Forschungsverbundvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF)

„Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“

Teilvorhaben 2/4

„Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Restmüllaufbereitung nach dem U.T.G.-Konzept und deren Auswirkungen auf eine nachgeschaltete thermische Behandlung“

Abschlußbericht

Projektleitung: Dipl.-Ing. Christine Paraknewitz-Kalla

U.T.G. Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH

Mönchengladbach / Potsdam

U.T.G.

Mönchengladbach, 03.07.01

Anschrift:

U.T.G. Gesellschaft für Umwelttechnik
Lüpertzender Str. 6

41061 Mönchengladbach

Telefon: **02161/9274-0**
Telfax: **02161/9274-645**
Email: info@utg.de
Internet: http://www.utg.de

Gesamtinhaltsverzeichnis

I Veranlassung X

II Zielsetzung XI

III Beschreibung des Gesamtvorhabens XII

IV Zusammenfassung der Ergebnisse und Ausblick XIII

A Teil A 1

A 1. Inhaltsverzeichnis Teil A 1

A 2. Verfahrenstechnik der MBRA Horm 3

A 2.1. Mechanische Aufbereitung 4

A 2.2. Vorrotte 4

A 2.3. Nachrotte 5

A 3. Beschreibung des Restmülls 7

A 3.1. Definition Restabfall 7

A 3.2. Restmüllaufkommen im Kreis Düren 8

A 3.3. Soziodemographische Einflüsse 12

Abfallpotential 12

A 3.4. Jahreszeitliche Einflüsse 18

A 4. Bilanzierung der MBRA 22

A 4.1. Grundlagen der Bilanzierung 22

A 4.2. Beschreibung der Stoffströme 24

A 4.3. Bilanzierung einzelner Verfahrensschritte 36

A 4.3.1. Analyse der Feststoffmassenströme 36
Feststoffmassenströme 1997 36
A 4.3.2. Analyse der Luftmassenströme 42
Strömungsgeschwindigkeit 46
A 4.3.3. Analyse der Wassermassenströme 85
A 4.3.3.1 Wassergehalt im Gesamtrestabfall 85
A 4.3.3.2 Wassergehalt im Feststoff der Vorrotte 92
A 4.3.3.3 Wassergehalt in der Zu- und Abluft 94
A 4.4. Gesamtbilanz der Anlage 100
A 4.5. Bewertung einzelner Aggregate 108
A 4.5.1. Siebtrommel 114
A 4.5.1.1 Trommelsieb der Hausmüllinie 114
A 4.5.1.2 Trommelsieb der Sperr- und Gewerbemüllinie 114
A 4.5.1.3 Technischen Daten der Trommelsiebe 115
A 4.5.1.4 Versuchsdurchführung Klassierung 116
A 4.5.1.5 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb I 117
A 4.5.1.6 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb II 120
A 4.5.2. Fe-Abscheidung 124
A 4.5.2.1 Magnetscheider der Hausmüllinie 124
A 4.5.2.2 Magnetscheider der Sperr- und Gewerbemüllinie 136
A 4.5.3. Zerkleinerung 142
A 4.6. Untersuchungen der Abluft 146
A 4.6.1. Untersuchung der organischen Kohlenstoffemissionen der MBRA Horm 146
A 4.6.1.1 Einleitung 146
A 4.6.1.2 Aufgabenstellung 146
A 4.6.1.3 Meß- und Analyseverfahren und Geräte 147
A 4.6.1.4 Ergebnisse 148
A 4.6.1.5 Bewertung und Zusammenfassung 160
A 4.6.2. Weitere Untersuchung vom ISAH nach der 17. BImSchV an der MBRA Horm 161
A 4.6.2.1 Meßtechnik, Probenahme, Ergebnisse 162
A 4.6.2.2 Zusammenfassung 184
A 5. Optimierung der Nachrotte 186
A 6. Zusammenfassung Teil A 192
A 7. Literatur Teil A 194
A 8. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil A 205

A 8.1. Abbildungsverzeichnis 205

A 8.2. Tabellenverzeichnis 208

Anhang Teil A 212

B Teil B 1

B 1. Inhaltsverzeichnis Teil B 1

B 2. Grenzen und Möglichkeiten der biologischen Behandlungsstufe 3

B 2.1. Grundlagen des Rotteprozesses 3

B 2.1.1. Mikrobiologische Grundlagen 3
B 2.1.2. Zeitlicher Verlauf der Rotte 6
B 2.1.3. Physikalische und chemische Einflüsse auf die Rotte 9
B 2.1.3.1 Sauerstoffangebot 10
B 2.1.3.2 Wassergehalt 11
B 2.1.3.3 Zusammenhang Luftporenvolumen/Wassergehalt 12
B 2.1.3.4 Temperatur 13
B 2.1.3.5 C/N-Verhältnis 14
B 2.1.3.6 pH-Wert 15
B 2.1.3.7 Zusammensetzung des Materials 16

B 2.2. Derzeitige Verfahren biologischer Restmüllbehandlung 17

B 2.2.1. Biologische Vorbehandlungskonzepte 17
B 2.2.2. Rottesysteme 19
B 2.2.2.1 Statische und quasistatische Systeme 19
B 2.2.2.2 Dynamische Systeme 19
B 2.2.3. Biologische Behandlung in der MBRA Horm 19

B 3. Optimierung der Rotte 20

B 3.1. Auswahl der Optimierungsversuche 20

B 3.2. Chemische und physikalische Analytik 21

B 3.2.1. Probenahme 22
B 3.2.2. Probenvorbereitung 22
B 3.2.3. Temperatur 23
B 3.2.4. CO_2 23
B 3.2.5. Feuchtigkeitsgehalt 24
B 3.2.6. pH-Wert 24
B 3.2.7. Glühverlust 24

B 3.2.8. Rottegrad 24
B 3.2.9. TOC 25
B 3.2.10. Nährstoffe 26
B 3.3. Beschreibung der Versuchsdurchführungen 27
B 3.3.1. Vorversuche 27
B 3.3.1.1 Temperaturmessungen 27
B 3.3.1.2 CO_2-Messungen 29
B 3.3.2. Aufenthaltsdauer 32
B 3.3.3. Belüftung 33
B 3.3.4. Klärschlammzugabe 35
B 3.3.5. Feuchtigkeitsgehalt 36
B 3.3.6. Nährstoffzugabe 37
B 3.4. Ergebnisse 38
B 3.4.1. Vorversuche 38
B 3.4.1.1 Temperaturmessungen 38
B 3.4.1.2 CO_2-Messungen 43
B 3.4.2. Aufenthaltsdauer 44
B 3.4.3. Belüftung 50
B 3.4.4. Klärschlammzugabe 59
B 3.4.5. Bestimmung des Rottegrades 62
B 3.4.6. Feuchtigkeitsgehalt 63
B 3.4.7. Nährstoffzugabe 69
B 4. Zusammenfassung Teil B 74
B 5. Literatur Teil B 79
B 6. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil B 83
B 6.1. Abbildungsverzeichnis 83
B 6.2. Tabellenverzeichnis 84
C Teil C 1
C 1. Inhaltsverzeichnis Teil C 1
C 2. Bisheriger Kenntnisstand zur Kombination MBA und TAB 4
C 2.1. Abfallwirtschaftliche Situation 4
C 2.2. Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung 6

C 2.3. Stand der thermischen Restabfallbehandlung 11
C 2.3.1. Verfahren und Kapazitäten 11
C 2.3.2. Verbrennungsvorgänge und Luftverhältnis λ 13
C 2.3.3. Verfahren und Kapazitäten 14
C 2.3.4. Rostfeuerungen 17
C 2.3.5. Wirbelschichtfeuerungen 20
C 2.3.6. Schwel-Brenn-Verfahren 24
C 2.3.7. Noell-Konversionsverfahren 28
C 2.4. Realisierte Konzepte 31
C 2.5. Thematisch relevante Ergebnisse Dritter 32
C 2.5.1. Simulationsversuch zur Biostabilisierung von Haus- und Restmüll 32
C 2.5.2. Versuche im Projekt „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“ 33
C 2.5.3. Versuche zum Trockenstabilatverfahren 37
C 3. Verbrennungsversuche mit MBA-Material aus der MBRA Horm 38
C 3.1. Übersicht 38
C 3.2. Kriterien für Verbrennungsversuche 41
C 3.3. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung MBA 44
C 3.3.1. Charakterisierung der Einsatzstoffe 1 bis 3 44
C 3.3.1.1 Materialvorbereitung und Sortieranalysen 44
C 3.3.1.2 Elementaranalysen und Heizwerte 47
C 3.4. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung TAB 51
C 3.4.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld 51
C 3.4.1.1 Rückschubrost-Pilotanlage 51
C 3.4.1.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 52
C 3.4.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld 53
C 3.4.2.1 Großtechnische Rostfeuerung 53
C 3.4.2.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 55
C 3.4.3. ZEUS GmbH, Duisburg 56
C 3.4.3.1 Wirbelschicht-Versuchsanlage 56
C 3.4.3.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 60
C 3.4.4. Kraftwerk Afferde, Hameln 61
C 3.4.4.1 Großtechnische Wirbelschicht 61
C 3.4.4.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 63
C 3.4.5. Siemens/KWU, Ulm Wiblingen 64
C 3.4.5.1 Schwel-Brenn-Technikumsanlage 64
C 3.4.5.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 65
C 3.4.6. Noell-Konversionsverfahren, Freiberg 65
C 3.4.6.1 Pilotanlage 65
C 3.4.6.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 68

C 3.5. Ergebnisse 68
C 3.5.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld 68
C 3.5.1.1 Verbrennungsverhalten 68
C 3.5.1.2 Emissionen 69
C 3.5.1.3 Qualität der Reststoffe 71
C 3.5.1.4 Massenbilanz 74
C 3.5.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld 77
C 3.5.2.1 Verbrennungsverhalten 77
C 3.5.2.2 Emissionen 78
C 3.5.2.3 Qualität der Reststoffe 79
C 3.5.2.4 Massenbilanz 81
C 3.5.3. ZEUS GmbH, Duisburg 82
C 3.5.3.1 Verbrennungsverhalten 82
C 3.5.3.2 Emissionen 83
C 3.5.3.3 Qualität der Reststoffe 84
C 3.5.3.4 Massenbilanz 86
C 3.5.4. Kraftwerk Afferde, Hameln 88
C 3.5.4.1 Verbrennungsverhalten 88
C 3.5.4.2 Emissionen 88
C 3.5.5. Siemens KWU, Ulm-Wiblingen 89
C 3.5.5.1 Verbrennungsverhalten 89
C 3.5.5.2 Emissionen 90
C 3.5.5.3 Qualität der Reststoffe 91
C 3.5.5.4 Massenbilanz 92
C 3.5.6. Noell, Freiberg 93
C 3.5.6.1 Verbrennungsverhalten 93
C 3.5.6.2 Massenbilanz 94

C 4. Vergleichende Bewertung 96

C 4.1. Verbrennungsverhalten 97

C 4.2. Emissionen 101

C 4.3. Qualität der Reststoffe 107

C 4.4. Massenbilanzen 109

C 4.5. Soffstromdiagramme 114

C 5. Zusammenfassung Teil C 115

C 6. Literatur Teil C 117

C 7. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil C 128

C 7.1. Abbildungsverzeichnis 128

C 7.2. Tabellenverzeichnis 130

C 8. Anhang Teil C 132

I Veranlassung

Das Bundesministerium für Bildung und Forschung richtete 1993 kurz nach in Kraft treten der TA Siedlungsabfall den Förderschwerpunkt „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ ein. Hierbei sollte umfassend der Einfluß der kalten Vorbehandlungsverfahren auf das Deponie- und Emissionsverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle untersucht und die Zweckmäßigkeit der Kombination einer MBA mit einer Restmüllverbrennungsanlage bewertet werden. Im Rahmen dieses Verbundvorhabens bearbeitet die U.T.G. Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH das im weiteren Text ausführlich dargestellte Teilvorhaben.

