



Montanuniversität Leoben

Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik

Institutsvorstand: Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Karl E. Lorber



„Trockenstabilisierung von Gewerbe- und Industrieabfällen im AWZ Halbenrain“

Diplomarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplomingenieur

erstellt am

Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED)

Montanuniversität Leoben

Vorgelegt von:

Christian Tasser, 9235198

Onach 17

I-39030 St.Lorenzen

Betreuer:

O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Karl E. Lorber

Dipl.-Ing. Arne Ragossnig

Dr. Michael Nelles

Leoben, April 1999

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, daß ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig und ohne unerlaubte Hilfsmittel angefertigt und keine weiteren als die angegebenen Quellen wörtlich oder inhaltlich zitiert habe.

Leoben, 20.05.1999

(Christian Tasser)

Danksagung

An erster Stelle gebührt meinen Eltern **Notburga** und **Johann Tasser** ein herzlicher Dank für die selbstlose Unterstützung meines Studiums.

Das Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) der Monateuniversität Leoben hat die Durchführung dieser Diplomarbeit ermöglicht. Für die hervorragende Betreuung möchte ich mich vor allem bei Prof. Dr. **Karl E. Lorber**, Dr. **Michael Nelles** und Dipl.-Ing. **Arne Ragossnig** bedanken. Auch allen nicht namentlich genannten Mitarbeitern des IED sei hier nochmals gedankt.

Bei der Firma **.A.S.A.** Abfallservice Halbenrain GmbH & Co. KG bedanke ich mich, daß sie die Versuchsdurchführung in ihren Anlagen ermöglicht hat. Für die finanzielle Unterstützung bedanke ich mich bei der **Steiermärkischen Landesregierung**, Fachabteilung 1c, Abfallwirtschaft. Die eingesetzten Shredder wurden großzügigerweise von den Firmen **Komptech** GmbH (Frohnleiten) und **Frikus** kostenlos zur Verfügung gestellt.

Inhaltsverzeichnis	Seite
1 EINLEITUNG.....	7
1.1 PROBLEMSTELLUNG.....	7
1.2 ZIELSETZUNG	7
2 BEWERTUNG VON MECHANISCH-BIOLOGISCHEN STABILISIERUNGSVERFAHREN	9
2.1 HEIZWERTERHÖHUNG.....	9
2.2 WASSERENTZUG.....	10
2.3 MASSENREDUKTION	10
2.4 VERBESSERUNG DER LAGERFÄHIGKEIT	11
2.5 SCHWERMETALLENTFRACHTUNG	11
2.6 EMISSIONEN	12
2.7 ARBEITSSCHUTZ	14
2.8 BEHANDLUNGSKOSTEN	15
2.9 GRENZEN DES TROCKENSTABILISIERUNGSVERFAHRENS	16
2.9.1 Technische Grenzen.....	16
2.9.2 Energetische Grenzen	16
2.9.3 Ökonomische Grenzen	17
2.10 DAS TROCKENSTABILISIERUNGSVERFAHREN ALS TEIL EINES INTEGRIERTEN ABFALLWIRTSCHAFTSKONZEPTS.....	18
2.11 ENERGETISCHE GESAMTBEURTEILUNG.....	19
2.11.1 Einsatz des Trockenstabilisats in einer MVA [10].....	19
2.11.2 Einsatz heizwertreicher Abfälle in der Grundstoffindustrie	21
3 DAS ABFALLWIRTSCHAFTSZENTRUM HALBENRAIN.....	22
3.1 ALLGEMEINE BESCHREIBUNG	22
3.2 BESCHREIBUNG DER FÜR DIE VERSUCHE BENÖTIGTEN AGGREGATE	22
3.2.1 Mechanische Vorbehandlung	22
3.2.1.1 <i>Shredder</i>	22
3.2.1.2 <i>Metallabscheidung</i>	23
3.2.1.3 <i>Beschreibung des Mischvorgangs und der verwendeten Anlagen</i>	23
3.2.1.4 <i>Trommelsieb</i>	24
3.2.1.5 <i>Laborsieb</i>	24

3.2.2	Kompostierungsanlage	24
3.2.2.1	<i>Rottebox</i>	24
3.2.2.2	<i>Steuerungssystem</i>	25
3.2.2.2.1	Luftmanagement	25
3.2.2.2.2	Temperaturverlauf	26
3.2.2.2.3	Bewässerung.....	27
3.2.3	Probenahme	27
3.2.3.1	<i>Generelle Gesichtspunkte</i>	27
3.2.3.2	<i>Doppelwellenzerkleinerer</i>	27
4	TROCKENSTABILISIERUNGSVERSUCHE IM AWZ HALBENRAIN.....	29
4.1	VERWENDETE ABFALLARTEN	29
4.2	ALLGEMEINE ÜBERLEGUNGEN ZUM PROZESSVERLAUF	33
4.2.1	Bewässerung	34
4.2.2	Temperatur	34
4.2.3	Luft- und Frischluftmenge	36
4.3	ERGEBNISSE DER GROßTECHNISCHEN TROCKENSTABILISIERUNG	36
4.3.1	Versuchsdurchführung.....	36
4.3.2	Wassergehalt.....	39
4.3.3	Oberer und unterer Heizwert (H_o , H_u)	40
4.3.3.1	Korngrößenabhängigkeit des oberen Heizwerts.....	39
4.3.3.1.1	Trockenstabilisat aus hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und Klärschlamm.....	42
4.3.3.1.2	Trockenstabilisat aus Rückständen aus der Altpapierverarbeitung und industriellem Klärschlamm	44
4.3.4	Glühverlust.....	46
4.3.5	Gegenüberstellung der Ergebnisse mit den idealerweise zu erreichenden Werten	47
4.3.5.1	<i>Unterer Heizwert (H_u)</i>	47
4.3.5.2	<i>Massenreduktion</i>	49
4.4	SCHADSTOFFGEHALTE DES TROCKENSTABILISATS	50
4.4.1	Halogene	51
4.4.2	Schwermetalle	52
4.4.3	Organische Parameter.....	56

4.5	BETRACHTUNGEN ZUR LUFTMENGE	57
4.5.1	Theoretische Luftmengenberechnung	57
4.5.2	Luftmengenmessung	59
4.5.3	Vergleich mit Literaturdaten und Defizitanalyse.....	64
4.6	ENERGIEVERBRAUCH	64
5	ERGÄNZENDE VERSUCHE ZUR MECHANISCH-BIOLOGISCHEN VORBEHANDLUNG VOR DER VERBRENNUNG	67
5.1	SIMULATION EINES TROCKENSTABILISIERUNGSVERSUCHS	67
5.2	MECHANISCHE VORBEHANDLUNG VOR DER VERBRENNUNG	70
5.2.1	Allgemeine Beschreibung	70
5.2.2	Schadstoffentfrachtung durch optimierte Absiebung	72
6	BEURTEILUNG DER DURCHFÜHRBARKEIT DER TROCKENSTABILISIERUNG IM AWZ HALBENRAIN	75
6.1	HINSICHTLICH DER ANGELIEFERTEN ABFÄLLE	75
6.2	HINSICHTLICH DER VORHANDENEN ANLAGEN	76
7	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	78
8	VERZEICHNISSE	79
8.1	LITERATURVERZEICHNIS	79
8.2	VERWENDETE ABKÜRZUNGEN	80
8.3	TABELLEN	82
8.4	ABBILDUNGEN	84
Anhang A:	Tabellen und Abbildungen	87
Anhang B:	Fotodokumentation	95

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Durch die veränderten rechtlichen Rahmenbedingungen (Deponieverordnung, Wasserrechtsgesetz und Altlastensanierungsgesetz) wird die Deponierung von unbehandelten Abfällen ab dem Jahr 2004 weitestgehend unmöglich sein. Die steigenden Altlastensanierungsbeiträge machen Überlegungen und Versuche zur Vorbehandlung von Abfällen vor der Verbrennung oder Deponierung wirtschaftlich interessant. Dabei sind vor allem im Bereich der Entsorgung von Gewerbe- und Industrieabfällen alternative Entsorgungsoptionen zu prüfen. Viele dieser Abfälle weisen einen hohen oberen Heizwert (Brennwert) auf, aufgrund des hohen Wassergehalts besitzen diese jedoch nur einen geringen unteren Heizwert. Der hohe Wassergehalt führt auch zu Problemen bei der Zwischenlagerung der Abfälle, deren Aufkommen großen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist.

Eine mechanisch-biologische Vorbehandlung vor der thermischen Behandlung bzw. Verwertung könnte zu einer Reduktion des Wassergehalts, zu einer Erhöhung des unteren Heizwertes und zur Homogenisierung der Abfälle führen. Durch eine mechanischen Vorbehandlung (optimierte Absiebung) ist eine Schadstoffentfrachtung möglich. Insgesamt kann eine mechanisch-biologische Vorbehandlung vor der thermischen Verwertung oder Behandlung zu verbesserten Verbrennungseigenschaften, geringeren Schadstoffkonzentrationen und damit verbunden zu geringeren Emissionen führen.

1.2 Zielsetzung

Das Pilotprojekt „Restabfallsplitting bzw. Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung vor der Verbrennung (MBRVV) im Abfallwirtschaftszentrum (AWZ) Halbenrain“ hat zum Ziel, genauere Kenntnisse über die ökologische und ökonomische Sinnhaftigkeit der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlung (MBR) von Gewerbeabfällen in der Steiermark zu erarbeiten.

Der erste Schritt bestand in der Charakterisierung der Gewerbe- und Industrieabfälle, die im Abfallwirtschaftszentrum Halbenrain angeliefert werden. Aus den ermittelten Daten über Wassergehalt, Glühverlust und Schadstoffgehalt wurden die Abfälle entsprechenden Entsorgungsoptionen zugeordnet.

Im Sinne eines optimalen Entsorgungs- bzw. Verwertungskonzeptes für die im AWZ angelieferten Abfälle wurden jene Abfallarten ausgewählt werden, die für eine biologische Behandlung in Form der Trockenstabilisierung geeignet sind.

Im zweiten Abschnitt des Pilotprojektes sollte die technische Durchführbarkeit der Trockenstabilisierung in großtechnischen Versuchen untersucht werden.

Der erwartete und erzielte Trocknungseffekt sollte auf Basis der Messungen von Wassergehalt und Heizwert verglichen werden. Weiters sollten umfangreiche Analysen von Schadstoffgehalten darüber Auskunft geben, ob die Möglichkeit einer energetischen Verwertung in

Industriefeuerungsanlagen besteht.

Die energetische Sinnhaftigkeit der Vorbehandlung sollte durch einen Vergleich des Energieverbrauchs der mechanisch-biologischen Behandlung mit der erzielten Erhöhung des unteren Heizwertes nachgewiesen werden.

In ergänzenden Versuchen zur Mechanisch-Biologischen Vorbehandlung vor der Verbrennung sollte durch Absiebungsversuche im Labormaßstab die Möglichkeit einer durch Trocknung optimierten Schadstoffentfrachtung untersucht werden.

In einer abschließenden Beurteilung der Durchführbarkeit der Trockenstabilisierung im AWZ Halbenrain sollten Möglichkeiten, Grenzen und Verbesserungsvorschläge für den Einsatz der angelieferten Abfälle und der vorhandenen Anlagen im AWZ Halbenrain aufgezeigt werden.

2 Bewertung von Mechanisch-Biologischen Stabilisierungsverfahren

Bei der mechanisch-biologischen Stabilisierung (MBS) handelt es sich um ein jüngerer Verfahren zur Vorbehandlung von Abfällen vor einer nachgeschalteten thermischen Verwertung. Bei den ausgewerteten und wissenschaftlich fundierten Versuchen zur Trockenstabilisierung handelt es sich fast ausschließlich um Versuche zur Trockenstabilisierung von Restmüll. Die nachfolgende Bewertung der MBS beruht aus diesem Grund zum Großteil auf Datenmaterial der Fa. Herhof und des Instituts für Abfall, Energie und Umwelt der Uni Kassel.

2.1 Heizwerterhöhung

Brennwert (oberer Heizwert) und Heizwert (unterer Heizwert)

Der Brennwert H_o (früher oberer Heizwert) ist die Wärmeenergie pro Probenmasse, die bei vollständiger Verbrennung des Probenmaterials unter definierten Bedingungen frei wird.

Der Heizwert H_u (unterer Heizwert) unterscheidet sich vom Brennwert H_o zahlenmäßig durch die Verdampfungswärme des Wassers. Die rechnerische Beziehung zwischen Brennwert und Heizwert lässt sich nach folgender Formel berechnen:

$$H_u = H_o - r \cdot w_{H_2O} \quad (1)$$

Erläuterung der Abkürzungen:

- r die spezifische Verdampfungswärme des Wassers (2.442 kJ/kg Wasser bei 25 °C)
- w_{H_2O} das Verhältnis der Masse des bei der Elementaranalyse des Brennstoffs (Trockenstabilisat) anfallenden Wassers zu der Masse der trockenen Brennstoffprobe (nach der Trocknung im Trockenschrank)

Durch eine Reduktion des Wassergehalts von 40 auf 15 M-% des Inputmaterials wird der untere Heizwert (H_u) um etwa 30 % erhöht. In den Versuchen des Instituts für Abfall, Energie und Umwelt der Uni Kassel konnte bei niederkalorischem Ausgangsmaterial (Restmüll) mit einem unteren Heizwert von 8.000 MJ/Mg nach der Trocknung ein Mischstabilat mit einem unteren Heizwert von 12.000 MJ/Mg erzeugt werden (vgl. Abbildung 2.1). Durch zusätzliches Abtrennen der Inertstoffe und der Fe- und NE-Metalle konnte der Heizwert auf 17-18 MJ/Mg gesteigert werden [1].

Die Heizwerterhöhung (H_u) ergibt sich daraus, daß durch das getrocknete und konditionierte Material während des Verbrennungsprozesses eine geringere Energiezehrung während der Trocknungsphase nötig ist.

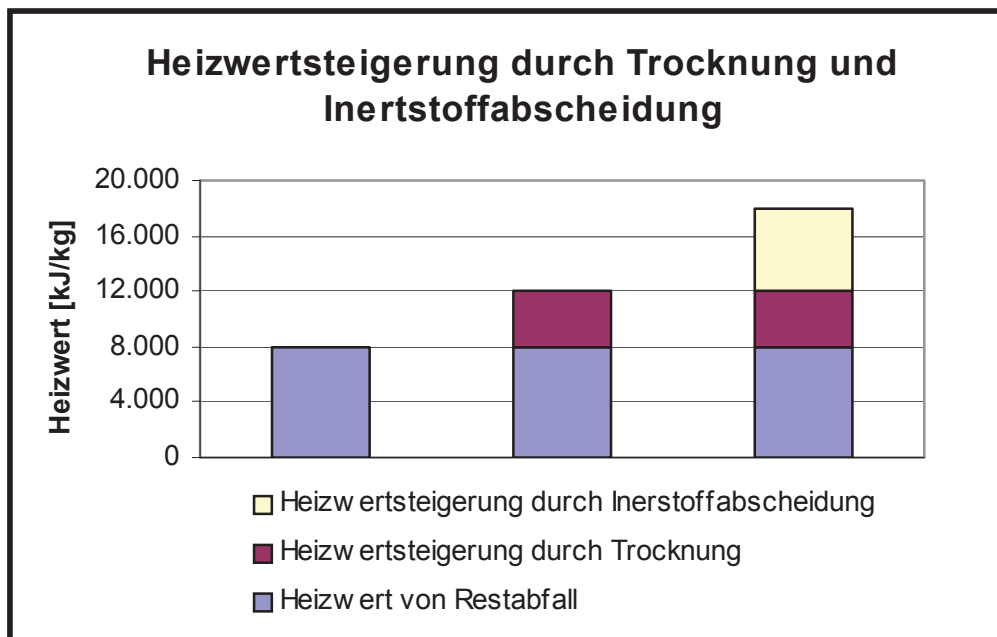


Abbildung 2.1: Heizwertsteigerung bei der Trockenstabilisierung von Restmüll [1]

2.2 Wasserentzug

Die eingetragene kühle Luft wird durch die mikrobiell erzeugte Wärme auf bis zu 60 °C erwärmt. Durch diese Temperatursteigerung kann die eintretende kühlere Luft nach der Erwärmung größere Mengen an Feuchte aus dem Material aufnehmen und austragen. Durch die biologische Trocknung ist in der Regel eine Reduktion des WG auf 15 M-% zu erwarten. Das HERHOF-Trockenstabilat®-Verfahren erreicht nach dreiwöchiger Belüftung infolge der konvektiven Trocknung durch das Trockenblasen Wassergehalte von 5 M-%. Diese Restwassergehalte sind auf biologischem Weg nicht erreichbar, da bei derart niedrigem Wassergehalt die für Bakterien erforderlichen Lebensbedingungen nicht mehr gegeben sind.

2.3 Massenreduktion

Mit dem Austrag der Feuchte und der Abscheidung der Wert- und Störstoffe wird das zu verbrennende Material bis auf 50 M-% reduziert. Dies bedeutet eine Halbierung der Kosten und der Emissionen beim Transport und bei einer nachfolgenden thermischen Behandlung, thermischen Verwertung oder Deponierung. Im Fall der thermischen Behandlung oder Verwertung ist auch die Verminderung des Aschegehaltes infolge der Störstoffabscheidung bzw. durch eine etwaige Absiebung des niederkalorischen aber aschereichen Feinanteils von besonderer Bedeutung.

2.4 Verbesserung der Lagerfähigkeit

Nach der Trockenstabilisierung ist die Restfeuchte des Abfalls im Idealfall auf weniger als 15 M-% Wassergehalt reduziert. Das Material ist in diesem Zustand lagerstabil, da kein Stoffaustausch zwischen Bakterien und Material möglich ist und die Mikroorganismen bei diesem Wassergehalt nicht mehr lebensfähig sind. Durch das Trockenstabilisat ist aufgrund der biologischen Stabilität auch keine Geruchsbelästigung zu erwarten.

Durch die Möglichkeit der Zwischenlagerung des Trockenstabilisats können die Schwankungen des Abfallaufkommens im Monats- und Jahreszyklus ausgeglichen werden. Dadurch ist die Versorgungssicherheit von thermischen Verwertungsanlagen gegeben oder im Falle der thermischen Behandlung kann die Auslastung der MVA ausgeglichen werden.

2.5 Schwermetallentfrachtung [2]

Die Stoffabtrennung erfolgt bei getrockneten Abfällen mit größerer Trennschärfe als bei feuchten. Beim HERHOF-Trockenstabilat®-Verfahren geschieht die Inertstoffabtrennung durch Dichtesortierverfahren. Mit dieser Stufe und mit der Eisen- und Nichteisenmetallabscheidung kommt es zu einer signifikanten Reduzierung der Schwermetallkonzentrationen im Trockenstabilat®, denn die abgeschiedenen Metalle binden einen Großteil der Schwermetalle. Die Schadstoffentfrachtung liegt nach Angaben von Herhof bei etwa 50 % und geht von 22 % für Blei bis 90 % für Arsen. Im Vergleich zum Restabfall vor der Behandlung sind die Schwermetalle im Trockenstabilat® in reduzierten Konzentrationen vorzufinden (vgl. Abbildung 2.2). Die Schadstoffgehalte im Stabilat liegen mit Ausnahme einiger Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Zinn) im Wertebereich von Braun- oder Steinkohle. Es entfallen die typischen Schadstoffspitzen im Abgas, womit die Rauchgasreinigung der nachfolgenden Verbrennungsanlage deutlich entlastet wird.

Es soll jedoch noch einmal betont werden, daß die Schwermetallentfrachtung ausschließlich über die Abscheidung der Mineralien, Fe- und NE-Metalle (Legierungselemente) in der mechanischen Stufe der Trockenstabilisierung und nicht etwa durch mikrobiellen Abbau erfolgt.

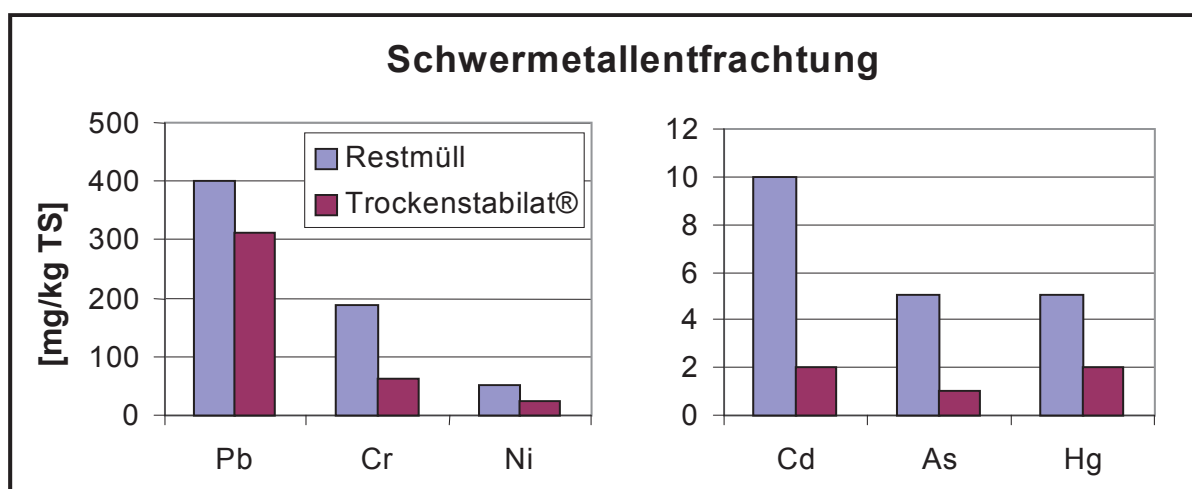


Abbildung 2.2: Frachtenbezogene Abreicherung von Schwermetallen durch das HERHOF-Trockenstabilat®-Verfahren

2.6 Emissionen

Abluft

Die Prozeßgasanalytik erbrachte im Vergleich zur Endrottevariante der Mechanisch-Biologischen Behandlung bei der MBS niedrigere Konzentrationen an Schadstoffen in der Abluft [3]. Aufgrund der niedrigen Behandlungstemperaturen sind die gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Abgas niedrig (vgl. Tabelle 2.1) und liegen deutlich unter den Grenzwerten. Auffallend sind vor allem die spezifisch geringen Dioxin-Emissionen, die nur ein Tausendstel des Grenzwertes für MVA betragen, aber auch die niedrigen Benzol- und Vinylchloridwerte.

Tabelle 2.1: Schadstoffe in der unbehandelten Abluft der Rottebox im Vergleich mit den Grenzwerten der TA-Luft bzw. der 17. BImSchV

Parameter	Konzentrationen (Mittelwerte)		TA-Luft		17. BImSchV	
PCDD/F(TE)	0,166	pg/m ³			100	pg/m ³
Vinylchlorid	0,03	mg/m ³	5	mg/m ³		
Quecksilber	3,90	µg/m ³	200	µg/m ³	50	µg/m ³
Σ BTX	12,70	mg/m ³				
Σ Chlorbenzole	2,27	µg/m ³				
Σ Chlorphenole	26,49	ng/m ³				
Σ PCB (n. DIN)	26,43	ng/m ³				
Σ PAK (EPA)	29,50	µg/m ³				

Abwasser

In der MBS fallen geringe Abwassermengen an. Es handelt sich dabei um Sickerwasser aus dem biologischen Abbau und um Kondensat, das in den Wärmetauschern anfällt. Aus der Stöchiometrie des biologischen Organikabbaus ergeben sich pro Mg Abfall bei einem organischen Anteil von 36 M-% und bei einem 10 %-igen Abbau der Organik 21 Liter Prozeßwasser. Das Prozeßwasser wird über die Wände der Rottebox verregnet. Die im Kondensat untersuchten Summenparameter Chlorbenzole, PCB, Chlorphenole, PAK und PCDD/F liegen unter den Grenzwerten für das Grundwasser und können für die Indirekteinleitung als unbedenklich eingestuft werden [3].

Thermische Verwertung des Trockenstabilisats [3]

Die Versuche zur Verbrennung des Trockenstabilisats in MVA's zeigten, daß das Brennverhalten dieses Einsatzstoffes im Vergleich zu unbehandeltem Restmüll ausgeglichener ist, dementsprechend ist auch die Bruttowärmeleistung gleichmäßiger.

Im Hinblick auf abgasseitige Emissionen sind deshalb folgende Verbesserungen zu erwarten:

- Die Verbesserung des Gasausbrandes (geringerer CO-Wert) und damit Reduzierung der organischen Restbestandteile im Abgas (C_{ges})
- Das MBS-Trockenstabilisat hat im Vergleich zu Restmüll aufgrund der Fe- und NE-Metallabscheidung um etwa 56 % reduzierte Schwermetallkonzentrationen und dementsprechend sind auch geringere Emissionen zu erwarten
- Die Homogenität des Trockenstabilisats führt bei der Verbrennung zu verbesserten und stabilen Betriebsbedingungen. Dies ermöglicht es auch, den Luftüberschuß zu reduzieren
- Die Minimierung von Reststoffen: bei Filterstäuben können geringere Glühverluste (GV) und in der Schlacke GV von < 2 M-% erreicht werden

Im Folgenden sollen die Emissionen aus der MVA bei der Verbrennung von Restmüll mit den Emissionen bei der Verbrennung von MBS-Stabilisat verglichen werden. Dabei ist den Daten ein Anlagendurchsatz für MVA von 100.000 Mg Restmüll bzw. 70.000 Mg Trockenstabilisat pro Jahr zugrundegelegt.

Einen Vergleich der Emissionen bei Verbrennung von Restmüll bzw. von MBS-Trockenstabilisat zeigt Tabelle 2.2. Die Studie kommt zum Ergebnis, daß in Bezug auf die Schadstoffbelastung durch NO_x , SO_2 , CO, Hg, Cd, PCDD/F die Variante der kombinierten Restabfallbehandlung mit MBS und MVA der unvorbehandelten Restmüllverbrennung vorzuziehen ist.

Tabelle 2.2: Vergleich der Emissionen bei der Verbrennung von Restmüll oder von MBS-Trockenstabilisat

Schadstoff	Einheit	Emissionsfrachten MVA mit Restmüll	Emissionsfrachten MVA mit MBS-Stabilisat
Gesamtstaub	Mg/a	2,1	1,9
Gesamtkohlenstoff	Mg/a	4,1	3,9
HCl	Mg/a	4,1	3,9
HF	Mg/a	0,4	0,4
CO	Mg/a	20,5	19,5
SO_2	Mg/a	12,3	11,7
NO_2	Mg/a	41,0	39,0
Cd	kg/a	4,1	3,9
Hg	kg/a	20,5	19,5
PCDD/F	mg/a	41,0	39,0
CO_2	Mg/a	100.000	95.000
Durchsatz	Mg/a	100.000	70.000
Abgasmenge	m^3/Mg	4.100	5.564

Die spezifische Abgasmenge ist bei der Verbrennung von MBS-Trockenstabilisat infolge der während der Vorbehandlung erfolgten Massenreduktion durch Wasserentzug, Organikabbau und Inertstoffabtrennung höher als bei der rein thermischen Behandlung.

In der Gesamtemissionsbilanz (Tabelle 2.3) werden auch Emissionen durch Vorbehandlung, thermische Behandlung, Deponierung und Transport, sowie Emissionseinsparungen in Kraftwerken berücksichtigt. Negative Werte bedeuten Emissionseinsparungen im Kraftwerk durch thermische Nutzung der Abfälle. In der Nullvariante wird der Restmüll unbehandelt deponiert. Die Nutzung des erfaßten Deponiegases wird berücksichtigt.

Tabelle 2.3: Gesamtemissionsbilanz von verschiedenen Abfallwirtschaftskonzepten

Parameter	Einheit	Nullvariante	MVA + Deponie	MBS + MVA + Deponie
Staub	[Mg]	8,5	-2,0	-1,8
SO ₂	[Mg]	5,6	-23,7	-20,5
NO _x (als NO ₂)	[Mg]	32,8	27,8	27,1
CO ₂	[Mg]	20.153	68.869	71.928
Hg	[kg]	0,4	20,5	20,1
Cd	[kg]	49,0	4,1	3,9
PCDD/F	[mg]	k.A.	41,0	39,0
CH ₄	[Mg]	3.3379	-	-

Die CO₂-Fracht der Nullvariante ist gegenüber den Restabfallbehandlungskonzepten geringer, da die organischen Inhaltsstoffe in den betrachteten 20 Jahren nicht vollständig umgesetzt werden. Allerdings sind die bei der Deponierung unbehandelter Restabfälle zusätzlich freigesetzten CH₄-Emissionen im Hinblick auf die Klimawirksamkeit von größerer Bedeutung. Nicht berücksichtigt sind in diesem Vergleich die organischen Schadstoffe aus der MBS. Diese werden bei einer rein thermischen Behandlung weitestgehend zerstört. Bei den Mechanisch-Biologischen Verfahren schafft ein nachgeschalteter Wäscher Abhilfe. Befindet sich die MBS und die MVA am selben Standort ist die Nachbehandlung der Abgase auch in Form einer thermischen Nachverbrennung in der MVA möglich.

2.7 Arbeitsschutz

Die beim Betrieb von Mechanisch-Biologischen Anlagen nach dem Endrotteverfahren auftretenden Emissionsfrachten von Schad- und Geruchsstoffen sind wenn auch in geringerem Maße bei der Mechanisch-Biologischen Trockenstabilisierung vorhanden. Vor allem in Bezug auf Arbeitsschutz sind Vorkehrungen notwendig. Erhöhte Belastung durch Staub, Keime und Endotoxine sind zu vermeiden, da diese u. a. zu Asthma bronchiale, chronischer Bronchitis und allergischer Alveolitis führen können. Neben der händischen Sortierung führen alle Formen der intensiven mechanischen Behandlung (Zerkleinern, Sieben, Homogenisieren) zu einer erhöhten Keim- und Staubbelaugung.

In modernen Anlagen zur Trockenstabilisierung vermeidet man die hochbelasteten händischen Sortierstationen und arbeitet des weiteren mit gekapselten Bandfördersystemen.

2.8 Behandlungskosten

In Tabelle 2.4 sind die Kosten für verschiedene Verfahrenskonzepte gegenübergestellt. In der Kalkulation der Gesamtkosten werden Massenreduktionen in den jeweils vorangegangenen Behandlungsschritten berücksichtigt: Nach der MBS gelangen 50 M-% des Inputs in die thermische Behandlung oder direkt auf die Deponie; nach der MVA verbleiben 25 M-% des Inputs als Rückstände zur Deponierung.

Als Alternative zur MVA ist die energetische Verwertungsanlage (EVA) angeführt [5]. Bei dieser Anlage steht nicht die Abfallbehandlung, sondern die Energieerzeugung im Vordergrund. Durch die Nutzung der thermischen Energie werden die Behandlungskosten reduziert.

Tabelle 2.4: Kosten unterschiedlicher Verfahren und Verfahrenskombinationen

Einzelverfahren	Kosten (ATS/Mg)			
Mechanisch-Biologische Behandlung [120.000 Mg/a]	650-1.000			
Energetische Verwertung (EVA)	1.600			
Verbrennung in MVA	2.000			
Deponierung der Rückstände aus der MVA	1.700			
Verfahrenskombinationen	MBS	Thermisch	Deponie	Gesamt [ATS/Mg]
MVA und Deponierung	-	2.000	425	2.425
MBS, MVA und Deponierung	650	1.000	200	1.850
MBS und Deponierung	650	-	850	1.500
MBS, energetische Verwertung und Deponierung	650	450	200	1.300
MBS, Einsatz in der Zementindustrie	650	500	-	1.150

Die Kosten für die Erzeugung des Trockenstabilisats aus Restmüll können für eine Anlagenkapazität von 120.000 Mg pro Jahr mit 650 bis 1.000 ATS/Mg angesetzt werden [6]. Die nach der Behandlung in der MBS erhaltene Masse an Trockenstabilat® beträgt noch ca. 50 M-% der Inputmasse. Somit werden auch die Verbrennungskosten in einer MVA, die bei 2.000 ATS/Mg liegen, halbiert. In Summe ist für die Behandlung des Restmülls in MBS und MVA mit anschließender Deponierung mit Gesamtkosten von 1.850 bis 2.200 ATS pro Mg zu rechnen.

Eine Kostenreduktion kann durch die stoffliche Verwertung der in der MBS abgeschiedenen Wertstoffe erzielt werden. Findet die energetische Verwertung des heizwertreichen Trockenstabilisats am Standort der MBS statt, wirken sich die damit auftretenden Synergieeffekte positiv auf die Behandlungskosten aus. In Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung ähnlich jener in Aßlar (EVA mit 15.000 Mg/a) werden beim Einsatz von Trockenstabilat® aus der

Abgabe von Strom und Wärme Erlöse von 850–1.100 ATS/Mg erzielt [7]. Für die Betriebskosten der EVA nennt HERHOF 1.600 ATS/Mg. Abzüglich der Erlöse betragen die Behandlungskosten in der EVA ca. 900 ATS/Mg Trockenstabilat®. Die Gesamtkosten für die Behandlung von Restmüll in MBS, EVA und Deponie betragen demnach 1.300 bis 1.700 ATS/Mg (vgl. Heering [6]).

Größte Kosteneinsparungen sind beim Einsatz des Trockenstabilisats in der Zementindustrie zu erwarten. Mit Verwertungskosten (für Aufbereitung und Verbrennung) von 1.000 ATS/Mg [8] liegen die Gesamtkosten bei 1.150 ATS/Mg Restmüll.

