



**Gemeinschaftskraftwerk
Schweinfurt GmbH**

GKS • Hafenstraße 30 • 97424 Schweinfurt

Validierung des Feuerungsprogramms "CombAte" zur Prognose des Feuerungsverhaltens

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

Inhalt

1	Einleitung	2
2	Validierung der Schüttdichte von Müll und Schlacke	3
2.1	Schüttdichte von Schlacke	4
2.2	Schüttdichte von Müll	6
3	Validierung des Ausgasungsverhaltens	9
4	Validierung von Prozessgrößen	15
5	Erkenntnis durch Prozesskenntnis!?	18
6	Zusammenfassung und Ausblick	20

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 großem personellen Aufwand und Kosten nötig gewesen.

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) weit weniger gut definiert ist, wie in der chemischen Industrie. Das macht die Erstellung von Simulations- und Optimierungsprogrammen ungleich schwieriger.

Nichtsdestotrotz konnte in den vergangenen Jahren ein Computerprogramm entwickelt werden, dass die wesentlichen Vorgänge auf Verbrennungsrosten zufriedenstellend beschreibt. 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.

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 jedoch die Verlässlichkeit und das Vertrauen in das Programm zu stärken, ist es notwendig, dass die in dem Programm verwendeten Eingangswerte so gut wie möglich validiert werden. Die Eingangsgrößen der Luftmengen und der Rostbewegung können direkt ohne Veränderung aus der realen Anlage via OPC-Kopplung in das Modell einfließen. Ferner sind die geometrischen Größen der Anlage Bestandteil des Modells und damit ebenfalls zuverlässig.

Demgegenüber sind die Eigenschaften des Brennstoffes noch unzureichend bekannt. Dieser Beitrag soll zumindest einige Größen bestimmen helfen.

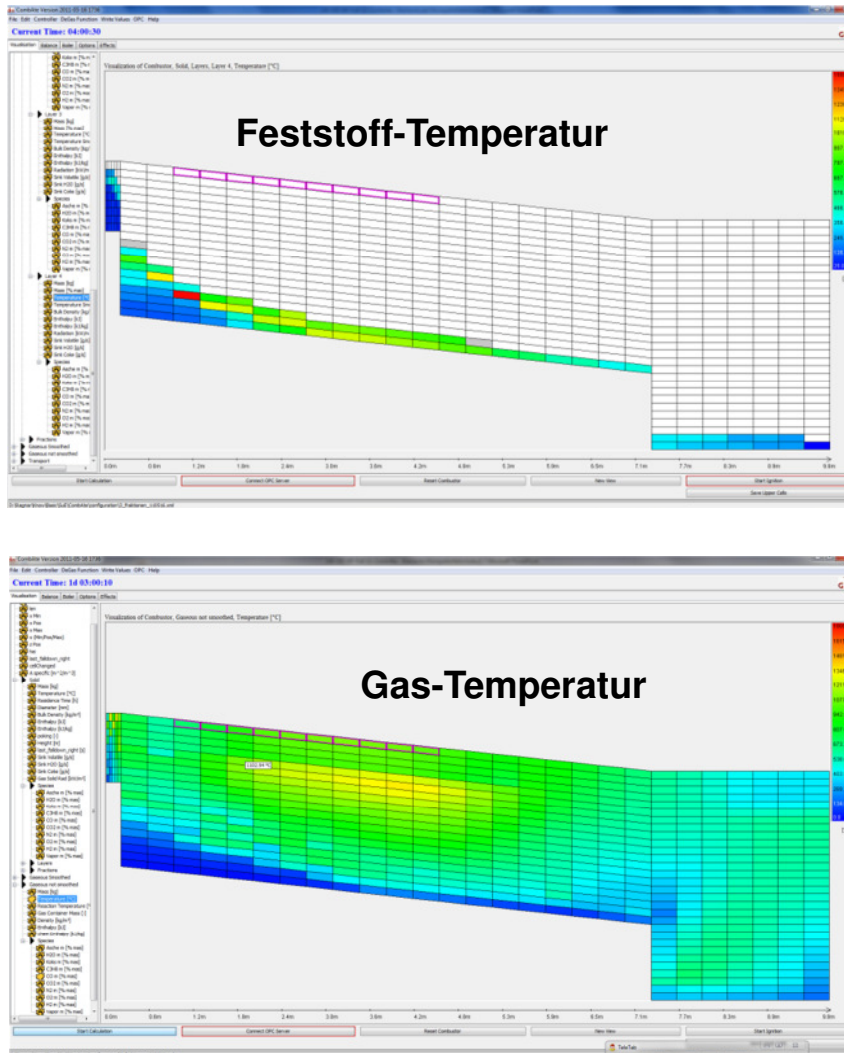


Abb. 1.1: Ergebnisbilder aus der Simulation mit „CombAte“

2 Validierung der Schüttdichte von Müll und Schlacke

Während die Stoffdaten der Gasphase weitgehend bekannt sind, 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 in einem Modell zur Validierung hilfreich. 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.

Im GKS wurden Behälter verschiedener Größe untersucht (Abb. 2.1). Die Proben wurden nach dem Naßentschlacker entnommen, gewogen, die Feuchte bestimmt und die Trockenmasse ermittelt. Die Entnahme vor dem Naßentschlacker war aus Arbeitssicherheitsgründen nicht möglich. Diese Probenahme soll beim nächsten Abfahren der Anlage erfolgen um der Einfluss des Naßentschlackers zu eliminieren (siehe auch am Ende des Abschnitts).

Außerdem wurden LKW für den Schlacketransport gewogen und die Masse zum abgeschätzten Volumen ins Verhältnis gesetzt (Abb. 2.2). Die Feuchte wurde über mehrere Proben bestimmt, so dass eine trockene Schüttdichte berechnet werden konnte.



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


Abb. 2.2: Schlacke-LKW

Eine Übersicht über die gewonnenen Daten liefert Tab. 2.1. Es ergibt sich eine mittlere Trockendichte von 850 kg/m^3 . Darin ist auch der Lückengrad von etwa 0,69 enthalten, der durch die Bestimmung der Rohdichte (= Dichte der aufgemahlenen ($< 64\mu\text{m}$) und Heliumumspülten Schlacke nach DIN EN 993-2) berechnet werden kann.

Tab. 2.1: Übersicht über die Messergebnisse

Größe:	Einheit:	Bemerkungen zu Größen:	Festgelegter Wert:	Festgelegter Bereich:	Mittelwert:	Werte für Mittelwertbildung:					
						Analyse UMSICHT (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	GKS-Labor-Messungen (2011)
Quelle:					Berechnet						
Messbedingung:							Messzylinder	Eimer	Kübel		Mittelwert aus einem Jahr
Bemerkungen zu Messungen:											
Reindichte:	[kg/m ³]										
Rohdichte:	[kg/m ³]	verlässlich	2.750	2.400-2.800	2770	2770					
Schüttdichte, nass, n. Naßentschlacker	[kg/m ³]	verlässlich	1.120	1.000-1.200	1120,82	n.b.	1033	1221	1108		n.b.
Schüttdichte, nass, b. Verlad. aus Schlackebunker	[kg/m ³]										
Schüttdichte, trocken, nach Trocknung	[kg/m ³]	verlässlich	850	800-900	838,45	n.b.	805	912	798		n.b.
Schüttdichte, trocken, auf Ausbrandrost	[kg/m ³]	vorläufig	600	600	600,00					600	
Feuchte n. Naßentschlacker	[%]	verlässlich	24%	22-28%	25,11%	n.b.	22,00%	25,34%	n.b.		28,00%
Feuchte b. Verlad. aus Schlackebunker	[%]										
Lückengrad, nass:	[-]	verlässlich	0,59	0,45 - 0,6	0,60	n.b.	0,63	0,56	0,60		n.b.
Lückengrad, trocken:	[-]	verlässlich	0,69	0,6 - 0,65	0,70	n.b.	0,71	0,67	0,71		n.b.

Um einen systematischen Fehler zu vermeiden, wurde noch ein vereinfachter Pyknometer-Versuch durchgeführt. Hierbei wurde die Schlacke in einen Behälter gefüllt und dieser mit einer Wasserlösung bis zur Oberfläche der Schlacke gefüllt. Der sich ergebende Lückengrad von 0,59 wird etwas zu niedrig sein, da davon ausgegangen werden muss, dass Restluftblasen in der Schlacke zurückgeblieben sind, da eine Rest-Entgasung mittels Ultraschallbad wegen der großen Probemenge nicht möglich war. Somit bestätigen sich die grundsätzlichen Ergebnisse.