II Zielsetzung

Als Verfahrensentwickler und Planer der ersten großtechnischen Mechanisch-Biologischen Restmüllaufbereitungsanlage (MBRA) in Deutschland war es der U.T.G. möglich, die Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Forschungsverbundvorhaben "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" an einer großtechnischen Anlage (Jahresdurchsatz 150.000 Mg) während des normalen Betriebes durchzuführen.

Folgende Untersuchungen wurden durchgeführt:

- die Menge und Beschaffenheit von Restmüll wurden analysiert
- Grenzen und Möglichkeiten einer großtechnischen MBA werden aufgezeigt
- das Deponie- und Emissionsverhalten von MBA-Output wurde untersucht und
- Kombinationsmöglichkeiten biologischer Verfahren mit verschiedenen thermischen Behandlungsanlagen werden aufgezeigt.

Keywords

Gesamtbilanz einer MBA, Bilanzierung von Stoffströmen, Deponie- und Emissionsverhalten von MBA-Output, Optimierung der Vorrotte, thermische Behandlung von MBA-Output

III Beschreibung des Gesamtvorhabens

Das Verbundvorhaben "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" wurde 1993 vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) als Förderschwerpunkt eingerichtet. Projektträger ist die Abteilung "Abfallwirtschaft und Altlastensanierung" des Umweltbundesamtes in Berlin. Die Koordination des Vorhabens liegt bei der Universität Potsdam. Ziel des Verbundvorhabens ist die wissenschaftliche Untersuchung der Möglichkeiten und Grenzen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Hierzu werden insgesamt 18 Teilvorhaben in den vier Arbeitsbereichen Systembewertung, Technologien, Deponieverhalten und Qualitätssicherung durchgeführt.

Die U.T.G. Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH, Mönchengladbach, bearbeitete das Teilvorhaben 2/4 "Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung nach dem U.T.G.-Konzept und deren Auswirkungen auf eine nachgeschaltete thermische Behandlung". Das Teilvorhaben ist in die Teile A, B, und C gegliedert. In Teil A werden die Bilanzierung der MBRA Horm, die Optimierung der einzelner Anlagenkomponenten, Rotteversuche und die Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion behandelt. Teil B beschäftigt sich mit der Optimierung der biologischen Stufe der MBRA Horm. In Teil C wird die Kombination einer mechanisch-biologischen mit einer thermischen Behandlung untersucht.

IV Zusammenfassung der Ergebnisse und Ausblick

Das vorgestellte Teilvorhaben „Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Restmüllaufbereitung nach dem U.T.G.-Konzept und deren Auswirkungen auf eine nachgeschaltete thermische Behandlung“ liefert in umfangreichem Maße Untersuchungsergebnisse aus einer im Betrieb befindlichen MBA. Die von der U.T.G. GmbH entwickelte und für den Kreis Düren erstmals großtechnisch realisierte Technik der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung führt neben der Gewinnung von Wertstoffen zu verbesserten Deponiebedingungen und zur Schonung von Deponievolumen.

Für die Kombination mit einer thermischen Nachbehandlung kann in der MBA auf die Anforderungen des jeweiligen Verbrennungsverfahrens mit der Aufbereitungstechnik und der Fraktionierung eingegangen werden. Die MBA bietet sowohl unter wirtschaftlichen als auch umweltbezogenen Aspekten eine sinnvolle Möglichkeit Restabfälle zu entsorgen.

Als integraler Bestandteil von zukünftigen Abfallwirtschaftskonzepten übernimmt sie die Rolle einer Aufbereitungstechnik für verschiedene Stoffströme, die den Beseitigungs- und Verwertungswegen die das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz aufzeigt, angepasst werden. Insofern kann diese Technik auch unabhängig von Fristen und Zuordnungskriterien der TASi geplant und kalkuliert werden.

A Teil A

A 1. Inhaltsverzeichnis Teil A

A 1. Inhaltsverzeichnis Teil A 1

A 2. Verfahrenstechnik der MBRA Horm 3

A 2.1. Mechanische Aufbereitung 4

A 2.2. Vorrotte 4

A 2.3. Nachrotte 5

A 3. Beschreibung des Restmülls 7

A 3.1. Definition Restabfall 7

A 3.2. Restmüllaufkommen im Kreis Düren 8

A 3.3. Soziodemographische Einflüsse 12

Abfallpotential 12

A 3.4. Jahreszeitliche Einflüsse 18

A 4. Bilanzierung der MBRA 22

A 4.1. Grundlagen der Bilanzierung 22

A 4.2. Beschreibung der Stoffströme 24

A 4.3. Bilanzierung einzelner Verfahrensschritte 36

A 4.3.1. Analyse der Feststoffmassenströme 36
Feststoffmassenströme 1997 36
A 4.3.2. Analyse der Luftmassenströme 42
Strömungsgeschwindigkeit 46
A 4.3.3. Analyse der Wassermassenströme 85
A 4.3.3.1 Wassergehalt im Gesamtrestabfall 85
A 4.3.3.2 Wassergehalt im Feststoff der Vorrotte 92
A 4.3.3.3 Wassergehalt in der Zu- und Abluft 94

A 4.4. Gesamtbilanz der Anlage 100

A 4.5. Bewertung einzelner Aggregate 108

A 4.5.1. Siebtrommel 114
A 4.5.1.1 Trommelsieb der Hausmüllinie 114
A 4.5.1.2 Trommelsieb der Sperr- und Gewerbemüllinie 114
A 4.5.1.3 Technischen Daten der Trommelsiebe 115
A 4.5.1.4 Versuchsdurchführung Klassierung 116
A 4.5.1.5 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb I 117
A 4.5.1.6 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb II 120
A 4.5.2. Fe-Abscheidung 124
A 4.5.2.1 Magnetscheider der Hausmüllinie 124
A 4.5.2.2 Magnetscheider der Sperr- und Gewerbemülllinie 136
A 4.5.3. Zerkleinerung 142
A 4.6. Untersuchungen der Abluft 146
A 4.6.1. Untersuchung der organischen Kohlenstoffemissionen der MBRA Horm 146
A 4.6.1.1 Einleitung 146
A 4.6.1.2 Aufgabenstellung 146
A 4.6.1.3 Meß- und Analyseverfahren und Geräte 147
A 4.6.1.4 Ergebnisse 148
A 4.6.1.5 Bewertung und Zusammenfassung 160
A 4.6.2. Weitere Untersuchung vom ISAH nach der 17. BImSchV an der MBRA Horm 161
A 4.6.2.1 Meßtechnik, Probenahme, Ergebnisse 162
A 4.6.2.2 Zusammenfassung 184
A 5. Optimierung der Nachrotte 186
A 6. Zusammenfassung Teil A 192
A 7. Literatur Teil A 194
A 8. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil A 205
A 8.1. Abbildungsverzeichnis 205
A 8.2. Tabellenverzeichnis 208
Anhang Teil A 212

A 2. Verfahrenstechnik der MBRA Horm

Aufbauend auf den Bau- und Betriebserfahrungen aus Anlagen zur Kompostierung von Hausmüll aus den frühen 80er Jahren, hat die U.T.G. GmbH bereits 1989 mit der Entwicklung einer Anlagentechnik zur mechanisch - biologischen Restabfallbehandlung begonnen, die auf eine entscheidende Verbesserung ablagerungsrelevanter Parameter zielt. In mehreren halbtechnischen Versuchsreihen wurde 1990/91 ein technisches Konzept entwickelt, daß für das Zusammenwirken von mechanischer Vorbehandlung, der aus Vor- und Nachrotte bestehenden biologischen Vorbehandlung und der anschließenden Deponierung ein Optimum darstellt.

Ca. 1 1/2 Jahre nach dem ersten Spatenstich am 01.09.1993 konnte der Probebetrieb der MBRA Horm im April 1995 aufgenommen werden. Im Dezember 1995 erfolgte die Abnahme der Anlage durch den Betreiber (Dürener Deponiegesellschaft mbH, DDG, Hürtgenwald/Horm). Insgesamt wurden von der DDG für Bau, Planung, Gutachten, Genehmigungen und externe Projektsteuerung ca. 55 Mio DM investiert. Zuschüsse wurden keine gewährt.

Der Kreis Düren mit ca. 280.000 Einwohnern in 15 Gemeinden liegt zwischen Aachen und Köln. Gemäß den Angaben des Abfallwirtschaftskonzeptes des Kreises Düren stehen 107.200 Jahrestonnen fester wertstoffarmer Restabfall sowie 47.800 Jahrestonnen Schlämme aus der Abwasserreinigung und der Papierherstellung zur Behandlung an.

In der MBRA Horm werden Resthausmüll sowie Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Schlämme verarbeitet. Die Anlage ist auf eine Jahreskapazität von mind. 150.000 Mg ausgelegt. Die Funktionsweise der MBRA Horm kombiniert drei Behandlungsschritte (siehe dazu Abbildung 1):

- Mechanische Sortier- und Aufbereitungsanlage.
- Intensive biologische Behandlung in der Vorrotte.
- Biologische Nachbehandlung in der Nachrotte.

A 2.1. Mechanische Aufbereitung

Im Eingangsbereich zur Deponie werden die Abfallmengen verwogen und dokumentiert. Inerte Materialien können direkt auf der Deponie abgelagert werden. Alle anderen Abfälle werden einem Aufgabebereich in der geschlossenen Sortieranlage zugewiesen.

Die mechanische Aufbereitung erfolgt mit trocken arbeitenden Verfahren. Ein Bagger mit Polypgreifer separiert in der Anlieferhalle große Wertstoffteile der Fraktionen Holz und Schrott und die schadstoffhaltigen Gebinde. Radlader schieben die festen Abfälle auf Aufgabebänder. Sperrige Abfälle werden in einem Schredder zerkleinert. In Siebtrommeln wird das Material nach Größe klassiert. Unter- und Oberlauf werden durch Magnete vom verwertbaren Eisenschrott befreit. Der Oberlauf wird über eine Lesebühne geführt, auf der manuell Störstoffe, schwere Metallteile und schadstoffhaltige Abfälle wie z. B. Batterien, Haushaltschemikalien und Spraydosen aussortiert werden. Diese werden in Spezialbehältern gesammelt und anschließend einer entsprechenden Sonderabfallbehandlung zugeführt.