2.9 Grenzen des Trockenstabilisierungsverfahrens

2.9.1 Technische Grenzen

Für das Wachstum und die Vermehrung der Organismen und die damit verbundene Wärmeentwicklung sind die mikrobiologisch notwendigen Milieubedingungen bei Restmüll gegeben, bei der Behandlung anderer Abfälle wie Gewerbeabfälle oder Industrieschlämme werden die Rahmenbedingungen für die Parameter pH-Wert, Wassergehalt und Schwermetallkonzentrationen nicht immer erfüllt.

Eine verbesserte Reaktionsfähigkeit der Einsatzstoffe wird erreicht, wenn diese vor der biologischen Behandlung zerkleinert und homogenisiert werden, dazu muß eine den Materialeigenschaften entsprechende mechanische Aufbereitung zur Verfügung stehen. Störende Metalle und zu große Teile müssen mittels Magnetscheider bzw. Greifer ausgeschleust werden. Lange Kunststoffolien können beim herkömmlichen Holzshredder und Kompostmischer dazu führen, daß sie sich um die Schnecken wickeln und die Leistungsfähigkeit der Anlage stark reduzieren.

Eine Voraussetzung für die Belüftung und den Austrag der Feuchte ist die Durchlässigkeit des Materials. Diese ist mit einer Schüttdichte um $0,5 \text{ Mg/m}^3$ gewährleistet. Für eine lockere Lagerung des Materials muß eine entsprechende Aufbereitung und ein geeignetes Eintragungssystem vorhanden sein.

Erst wenn diese Voraussetzungen erfüllt sind, kann mit einer möglichst kurzen Behandlungszeit und damit auch mit geringen Behandlungskosten gerechnet werden.

2.9.2 Energetische Grenzen

In dieser Betrachtung wird auf den Energieverbrauch der MBS näher eingegangen. Dieser wird mit der Heizwertsteigerung (H_u) bzw. mit der Verdampfungswärme verglichen, der für die in der MBS ausgetragene Feuchte nötig wäre. Bei Normbedingungen ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) beträgt diese 2.440 MJ/Mg . Für die Reduktion des Wassergehaltes von 40 M-% auf 15 M-% oder für die entsprechende Verdampfung von 300 kg Wasser pro Mg Abfall sind 732 MJ/Mg Abfall notwendig.

In der Energiebilanz (Tabelle 2.5) wird der Energieverbrauch für die mechanische Aufberei-

tung (Shredder, Magnetscheider und Mischer), für das Einbringen des Abfalls in die Rottebox (Radlader) und für die Belüftung aufgelistet. Der Energieverbrauch für die Anlieferung per LKW wird nicht berücksichtigt. Es wird weiters davon ausgegangen, daß sich die MBS-Anlage und die thermische Verwertung am selben Standort befinden. Den Berechnungen wird für einen Liter Diesel ein Energieinhalt von 42 MJ/Mg zugrundegelegt.

Tabelle 2.5: Energieverbrauch in der MBS (Einsatz: 30 Mg, Dauer: 7 Tage)

	Verbrauch	Zeit [h]	Energieverbrauch [MJ]
Shredder	15 l Diesel/h	2	1.260
Mischer	11 l Diesel/h	6	2.772
Radlader	4 l Diesel/h	8	1.344
Gebläse	15 MJ/h (4 kW)	168 (7 Tage)	2.500
Ges. Energieverbrauch			7.876 MJ
Spezifischer Energieverbrauch			263 MJ/Mg

Der für die Trockenstabilisierung benötigte Energieverbrauch (mechanische Vorbehandlung, Manipulation, Belüftung) beträgt 263 MJ pro Mg Restabfall oder 263 MJ pro 300 kg ausge-tragener Feuchte und liegt damit weit unter dem Vergleichswert von 732 MJ/Mg. Die restliche Wärme wird dem Prozeß durch die mikrobielle Tätigkeit zugeführt.

In der MBS wird bei einem Anfangsheizwert von 8.000 MJ/Mg und einem Wassergehalt von 40 M-% eine Heizwertsteigerung im Mischstabilat (Output) auf 12.000 MJ/Mg und eine Was-sergehaltssenkung auf 15 M-% erreicht. Wird die Massenreduktion um 50 M-% berücksich-tigt, beträgt die auf die Anfangsmasse bezogene im Trockenstabilisat enthaltene Energie 6.000 MJ/Mg_{Input}.

Die Differenz zur Energiemenge, die mit dem Restmüll eingebracht wurde, beträgt 2.000 MJ/Mg_{Input} und setzt sich aus der notwendigen Verdampfungswärme (Kohlenstoffab-bau) und der in den ausgeschleusten Stoffen enthaltenen Energie zusammen.

2.9.3 Ökonomische Grenzen

Die Wirtschaftlichkeit des Gesamtkonzeptes ist erst gegeben, wenn die Kosten für die Erhö-hung des Energieinhalts durch die MBS über die Erlöse aus der Energie- und Wertstoffver-wertung abgedeckt werden.

Das Trockenstabilisat erfüllt mit einem Heizwert von 12.000 MJ/Mg (nach KrW/Abf.-Gesetz in Deutschland) die Voraussetzung für die thermische Verwertung.

Wird dieses Produkt in Anlagen mit hohem Wirkungsgrad und Kraft-Wärme-Kopplung einge-setzt, kann bei einem Kesselwirkungsgrad von 80 % eine Gesamtleistung von 1.33 MW/Mg (entsprechend 4.788 MJ/Mg) erzielt werden [7]. Diese teilt sich auf eine elektrische Leistung von 332 kW und eine thermische Leistung von 997 kW auf. Pro Mg Restabfall betragen die Erlöse 225 ATS für elektrische und 135 ATS für thermische Energie; das sind in Summe 360 ATS pro Mg Restmüll.

Nicht angeführte Reduktionen der spezifischen Fixkosten resultieren aus der besseren Anlagenauslastung und aus der Erhöhung des Anlagenwirkungsgrades durch den erhöhten Heizwert. Da für die abgetrennten Inertstoffe und Metalle nicht immer Marktpreise zu erzielen sind, werden diese nicht in die Rechnung miteinbezogen (Tabelle 2.6).

Tabelle 2.6: Kosten und Erlöse pro Mg Restmüll

	Kosten [ATS/Mg Restmüll]	Erlöse [ATS/Mg Restmüll]
Behandlungskosten in MBS	650	-
Inertstoffe und Metalle	-	-
Thermische Behandlung in EVA	800	-
Kraft-Wärme-Kopplung in EVA	-	360
Gesamt (MBS und EVA)	1.090	-
Behandlungskosten in MVA	2.000	-
Elektrische Energie in MVA	-	300
Gesamt (MVA)	1.700	

Auf der Kostenseite stehen die Betriebskosten für die MBS mit 650 ATS/Mg und jene für die EVA mit 1600 ATS/Mg. Abzüglich der Erlöse aus der Verwertung der nutzbaren Energie bleiben Betriebskosten von 1090 ATS/Mg. Im Vergleich dazu schneidet die MVA mit 1.700 ATS/Mg Restmüll schlechter ab (auch dieser Preis ist um elektrische Energieerlöse von 300 ATS/Mg reduziert).

Aus wirtschaftlicher Sicht ist damit der Kombination von MBS und EVA der Vorzug zu geben.

2.10 Das Trockenstabilisierungsverfahren als Teil eines integrierten Abfallwirtschaftskonzepts

Das Ziel eines integrierten Abfallwirtschaftskonzepts (AWK) ist es, durch die Kombination von Vermeidungs-, Verwertungs- und Behandlungsverfahren den im AWG festgelegten Grundsätzen der Abfallwirtschaft weitestgehend zu entsprechen. Die getrennte Sammlung der Abfallfraktionen ermöglicht deren stoffliche Verwertung. Die Behandlung des verbleibenden Restmülls bzw. anderer Abfallarten und die nachfolgende stoffliche und thermische Verwertung der einzelnen Teilströme kann durch die Kombination des Trockenstabilisierungsverfahrens mit thermischen und stofflichen Verwertungsverfahren erfolgen. Die stofflich verwertbaren Rohstoffe werden abgeschieden und in den Stoffkreislauf wiedereingegliedert. Das schadstoffentfrachtete und homogenisierte Trockenstabilisat kann als Ersatz für fossile Energieträger in Kraftwerken oder in der Zementindustrie eingesetzt werden. Der Restmüll wird in diesem Fall nicht in einer neu zu errichtenden MVA mit niedrigem Anlagenwirkungsgrad entsorgt, sondern als Trockenstabilisat mit guten Brennstoffeigenschaften in einer bestehenden Industrie- bzw. Kraftwerksanlage verwertet. Durch diesen gezielten Einsatz des entsprechend vorbehandelten Restmülls können insgesamt gesehen CO₂- und Schadstoff-

emissionen vermieden werden. Allein durch die Trockenstabilisierung und die energetische Verwertung des gesamten in Deutschland anfallenden Restmülls, könnten die von Deutschland selbstauferlegten CO₂-Reduktionsziele erreicht werden [7].

Die Eingliederung des Verfahrens in ein abfallwirtschaftliches Gesamtkonzept kann auf zwei Varianten erfolgen [9]:

In der *zentralen Variante* geschieht die thermische Behandlung in einer zentralen MVA. Beispiel dafür ist die Restabfallbehandlungsanlage Rostock mit 170.000 bis 230.000 Jahrestonnen. Auf die wesentlichen Vorteile der Anlagenkombination wurde schon in Kapitel 3.6 eingegangen.

Die *dezentrale Variante* der Trockenstabilisierung eignet sich für Abfallwirtschaftsverbände ohne eigene MVA. Der erzeugte Brennstoff wird nicht vor Ort, sondern in einer möglichst nahe gelegenen Verwertungsanlage eingesetzt.

Die Kombination von mechanisch-biologischer Trockenstabilisierung und thermischer Behandlung ermöglicht ein differenziertes Stoffstrommanagement. Es können somit auch die neuen Anforderungen der Gesetzgebung (z.B. Deponie-Verordnung) erfüllt werden.

2.11 Energetische Gesamtbeurteilung

2.11.1 Einsatz des Trockenstabilisats in einer MVA [10]

Abfall ist ein heterogenes Stoffgemisch und führt in der MVA zu schwankenden Betriebszuständen. Bei der Verbrennung sind große Luftüberschüsse notwendig. Damit entstehen große Abgasmengen.

Mit dem Abfall werden erhebliche Mengen an Inertstoffen (20-40 M-%) und Wasser (25-35 M-%) durch die Anlage geschleust, dies erfordert eine erhöhte Anlagenkapazität. Hohe Wassergehalte und hohe Anteile an Inertstoffen bedeuten auch entsprechend verminderte Heizwerte und eine größere Menge an Verbrennungsrückständen.

Die Auftrennung in heizwertreiche und heizwertarme Fraktionen ist eine zu prüfende Möglichkeit, um durch die Lenkung der Teilströme durch Verwertung und Behandlung (heizwertreich -> energetische Verwertung steht im Vordergrund; heizwertarm -> thermische Behandlung steht im Vordergrund) in den entsprechenden geeigneten Anlagen den Verwertungseffekt zu maximieren und höhere Energieausbeuten zu erzielen. Bei der Verbrennung heizwertreicher Abfälle in Anlagen, deren Hauptziel die Energieumwandlung ist, werden folgende Vorteile erwartet:

- geringerer Luftüberschuß
- verbesserter Gas- und Feststoffausbrand
- optimale Anlagenauslastung
- gleichmäßigere Betriebszustände
- Möglichkeit kleiner dimensionierter Abgasreinigung
- Verbesserung des energetischen Wirkungsgrades

Die energetische Beurteilung muß unter Berücksichtigung der jeweiligen gesamten Verfahrenskette erfolgen. Für alle Verfahren ist zu beachten, daß der durch die Vorbehandlung des Abfalls erforderliche Energieaufwand möglichst klein gehalten wird, um durch die dazu erforderlichen Energieinputs (Diesel, Strom) nicht unverhältnismäßig hohe zusätzliche Umweltbelastungen zu verursachen. Zwei Verfahrensvarianten werden betrachtet (vgl. Abbildung 2.3):

Verfahrensvariante I :

Es handelt sich um die klassische MVA ohne jegliche Vorbehandlung

Verfahrensvariante II :

In dieser Verfahrenslinie kommt eine mechanisch-biologische Vorbehandlung in Form einer Trockenstabilisierung zum Einsatz. Es erfolgt eine Auftrennung in heizwertreiche Fraktion (Trockenstabilisat), Inertstoff- und Wertstofffraktion.

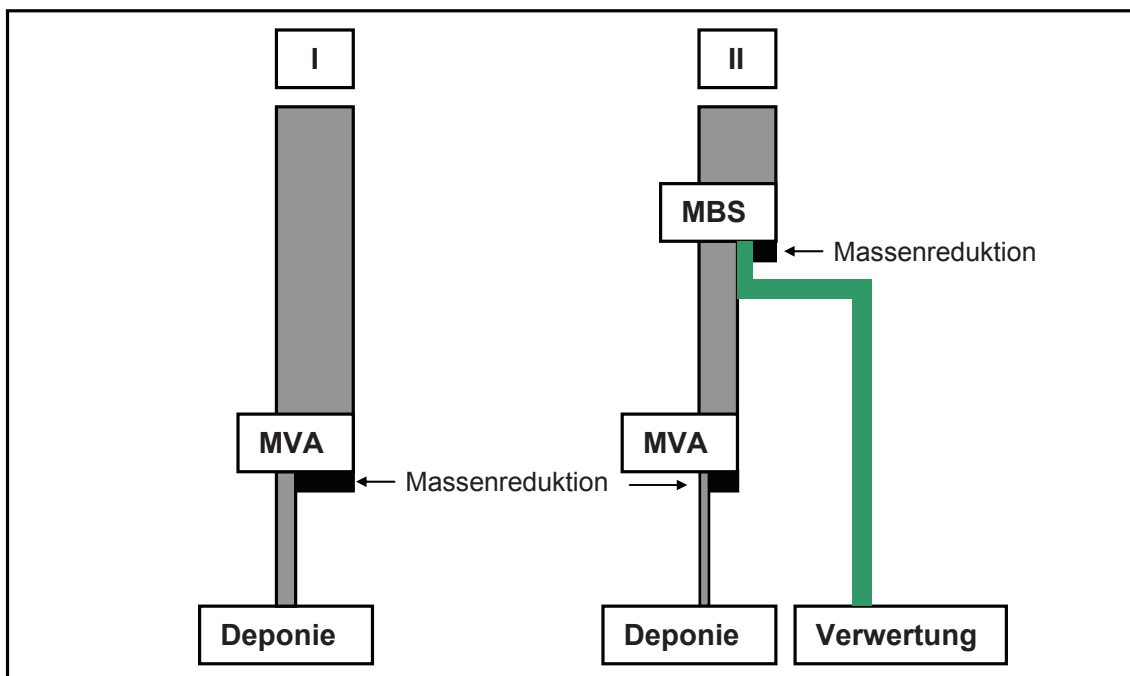


Abbildung 2.3: Feststoffmassenverteilung der Verfahrensvarianten I und II

Diese Betrachtung bezieht alle Energieinhalte (e) und folglich auch alle energetischen Wirkungsgrade auf die ursprüngliche Restmüllinputmasse in die MBS:

$$m_{\text{STAB}} = 0,5 \text{ Mg (STAB) / Mg (Restmüll)}$$

$$e_{\text{STAB}} = m_{\text{STAB}} * h_{u,\text{STAB}} [\text{MJ / Mg Restmüll}]$$

Wie Abbildung 2.4 zu entnehmen ist, ist die elektrische Nutzenergie bei MBS und MVA durch die Massenreduktion während der MBS niedriger als bei der MVA. Damit sinkt auch der elektrische Nettoprimärwirkungsgrad. Dieser drückt das Verhältnis zwischen *elektrischer Nutzenergie abzüglich rückgeführter Energie* und *eingesetzter Energie des Abfalls* aus. Der

Eigenenergiebedarf der MBS wirkt sich hier negativ aus und ebenso der Anteil der Inputenergie des Abfalls, der über den Stoffstrom zur Deponie und während des Abbaus in der MBS verlorengeht.

„Betrachtet man die jeweils verbleibende Nutzenergie von MVA und der Kombination aus MBS und MVA, wird ersichtlich, daß die Erzeugung eines heizwertreichen Restabfalls den energetischen Gesamtnutzen für die Verfahrenslinie - als Ganzes betrachtet - senkt. Ob ein Abtrennen der Abfälle zur „Verwertung“ mit Heizwerten, die bei $H_u > 11$ MJ/kg liegen, sinnvoll ist, scheint fraglich“ [10].

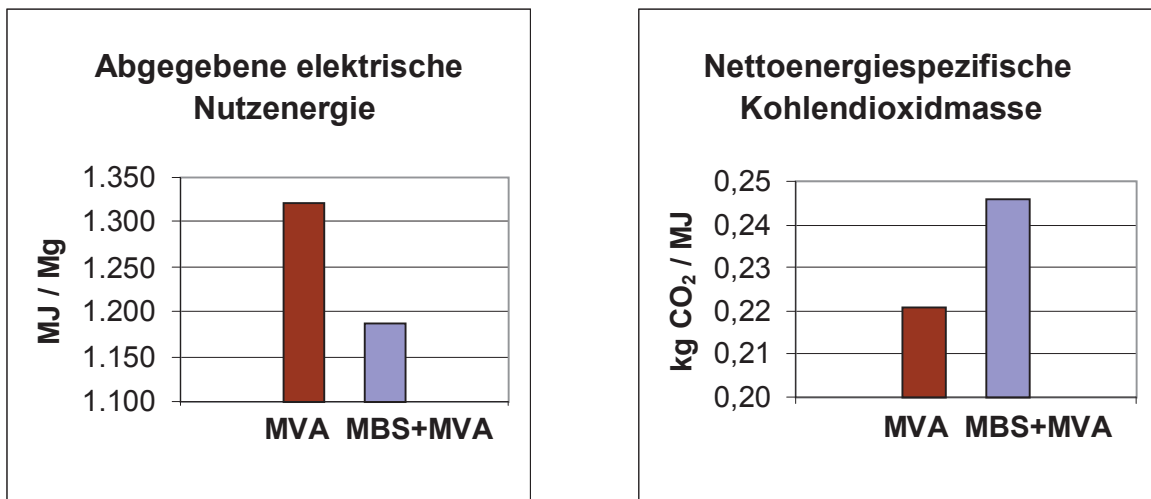


Abbildung 2.4: Energievergleiche von MVA mit Kombination aus MBS und MVA

2.11.2 Einsatz heizwertreicher Abfälle in der Grundstoffindustrie

Für den Einsatz der heizwertreichen Abfälle als Alternativbrennstoff in der Grundstoffindustrie ist zu prüfen, ob die elektrische Nutzenergie beim Einsatz von Alternativbrennstoffen größer ist.

Vergleicht man das Konzept Behandlung des Abfalls in einer MBS (mit geringen Massenverlusten und geringem Stoffabtrennungsgrad) und nachfolgende Verbrennung in der Grundstoffindustrie mit dem Konzept der unvorbehandelten Verbrennung in der MVA, wird offensichtlich, daß bei Anfangsheizwerten von über 10.000 MJ/Mg und elektrischen Nettoprimärkraftwerkswirkungsgraden von über 30 % (als Vergleich für MVA ohne MBS liegt dieser z. B. in Wels bei 17 %) eine Brennstoffsubstitution bei vergleichsweise niedrigen Heizwerten der Regelbrennstoffe ($H_u < 30.000$ MJ/Mg) sinnvoll wird.

Hier sei noch auf eine Studie des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten an der TU Dresden verwiesen. In dieser Studie wird in einer Klimabilanz die Klimawirksamkeit mehrerer Entsorgungsketten verglichen. Durch die Nutzung der thermischen Energie, des elektrischen Stroms und durch das Recycling von Fe- und NE-Metallen schneidet das Trockenstabilisierungsverfahren am besten ab [11].

3 Das Abfallwirtschaftszentrum Halbenrain

3.1 Allgemeine Beschreibung

Das von der Firma ASA betriebene Abfallwirtschaftszentrum wurde 1994 als erstes AWZ in Europa gemäß ÖNORM ISO 9002 zertifiziert. Neben einer Deponie, die mit einer Gas- und Sickerwasserbehandlung gemäß dem Stand der Technik ausgestattet ist, verfügt das AWZ Halbenrain über eine Sortieranlage, in der vornehmlich die Leichtfraktion aus der „Gelben Tonne“ handsortiert wird. Im AWZ Halbenrain wird auch eine geschlossene Boxenkompostierung mit nachfolgender überdachter Nachrotte betrieben. In dieser werden Bioabfälle gemeinsam mit Klärschlämmen zu einem verwertbaren Biokompost verrottet [12].

Für die Untersuchungen im Rahmen des Pilotprojektes MBRVV und die Durchführung der Trockenstabilisierungsversuche wurde das AWZ Halbenrain ausgewählt, da in dieser Betriebsanlage die Voraussetzungen zur Bearbeitung der grundlegenden Fragestellungen zur MBRVV und zur Durchführung der Trockenstabilisierungsversuche gegeben sind. Dies betrifft zum einen die vorhandene Bandbreite an zur Verfügung stehenden Abfällen, wobei insbesondere die **hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle** und die **industriellen Klärschlämme** zu nennen sind (vgl. Tabelle 4.2). Zum anderen steht eine Boxenkompostierung für die Trockenstabilisierungsversuche zur Verfügung [12].

Insgesamt wurden im Jahr 1997 ca. 80.700 Mg Abfälle angeliefert. Davon wurden etwa 9.400 Mg einer Verwertung zugeführt, der Rest von ca. 71.300 Mg wurde deponiert [13].

3.2 Beschreibung der für die Versuche benötigten Aggregate

3.2.1 Mechanische Vorbehandlung

Die für die Versuche zur Trockenstabilisierung verwendeten hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (SNr. 91101, vgl. Kapitel 4.1) waren sowohl in ihrer stofflichen und mechanischen Beschaffenheit als auch bezüglich ihrer Stückigkeit sehr heterogen. Aus diesem Grund war vor dem Mischen dieser Abfallart mit industriellem Klärschlamm eine Störstoffentnahme und eine Zerkleinerung mit einem Shredder notwendig.

3.2.1.1 Shredder

Die Zerkleinerung der Gewerbeabfälle erfolgte mittels eines Shredders (Terminator 2200). Dieser wurde von der Fa. Komptech GmbH unentgeltlich zur Verfügung gestellt.

Der Shredder hat eine verstellbare Spaltweite, die zwischen 35 und 105 mm variiert werden kann. Damit ist dieser Apparat auch zur Zerkleinerung sperriger Materialien geeignet, nicht jedoch zur Zerkleinerung von Folien bzw. Planen und Behältern aus Kunststoff. Der Grund liegt darin, daß durch diesen Shredder auf derartiges Material kaum Scherkräfte ausgeübt werden.

Die Zerkleinerung der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle beanspruchte eine Stunde pro Container (Gewicht: 16 Mg).

3.2.1.2 Metallabscheidung

Zur Abtrennung der Eisenmetalle aus den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen wurde die Sortieranlage des AWZ Halbenrain eingesetzt. Diese Sortieranlage ist mit einem Überbandmagneten ausgestattet. Der Anteil der abgetrennten Metalle, betrug während der ersten drei Versuche 2 M-% der eingesetzten Abfälle. Dies entspricht dem bei der Charakterisierung dieser Abfallart in der 1. Projektphase festgestellten Metallanteil.

3.2.1.3 Beschreibung des Mischvorgangs und der verwendeten Anlagen

Zur Homogenisierung der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle und der industriellen Klärschlämme wurde ein Kompostmischer („Mashmaster“, Fa. Komptech) eingesetzt. Das Massenverhältnis von Gewerbeabfall zu Klärschlamm betrug 1:1. Die Mischung von Rückständen aus der Altpapierverarbeitung (Rejekte) und industriellem Klärschlamm erfolgte im Verhältnis 1,2:1 bis 2:1. Die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle konnten mit dem Shredder aufgrund der oben beschriebenen Probleme nicht hinreichend zerkleinert werden, da sie einen hohen Anteil an flexiblen Materialien enthielten. In Verbindung mit dem Besätzen der Schnecken des Mixers führte dies zu Problemen beim Mischen. Vor allem lange Kunststoffolien (Länge: 1-3 m) verlegten die Schnecken. Dadurch wurde die Mischleistung stark eingeschränkt und der Austrag des Materials verzögert. Diese Verwicklungen auf den Mischerschnecken konnten nur manuell entfernt werden. Aufgrund der großen Steigung des Austragsförderbands des Mixers kam es auch beim Entleeren des Mixers zu Problemen. Nach dem 3. Trockenstabilisierungsversuch mußte aufgrund dieser Schwierigkeiten auf den Einsatz des Mixers verzichtet werden. Stattdessen wurde ein Radlader verwendet. Die Auflösung der plattigen Struktur des Klärschlammes (vgl. Abbildung 4.3) konnte mit der Radladerschaufel nicht bewerkstelligt werden. Das Ziel der Vorbehandlung, eine möglichst große spezifische Oberfläche des Klärschlammes zu schaffen, konnte mit dem Radlader nicht erreicht werden. Auch ein Versuch die Struktur des Klärschlammes mittels Kompostmietenwender aufzubrechen und mittels Radlader zu homogenisieren, stellte keine ausreichende Vorbehandlung dar. Diese Varianten der mechanischen Vorbehandlung wurden gewählt, da die entsprechenden Aggregate vor Ort zur Verfügung standen.

Das Mischen der Rückstände aus der Altpapierverarbeitung (Rejekte) und des industriellen Klärschlammes in den Versuchen 6 - 8 erfolgte mittels Mashmaster. Dieser Vorgang verlief problemlos, da die maximale Größe der hauptsächlich aus Kunststoff, naßfester Pappe und Papier bestehenden Rejekte bei 15 cm liegt.

Der Mischvorgang und der Austrag einer Charge von drei Mg beanspruchte insgesamt ca. 20 Minuten.

3.2.1.4 Trommelsieb

In den Siebversuchen, in denen die Möglichkeit der Abscheidung von Schwermetallen und Schadstoffen aus dem hausmüllähnlichen Gewerbeabfall durch eine optimierte Absiebung untersucht werden sollte, wurde das Trommelsieb des AWZ Halbenrain eingesetzt. Dieses Aggregat wird im AWZ zur Absiebung des Komposts verwendet. Die Maschenweite dieses Siebes beträgt 15 mm. Die Trommel hat einen Durchmesser von 2 m und ist mit 10 cm hohen Wendeln versehen. Die Beschickung der Siebtrommel erfolgte über Radlader und Förderband.

Das Aggregat war zur Absiebung der Gewerbeabfälle nur bedingt geeignet. Lange Kunststoffolien wurden von den niedrigen Wendeln nicht erfaßt. Dieses Material mußte zum Großteil händisch aus der Trommel geholt werden. Trotzdem konnte in diesem Versuch die Abtrennung der Feinfraktion erfolgreich abgeschlossen werden.

3.2.1.5 Laborsieb

Bei den zur Korngrößenanalyse und zur Absiebung verwendeten Laborsieben handelt es sich um runde Metallsiebe, die übereinander aufgesetzt werden können. Der Durchmesser der Siebe beträgt 40 cm, die Höhe der Siebwände 10 cm. Die verwendeten Maschenweiten betragen 2; 6,3; 11,2 und 25 mm.

3.2.2 Kompostierungsanlage

Im AWZ Halbenrain sind vier Rotteboxen mit einem Belüftungs- und Bewässerungssystem im Einsatz. Die Sickerwässer werden in einem Auffangbehälter gesammelt und rückverregnet. Die Rotteboxen sind aus Beton. Der Abschluß zwischen Rottebox und Tor besteht aus einer Gummidichtung. Die Abdichtung erwies sich als nicht genügend, die ein- bzw austretende Falschlufte erschwert die Steuerung der Luftströme erheblich.

Die Abluft aller vier Rotteboxen wird in einem Abluftkanal gesammelt und gemeinsam über ein Abluftgebläse abgesaugt und einem Biofilter zugeführt. Eine flexiblere Luftführung (getrennte Abluftgebläse) würde auch in der Kompostierung einen optimierten Prozeßablauf unterstützen. Eine weitere Möglichkeit der Optimierung bestünde darin, die Abluft über einen Wärmetauscher zu führen (die Feuchte auszukondensieren) und die Zuluft vorzuwärmen. Dies würde eine raschere Erwärmung des Materials und eine Beschleunigung der Anlaufphase der biologischen Aktivität ermöglichen.

3.2.2.1 Rottebox

Im AWZ Halbenrain sind vier Rotteboxen mit jeweils 110 m³ Volumen und einem Fassungsvermögen (bei Eintrag mittels Radlader) von jeweils 80 m³ installiert. Die Ummantelung der Rotteboxen besteht aus Beton. Zur Verkürzung der Zeit für die Anfangserwärmung ist es sinnvoll durch aufeinanderfolgende Befüllung und Entleerung der Boxen, dafür zu sorgen, daß die in den Boxenwänden gespeicherte Wärme dem System erhalten bleibt. Der Boden der Box ist in drei Kompartimente geteilt, an die jeweils ein Zuluftrohr angeschlossen ist. Die

Zuluft wird über Luftschlitze am Boden (Abstand: 10 cm) eingeblasen.

Die Decke der Rotteboxen ist zur Bewässerung mit gelochten Wasserleitungen versehen. Zum Befeuchten des Materials kann entweder Frischwasser oder Perkolat eingesetzt werden. Das Perkolat wird in einem Behälter (Volumen: 2.000 l) zwischengespeichert.

Die Tore der Boxen sind aus Stahl und können über einen Seilzug gehoben und gesenkt werden. Der Spalt zwischen dem Tor und der Betonummantelung der Box wird mit einer Gummidichtung abgeschlossen. Luftmengenmessungen und ersichtliche Dampfaustritte am oberen Ende des Tores zeigten, daß die Dichtung nicht den Ansprüchen eines effektiven Luftmanagements genügt. Auf die Menge der Falschluff und deren Auswirkungen auf die Prozeßsteuerung wird im Kapitel Luftmengenmessungen (Kapitel 4.5.2) genauer eingegangen.

3.2.2.2 Steuerungssystem

Das Prozeßleitsystem verarbeitet eine Reihe von Meßdaten, die in Minutenabständen aufgezeichnet werden. Das Meßsystem erfaßt folgende Parameter:

- Temperaturen in der Zu- und Abluft der Rotteboxen
- Guttemperaturen im vorderen, mittleren und hinteren Bereich der Rottebox
- Sauerstoffkonzentration in der Zuluft
- Stellung der Frischluftklappe

In Abhängigkeit von der jeweiligen Soll- und Isttemperatur wird die Frischluftklappenstellung innerhalb einer vorgegebenen Bandbreite variiert. Die Frischluftklappe regelt den Anteil an Frischluft an der gesamten Zuluft (Frischluft und Umluft).

Die Software ermöglicht neben der Festlegung des Maximalwertes der Frischluftklappenstellung für jede Box die Programmierung der Bewässerungsmenge und der zeitlichen Verteilung der Bewässerung. Weiters kann die Leistung der einzelnen Zuluftgebläse (in % der Maximalleistung) und der Unterdruck im System (und damit die Leistung des Abluftgebläses) eingestellt werden. Diese Einstellungen mit Ausnahme der Leistung des Abluftgebläses können für die Sequenzen „Nivellieren“, „Abbau 1“, „Hygienisierung“, „Abbau 2“ und „Abkühlen“ programmiert werden.

3.2.2.2.1 Luftmanagement

Die der Rottebox zugeführte Luft besteht aus drei Teilströmen, deren Mengen über die Gebläseleistung und die Frischluftklappe geregelt werden:

➤ **Frischluft:**

Die Frischluft wird aus dem Halleninnenraum abgesaugt. Die Luftfeuchtigkeit der Frischluft ist im Vergleich zur Umluft viel niedriger und somit für den Austrag der Feuchte aus der Rottebox effektiver. Der Anteil wird über die Frischluftklappe geregelt. Die Temperatur und die relative Luftfeuchtigkeit der Frischluft ist von der Außentemperatur abhängig.

➤ **Umluft:**

Die Umluft ist der Teil der Abluft, der nicht über das Biofiltergebläse abgesaugt wird. Die Umluftführung soll die warme Abluft in die Rottebox zurückführen, um die entstehende Wärme im System zu behalten und dadurch mikrobielle Aktivität zu begünstigen. Durch einen beschleunigten Temperaturanstieg wird die Anlaufphase verkürzt und ein höheres Temperaturniveau gehalten. Bei hohem Umluftanteil (geschlossener Frischluftklappe) ist die Zuluft mit hoher Feuchte beladen. Der Trocknungseffekt wird dadurch eingeschränkt. Luftmessungen ergaben, daß bei gänzlich geöffneter Frischluftklappe der Umluftanteil an der Zuluft auf ca. 20 % reduziert wird.

➤ **Falschluff:**

Durch die undichten Boxentore werden auch bei stark reduzierter Gebläseleistung (z.B. in der Anwärmphase) und bei geschlossener Frischluftklappe große Mengen an kühler Falschluff aus dem Halleninneren angesaugt. Unter diesen Bedingungen entspricht die an den Toren eindringende Falschluffmenge dem Doppelten der gemessenen Zuluftmenge. Die kühle Falschluff trifft in der Rottebox auf die warme und feuchte Abluft. Der Wasserdampf wird nicht ausgetragen, sondern kondensiert. Es wurde festgestellt, daß bei erhöhter Zuluftgebläseleistung (50 % der Maximalleistung) die eindringenden Falschluffmengen im Verhältnis zur Zu- bzw. Umluftmenge geringer werden. Bei hoher Gebläseleistung (> 50 % der Maximalleistung) sind Dampf- bzw. Falschluffaustritte an den Toren der Rottebox sichtbar. Dies führt zu Wärmeverlusten in der Rottebox.