Größe:	Wert:	Einheit:	Bemerkung:
Datum	18.05.2011		
Höhe der Schlacke auf dem Rost ca.	0,23	[m]	qualifiziert abgeschätzter Wert mit Hilfe der Randsteinhöhe
Länge des Rosts	2,4	[m]	
Breite des Rosts	2,9	[m]	
Rostfläche	6,96	[m ²]	
Volumen	1,601	[m ³]	
Müllaufgabe Mittelwert	7,5	[t/h]	Mittelwert aus PI 01.01.2010 bis 17.05.2011
Schlackemassenanteil, trocken	23,5	%	Anteil der Masse Schlacke pro Masse Müll nach Herausrechnen des Wassergehalts
Schlackeentnahme Mittelwert	1,770	[t/h]	
Benötigte Zeit	10	[min]	gestoppt
Zurückgelegter Weg	0,784	[m/10min]	beobachtet
zeitabhängiger Weg	4,704	[m/h]	
Verweilzeit	0,510	[h]	
Schlackemenge pro m-Rostlänge	0,38	[t/m]	
Schlackemenge pro m²-Rostfläche	0,13	[t/m²]	
Schlackemenge auf Ausbrandrost	0,90	[t]	
Dichte auf dem Ausbrandrost	564	[kg/m³]	

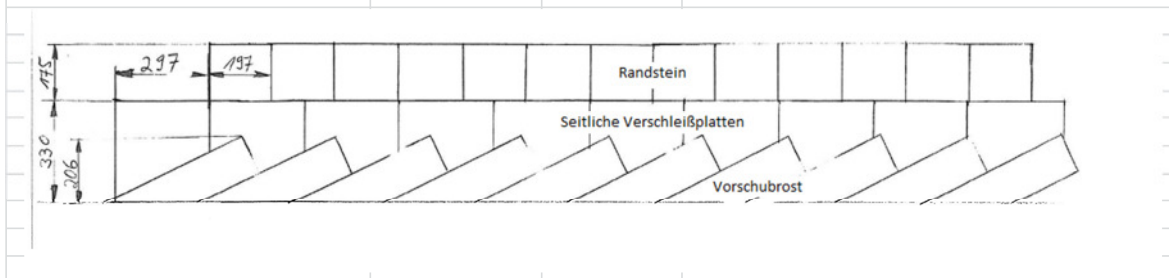


Abb. 2.3: Berechnung der Schüttdichte auf dem Ausbrandrost (vor Naßentschlacker)

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) vorgenommen. Es ergab sich aus einer Reihe von Messungen eine mittlere Schütthöhe von 23 cm. Die sich ergebende Schüttdichte (Abb. 2.3) war etwas kleiner als die oben berechnete Schüttdichte nach dem Naßentschlacker. Allerdings ist die Genauigkeit etwas geringer als bei den vorher vorgestellten Verfahren.

2.2 Schüttdichte von Müll

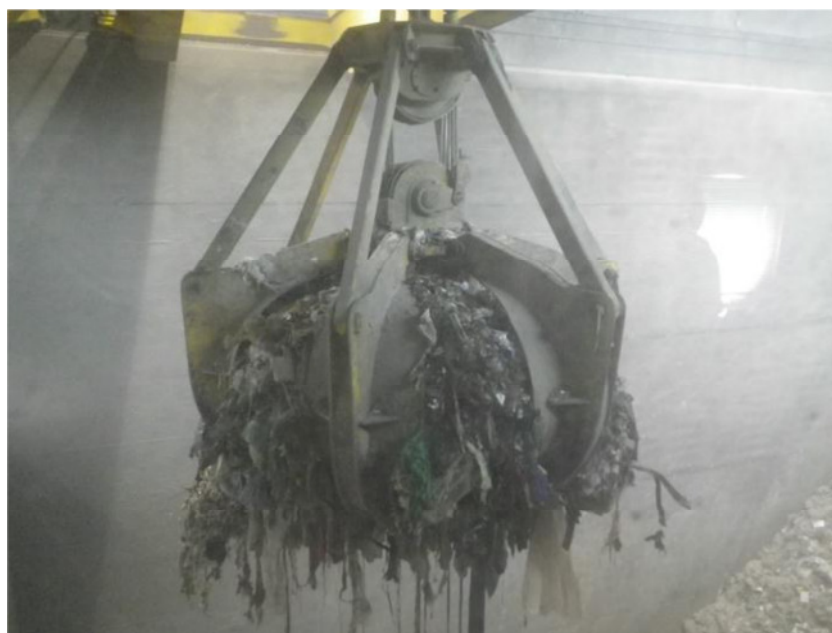
Die Schüttdichte von Müll ist stark vom Verpressungszustand abhängig. Während die Schüttdichte von Rohschlacke in der Literatur so gut wie gar nicht zu finden ist, sind zur Schüttdichte von Müll die unterschiedlichsten Zahlen angegeben (Tab. 2.2). Diese

schwanken von 100 kg/m^3 bis 700 kg/m^3 . Nicht berücksichtigt wurde dabei die Variation des Feuchtegehalts des Mülls. Hier wurde von einem Müll mit einer mittleren Feuchte von etwa 25 Mas.-% ausgegangen. Zuverlässig konnte die Schüttdichte von rund 250 kg/m^3 auf Schubboden-LKW ermittelt werden. Interessant war die mögliche starke Verdichtung des Mülls um etwa einen Faktor 3 durch den Müllgreifer im Bunker (Abb. 2.4). Eine derart große Verdichtung ist selbst mit Presscontainern in Regel nicht erreichbar, da in diesen die eingeschlossene Luft schlecht entweichen kann.

Tab. 2.2: Schüttdichten von Müll

Größe:	Einheit:	Festgelegter Wert:	Mittelwert:							
Quelle:				Literatur Krüll-Dissertation	Wikipedia	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)	Eigene Messungen - Häring (2011)
Messbedingung:						LKW-Messung	Aufgabeschieber	Müllgreifer	HT-Endoskop	Anfahren
Bemerkungen zu Messungen:							zum momentanen Zeitpunkt kein gesicherter Wert		zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich	wird nach der nächsten Revision erledigt
Schüttdichte-Eimer/Säcke	[kg/m ³]	100	105	90-120						
Schüttdichte-Mülltonne	[kg/m ³]	170	175		150-200					
Schüttdichte-LKW	[kg/m ³]	250	254			254				
Schüttdichte-Müllgreifer	[kg/m ³]	700	705					705		
Schüttdichte-Aufgabeschieber	[kg/m ³]	600	607				607		n.b	n.b

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) eine Masse von 1,35 t/DH der Feuerung zugeführt wird. Bezogen auf die Breite des Aufgabeschiebers und die Länge des Hubes ist die spezifische Hubleistung etwa $1,5 \text{ t}/(\text{Aufgabeschieber-Hub-Volumen})$. Es ist im Folgenden zu prüfen, ob diese spezifische Zahl auf andere Anlagen übertragbar ist. Unter Berücksichtigung der Kraftlinien in der Müllsäule des Mülltrichters wird eine mittlere Mülldichte von rund 600 kg/m^3 berechnet (Tab. 2.3).


Abb. 2.4: Müllgreifer im Müllbunker

Tab. 2.3: 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. Hubdichte		1,46	t/(Aufgabeschiebervolumen)
Spezif. Hub-Horizontalfläche		0,44	t/m²
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

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.

Die Schütthöhe auf dem Aufgabetisch füllt im GKS das komplette Aufgabemaul. Die Schüttung nach dem Aufgabetisch ohne Feuer zeigt Abb. 2.5.



Abb. 2.5: Frischer, unverbrannter Müll unterhalb des Aufgabetisches (Schichthöhe maximal etwa 0,8 m bezogen auf die Randsteine)

3 Validierung des Ausgasungsverhaltens

Neben den physikalischen Größen ist das chemische Verhalten des von besonderer Bedeutung. Hier ist der Ausgasungs- bzw. Pyrolyse-Vorgang für die Reaktion in der Gasphase die entscheidende Größe. Allgemein werden größere Mengen 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 ermittelt. Die Wärmeübertragung kann dann in Abhängigkeit der relevanten physikalischen Größen jeweils berechnet werden.

Zunächst ist es jedoch notwendig, den Brennstoff in unterschiedlichen Details zu erfassen. Dazu hat sich die Bildung von Brennstoff-Fraktionen bewährt (Abb. 3.1). Aus der Sichtung zahlreicher Literaturstellen hat sich die Reduzierung auf eine überschaubare Anzahl von Fraktionen als sinnvolle Vereinfachung gezeigt (Abb. 3.2). Dank gilt hier insbesondere auch dem Landesamt für Umwelt in Bayern für die Bereitstellung von Abfallproben.

Eine am Umsicht, Oberhausen, entwickelte Analysemethode wurde in Zusammenarbeit mit GKS um die Analyse von Chlorid- und Sulfatspezies verfeinert.