Den Abschluß der mechanischen Aufbereitung bildet die Homogenisierung in Trommeln. Hier wird das Stoffgemisch vergleichmäßigt und mit Schlämmen aus der Abwasserreinigung oder der Papierherstellung vermischt. Die Feuchte des Materials wird mit Prozeßwasser auf einen für den biologischen Prozeß günstigen Wert eingestellt.

Alle Hauptaggregate und Bandübergabestellen der mechanischen Vorbehandlung sind mit Quellenabsaugungen versehen und an die zentrale Entstaubung angeschlossen.

A 2.2. Vorrotte

Die aerobe Rotte ist eine Form des biologischen Ab- und Umbaus organischer Stoffe, die in der Natur an sehr vielen Stellen zu beobachten ist. Hauptakteure bei dem aeroben Prozeß sind Mikroorganismen (Bakterien, Protozoen, Pilze) und Kleinstlebewesen. Die hier eingesetzte Verfahrenstechnik zielt auf eine deutliche Verbesserung des Deponieverhaltens im Sinne der Anforderung der TA Si hin.

Die Intensivrotte erfolgt in allseits geschlossenen Tunnelreaktoren mit Schubböden, welche die Abfälle langsam durch den Tunnel fördern, ohne sie zu verdichten. Die kontinuierliche Belüftung erfolgt über die Reaktorböden. Sauerstoffgehalt, Temperatur

und Wassergehalt können über Meß-, Steuer- und Regelungstechnik kontrolliert und eingestellt werden. Der natürliche Rotteverlauf wird dadurch beschleunigt. Die minimale Aufenthaltszeit in den Reaktoren soll 3 - 4 Tage betragen. Bei der heutigen Betriebsweise ergeben sich Aufenthaltszeiten von in der Regel > 7 Tagen. Gemäß den von der DDG geführten Statistiken ergaben sich 1996 bis 1998 als Jahresmittel durchschnittliche Rotteverluste zwischen 18,5 und 13,2 Masse-%.

Eine natürliche Begleiterscheinung des Rotteprozesses ist die Bildung geruchsbeladener Abluft. Diese wird an den Ein- und Ausgängen der Tunnelreaktoren abgesaugt und nach Durchströmen eines Wäschers durch einen Biofilter geleitet, in dem die Geruchsstoffe abgebaut werden. Das vorgerottete Material wird vor dem Verlassen der Anlage in zwei Desodorierungstrommeln nachbelüftet und so weitgehend von Geruchsstoffen befreit. In der Summe verlassen im Maximum 55.000 m^3/h den Biofilter.

A 2.3. Nachrotte

Das ursprüngliche Konzept sah eine ca. 8-wöchige Rotte auf der Deponieoberfläche vor. Ein Umsetzen der Flachmieten innerhalb dieser Zeit sollte mit Rücksicht auf dabei freiwerdende Geruchsemissionen nicht vorgenommen werden. Danach sollten diese verdichtet werden und die Grundlage für weitere Rottemieten bilden.

Für die Beantragung der Gleichwertigkeit nach Ziffer 2.4 TA Si wurde das Nachrottekonzept überplant. Die zweite biologische Behandlungsstufe (Nachrotte) wird hierbei auf einer separat vorbereiteten Fläche im Deponiebereich durchgeführt. Das vorgerottete Material soll zu Trapezmieten aufgesetzt werden, die innerhalb der 12 bis 16-wöchigen Rottedauer ca. zehnmal mit einem Radlader umgesetzt werden.

Das Deponat soll folgende Werte erreichen:

- Gehalt an organischem Kohlenstoff: $TOC_{Eluat} \leq 300$ mg/l
- Atmungsaktivität, gemessen über 4 Tage: $AT_4 \leq 5$ mg O_2/g TR
- Gasbildungspotential, gemessen über 21 Tage: $GB_{21} \leq 20$ Nl/kg TR

Nach Erreichen dieser Werte soll das Deponat in die Deponie eingebaut werden.

Aufgrund der höheren Lagerungsdichte von ca. 1,4 Mg/m^3 beansprucht der vorbehandelte Restabfall weniger Deponieraum als unbehandelter Restmüll. Durch die

höhere Verdichtung und den biologischen Masseabbau werden insgesamt ca. 40 % Deponievolumen eingespart.

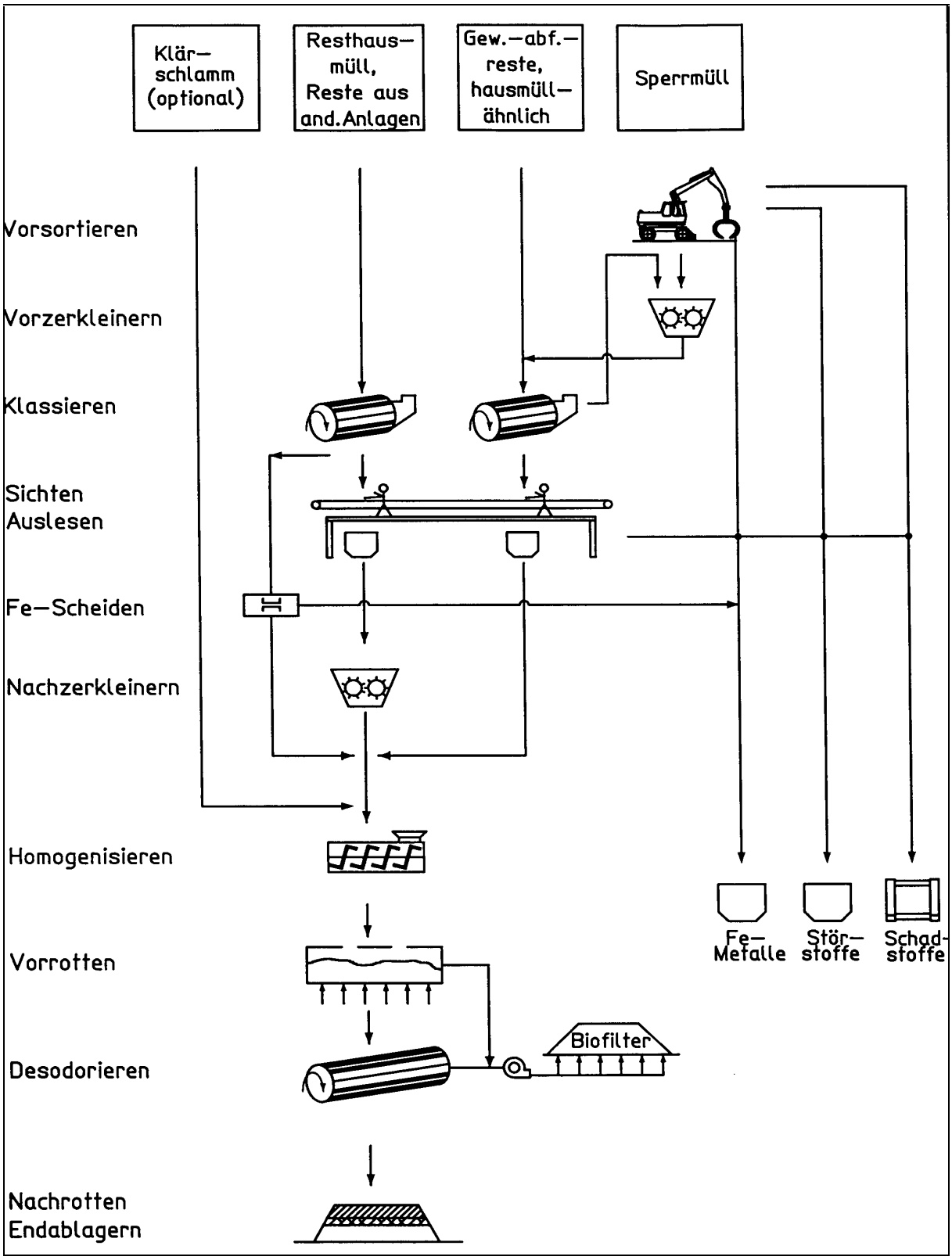


Abb. 1: Verfahrensfließbild der MBRA Horm

A 3. Beschreibung des Restmülls

A 3.1. Definition Restabfall

Unter Restabfall wird der nach Vermeidung, getrennter Erfassung von Wertstoffen und Ausschleusung von Problemstoffen verbleibende Abfall verstanden, der zur endgültigen Entsorgung und nachfolgenden Ablagerung auf Deponien ansteht. In der Bundesrepublik Deutschland sind die zusätzlichen Erfassungssysteme für Bioabfälle sowie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle (ehemals Sonderabfälle) fast flächendeckend eingeführt. Verwertbare Abfälle aus der getrennten Erfassung des dualen Systems, wie z.B. Leichtverpackungen (LVP), werden gesonderten Aufbereitungsanlagen zugeführt. Dennoch verbleibt hier ein nicht wiederzuverwertender Rest, der gemeinsam mit den übrigen nicht verwertbaren Abfällen der Deponierung zugeführt wird. Schlämme, z.B. Klärschlämme aus der Abwasserreinigung, stellen eine weitere Gruppe von zu entsorgenden Abfällen dar.

In Verbund mit Sperrmüll bilden diese Abfälle den Restabfall. Restabfall umfaßt dabei folgende Komponenten:

- Hausmüll / Restmülltonne (graue Tonne)
- hausmüllähnlicher Gewerbeabfall
- Sperrmüll
- Reste von Baustellenabfällen
- Sortierreste aus dem Dualen System
- Klärschlämme, produktionsspezifische Papierschlämme

Die stoffliche Zusammensetzung und Menge des zu entsorgenden Restabfalls ist sehr stark von zum Teil regional bedingten Einflußfaktoren wie Entsorgungsstruktur, Siedlungsstruktur, Bevölkerungsstruktur, Gewerbestruktur und der speziellen abfall-

wirtschaftlichen Situation abhängig. Aus diesem Grund werden sie daher auch nicht von der TA Si einheitlich definiert.