Im Prozeßleitsystem wird anhand der Einstellungen für das Zuluftgebläse die Zuluftmenge geregelt. Aufgrund der Wirkung des Biofiltergebläses (Abluftgebläses) wird auch bei Gebläseleistung 0 % eine Luftmenge von ca. 3.000 m³/h abgesaugt. Dies führt beim Starten des Trockenstabilisierungsversuches zu einem verfrühten Austrag der Wärme. Der Anstieg der Temperaturen in der Box wird verzögert bzw. während der kalten Jahreszeiten beinahe vollständig verhindert. Das Problem könnte durch eine getrennte Absaugung aus den einzelnen Rotteboxen behoben werden. Zusätzlich könnte bei einer getrennten Ablufferfassung in Abhängigkeit von der Solltemperatur je nach Bedarf warme Abluft aus anderen Rotteboxen zugeführt werden.

3.2.2.2 Temperaturverlauf

Unter dem Menüpunkt „Rezeptur“ kann für fünf Phasen jeweils deren Dauer und die Solltemperatur eingegeben werden. Ist die Temperatur in der Rottebox zu hoch, wird die Frischluftklappe innerhalb der vorgegebenen Bandbreite geöffnet. In der Abkühlphase wird durch den größeren Frischluftanteil kühle und trockene Zuluft durch das Material der Rottebox geblasen. Bei 100 % geöffneter Frischluftklappe kühlt das Material innerhalb von 12 Stunden von 50 auf 25 °C ab.

Die Isttemperaturen werden in der Rottebox mit drei Temperaturfühlern überwacht. Meßgenauigkeiten sind von der Eindringtiefe der Meßlanzen und somit von Randeinflüssen abhängig. Bei einer Schütthöhe von zwei Metern erfolgt die Messung im Zentrum der Schüttung.

3.2.2.2.3 Bewässerung

Das Prozeßleitsystem erlaubt die Auswahl zwischen Reinwasser und Perkolat. In jeder der fünf Kompostierungs- bzw. Trockenstabilisierungsphasen kann sowohl die Art, als auch die Menge und die zeitliche Verteilung der Bewässerung programmiert werden.

In der Kompostierung soll während des Abbauprozesses ein konstanter Wassergehalt von 45-50 M-% gehalten werden. Mehrmaliges Unterbrechen der Beregnung soll die Ausbildung bevorzugter Wasserkanäle verhindern. In den Phasen „Hygienisierung“, „Abbau 2“ und „Abkühlen“ wird in der Kompostierung die Beregnung reduziert, um die Mikroorganismenpopulationen zu reduzieren. Dementsprechend wird zur Beregnung auch kein Perkolat, sondern Frischwasser verwendet.

Die Trockenstabilisierung von Restabfällen setzt in der Regel keine Bewässerung ein. Es wird lediglich das in den Wärmetauschern anfallende Kondensat rückverregnet. Bei der Trockenstabilisierung von Gewerbeabfällen und industriellem Kläschlamm wurde eine Beimpfung mit Perkolat notwendig, um das Material mit Mikroorganismen zu beimpfen.

3.2.3 Probenahme

3.2.3.1 Generelle Gesichtspunkte

Eine repräsentative Probenahme wird durch die stark variierende stofflich-physikalische und chemische Zusammensetzung der Gewerbeabfälle erschwert. Aus diesem Grund wird im Folgenden die genaue Vorgehensweise beschrieben.

Beprobung des Input

Die Probenahme erfolgte kontinuierlich während der Entleerung des Mischers. Die entnommenen Proben (insgesamt etwa 300 kg) wurden vereinigt, vermischt und nach der Viertelmethode auf 2 Mischproben mit ca. 5 kg eingeeengt.

Beprobung des Output

Aufgrund der Undichtheiten am Tor der Rottebox sowie durch Randeinflüsse kam es zu lokal unterschiedlichen Trocknungsergebnissen. Das Material war entlang der Wand der Rottebox und am Boden sichtlich trockener als in der Mitte der Schüttung. In der Nähe der Boxentore war durch Falschluffeintritte Kondenswasserbildung zu beobachten.

Während der Radlader die Rottebox entleerte, wurden aus diesem Grund aus möglichst vielen Bereichen der Schüttung Proben entnommen. Wie der Input wurde der Output nach der Viertelmethode auf 2 Mischproben eingeeengt.

3.2.3.2 Doppelwellenzerkleinerer

Um die Probenahme zu erleichtern und die Homogenität der Probe zu erhöhen, wurde vom IED ein Doppelwellenzerkleinerer gekauft. Dieses Aggregat ermöglicht es, größere Mengen sperriger und inhomogener Materialien innerhalb kurzer Zeit zu zerkleinern und zu homoge-

nisieren. Die Spaltweite der Wellen beträgt 15 mm. Die Durchsatzleistung des Doppelwellenzerkleinerers liegt erfahrungsgemäß bei 1 m³/h, hängt jedoch stark von der Größe der eingesetzten Materialien und von deren Störstoffanteil ab. Die Anlage bewältigt Materialverbunde (z.B. Schuhe, ...) oder kleinere Metallteile (z.B. Besteck, Drähte, Nägel, ...) problemlos. Der Doppelwellenzerkleinerer stand für die Zerkleinerung der Proben der Versuche 6 - 8 zur Verfügung.

Der Shredder der Firma Erdwich (D) ist als Aufbau für einen zweiachsigen Anhänger konzipiert. Das Gesamtgewicht beträgt 1,7 Tonnen. Die Leistungsaufnahme des Aggregats erfolgt über einen 32-Volt-Anschluß.

Abbildung 3.1: Doppelwellenzerkleinerer

4 Trockenstabilisierungsversuche im AWZ Halbenrain

4.1 Verwendete Abfallarten [14]

Im Rahmen der ersten Phase des Pilotprojektes zur MBRVV wurden die im AWZ angelieferten Gewerbe- und Industrieabfälle charakterisiert. Aus den ermittelten Daten über Wassergehalt, Glühverlust und Schadstoffgehalt konnten jene Abfallarten ausgewählt werden, die für eine Mechanisch-Biologische Behandlung in Form einer Trockenstabilisierung geeignet sind. Zur Darstellung der Ergebnisse in Tabelle 4.1 werden folgende Symbole verwendet:

„+“ für gut geeignet bzw. sinnvoll

„o“ für bedingt geeignet bzw. weniger sinnvoll

„-“ für nicht geeignet bzw. nicht sinnvoll

Tabelle 4.1: Eignung der Abfallarten zur Trockenstabilisierung

Abfallart	Beurteilung
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	o ¹⁾
Chromlederabfälle	-
Schwarten und Spreißel aus sauberem unbeschichtetem Holz	- ¹⁾
Rückstände aus der Altpapierverarbeitung	+ ¹⁾
Leichtmetallkrätzen, aluminiumhaltig	-
Sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle	-
Shredderrückstände (Leichtfraktion)	-
Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung	+ ¹⁾
Anaerob stabilisierter Schlamm (Faulschlamm)	+ ²⁾
Kanülen und sonstige verletzungsgefährdende Gegenstände	-
1) bei Vermischen mit Klärschlamm 2) bei Vermischen mit hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Schwarten und Spreißel aus sauberem unbeschichtetem Holz, Rückständen aus der Altpapierverarbeitung oder Rückständen aus der mechanischen Abfallaufbereitung	

Die im AWZ Halbenrain angelieferten Abfallmengen der im Rahmen der Trockenstabilisierungsversuche eingesetzten Abfälle gibt Tabelle 4.2 wieder.

Tabelle 4.2: Anlieferungsmengen von Abfallarten, die für die Trockenstabilisierungsversuche ausgewählt wurden [15]

Bezeichnung	SNr.	Anlieferungsmenge [Mg/a]
Anaerob stabilisierter Schlamm	94501	12.109
Haumsüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall	91101	22.750
Rückstände aus der Altpapierverarbeitung	18407	5.282
Summe		40.141

Die Voruntersuchungen im Rahmen des Pilotprojektes MBRVV ergaben, daß die Trockenstabilisierung einer einzelnen Abfallart nicht sinnvoll oder nicht möglich ist. Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle Abbildung 4.1 erfüllen mit einem mittleren Wassergehalt von 18,6 M-% und ca. 12 M-% biologisch abbaubarer Substanz nicht die Voraussetzungen für die Entwicklung einer mikrobiellen Tätigkeit.

Abbildung 4.1: Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall SNr.91101

Die Rückstände aus der Altpapierverarbeitung Abbildung 4.2 und die Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung weisen Wassergehalte von 45,6 bzw. 47,2 M-% auf. Da diese Abfallarten aber überwiegend aus Kunststoff und Papier bestehen, ist durch die fehlende Organik eine ausreichende mikrobielle Aktivität und eine damit verbundene Selbsterwärmung ebenfalls nicht zu erwarten.

Abbildung 4.2: Rückstände aus der Altpapierverarbeitung SNr. 18407

Die anaerob stabilisierten Schlämme besitzen höhere Wasser- und Organikgehalte (WG von 53 – 65 M-%, GV von 46 - 49 M-% teilweise auf Kalkzugabe zurückzuführen). Doch diese Abfallart ist allein aufgrund des fehlenden Strukturmaterials nicht für eine biologische Trockenstabilisierung geeignet. Der verwendete Schlamm weist infolge der Entwässerung mit Kammerfilterpresse eine plattige Struktur auf (vgl. Abbildung 4.3).

Abbildung 4.3: Industrieller Klärschlamm (anaerob stabilisiert) SNr. 94501

Im Sinne einer optimalen Vorbehandlung der am Standort Halbenrain angelieferten Abfälle bietet sich ein Vermischen von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen mit anaerob stabilisierten Faulschlämmen für eine nachfolgende Trockenstabilisierung an. Die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle liefern mit ihrem Anteil an gröberen und sperrigen Abfallkomponenten auch nach einer Zerkleinerung die für die Trockenstabilisierung nötigen Struktureigenschaften. Die Schlämme liefern mit ihrem Wasser- und Organikgehalt die restlichen für die Trockenstabilisierung erforderlichen Rahmenbedingungen. Da es sich bei den Schlämmen um kalkstabilisierte industrielle Klärschlämme handelt, wird jedoch das Erreichen des gewünschten Prozeßverlaufes erschwert. Bei den Abfallarten „Rückstände aus der mechanischen Behandlung“ bzw. „Rückstände aus der Altpapierverarbeitung“ wird die Sinnhaftigkeit eines derartigen Vorgehens infolge des vergleichsweise hohen Wassergehalts noch vergrößert.

Aufgrund der Eigenschaften der verwendeten Abfallarten waren folgende Aspekte zu berücksichtigen:

Glühverlust

Der Glühverlust des eingesetzten anaerob stabilisierten industriellen Klärschlammes beträgt 35 - 40 M-%. Der GV des Gewerbeabfalls beträgt ca. 60 M-% und ist zum überwiegenden Teil auf die hohen Kunststoffanteile im Gewerbeabfall zurückzuführen. Dieser Parameter ist deshalb nicht geeignet, die biologische Abbaubarkeit der Abfälle zu beschreiben. Bei einem Mischungsverhältnis von 1:1 beträgt der Glühverlust der Mischung ca. 50 M-%. Der abbaubare organische Anteil beschränkt sich jedoch zum Großteil auf die mit dem Klärschlamm eingebrachte abbaubare organische Substanz. Begründet durch die Tatsache, daß der Klär-

schlamm bereits biologisch ausgefault ist und die leicht abbaubaren organischen Komponenten zum Teil bereits abgebaut waren, entwickelte sich bei den durchgeführten Trockenstabilisierungsversuchen nur schwer eine mikrobiologische Aktivität.

Schwermetallgehalte

Die Anwesenheit von toxischen Verbindungen oder von Schwermetallen kann den Ablauf biologischer Vorgänge hemmen oder zu deren Abbruch führen. Im Klärschlamm lagen die Chromgehalte zwischen 600 mg/kg TS und 2.157 mg/kg TS. Im Mittel jedoch bei 800 mg/kg TS. Untersuchungen von Wilke [16] ergaben bei 800 mg/kg TS keine Beeinträchtigung der Atmungsaktivität von Mikroorganismen. Der steiermärkische Grenzwert für Cr in Klärschlammkompost liegt bei 500 ppm.

Das in der Gerbereiindustrie anfallende Chrom(III)Sulfat ist vor allem bei $\text{pH} < 5$ weniger mobil und weniger toxisch als Chrom (VI). Chrom (VI) dominiert bei $\text{pH} > 7$ in S-Carbonat-Wasser-Systemen und bei oxidierenden Bedingungen so etwa bei Anwesenheit von MnO_2 .

Auch Bleikonzentrationen von 200 mg/kg TS, wie sie im Klärschlamm vorgefunden wurden, bringen für die mikrobielle Biomasse keine negative Wirkung mit sich [16].

Die biologische Verträglichkeit höherer Schwermetallkonzentrationen ist abhängig vom Sorptionsverhalten des Klärschlammes und von der damit verbundenen Bioverfügbarkeit der Schwermetalle für Mikroorganismen.

pH-Wert

Der eingesetzte industrielle Klärschlamm wies infolge der Stabilisierung mit Kalk pH-Werte um 12 auf. Da dieser Wert weit über dem üblichen Toleranzwert von $\text{pH} = 9$ liegt, schränkt dieser Umstand die mikrobielle Aktivität ein. Aus diesem Grunde war die Beimpfung mit Sickerwasser aus der Kompostierung notwendig.

Wassergehalt

Dieser Parameter konnte durch die Wahl des richtigen Mischungsverhältnisses auf den Zielwert von ca. 55 M-% eingestellt werden. Dabei wurde jedoch berücksichtigt, daß auch durch die Beimpfung noch Wasser eingebracht wurde. Aufgrund der Schwankungen der Wassergehalte der eingesetzten Abfallarten ergaben sich Unschärfen bei der Einstellung des angestrebten Wassergehaltes.

4.2 Allgemeine Überlegungen zum Prozeßverlauf

Mit Hilfe der Prozeßsteuerung können die biologischen Vorgänge im zu behandelnden Material gezielt unterstützt werden. Die veränderbaren Parameter zur Regelung der in den jeweiligen Phasen der Trockenstabilisierung erforderlichen Temperaturen sind der *Luftdurchsatz* und das *Verhältnis von Umluft zu Frischluft*. Während in der Anlaufphase zur Erhöhung der Temperatur mit geringen Mengen an (u.U. vorgewärmter) Zuluft gefahren wurde, wurde in der Trocknungsphase mit größeren Mengen an Frischluft die Feuchte ausgetragen. Abschließend wurde das Material durch die Erhöhung der Frischluftmenge abgekühlt und tro-

ckengeblasen. Bei der Trockenstabilisierung soll auf diese Art der größtmögliche Teil des im Abfall gespeicherten Wassers ausgetragen werden. Um die Effektivität der Prozeßsteuerung zu gewährleisten, sollte der Anteil an Falschluff, der durch Undichtheiten der Anlagen mit der Zuluft angesaugt wird, möglichst gering sein.

Bei der Kompostierung wird während der Intensivrotte zur Unterstützung der Abbauprozesse der optimale Wassergehalt eingestellt. Bei der Trockenstabilisierung findet eine *Bewässerung* in größerem Ausmaß in der Regel nicht statt. Handelt es sich um Material, in dem sich nur schwer biologische Vorgänge induzieren lassen (z.B. hoher Kalkgehalt oder Schwermetallbelastung), kann durch Beimpfung mit Perkolat (Prozeßwasser) versucht werden, die mikrobiellen Abläufe in Gang zu setzen.

Eine Überwachung und Nachjustierung des Programms war vor jeder Versuchsdurchführung notwendig, da sich die Eigenschaften Wassergehalt, Nährstoffangebot, Schadstoffe oder Schüttdichte und Luftdurchlässigkeit bei jeder Charge änderten.

4.2.1 Bewässerung

Für den Abbau sind Wassergehalte von 30 M-% bis maximal 55 - 60 M-% anzustreben. Bei höheren Werten besteht zunehmend die Gefahr, daß sich im Material anaerobe Zonen bilden. Die Wassergehalte der eingesetzten industriellen Klärschlämme schwankten zwischen 61 M-% und 76 M-%. Das Mischungsverhältnis zwischen Klärschlamm und Gewerbeabfall war soweit als möglich abzustimmen, um in der Mischung einen Wassergehalt von 45 - 50 M-% zu erreichen.

Obwohl eine Beimpfung mit Perkolat vorerst nicht vorgesehen war, war dies notwendig, da der ausgefaulte industrielle Klärschlamm mit Kalk konditioniert war. Die Beimpfung war ein wesentlicher Beitrag zur Beschleunigung der Anlaufphase der mikrobiellen Tätigkeit, da im Perkolat vorhandene Mikroorganismenpopulationen in das Material eingebracht wurden. Unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der eingesetzten Gewerbeabfälle und des industriellen Klärschlammes wurde die Perkolatmenge berechnet, um Wassergehalte von maximal 55 M-% zu erreichen. Die zugesetzten durchschnittlichen Perkolatmengen lagen bei 4.000 Liter (genauere Angaben in Kapitel 4.3). Höhere Wassergehalte sind darauf zurückzuführen, daß der Wassergehalt der Rückstände aus der Altpapierverarbeitung während der Versuche höher war als zur Zeit der Bestimmung in der ersten Projektphase.

4.2.2 Temperatur

Der optimale Temperaturbereich für die biologischen Prozesse liegt zwischen 10 und 50 °C. Bei niedrigeren Temperaturen laufen die Stoffwechselprozesse zu langsam ab; bei 75 °C werden die Proteine der meisten Bakterien bereits denaturiert, damit kommt auch die biologische Aktivität zum Erliegen.

In der Anlaufphase bei Temperaturen um 10-45 °C dominieren mesophile Bakterien. Doch schon bei 25 °C wächst die Population thermophiler Bakterien, um nach etwa 12-24 Stunden bei 50-55 °C ihren Höhepunkt zu erreichen. Bei Temperaturen über 80 °C kommen auch die thermophilen Mikroorganismen an ihre Toleranzgrenze. Für die Abtötung der sporenbilden-

den grampositiven Bakterien wird während der Anlaufphase ein langsamer Temperaturanstieg angestrebt, um die Bakterien in der vegetativen Form zu vernichten.

Ein rapider Temperaturanstieg in der Anlaufphase würde auch die vollständige Trocknung des Materials verhindern, da ein Temperaturschock ein rasches Schließen der Zellwände in biogenen Materialien bewirken würde. Das in den Kapillaren gespeicherte Wasser könnte dem Material nicht mehr entzogen werden.

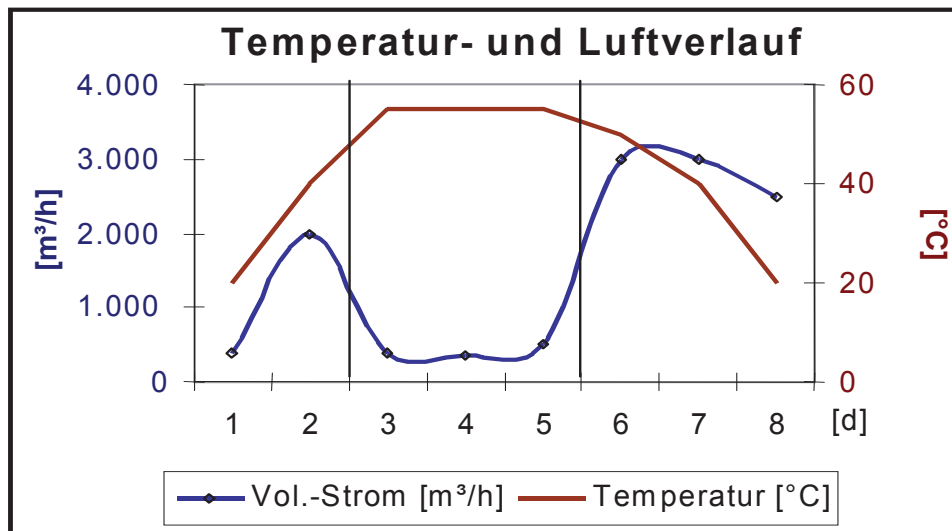


Abbildung 4.4: Luftdurchsatz und Temperaturverlauf während der Trockenstabilisierung

Der optimierte Trocknungsprozeß der Trockenstabilisierung läuft in drei Phasen ab (vgl. Abbildung 4.4):

- In der *Anlauf- bzw. Abbauphase* führen Mikroorganismen unterstützt durch eine geringe Erhöhung des Luftdurchsatzes zum Abbau leicht abbaubarer Substanzen und zugleich zu einer spontanen Temperaturentwicklung. Dieser abbauroptimierte Prozeß läuft bis zu einer Temperatur von 50 °C ab und dauert zwei bis drei Tage.
- Weitere drei Tage beansprucht die *Hygienisierung* bei Temperaturen, die bei ca. 55 - 60 °C liegen sollten; in dieser Phase ist bei höherer Temperaturdifferenz zwischen Zu- und Abluft eine wirksamere Trocknung festzustellen.
- Da der Abbau des Kohlenstoffs in der Trockenstabilisierung soweit als möglich verhindert werden soll, wird der Abbauprozeß durch Temperatursenkung absichtlich unterbrochen. In der eigentlichen *Trocknungsphase* wird mit der Erhöhung der Luftrate das Material abgekühlt, der Abbau des Kohlenstoffs wird gebremst und das Material mit kühler Luft trockengeblasen.

Der gesamte Prozeß der Erwärmung, Trocknung und Abkühlung sollte innerhalb von sieben bis zehn Tagen ablaufen.

4.2.3 Luft- und Frischluftmenge

Der gewünschte Temperaturverlauf in der Rottebox kann über die zugeführte Luftmenge und über das Verhältnis von Frischluft- zu Umluftmenge gesteuert werden. In der Anlaufphase wurde mit geschlossener Frischluftklappe und dementsprechend mit minimalem Frischluft- und maximalem Umluftanteil gefahren. Da die in der Anlaufphase zugeführte Zuluftmenge nicht vorgewärmt werden konnte, sollte diese so gering als möglich sein, um das Material nicht abzukühlen. In der Abbauphase diente die Zuluft nur dazu, die nötige Sauerstoffversorgung für die mikrobiologischen Prozesse sicherzustellen. Durch einen großen Umluftanteil sollte die sich langsam entwickelnde Wärme in der Rottebox gespeichert bzw. die mit der Abluft abgeführte Wärme wieder über die Zuluft in die Rottebox zurückgeführt werden.

Die durchgesetzten Luftmengen betragen in der Abbauphase 3.000 - 3.500 m³/h. Diese Werte wurden bei geschlossener Luftklappe und stillstehendem Gebläse der Rottebox gemessen. Die durchgesetzte Luftmenge bei stillstehendem Zuluftgebläse beruhte auf der Saugwirkung des Abluftgebläses.

In der Hygienisierungsphase betragen die Luftmengen 5.000 m³/h. Der maximale Luftdurchsatz bei voller Leistung des Gebläses der Rottebox und geöffneter Frischluftklappe betrug in der Trocknungs- und Abkühlphase 7.500 m³/h.

Zur Erhaltung der Temperatur im Rottematerial mußte mit hohem Umluftanteil gefahren werden. Da die Umluft jedoch bereits auf dem Temperaturniveau des Rottegutes ist und mit entsprechender Feuchte beladen ist, sind die zur Trocknung erforderlichen Luftmengen größer.

4.3 Ergebnisse der großtechnischen Trockenstabilisierung

4.3.1 Versuchsdurchführung

Im Zeitraum von 24. August 1998 bis 17. März 1999 wurden insgesamt 11 Trockenstabilisierungsversuche durchgeführt. Von diesen Versuchen wurden 8 Versuche ausgewählt, die aufgrund der erreichten Wasserreduktion und aufgrund der Eigenschaften der eingesetzten Materialien eingehend analytisch untersucht werden sollten (vgl. Tabelle 4.3). Diese Analysen umfaßten chemisch-physikalische Parameter wie Wassergehalt, Glühverlust, Heizwert. Außerdem wurden die für eine nachfolgende Verwertung in Industriefeuerungsanlagen besonders ökologisch relevanten Parameter F, Cl, S, sowie Schwermetalle, PAK und PCB untersucht.

Tabelle 4.3: Allgemeine Beschreibung und Zusammensetzung des Input der ausgewerteten Versuche

Versuch	Abfallarten [Schlüssel-Nr.]	Massen- verhältnis	Input [Mg]	Beimpf- ung [m ³]	Dauer [d]	Monat	Mischung mit
1	91101 + 94501	1 : 1	32,7	13,0	11	Aug.	Mashmaster
2	91101 + 94501	0,9:1	34,3	5,5	10	Sept.	Mashmaster
3	91101 + 94501	1 : 1	35,1	3,5	10	Sept.	Mashmaster
4	91101 + 94501	1 : 1	36,8	8,6	14	Sept.	Radlader
5	91101 + 94501	1 : 1	35,8	3,5	7	Okt.	Radlader
6	18407 + 94501	1,2:1	36,2	3,5	28	Dez.	Mashmaster
7	18407 + 94501	2,2:1	38,1	2,6	20	Feb.	Mashmaster
8	18407 + 94501	1,2:1	49,3	6,9	21	März	Mashmaster

Die durchgeführten Versuche lassen sich bezüglich der Zusammensetzung des Input zu zwei Gruppen zusammenfassen:

- **Versuche 1 - 5:** Der Input bestand aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen vermischt mit Klärschlamm (SNr. 91101 bzw. 94501). In Versuch 5 wurde anstelle des industriellen Klärschlammes kommunaler Klärschlamm eingesetzt. Im folgenden wird für diese Versuche die Bezeichnung „Gewerbeabfall + KS“ verwendet.
- **Versuche 6 - 8:** Der Input setzte sich aus Rückständen aus der Altpapierverarbeitung und industriellem Klärschlamm mit wechselndem Mischungsverhältnis zusammen. Im folgenden wird für diese Versuche die Bezeichnung „Rejekte + KS“ verwendet.

Nachdem die Mischung mit dem Mashmaster während der ersten drei Versuche mit Schwierigkeiten verbunden war (vgl. Kapitel 3.2.1), wurde in den Versuchen 4 und 5 die Homogenisierung der Materialien mit Hilfe des Radladers durchgeführt. Dieser konnte die notwendige Zerkleinerungs- und Homogenisierungswirkung des Mashmaster nicht erreichen. Aus diesem Grund wurden in den Versuchen 6 - 8 Rejekte eingesetzt.

Weitere grundlegende Veränderungen der Versuchsvoraussetzungen bestanden in der Bewässerungsmenge von Perkolat (Beimpfung). Diese Maßnahme hatte einen Einfluß auf den pH-Wert und unterstützte die Aktivierung der mikrobiellen Vorgänge.

Im 5. Versuch wurde der Einfluß der mechanischen Vorbehandlung untersucht. Dabei sollte festgestellt werden, ob die geringe mikrobielle Aktivität von der Art der Vorbehandlung oder von den Eigenschaften des eingesetzten industriellen Klärschlammes (hoher pH-Wert) abhängt. Aus diesem Grund wurde anstelle des industriellen Klärschlammes kommunaler Klärschlamm eingesetzt. Der kommunale Klärschlamm war nicht mit Kalk konditioniert und wies zudem einen höheren Glühverlust auf (60 M-%). Die Vorbehandlung bzw. Mischung und Homogenisierung erfolgte wie im 4. Versuch mittels Radlader. In diesem 5. Versuch entwi-

ckelte sich keine nennenswerte biologische Aktivität, so daß die erreichte Temperatur unter 30 °C blieb. Die mechanische Vorbehandlung im Mashmaster schien damit eine unausweichliche Vorbedingung zu sein, um die plattige Struktur des Klärschlammes aufzubrechen, damit eine möglichst große spezifische Oberfläche zu erzielen, und in der Materialmischung die erforderliche Homogenität zu erreichen.

Die Versuche 6 - 8 wurden in der kalten Winterperiode von 11. Dezember 1998 bis 17. März 1999 durchgeführt. Dies führte zu einer Verlangsamung der Anlaufphase. Um die durch die kalten Außentemperaturen erschwerten Anlaufbedingungen zu verbessern, wurde die Rottebox unmittelbar nach einem Kompostierungsdurchgang befüllt. Dadurch wurde die in der Boxenwand gespeicherte Wärme genutzt. Zusätzlich wurde warme Abluft benachbarter Rotteboxen (bei reduziertem Abluftgebläse und volle Gebläseleistung der Rottebox) aus dem Abluftkanal abgesaugt und in die Rottebox eingeleitet. Damit konnte die Temperaturerhöhung unterstützt werden.

Die im Vergleich zu den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen (WG = 13 - 28 M-%) höheren Wassergehalte der Rejekte (WG = 46 M-%) machte eine Reduktion des Klärschlammanteils (WG = 70 M-%) notwendig. Das Mischungsverhältnis von Rejekten und industriellem Klärschlamm wurde zwischen 1:1 und 2:1 variiert.

Die Annahme, daß die Beregnung mit Perkolat den pH-Wert zum Teil neutralisieren könnte, bestätigte sich auch im 8. Versuch. Nachdem bereits in der Anlaufphase mit Perkolat bewässert worden war, wurde (im Unterschied zu den vorangegangenen Versuchen) nach ca. 8,5 Tagen erneut beimpft. Die Bewässerung mit einer Perkolatmenge von 4.000 m³ führte zu einem unmittelbaren Temperaturanstieg auf 42 °C.

Tabelle 4.4 gibt die in den einzelnen Versuchen erzielten Temperaturmaxima und deren Dauer wieder.

Tabelle 4.4: Erreichte Behandlungstemperaturen

Versuch	Maximaltemperatur [°C]	Dauer Temperaturmaximum [d]	Monat	Bemerkung
1	50	3,5	Aug.	nach Neustart
2	50	6	Sept.	
3	55	4	Sept.	
4	35	6	Sept.	ohne Mischer
5	30	5	Okt.	ohne Mischer
6	45	12	Dez.	Input: hoher WG
7	35	10	Feb.	geringer KS-Anteil
8	40	5	März	Input: hoher WG

4.3.2 Wassergehalt

In Abbildung 4.5 werden die Wassergehalte des Input vor der Beimpfung und die errechneten Wassergehalte des Input nach der Beimpfung mit den Wassergehalten des Output verglichen. Die Reduktion des Wassergehaltes reicht von 46,6 % im ersten Versuch bis zu 2,8 % im 6. Versuch. Wird die Reduktion des Wassergehalts des beimpten Materials betrachtet, so reicht diese von 63,7 % im ersten Versuch bis 6,5 % im 6. Versuch. Die Beimpfung führt im Output des 5. Versuchs zu einem im Vergleich zum Input erhöhten Wassergehalt. Dies ist darauf zurückzuführen, daß nach der Beimpfung keine biologische Aktivität einsetzte und aus diesem Grund der Versuch nach 7-tägiger Belüftung unterbrochen wurde (vgl. Kapitel 3.2.1). Wenn nicht ausdrücklich erwähnt, beziehen sich die Berechnungen der Wasserreduktion und der Heiwertsteigerungen auf den Wassergehalt des Input vor der Beimpfung.

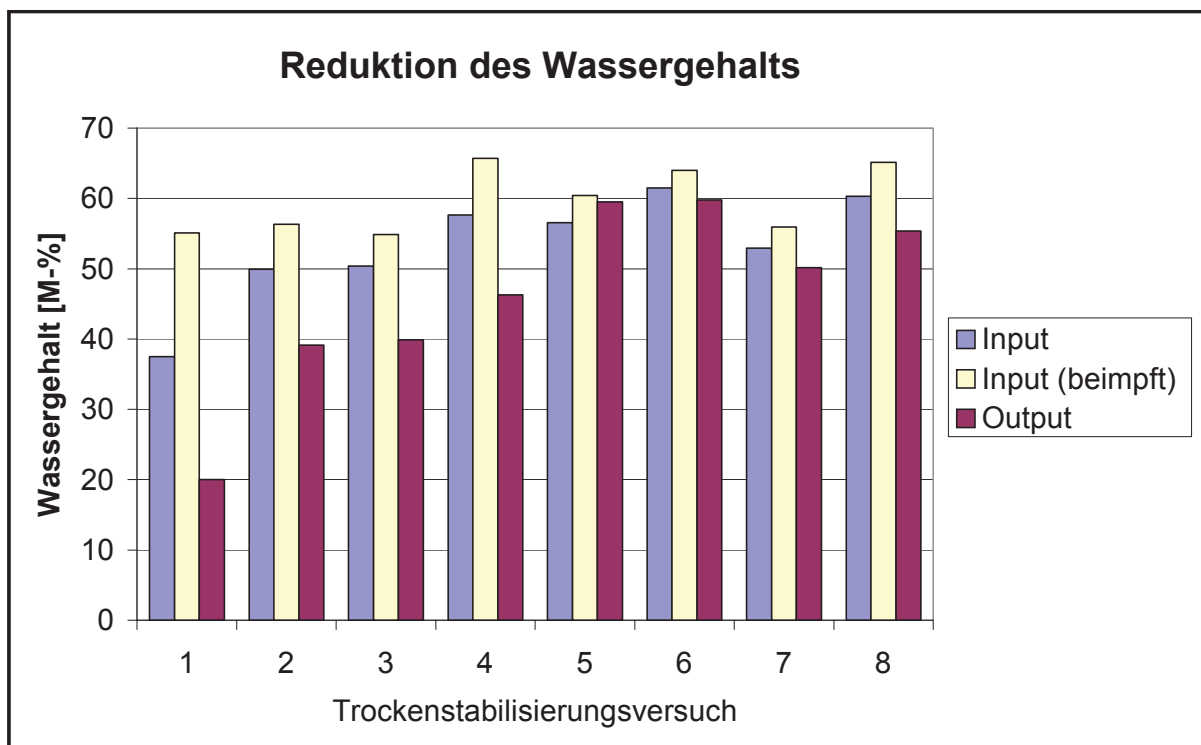


Abbildung 4.5: Wasserreduktion während der Versuche zur Trockenstabilisierung

Tabelle 4.5 enthält eine Aufstellung der Wassergehalte und der Bruttoreduktion (bez. auf WG nach Beimpfung) und die Nettoreduktion (Bez. auf WG vor Beimpfung).

