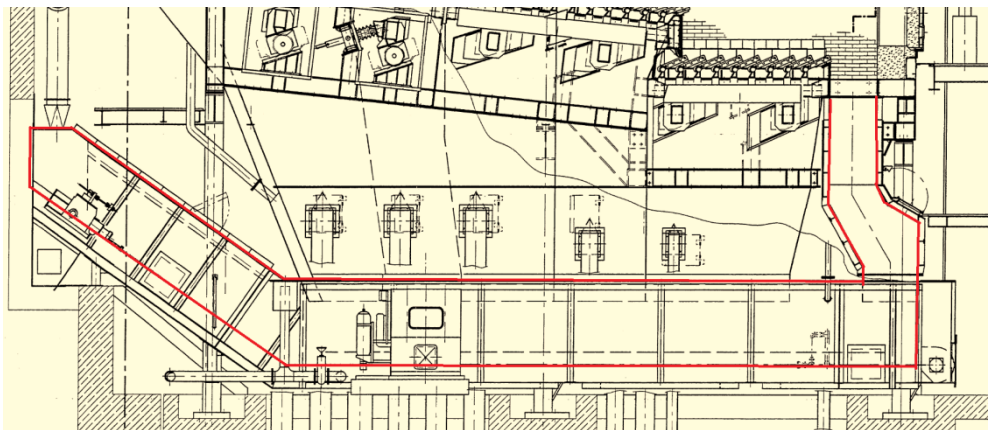


Abb. 2.2: Nassenschlacker (rot) im GKS

Außerdem wurden mehrere LKW für den Schlacketransport aus dem Schlackebunker zur Aufbereitung gewogen und die Masse zum abgeschätzten Volumen ins Verhältnis gesetzt (Abb. 2.3). Die Feuchte wurde über mehrere Proben bestimmt, so dass eine trockene Schüttdichte berechnet werden konnte. Es ergab sich eine mittlere Trockendichte von 1.150 kg/m^3 . Der Lückengrad konnte mit etwa 0,58 bestimmt werden.



Abb. 2.3: Schlacke-LKW

Um einen Anhaltspunkt für die Original-Schüttdichte auf dem Ausbrandrost zu erfassen, wurde eine optische Bestimmung der Schütthöhe auf dem Rost (bei bekannten Abmaßen des Ausbrandrostes und der Schlackemengen pro Stunde aus der Entsorgungsmenge der Schlacke) vorgenommen (Abb. 2.4 und Abb. 2.5). Es konnte aus einer Reihe von Messungen eine mittlere Schütthöhe von 23 cm bestimmt werden. Die sich ergebende Schüttdichte war mit rund 600 kg/m³ kleiner als die oben bestimmte Schüttdichte nach dem Nassentschlacker (850 kg/m³). Allerdings ist die Genauigkeit etwas geringer als bei den vorher vorgestellten Verfahren.

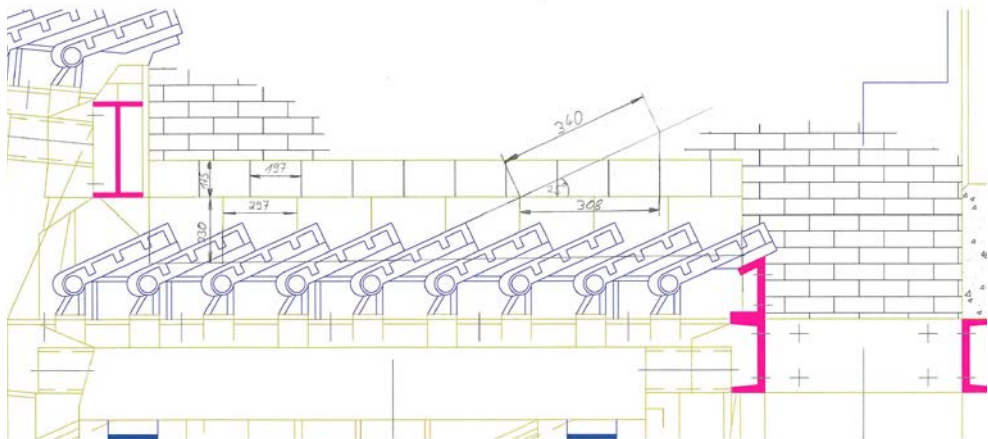


Abb. 2.4: Bemaßung des Ausbrandrostes



Abb. 2.5: Ausbrandrost

Um die Genauigkeit der Stoffgrößen noch zu verbessern wurden beim Abfahren der Anlage Schlackeproben direkt vom Ausbrandrost entnommen. Diese Untersuchung bestätigte die geringe Schüttdichte und damit den hohen Lückengrad von rund 0,78. Erstaunlich war auch die vollständig andere Sieblinie der Ausbrandrost-Schlacke. Sie enthielt viele sehr große versinterte Schlackestücke. Diese werden offensichtlich beim Fall in den Entschlackerschacht und beim Transport durch den Nassentschlacker bzw. auf dem Weg zum Entsorger zerkleinert (siehe Abb. 2.6). Abschreckversuche von versinterten Partikeln durch Aufheizen auf 700 °C und Werfen in ein Wasserbad zeigten keine merkliche Zerkleinerung der Partikel. Somit wird die Änderung der Partikelgröße im Wesentlichen auf die mechanische Beanspruchung im Fallschacht und Entschlacker zurückzuführen sein. Abb. 2.6 zeigt die verschiedenen Korngrößenverteilungen.

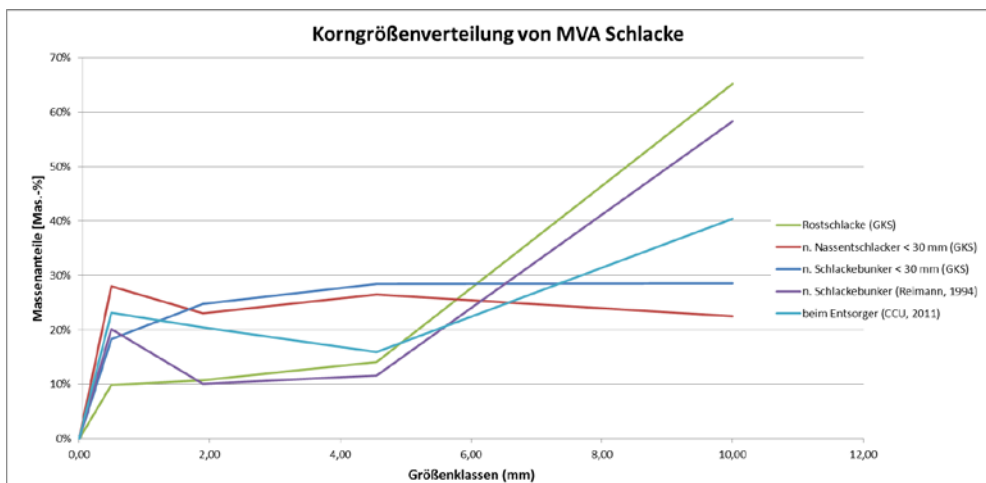


Abb. 2.6: Korngrößenverteilungen

Eine Übersicht über die Schüttdichten, Feuchten und Lückengraden zeigt Tab. 2.1.