Grundsätzlich wird jeweils eine geringe Probemenge einer Temperatur ausgesetzt und die entstehenden Flüchtigen verbrannt und online analysiert. So kann eine Elementaranalyse erstellt werden. Eine direkte Analyse der Pyrolyseprodukte ist erfahrungsgemäß zum Scheitern verurteilt, da die Anzahl der entstehenden Spezies 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. 3.3. In Abhängigkeit der Temperaturen ergeben sich Graphen mit monoton fallenden Funktionen, die die Freisetzung der Flüchtigen beschreiben (Beispiel für Feinmüll siehe Abb. 3.4). Die gewonnenen, kumulierten Daten sind mit den Daten der gewöhnlichen Brennstoffanalysen (Abb. 3.5) 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) gehen.

Um Reaktionen in der Gasphase berechnen zu können, sind jedoch Gasspezies 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. 3.6).

			kg/Ea	Mas.-%	Mas.-%	
1	Feinfraktion (bis 8 mm)	Feinfraktion	Feinmüll	12,20	10,84	10,84
2	Mittelfraktion (8 - 40 mm)	Mittelfraktion	Mittelmüll	16,00	14,22	14,22
3	Organik	Küchenabfälle	Organik	22,80	20,27	22,49
		Gartenabfälle		2,30	2,04	
		Tierkadaver		0,10	0,09	
		Sonstige organische Stoffe		0,10	0,09	
4	Papier, Pappe, Kartonagen	PPK-Verpackungen	Papier, Pappe, Kartonagen	3,00	2,67	7,82
		PPK-Druckerzeugnisse		5,50	4,89	
		Sonstige PPK		0,30	0,27	
5	Hygieneprodukte	Windeln	Hygieneprodukte	10,80	9,60	14,49
		Hygienepapiere		5,50	4,89	
6	Kunststoffe	Kunststoffverpackungen	Kunststoffverpackungen incl. Folien, sonstige Kunststoffe	3,80	3,38	6,93
		Kunststofffolien		2,30	2,04	
		Stropor		0,10	0,09	
		Sonstige Kunststoffartikel		1,60	1,42	
7	Textilien	Bekleidungstextilien	Textilien, Schuhe	1,70	1,51	3,73
		Sonstige Textilien		1,50	1,33	
		Schuhe		1,00	0,89	
8	Verbunde	Verbundverpackungen	Verbundverpackungen, sonstige Verbunde, Elektronikschrott, Renovierung, Staubsaugerbeutel	2,10	1,87	7,47
		Elektronikschrott		0,90	0,80	
		Renovierungsabfälle		1,60	1,42	
		Fahrzeugteile		0,10	0,09	
		Staubsaugerbeutel		0,70	0,62	
		Sonstige Verbunde		3,00	2,67	
9	Holz	Holzverpackungen	Holz	0,10	0,09	1,24
		Sonstiges Holz		1,30	1,16	
10	Sonstige Abfallarten	Leder	Leder, Gummi, Kork, Rest	0,10	0,09	1,07
		Gummi		0,20	0,18	
		Kork		0,00	0,00	
		Sonstige Stoffe		0,90	0,80	
11	Problemabfall	Sonderabfall	entfällt für Brennstoff-Charakterisierung "Restmüll"	0,20	0,18	0,36
		Batterien		0,10	0,09	
		Medikamente		0,10	0,09	
12	Spermüll	Spermüll	entfällt für Brennstoff-Charakterisierung "Restmüll"	0,00	0,00	0,00
13	Glas	Behälterglas	entfällt für Brennstoff-Charakterisierung "Restmüll"	4,40	3,91	4,44
		Sonstiges Glas		0,60	0,53	
14	Metalle	Fe-Metallverpackungen	entfällt für Brennstoff-Charakterisierung "Restmüll"	1,30	1,16	2,40
		NE-Metallverpackungen		0,60	0,53	
		Sonstige Metallteile		0,80	0,71	
15	Inertes	Inertes außer Glas u. Metall	entfällt für Brennstoff-Charakterisierung "Restmüll"	2,80	2,49	2,49
		Inert-Verpackungen		0,00	0,00	
Gesamt				112,50	100,00	100,00

Abb. 3.1: Auszug aus der Sichtung unterschiedlicher Abfallfraktionen

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
Summe	100,0

Abb. 3.2: Reduzierte Anzahl von Fraktionen

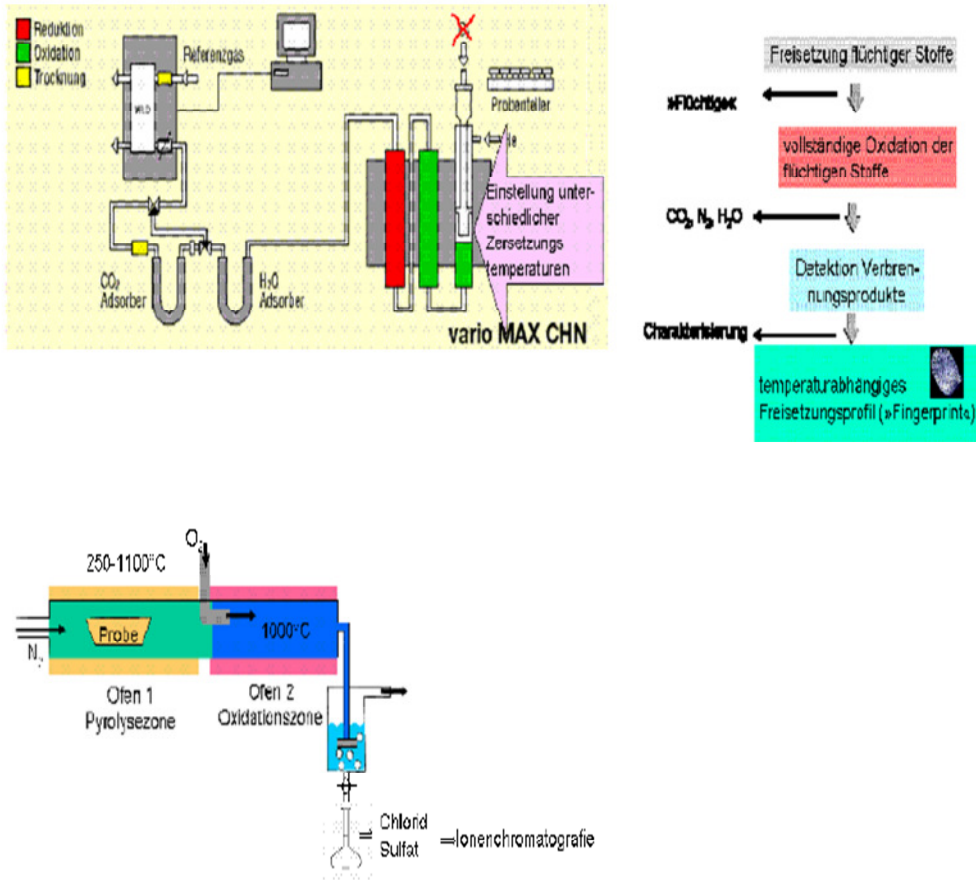


Abb. 3.3: Analyseapparaturen zur Bestimmung der Flüchtigen (UMSICHT)

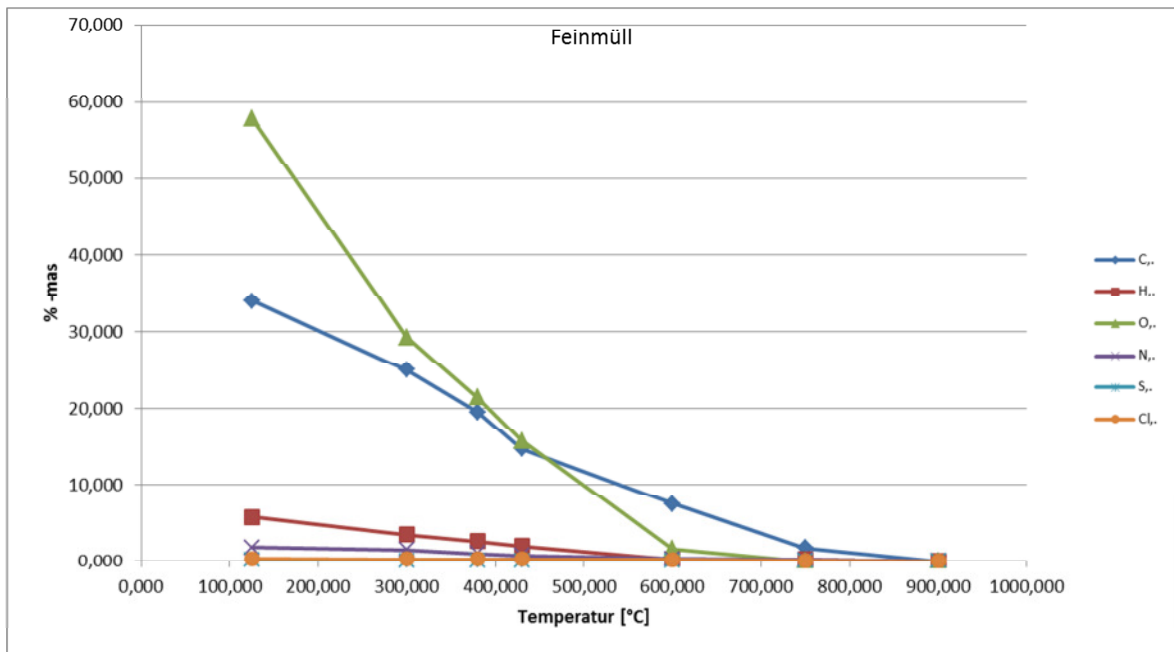


Abb. 3.4: Freisetzung der Elemente für die Fraktion „Feinmüll“

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 Freisetzungverhalten von Flüchtigen und deren Heizwert