Tabelle 4.5: Brutto- und Nettoreduktion des Wassergehalts

Versuch	Input [M-%]	Input (beimpft) [M-%]	Output [M-%]	Bruttoreduktion [%]	Nettoreduktion [%]
1	37,5	55,1	20,0	64	47
2	49,9	56,3	39,1	31	22
3	50,4	54,8	39,9	27	21
4	57,6	65,7	46,3	30	20
5	56,6	60,4	59,5	1	-5
6	61,5	64,0	59,8	6	3
7	52,9	55,9	50,1	10	5
8	60,3	65,1	55,4	15	8

In den Versuchen 1 - 3 (Homogenisierung mit Mashmaster) konnte die größte Trocknungsleistung erzielt werden. Im Durchschnitt lag die Wasserreduktion in diesen Versuchen bei einer Versuchsdauer von etwa 10 Tagen bei 29,7 % (bei einem Massenverlust von 21,17 %). Die geringere Reduktion des Wassergehaltes in den Versuchen 6 - 8 ist auf die niedrigeren Außentemperaturen (Winter) und die dadurch verminderten Behandlungstemperaturen zurückzuführen (vgl. Tabelle 4.4). Diese sind auf die hohen Anfangswassergehalte und den niedrigen Organikanteil zurückzuführen. Die ausgetragene Feuchtmasse ist aufgrund der langen Belüftungsdauer im Bereich der Versuche 1 - 5. Der angestrebte Wassergehalt von 15 M-% konnte im ersten Versuch nur annähernd erreicht werden. Insgesamt waren die Trocknungsleistungen nicht zufriedenstellend.

4.3.3 Oberer und unterer Heizwert (H_o , H_u)

Die mit der Trockenstabilisierung erreichte Erhöhung des unteren Heizwertes ist in Abbildung 4.6 dargestellt. Der Trocknungsleistung bzw. der Senkung des Wassergehalts entsprechend ist der erreichte untere Heizwert im ersten Versuch am höchsten. Die Plausibilität der gemessenen Heizwerte wird mit Hilfe der errechneten theoretisch möglichen Heizwertsteigerungen in Kapitel 4.3.5 überprüft. Die hohe Heizwertsteigerung in Versuch 7 ist unglaubwürdig. Der Fehler liegt in der Probenahme, denn die Messung des oberen Heizwertes ergab im Output einen gegenüber dem Input um 10 % höheren Wert. Wird der Heizwert des Output um diesen Anteil korrigiert, beläuft sich die Heizwertsteigerung auf 17 % und entspricht dem Mittel der Versuche 6 - 8.

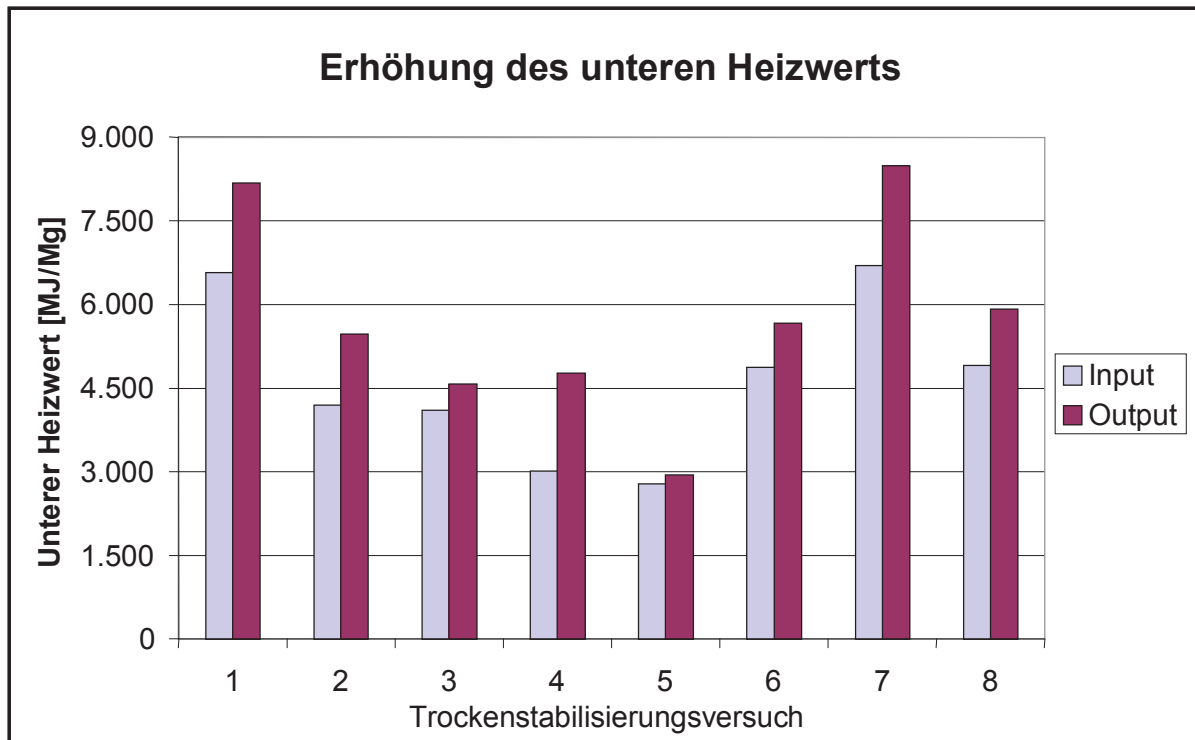


Abbildung 4.6: Erhöhung des unteren Heizwerts

Tabelle 4.6: Erhöhung des unteren Heizwerts

Versuch	Unterer Heizwert [MJ/Mg]		
	Input	Output	Steigerung [%]
1	6.576	8.178	24,4
2	4.196	5.467	30,3
3	4.105	4.572	11,4
4	3.014	4.766	58,1
5	2.778	2.940	5,8
6	4.866	5.666	16,4
7	6.700	8.496	26,8
8	4.904	5.919	20,7

4.3.3.1 Korngrößenabhängigkeit des oberen Heizwerts

Bei der Betrachtung der Heizwerte der Korngrößenklassen werden die Versuche 1 - 5 (SNr. 91101 vermischt mit 94501) und die Versuche 6 - 8 (SNr. 18407 vermischt mit 94501) zusammengefaßt.

4.3.3.1.1 Trockenstabilisat aus hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und Klärschlamm

In Abbildung 4.7 ist die Korngrößenabhängigkeit des oberen Heizwertes für diese Versuche ersichtlich. Da die Korngrößenklasse > 25 mm vor allem aus Kunststoff, Textilien und Holz besteht, stellt diese die heizwertreichste Fraktion dar. Der obere Heizwert liegt zwischen 14.334 und 22.550 MJ/Mg. Er beträgt im Durchschnitt 18.545 MJ/Mg. Der obere Heizwert der Fraktion 11,2 – 25 mm liegt bei durchschnittlich 12.907 MJ/Mg. Die Korngrößenklassen 6,3 - 11,2 mm liegen im Durchschnitt bei 10.267 MJ/Mg.

Die Fraktionen 2 - 6,3 mm und < 2 mm weisen mit 8.519 bzw. 6.381 MJ/Mg die niedrigsten oberen Heizwerte auf, da diese Fraktionen hauptsächlich aus organischen und mineralischen Bestandteilen bestehen. Die organischen Bestandteile sind auf den Klärschlamm zurückzuführen. Aufgrund des oberen Heizwertes ($H_o > 6.000$ MJ/Mg TS) ist eine Deponierung dieser Feinfraktion nicht möglich.

Die in den Fraktionen 11,2 – 25 und > 25 mm auftretenden Schwankungen des oberen Heizwertes sind vor allem auf die unterschiedlichen Störstoffanteile in den einzelnen Proben zurückzuführen. So betragen im 3. Versuch in der Fraktion > 25 mm die Störstoffanteile 26 M-% gegenüber dem Mittelwert von 7 M-% bei allen Fraktionen > 25 mm. Bei den Störstoffen handelt es sich zum Großteil um Mineralien und Fe-Metalle. Diese Stoffe können mit den verwendeten Schneidmühlen nicht aufbereitet werden. Da diese Stoffe keinen Heizwertbeitrag leisten, wird der Heizwert ihrem Massenanteil entsprechend nach unten korrigiert.

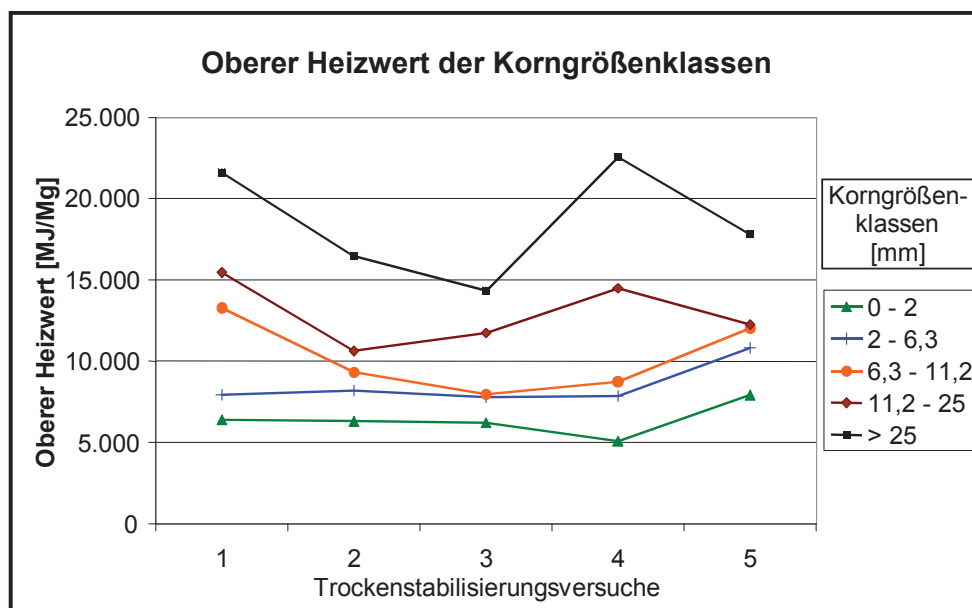


Abbildung 4.7: Korngrößenabhängigkeit des oberen Heizwertes in den Versuchen 1 - 5

In Abbildung 4.8 ist neben dem oberen Heizwert auch der Massenanteil der Korngrößenklassen für die Versuche 1 - 5 ersichtlich. Den größten Massenanteil hat die heizwertreichste Fraktion > 25 mm mit ca. 42 M-%. Der Massenanteil der heizwertärmsten Fraktion < 2 mm liegt bei 20 M-%. Weiters sagt diese Abbildung aus, daß durch eine optimierte Absiebung der Feinfraktion < 2 mm (< 6.3 mm) ca. 20 M-% (35 M-%) des hausmüllähnlichen Gewerbeab-

falls abgesiebt werden können. Durch eine Abtrennung der Fraktion < 6,3 mm würde sich der Heizwert der verbleibenden Fraktion um 22 % erhöhen. Eine derartig scharfe Abtrennung läßt sich durch eine großtechnische Absiebung nicht realisieren. Durch eine Trocknung und darauffolgende (optimierte Absiebung) ist jedoch davon auszugehen, daß sich eine Heizwertsteigerung in der Größenordnung von 15 – 20 % erreichen läßt.

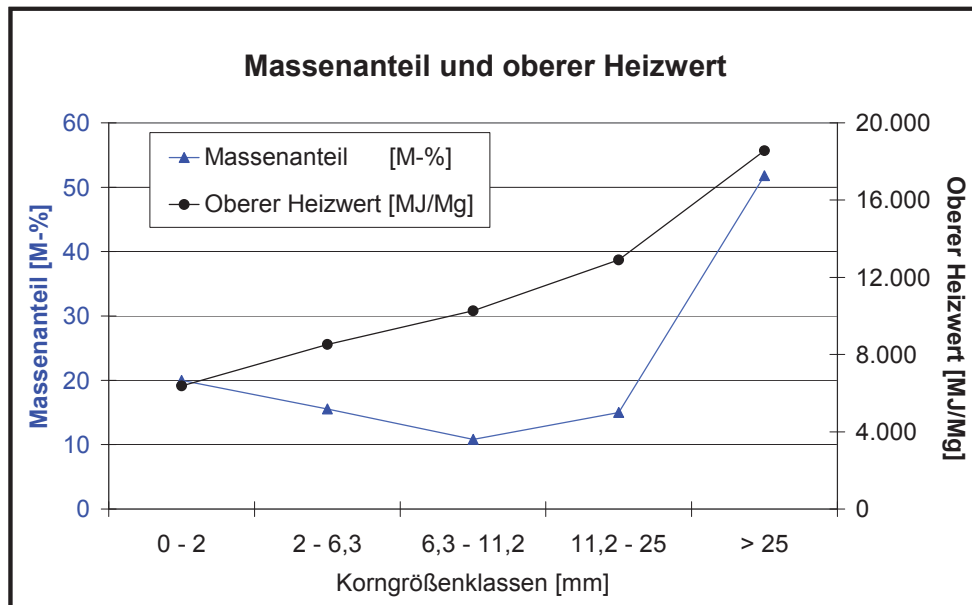


Abbildung 4.8: Massenanteil und oberer Heizwert der Korngrößenklassen: Vers. 1 - 5

Die Abbildung 4.9 zeigt die Heizwertfracht der Korngrößenklassen. Die Heizwertfracht der Grobfraktion > 25 mm liegt bei 57 %.

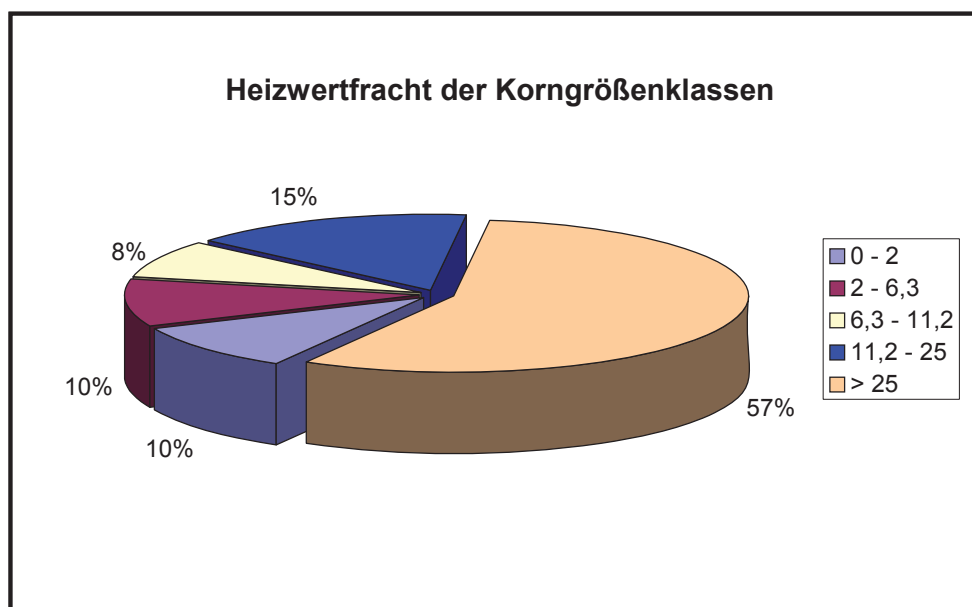


Abbildung 4.9: Heizwertfracht der Korngrößenklassen der Versuche 1 – 5

4.3.3.1.2 Trockenstabilisat aus Rückständen aus der Altpapierverarbeitung und industriellem Klärschlamm

Bei den Versuchen 6 - 8 wurden industrieller Klärschlamm (SNr. 94501) und Rückstände aus der Altpapierverarbeitung (SNr. 18407) eingesetzt. Die Korngrößenanalyse in Abbildung 4.10 wurde bei diesem Material auf drei Korngrößenklassen < 11,2; 11,2 – 25 und > 25 mm eingeschränkt, da der Großteil der Rejekte im Bereich > 11,2 mm liegt und die Fraktion < 11,2 mm zum Großteil aus Klärschlamm besteht. Die Rejekte setzen sich zum überwiegenden Teil aus Kunststoff, naßfester Pappe und Papier zusammen. Aus diesem Grund besitzt dieses Material im Vergleich zu den in den Versuchen 1 - 5 verwendeten Abfällen (SNr.91101 und 94501; hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und Klärschlamm) einen höheren oberen Heizwert.

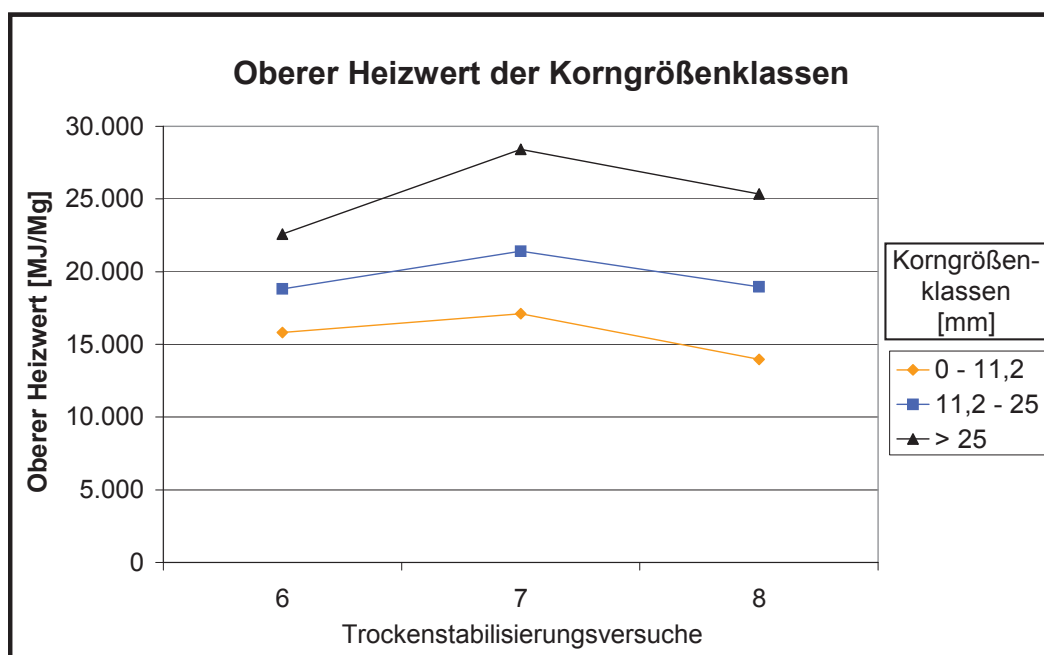


Abbildung 4.10: Obere Heizwerte der Korngrößenklassen der Versuche 6 - 8

Der obere Heizwert der Fraktion > 25 mm liegt bei den Versuchen 6 - 8 im Durchschnitt bei 24.301 MJ/Mg. Der Massenanteil dieser Fraktion beträgt 34,3 M-% (vgl. Abbildung 4.11). Die Fraktion 0 - 11,2 mm weist durchschnittlich einen Heizwert von 13.761 MJ/Mg auf. Diese Fraktion hat mit 36 M-% den größten Massenanteil.

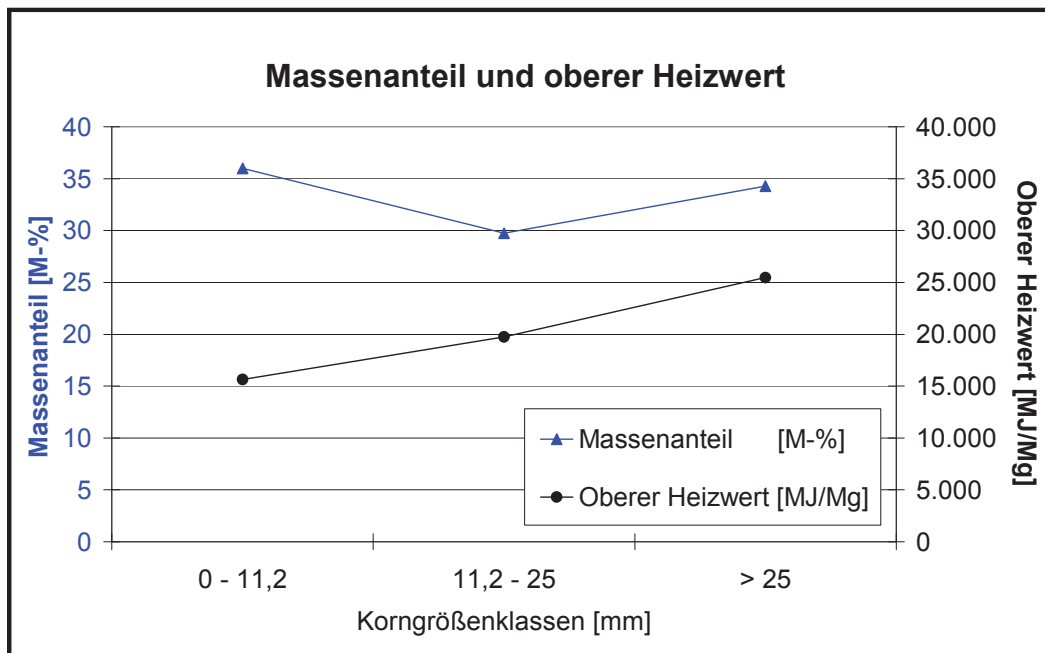


Abbildung 4.11: Massenanteil und oberer Heizwert der Korngrößenklassen: Versuche 6 - 8

Abbildung 4.12 zeigt die Heizwertfracht der Korngrößenklassen der Versuche 6 – 8. Im Vergleich zu den Versuchen 1 - 5 (mit „Gewerbeabfall und KS“) ist die Heizwertfracht der Fraktionen 0 - 11,2 mm in den Versuchen mit „Rejekten und KS“ durchwegs höher. Dies ist auf die im Pulper vorausgegangene Zerkleinerung und Homogenisierung der Rejekte zurückzuführen.

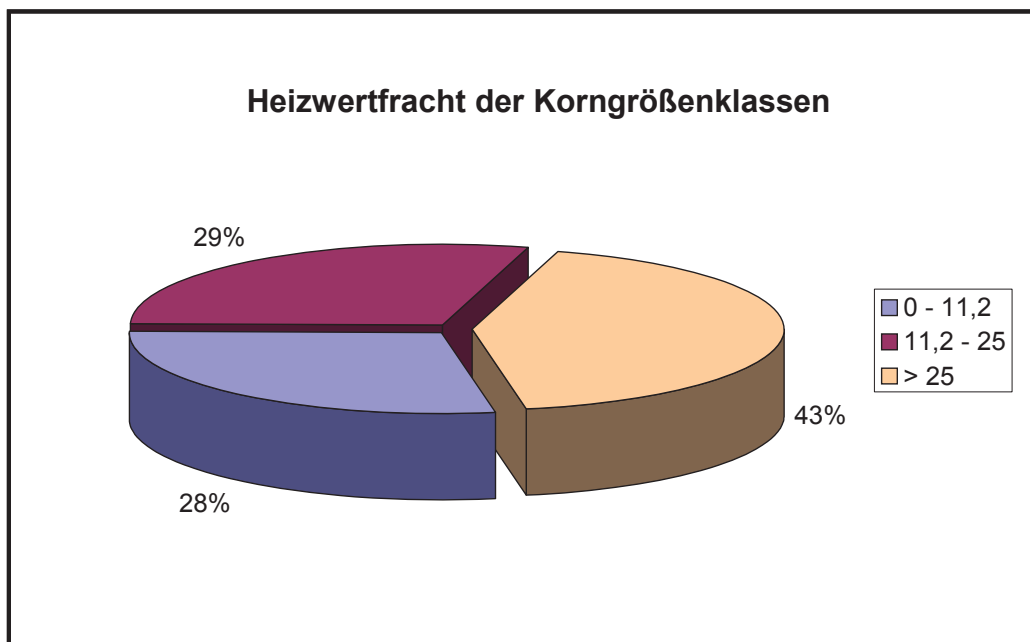


Abbildung 4.12: Heizwertfracht der Korngrößenklassen der Versuche 6 – 8

4.3.4 Glühverlust

Aufgrund der kurzen Behandlungsdauer ist lediglich ein geringer Abbau organischer Substanz zu erwarten. Bei der Trockenstabilisierung von Restmüll (organische Trockensubstanz liegt z.B. beim Input des Herhof-Trockenstabilat®-Verfahrens bei 60 M-%) beträgt die Reduktion des Glühverlusts nach 10 Tagen 4,5 %. Bei der Trockenstabilisierung von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und industriellem Klärschlamm ist aufgrund der geringen abbaubaren Bestandteile eine niedrigere Reduktion des Glühverlusts zu erwarten. Die Veränderung des Glühverlusts ist in Abbildung 4.13 ersichtlich.

Die nicht realistische Erhöhung des Glühverlusts in den Versuchen 1, 4 und 5 ist auf die Probenahme bzw. die Inhomogenität der Abfälle und auf die unterschiedlichen Störstoffanteile zurückzuführen. Diese Problematik wurde in den Versuchen 6 - 8 zum Teil umgangen, da die Probenahme nach einer Probenvorbehandlung und -homogenisierung mittels Doppelwellenzerkleinerer durchgeführt wurde.

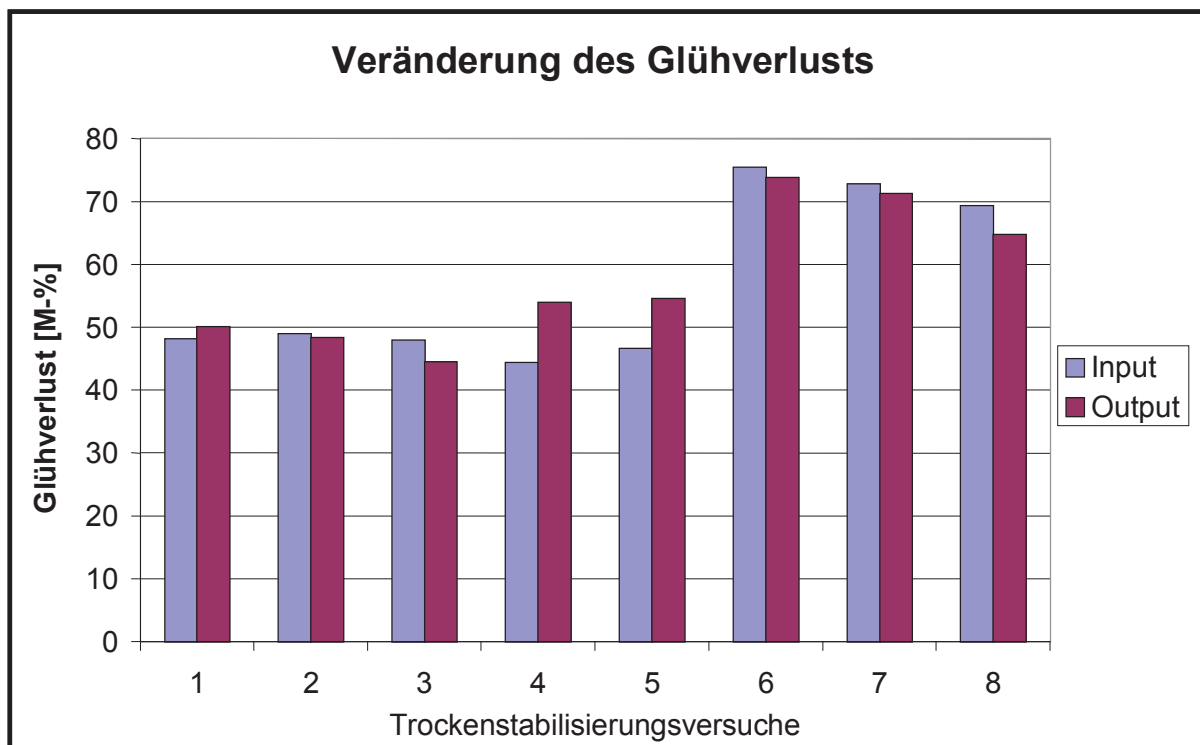


Abbildung 4.13: Veränderung des Glühverlusts

4.3.5 Gegenüberstellung der Ergebnisse mit den idealerweise zu erreichenden Werten

4.3.5.1 Unterer Heizwert (H_u)

Der Zusammenhang zwischen dem Wasseraustrag und der Steigerung des unteren Heizwertes kann theoretisch wie folgt angegeben werden:

$$H_{u2} = (H_{u1} + r \cdot w_1) \cdot (1 - w_2) / (1 - w_2) - r \cdot w_2 \quad (2)$$

Erläuterung der Abkürzungen:

H_{u2} Heizwert des Trockenstabilisats (Output)

H_{u1} Heizwert des Inputmaterials

r die spezifische Verdampfungswärme des Wassers (2.442 kJ/kg Wasser bei 25° C)

w_1, w_2 Wassergehalte in kg/kg

Mit Hilfe der Formel (2) wird im Folgenden die theoretisch mögliche Heizwertsteigerung bei einer Trocknung auf 15 M-% Wassergehalt berechnet. In die Berechnung geht der Heizwert und der Wassergehalt des Input ein. Im ersten Versuch beispielsweise beträgt der untere Heizwert 6.576 MJ/Mg und der Wassergehalt 37,5 M-%. Bei einer Trockenstabilisierung auf 15 M-% Wassergehalt ist rechnerisch eine Heizwerterhöhung auf 9.824 MJ/Mg möglich. Dies wäre eine Heizwertsteigerung um 49 %.

Den theoretisch möglichen bzw. berechneten unteren Heizwerten (bei einer Trocknung auf 15 M-% Wassergehalt) werden in Abbildung 4.14 bzw. Tabelle 4.7 die erreichten Heizwerte gegenübergestellt. In Versuch 5 konnte aufgrund der fehlenden mikrobiellen Aktivität keine Trocknung und infolgedessen keine Heizwertsteigerung festgestellt werden.

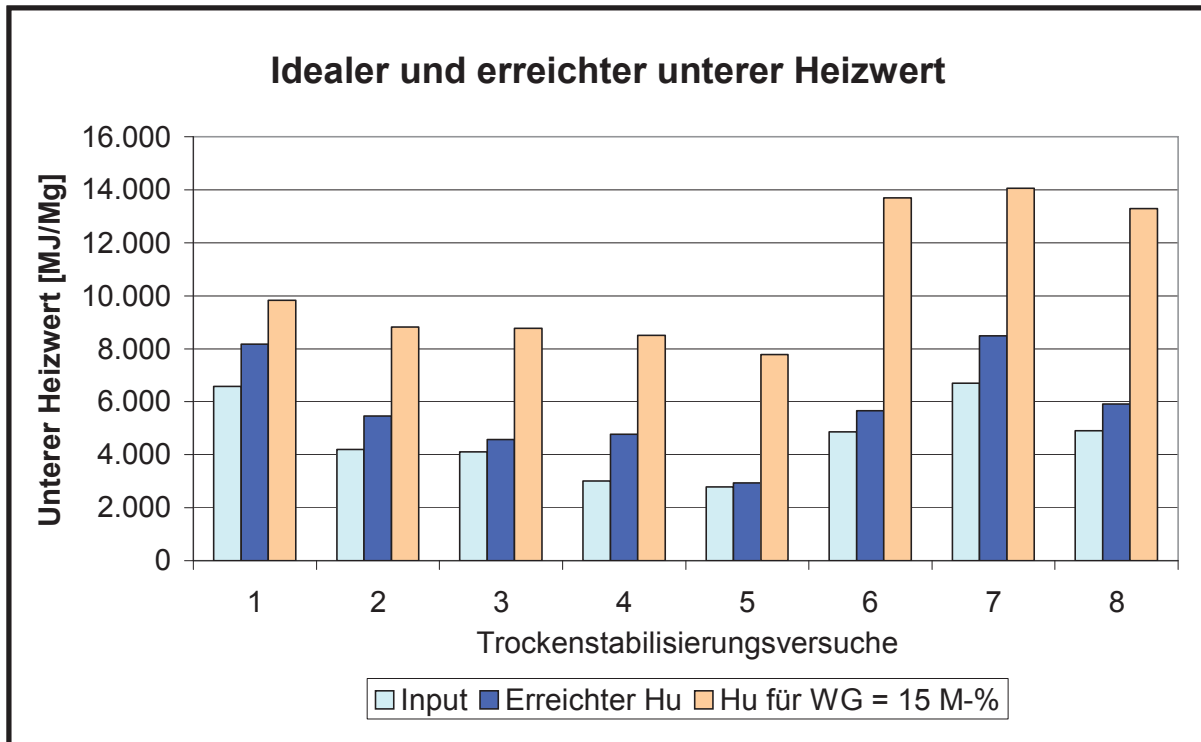


Abbildung 4.14: Ideale Heizwerterhöhung bei der Trocknung auf einen Wassergehalt von 15 M-% und real erreichte Heizwerterhöhung

Der real erreichte untere Heizwert wurde auf seine Richtigkeit überprüft. Aus den unteren Heizwerten des Input und den Wassergehalten von Input und Output (vgl. Formel (2)) wurden die unteren Heizwerte des Output berechnet. In Abbildung 4.15 bzw. Tabelle 4.7 ist ersichtlich, daß die gemessenen Heizwerte in den Versuchen 4, 5, 6, 7 und 8 im Vergleich zu den berechneten höher waren. Vor allem die hohe Heizwertsteigerung in Versuch 7 ist unrealistisch. Der Fehler ist auf eine unrepräsentative Probenahme zurückzuführen. Bei den Meßwerten mußte demnach ein Schwankungsbereich von 13 % (für H_o) berücksichtigt werden.