Tab. 2.1: Übersicht über die Messergebnisse

Größe:	Bemerkungen zu Größen:	Einheit:	Festgelegter Wert:	Festgelegter Bereich:	Mittelwert:	Standardabweichung:
Quelle:	GKS				Berechnet	Berechnet
Messbedingung:	siehe Einzelmessungen					
Bemerkungen zu Messungen:						
Reindichte (trocken), qualitativ berechnet		[kg/m ³]	2.750	2.400-2.800		
Reindichte (trocken), gemessen	verlässlich	[kg/m ³]	2.750	2.400-2.800	2770	
Schüttdichte, feucht, aus Schlackebunker	verlässlich	[kg/m ³]	1.350	1.200-1.400	1342,83	
Schüttdichte, trocken, aus Schlackebunker	verlässlich	[kg/m ³]	1.150	1.100-1.300	1168,26	
Feuchte b. Verlad. aus Schlackebunker	verlässlich	[%]	15%	10 - 15%	13,00%	
Lückengrad, trocken, aus Schlackebunker	verlässlich	[-]	0,58	0,5 - 0,6	0,58	
Schüttdichte, feucht, n. Naßentschlacker	verlässlich	[kg/m ³]	1.100	1.000-1.200	1120,82	77,58
Schüttdichte, trocken, n. Naßentschlacker	verlässlich	[kg/m ³]	850	800-900	838,45	52,01
Feuchte n. Naßentschlacker	verlässlich	[%]	23%	22-28%	25,11%	0,02
Lückengrad, trocken, n. Naßentschlacker	verlässlich	[-]	0,69	0,6 - 0,7	0,59	0,03
Schüttdichte, trocken, auf Ausbrandrost	verlässlich	[kg/m ³]	600	500-800	593,35	22,34
Lückengrad, trocken, auf Ausbrandrost	verlässlich	[-]	0,78	0,7 - 0,8		0,01

2.2 Schüttdichte von Müll

Die Schüttdichte von Müll ist stark vom Verpressungszustand abhängig. Während die Schüttdichte von Rohschlacke in der Literatur so gut wie gar nicht zu finden ist, sind zur Schüttdichte von Müll die unterschiedlichsten Zahlen angegeben. Diese schwanken von 100 kg/m³ bis 1.000 kg/m³.

Bei den hier vorgestellten Ergebnissen wird die Variation des Feuchtegehalts des Mülls nicht betrachtet. Es wurde von einem Müll mit einer mittleren Feuchte von etwa 25 Mas.-% ausgegangen. Aus der Literatur ergeben sich für Abfall in Müllsäcken z.B. 100 kg/m³ und in Mülltonnen von ca. 170 kg/m³. Zuverlässig konnte die Schüttdichte von rund 250 kg/m³ auf Schubboden-LKW ermittelt werden. Interessant war die mögliche starke Verdichtung des Mülls um etwa einen Faktor 3 durch den Müllgreifer im Bunker (Abb. 2.7). Diese wurde aus dem gemessenen Müllgewicht und dem optisch vermessenen Müllvolumen im Greifer ermittelt. Eine derart große Verdichtung ist selbst mit Presscontainern in Regel nicht erreichbar, da in diesen die eingeschlossene Luft schlecht entweichen kann.

Für das Modell ist die Mülldichte auf der Aufgabe zum Rost besonders relevant, um den Müllmassenstrom zur Verbrennung möglichst genau abzubilden. Durch die Analyse der Betriebsdaten konnte ermittelt werden, dass pro Doppelhub (d.h. Vor- und Rückhub des Aufgabeschiebers in der Konfiguration des GKS) eine Masse von 1,35 t/DH der Feuerung zugeführt wird. Dies gilt für den Mittelwert eines Jahres ebenso wie für den Mittelwert eines Monats und einer Woche. Für die tagesbezogene Auswertung ist die Anzahl der Greiferbewegungen zu gering. Bezogen auf die Breite und die Höhe des Aufgabeschiebers sowie die Länge des Hubes ist die spezifische Hubleistung etwa 1,5 t/m³ (Aufgabeschieber-Hub-Volumen) (Tab. 2.2). Erste Vergleiche mit anderen Anlagen zeigen, dass diese sich in einem ähnlichen Größenbereich +/- 15 % bewegen. Unter Berücksichtigung der Kraftlinien

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

in der Müllsäule des Mülltrichters wird eine mittlere Mülldichte von rund 600 kg/m³ berechnet.



Abb. 2.7: Müllgreifer im Müllbunker

Tab. 2.2: Berechnung der Mülldichte am Aufgabeschieber zum Rost

Verbrannte Müllmasse 2010		177.000	t/a
DH/h (Jahresmittelwert 2010)	L11	5,0249	DH/h (inkl. Stillstandszeiten)
	L12	4,8089	DH/h
	L13	5,1190	DH/h
Jahresstunden		8.760	h/a
		130.987	DH/a
Einzel-Hubmasse		1,35	t/DH
Spezif. Hub-Horizontalfläche		0,44	t/m²
Spezif. Hubdichte		1,46	t/(Aufgabeschiebertvolumen)
Hublänge		1,050	m
Hubbreite		2,944	m
Hub-Horizontalfläche		3,091	m ²
Höhe des Schiebers		0,300	m
Rein-Hubvolumen		0,92736	m ³
Aufgabe-Maul-Höhe		0,900	m
Maximal-Hubvolumen		2,782	m ³
Mitnahme-Hubvolumen-Faktor		0,800	-
Aufgabe-Hubvolumen		2,225664	m ³
Aufgabe-Mülldichte		607	kg/m³

Tab. 2.2: Schüttdichten von Müll

Größe:	Einheit:	Festgelegter Wert:	Mittelwert:
Quelle:	GKS		
Messbedingung:	siehe bei Einzelmessungen		
Bemerkungen zu Messungen:			
Schüttdichte-Eimer/Säcke	[kg/m ³]	100	105
Schüttdichte-Mülltonne	[kg/m ³]	170	175
Schüttdichte-LKW (Schubbodenaufleger)	[kg/m ³]	250	254
Schüttdichte-Müllgreifer	[kg/m ³]	700	705
Schüttdichte-Aufgabeschieber	[kg/m ³]	600	607

Hier konnten einige physikalische Größen von Müll und Schlacke etwas genauer ermittelt werden. Die gefundenen Zahlenwerte gilt es weiter zu verifizieren und mit Daten aus anderen Anlagen abzugleichen. Aus der Kenntnis der Dichten und Schüttdichten kann sowohl der Lückengrad, als auch der theoretische Druckverlust durch die Schüttung bestimmt werden.

2.3 Druckverlust über Rost und Brennbett

Gelegentlich wird versucht über den Druckverlust auf die Regelung der Feuerung einzuwirken, um z.B. Überschüttungen zu vermeiden. Im GKS hat diese Art der Regelung nicht funktioniert, da die Druckverluste über Rost und Brennbett zu gering sind. Während in der Literatur teilweise von Druckverlusten von 10 – 40 mbar gesprochen wird, konnte im GKS lediglich ein Druckverlust von rund 1 – 4 mbar gemessen werden. Dazu wurden an verschiedenen Messstellen Drücke aufgenommen und bewertet (Abb. 2.8). Die ermittelten Differenzdrücke zeigt Tab. 2.3. Der Druckverlust über dem leeren Rost betrug etwa 0,15 mbar.

Tab. 2.3: Druckdifferenzen über Rost und Brennbett

	Mittelwerte	
Größe:	Druckverlust über Müll und Rost	zugehörige Gasgeschwindigkeit
Einheit:	[mbar]	[m/s]
Unterwindzone 1	3,424	0,036
Unterwindzone 2	3,261	0,133
Unterwindzone 3	3,678	0,222
Unterwindzone 4	3,154	0,187
Unterwindzone 5	1,102	0,027

Der Unterschied zu den Werten in der Literatur dürfte in der Messstelle liegen: Nach Gebläse und vor den Regelklappen der Unterwindzonen weist das GKS auch ca. 20 mbar auf, die sich jedoch nach den Regelklappen auf die oben genannten Werte reduzieren.