Freisetzungstemperatur [°]	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	Koksrückstand 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 Koksrückstand und Flüchtige bei 900°C

Abb. 3.5: Vergleich der normalen Brennstoffanalysen (links) und er kumulierten Freisetzungsanalysen (rechts)

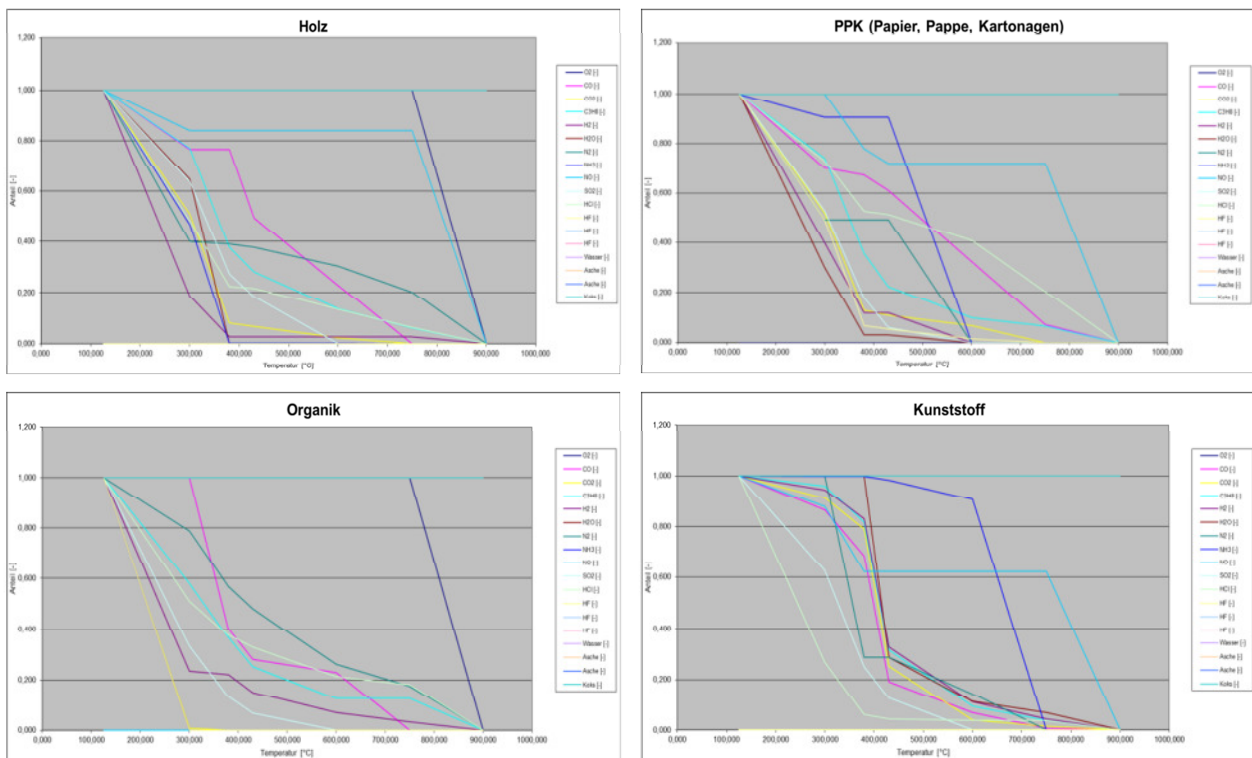


Abb. 3.6: Vier Beispiele aus den 10 analysierten Fraktionen

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

Die Zusammenfassungsmöglichkeiten werden in Abb. 3.7 dargestellt. Das Freisetzungverhalten der entstehenden Fraktionen kann additiv bestimmt werden (Abb. 3.8). Das Konzept der entkoppelten Flüchtigensfreisetzung und Wärmeübertragung zeigt Abb. 3.9.

Nr.	Kernfraktion an	Heizwert	Nr.	Kernfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Kernfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Hauptfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Zu messende Fraktionen	Massen-Anteile am Müll	
		[MJ/kg Br. Gesamt-brennstoff]			[Max.-%]	[MJ/kg Br. Gesamt-brennstoff]			[Max.-%]	[MJ/kg f. Fraktion]			[Max.-%]	[MJ/kg f. Fraktion]			[Max.-%]	
1	Gesamt-Restmüll	10,9	1	Gesamt-Restmüll (ohne Inertes)	100,0%	12,4	1	Niederkalorik / Feucht-Fraktion (Hu,roh <= 11 MJ/kg; FI <= 70 Mas.-%; W >= 15 Mas.-%)	64,7%	6,4	1	Nass-Fraktion (Hu,roh <= 11 MJ/kg; FI <= 70 Mas.-%; W >= 40 Mas.-%)	39,2	6,3	3	Organik	15,9	14,1
															5	Hygieneprodukte	10,2	9,0
															2	Mittelfraktion (Ø=40 mm)	13,1	11,6
															1	Feinfraktion (< 6mm)	14,2	12,6
2	-	-	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle)	11,5%	0,0	-	ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle	11,5%	0,0	-	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle)	11,5	0,0	11	Inertes	11,5	11,5	
														4	Papier, Papp, Kartonagen (PPK)	11,3	10,0	
														9	Abfall-Holz	1,8	1,6	
														7	Textilien	5,9	5,2	
3	-	-	Hochkalorik / Trocken-Fraktion (Hu,roh > 11 MJ/kg; FI > 70 Mas.-%; W < 15 Mas.-%)	35,3%	23,4	2	Trocken-Fraktion (Hu,roh > 11 MJ/kg; FI > 70 Mas.-%; W < 15 Mas.-%)	35,3	23,4	3	-	-	-	6	Kunststoffe	10,7	9,5	
														8	Verbunde	11,9	10,5	
														10	sonstige Abfallarten (LÖK)	5,0	4,4	
														Summe:	Summe:	111,5%	Summe:	111,5%

Nr.	Kernfraktion an	Heizwert	Nr.	Kernfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Kernfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Hauptfraktionen	Massen-Anteile am Müll	Heizwert	Nr.	Zu messende Fraktionen	Massen-Anteile am Müll							
		[MJ/kg Br. Gesamt-brennstoff]			[Max.-%]	[MJ/kg Br. Gesamt-brennstoff]			[Max.-%]	[MJ/kg f. Fraktion]			[Max.-%]	[MJ/kg f. Fraktion]			[Max.-%]							
1	Gesamt-Restmüll	10,9	1	Gesamt-Restmüll (ohne Inertes)	100,0%	12,4	1	Niederkalorik / Feucht-Fraktion (Hu,roh <= 11 MJ/kg)	72,4%	7,6	1	Niedrigkalorik-Fraktion (Hu,roh <= 11 MJ/kg)	53,4	5,5	3	Organik	15,9	14,1						
															5	Hygieneprodukte	10,2	9,0						
															2	Mittelfraktion (Ø=40 mm)	13,1	11,6						
															1	Feinfraktion (< 6mm)	14,2	12,6						
2	-	-	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle)	11,5%	0,0	-	ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle	11,5%	0,0	-	Inertes (ggf. gleichmäßig verteilt auf Alle)	11,5	0,0	4	Papier, Papp, Kartonagen (PPK)	11,3	10,0							
														9	Abfall-Holz	1,8	1,6							
														7	Textilien	5,9	5,2							
														6	Kunststoffe	10,7	9,5							
3	-	-	Hochkalorik / Trocken-Fraktion (Hu,roh > 20 MJ/kg)	27,6%	24,9	2	Hochkalorik-Fraktion (Hu,roh > 20 MJ/kg)	27,6	24,9	3	-	-	-	8	Verbunde	11,9	10,5							
														10	sonstige Abfallarten (LÖK)	5,0	4,4							
														Summe:	Summe:	111,5%	Summe:	111,5%	Summe:	111,5	Summe:	111,5	Summe:	100,0