Folgende Abbildung verdeutlicht die Zusammensetzung des Restabfalls:

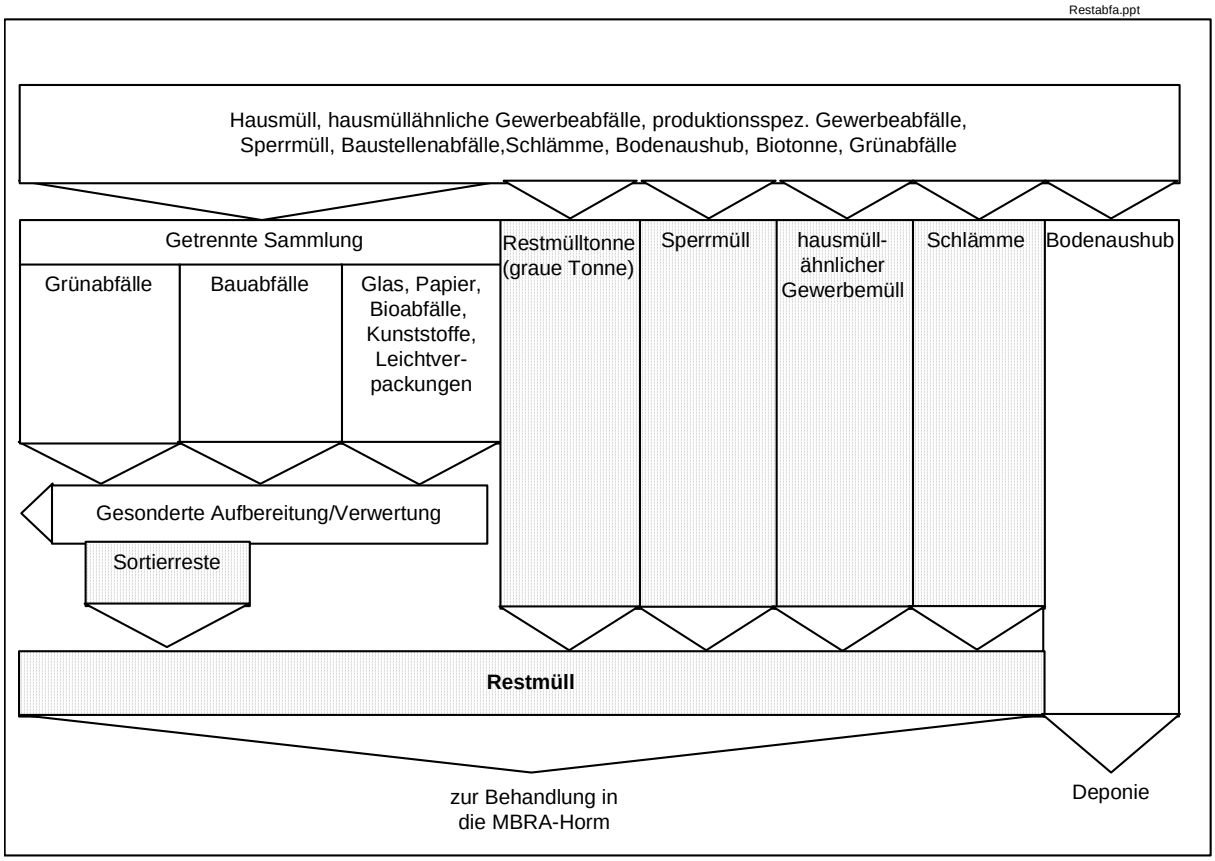


Abb. 2: Fließbild zur Zusammensetzung des Restabfalls nach [22]

Im Unterschied zu "Restabfall" wird unter "Restmüll" lediglich der Inhalt der -meist grauen- Restmülltonne verstanden. Da diese Definition aber in der Fachliteratur nicht einheitlich angewendet wird, werden beide Begriffe im folgenden synonym verwendet. So wird z.B. auch die MBRA Horm als Mechanisch-Biologische Restmüllbehandlungsanlage bezeichnet.

A 3.2. Restmüllaufkommen im Kreis Düren

Der Kreis Düren, im Südwesten von NRW zwischen Aachen und Köln gelegen, umfaßt 15 Städte und Gemeinden. Die Einwohnerzahl beträgt nach Angaben des Landesamtes

für Datenverarbeitung und Statistik 259.057 (Stand 30.06.96) [30]. Gemäß den Angaben des Kreises Düren stehen für die Abfallentsorgung Sammelbehältnisse zur getrennten Erfassung von Abfällen zur Verfügung. Das sind im einzelnen die blaue, gelbe, braune und graue Tonne. Sie sind flächendeckend eingesetzt und werden in einem regelmäßigem Zyklus geleert und entsprechend der Abfallart der Verwertung oder Entsorgung zugeführt.

Zusätzlich zu den öffentlichen Sammelbehältnissen für Glas und Papier können Schadstoffe wie Batterien, Farben, Lacke, etc. an einem Schadstoffmobil zur Entsorgung abgegeben werden.

Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Klärschlamm werden zum einen von der Stadt, zum anderen aber auch vom Abfallverursacher selber einer Entsorgungsstelle zugeführt.

Sämtliche Restabfälle des Kreises Düren werden zur MBRA Horm gebracht. Neben den Restabfällen, die von den städtischen Fahrzeugen angeliefert werden, können Abfälle aus den Haushalten auch an einer separaten Kleinanlieferstation abgegeben werden.

Die folgende Tabelle gibt einen kurzen Überblick über die Restmüllmengen, die in den vergangenen beiden Jahren in Horm vorbehandelt und/oder deponiert wurden.

Tabelle 1: Angelieferte Abfallmenge zur Deponie Horm 1996/1997 [30]

Restmüllaufkommen zur Deponie Horm	1996	1997
Zur mechanisch-biologischen Behandlung vorgesehene Restabfälle	99.348 t	123.696 t
Garten- und Parkabfälle, die zur Kompostierung zwischen-gelagert werden	31.059 t	33.716 t
Nichtbehandelbare Restabfälle, die lediglich deponiert werden	18.025 t	16.217 t
Summe:	148.432 t	173.630 t

Das Abfallaufkommen ist in den letzten Jahren rückläufig. Nachdem im Jahr 1995 noch 194.955 t angeliefert wurden, wurden im Jahr 1996 nur noch 148.432 t registriert. Dies ist jedoch nicht darauf zurückzuführen, daß weniger Abfall produziert wurde, sondern vielmehr, daß sich seit der Einführung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes die Verteilung der Abfälle im Rahmen eines Stoffstrommanagements verändert hat. Wertstoffe werden

getrennt gesammelt, aufbereitet und erneut in den Kreislauf eingebunden, während Abfälle aus den gewerblichen Bereichen mehr und mehr von den abfallverursachenden Branchen selbst verwertet werden.

Trotz dieser Entwicklung ist das Abfallaufkommen im Jahr 1997 erneut angestiegen. Dieser Anstieg läßt sich allerdings dadurch erklären, daß Gewerbebetriebe seit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (1996) nach Möglichkeiten gesucht haben, ihre Abfälle als Wertstoffe entsorgen zu lassen. Aus diesem Grund wurden diese Abfälle vielfach zurückgehalten. Da die Definition des Begriffs "Wertstoff" allerdings heute eindeutiger ist als noch 1996, sind Gewerbebetriebe heute in stärkerem Maße gezwungen, ihre (zurückgestellten) Abfälle der Deponierung zuzuführen. Diese Abfallmengen ließen das Restmüllaufkommen im Jahr 1997 ansteigen.

Alle in der Deponie ankommenden Abfälle werden über die LKW-Waage verwogen. Neben der Massenbestimmung müssen die Abfälle entsprechend der TA Si mit einer Abfallschlüsselnummer (ASN) versehen werden. Dazu werden die Abfälle aus Containerfahrzeugen mit Überwachungskameras kontrolliert, so daß deren Inhalt bestimmt werden kann. Die Abfallerkennung per Kamera ermöglicht allerdings nur eine unzureichende Zuordnung der Abfälle, da über diese nur die an der Oberfläche des Containers liegenden Müllbestandteile kontrollieren werden können. Die darunter befindlichen Abfälle können, bis zur Entladung des Fahrzeugs, nicht erkannt werden. In der Anlieferhalle der MBRA kontrolliert allerdings ein Mann per Sichtkontrolle die abladenden Fahrzeuge und sorgt dafür, daß ggf. nachträglich Korrekturen vorgenommen werden. Anhand dieser Erfassung ergibt sich für das Jahr 1997 folgende Abfallzusammensetzung:

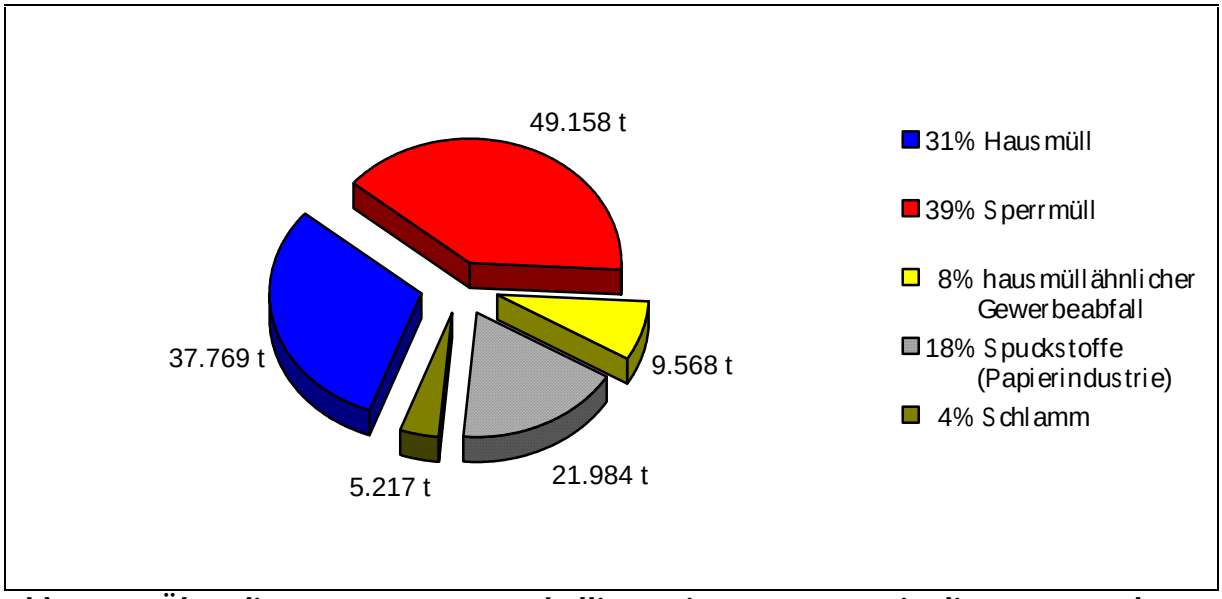


Abb. 3: Über die LKW-Waage protokollierte Eingangsmassen in die MBRA nach ASN (1997), insgesamt:123.696t

Die aufgeführten Spuckstoffe aus der Papierindustrie werden separat erfaßt. Sie sind aufgrund der im Kreis Düren ansässigen Papierindustrie typisch und nehmen vor allem wegen ihrer Beschaffenheit eine Sonderstellung ein. Es handelt sich dabei überwiegend um Papier-/Pappe- und Kunststoffschnipsel mit einen hohem Feuchtigkeitsgehalt von ca. 35 % - 45 % [31]. Eine genauere Klassifizierung der Restabfallgruppen ist aufgrund der vorliegenden Daten nur für den Bereich der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle möglich. Die Zusammensetzung dieser Abfallgruppe zeigt die folgende Abbildung.