Der Druckverlust kann für das Programm als Hilfsgröße zur Berechnung von Lückengraden etc. herangezogen werden.

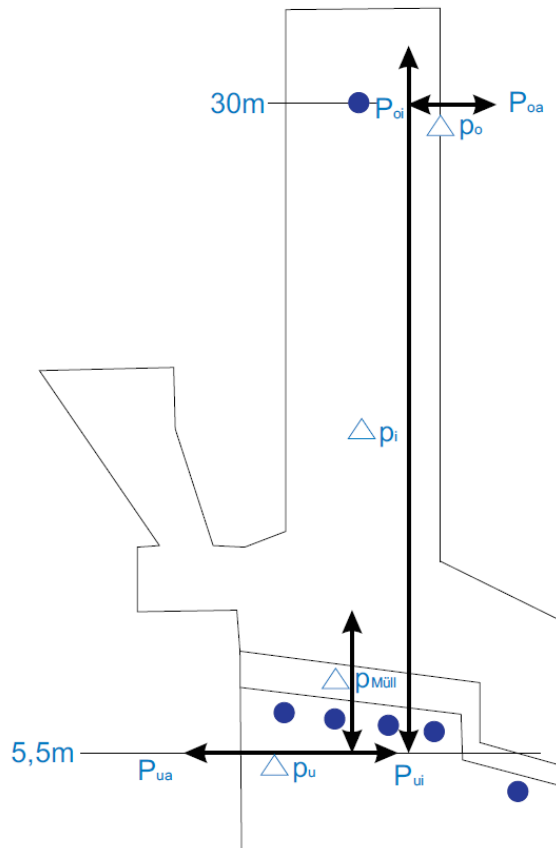


Abb. 2.8: Bezeichnungen bei der Messung der Druckverluste [Häring, 2011]

3. Bewegung des Mülls auf dem Rost

Die Schütthöhe auf dem Aufgabebereich füllt in den MVA in der Regel das komplette Aufgabebereich aus. Die Schüttung nach dem Aufgabebereich ohne Feuer zeigt Abb. 3.1. Aus Filmaufnahmen der Müllaufgabe ohne Feuer in einer MVA ist ersichtlich, dass sich der Müll eher als „Bulk“ über den Rost bewegt und dies obwohl in der betreffenden Anlage jede Roststabelle separat bewegt werden kann. Erste Aufnahmen mit einer Hochtemperaturkamera im Feuerraum im GKS bestätigen diese Aussage auch für den Betrieb mit Feuer. Dies zeigt, dass die Annahme einer Bulkbewegung für die Simulation, wie sie in CombAt verwendet

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

wird, ausreichend sein dürfte. Ob eine stärkere Partikelauflösung, wie sie z.B. bei der Discret-Element-Methode (DEM) angewendet wird (siehe z.B. [Brosch, 2011]), zu erweiterten Erkenntnissen führen kann, wäre noch zu zeigen. Zumindest wird momentan durch die in CombAte verwendete Methode ein hohes Maß an realer Abbildung bei gleichzeitig extrem hoher Modellgeschwindigkeit (ca. 50-fach schneller als Echtzeit) erzielt.

Mit zunehmender Freisetzung der Flüchtigen und damit anteiliger Zunahme der Schlacke wird eine stärkere Rotationsbewegung der größeren Partikel beobachtet. Offensichtlich verliert der Müll durch die Flüchtigen auch die Verhakungseigenschaft zwischen den Müllbestandteilen. Allerdings ist die Rotationsbewegung gering ausgeprägt und bedingt durch die im Allgemeinen niedrige Doppelhubzahl der Roststäbe sehr langsam.



Abb. 3.1: Frischer, unverbrannter Müll unterhalb des Aufgabetisches (Schichthöhe maximal etwa 0,8 m bezogen auf die Randsteine)

4. Validierung des Ausgasungsverhaltens

Neben den physikalischen Größen ist das chemische Verhalten des Mülls von besonderer Bedeutung. Hier ist der Ausgasungs- bzw. Pyrolyse-Vorgang für die Reaktion in der Gasphase die entscheidende Größe. Allgemein werden größere Mengen, z.B. 1 Liter, von Müll in einer Vorrichtung verbrannt und dabei die Gewichtsabnahme bestimmt. Dadurch kann eine globale Brennstoffumsetzung formuliert werden. Nachteil dieses Verfahrens ist, dass die Freisetzung vom Wärmeübergang in den Brennstoff überlagert ist. Es spielt dann also z.B. eine Rolle, wie stark der Brennstoff verdichtet ist und wie schnell bzw. auf welche Art die Wärme auf den Brennstoff übertragen wird.

In CombAte wird der Wärme- und Stoffübergang entkoppelt. Dazu wird die Freisetzung einer kleinen Menge von Brennstoff quasi ohne Beeinflussung des Wärmeübergangs ermit-

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

tern verurteilt, da die Anzahl der entstehenden Spezies, vor Allem organischer Substanzen, einige Tausend umfasst und diese nicht vollständig zu ermitteln sind. Die Elementaranalyse liefert dagegen eine zuverlässige Verteilung der Elemente, die mit den üblichen Heizwert-, Elementar- und Kurzanalysen der Brennstoffe abgeglichen werden kann. Eine Übersicht über die Analyseapparaturen liefert Abb. 4.1. In Abhängigkeit der Temperaturen ergeben sich Graphen mit monoton fallenden Funktionen, die die Freisetzung der Flüchtigen beschreiben (Beispiel für Feinmüll siehe Abb. 4.2). Die gewonnenen, kumulierten Daten sind mit den Daten der gewöhnlichen Brennstoffanalysen (Abb. 4.3) zu vergleichen. Es ist zu beachten, dass die Brennstoffanalysen gemäß DIN 51700 ff. nur bei Temperaturen von 805 °C ermittelt werden, während die Freisetzungsuntersuchungen bis 900 °C (bzw. bis 1.000 °C für die (Erd-) Alkalien) reichen.

Tab.: 4.2: Reduzierte Anzahl von Fraktionen

1 (Feinmüll)	12,6
2 (Mittelmüll)	11,6
3 (Organik)	14,1
4 (Papier, Pappe, Kartonagen)	10,0
5 (Hygieneprodukte)	9,0
6 (Kunststoffverpackungen incl. Folien, Sonstige Kunststoffe)	9,5
7 (Textilien, Schuhe)	5,2
8 (Verbundverpackungen, sonstige Verbunde, Elektronikschrott, Renovierung, Staubsaugerbeutel)	10,5
9 (Holz)	1,6
10 (Leder, Gummi, Kork, Rest)	4,4
11 (Inertes)	11,5
<i>Summe</i>	<i>100,0</i>

Um Reaktionen in der Gasphase des Modells berechnen zu können, sind jedoch Gasspezies, d.h. nicht nur Elemente, zu ermitteln. Dazu wird aus der Elementaranalyse über eine Gibbs-Minimierung mit Randbedingungen (Heizwert der Fraktion, Monotonie etc.) ein Ensemble von Spezies bestimmt. Dieses ergibt die in CombAte eigentlich verwendeten Freisetzungskurven (Abb. 4.4).