Abb. 3.7: Zusammengefasste Fraktionen

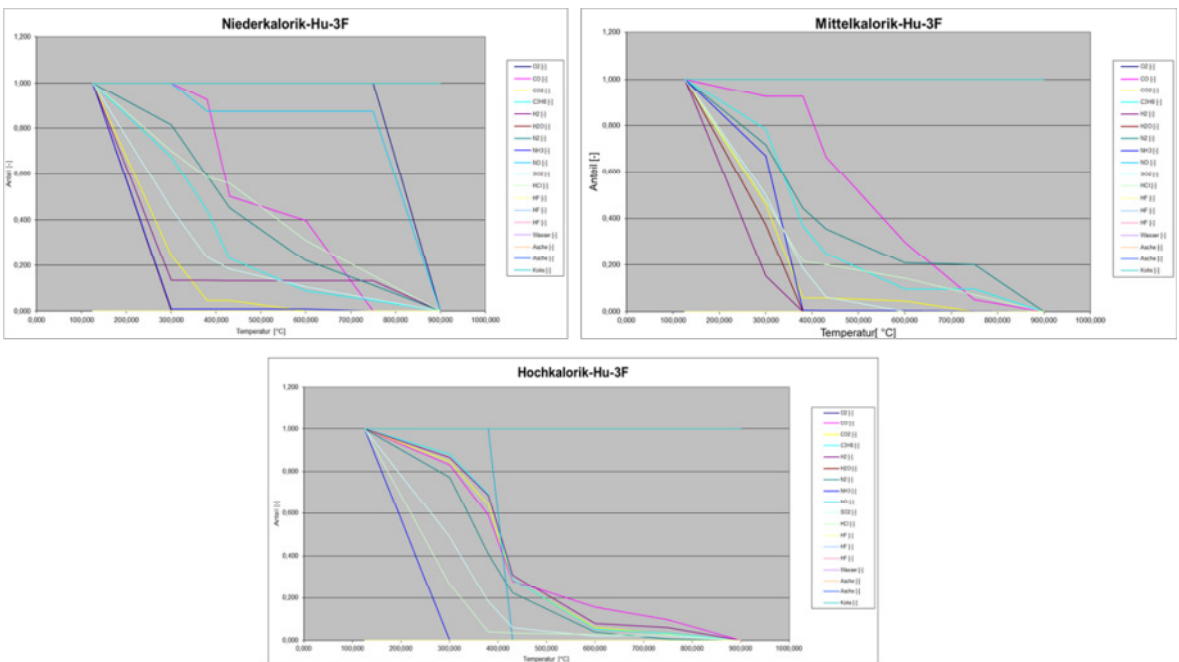


Abb. 3.8: Freisetungsverhalten der nach Heizwert zusammengefassten Fraktionen

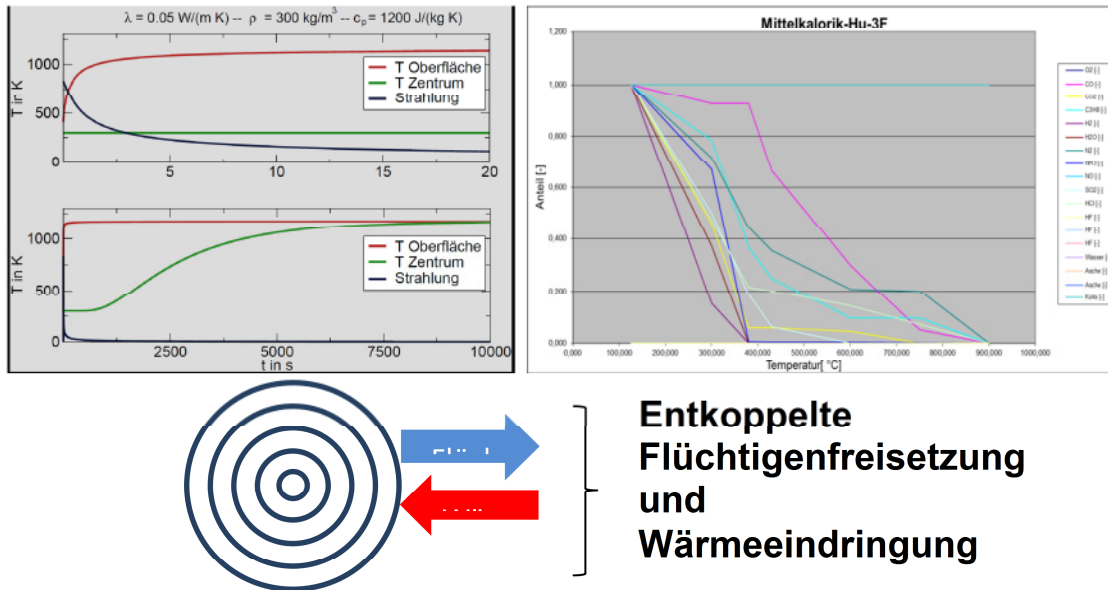


Abb. 3.9: Darstellung der entkoppelten Flüchtigensfreisetzung und Wärmeübertragung

Die 3 Fraktionen in Abb. 3.8 lassen vermuten, dass die Freisetzung an unterschiedlichen Stellen auf dem Rost erfolgt. Dieses logische Verhalten zeigt sich sowohl bei der Simulation im Modell, wie auch bei der Untersuchung einer größeren Mischfraktion im Labormaßstab (Abb. 3.10).

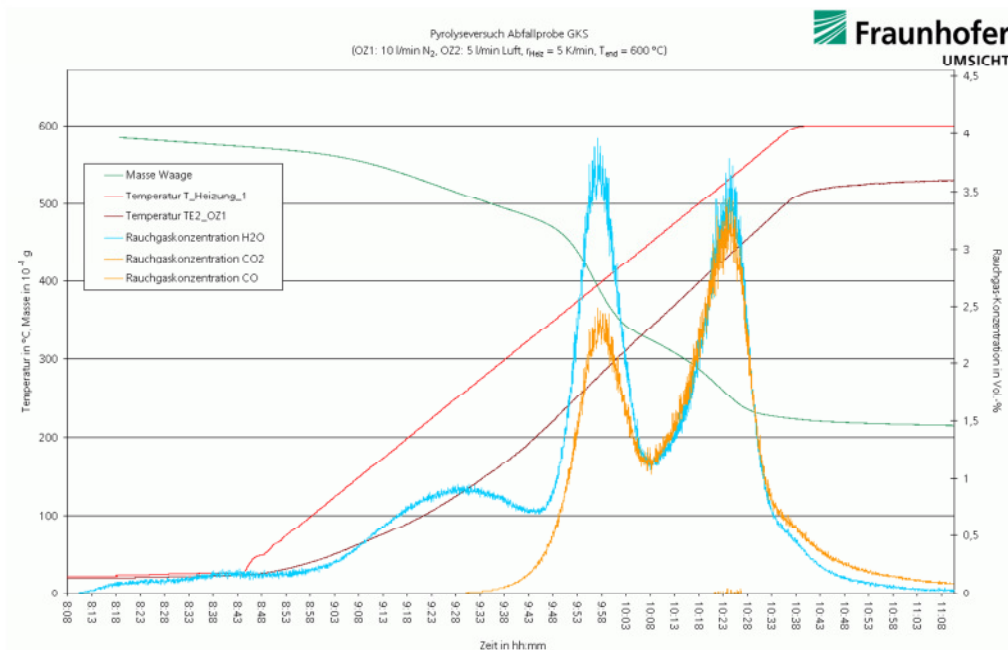


Abb. 3.10: Gestuftes Freisetzungsverhalten einer größeren Brennstoffmischprobe in der Anlage „Loki“ von UMSICHT (mit Dank an Herrn Danz für die Überlassung des Diagramms)

Insgesamt zeigt sich eine gute Übereinstimmung der theoretischen Modellierung und der praktischen Versuche. 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.

4 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. 4.1 dargestellten Messpositionen durchgeführt worden.