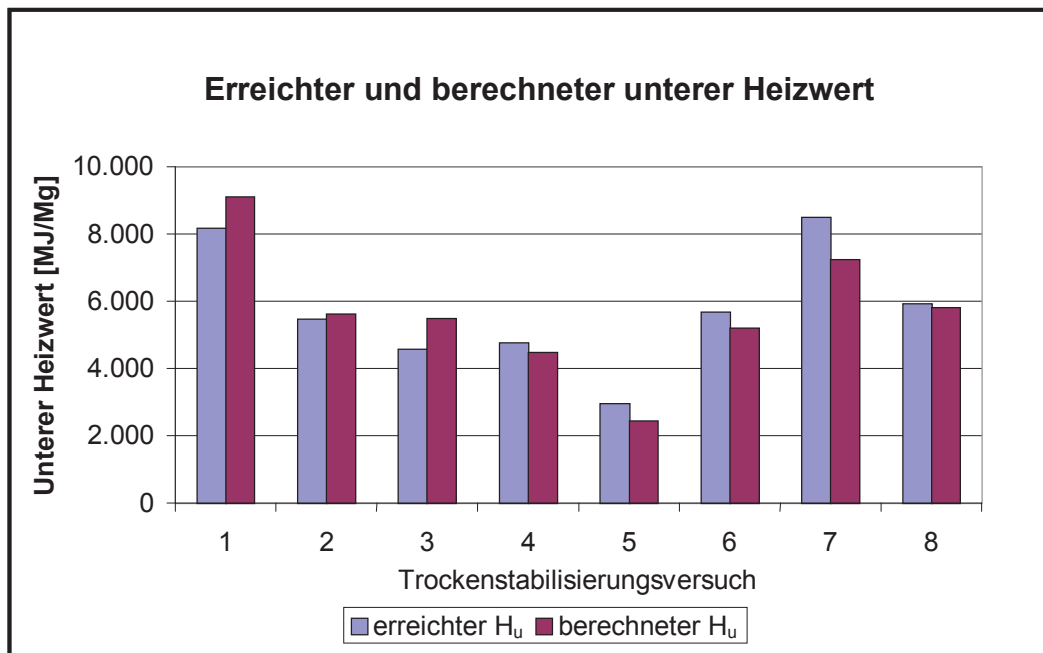


Abbildung 4.15: Bei dem jeweiligen Wassergehalt des Output berechneter und gemessener unterer Heizwert

Tabelle 4.7: Ideale, theoretische und erreichte Heizwertsteigerung

Versuch	Ideal [%] (WG = 15 M-%)	Theoretisch [%] (Basis: Input-WG)	Real [%]
1	49,4	38,4	24,4
2	110,3	34,0	30,3
3	113,7	33,7	11,4
4	182,2	48,5	58,1
5	179,9	- ¹⁾	- ¹⁾
6	181,5	6,6	16,4
7	109,9	8,0	26,8
8	171,0	18,6	20,7

¹⁾ keine mikrobielle Aktivität

4.3.5.2 Massenreduktion

Die Massenreduktion während der Trockenstabilisierung ist zum überwiegenden Teil auf die Reduktion des Wassergehaltes zurückzuführen. Die Reduktion der Trockensubstanz durch mikrobiellen Abbau hat am gesamten Massenverlust nur einen geringen Anteil (< 5 M-%).

Die Massenreduktion hat mehrere Vorteile. Der Austrag des Wassers ist bei einer nachfolgenden thermischen Verwertung infolge der verringerten Energiezehrung der Abfälle von Vorteil. Eine Massenreduktion der Abfälle senkt den ökonomischen Aufwand für eine weitergehende nachgeschaltete Abfallbehandlung. Dies trifft auch bei der Verbrennung der Abfälle

zu. Im Falle einer Deponierung wird vor allem wegen der steigenden Altlastensanierungsbeiträge eine Massenreduktion ökonomische Vorteile bringen. Dem ist jedoch entgegenzuhalten, daß es bei zu trockenen Abfällen (< 30 M-% WG, abhängig von stofflicher Zusammensetzung) zu Problemen beim Einbau auf der Deponie kommt.

Die erreichte Massenreduktion ist in Tabelle 4.8 ersichtlich. Die Massenreduktion reicht von 5 % bis 28 %. Bemerkenswert ist vor allem die während des ersten Versuches erzielte Massenreduktion von 24 M-%. Diese ist für die 11-tägige Behandlungszeit im Vergleich zu anderen Versuchen relativ hoch.

Die Massenzunahme im 5. Versuch ist auf die Masse des Perkolats zurückzuführen, das zur Beimpfung verregnet wurde, dann aber aufgrund der nicht stattgefundenen biologischen Trocknung nicht ausgetragen wurde. In den Versuchen 7 - 8 ist eine geringere Reduktion des Wassergehaltes erzielt worden. Der entsprechende absolute Wasseraustrag liegt jedoch aufgrund der hohen Inputmasse im Bereich der Versuche 1 - 5.

Tabelle 4.8: Massenreduktion während der Trockenstabilisierung

Versuch	Behandlungsdauer [d]	Input [Mg]	Output [Mg]	Massenreduktion [M-%]
1	11	32,70	24,68	24
2	10	34,30	27,84	19
3	10	35,12	28,04	20
4	14	36,76	35,12	5
5	7	35,82	41,90	-17
6	28	50,00	36,22	28
7	20	38,12	32,30	15
8	21	49,26	40,90	17

4.4 Schadstoffgehalte des Trockenstabilisats

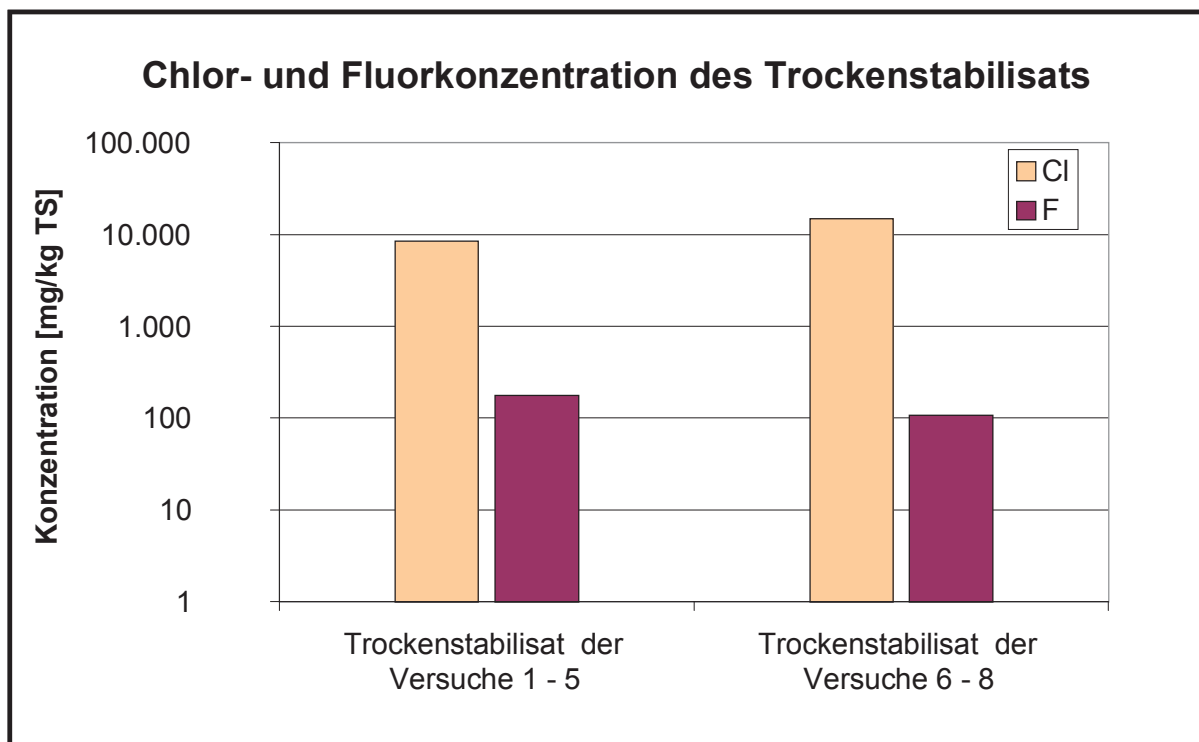
Die Untersuchung der Schadstoffgehalte des Trockenstabilisats ist Voraussetzung für die Beurteilung hinsichtlich einer thermische Verwertung in Heizkraftwerken oder für den Einsatz als Alternativbrennstoff in Industriefeuerungsanlagen. Um die Erhaltung der Produktqualität (z.B. Zementindustrie) und die Vermeidung von Emissionen zu gewährleisten, sind Anforderungskriterien an den Brennstoff bzw. Grenzwerte für Schadstoffe im Alternativbrennstoff zu berücksichtigen. In Tabelle werden Richtwerte für maximale Schadstoffkonzentrationen beim Einsatz von Abfällen bei den Rüdersdorfer Zementwerken mit dem Schadstoffgehalt mechanisch nachbehandelten Trockenstabilisats verglichen. Die für die Verwertung in einer Wirbelschichtverbrennung angeführten Grenzwerte entsprechen den während des Versuchbetriebes geltenden Grenzwerten der Reststoffverwertung Lenzing (RVL) GmbH. Die in Tabelle 4.9 genannten Grenzwerte werden auf den unteren Heizwert bezogen.

Tabelle 4.9: Anforderungen an die Abfälle für die Verbrennung in der RVL [17]

Schadstoff	Belastung [mg/MJ H _u]
Cl	380
F	15
S	355
Hg	0,3
Cd + Tl	0,5
Pb + Zn + Cr	230
As + Co + Ni + Sb + Cu + Mn + V + Sn	13

4.4.1 Halogene

Die Untersuchung der Halogenkonzentrationen des Trockenstabilisats ist in Hinblick auf eine nachfolgende thermische Verwertung bzw. Mitverbrennung in Industriefeuerungsanlagen relevant, dabei sind die Belastungen mit Chlor und Fluor besonders zu beachten, da diese Elemente in vergleichsweise höheren Konzentrationen vorliegen und mit anderen Verbindungen zur Bildung von Dioxinen und Furanen führen können. Die Konzentrationen von Chlor und Fluor sind in Abbildung 4.16 dargestellt.

**Abbildung 4.16:** Chlor- und Fluorkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 - 8

Die Belastung mit Chlor bezogen auf den unteren Heizwert (vgl. Abbildung 4.17) liegt im Output aller Versuche weit über dem Grenzwert der RVL. Bezüglich Fluor wird der Grenzwert in den Versuchen 1 - 5 überschritten, in den Versuchen 6 - 8 unterschritten.

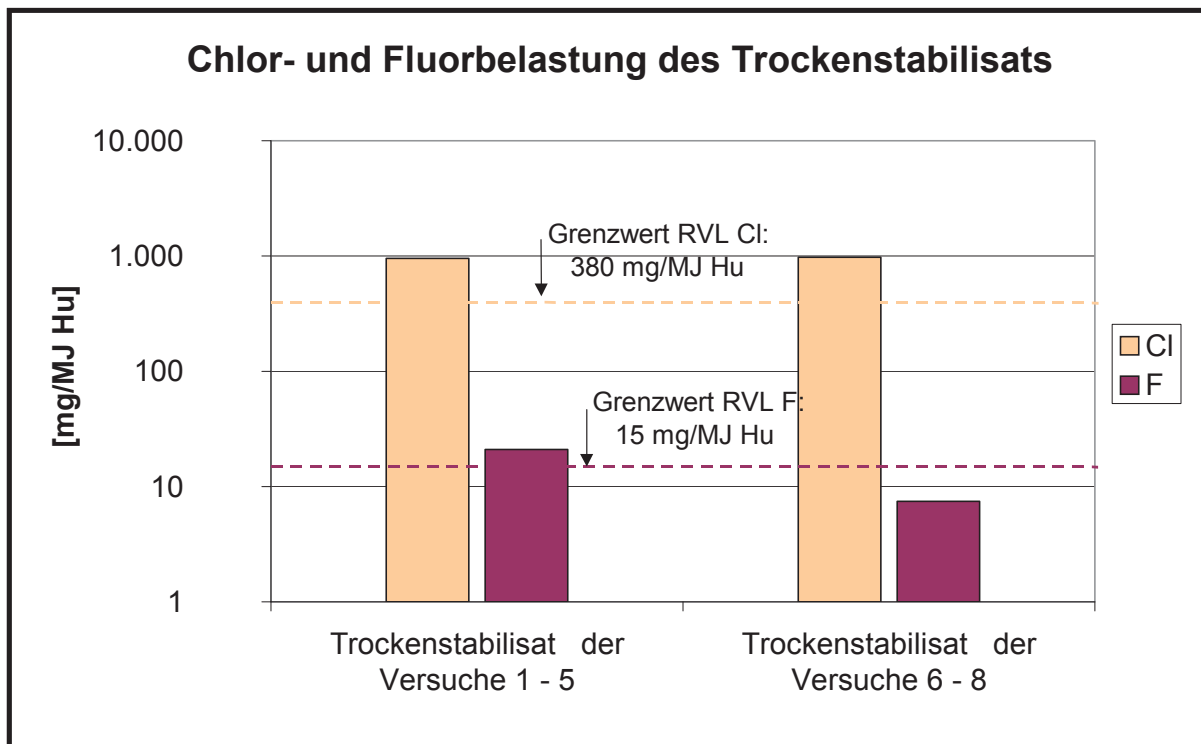


Abbildung 4.17: Chlor- und Fluorbelastung bezogen auf den unteren Heizwert

4.4.2 Schwermetalle

Die Untersuchung der Schwermetalle umfaßt die Elemente Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Quecksilber, Zink, Zinn, Antimon und Vanadium. Die Elemente Quecksilber, Cadmium, Arsen sind, da leichtflüchtig, besonders emissionsrelevant. Nichtflüchtige Elemente und Verbindungen sind besonders beim Einsatz als Alternativbrennstoff in Industriefeuerungsanlagen zu berücksichtigen, wenn der Energieträger auf die Qualität des Produktes einen Einfluß hat. Die mittleren Schwermetallkonzentrationen der Versuche 1 - 5 und 6 - 8 sind in Abbildung 4.18 und Abbildung 4.19 zusammengefaßt.

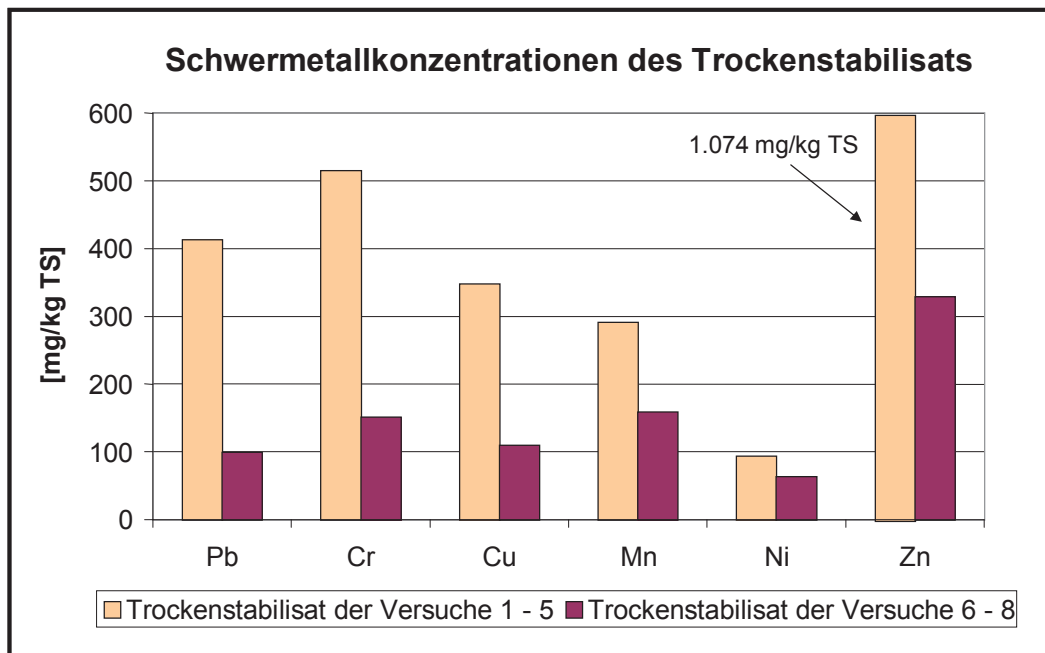


Abbildung 4.18: Schwermetallkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 - 8

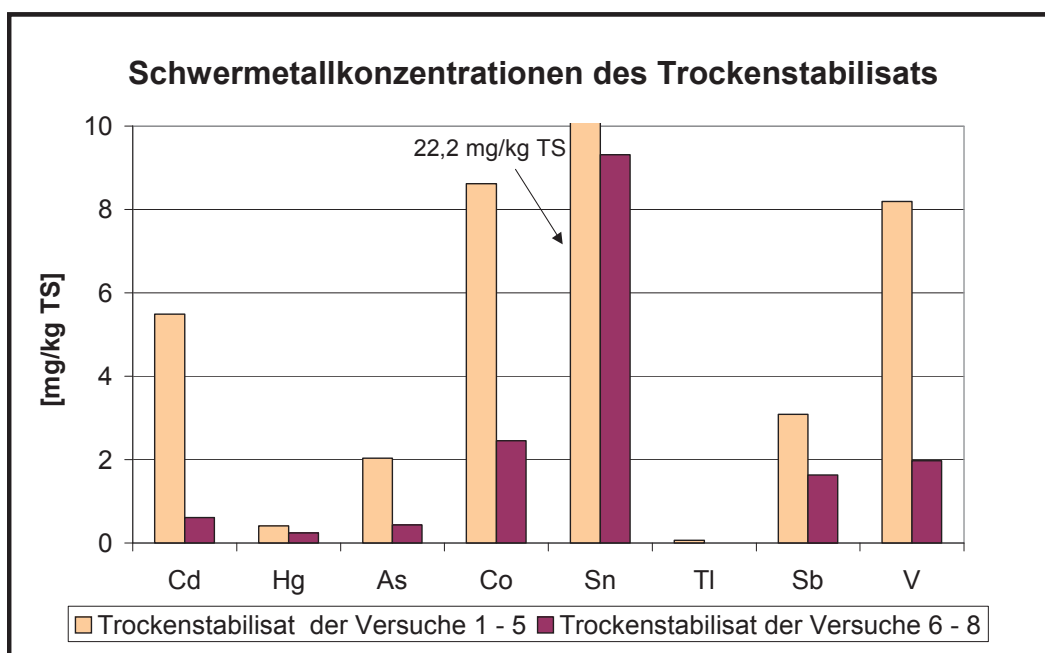


Abbildung 4.19: Weitere Schwermetallkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 - 8

Die auf den unteren Heizwert bezogenen Grenzwerte bezüglich Cr-Zn-Pb und Cd-Tl werden vom Output der Versuche 1 - 5 leicht überschritten (vgl. Abbildung 4.21). Der Output der Versuche 6 - 8 liegt bezüglich dieser Summenparameter unter dem geforderten Grenzwert.

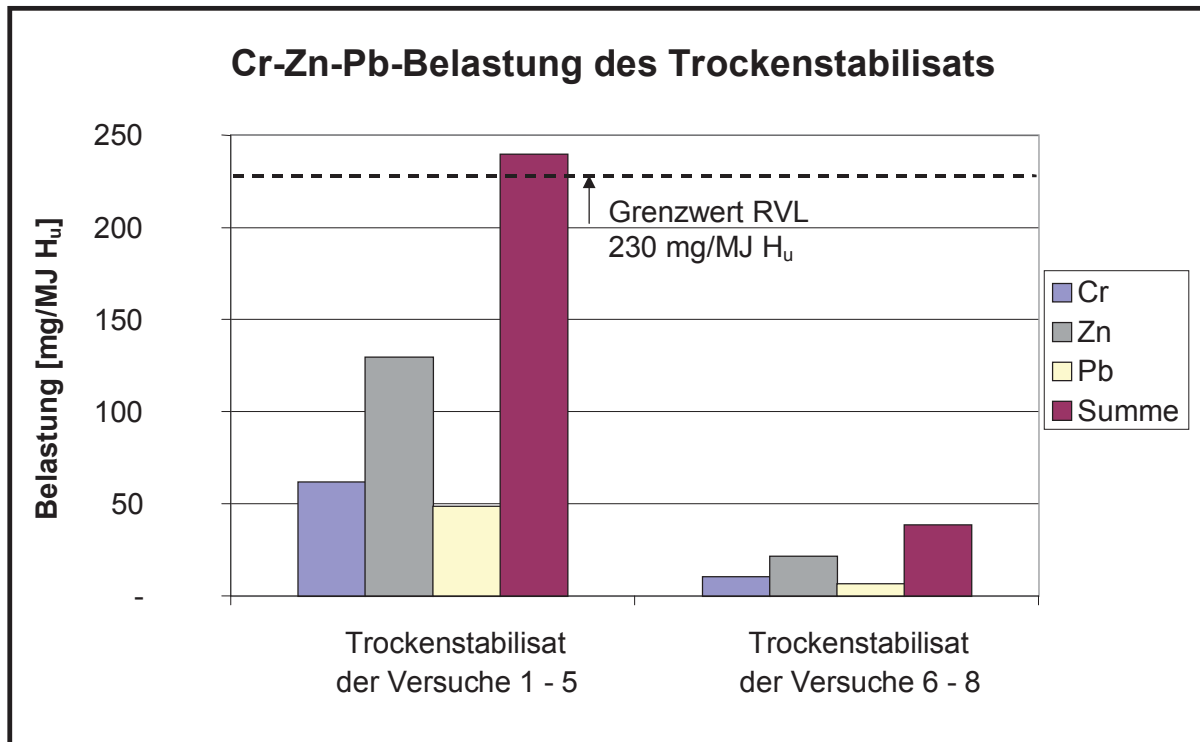


Abbildung 4.20: Durchschnittlicher Summenparameter von Cr-Zn-Pb

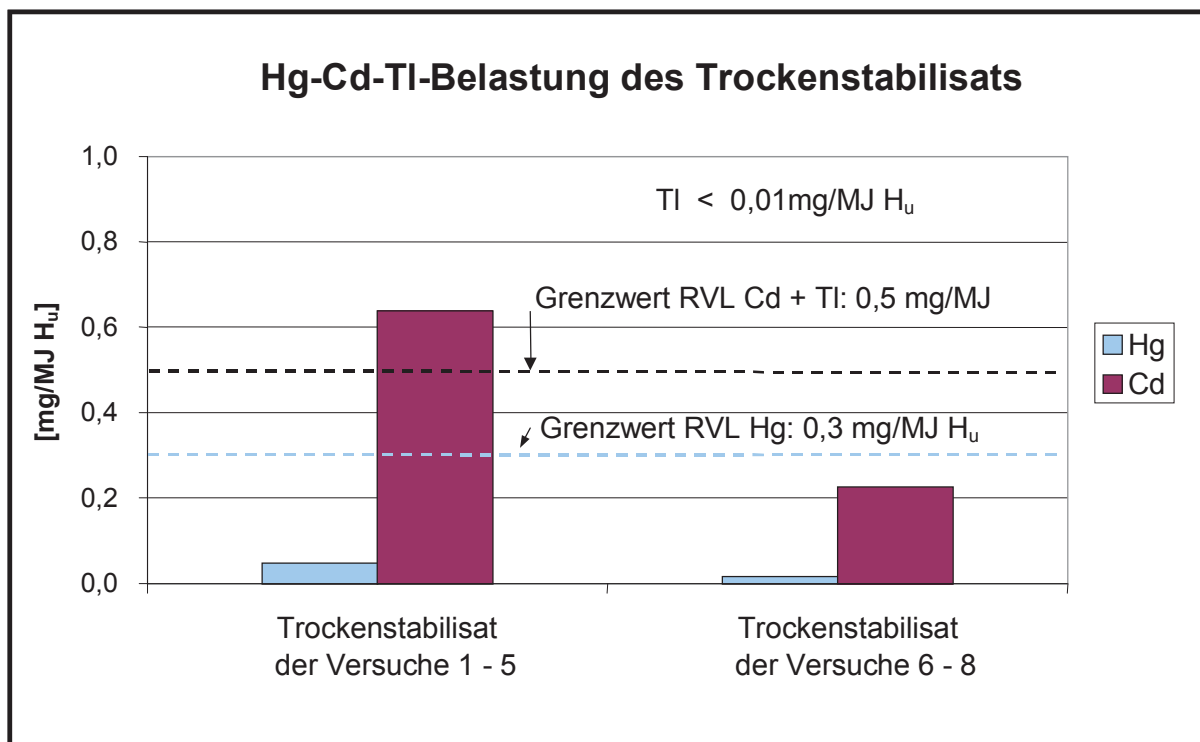


Abbildung 4.21: Durchschnittlicher Summenparameter von Cr-Zn-Pb bzw. Cd-Tl und Hg

Die Quecksilberbelastung liegt in den Versuchen 1 - 5 bei 0,05 und bei den weiteren Versuchen bei 0,02 mg/MJ H_u und somit deutlich unter dem Grenzwert von 0,3 mg/MJ H_u.

Der Summenparameter von Sn, V, Mn, Cu, Sb, Ni, Co und As (13 mg/MJ Hu) wird, wie in Abbildung 4.22 ersichtlich, in beiden Versuchsreihen überschritten.

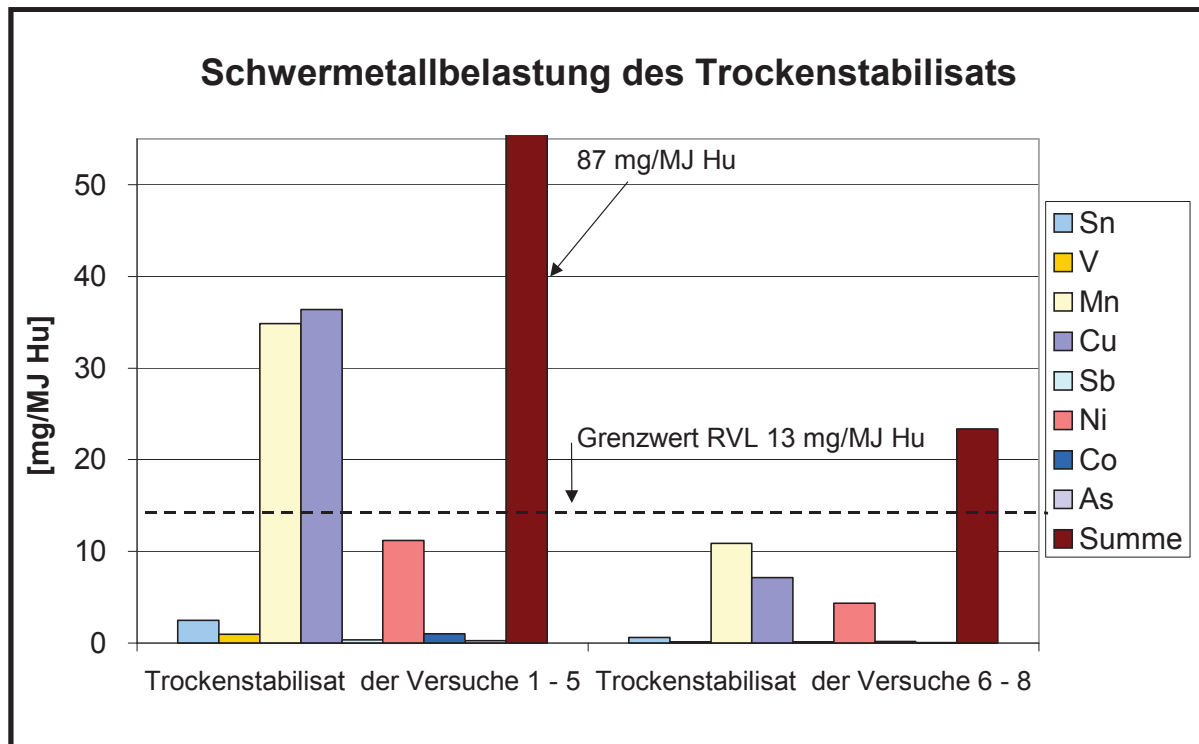


Abbildung 4.22: Durchschnittlicher Summenparameter von Sn, V, Mn, Cu, Sb, Ni, Co und As

Der Einsatz des Trockenstabilisats in der RVL-Lenzung ist bei den oben genannten Grenzwerten nicht möglich. Einen Vergleich der Schwermetallbelastung des Trockenstabilisats mit dem konventionellen Brennstoff Mischkohle zeigt Tabelle 4.10. Die Schwermetallbelastung des unbehandelten (nicht abgesiebten) Output der Trockenstabilisierungsversuche liegt in der Größenordnung der Schadstoffbelastung einer Mischkohle. Wobei die Elemente Pb, Cd, Cr, Co, Cu und Zn über den maximalen Belastungen einer Mischkohle liegen. In den Parametern As und V ist die Schadstoffbelastung der Mischkohle höher. Die Belastungen des Trockenstabilisats mit Cr sind zum Großteil auf die chemische Zusammensetzung des Klärschlammes zurückzuführen. Die Belastungen mit Zn, Pb und Cu sind zum Großteil auf die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle zurückzuführen. Die Schadstoffbelastung des Trockenstabilisats der Versuche 6 – 8 ist bei den untersuchten Parametern durchwegs geringer.

Tabelle 4.10: Schadstoffbelastung des Output der Versuche 1 - 5 und 6 - 8 und einer Mischkohle [18]

Schadstoffe [Mg/MJ H _u]	Mischkohle			Trockenstabilisat	
	Min.	Max.	Praxiswert	Versuche 1 - 5	Versuche 6 - 8
As	0,04	4,30	1,61	0,25	0,03
Be	0,04	0,17	0,14	k.A.	k.A.
Pb	0,87	11,60	5,18	48,58	6,62
Cd	0,02	0,43	0,34	0,64	0,23
Cr	0,09	7,17	3,24	61,78	10,53
Co	0,26	0,43	0,07	1,01	0,16
Cu	1,30	1,95	0,28	36,36	7,12
Ni	0,56	18,24	4,95	11,18	4,33
Hg	<0,01	0,07	0,04	0,05	0,02
Se	0,04	0,35	0,17	k.A.	k.A.
Te	<0,01	0,09	0,04	k.A.	k.A.
Tl	<0,01	0,35	0,04	< 0,05	< 0,05
V	0,87	33,66	7,09	0,96	0,13
Zn	1,74	9,29	7,72	129,5	21,52

4.4.3 Organische Parameter

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Der Output der Trockenstabilisierungsversuche wurde mit einem Enzym-Immuno-Assay-Verfahren von EnviroGard untersucht. Dieses Analysenverfahren ist ein semiquantitativer Test, der auf jene PCB-Kongenere, die durchschnittlich am häufigsten auftreten, anspricht. Es handelt sich um die PCB-Kongenere, die unter dem Handelsnamen Aroclor 1016, 1242, 1248, 1254 und 1260 bekannt sind. Jene Proben, deren Konzentrationen über der Nachweisgrenze des Schnelltests von 0,05 mg/kg TS lagen, wurden nach dem Palmschmittschen Verfahren mit einem Gaschromatographen analysiert. Dabei ergab sich lediglich für den Output des 5. Trockenstabilisierungsversuches eine Belastung von 0,2 mg/kg TS. Die während der Siebversuche eingesetzten hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle weisen eine Konzentration um 0,4 mg/kg TS auf. Damit erfüllt das Trockenstabilisat in Bezug auf PCB die Anforderungen der Rudersdorfer Zementwerke von 2 mg/kg TS.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Im Output der Versuche 1 - 5 (Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall vermischt mit industriellem Klärschlamm) wurden PAK-Konzentration von 2 - 12 mg/kg TS und eine mittlere Konzentration von 6,12 mg/kg TS festgestellt. Die Konzentration in den Versuchen 6 - 8 lag bei 1,5 mg/kg TS.

In den Versuchen 1 – 5 betragen die Belastungen bezüglich des unteren Heizwertes 0,2 - 1,4 mg/MJ H_u (im Mittel 0,75 mg/MJ H_u). In den Versuchen 6 – 8 betragen diese 0,5 mg/MJ H_u).

4.5 Betrachtungen zur Luftmenge

4.5.1 Theoretische Luftmengenberechnung

In diesem Kapitel werden die Frischluftmengen berechnet, die theoretisch notwendig sind, um bei optimalen Bedingungen die im Material vorhandene Feuchte auszutragen und den Wassergehalt des Materials auf 15 M-% zu reduzieren. Die Berechnung wurde analog der in der ersten Versuchsreihe eingesetzten Abfallmasse für eine Gesamtmasse an zu trocknendem Material von 35 Mg angestellt. In der Berechnung beträgt das Mischungsverhältnis von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und industriellem Klärschlamm 1:1. Daraus ergibt sich ein mittlerer Wassergehalt von 55 M-%. Bei der Trocknung auf einen Wassergehalt von 15 M-%, müßte dementsprechend eine Wassermenge von 19.250 kg ausgetragen werden. Die erforderliche Luftmenge berechnet sich aus der Differenz der maximalen Wasserbeladung der Luft und der aktuellen Wasserbeladung der Zuluft. Die maximale Wasserbeladung hängt von der Temperatur und der relativen Luftfeuchte ab.