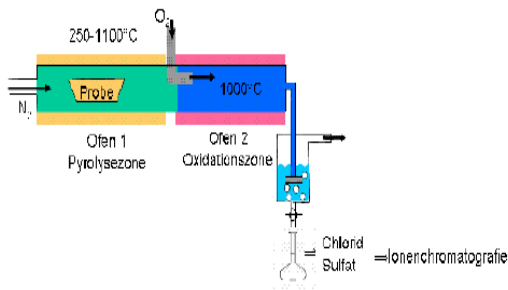
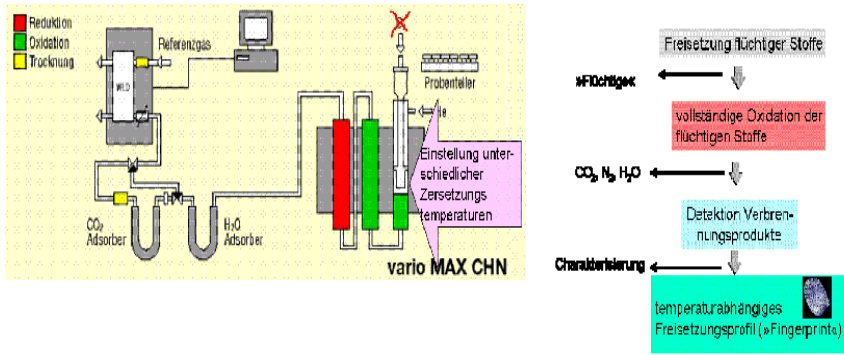


Abb. 4.1: Analyseapparaturen zur Bestimmung der Flüchtigen [Marzi, 2006]

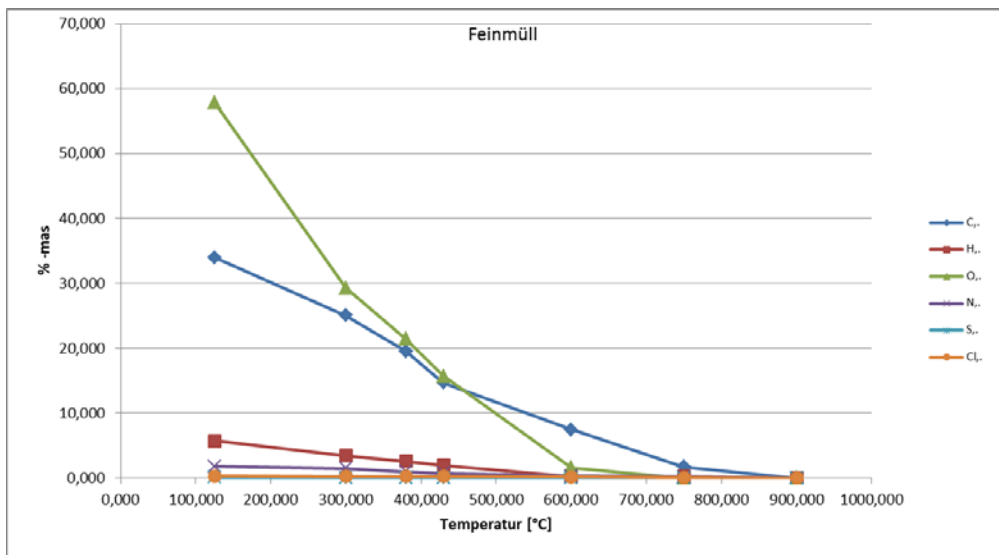


Abb. 4.2: Freisetzung der Elemente für die Fraktion „Feinmüll“

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

4.1.1 Daten aus der Sortieranalyse des BLU

Stoffgruppe	Anteil am Restmüll (bez. auf Trockenmasse) [%]	Wassergehalt [%]
Feinmüll	12,6%	28,7

4.1.2 Konventionelle Brennstoffcharakterisierung

Parameter	Wert
Wassergehalt [%]	5
Brennwert (Ho) [MJ/kg TS]	5,4
Heizwert (Hu) [MJ/kg TS]	5,0
Asche [% TS]	65
Flüchtige Bestandteile [% TS]	31
Cfix [% TS]	3,1
Chlor (ges.) [% TS]*	0,11/0,25
Schwefel (ges.) [% TS]*	0,18/0,38
Kohlenstoff (ges.) [% TS]	15,8
Wasserstoff (ges.) [% TS]	2
Stickstoff (ges.) [% TS]	0,7

*Ergebnisse Doppelbestimmung

4.1.3 Temperaturabhängiges Freisetzungsverhalten von Flüchtigen und deren Heizwert

Freisetzungstemperatur [°C]	Komponente	N [%]*	C ** [%]	H * [%]	O *** [%]	Hu** [MJ/kg]
300	Flüchtige	0,11	3,1	0,8	10,5	0,7
380	Flüchtige	0,28	5,0	1,1	13,2	1,3
430	Flüchtige	0,37	6,7	1,3	15,2	2,0
600	Flüchtige	0,52	9,2	1,9	22,9	2,5
750	Flüchtige	0,56	11,2	1,9	20,7	3,5
900	Flüchtige	0,63	11,8	2,0	20,1	3,9
900	Koklenrückstand n. Entgasung	0,08	3,9	0,1		1,5
Gesamt***		0,7	15,7	2,1	19,3	5,4

*Messwerte, **berechnete Werte, ***Summe Koklenrückstand und Flüchtige bei 900°C

Abb. 4.3: Vergleich der normalen Brennstoffanalysen (links) und er kumulierten Freisetzungsanalysen (rechts)

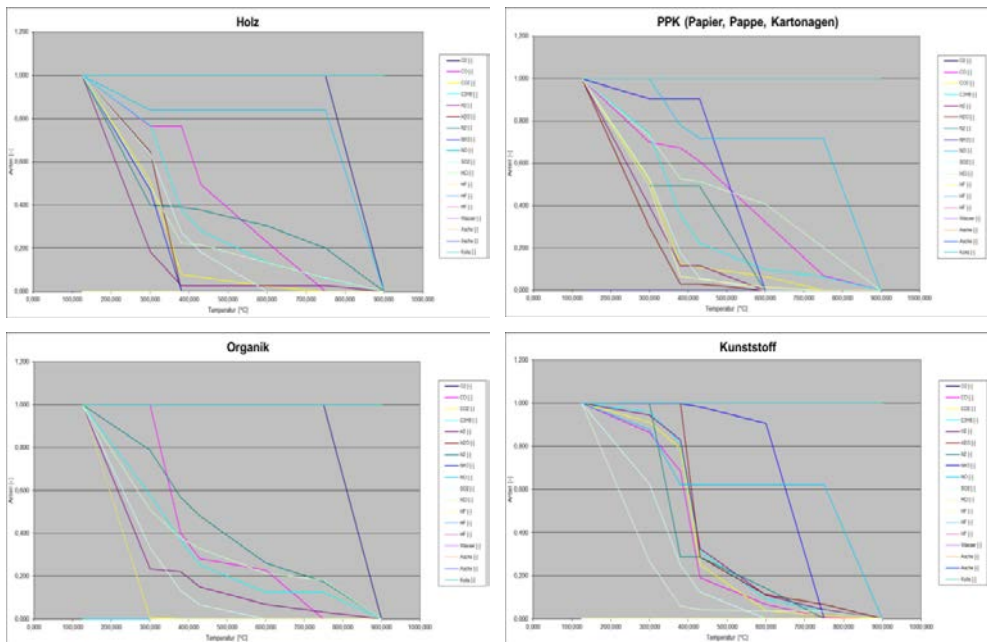


Abb. 4.4: Vier Beispiele aus den 10 analysierten Fraktionen

Für jede der 10 Fraktionen können so Freisetzungskurven ermittelt werden. Es ist gut erkennbar, dass sich die Freisetzungsverhalten der Proben über einen weiten Temperaturbereich erstrecken und sich teilweise stark unterscheiden. Um eine Vereinfachung bei der Angabe der Brennstoffe zu erreichen, wurden nach der Analyse des Freisetzungsverhaltens und mehrere, ähnliche Fraktionen zu Gruppen zusammengefasst. Dies hat den Vorteil, dass sich dadurch auch eine Verringerung der Rechenzeit des Programmes ergibt.