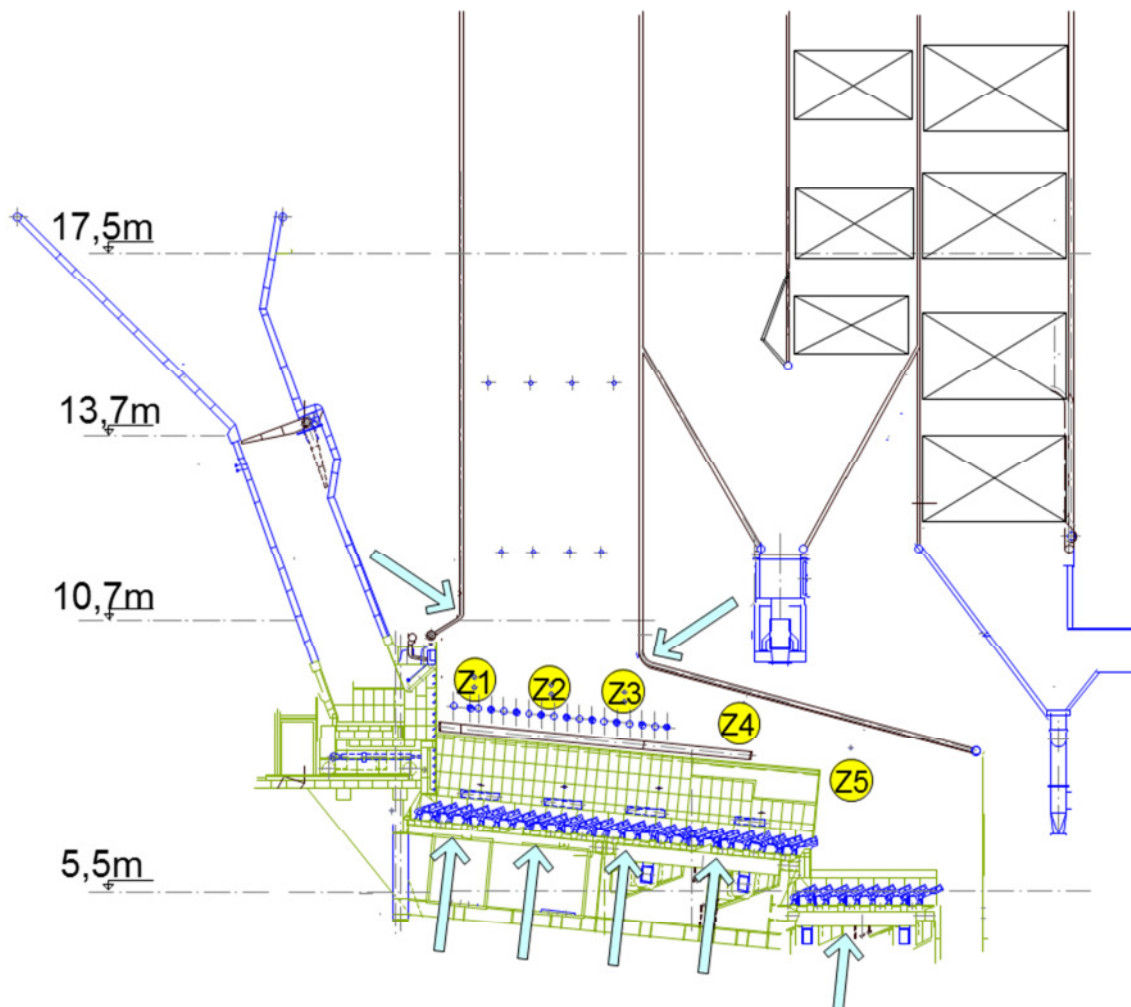
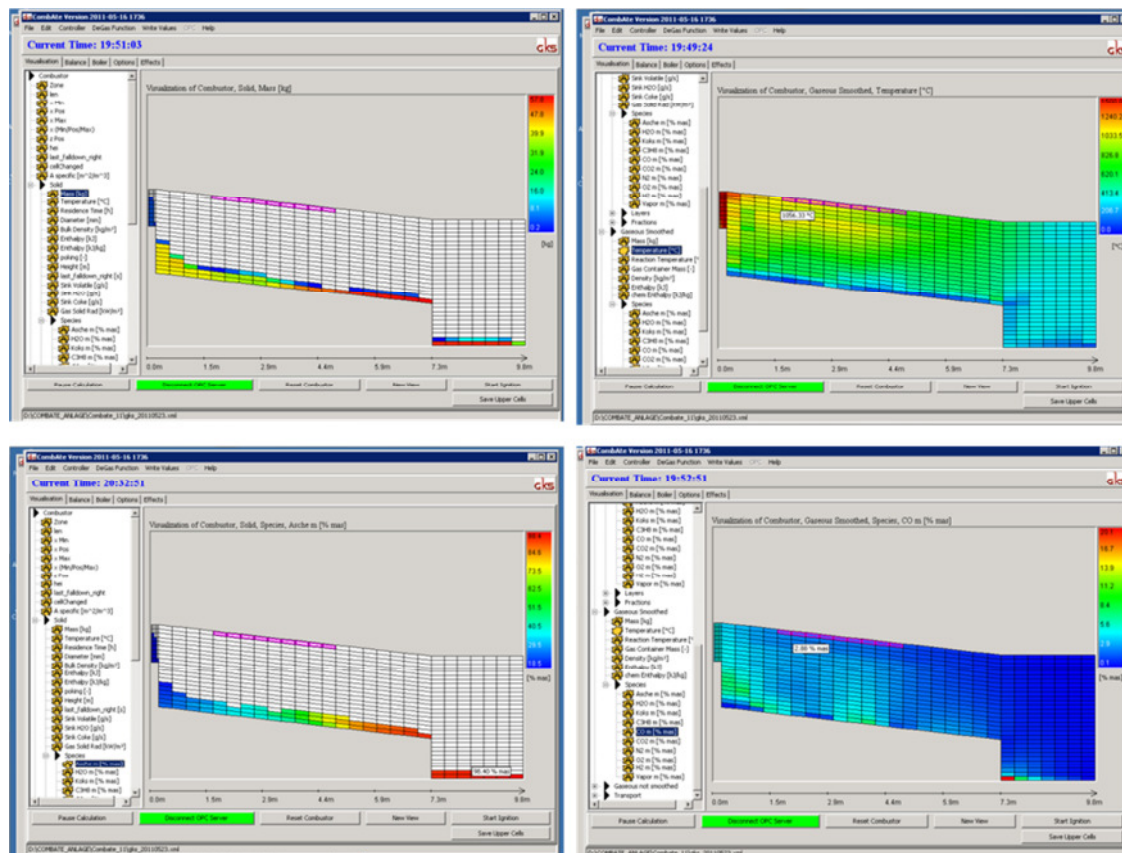


Abb. 4.1: Messpositionen in der GKS-Feuerung

Gut validierbar sind die kontinuierlich gemessenen Temperaturen (mittels IR-Spektroskopie) und die diskontinuierlich gemessenen CO-Gehalte aus Tab. 4.1 mit den Darstellungen in Abb. 4.2. Sicherlich kann nicht eine hundert prozentige Übereinstimmung zwischen realer Anlage und Modell erreicht werden. Die Temperaturen über dem Ausbrandrost sind etwas zu kalt, was darauf zurückzuführen ist, dass das Strahlungsmodell der Gasphase im Modell vereinfacht ist. Dennoch zeigen alle Tendenzen in die richtige Richtung (Abb. 4.5).

Tab. 4.1: Messdaten aus der GKS-Feuerung

Größe:	Einheit:	Z 1	Z 2	Z 3	Z 4	Z 5
Unterwind	m ³ /h(N,tr)	1.250	3.300	4.750	3.600	900
Plattenluft	m ³ /h(N,tr)	3.700	1.300	1.200	700	-
Primärluft	m ³ /h(N,tr)	4.950	4.600	5.950	4.300	900
Vol.-Str.	m ³ /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/m ³	947	953	325		108
HCl	mg/m ³	1.396	453	456		216
Temp.	°C	1.050	1.150(1.100)	1.100(1.150)	850	700
Schüthöhe	mm	?	?	?	150-200	200-250


Abb. 4.2: Vergleichende Betrachtung Messdaten aus Tab. 4.1 und der Modelldaten

Zur weiteren Validierung wurden Nah-IR-Kameraaufnahmen von der Kesseldecke auf den Rost durch Hans Hunsinger und Dr. Keller, KIT-Karlsruhe, vorgenommen, wobei jedoch eher Verbrennungsintensitäten detektiert wurden als exakte Temperaturen (Abb. 4.3).