Zunächst wird zur Berechnung der erforderlichen Luftmenge davon ausgegangen, daß es sich bei der Zuluft um Frischluft mit einer Temperatur von 20 °C und einer relativen Luftfeuchte von 75 % handelt. Die Wasserbeladung der Frischluft beträgt 11 g/ kg Luft (vgl. Anhang: Tabelle A.9).

Die pro Mg Materialinput erforderlichen Luftmengen sind darüberhinaus auch von der Ablufttemperatur bzw. von der erreichten Behandlungstemperatur abhängig (vgl. Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11: Erforderliche Luftmenge in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur (bei einer Zulufttemperatur von 20 °C)

Behandlungs- temperatur [°C]	max. Beladung [g/kg]	Luftmenge [m ³]	Input [Mg]	Luftmenge [m ³ /Mg]
30	28	988.092	35	28.231
40	51	443.140	35	12.661
50	90	234.299	35	6.694
60	159	127.517	35	3.643

Die berechnete Luftmenge wurde für eine Behandlungsdauer von 10 Tagen in Luftvolumenströme (m³/h) umgerechnet. Abbildung 4.23 gibt den Zusammenhang zwischen Behandlungstemperatur und Luftvolumenstrom wieder (Behandlungsdauer 10 d; Zulufttemperatur 20 °C).

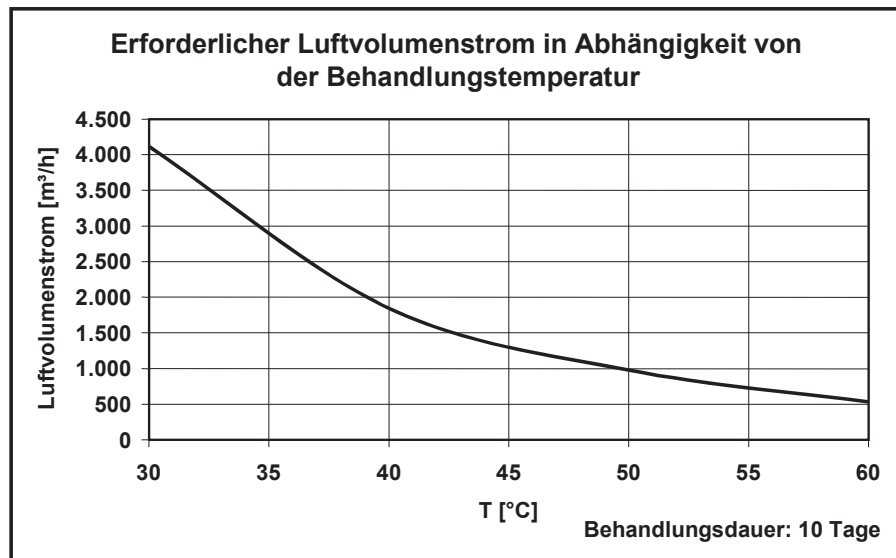


Abbildung 4.23: Luftvolumenstrom in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur (Behandlungsdauer: 10 d; Zulufttemperatur 20 °C)

In einer differenzierteren Betrachtung wird die Zulufttemperatur variiert. In Abbildung 4.24 ist der erforderliche Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur und der Behandlungstemperatur (Ablufttemperatur) dargestellt. Bei niedrigen Behandlungstemperaturen hat die Zulufttemperatur größeren Einfluß auf die benötigten Luftmengen. Kühlere und trockenere Zuluft kann bei nachfolgender Erwärmung in der Rottebox größere Mengen an Feuchte aufnehmen.

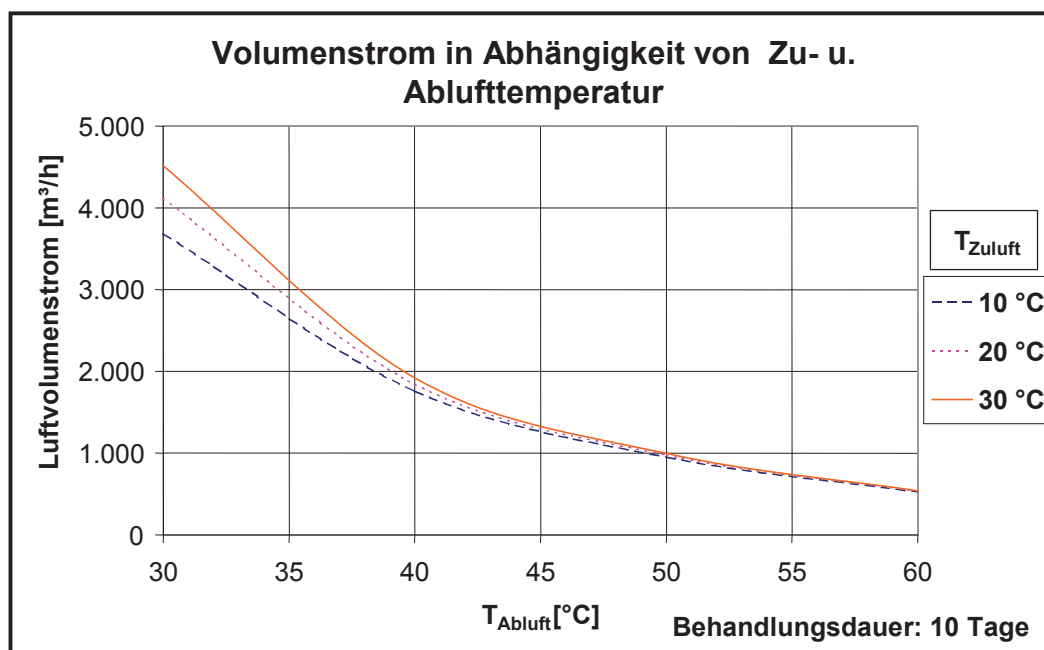


Abbildung 4.24: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur (Behandlungsdauer: 10 d)

Die bisher angenommene Behandlungsdauer wurde in den praktischen Versuchen überschritten. Deshalb folgt eine bezüglich Behandlungsdauer und Behandlungstemperatur detailliertere Darstellung der erforderlichen Luftmengen in Abbildung 4.25 (Abfallmenge: 35 Mg; Zulufttemperatur: 20 °C).

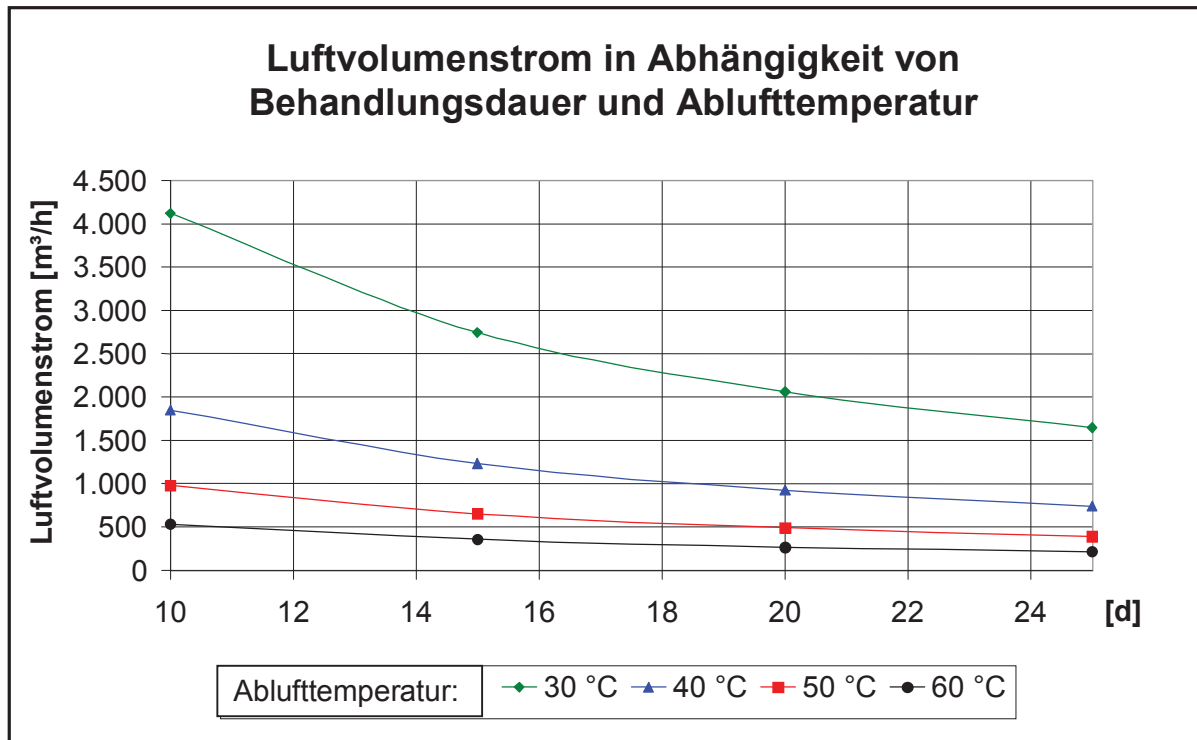


Abbildung 4.25: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur und der Behandlungsdauer

4.5.2 Luftmengenmessung

An der Kompostierungsanlage des AWZ Halbenrain wurden mehrmals Luftmengenmessungen durchgeführt. Diese sollten zur Orientierung dienen, um festzustellen, ob die durchgesetzten Luftmengen theoretisch für die Trocknung des vorliegenden Materials ausreichend waren. Die Luftdurchsätze wurden dazu durch das Prozeßleitsystem über die Parameter „Gebläsedrehzahl“ und „Frischluftklappe“ gesteuert. Das Ziel dieser Messungen war, in Abhängigkeit dieser Parameter genaue Kenntnisse über die Luftdurchsätze der Rottebox zu gewinnen und die Möglichkeiten und Grenzen der Luftsteuerung zu ermitteln. Dadurch war es erst möglich die theoretisch erforderlichen Luftmengen mit den effektiv durchgesetzten Luftmengen zu vergleichen, und die Prozeßsteuerung wenn möglich gezielter und effizienter zu gestalten.

Die Messungen wurden, um den veränderten Materialeigenschaften des Input Rechnung zu tragen, während der Versuchsreihe dreimal durchgeführt. Die effektiven Luftdurchsätze hängen vom Strömungswiderstand der Schüttung, von der Schüttdichte, der Schütthöhe und der Stückigkeit des Einsatzmaterials sowie der Gebläseleistung und der Klappenstellung ab.

Bei der ersten Messung während des ersten Versuchs (28.08.98) betrug die Schütthöhe 1,3 - 1,6 m. Die Hallentemperatur lag bei 21 °C. Das verwendete Meßgerät war ein Hitzdraht-anemometer. Dieses Meßgerät eignete sich nur bedingt für hohe Strömungsgeschwindigkeiten (stark schwankende Meßwerte).

Die zweite Messung am 29.09.98 wurde mit einem Flügelradanemometer durchgeführt. Die Schütthöhe lag bei 1,3-1,9 m. Die Messungen waren leichter zu bewältigen und die Meßwerte konstanter. Bei dieser Messung lagen die Luftvolumenströme um ca. 1.500 m³/h höher. Die Meßwerte der zweiten Meßreihe wurden für weitere Berechnungen verwendet.

Die Messungen wurden an vier Meßpunkten durchgeführt. Die Zuluft-, die Umluft-, die Abluft- und die Frischluftmenge wurden direkt durch Messungen bestimmt. Die ein- bzw. austretenden Falschlufmengen wurden aus der Luftmengenbilanz ermittelt.

Der hohe Einfluß der Frischluftklappenstellung auf den Frischluftanteil an der Zuluft entsprach den Erwartungen. Weiters ergab sich eine Abhängigkeit der Falschlufmenge von der Gebläseleistung und der Öffnung der Frischluftklappe.

Die wichtigste Erkenntnis der Messungen war der Einfluß des Abluftgebläses auf die Luftführung. Auch beim Stillstand des Boxengebläses wurden aufgrund der Absaugung durch das Abluftgebläse Luftmengen von 3.000 m³/h durchgesetzt. Obwohl davon auszugehen ist, daß es sich dabei um über den Türspalt angesaugte Falschluf handelt, verursachte dieser Umstand, daß sich die Abfälle während der Anlaufphase der Trockenstabilisierung nur sehr schwer erwärmten.

Zuluft

Die Zuluft (Summe aus Umluft, Frischluft und u.U. Falschluf) wird über die Gebläseleistung gesteuert. Daneben ist die Zuluftmenge von der Öffnung der Frischluftklappe abhängig. In Tabelle 4.12 und Abbildung 4.26 sind die bei Veränderung dieser zwei Faktoren praktisch gemessenen Zuluftvolumenströme dokumentiert.

Tabelle 4.12: Zuluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung

Gebläseleistung	Zuluftmenge [m ³ /h]			
	Frischlufklappenstellung			
	0 %	20 %	60 %	100 %
0 %	3.179	3.612	3.662	3.891
25 %	4.654	4.527	4.629	4.705
50 %	5.316	5.214	5.468	6.333

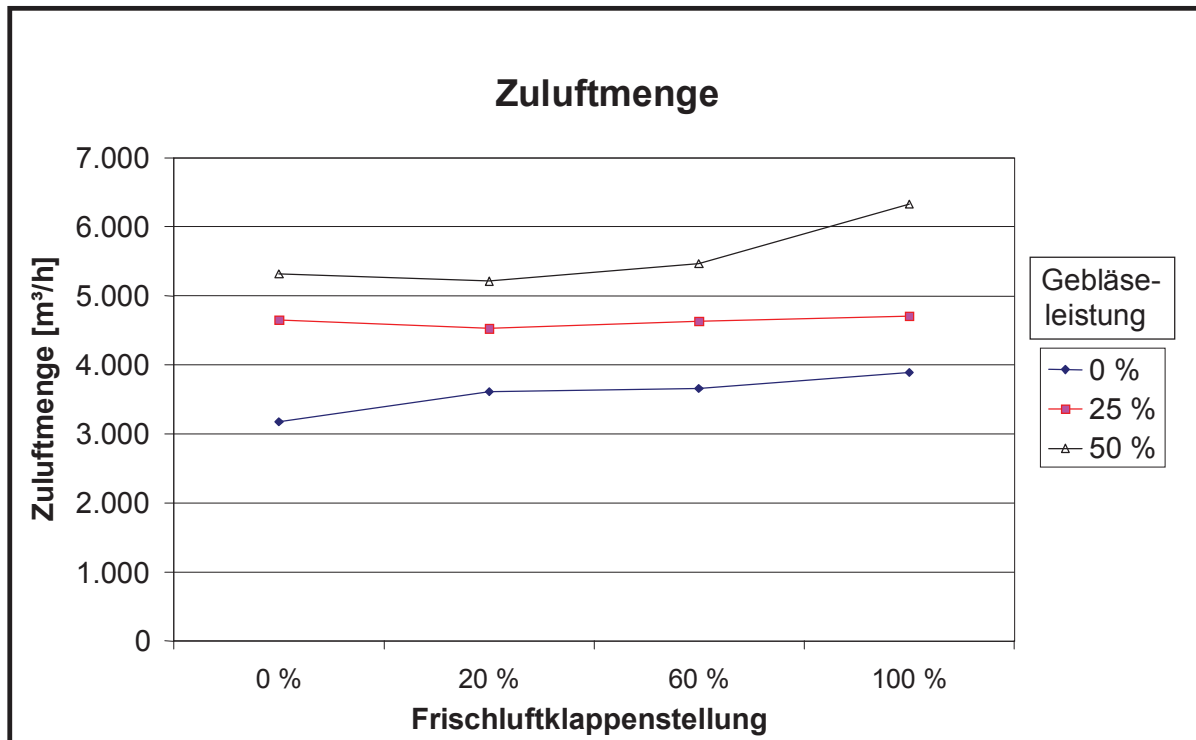


Abbildung 4.26: Zuluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung

Frischlufft

Bei der Optimierung des Luftdurchsatzes war zu berücksichtigen, daß die über den Türspalt angesaugte Falschlufft 10 - 30 Vol-% der Zuluft betrug (vgl. Abbildung 4.30). Dies führte zu der Überlegung, in der Anlaufphase die Frischluftmenge (vgl. Abbildung 4.27) stark zu reduzieren. Dadurch und durch eine vollständige Umluffführung sollte eine Selbsterwärmung des Materials ermöglicht werden. Das Gebläse der Rottebox wurde in dieser Phase ausgeschaltet, da die mit dem Abluftgebläse abgesaugte Luftmenge bereits ca. 3.000 m³/h betrug.

In den Phasen „Nivellieren“, „Abbau 1“, „Hygienisieren“ und „Abbau 2“ wurde bei einer Frischluftklappenstellung von maximal 20 % eine Zuluft mit ca. 15 %-igem Frischluftanteil eingeblasen (vgl. Abbildung 4.28).

Die Größe der Frischluftmenge ist für die Trocknung von großer Bedeutung. Bei einem großen Anteil trockener Frischluft ist die Trocknungswirkung effektiver. Ein zu großer Frischluftanteil kühlt das Material jedoch rasch ab. Aus diesem Grund muß versucht werden, ein optimales Verhältnis zwischen trockener aber kühler Frischluft und feuchtigkeitsbeladener aber warmer Umluft zu finden (vgl. Abbildung 4.28).

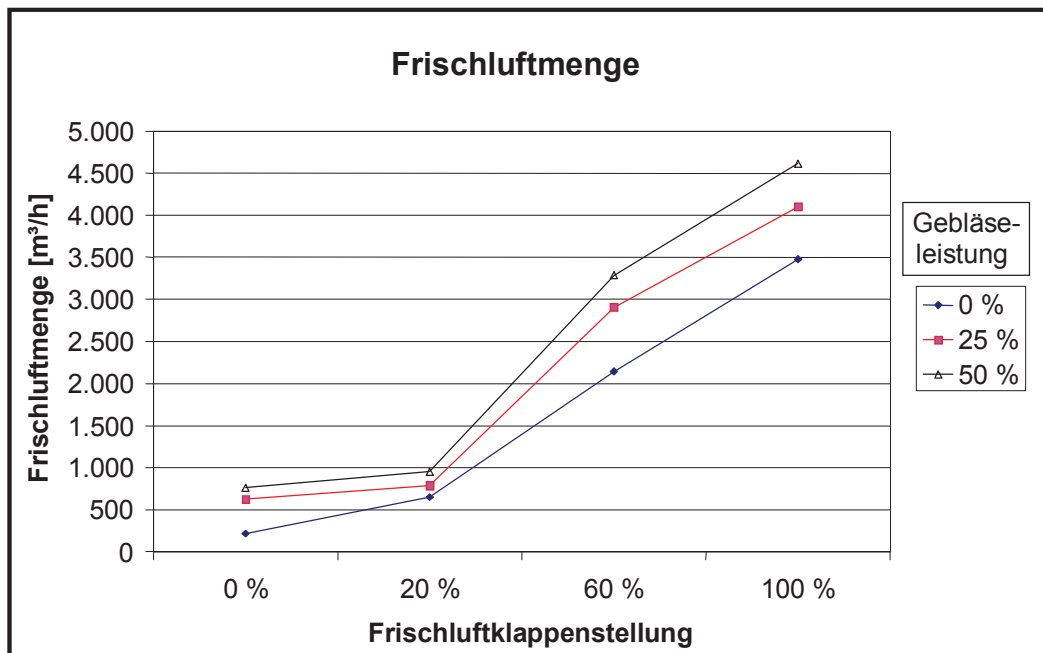


Abbildung 4.27: Frischluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung

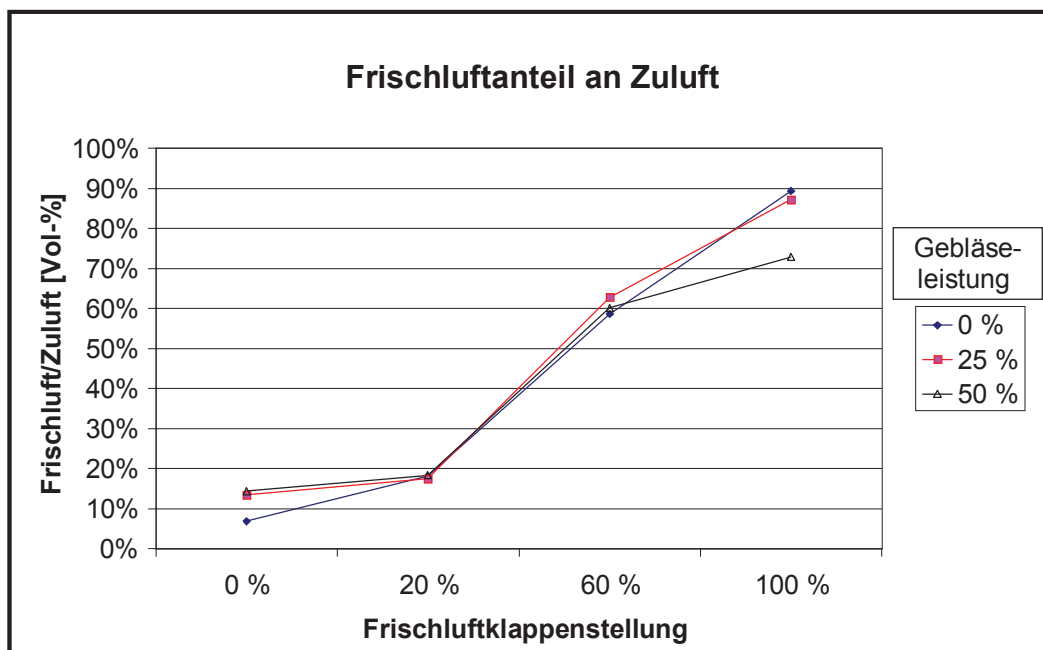


Abbildung 4.28: Frischluftanteil an der Zuluft in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung

Falschlufتم

Die Falschlufتمenge sinkt mit höherer Gebläseleistung (vgl. Tabelle 4.13). Dies ist auf den verminderten Einfluß des Ablufتمgebläses (Biofilter) auf die einzelne Rottebox zurückzuführen. Die Falschlufتمenge ist von der Stellung der Frischluftklappe abhängig. Bei geschlossener Frischluftklappe beträgt die Falschlufتمenge das 7-fache der Frischluftmenge und sinkt bei

20 %-iger Frischluftklappenstellung auf das Doppelte der Frischluftmenge (vgl. Abbildung 4.29).

Tabelle 4.13: Falschlufmenge [m^3/h] in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung

Gebläseleistung	Falschlufmenge [m^3/h]			
	Frischlufklappenstellung			
	0 %	20 %	60 %	100 %
0 %	1.548	1.321	1.954	1.608
25 %	538	255	1.325	470
50 %	577	781	-1.177	-2.007

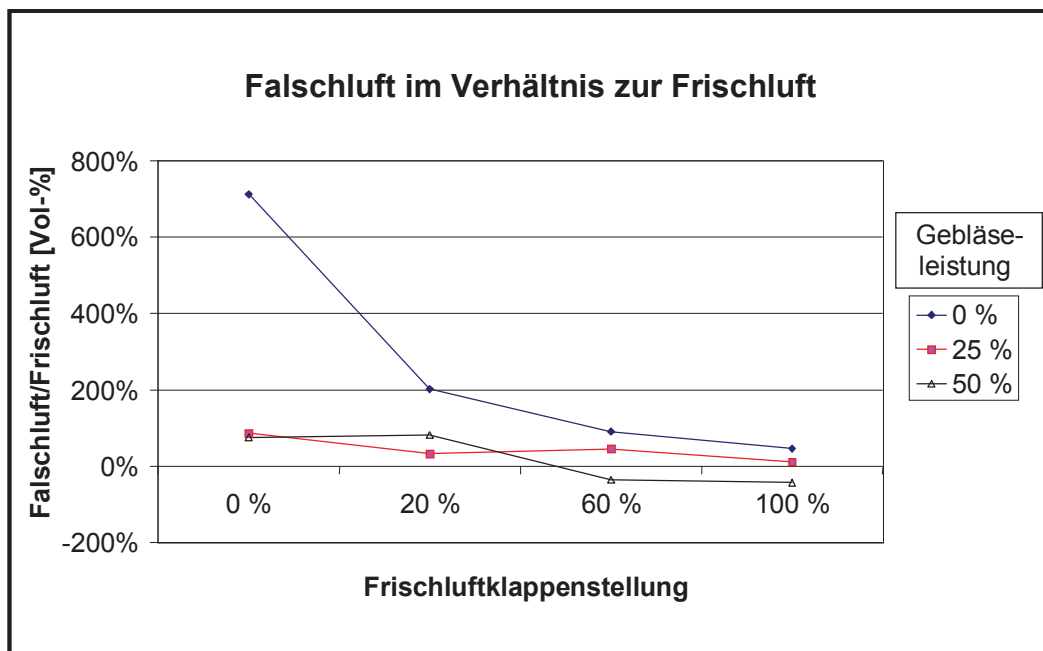


Abbildung 4.29: Falschlufmenge im Verhältnis zur Frischluftmenge in Abhängigkeit von Gebläseleistung und Frischluftklappenstellung

Wie bereits erwähnt, wurde bei hohen Luftdurchsätzen (hoher Leistung des Zuluftgebläses) Luft durch die Türspalte nach außen gedrückt (vgl. Abbildung 4.30).

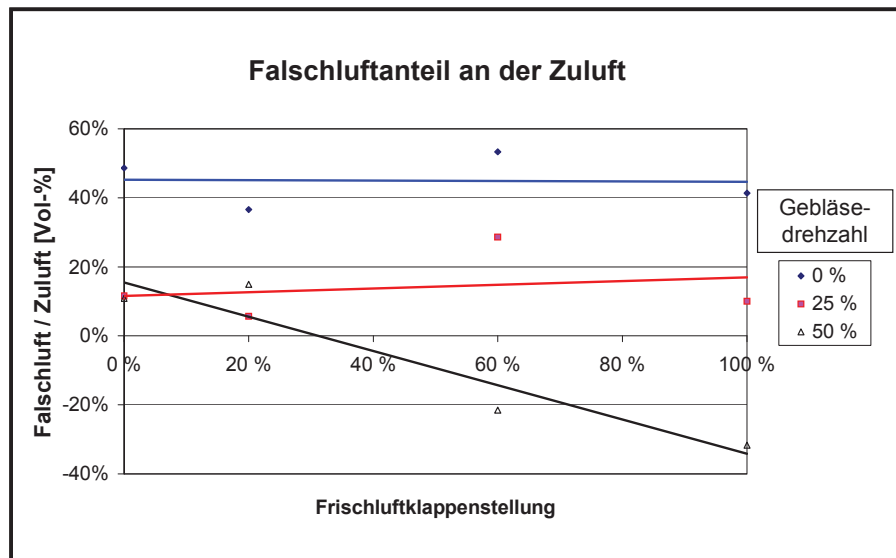


Abbildung 4.30: Falschluffmengen im Verhältnis zur Zuluftmenge in Abhängigkeit von Gebläseleistung und Frischluftklappenstellung

4.5.3 Vergleich mit Literaturdaten und Defizitanalyse

Die in den ersten Versuchen aufgewandte Frischluftmenge beträgt 4.000 m³/Mg Input. Die von der Fa. Herhof Umwelttechnik angeführten Frischluftmengen betragen bei der Anlage in Aßlar 1.000 m³/Mg Input [17]. Der Grund für diese Differenz liegt in den unterschiedlichen Anlagenkonfigurationen. Im Gegensatz zur Anlage im AWZ Halbenrain entspricht die Anlage von HERHOF dem neuesten Stand der Technik. Das Luftmanagement ist flexibler. Die Abluft wird über Wärmetauscher geführt und zum Großteil wieder als trockene Zuluft der Rottebox zugeführt. Der Prozeß der Trocknung läuft dadurch schneller ab und die verbrauchte Luftmenge ist geringer. Die Anlage des AWZ ermöglicht keine Entfeuchtung der Abluft bevor diese wieder als Umluft in die Rottebox rückgeführt wird. Die hohe Wasserbeladung der Umluft und die fehlende Option die Feuchte auszukondensieren, machte einen erhöhten Luftdurchsatz und eine erhöhte Zufuhr an Frischluft notwendig.

Eine Reduzierung der durchgesetzten Luftmenge unter 3.000 m³/h (entsprechend 20.000 m³/Mg bei Behandlungsdauer: 10 d) ist bei der Anlage im AWZ Halbenrain aufgrund der Absaugwirkung des Abluftgebläses nicht möglich. Zusätzlich führen Falschluffeintritte (bei geringer Gebläseleistung) zu einer Abkühlung des Materials. Dadurch wird die Anlaufphase für die biologische Trocknung verlängert.

4.6 Energieverbrauch

Im Folgenden wird der Energieverbrauch der Trockenstabilisierung untersucht. Dieser wird mit der Heizwertsteigerung (H_U) bzw. mit der theoretisch erforderlichen Energie für die Verdampfung des Wassers aus den Abfällen verglichen. Bei Normbedingungen (25 °C und 1.013 mbar) beträgt diese 2.440 MJ/Mg.

In der Tabelle 4.14 wird der Energieverbrauch für die mechanische Aufbereitung (Shredder,

Mischer bzw. Radlader), für das Einbringen des Abfalls in die Rottebox (Radlader) und für die Belüftung aufgelistet. Der Energieverbrauch für die Anlieferung per LKW wird nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.14: Energieverbrauch pro Versuchsablauf

	Verbrauch	Zeit [h]	Energieverbrauch [MJ]
Shredder	15 l Diesel/h	2	1.260
Mischer	11 l Diesel/h	6	2.772
Radlader	4 l Diesel/h	8	1.344
Gebälse	25 MJ/h (7 kW)	variabel	variabel

Der gesamte Energieverbrauch für die Versuche 1 - 8 wird in Tabelle 4.15 ersichtlich. Die Vorbehandlung mit Shredder entfiel bei den Rückständen aus der Altpapierverarbeitung (SNr. 18407). Der Mischer wurde in den Versuchen 1 - 3 und 6 - 8 eingesetzt. In den Versuchen 5 und 6 ist aufgrund des Einsatzes des Radladers für den Mischvorgang ein geringerer Energieverbrauch zu verbuchen. Für die Berechnung des gesamten Energieverbrauches wird der Energieverbrauch für die Vorbehandlung bzw. Manipulation und die Belüftung auf die ausgetragenen Wassermengen bezogen. Dies erlaubt einen direkten Vergleich der erhaltenen Kennzahl mit der rein physikalisch erforderlichen Energiemenge für die Verdampfung eines Mg Wassers.

Der Energieverbrauch pro Mg ausgetragenem Wasser der Versuche 1 – 6 und 8 liegt unter der theoretisch notwendigen Verdampfungsenthalpie von Wasser (2.440 MJ/Mg). D.h. in diesen Versuchen wurde durch die mikrobielle Aktivität ebenfalls Energie (Wärme) in den Prozeß gebracht.

Tabelle 4.15: Energieverbrauch pro Mg ausgetragenem Wasser (ohne Perkolat). Wobei: „S“=Shredder; „M“=Mischer; „R“=Radlader

Versuch	Wasser- austrag [Mg]	Belüf- tungsdauer [d]	Vorbehand- lung mit	Energieverbrauch Vorbehandlung [MJ]	Gesamter Ener- gieverbrauch [MJ/Mg _{Wassestrag}]
1	7.160	11	S + M + R	5.376	1.149
2	5.916	10	S + M + R	5.376	1.464
3	6.863	10	S + M + R	5.376	1.161
4	6.094	14	S + R	2.604	1.023
5¹⁾	0	7	S + R	2.604	---
6	8.797	28	M + R	4.116	1.293
7	3.222	20	M + R	4.116	5.032
8	7.011	21	M + R	4.116	1.881

¹⁾ Im 5. Versuch sollte geprüft werden, ob ohne intensive Mischung mit dem Mashmaster auch bei kommunalem KS keine Entwicklung biologischer Aktivität erfolgt.

In Abbildung 4.31 zeigt der Vergleich der verbrauchten Energie mit der Heizwerterhöhung pro Mg Input, daß die Vorbehandlung während der Trockenstabilisierungsversuche einen energetischen Gesamtnutzen hat.