Die Zusammenfassungsmöglichkeiten werden in Abb. 4.5 dargestellt. Das Freisetzungsverhalten der entstehenden Fraktionen kann additiv bestimmt werden (Abb. 4.6). Das Konzept der entkoppelten Flüchtigenfreisetzung und Wärmeübertragung zeigt Abb. 4.7.

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

Nr.	Kombination an Heizwert	Nr.	Kombinationen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Kombinationen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Hauptfraktionen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Zu messende Fraktionen	Massen-Anteile am Stück	
	([Kilg in Gesamt-Innenluft])			(Max.-%)				(Max.-%)			([Kilg.f. Fraktion])	(Max.-%)	([Kilg.f. Fraktion])			(Max.-%)	
1	Gesamt-Feuchtmüll	10,9	Gesamt-Feuchtmüll (ohne Inertes)	100,0%	12,4	1	Niederkalorik / Feucht-Fraktion (H ₂ O _{inh} < 11 MJ/kg, FI < 75 Max.-%, W < 15 Max.-%)	64,7%	6,4	2	Feucht-Fraktion (H ₂ O _{inh} < 11 MJ/kg, FI < 75 Max.-%, W < 40 Max.-%)	25,5	6,4	3	Organik	15,9	14,1
														4	Hygienezusätze	10,2	9,0
														5	Mittelkalorik (3-40 mm)	13,1	11,6
														6	Feuchtkalorik (2 Bruch)	14,2	12,6
														7	Präzise Plaste, Kartonsagen (PPF)	11,3	10,0
8	Asphalt (hoch)	1,8	1,6														
9	Textrite	5,9	5,2														
10	Kunststoffe	10,7	9,5														
11	Verbunde	11,9	10,5														
12	Leichtgewicht-Abfallarten (LGA)	5,0	4,4														
2	Hochkalorik / Trocken-Fraktion (H ₂ O _{inh} > 11 MJ/kg, FI > 75 Max.-%, W < 15 Max.-%)	35,3	23,4	3	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf ASt)	11,5	0,0	11	Inertes	11,5	11,5						
1	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf ASt)	11,5	0,0														
1	Summe	111,5%	Summe	111,5%								111,5	111,5	100,0			

Nr.	Kombination an Heizwert	Nr.	Kombinationen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Kombinationen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Hauptfraktionen	Massen-Anteile am Stück	Heizwert	Nr.	Zu messende Fraktionen	Massen-Anteile am Stück	
	([Kilg in Gesamt-Innenluft])			(Max.-%)				(Max.-%)			([Kilg.f. Fraktion])	(Max.-%)	([Kilg.f. Fraktion])			(Max.-%)	
1	Gesamt-Feuchtmüll	10,9	Gesamt-Feuchtmüll (ohne Inertes)	100,0%	12,4	1	Niederkalorik / Feucht-Fraktion (H ₂ O _{inh} < 11 MJ/kg)	72,4%	7,6	2	Niedrigkalorik-Fraktion (H ₂ O _{inh} < 11 MJ/kg)	53,4	5,5	3	Organik	15,9	14,1
														4	Hygienezusätze	10,2	9,0
														5	Mittelkalorik (3-40 mm)	13,1	11,6
														6	Feuchtkalorik (2 Bruch)	14,2	12,6
														7	Präzise Plaste, Kartonsagen (PPF)	11,3	10,0
8	Asphalt (hoch)	1,8	1,6														
9	Textrite	5,9	5,2														
10	Kunststoffe	10,7	9,5														
11	Verbunde	11,9	10,5														
12	Leichtgewicht-Abfallarten (LGA)	5,0	4,4														
2	Mittelkalorik-Fraktion (H ₂ O _{inh} > 11 bis < 20 MJ/kg)	19,0	13,6	3	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf ASt)	11,5	0,0	11	Inertes	11,5	11,5						
1	Hochkalorik / Trocken-Fraktion (H ₂ O _{inh} > 20 MJ/kg)	27,6	24,9														
1	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf ASt)	11,5	0,0														
1	Summe	111,5%	Summe	111,5%								111,5	111,5	100,0			

Abb. 4.5: Zusammengefasste Fraktionen nach Feuchtegehalt (oben) bzw. nach Heizwert (unten)

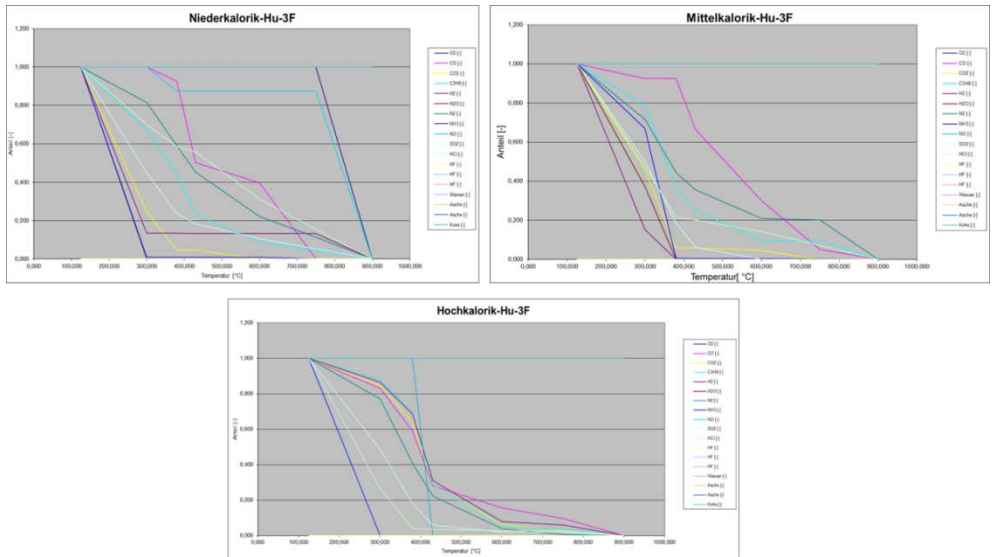


Abb. 4.6: Freisetzungverhalten der nach Heizwert zusammengefassten Fraktionen

Insgesamt zeigt sich eine gute Übereinstimmung der theoretischen Modellierung und der praktischen Versuche (siehe auch [Weghaus, 2010]). Das Konzept der entkoppelten Freisetzung eröffnet gute Möglichkeiten bei der Modellierung und ermöglicht die flexible Übertragung der Messdaten auf unterschiedlichste Brennstoffe, insbesondere unterschiedlicher geometrischer Abmessungen.

5. Validierung von Prozessgrößen

Während die möglichst realitätsnahe Bestimmung physikalisch-chemischer Eigenschaften für die grundsätzliche Modellerstellung relevant ist, muss das Modell den in der Anlage beobachteten Prozessgrößen möglichst nahe kommen.