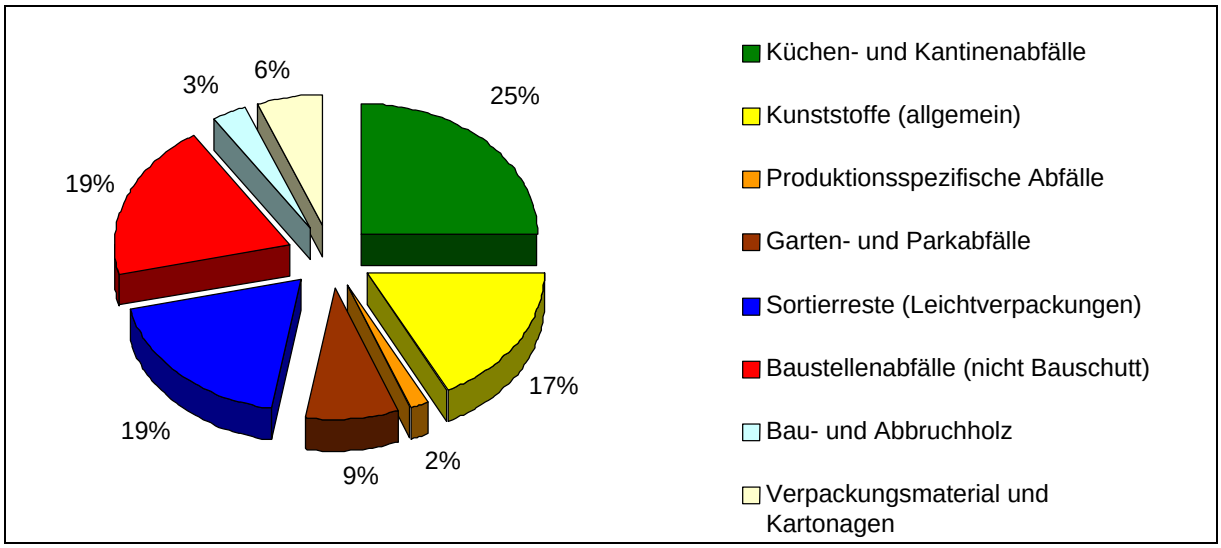


Abb. 4: Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall (1997)

A 3.3. Soziodemographische Einflüsse

Abfälle aus Haushalten unterliegen, im Gegensatz zu den gewerblichen Abfällen, bundesweit ähnlichen Entwicklungen. Die nachfolgenden Betrachtungen für Restabfälle aus Haushalten sind bei der Festlegung abfallwirtschaftlicher Konzeptionen analog auch für gewerbliche Abfälle durchzuführen.

Auswirkungen auf das Abfallpotential zeigen vor allem Maßnahmen zur Unterstützung der Abfallvermeidung. So können unter anderem durch eine Änderung des privaten Einkaufverhaltens und der Produktionsverfahren Abfälle, die später unter zum Teil hohem Energie- und Kostenaufwand einer Verwertung oder Entsorgung zugeführt werden müssen, vermieden werden. Als weitere Maßnahme zur Abfallvermeidung soll die Eigenkompostierung, die die zu verwertenden und/oder zu entsorgenden Mengen deutlich reduziert, genannt werden.

Abfallvermeidung und Abfallverwertung sind an ein aktives Verhalten der Bevölkerung gebunden und müssen durch eine angepaßte Öffentlichkeitsarbeit unterstützt werden. Verhaltensänderugen wirken sich auf die Eigenschaften der Restabfälle aus, was wiederum die nachfolgenden Stufen der Restabfallaufbereitung und –behandlung beeinflußt.

A 3.3.1. Abfallpotential

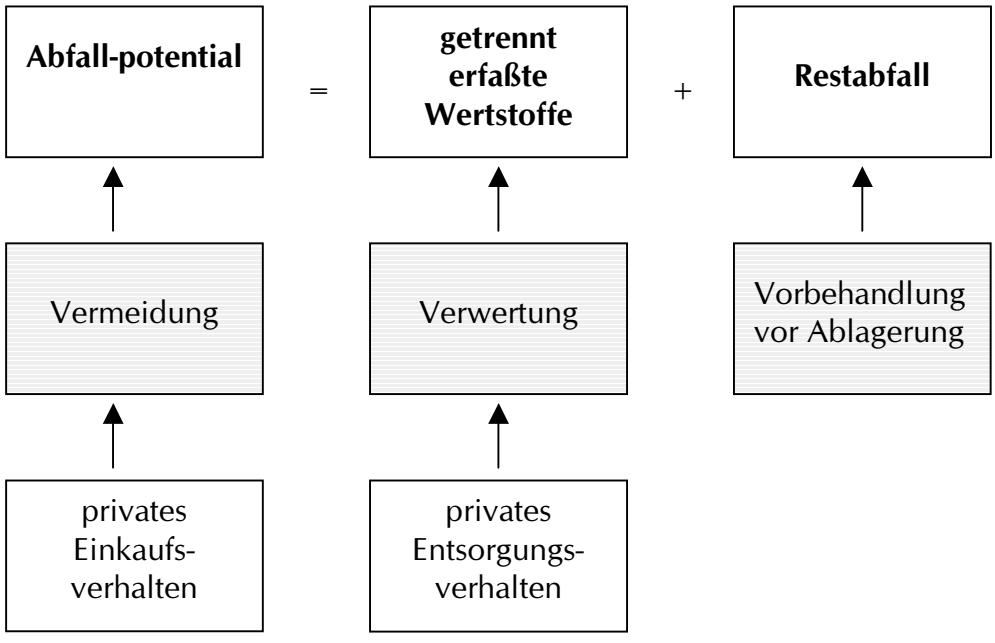


Abb. 5.: Teilbereiche des Stoffstrommanagements für Abfälle aus Haushalten [8]

Entsprechend der vorstehenden Darstellung ist es erforderlich, das Potential der Abfälle aus Haushalten, welches sich aus den getrennt erfaßten Wertstoffmengen und den Restabfällen zusammensetzt, als Grundlage der Beschreibung der Auswirkungen heranzuziehen. In Tabelle 2 ist das derzeitige Abfallpotential anhand ausgewählter Komunen dargestellt. Aus dieser Darstellung geht hervor, daß mengenmäßige Abweichungen im Potential auftreten. Während in den Haushalten von Esslingen ein Abfallpotential von 283 kg/(E*a) zu verzeichnen ist, werden in Kalkar Werte von 411 kg/(E*a) erreicht. Zum Vergleich ist das Potential abfallwirtschaftlich bewußt agierender Teilnehmer eines Modellversuchs zur effektiven Abfallvermeidung im Stadtteil Hamburg-Harburg aus dem Jahr 1987 aufgeführt. Das Ausgangspotential der untersuchten Haushalte vor Versuchsbeginn liegt bei 203 kg/(E*a). Nach dem Versuch ist es mit 146 kg/(E*a) deutlich niedriger und verdeutlicht die Schwankungsbreite, die bei entsprechendem Engagement der Bevölkerung möglich ist. Vergleichbare Auswirkungen werden durch die Einführung einer mengenmäßigen Verwiegung in Verbindung mit abfallverursachermäßigen Müllgebühren erreicht. In Abhängigkeit von den eingesetzten Sammelsystemen (z.B. mit oder ohne Bioabfallsammlung) liegen die getrennt erfaßten Wertstoffmengen zwischen 75 kg/(E*a) und 185 kg/(E*a).

Tabelle 2: Abfallpotential aus Haushalten (Beispiele) in [kg/(E*a)] [8]

	Potential	getrennte Wertstoffe	Rest-abfall
Dresden, 1994 (Intecus, 1995a)	391	90	301[1)]
Freiburg, 1994 (Intecus, 1995)	359	118	241[2)]
Lünen, 1994 (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	377	171	206
Oldenburg, 1993 (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	344	185	159
Herscheid(Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	404	166	238
Kalkar (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	411	178	233
Moers (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	358	138	220
Esslingen (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	283	75	208
LK Hannover, 1996 (IBA, 1996)	374	136	238[3)]
LK Aurich, 1994 (Doedens, 1996)	Keine Angaben	Keine Angaben	52
LK Schaumburg/ Lippe, 1994 (Doedens, 1996)	Keine Angaben	Keine Angaben	131
LK Niddatal, 1994 (Doedens, 1996)	Keine Angaben	Keine Angaben	165
Vergleich Hamburg-Harburg, 1987 (Intecus, 1987)	203	100	103
Vergleich Hamburg-Harburg, 1987 (Intecus, 1987) nach Versuch	146	74	72

[1)] darin enthalten 34 kg/(E*a) Asche

[2)] darin enthalten 59 kg/(E*a) Asche

[3)] Restabfall aus Haushalten: 170 kg/(E*a), verbleibender Anteil Geschäftsabfälle

Betrachtet werden muß ebenfalls das Potential der Restabfälle aus Haushalten und deren Erfassungswege in Abhängigkeit von den Bebauungsstrukturen. Die Bebauungsstrukturen können wie folgt unterschieden werden:

- städtische Struktur
- vorwiegend Mehrfamilienhausbebauung

- Ein- und Zweifamilienhausbebauung
- ländliche Strukturen

Die Beteiligung an der getrennten Wertstofferfassung differiert in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur erheblich. Eine wesentliche Ursache ist in der unterschiedlichen Wirksamkeit finanzieller Anreize zu suchen. Während in locker bebauten Gebieten der Verursacher seine Abfallgebühren beeinflussen kann, ist dies in der verdichteten Bebauung bislang nur im Rahmen von Pilotversuchen praktiziert. Dadurch wird in der Ein-/ Zweifamilienhausbebauung eine Erfassungsquote der Wertstoffe von durchschnittlich 80 %, in den Innenstadtbereichen hingegen nur von durchschnittlich 35 % realisiert.

Verhältnisse im Kreis Düren

Der Einzugsbereich der MBRA Horm setzt sich zusammen aus Stadt und Landkreis Düren und weist dadurch eine sehr verschiedenartige Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur auf. Daher liegt die Vermutung nahe, daß sich diese sehr unterschiedlichen Strukturen, von der Stadt Düren mit über 90.000 Einwohnern und zahlreichen Industriebetrieben bis zum durch Tourismus und Landwirtschaft geprägten Eifelstädtchen Heimbach mit ca. 4.700 Einwohnern, auch im Abfallaufkommen wiederspiegeln.

Um diese soziodemographischen Einflüsse in ihrer Größenordnung bestimmen zu können, wurden im Jahr 1995 vom 22. Juni bis zum 6. Juli entsprechende Untersuchungen in der MBRA Horm durchgeführt. Durch eine genaue Erfassung und Verwiegung aller Hausmüllanlieferungen aus sämtlichen Städten und Gemeinden des Kreises und der Stadt Düren während des Untersuchungszeitraumes konnten für jede angeschlossene Stadt bzw. Gemeinde die zugehörigen Abfallmengen ermittelt werden. Darüber hinaus wurde auch noch eine weitergehende Unterscheidung der verschiedenen Siedlungsformen vorgenommen, die in die Bereiche Stadt, Mehrfamilienhausbebauung, Ein- und Zweifamilienhäuser und Land eingeteilt wurden.