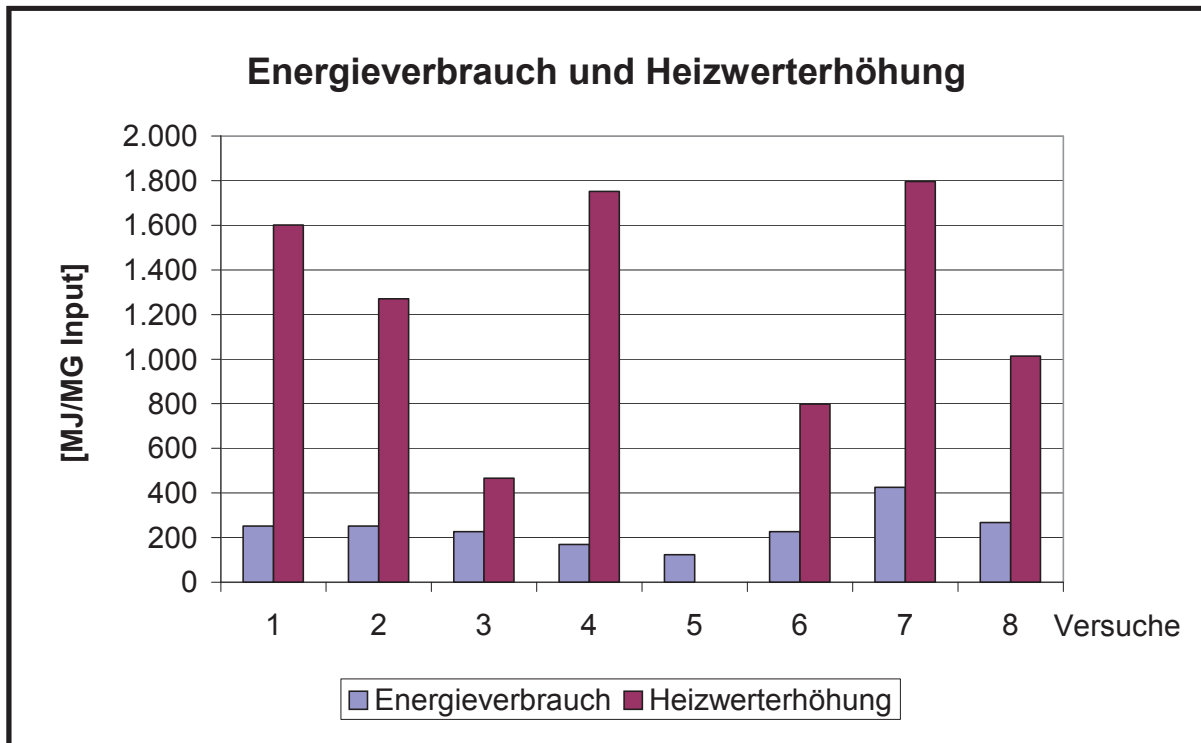


Abbildung 4.31: Energieverbrauch und Erhöhung des unteren Heizwertes pro Mg Input

5 Ergänzende Versuche zur Mechanisch-Biologischen Vorbehandlung vor der Verbrennung

5.1 Simulation eines Trockenstabilisierungsversuchs

Nach den ersten großtechnischen Versuchen zur Trockenstabilisierung im AWZ Halbenrain wurde offensichtlich, daß die angestrebte Trocknungsleistung mit der vorhandenen Anlagenkonfiguration nicht erbracht werden kann. Vor allem die Inflexibilität der Prozeßsteuerung ließ eine Optimierung der Trockenstabilisierungsversuche durch die Luftführung nicht zu. Aus diesem Grund wurde die Trocknung im Labormaßstab (Trockenschrank) simuliert. Das Ziel dieser Trocknung war es, eine optimierte Absiebung der Materialmischung bei 2 mm Maschenweite zu ermöglichen und die damit verbundene Schadstoffentfrachtung durch die Absiebung zu untersuchen.

Bei den Versuchen im Labormaßstab wurde analog zu den großtechnischen Versuchen eine Materialmischung aus hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und industriellem Klärschlamm verwendet. Da die Trocknungsversuche in einem Trockenschrank durchgeführt wurden und die einsetzbare Inputmenge deshalb eingeschränkt war, wurde 1 Mg des Materials im Doppelwellenzerkleinerer zerkleinert und dann weiter homogenisiert. Eine darausgewonnene Probe (5,5 kg) wurde im Trockenschrank bei 50 °C (Bestimmung organischer Parameter) getrocknet.

Die Absiebung der Mischung aus hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und industriellem Klärschlamm wurde mit einem Sieb der Maschenweite 2 mm durchgeführt.

Interpretation der Ergebnisse

Massenverteilung

Die in Abbildung 5.1 dargestellte Massenbilanz der Absiebung ergab für die Feinfraktion < 2 mm einen Massenanteil von 7,5 M-%.

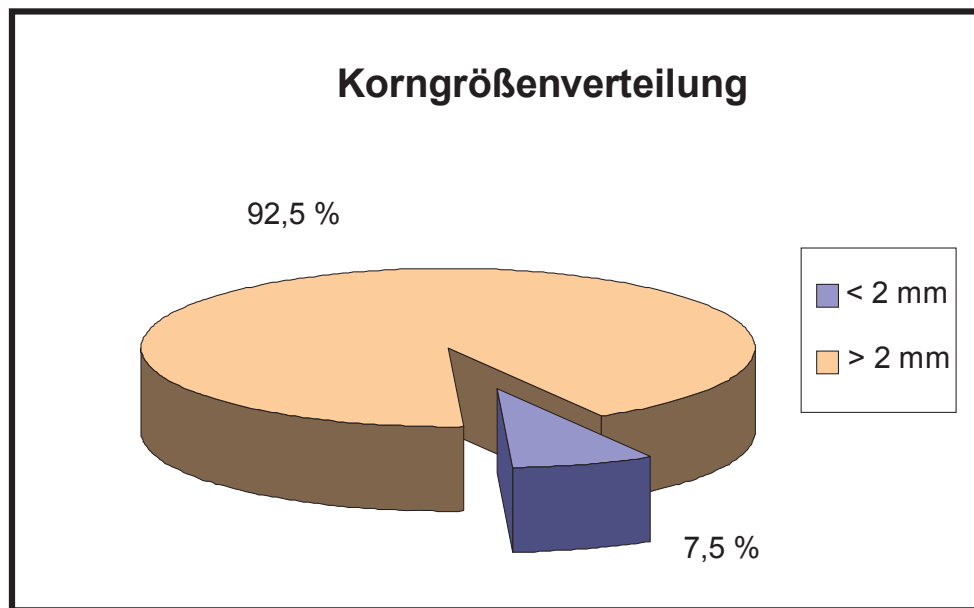


Abbildung 5.1: Korngrößenverteilung der Mischung hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und industrieller Klärschlamm

Glühverlust

Der Glühverlust der Materialmischung liegt bei 69,8 M-% (vgl. Tabelle 5.1). Nach der Absiebung befinden sich die mineralischen Anteile zum größeren Teil in der Feinfraktion, deren Glühverlust 42,54 M-% beträgt. Der Glühverlust der Grobfraktion liegt bei 79,6 M-%.

Oberer Heizwert

Da die Abfälle vor der Absiebung getrocknet wurden, wird der obere Heizwert verwendet. Dieser beträgt vor der Absiebung 18.798 MJ/Mg. Nach der Absiebung besitzt das Trockenstabilisat einen oberen Heizwert von 22.002 MJ/Mg (~17 % Heizwerterhöhung).

Tabelle 5.1: Massenverteilung, Wassergehalt, Glühverlust und Heizwert von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall vermischt mit industriellem Klärschlamm

Bezeichnung	Massenanteil [M-%]	Wassergehalt [M-%]	Glühverlust [M-%]	Oberer Heizwert [MJ/Mg]
SNr.91101 + 94501	-	49	69,8	18.798
Feinfraktion < 2 mm	7,48	-	42,5	7.912
Grobfraktion > 2 mm	92,52	-	79,6	22.002

Schwermetallentfrachtung durch Absiebung bei 2 mm

Die Untersuchungen ergaben, daß nach der Trocknung und Absiebung bei 2 mm eine deutliche Schwermetallentfrachtung zu verzeichnen war. Die Entfrachtung der in Abbildung 5.2 dargestellten Schwermetalle betrug im Mittel etwa 62 %. Eine Ausnahme bilden Cd und Sb (Herkunft: Kunststoff), deren Konzentrationen in der Einzelprobe im Vergleich zum Output

der großtechnischen Versuche überdurchschnittlich waren.

Die Analysen ergaben bezüglich TI in keiner Fraktion eine nachweisbare Belastung. Die Konzentration des Elements Hg lag nur in der Feinfraktion über der Nachweisgrenze und betrug in diesem Fall 1,3 mg/kg TS.

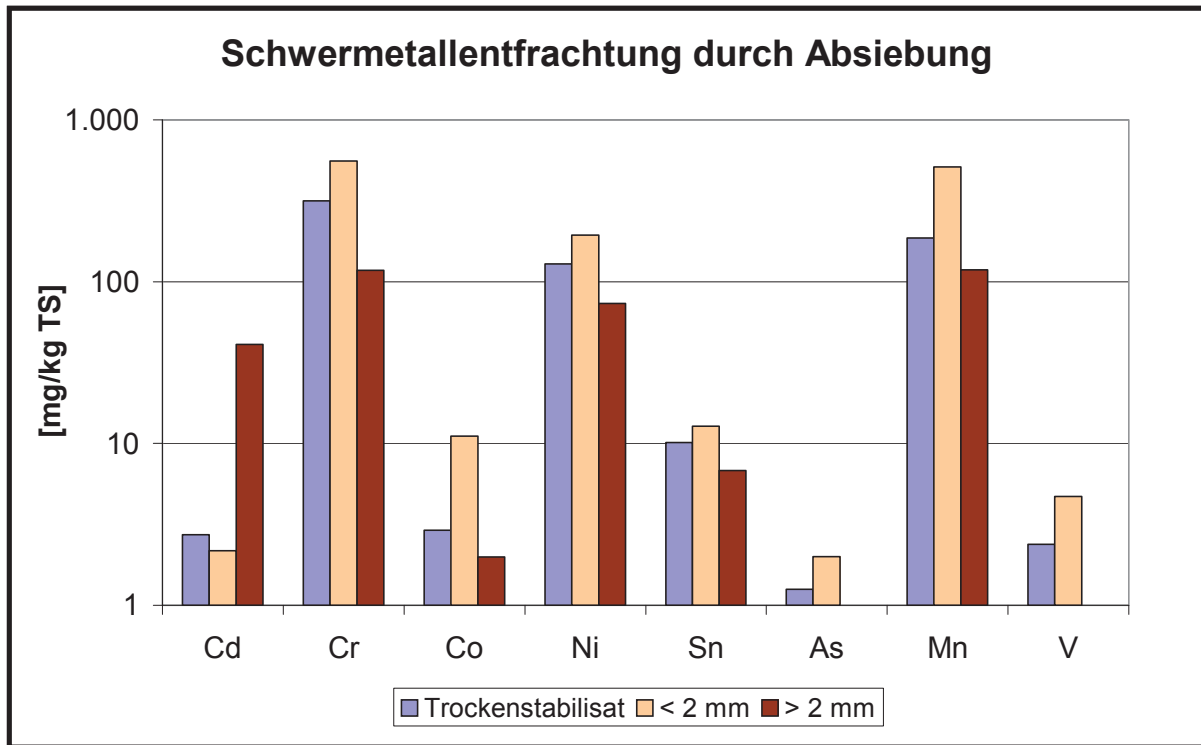


Abbildung 5.2: Schwermetallentfrachtung durch Absiebung bei 2 mm (logarithmische Darstellung)

Die Schadstoffentfrachtung von PAK beträgt 42 % (vgl. Tabelle A.6).

Das durch die Absiebung der Feinanteile schwermetallentfrachtete Trockenstabilisat aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und industriellem Klärschlamm weist ähnliche Schwermetallkonzentrationen wie das Herhof-Trockenstabilisat® aus Restmüll auf (vgl. Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2: Vergleich der Schadstoffbelastungen [19,20]

Schadstoff	Einheit	Richtwert für den Alternativbrennstoff	SNr. 91101 + 94501	Restmüll-Trockenstabilat® (Herhof)
Cl ⁻	[%]	< 1,5	1,2	0,4
F ⁻	[%]		0,4	
S _{ges}	[%]	< 1,5	0,5	0,5
PAK	[mg/kg TS]		8,4	
Hg	[mg/kg TS]	< 1,5	< 0,05	0,7
TI	[mg/kg TS]	< 5	< 0,05	<0,2
Cd	[mg/kg TS]	< 10	40,9	2,2
Pb	[mg/kg TS]	< 250	103,5	318
Zn	[mg/kg TS]	< 1.000	282,5	616
Cr	[mg/kg TS]	< 100	118,0	53
Sb	[mg/kg TS]	k.A.	16,1	-
Co	[mg/kg TS]	k.A.	1,9	1,4
Ni	[mg/kg TS]	< 100	73,3	28
Cu	[mg/kg TS]	< 1.000	220,5	274
Sn	[mg/kg TS]	k.A.	6,8	38,5
As	[mg/kg TS]	< 5	< 0,05	1,1
Mn	[mg/kg TS]	k.A.	118,4	k.A.
V	[mg/kg TS]	k.A.	1,0	5,7

5.2 Mechanische Vorbehandlung vor der Verbrennung

5.2.1 Allgemeine Beschreibung

In den Versuchen zur mechanischen Vorbehandlung von „Hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen“ vor der Verbrennung wurde untersucht, ob nach einer Absiebung bei 15 mm durch eine Trocknung und Absiebung bei 2 mm eine weitere Schadstoffentfrachtung erfolgt. Im ersten Schritt wurden 780 kg Gewerbeabfall mit einem Trommelsieb bei einer Maschenweite von 15 mm abgesiebt. Der Siebüberlauf hatte einen Massenanteil von 69 M-% (vgl. Tabelle 5.3). Dieser wurde vor der weiteren Absiebung im Labor einer Zerkleinerung zugeführt, um die Probenahme zu erleichtern und deren Repräsentativität erhöhen. Da grundsätzlich aufgrund der vorangegangenen Absiebung davon auszugehen war, daß es sich um Material der Korngröße > 15 mm (Ausnahme: Anhaftungen) handelt, und die Spaltweite des verwendeten Doppelwellenzerkleinerers bei 15 mm lag, hatte die Zerkleinerung auf die folgende Absiebung bei 2 mm keinen Einfluß.

Die nach der Trocknung im Trockenschrank durchgeführte Absiebung ergab einen Massen-

anteil der Feinfraktion < 2 mm von 7,3 M-% (vgl. Abbildung 5.3). Umgelegt auf das gesamte behandelte Material betrug der Massenanteil 5 M-% (vgl. Abbildung 5.3).

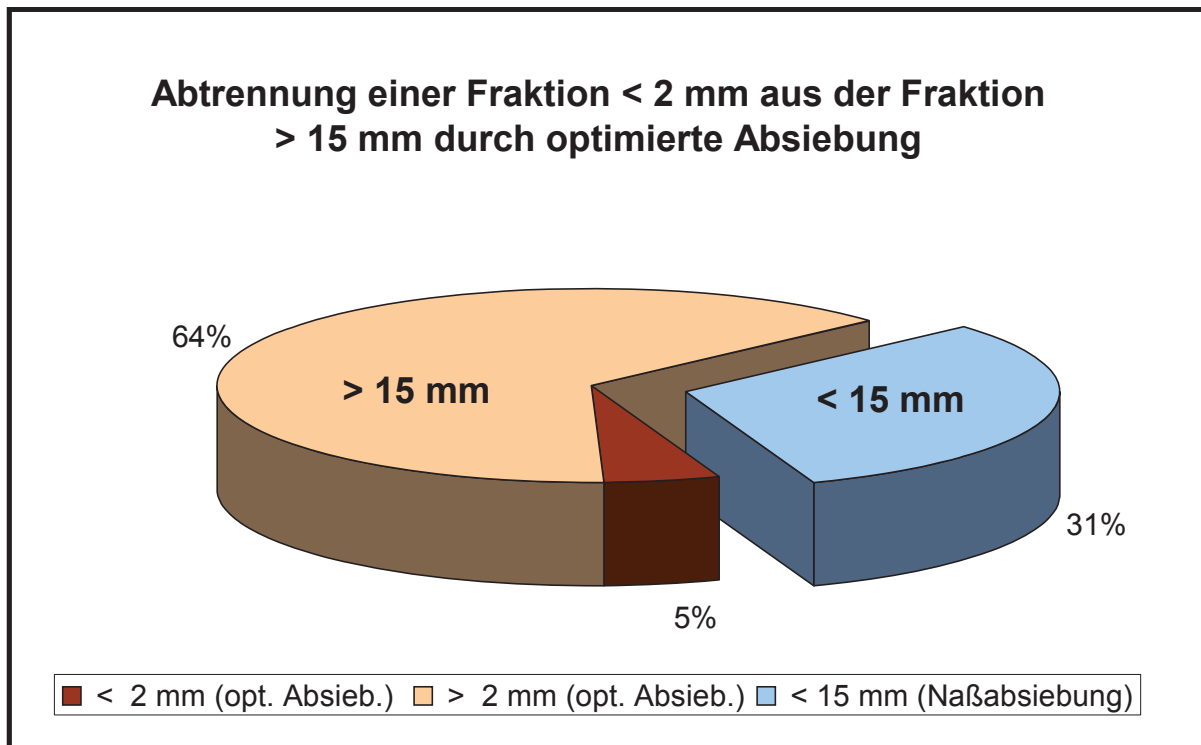


Abbildung 5.3: Massenanteile von Siebfraktionen von hausmüllähnlichem Gewerbeabfällen

Tabelle 5.3 zeigt eine Anreicherung der heizwertreichen Bestandteile und der Bestandteile mit hohem Glühverlust in den Fraktionen > 15 mm bzw. > 2 mm.

Tabelle 5.3: Massenverteilung, Wassergehalt, Glühverlust und Heizwert von Hausmüllähnlichem Gewerbeabfall

Korngröße	Massenanteil [M-%]	Wassergehalt [M-%]	Glühverlust [M-%]	H _o [MJ/Mg]
< 15 mm	30,8	35,43	46,28	11.516
> 15 mm	69,2	33,35	73,69	20.419
davon: < 2 mm	7,3	-	58,96	12.305
> 2 mm	92,7	-	83,25	23.389

5.2.2 Schadstoffentfrachtung durch optimierte Absiebung

Die Absiebung der Abfälle der SNr. 91101 vor der Trocknung bei einer Maschenweite von 15 mm ergab für die Schwermetalle Pb, Zn, Cr, Co, Sn, As, und Mn eine Entfrachtung bzw. eine Anreicherung in der Feinfraktion < 15 mm (vgl. Abbildung 5.4).

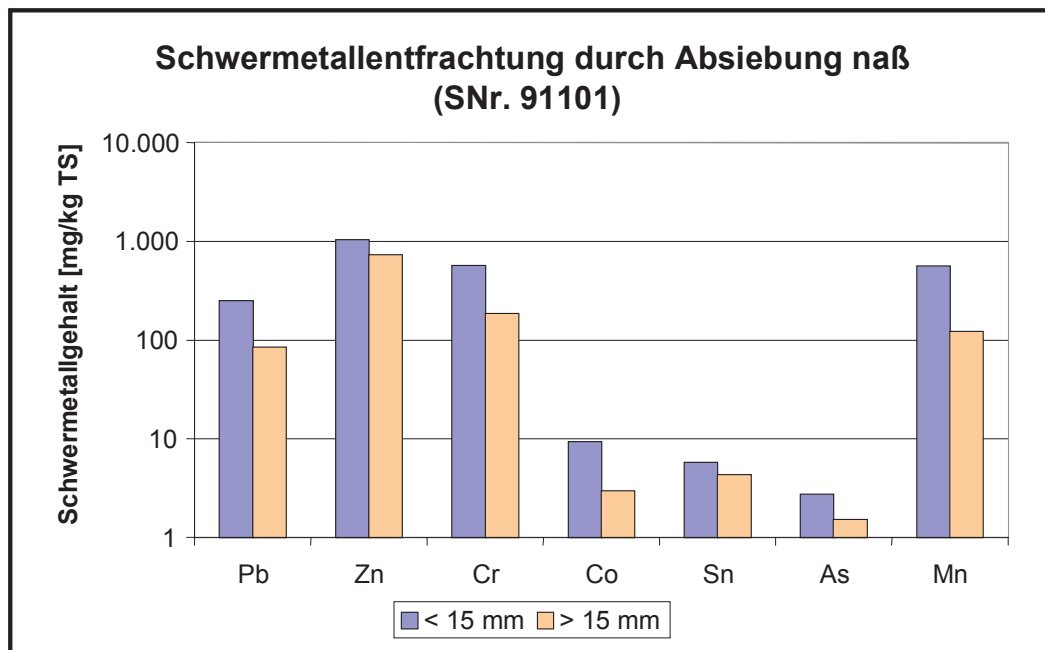


Abbildung 5.4: Schwermetallentfrachtung von Abfällen der SNr. 91101 (naß) bei 15 mm

Die durch die Trocknung optimierte Absiebung bei 2 mm führte zu einer weiteren Entfrachtung der Schwermetalle. Dies zeigt der Vergleich der Gehalte von Fraktion > 2 und Fraktion < 2 mm in Abbildung 5.5. Für die Schwermetalle Cd und Sb wurde keine Entfrachtung festgestellt. Die Elemente Hg und Tl lagen in allen Fraktionen unter der Nachweisgrenze.

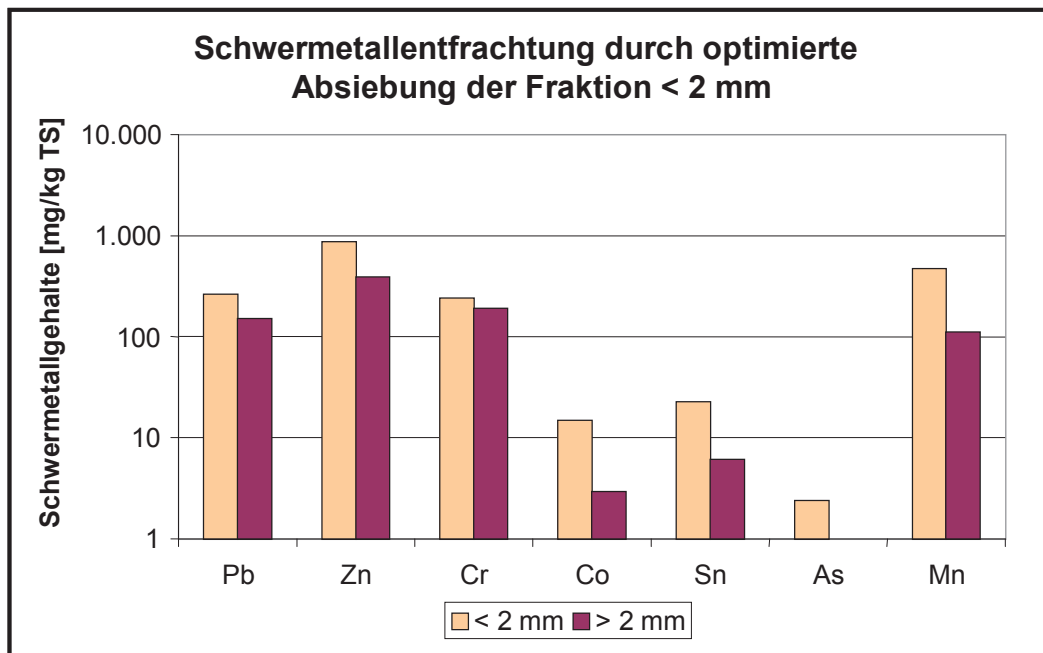


Abbildung 5.5: Schwermetallentfrachtung durch optimierte Absiebung der Fraktion 2 mm aus der Grobfraction > 15 mm (logarithmische Darstellung)

Eine PCB-Belastung konnte nur in der Fraktion < 15 mm nachgewiesen werden (vgl. Tabelle A.8). Diese lag bei 0,4 mg/kg TS. Bezüglich PAK wurde in der Trockensiebung bei 2 mm eine Anreicherung in der Fraktion < 2 mm festgestellt.

Bezüglich der Chlor- und Fluorgehalte konnte ebenfalls eine Anreicherung in den Fraktionen > 15 mm und > 2 mm festgestellt werden.

Beim Vergleich der Schwermetallgehalte des potentiellen Alternativbrennstoffes und einer Mischkohle wird als Bezugsgröße meist der untere Heizwert verwendet. Hier wurden die Schadstoffkonzentrationen der Fraktion > 15 mm der ersten Absiebung verwendet. Die Absiebung bei 15 mm (naß) in Tabelle 5.4 ergab bereits ein Material, das bezüglich der analysierten Schwermetallgehalte im Bereich von Mischkohle lag. Höhere Gehalte traten bei den Elementen Cd, Cr, Cu, Ni, Zn auf.

Tabelle 5.4: Schadstoffvergleich: Mischkohle [21] mit Abfall der SNr.: 91101 (hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) nach der Absiebung bei 15 mm (Werte in mg/MJ H_u)

Schadstoff [mg/MJ H _u]	Mischkohle			SNr. 91101 > 15 mm
	Min.	Max.	Praxiswert	
Sb	k.A.	k.A.	k.A.	0,2
As	0,04	4,30	1,61	0,1
Be	0,04	0,17	0,14	k.A.
Pb	0,87	11,60	5,18	6,7
Cd	0,02	0,43	0,34	1,0
Cr	0,09	7,17	3,24	14,6
Co	0,26	0,43	0,07	0,2
Cu	1,30	1,95	0,28	141,9
Ni	0,56	18,24	4,95	46,8
Hg	<0,01	0,07	0,04	<0,01
Se	0,04	0,35	0,17	k.A.
Te	<0,01	0,09	0,04	k.A.
Tl	<0,01	0,35	0,04	<0,05
V	0,87	33,66	7,09	0,1
Zn	1,74	9,29	7,72	58,0

6 Beurteilung der Durchführbarkeit der Trockenstabilisierung im AWZ Halbenrain

6.1 Hinsichtlich der angelieferten Abfälle

Die Beschaffenheit der im AWZ Halbenrain angelieferten Abfälle (WG, Organikanteil) läßt eine Trockenstabilisierung einzelner Abfallarten nicht zu (vgl. Kapitel 5.1). Von den angelieferten Abfällen sind nur die „hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle“, die „Rückstände aus der mechanischen Aufbereitung“ und die „Rückstände aus der Altpapierverarbeitung“ bedingt dafür geeignet, nach der Vermischung mit industriellem Klärschlamm (KS) auf biologischem Weg getrocknet zu werden.

Die Eigenschaften des industriellen Klärschlammes sind in Bezug auf pH-Wert (infolge des Kalkgehalts) für die Trockenstabilisierung nicht zufriedenstellend. Obwohl der in den meisten Versuchen verwendete KS hohe Schwermetallgehalte aufweist (z.B.: Cr 600-2.000 ppm), soll dies zu keiner Unterbindung der biologischen Prozesse führen [vgl. 16]. Ein Problem stellt die plattige Struktur des mit einer Kammerfilterpresse entwässerten Klärschlammes dar. Diese muß aufgebrochen werden, um eine entsprechend große Oberfläche zur Optimierung der Trocknung zu erhalten.

Die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (SNr. 91101) sind aufgrund ihrer mechanischen Beschaffenheit nach einer Zerkleinerung mit einem Shredder (Terminator 2200) nicht für eine Homogenisierung mit Klärschlamm im vor Ort vorhandenen Mischer (Mashmaster) geeignet. Diese Abfallfraktion ist in einem geeigneteren Zerkleinerungsaggregat vorzubehandeln.

Die „Rückstände aus der Altpapierverarbeitung“ sind für den Einsatz in der Trockenstabilisierung zusammen mit Klärschlämmen bedingt geeignet. Der hohe Wassergehalt der Rejekte (WG 46 M-%) führt nach einer Vermischung mit Klärschlamm in Summe zu einem hohen Wassergehalt. Der Einsatz eines trockeneren und organikreicheren Klärschlammes könnte eine Verbesserung der Trocknungsleistung bringen.

Bei den „Rückständen aus der mechanischen Abfallaufbereitung“ (SNr. 91103) handelt es sich im wesentlichen um zerkleinerten Hausmüll und Fe-Metall entfrachteten hausmüllähnlichen Gewerbeabfall. Diese Abfallart wies bei der Charakterisierung einen stark erhöhten Wassergehalt auf (47 M-%).

Grundsätzlich kann gesagt werden, daß sich durch den Wasseraustrag die Eigenschaften des industriellen Klärschlammes bzw. der Rejekte hinsichtlich einer thermischen Verwertung verbessern lassen. Der Einsatzes der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle erfolgte aufgrund der Überlegung, durch die strukturgebenden Eigenschaften dieser Abfallart eine biologische Trocknung der industriellen Klärschlämme zu ermöglichen. Durch den geringen Anteil organischer Biomasse war das Erreichen einer erhöhten Temperatur durch Selbsterwärmung schwierig. Eine Option besteht darin, durch vorgewärmte Luft (Wärmetauscher oder Abluft der vor Ort betriebenen Gasmotoren) dem System Wärme zuzuführen. Auf diese Art könnten die vorliegenden Abfälle auf konvektivem Weg getrocknet werden. Neben dem Effekt einer Optimierung der Abfalleigenschaften für eine nachfolgende thermische Verwertung kann

durch den Massenverlust bei einem nachfolgenden Entsorgungsschritt Geld eingespart werden (AISAG). Es sollte jedoch hier kritisch angemerkt werden, daß dies nicht den Zielen der Abfallwirtschaft entspricht. Weiters wird der Abfalleinbau auf einer Deponie durch einen geringen Wassergehalt (< 30 M-%; in Abhängigkeit von der stofflichen Zusammensetzung) erschwert.

Abschließend werden die verwendeten Abfallarten in Bezug auf folgende Kriterien unterteilt (Tabelle 6.1):

- Eignung zur mechanischen Vorbehandlung mit den während der Versuche verwendeten Anlagen: Terminator 2200 (Fa. Komptech bzw. Fa. Frikus), Mashmaster
- grundsätzliche Eignung zur Trockenstabilisierung bzw. zur Entwicklung mikrobieller Aktivität
- Erfüllung der RVL-Anforderungen für den Einsatz in der thermischen Verwertung

Für die Beurteilung werden folgende Symbole verwendet:

„+“ für gut geeignet bzw. sinnvoll

„o“ für bedingt geeignet bzw. weniger sinnvoll

„-“ für nicht geeignet bzw. nicht sinnvoll

Tabelle 6.1: Eignung der Abfallarten zur Vorbehandlung (Terminator 2200 und Mashmaster), zur Trockenstabilisierung und zur thermischen Verwertung

Abfallart (SNr.)	Vorbehandlung mit vorh. Anlagen	Trockenstabilisierung	Thermische Verwertung
91101 (bzw. 91103) + 94501	-	o ¹⁾	o ²⁾
18407 + 94501	+	o ¹⁾	+ ³⁾
¹⁾ bei Vermischen mit nicht stabilisiertem Klärschlamm und Aufbrechen der plattigen Struktur des KS ²⁾ RVL-Anforderungen z. T. nicht erfüllt: erhöhte Schadstoffgehalte von Cl, F, Cr, Zn, Cd, Mn und Cu ³⁾ RVL-Anforderungen mit Ausnahme eines Schwermetall-Summenparameters erfüllt			

6.2 Hinsichtlich der vorhandenen Anlagen

Die durchgeführten Versuche zeigen, daß eine Trockenstabilisierung der verwendeten Abfallarten mit dieser Anlagenkonfiguration nicht zufriedenstellend durchführbar ist.

Die Zerkleinerung der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (SNr. 91101) in einem Shredder (Terminator 2200, Fa. Komptech) war bei flächigen und flexiblen Abfallinhaltsstoffen nicht ausreichend. Die Homogenisierung mit Klärschlamm war aus diesem Grund im Mischer (Mashmaster) nicht problemlos durchführbar (vgl. 3.2.1.3). Die Homogenisierung der Abfälle mittels eines Radladers war nicht geeignet, die spezifische Oberfläche des Klärschlammes ausreichend zu vergrößern. Die Homogenisierung der „Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung“ (SNr. 18407) und der Klärschlämme konnte im Mashmaster problemlos durchgeführt werden. Für eine effektive und reibungslose mechanische Vorbehandlung ist zu

empfehlen, daß die bestehenden Aggregate dahingehend optimiert werden, daß auch flexible, flächige Abfallbestandteile zufriedenstellend bearbeitet werden können.

Die Kompostierungsboxen weisen im Bereich der Tore Undichtheiten auf (vgl. Tabelle 6.2). Falschlufteintritte während der Anlaufphase verlangsamen den Temperaturanstieg und führen in der Rottebox im Bereich der Boxentore zu Kondenswasserbildung. Mit Falschluftraustritten in den Phasen höherer Belüftungsintensität geht Wärme verloren, und Emissionen gelangen in das Halleninnere. Eine entsprechende Abdichtung der Tore ist somit von ökonomischem und ökologischem Interesse (optimierte Prozeßsteuerung).

Eine getrennte Ablufferfassung der einzelnen Rotteboxen und die Möglichkeit diese Abluft einer anderen Rottebox zuzuführen, würde die Anlaufphase beschleunigen. Eine Alternative wäre ein Wärmetauscher zwischen Abluft und Zuluft. Dies würde eine Erhöhung der Trocknungsleistung ermöglichen, da dies auch in der Anfangsphase erlauben würde, daß mit geringerem Anteil an feuchter (aber warmer) Umluft gefahren wird. Eine weitere Alternative stellt die Nutzung der Abwärme der vor Ort betriebenen Gasmotoren dar. Diese Abluft könnte dazu verwendet werden, um das Material zu erwärmen, die mikrobielle Aktivität zu beschleunigen und die Trocknungsphase durch höhere Zulufttemperaturen zu verkürzen.

Die angesprochenen Verbesserungsmöglichkeiten sind auch für die Bioabfallkompostierung relevant. Eine Beschleunigung der Anlaufphase und das Erreichen und Halten höherer Temperaturen verkürzt die gesamte Behandlungszeit und senkt dadurch die Behandlungskosten.

Die Durchführung der aufgezeigten Verbesserungsvorschläge und eine damit verbundene Optimierung der Trockenstabilisierung würde infolge der zeitlichen Optimierung der Behandlung zu finanziellen Einsparungen führen. Darüberhinaus führt eine Massenreduktion bei einer anschließenden Abfallbehandlung zur Kostensenkung, bei der Deponierung zu geringeren Altlastensanierungsbeiträgen und zu verringerten Transportkosten.