Dazu sind in der Vergangenheit u.a. in Forschungsprojekten gefördert vom StMUG-Bayern und der EU im Rahmen von EFRE-Projekten sowie dem ebenfalls geförderten EU-Projekt „NextGenBioWaste“ Daten ermittelt worden. Messungen sind insbesondere an den in Abb. 5.1 darstellten Messpositionen im Feuerraum der GKS-MVA durchgeführt worden.

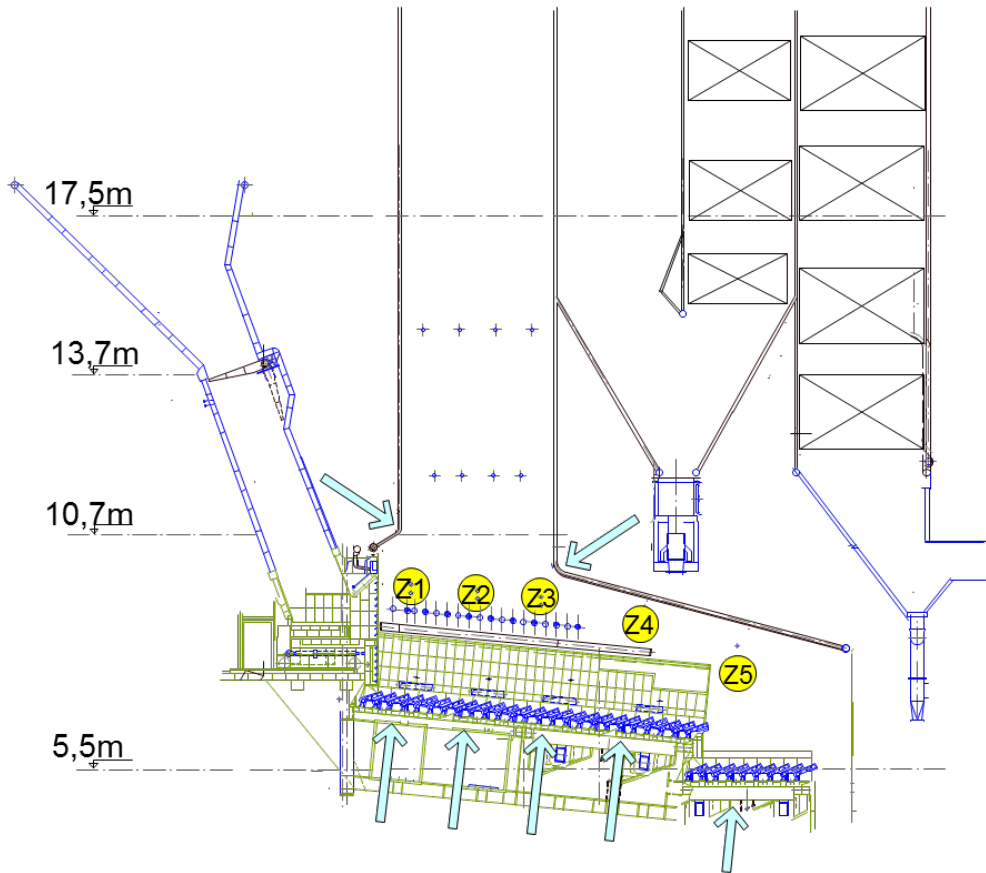


Abb. 5.1: Messpositionen in der GKS-Feuerung

Gut validierbar sind die kontinuierlich gemessenen Temperaturen (mittels IR-Spektroskopie im Feuerraum) und die diskontinuierlich gemessenen CO-Gehalte aus Tab. 5.1 mit den Darstellungen in Abb. 5.2. Sicherlich kann nicht eine hundert prozentige Übereinstimmung zwischen realer Anlage und Modell erreicht werden, jedoch ist die Übereinstimmung zwischen Modell und realer Anlage verblüffend genau. Die Temperaturen über dem Ausbrandrost sind minimal zu kalt, was darauf zurückzuführen ist, dass das Strahlungsmodell der Gasphase im Modell vereinfacht ist. Dennoch zeigen alle Tendenzen die korrekte Größe und in die richtige Richtung.

Tab. 5.1: Messdaten aus der GKS-Feuerung

Größe:	Einheit:	Z 1	Z 2	Z 3	Z 4	Z 5
Unterwind	m³/h(N,tr)	1.250	3.300	4.750	3.600	900
Plattenluft	m³/h(N,tr)	3.700	1.300	1.200	700	-
Primärluft	m³/h(N,tr)	4.950	4.600	5.950	4.300	900
Vol.-Str.	m³/h(N,tr)	4.577	4.862	10.636		873
CO	Vol.-%	2,49	1,64	0,07		0,00
CO2	Vol.-%	17,5	11,9	9,5		3,9
SO2	mg/m³	947	953	325		108
HCl	mg/m³	1.396	453	456		216
Temp.	°C	1.050	1.150(1.100)	1.100(1.150)	850	700
Schütthöhe	mm	?	?	?	150-200	200-250

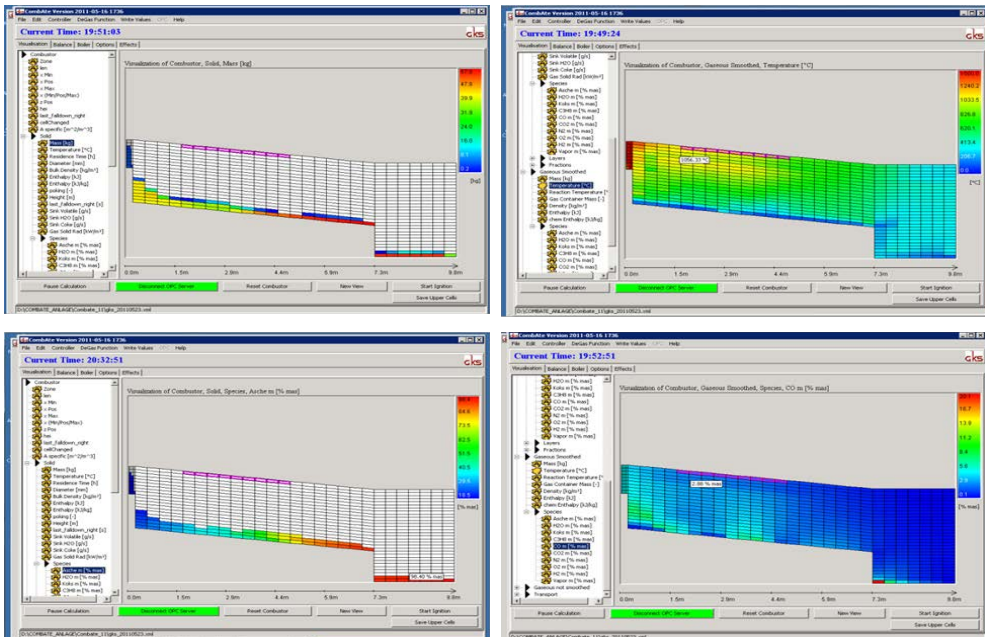


Abb. 5.2: Vergleichende Betrachtung für die Messdaten aus Tab. 5.1 und die Modell-daten

Zur weiteren Validierung wurden Nah-IR-Kameraaufnahmen von der Kesseldecke auf den Rost durch Hans Hunsinger und Dr. Keller, KIT-Karlsruhe, vorgenommen, wobei jedoch Verbrennungsintensitäten detektiert wurden und nicht eine exakte Temperatur (Abb. 5.3).