Die im einzelnen während der Untersuchungsdauer ermittelten Abfallmengen und deren Zuordnung zu den verschiedenen Gebietskörperschaften bzw. Siedlungsformen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Die hier aufgeführten Zahlenwerte lassen die Abhängigkeiten von Abfallverhalten und Siedlungsformen erkennen, wobei die regionalen und abfallorganisatorischen Besonderheiten zu beachten sind.

Die in der Stadt Düren während des Untersuchungszeitraumes eingesammelte Abfallmenge von 8,66 kg/E liegt trotz der zu diesem Zeitpunkt dort bereits eingeführten Biotonne deutlich über den durchschnittlich 6,71 kg/E des gesamten Kreises Düren. Dasselbe Phänomen läßt sich in der rein ländlich geprägten Gemeinde Titz beobachten, die sich mit 8,34 kg/E in einer ähnliche Größenordnung vom Kreisdurchschnitt unterscheidet.

Demgegenüber weisen die überwiegend durch Mehrfamilienhaus- und Ein- und Zweifamilienhausbebauung geprägten Städte und Gemeinden ein deutlich geringeres Abfallaufkommen auf. Die in den Mehrfamilienhausgebieten ermittelte Abfallmenge von durchschnittlich 6,7 kg/E (Wert nicht in Tabelle enthalten) entspricht praktisch dem Kreisdurchschnitt. Auffällig ist dabei der außerordentlich niedrige Wert von 3,66 kg/E in der Gemeinde Merzenich einerseits, sowie der sehr hohe Wert von 8,6 kg/E in Linnich, der in der dort noch nicht umgesetzten Einführung der Biotonne begründet liegt.

In den Gebieten mit überwiegender Einfamilienhaus- und Zweifamilienhausbebauung wurde die durchschnittliche Abfallmenge mit 5,9 kg/E (Wert nicht in Tabelle aufgeführt) festgestellt. Die Stadt Heimbach liegt mit dem hohen Wert von 9,61 kg/E deutlich über dem Durchschnitt, weil aufgrund des starken Fremdenverkehrs in dieser touristisch geprägten Region die Anzahl der abfallverursachenden Personen weitaus höher ist als die Zahl der dort gemeldeten Einwohner. Den niedrigsten Wert dieser Siedlungsform weist Langerwehe mit 4,39 kg/E auf, in der zum Untersuchungszeitpunkt bereits die Biotonne eingeführt war.

Die rechte Spalte der Tabelle führt die auf ein Jahr hochgerechneten Werte für die Gebietskörperschaften des Kreises Düren auf. Diesen Werten liegen die ermittelten Abfallmengen des Untersuchungszeitraumes zugrunde, weshalb sie nur eingeschränkt mit den Werten des Abfalljahresberichtes 1995 des Kreises Düren vergleichbar sind.

Im Laufe dieses Jahres haben sich verschiedene Modalitäten der Abfallentsorgung geändert (z.B. Einführung der Biotonne) und auch jahreszeitliche Schwankungen kann der Untersuchungszeitraum natürlich nicht wiedergeben. Zu beachten ist weiterhin, daß sich die Untersuchung ausschließlich auf die Hausmüllsammlung beschränkte, in verschiedenen Statistiken aber vielfach auch Sperrmüll mit erfaßt wird.

Tabelle 3: Herkunft der im Untersuchungszeitraum eingesammelten Abfälle in Stadt und Kreis Düren

Herkunftsort	Menge je Einwohner	Überw. Siedlungsform	kg/(E * a)
Aldenhoven	6,56 kg/E	Mehrf.	131,2 kg/(E*a9
Düren	8,66 kg/E	Stadt	173,2 kg/(E*a)
Heimbach	9,61 kg/E	E. + Z.	192,2 kg/(E*a)
Hürtgenwald	5,08 kg/E	E. + Z.	101,6 kg/(E*a)
Inden	6,27 kg/E	Mehrf.	125,4 kg/(E*a)
Jülich	7,56 kg/E	Mehrf.	151,2 kg/(E*a)
Kreuzau	7,32 kg/E	Mehrf.	146,4 kg/(E*a)
Langerwehe	4,39 kg/E	E. + Z.	87,8 kg/(E*a)
Linnich	8,60 kg/E	Mehrf.	172,0 kg/(E*a)
Merzenich	3,66 kg/E	Mehrf.	73,2 kg/(E*a)
Nideggen	5,11 kg/E	E. + Z.	102,2 kg/(E*a)
Niederzier	6,14 kg/E	Mehrf.	122,8 kg/(E*a)
Nörvenich	7,61 kg/E	Mehrf.	152,2 kg/(E*a)
Titz	8,34 kg/E	Land	166,8 kg/(E*a)
Vettweiß	5,74 kg/E	E. + Z.	114,8 kg/(E*a)
Ø	6,71 kg/E	—	134,2 kg/(E*a)

Mehrf.: Mehrfamilienhausbebauung

Stadt: innerstädtische Baustruktur

E. + Z.: Einfamilienhaus- und Zweifamilienhausbebauung

Land: durch Landwirtschaft und dünne Besiedlung geprägtes Gebiet

Bei Vergleich mit Tabelle 2 fällt allgemein die gute Sortiermoral der Bevölkerung des Kreises Düren ins Auge. Die meisten Gemeinden finden sich in der dort genannten Spanne von 75 bis 185 kg/(E*a) nach Ausschöpfung der zur Verfügung stehenden Sammelsysteme wieder.

A 3.4. Jahreszeitliche Einflüsse

In mehreren Modellversuchen konnten die jahreszeitlichen Schwankungen und der Einfluß von Feiertagen nachgewiesen werden. Abbildung 6 zeigt stellvertretend für eine Vielzahl von Untersuchungen schematisch die Darstellung der saisonalen Schwankungen des Restabfallaufkommens einer Gebietskörperschaft.

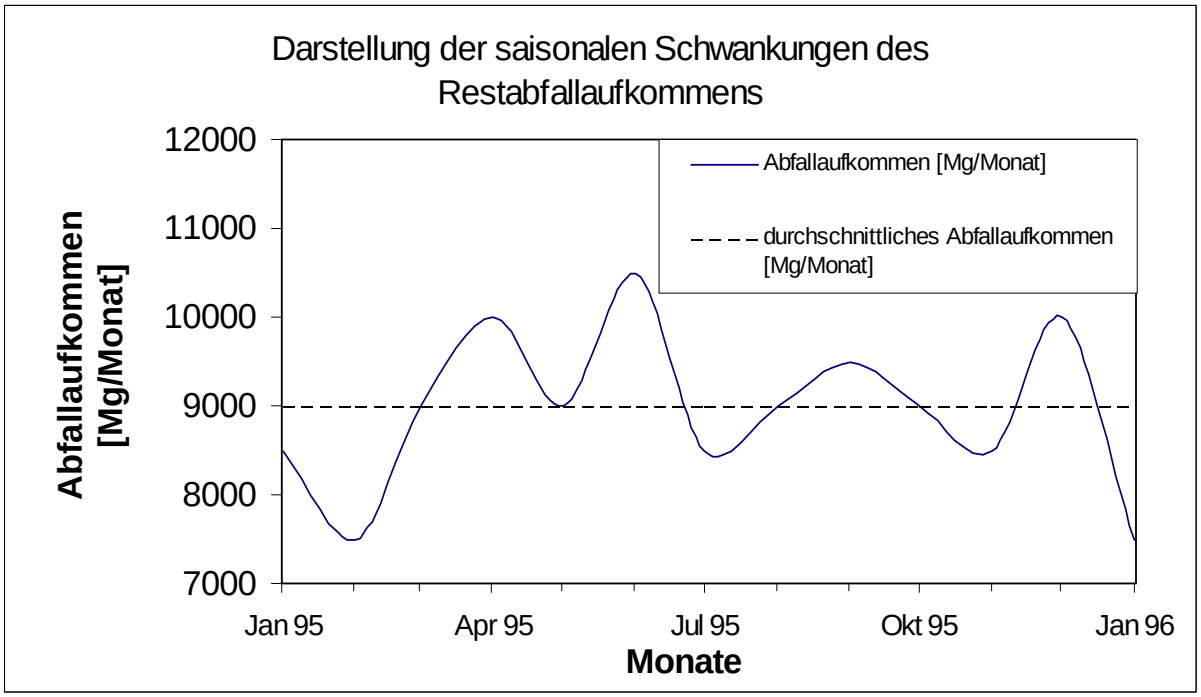


Abb. 6: Darstellung der saisonalen Schwankungen des Restabfalls [8]

In den nachfolgenden Abbildungen 7 bis 8 werden Sortieranalysen für die beiden Stoffströme Hausmüll sowie Sperr- und Gewerbemüll in der MBRA Horm vom Herbst 1995 und Frühjahr 1997 miteinander verglichen. Diese beiden Stoffströme wurden jeweils nach folgenden Fraktionen mit einer Korngröße > 24 mm getrennt:

- Vegetabilien, pflanzliche Rückstände;
- Speisereste, tierische Rückstände;
- Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel;
- Papier/ Pappe;
- Kunststoffe/ Folien, Verbundmaterialien;

- Textilien;
- Glas, Keramik, Steine;
- Metalle;
- Holz und einen
- unsortierbaren Rest.

Diese Fraktionen werden in den nachfolgenden Diagrammen ihren Gewichtsanteilen in Prozent entsprechend dargestellt.