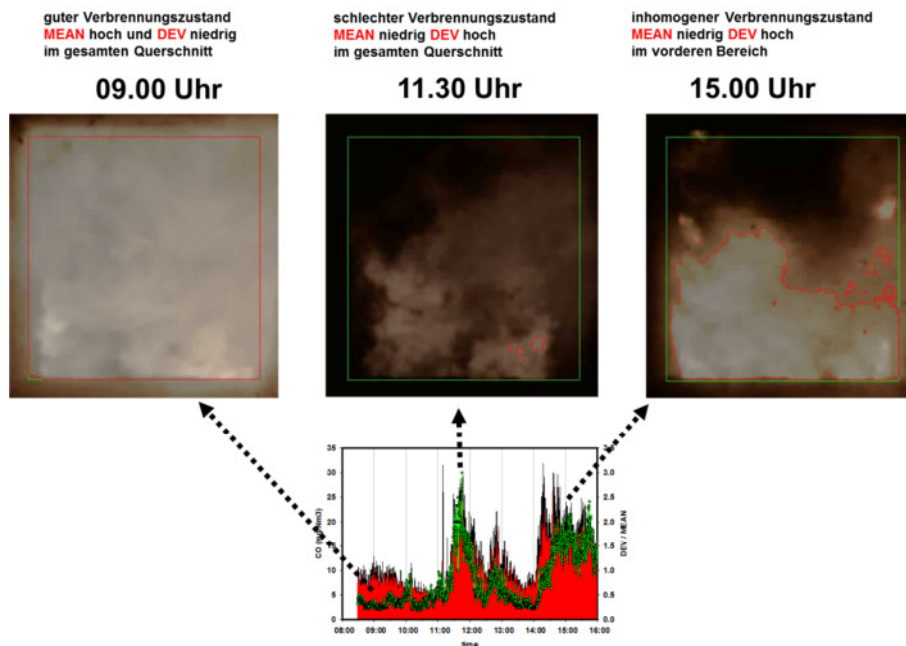


Abb. 4.3: Messung der Verbrennungsintensitäten (Dank an Dr. Keller von KIT-Karlsruhe)

Ferner sind Versuche mit einem Messgerät („Ballinstrument“) durchgeführt worden, dass dem Müll zugegeben worden ist (Abb. 4.4). Auch wenn dies sicherlich ein interessanter Versuch war, müssen die Ergebnisse jedoch mit größter Vorsicht interpretiert werden. Details zu diesem Versuch können der Präsentation von Herrn Dr. Schosger anlässlich der „Feuerungs- und Kesseltagung 2009“ entnommen werden.

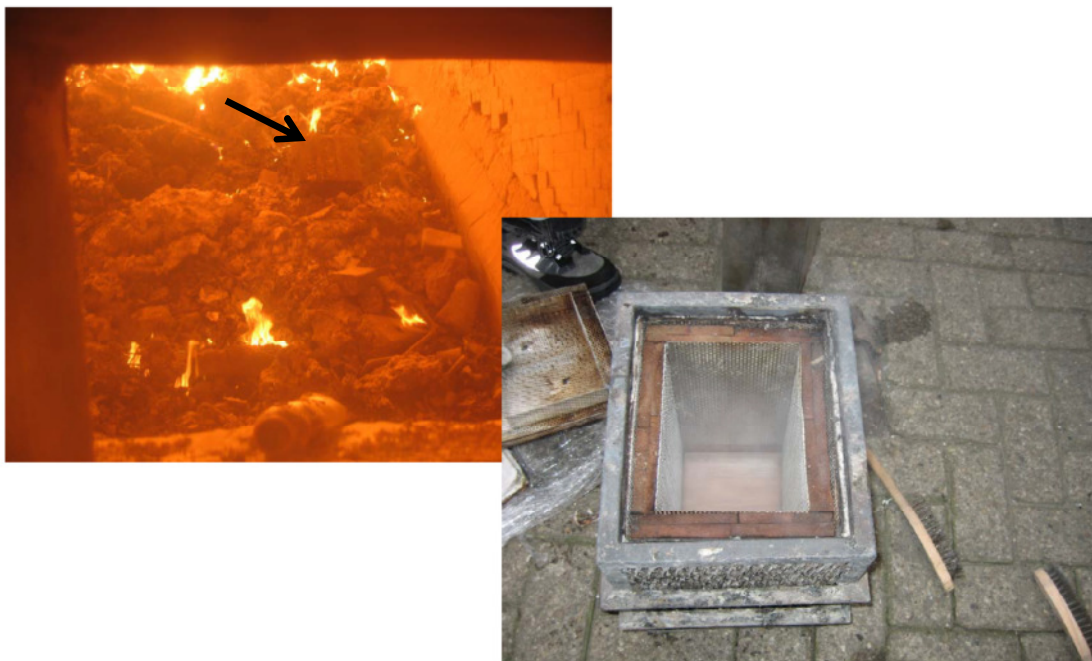


Abb. 4.4: Das „Ballinstrument“ auf dem Ausbrandrost (links) und nach dem Durchlauf durch die Feuerung (rechts)

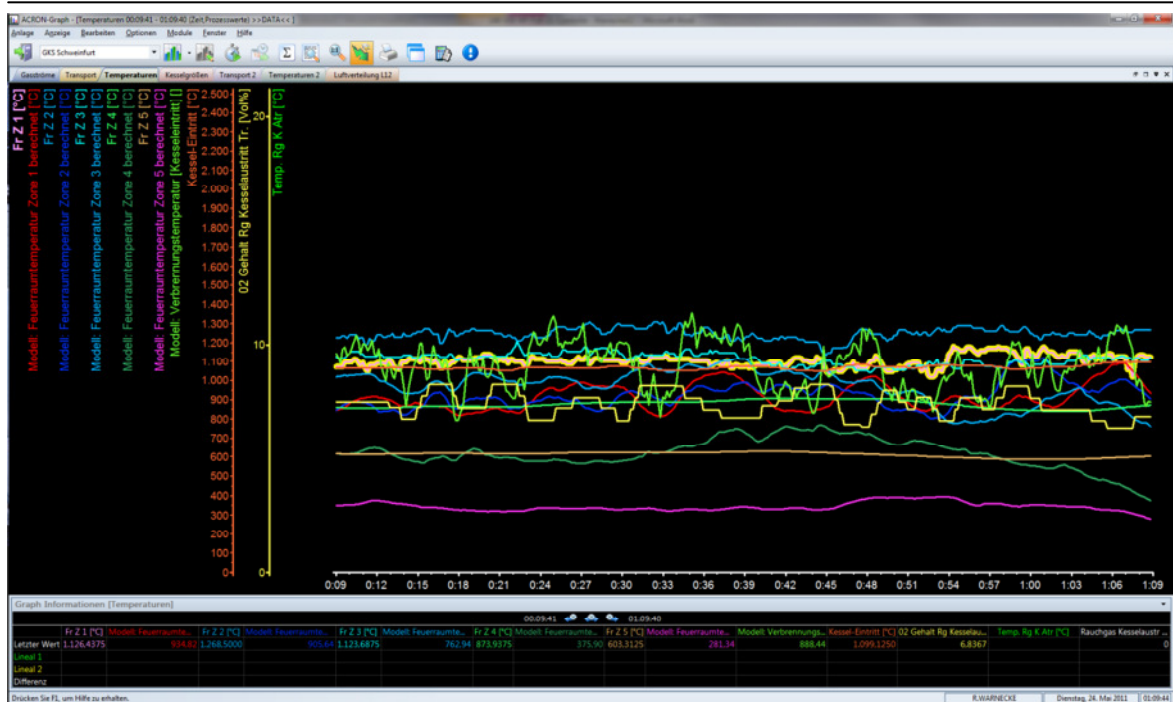


Abb. 4.5: Prozessdaten der Anlage gekoppelt mit den parallellaufenden Modelldaten

5 Erkenntnis durch Prozesskenntnis!?

In der „Feuerungs- und Kessel-Tagung 2008“ hatten wir einen potentiellen Mechanismus der ÜH-Korrosion in MVA dargestellt. Es war dort besonders auf den Effekt der Umwandlung von Kalziumchlorid in Kalziumoxid eingegangen worden (Abb. 5.1).