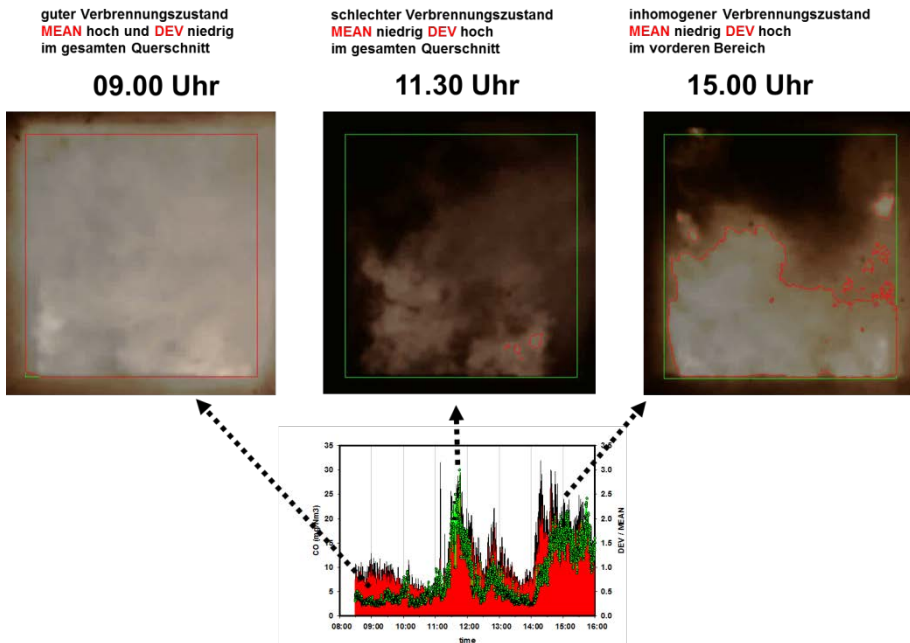


Abb. 5.3: Messung der Verbrennungsintensitäten (Dank an Dr. Keller von KIT-Karlsruhe)

Ferner sind Versuche mit einem Messgerät („Ballinstrument“) durchgeführt worden, dass dem Müll zugegeben worden ist (Abb. 5.4). Auch wenn dies sicherlich ein interessanter Versuch war, müssen die Ergebnisse jedoch mit Vorsicht interpretiert werden. Details zu diesem Versuch können der Präsentation von Herrn Dr. Schosger anlässlich der „Feuerungs- und Kesseltagung 2009“ entnommen werden [Schosger, 2009].

Die Verlässlichkeit des Modells kann insbesondere im Vergleich instationärer Messgrößen belegt werden. Das Modell ist kontinuierlich über OPC mit den Eingangsgrößen der Anlage (d.h. Luftmengen und Rostgeschwindigkeiten) gekoppelt und erhält daraus die Eingangsgrößen zu jeder Sekunde. Abb. 5.5 zeigt einen Zeitausschnitt einer 3-monatigen Messfahrt mit Modell-Anlagen-Kopplung. Die Analyse der Daten, hier als Linien im Prozessdatensystem Acron dargestellt, zeigt eine ausgezeichnete Übereinstimmung der realen Prozessdaten mit den vom Modell berechneten Prozessdaten. Das Modell ist etwas dynamischer in seinen Reaktionen, was im Wesentlichen auf eine begrenzte Anzahl von Müllfraktionen im Modell zurückzuführen ist. Ein erweiterter Einsatz von Müllfraktionen im Modell läuft derzeit und führt bereits zu einer mit der realen Anlage vergleichbareren Dynamik.



Abb. 5.4: Das „Ballinstrument“ auf dem Ausbrandrost (links) und nach dem Durchlauf durch die Feuerung (rechts)

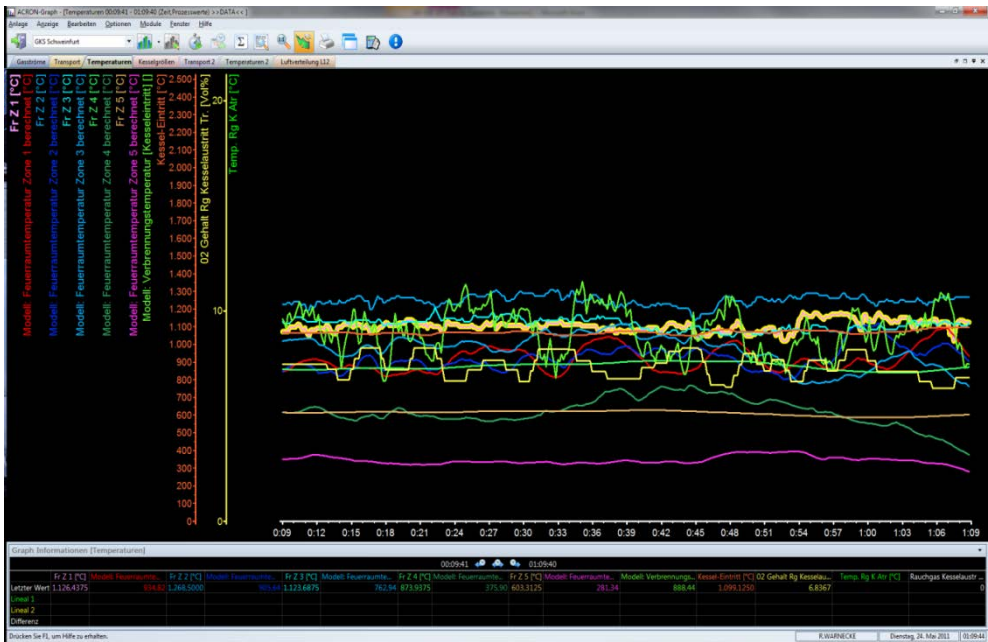


Abb. 5.5: Prozessdaten der Anlage gekoppelt mit den parallellaufenden Modelldaten

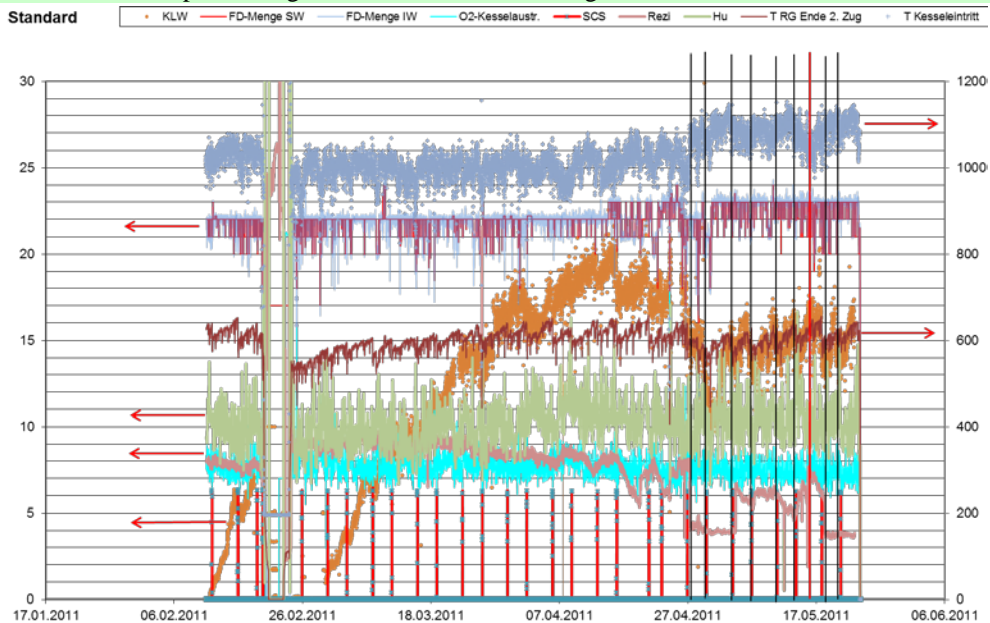


Abb. 6.2: Verlauf von Prozessdaten und Korrosionssignal (hellbraun)