Tabelle 6.2: Eignung der Kompostierungsanlage des AWZ Halbenrain zur Durchführung der Trockenstabilisierung

Anlage	Beurteilung	Verbesserung
Ablufferfassung	o	getrennte Ablufferfassung der Rotteboxen
Vorgewärmte Frischluft	-	Wärmetauscher oder Nutzung der Abwärme der Gasmotoren
Abdichtung der Boxentore	-	Verbesserung der Abdichtung
Prozeßleitsystem/ Temperatursteuerung	o	Verhältnis von vorgewärmter Frischluft, kühler Frischluft und Umluft in Abhängigkeit von der Temperatur. Bei vorhandener Anlagenkonfiguration war eine automatische Zufuhr von Frischluft nur nach Erreichen der Solltemperatur möglich

7 Zusammenfassung und Empfehlung

Im AWZ Halbenrain wurden in den bestehenden Anlagen Versuche zur Trockenstabilisierung von dort angelieferten Abfällen durchgeführt. In den 11 Versuchsdurchgängen wurden „hausmüllähnliche Gewerbeabfälle“, „Rückstände aus der Altpapierverarbeitung“ und industrieller Klärschlamm eingesetzt. Die Eigenschaften des industriellen Klärschlammes waren aufgrund ihres pH-Wertes (hoher Kalkgehalt) für die Trockenstabilisierung nicht optimal geeignet. Beim Einsatz von Klärschlämmen sollte die vorherige Konditionierung mit Kalk vermieden werden.

Die „hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle“ waren nach der Vorbehandlung in einem Shredder (Terminator 2200) hinsichtlich ihrer mechanischen Beschaffenheit nicht für eine Homogenisierung im Kompostmischer (Mashmaster) geeignet. Die Behandlung der Mischung dieser Abfallart zusammen mit Klärschlamm erbrachte nicht den erwünschten Trocknungserfolg.

Die Rückstände aus der Altpapierverarbeitung waren für den Einsatz in der Trockenstabilisierung nur bedingt geeignet. Die Rejekte führten zusammen mit dem eingesetzten Klärschlamm in Summe zu einem hohen Anfangswassergehalt. Eine Trocknung dieser Abfallart macht jedoch vor dem Hintergrund einer thermischen Verwertung durchaus Sinn.

Die Massenreduktion reichte von 5 - 28 M-% und lag im Durchschnitt in den Versuchen 1 - 5 bei 17 % in den Versuchen 6 – 8 bei 20 %. Die durchschnittlich erzielten Heizwertsteigerungen betragen in den Versuchen 1 – 5 etwa 30 %, in den Versuchen mit Rejekten 20 %. Die Schadstoffbelastung des Output lag im Bereich der Schadstoffbelastung einer Mischkohle. Eine mechanische Behandlung nach der Trocknung führte durch die Ausschleusung der Feinfraktion zu einer deutlichen Schwermetallentfrachtung. Neben der Schwermetallentfrachtung könnte durch eine Absiebung der Heizwert der hochkalorischen Fraktion um 15 - 20 % angehoben werden.

Eine energetischen Gesamt Betrachtung zeigt, daß die Erhöhung des unteren Heizwertes den für die Trockenstabilisierungsversuche aufgewandten Energieverbrauch rechtfertigt.

Die Kompostierungsanlage ist in der bestehenden Form aufgrund der gemeinsamen Abluftfassung aller Rotteboxen und der Undichtheiten am Türspalt nicht für eine Trockenstabilisierung geeignet. Die Steuerungsmöglichkeiten des vorhandenen Prozeßleitsystems erwiesen sich für die Trockenstabilisierung als ungenügend. Eine Veränderung des Abluftsystems würde eine Beschleunigung des Prozeßablaufes und eine Erhöhung des Trocknungserfolges ermöglichen. Eine Alternative wäre ein Wärmetauscher zur Vorerwärmung der Zuluft bzw. Frischluft. Eine weitere Alternative würde die Nutzung der Abwärme der Gasmotoren darstellen.

Die Durchführung der angeführten Verbesserungsvorschläge und eine damit verbundene Optimierung der Trockenstabilisierung würde finanzielle Einsparungen bringen. Dies trifft nicht nur für den Transport, sondern auch für nachgeschaltete Behandlungsschritte zu. Im Falle einer Deponierung (nur noch bis 2004 möglich) würde eine Massenreduktion Einsparung an Deponievolumen und vor allem in Hinblick auf die steigenden Altlastensanierungsbeiträge ökonomische Vorteile bringen.

8 Verzeichnisse

8.1 Literaturverzeichnis

- [1] Heering, M., Heering, B.M.: Das HERHOF-Trockenstabilat®-Verfahren - Praktizierte Kreislaufwirtschaft. In: Tagungsband zur Depotech 1998, Dirk Hengerer et al. (Hrsg) Leoben, 1998, S. 283.
- [2] HERHOF, Firmen-Informationsbroschüre, 1998.
- [3] Wiemer, K. et al.: Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilat®-Verfahren, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt u. Energie M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 1995, S. 64.
- [4] Lahl, Uwe et al.: Kalte Restmüllbehandlung. In : Entsorgungspraxis 9/94, S. 18.
- [5] Frost, K. et al.: Emissionsvergleich mechanisch-biologische, thermische und kombinierte Restabfallbehandlung. In: Entsorgungspraxis 12/1996, S. 34.
- [6] vgl. 1, S. 285.
- [7] HERHOF, Firmen-Informationsbroschüre, 1998
- [8] Nelles, Michael et. al.: Endbericht zum Pilotprojekt „Möglichkeiten und Grenzen des Restmüllsplittings am Beispiel der Abfallbehandlungsanlage Kufstein“, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik an der Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft an der Technischen Universität München, Abfallwirtschaft & Umwelttechnik Ingenieur-Gesellschaft bRmbH, Augsburg, 1998, S. 143.
- [9] Wiemer, K.: Stabile Grundlage. In: Müllmagazin 3/1997, S. 48.
- [10] Schulenburg, F.; Scholz, R.: Energetische Bilanzierung von Verfahrenslinien aus mechanisch-biologischer und nachgeschalteter thermischer Abfallbehandlung. In: Urban, Bilitewski, Faulstich (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung, Universität Gesamthochschule Kassel, S. 15 ff.
- [11] Kost, T.: Klimawirksamkeit der Herstellung und thermischen Nutzung von BRAM im Vergleich zu Deponierung, Kompostierung, Vergärung und Verbrennung von Restabfällen, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, 1998, S. 317.
- [12] Tesch, H.: Charakterisierung von Gewerbe- und Industrieabfällen. Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, 1998, S. 9.
- [13] vgl. 12, S. 21.

- [14] vgl. 12, S. 65.
- [15] vgl. 12, S. 24.
- [16] Schinner, F. und Sonnleitner, R.: Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik, 1997, S. 116.
- [17] vgl. 12, S. 36.
- [18] Tietz, H. P.; Felsen, H.J.; Thierry, A.: BRAM-Einsatz in der Zementindustrie. In: Entsorgungspraxis 11/96.
- [19] Raninger, B. et al.: Konzeptstudie Restabfallsplitting, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben und RAB GmbH, Salzburg, 1997, S. 78.
- [20] Informationsmaterial Fa. Herhof zur Tagung Depotech 98, Montanuniversität Leoben.
- [21] vgl. 18.

8.2 Verwendete Abkürzungen

Abs.	Absatz
AISAG	Altlastensanierungsgesetz
ATS/Mg	Österreichische Schilling pro Megagramm
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
AWZ	Abfallwirtschaftszentrum
bzw.	beziehungsweise
ca.	zirka
d	Tag
d.h.	das heißt
DVO	Deponieverordnung
EVA	Die E nergetische V erwertungs- A nlage ist für die Verbrennung von Trockenstabilisat ausgelegt. Mit der Kraft-Wärme-Kopplung kann auch die thermische Energie genutzt werden.
Fe/NE-Metalle	Eisen- und Nichteisen-Metalle
GV	Glühverlust
H _o	oberer Heizwert

H _u		unterer Heizwert
KS		Klärschlamm
m ³		Kubikmeter
M-%		Massenprozent
MBA	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage	
Mg		Megagramm (entspricht Tonnen)
MBE	Die Mechanisch-Biologische Endrotte ist ein biologisches Restmüllbehandlungsverfahren vor der Deponierung und hat zum Ziel den Kohlenstoff soweit möglich abzubauen.	
MBS	Die Mechanisch-Biologische Stabilisierung ist ein Verfahren zur Konditionierung von Abfall, um diesen homogen und schadstoffentfrachtet in einer thermischen Anlage energetisch verwerten zu können.	
MBRVV	Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung vor der Verbrennung	
Mischstabilat	Das durch die biologische Trockenstabilisierung gewonnene Trockenstabilisat, das noch nicht in ein heizwertreiches und ein heizwertarmes Trockenstabilisat aufgeteilt wurde.	
mm		Millimeter
MVA		Müllverbrennungsanlage
n.n.		nicht nachweisbar
Nr.		Nummer
s.		siehe
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)	
TS		Trockensubstanz
u.U.		unter Umständen
vgl.		vergleiche
Viertelmethode	Methode zur Beprobung inhomogener Materialien durch Probenahme einer großen Probenmasse und deren Einengung	
WG		Wassergehalt

WRG	Wasserrechtsgesetz
z.B.	zum Beispiel

8.3 Tabellen

Tabelle 2.1:	Schadstoffe in der unbehandelten Abluft der Rottebox im Vergleich mit den Grenzwerten der TA-Luft bzw. der 17. BimSchV	12
Tabelle 2.2:	Vergleich der Emissionen bei der Verbrennung von Restmüll oder von MBS-Trockenstabilisat	13
Tabelle 2.3:	Gesamtemissionsbilanz von verschiedenen Abfallwirtschaftskonzepten	14
Tabelle 2.4:	Kosten unterschiedlicher Verfahren und Verfahrenskombinationen	15
Tabelle 2.5:	Energieverbrauch in der MBS	17
Tabelle 2.6:	Kosten und Erlöse pro Mg Restmüll	18
Tabelle 4.1:	Eignung der Abfallarten zur Trockenstabilisierung	29
Tabelle 4.2:	Anlieferungsmengen von Abfallarten, die für die Trockenstabilisierungsversuche ausgewählt wurden	30
Tabelle 4.3:	Allgemeine Beschreibung und Zusammensetzung des Input der ausgewerteten Versuche	37
Tabelle 4.4:	Erreichte Behandlungstemperaturen	38
Tabelle 4.5:	Brutto- und Nettoreduktion des Wassergehalts	40
Tabelle 4.6:	Erhöhung des unteren Heizwerts	41
Tabelle 4.7:	Ideale, theoretische und erreichte Heizwertsteigerung	49
Tabelle 4.8:	Massenreduktion während der Trockenstabilisierung	50
Tabelle 4.9:	Anforderungen an die Abfälle für die Verbrennung in der RVL	51
Tabelle 4.10:	Schadstoffbelastung des Output der Versuche 1 - 5 und 6 - 8 und einer Mischkohle	56
Tabelle 4.11:	Erforderliche Luftmenge in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur (bei einer Zulufttemperatur von 20 °C)	57
Tabelle 4.12:	Zuluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung	60
Tabelle 4.13:	Falschlufmenge [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung	63
Tabelle 4.14:	Energieverbrauch pro Versuchsablauf	65
Tabelle 4.15:	Energieverbrauch pro Mg ausgetragenen Wasser (ohne Perkolat)	65

Tabelle 5.1:	Massenverteilung, Wassergehalt, Glühverlust und Heizwert von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall vermischt mit industriellem Klärschlamm	68
Tabelle 5.2:	Vergleich der Schadstoffbelastungen	70
Tabelle 5.3:	Massenverteilung, Wassergehalt, Glühverlust und Heizwert von Hausmüllähnlichem Gewerbeabfall.....	71
Tabelle 5.4:	Schadstoffvergleich: Mischkohle mit Abfall der SNr.: 91101 (hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) nach der Absiebung bei 15 mm (Werte in mg/MJ H _u).....	74
Tabelle 6.1:	Eignung der Abfallarten zur Vorbehandlung (Terminator 2200 und Mashmaster), zur Trockenstabilisierung und zur thermischen Verwertung.....	76
Tabelle 6.2:	Eignung der Kompostierungsanlage des AWZ Halbenrain zur Durchführung der Trockenstabilisierung	77
Tabelle A.1:	Abhängigkeit des oberen Heizwerts von der Korngröße.....	87
Tabelle A.2:	Abhängigkeit des oberen Heizwertes von der Korngröße für die Versuche 6 - 8.....	87
Tabelle A.3:	Theoretisch mögliche Heizwertsteigerungen durch Wasserreduktion auf 15 M-% (Basis realer Input- und idealer Output-Wassergehalt).....	87
Tabelle A.4:	Erreichte Wassergehaltsreduktion und theoretisch mögliche Heizwertsteigerung	88
Tabelle A.5:	Veränderung des WG, erreichte und berechnete Heizwerterhöhung.....	88
Tabelle A.6:	Schadstoffentfrachtung aus dem Trockenstabilisat (SNr. 91101 und 94501) und aus Gewerbeabfällen (SNr. 91101) durch Absiebung bei 2 mm	89
Tabelle A.7:	Schadstoffkonzentrationen der Fraktionen > 2 mm und < 2 mm (von SNr. 91101 und 94501).....	90
Tabelle A.8:	Schadstoffkonzentrationen in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen nach der Absiebung	90
Tabelle A.9:	Wasserdampfbeladung der Zuluft in Abhängigkeit von der Temperatur und der relativen Feuchte	91
Tabelle A.10:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur bei einer Behandlungsdauer von 7 Tagen.....	91
Tabelle A.11:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur bei einer Behandlungsdauer von 10 Tagen.....	92

Tabelle A.12:	Frischlufthmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Öffnung der Frischlufthklappe	92
Tabelle A.13:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur und der Behandlungsdauer bei einer Zulufttemperatur von 20 °C	92
Tabelle A.14:	Energievergleich	93
Tabelle A.15:	Darstellung von Wasserreduktion und Heizwersteigerung	97

8.4 Abbildungen

Abbildung 2.1:	Heizwertsteigerung bei der Trockenstabilisierung von Restmüll.....	10
Abbildung 2.2:	Frachtenbezogene Abreicherung von Schwermetallen durch das HERHOF-Trockenstabilat®-Verfahren.....	11
Abbildung 2.3:	Feststoffmassenverteilung der Verfahrensvarianten I und II.....	20
Abbildung 2.4:	Energievergleiche von MVA mit Kombination aus MBS und MVA.....	21
Abbildung 3.1:	Doppelwellenzerkleinerer	28
Abbildung 4.1:	Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall SNr.91101	30
Abbildung 4.2:	Rückstände aus der Altpapierverarbeitung SNr. 18407	31
Abbildung 4.3:	Industrieller Klärschlamm (anaerob stabilisiert) SNr. 94501	32
Abbildung 4.4:	Luftdurchsatz und Temperaturverlauf während der Trockenstabilisierung	35
Abbildung 4.5:	Wasserreduktion während der Versuche zur Trockenstabilisierung	39
Abbildung 4.6:	Erhöhung des unteren Heizwerts.....	41
Abbildung 4.7:	Korngrößenabhängigkeit des oberen Heizwerts in den Vers. 1 - 5.....	42
Abbildung 4.8:	Massenanteil und oberer Heizwert der Korngrößenklassen: Versuche 1 - 5.....	43
Abbildung 4.9:	Heizwertfracht der Korngrößenklassen der Versuche 1 – 5	43
Abbildung 4.10:	Obere Heizwerte der Korngrößenklassen der Versuche 6 - 8	44
Abbildung 4.11:	Massenanteil und oberer Heizwert der Korngrößenklassen: Versuche 6 - 8.....	45
Abbildung 4.12:	Heizwertfracht der Korngrößenklassen der Versuche 6 – 8	45
Abbildung 4.13:	Veränderung des Glühverlusts.....	46
Abbildung 4.14:	Ideale Heizwerterhöhung bei der Trocknung auf einen Wassergehalt von 15 M-% und real erreichte Heizwerterhöhung.....	48

Abbildung 4.15:	Bei dem jeweiligen Wassergehalt des Output berechneter und gemessener unterer Heizwert	49
Abbildung 4.16:	Chlor- und Fluorkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 - 8.....	51
Abbildung 4.17:	Chlor- und Fluorbelastung bezogen auf den unteren Heizwert.....	52
Abbildung 4.18:	Schwermetallkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 - 8.....	53
Abbildung 4.19:	Weitere Schwermetallkonzentrationen im Trockenstabilisat der Versuche 1 - 5 und 6 – 8.....	53
Abbildung 4.20:	Durchschnittlicher Summenparameter von Cr-Zn-Pb	54
Abbildung 4.21:	Durchschnittlicher Summenparameter von Cr-Zn-Pb bzw. Cd-Tl und Hg.....	54
Abbildung 4.22:	Durchschnittlicher Summenparameter von Sn, V, Mn, Cu, Sb, Ni, Co und As	55
Abbildung 4.23:	Luftvolumenstrom in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur (Behandlungsdauer: 10 d; Zulufttemperatur 20 °C).....	58
Abbildung 4.24:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur (Behandlungsdauer: 10 d)	58
Abbildung 4.25:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur und der Behandlungsdauer	59
Abbildung 4.26:	Zuluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung.....	61
Abbildung 4.27:	Frischlufmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung.....	62
Abbildung 4.28:	Frischlufanteil an der Zuluft in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Frischluftklappenstellung.....	62
Abbildung 4.29:	Falschlufmenge im Verhältnis zur Frischlufmenge in Abhängigkeit von Gebläseleistung und Frischluftklappenstellung	63
Abbildung 4.30:	Falschlufmengen im Verhältnis zur Zuluftmenge in Abhängigkeit von Gebläseleistung und Frischluftklappenstellung	64
Abbildung 4.31:	Energieverbrauch und Erhöhung des unteren Heizwertes pro Mg Input	66
Abbildung 5.1:	Korngrößenverteilung der Mischung hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und industrieller Klärschlamm.....	68
Abbildung 5.2:	Schwermetallentfrachtung durch Absiebung bei 2 mm.....	69
Abbildung 5.3:	Massenanteile von Siebfraktionen von hausmüllähnlichem Gewerbeabfällen	71

Abbildung 5.4:	Schwermetallentfrachtung von Abfällen der SNr. 91101 (naß) bei 15 mm	72
Abbildung 5.5:	Schwermetallentfrachtung durch optimierte Absiebung der Fraktion 2 mm aus der Grobfraction > 15 mm (logarithmische Darstellung).....	73
Abbildung A.1:	Massenanteile der Fraktionen (SNr. 91101) nach der Absiebung bei 15 mm (naß) und bei 2 mm (trocken).....	90
Abbildung A.2:	Erforderlicher Luftvolumenstrom [m ³ /h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur	91
Abbildung A.3:	Verläufe verschiedener Meßdaten während eines Versuchs.....	94
Abbildung A.4:	Ablauf- und Beprobungsschema: Trockenstabilisierungsversuche.....	95
Abbildung A.5:	Ablauf- und Beprobungsschema: MBRVV im Labormaßstab.....	96

Anhang A

Betrachtungen zum Heizwert

Tabelle A.1: Abhängigkeit des oberen Heizwertes von der Korngröße

Korngröße [mm]	Oberer Heizwert [MJ/Mg]					Mittel
	1. Versuch	2. Versuch	3. Versuch	4. Versuch	5. Versuch	
0 - 2	6.404	6.305	6.198	5.077	7.923	6.381
2 - 6,3	7.935	8.185	7.798	7.853	10.823	8.519
6,3 - 11,2	13.281	9.303	7.973 ¹⁾	8.745	12.032	10.267
11,2 - 25	15.449	10.617	11.740	14.478	12.252	12.907
> 25	21.625	16.466	10.565 ¹⁾	22.550	17.794	17.800

¹⁾ durch Störstoffkorrektur reduzierter oberer Heizwert

Tabelle A.2: Abhängigkeit des oberen Heizwertes von der Korngröße für die Versuche 6-8.

Korngröße [mm]	Oberer Heizwert [MJ/Mg]			Mittel
	6. Versuch	7. Versuch	8. Versuch	
0-11,2	10.204 ¹⁾	17.105	13.974	13.761
11,2-25	18.826	21.418	18.965	19.736
> 25	19.137 ¹⁾	28.423	25.342	24.301

¹⁾ hoher Störstoffanteil

Wassergehaltsreduktion und Heizwertsteigerung

Tabelle A.3: Theoretisch mögliche Heizwertsteigerungen durch Wasserreduktion auf 15 M-% (Basis realer Input- und idealer Output-Wassergehalt)

Versuch	Wassergehalt [M-%]		Heizwert [MJ/Mg]		Theoretische Heizwertsteigerung [%bez. auf Input]
	Input	Output	Input	Output	
1	37,5	15	6.576	9.824	49
2	49,9	15	4.196	8.824	110
3	50,4	15	4.105	8.772	114
4	57,6	15	3.014	8.506	182
5	56,6	15	2.778	7.776	180
6	61,5	15	4.866	13.697	181
7	52,9	15	6.700	14.061	110
8	60,3	15	4.904	13.290	171

Tabelle A.4: Erreichte Wassergehaltsreduktion und theoretisch mögliche Heizwertsteigerung

Versuch	Wassergehalt [M-%]		Heizwert [MJ/Mg]		Heizwertsteigerung [%] bezogen auf Input
	Input	Output	Input	Output	
1	37,5	20,0	6.576	9.099	38
2	49,9	39,1	4.196	5.625	34
3	50,4	39,9	4.105	5.490	34
4	57,6	46,3	3.014	4.477	49
5	56,6	59,5	2.778	2.426	-13
6	61,5	59,8	4.866	5.189	7
7	52,9	50,1	6.700	7.238	8
8	60,3	55,4	4.904	5.816	19

Tabelle A.5: Veränderung des WG, erreichte und berechnete Heizwerterhöhung

Versuch	Veränderung des Wassergehalts [%]	Heiwerterhöhung [%]	
		erreicht	berechnet
1	-46,6	24,4	38
2	-21,6	30,3	34
3	-20,8	11,4	34
4	-19,7	58,1	49
5	5,2	5,8	-13
6	-2,8	16,4	7
7	-5,2	26,8	8
8	-8,2	20,7	19

Betrachtungen zu den Schadstoffgehalten

Tabelle A.6: Schadstoffentfrachtung aus dem Trockenstabilisat (SNr. 91101 und 94501) und aus Gewerbeabfällen (SNr. 91101) durch Absiebung bei 2 mm

Schadstoff	Entfrachtung [M-%]	
	Trockenstabilisat	Gewerbeabfälle
Cl ⁻	-7	81 ¹⁾
F ⁻	0	-37
S _{ges.}	-11	-72
PAK	-42	54 ¹⁾
Hg	u.N.	u. N.
Tl	u.N.	u.N.
Cd	1393 ²⁾	4 ¹⁾
Pb	-71	78 ¹⁾
Zn	-90	-47
Cr	-63	4 ¹⁾
Sb	940 ²⁾	50 ¹⁾
Co	-32	0
Ni	-43	-88
Cu	-96	-95
Sn	-32	41 ¹⁾
As	-100	-100
Mn	-36	-9
V	-58	-100

¹⁾ Anreicherung in der Grobfraktion

²⁾ In Kunststoffen enthaltene Elemente (Cd: Stabilisator in PVC, Farbpigment; Sb: Flammschutzmittel)

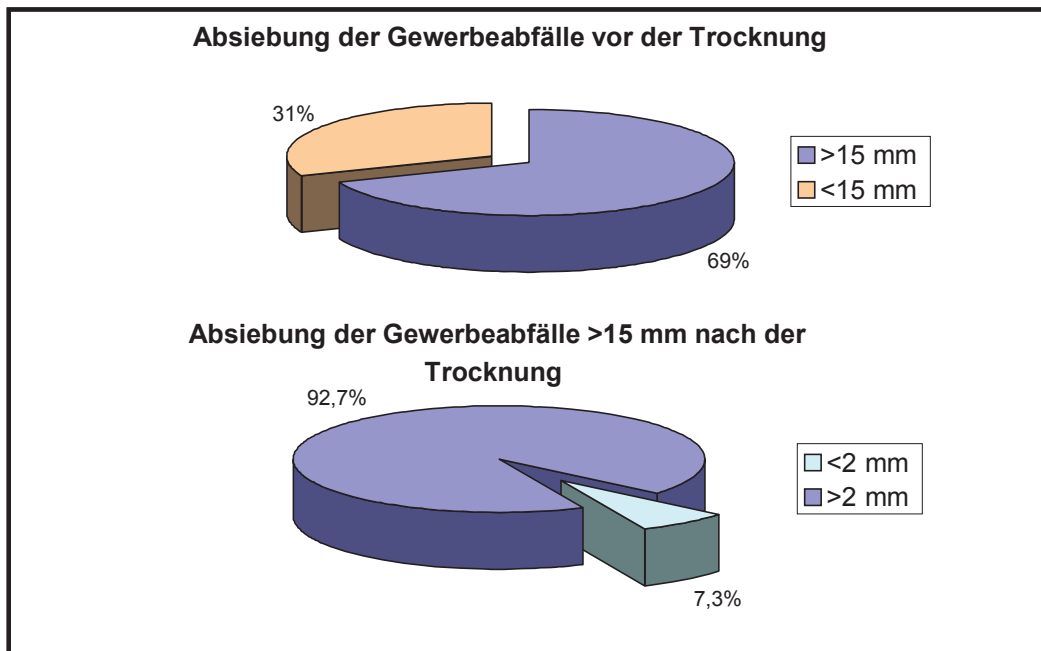


Abbildung A.8.1: Massenanteile der Fraktionen (SNr. 91101) nach der Absiebung bei 15 mm (naß) und bei 2 mm (trocken)

Tabelle A.7: Schadstoffkonzentrationen der Fraktionen > 2 mm und < 2 mm (von SNr. 91101 und 94501)

Fraktion	Schadstoffkonzentrationen [mg/kg TS]			
	CI	F	PCB	PAK
SNr. 91101 + 94501	13.848,75	371,75	n.n.	14,93
< 2 mm	8.921,50	488,00	0,32	21,06
> 2 mm	12.423,25	368,75	0,15	8,38

Tabelle A.8: Schadstoffkonzentrationen in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen nach der Absiebung

Fraktion der SNr. 91101	Schadstoffkonzentrationen [mg/kg TS]				Bemerkung
	PCB	PAK	CI	F	
< 15 mm	0,4	20,7	3.738	346	Absiebung naß
> 15 mm	n.n.	22,8	6.163	795	
< 2 mm	n.n.	8,5	3.269	415	Absiebung trocken
> 2 mm	n.n.	35,1	10.588	473	

Betrachtungen zur Luftmenge

Tabelle A.9: Wasserdampfbeladung der Zuluft in Abhängigkeit von der Temperatur und der relativen Feuchte (Werte vgl. Dubbel)

$T_{\text{Zuluft}} [^{\circ}\text{C}]$	rel. Feuchte [ϕ]	Beladung [g/kg]
10	0,9	9
20	0,75	11
30	0,5	12,5

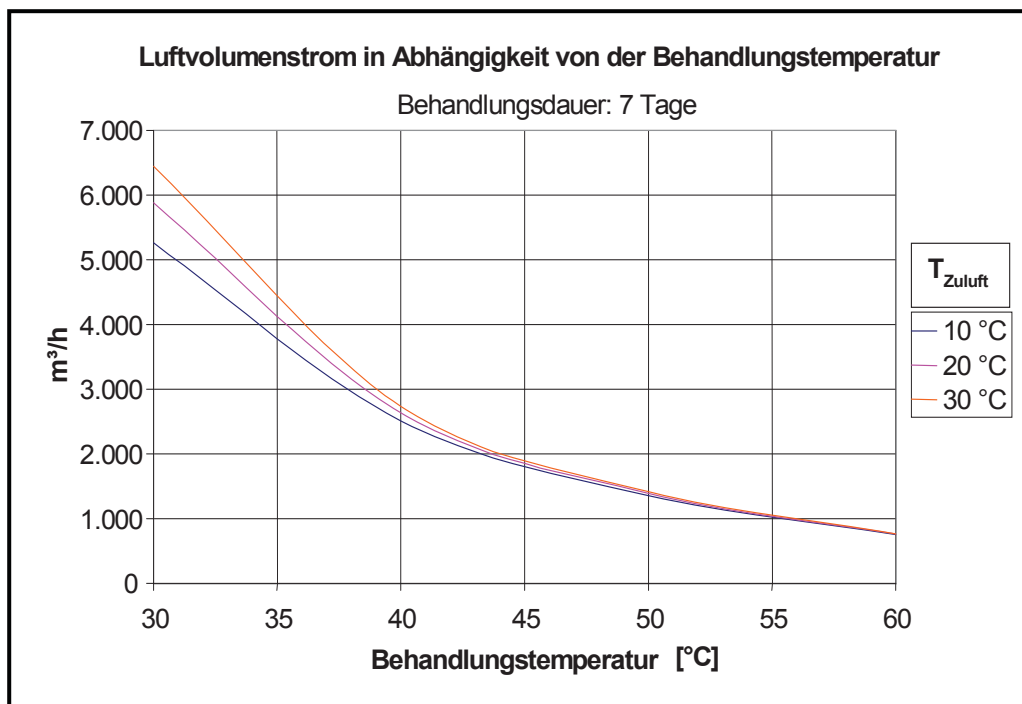


Abbildung A.8.2: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur (Behandlungsdauer: 7 d)

Tabelle A.10: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur bei einer Behandlungsdauer von 7 Tagen

Ablufttemperatur [°C]	max. Beladung [g/kg]	Dichte [kg/m ³]	Zuluftmenge [m ³ /h]		
			Zulufttemperatur		
			10 [°C]	20 [°C]	30 [°C]
30	28	1,146	5.262	5.881	6.451
40	51	1,086	2.512	2.638	2.741
50	90	1,040	1.360	1.395	1.422
60	159	1,020	749	759	767

Tabelle A.11: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Zulufttemperatur bei einer Behandlungsdauer von 10 Tagen

Ablufttemperatur [°C]	max. Beladung [g/kg]	Luftdichte [kg/m ³]	Zuluftmengen [m ³ /h]		
			Zulufttemperatur		
			10 °C	20 °C	30 °C
30	28	1,146	3.684	4.117	4.515
40	51	1,086	1.758	1.846	1.918
50	90	1,040	952	976	995
60	159	1,020	524	531	537

Tabelle A.12: Frischluftmenge in Abhängigkeit von der Gebläseleistung und der Öffnung der Frischluftklappe

Gebläseleistung	Frischluftmenge [m ³ /h]			
	Frischluftklappenstellung			
	0 %	20 %	60 %	100 %
0 %	217	652	2.145	3.476
25 %	625	788	2.906	4.101
50 %	760	951	3.286	4.617

Tabelle A.13: Erforderlicher Luftvolumenstrom [m³/h] in Abhängigkeit von der Behandlungstemperatur und der Behandlungsdauer bei einer Zulufttemperatur von 20 °C

Behandlungstemperatur [°C]	Erforderliche Frischluftmenge [m ³ /h]			
	Behandlungsdauer [d]			
	10	15	20	25
30	4.117	2.745	2.059	1.647
40	1.846	1.231	923	739
50	976	651	488	390
60	531	354	266	213

Tabelle A.14: Energievergleich

Versuch	Input [Mg]	Energieverbrauch [MJ/Mg Input]	Erhöhung des unteren Heizwerts [MJ/Mg Input]
1	32,7	366	1.602
2	34,3	332	1.271
3	35,1	324	467
4	36,7	299	1.752
5	35,8	190	0
6	50,0	418	799
7	38,1	423	1.796
8	49,2	339	1.014

Abbildung A.3: Verläufe verschiedener Meßdaten während eines Versuchs

Abbildung A.4: Ablauf- und Beprobungsschema: Trockenstabilisierungsversuche

Abbildung A.3: Ablauf- und Beprobungsschema: MBRVV im Labormaßstab

Tabelle A.15: Darstellung von Wasserreduktion und Heizwersteigerung

Versuch	Wassergehalt [M-%]			Heizwert [MJ/Mg]				Heizwertsteigerung [%]		
	Input	Output (ideal)	Output (erreicht)	Input	Output (ideal)	Output (theor. Basis WG)	Output (erreicht)	ideal (WG=15 M-%)	theoretisch (Basis WG)	erreicht
1	37,5	15	20,0	6.576	9.824	9.099	8.178	49,4	38,4	24,4
2	49,9	15	39,1	4.196	8.824	5.625	5.467	110,3	34,0	30,3
3	50,4	15	39,9	4.105	8.772	5.490	4.572	113,7	33,7	11,4
4	57,6	15	46,3	3.014	8.506	4.477	4.766	182,2	48,5	58,1
5	56,6	15	59,5	2.778	7.776	2.426	2.940	179,9	- ¹⁾	- ¹⁾
6	61,5	15	59,8	4.866	13.697	5.189	5.666	181,5	6,6	16,4
7	52,9	15	50,1	6.700	14.061	7.238	8.496	109,9	8,0	26,8
8	60,3	15	55,4	4.904	13.290	5.816	5.919	171,0	18,6	20,7

¹⁾ keine Trocknung aufgrund fehlender mikrobieller Aktivität

Fotodokumentation

Beschickung des Shredders mittels Greifbagger

Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall nach der Zerkleinerung mittels Shredder



Materialmischung von industriellem Klärschlamm und Rückständen aus der Altpapierverarbeitung

Trockenstabilisat SNr. 91101 + 94501

Trockenstabilisat SNr. 18407 + 94501