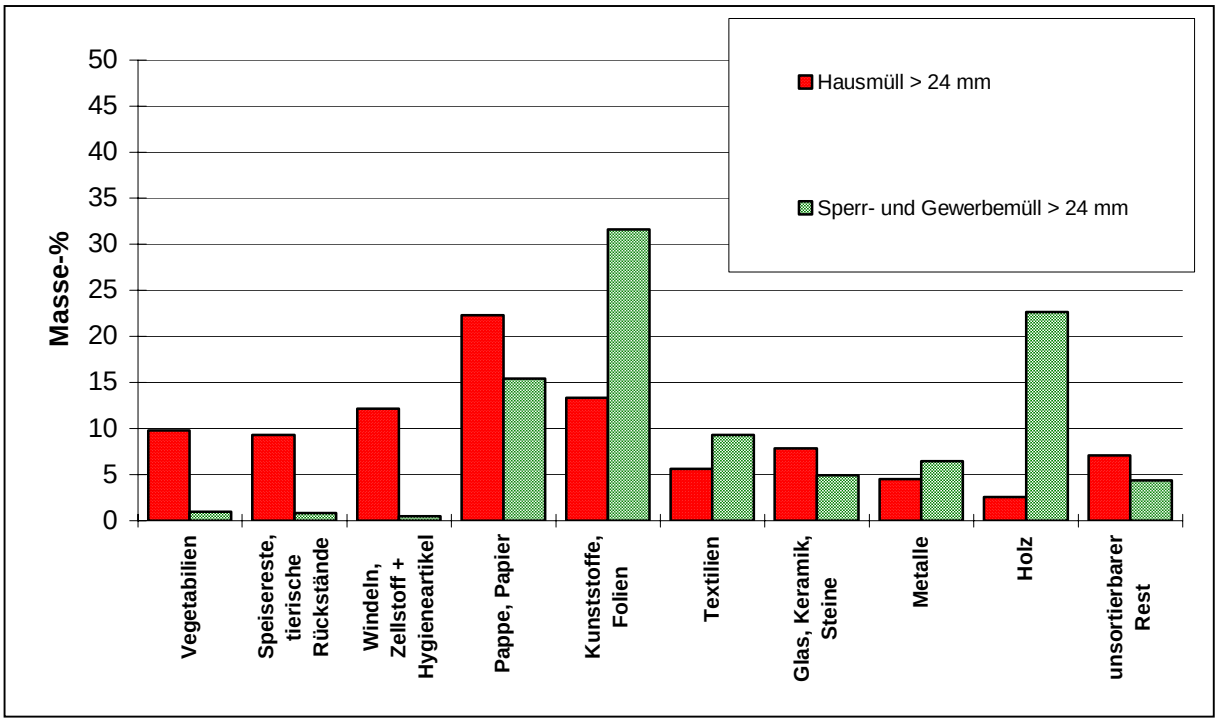


Abb. 7: Zusammensetzung der Stoffströme in der MBRA Horm im Herbst 1995

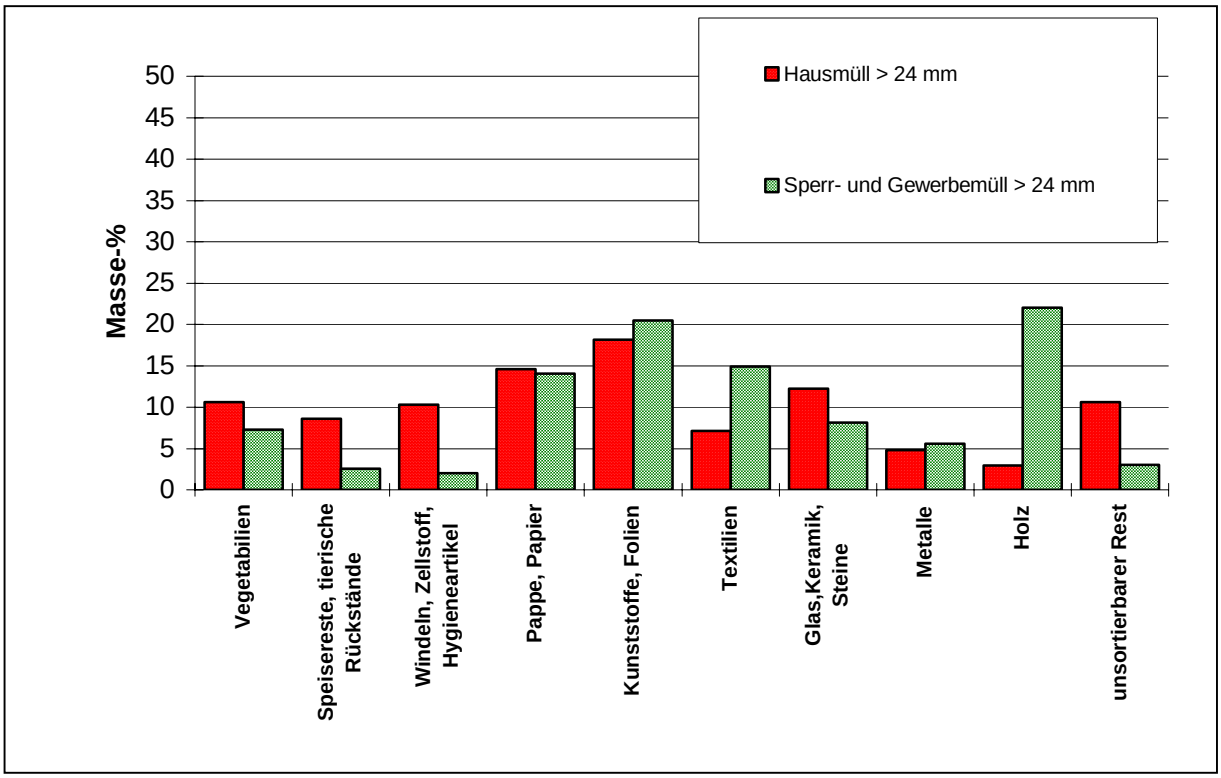


Abb. 8: Zusammensetzung der Stoffströme in der MBRA Horm im Frühjahr 1997

Für den Stoffstrom Hausmüll ist ein Rückgang bei Papier/ Pappe von 22 auf 15 Gewichtsprozent jedoch ein Ansteig für Kunststoffe/ Folien und Verbundmaterialien von 13 auf 18 Gewichtsprozent bestimmt worden. Die Fraktion Glas ist von 8 auf 13 Gewichtsprozent gestiegen. Alle anderen Fraktionsanteile sind in etwa gleich geblieben. Der Papierrückgang ist auf ein gut funktionierendes Altpapiersammelsystem zurückzuführen. Der Anstieg der Kunststoffe läßt sich, da ein hoher Anteil an DSD-Abfällen vorhanden war, damit erklären, daß das Duale System noch nicht voll ausgeschöpft wird, oder noch nicht genügend Akzeptanz in der Bevölkerung besitzt. Der Anstieg des Glasaufkommens ist darauf zurückzuführen, daß nicht jedes Glas in den Glaskontainer gelangt.

Für den Stoffstrom Sperr- und Gewerbemüll ist seit der Einführung des KrW-/AbfG ein Rückgang für den Bereich Kunststoffe/ Folien und Verbundmaterialien von 32 auf 20 Gewichtsprozent auffällig. Ein Anstieg der Vegetabilen, pflanzlichen Reststoffe von 1 auf 7 Gewichtsprozent ist festzustellen. Ein Anstieg von 9 auf 15 Gewichtsprozent konnte ebenfalls für den Bereich der Textilien bestimmt werden. Alle anderen Fraktionsanteile sind in etwa gleich geblieben. Der Rückgang der Kunststoff-Fraktionen ist auf Vermeidung bzw. Wiederverwertung im Gewerbe zurückzuführen. Textilen

waren zum überwiegenden Teil Teppiche, deren Aufkommen sicherlich nicht als repräsentativ angesehen werden kann.

Anhand der vorliegenden Abfallsortieranalyse läßt sich verdeutlichen, daß weniger die jahreszeitlichen Einflüsse auf das mengenmäßige Aufkommen einzelner Sortierfraktionen Auswirkungen hat, als vielmehr die äußeren Randbedingungen wie Sortiermotivation in der Bevölkerung, rechtliche Einflüsse, Abfallsammellogistik usw.

In Abbildung 9 ist deutlich zu erkennen, daß seit Einführung des Kreislaufwitschaft- und Abfallgesetzes im Oktober 1996 das Abfallaufkommen für Kunststoffe, Papier/ Pappe, Holz, produktionsspezifische Abfälle und Metalle (Fe) deutlich rückläufig ist. Das ist darauf zurückzuführen, daß die Abfallerzeuger die Möglichkeiten der Abfallverwertung im Rahmen des KrW-/AbfG ausgenutzt haben.

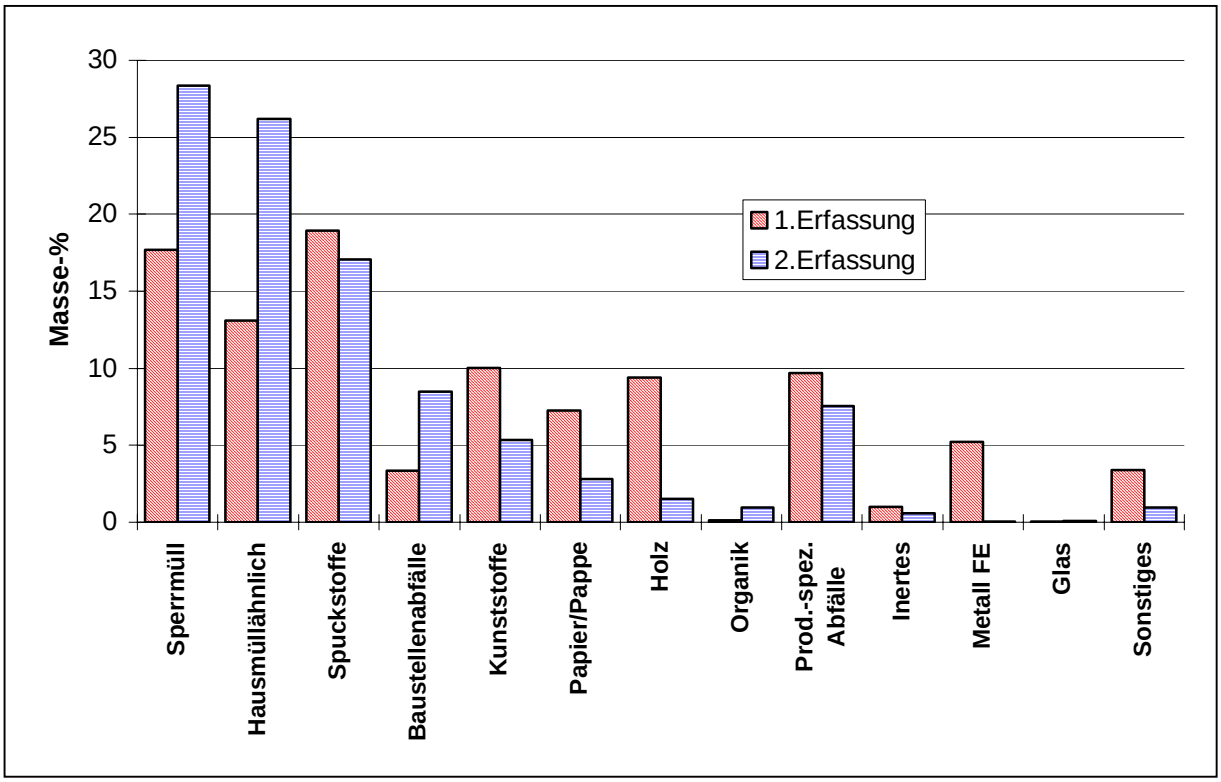


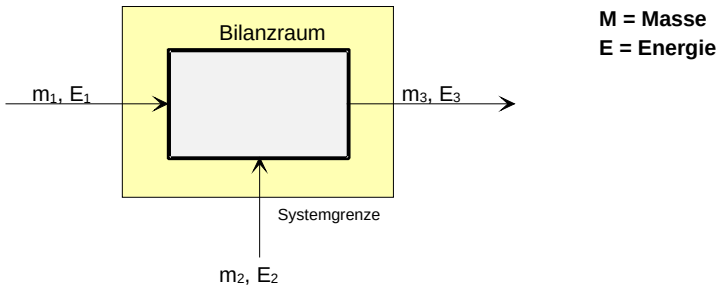
Abb. 9: Sperr- und Gewerbemüllerfassung der MBRA Horm 1. Erfassung im Oktober 1995, 2. Erfassung im Dezember 1996

A 4. Bilanzierung der MBRA

A 4.1. Grundlagen der Bilanzierung

Eine Bilanz ist eine Gegenüberstellung von gleichen bzw. miteinander vergleichbarer Objekte oder Erscheinungen, die zahlenmäßig ausgeglichen ist. Erfaßt werden die Mengen, die innerhalb eines festgelegten Bilanzraumes eintreten, austreten bzw. gespeichert oder umgewandelt werden. Der Bilanzraum ist ein System mit definierten realen oder hypothetischen Grenzen und kann oft willkürlich je nach der mit der Bilanz verfolgten Zielsetzung festgelegt werden [70].