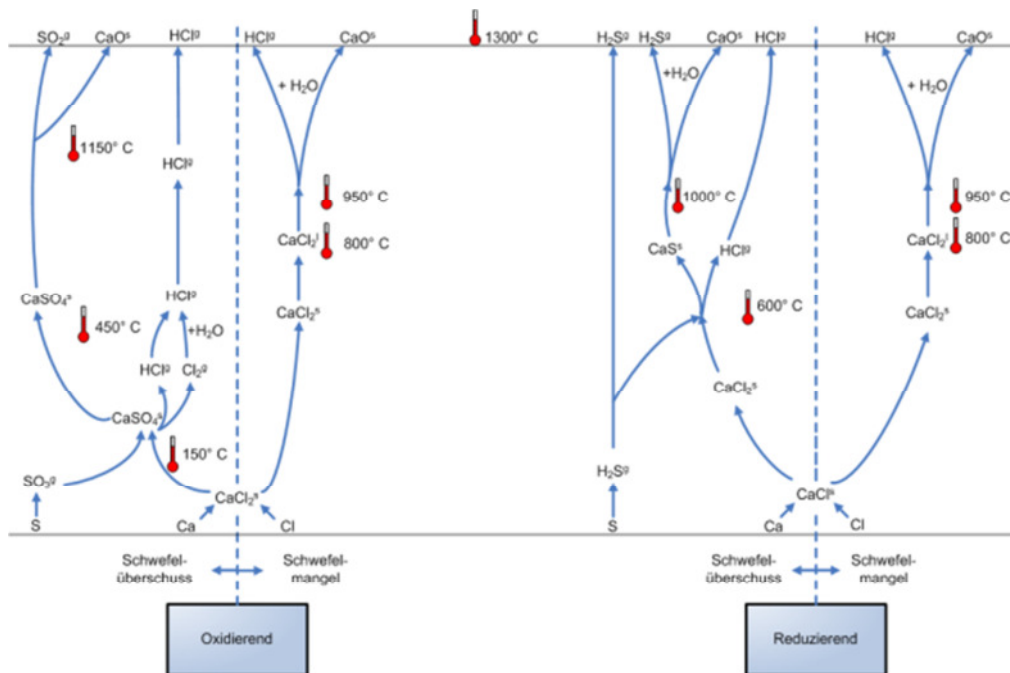


Abb. 5.1: Umwandlung des Elementes Ca in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes sowie von Schwefel und Chlor

Es wird dabei angenommen, dass die Kalziumchloride (CaCl_2) oberhalb einer Temperatur von ca. $950\text{ }^\circ\text{C}$ in CaO umgewandelt werden. Möglicherweise kann somit durch Anhebung der Temperaturen in der Feuerung dieser in Bezug auf die Vermeidung von Hochtemperatur-Chlor-Korrosion positive Effekt unterstützt werden. Messungen mit der Cormoran-Korrosionssonde zeigte einen deutlichen Abfall des Signals bei einem Überschreiten der Kesseleintrittstemperatur von etwa $1.100\text{ }^\circ\text{C}$ (Abb. 5.2 und Abb. 5.3). Diese Effekte müssen in den kommenden Wochen noch verifiziert werden. Dazu soll durch verschiedene Maßnahmen (Leistungserhöhung, O_2 -Absenkung und Rezi-Mengenreduzierung) die Kesseleintrittstemperatur erhöht werden.

Die Auswertung bleibt jedoch insofern schwierig, da die Totzeiten des Systems relativ lang sind. So schlägt mit etwa einem Tag Verzögerung eine verfahrenstechnische Maßnahme auf das Korrosionssignal durch (Rohrwandtemperaturänderungen sind allerdings sofort als Signalveränderung sichtbar).

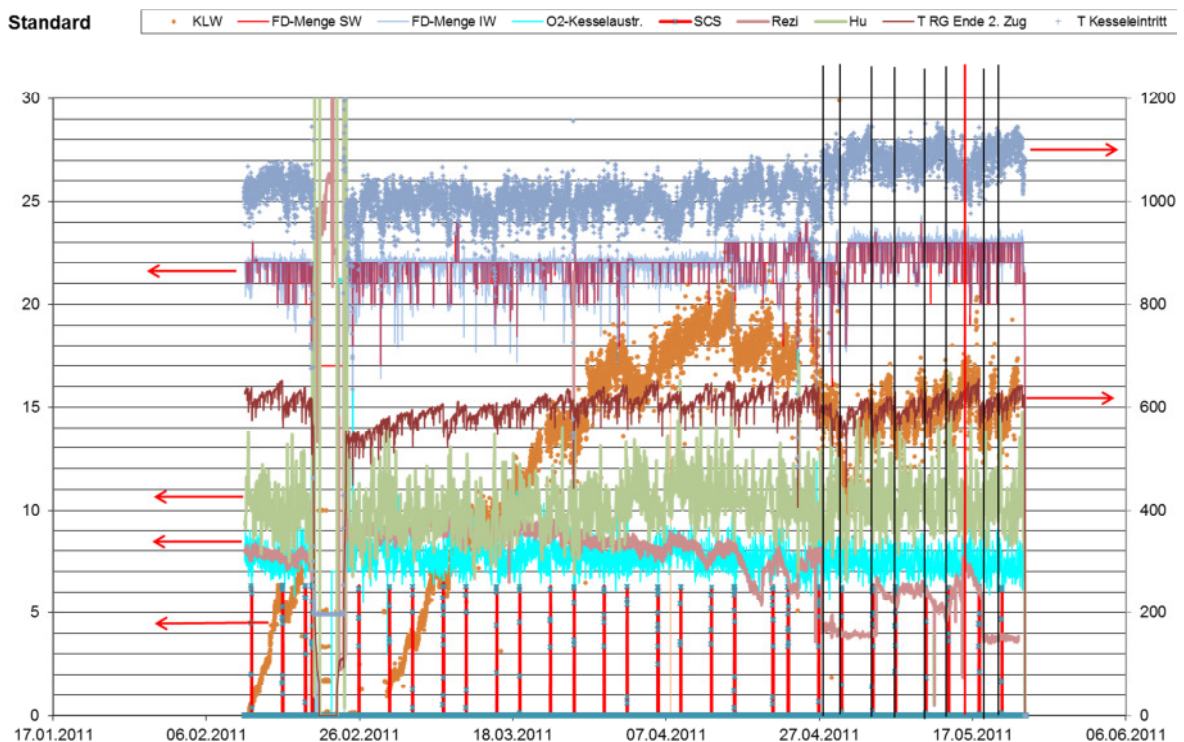


Abb. 5.2: Verlauf von Prozessdaten und Korrosionssignal (hellbraun)

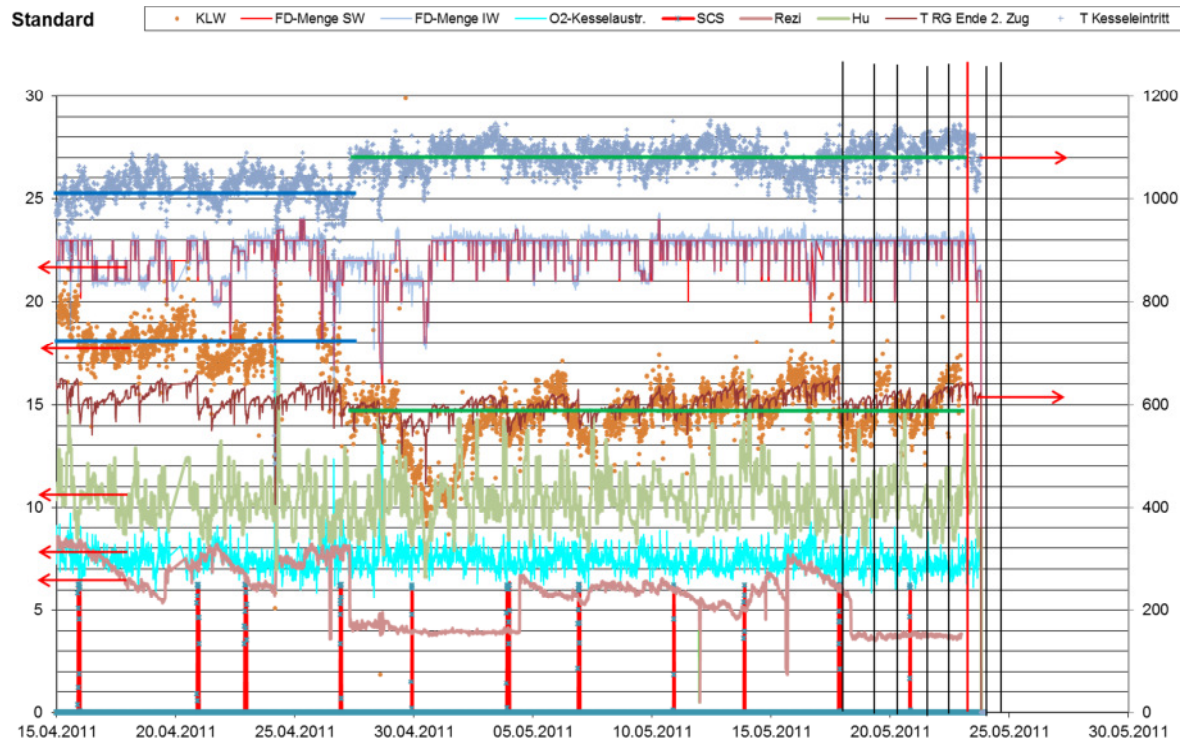


Abb. 5.3: Auszug aus Abb. 5.2

6 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) 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.