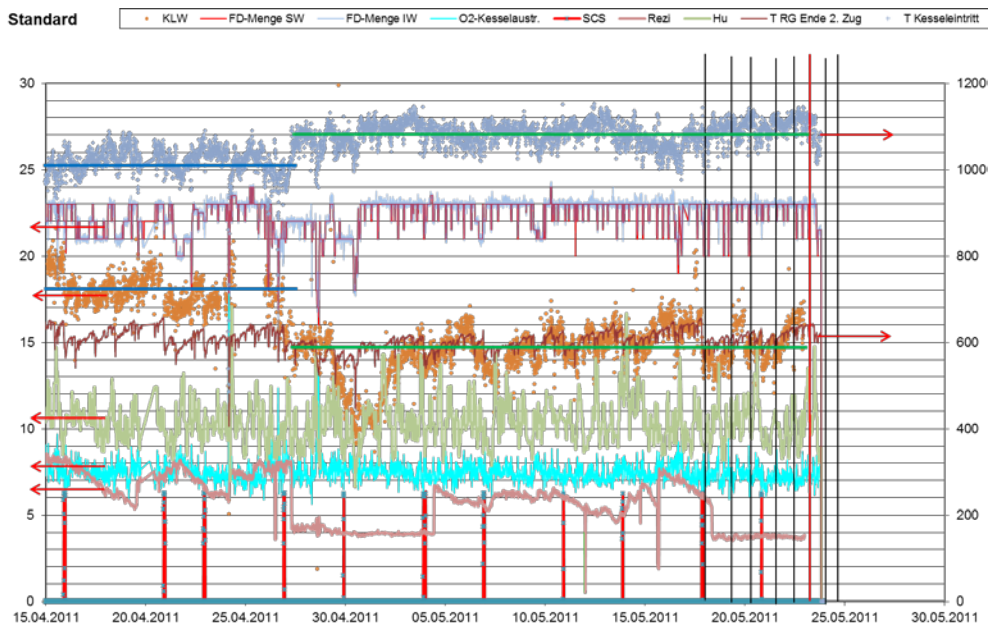


Abb. 6.3: Auszug aus Abb. 6.2

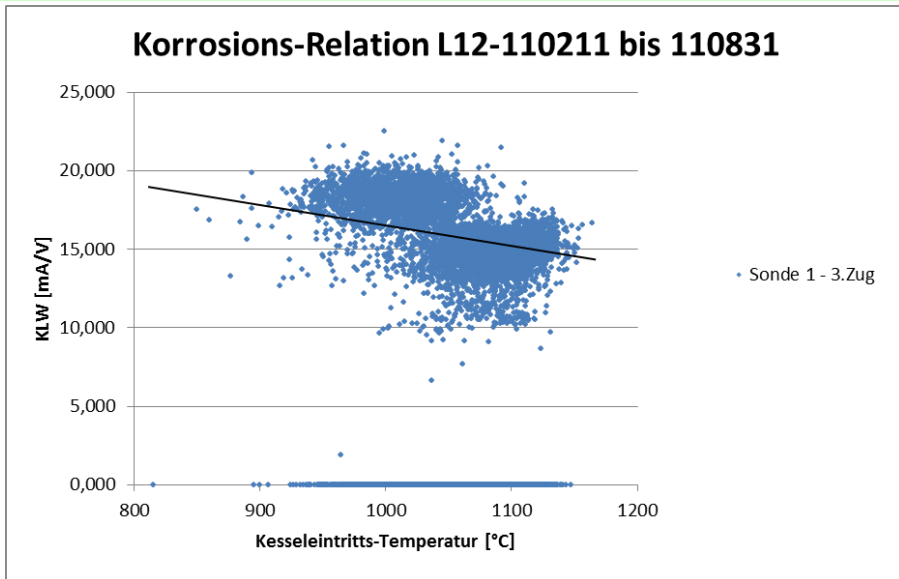


Abb. 6.4: Korrosionsleitwert über Kesseleintrittstemperatur (gemessen über IR-Spektroskopie)

7. Zusammenfassung und Ausblick

Die Modellierung von Prozessen ist in der Industrie Stand der Technik. Demgegenüber ist in der Verbrennung von Abfall (z.B. Müll bzw. Ersatzbrennstoff) aber auch Biomasse die Modellierung bisher noch mit vergleichsweise geringem Aufwand betrieben worden. Dennoch zeigt sich, dass die Simulation von Prozessen zu einem erweiterten Verständnis führen kann. Die Kombination von praktischer Beobachtung und theoretischer Modellierung soll so zu einer Optimierung der Anlage und somit der wirtschaftlichen Ergebnisse führen.

Weitere zielgerichtete Untersuchungen von verschiedenen Betreibern, unterstützt durch Institute und Hochschulen, könnten hier einen wertvollen Beitrag leisten.

Literatur

[Brosch, 2011] Brosch, B.; Simsek, E.; Wirtz, S.; Scherer, V.; Waldner, M.: Gekoppelte DEM/CFD-Simulation einer Hausmüllverbrennungsanlage. 25. Flammentag - Karlsruhe. VDI, Düsseldorf, 2011

[Häring, 2011] Häring, D.; Warnecke, R.: Interner Bericht „Schüttungseigenschaften“. GKS, Schweinfurt, 2011

[Krüll, 2001] Krüll, F.: Verfahren zur numerischen Simulation von Müllrosten. Dissertation. Universität Bochum, 2001

Warnecke, R.: Optimierung durch Prozessmodellierung

[Marzi, 2006] Marzi, T. et al.: Ersatz- und Sekundärbrennstoff auf Abfällen – Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens. Abfallforschungstage 2006. Hannover, 2006

[Schosger, 2009] Schosger, J.-P.: Übersicht über Monitoring-Möglichkeiten in Feuerung und Kessel. In: VDI-Wissensforum (Hrsg.): Feuerung und Kessel - Beläge und Korrosion in Großfeuerungsanlagen – Fachkonferenz am 23.-24. Juni 2009 in Stuttgart. Düsseldorf: VDI-Verlag, 2009

[Warnecke, 2008] Warnecke, R.; Horn, S.; Weghaus, M.: Feuerungssimulation zur Aufdeckung korrosiver Chloride. In: VDI-Wissensforum (Hrsg.): Technikforum – Beläge und Korrosion, Verfahrenstechnik und Konstruktion in Großfeuerungsanlagen – Seminar am 12.-13. Juni 2008 in Oberhausen. Düsseldorf: VDI-Verlag, 2008

[Weghaus, 2010] Weghaus, M.; Warnecke, R.: Beschreibung der Verbrennungsprozesse auf dem Rost. In: VDI-Wissensforum (Hrsg.): Feuerung und Kessel - Beläge und Korrosion in Großfeuerungsanlagen – Fachkonferenz am 22.-23. Juni 2010 in Frankfurt. Düsseldorf: VDI-Verlag, 2010