Bei der Bilanzierung von Massen wie Feststoffen, Luft und Wasser sind die Sätze von der Erhaltung der Masse und der Energie grundlegend [72]. So können Masse und Energie weder durch physikalische noch durch chemische Vorgänge zerstört oder gewonnen werden, sofern keine Kernreaktion stattgefunden hat. Sowohl Masse als auch Energie können gespeichert, transportiert oder gewandelt werden. Die Summe aller Massen und Energien eines Systems bleiben demnach immer konstant.



$$m_1, E_1 + m_2, E_2 = m_3, E_3 \qquad \text{[Gl. 1]}$$

Abb. 10: Grundmodell der Bilanzierung

Für die Bilanzierung einer Restabfallbehandlungsanlage heißt dies, daß die Müllmasse durch die Behandlung in der MBRA weder verringert noch vermehrt werden kann. Müllmassen, die sich auf den ersten Eindruck im Anschluß an die mechanisch-biologische Behandlung verringert zu haben scheinen, werden sich tatsächlich umgewandelt haben, so z.B. von Feststoffen zu Wasser und Kohlendioxid.

Ziel dieser Bilanzierung ist es, diese zunächst scheinbare Verringerung der Abfallmasse zu untersuchen. Dabei ist von besonderem Interesse, wie sich die Müllmasse umgewandelt hat, bzw. konkreter, auf welche Massenströme sich die Differenzmasse verteilt hat.

Zu diesem Zweck ist es notwendig, daß die ein- und ausgehende Masse über den gesamten Behandlungsraum genau beobachtet und kontrolliert wird, um Aussagen zur Stoffumwandlung treffen zu können. Erforderlich sind dazu genaue Versuchsreihen, die in den nachfolgenden Kapiteln, differenziert nach Art der Masse – Feststoff, Wasser, Luft – im einzelnen beschrieben und analysiert werden.

Gemäß den Behandlungsstufen in der Anlage – mechanisch - biologisch – wird das zu bilanzierende System zweigeteilt in die Systeme mechanische Behandlung und biologische Behandlung. Wie bereits ausgeführt und in der nachfolgenden Abbildung (Abb. 11) skizziert, erfolgt bei der mechanischen Behandlung lediglich eine Aussortierung verschiedener Abfälle. Hier wird dem Massenstrom Restabfall eine Teilmenge entnommen. Erst die Vorrotte hat zur Folge, daß sich die Müllmasse deutlich verändert, sich die festen Abfälle wandeln. Die Nachrotte kann für die Bilanzierung nicht berücksichtigt werden, da bei einer offenen Nachrotte-Miete im Gegensatz zur Vorrotte im geschlossenen Raum kein exakter Bilanzrahmen gesetzt werden kann, eine sinnvolle Bilanzierung damit nicht möglich ist. Aus diesem Grund muß der Schwerpunkt der Untersuchung auf der Vorrotte liegen.

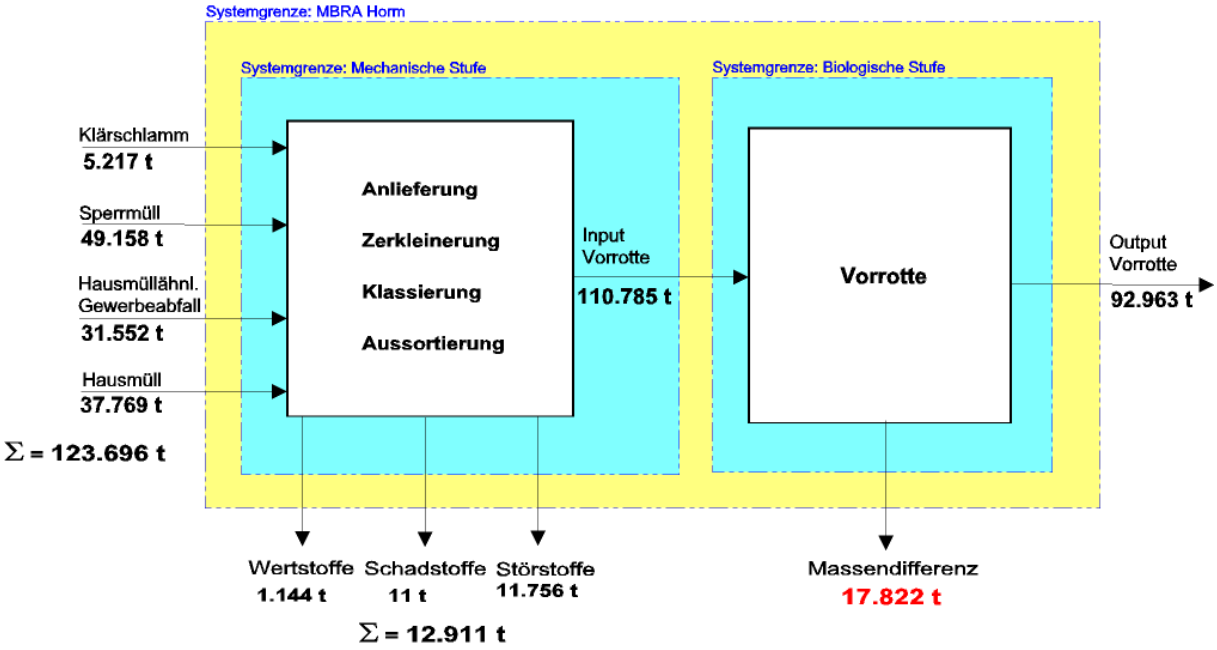


Abb. 11: Feststoffmassenströme, MBRA Horm 1997

A 4.2. Beschreibung der Stoffströme

Im Frühjahr 1997 wurde in der MBRA Horm eine Analyse durchgeführt, die genaueren Aufschluß über die Abfallzusammensetzung geben sollte. Von besonderem Interesse waren dabei die Fragen, wie hoch der biologisch umsetzbare Anteil im Restabfall ist und welche Auswirkungen die mechanisch-biologische Vorbehandlung auf die Restabfallzusammensetzung hat. Schließlich sollte geklärt werden, ob das Resultat der Untersuchung auf die gesamte Restabfallmenge bezogen werden kann. Da die Ergebnisse dieser Untersuchung von Bedeutung für die Bilanzierung der MBRA Horm sind, soll die Analyse an dieser Stelle kurz erläutert werden.

Ausgangspunkt der Analysen war stets die Entnahme von Stichproben aus den jeweiligen Restabfallchargen. Die dabei zu beachtenden Grundregeln sind der Richtlinie für das "Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen in Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen" entnommen worden [57]. Die Entnahme einer Stichprobe aus Abfällen für die anschließende chemische oder physikalische Untersuchung ist so durchzuführen, daß die zu entnehmenden Proben für die Gesamtheit des zu beurteilenden Materials soweit wie möglich repräsentativ sind.

So weisen produktionsspezifische Abfälle vielfach, insbesondere am Anfallort, größere Homogenität auf als dies z.B bei Hausmüll der Fall ist. Durch das Vermischen verschiedener Abfälle, z.B. während der Zwischenlagerung beim Abfallverursacher, beim Transport und beim Abladen der Abfälle können jedoch auch sehr heterogen zusammengesetzte Abfallmengen entstehen. Gerade auf diese Bedingungen (Anfallort), Abfallart, chemische Zusammensetzung, Korngröße, etc.) muß auch bei der Probenahme eingegangen werden.

Ein weiterer wichtiger Faktor bei diesen Untersuchungen ist die Mindestanzahl an erforderlichen Stichproben. Sie hängt unmittelbar von der Korngröße und der zu beurteilenden Abfallmenge ab. Auch hierbei wurden die Vorgaben der Richtlinien beachtet [57].

Die Proben wurden jeweils am Ein- und Ausgang der mechanischen und biologischen Behandlungsstufe genommen, um Aussagen zum jeweiligen Behandlungsschritt machen zu können. Die Probenahmestellen waren:

- Input Hausmüll
- Input Sperr- und Gewerbemüll
- Output Homogenisierungstrommel, gleichbedeutend mit Input Vorrotte
- Output Vorrotte

An den Probenahmestellen wurden immer mehrere Stichproben entnommen und vermischt. Beim Sperr- und Gewerbemüll, der in der Anlage eine Fraktion darstellt, wurde darauf geachtet, daß das Mischungsverhältnis in Anlehnung an die Abfallzusammensetzung 1996 1:1 betrug. Darüber hinaus mußte bei der Probenahme aus dem Output die Verweilzeit in den beiden Behandlungsstufen berücksichtigt werden. Das war von besonderer Bedeutung, damit auch möglichst weitgehend das Material zur Analyse herangezogen wurde, das bereits an den vorangegangenen Probenahmestellen untersucht worden ist.

Klassieranalyse

Die aus Stichproben zusammengesetzte und durchmischte Probemasse wurde mit einer mobilen Trommelsiebmaschine (Fa. Doppstadt) bei 50 mm (Quadratlochung) klassiert. Der Siebunterlauf wurde mit derselben Maschine bei 24 mm Lochweite erneut klassiert. Einen Überblick über die verwogene Gesamtmasse der einzelnen Probenahmestellen sowie die Massenverteilung über die jeweiligen Korngrößenklassen (Chargen) zeigt Tabelle 4:

Tabelle 4: Massenanteile bezogen auf die jeweilige Korngrößenklasse

Abfallprobe	Chargen							
	< 24 mm		24-50 mm		> 50mm		Summe	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Input Hausmüll	808	43	268	14	816	43	1892	100
Input Sperr- und Gewerbemüll[1)]	108	20	67	12	361	67	536	100
Output Homogenisierungstrommel[2)]	320	49	106	17	222	34	648	100
Output Vorrotte	592	53	212	19	320	28	1124	100
Summe der Chargen:	1.828	44	653	16	1.719	41	4.200	100

[1)] nach Zerkleinerung
[2)] ohne Wasser, ohne Schlamm

Um die Charge mit der kleinsten Korngröße (< 24 mm) genauer zu bestimmen, wurden diese Probemassen einer weiteren Klassierung unterzogen. Allerdings war es aus technischen Gründen nicht möglich, sämtliches Probematerial zu untersuchen (1.828 kg !), so daß auch hier wiederum repräsentatives Probematerial entnommen wurde. Diese Proben wurden mit einem Planschwingsieb klassiert, welches aus vier geeichten Analysesieben mit den folgenden Siebmaschenweiten besteht:

- < 5 mm
- 5 – 10 mm
- 10 – 20 mm
- 20 – 24 mm

Einen Überblick über die Massenverteilung zeigt Tabelle 5. Für die Berechnung der Masse einer jeden Charge ist die Verteilung der Siebrückstände auf den einzelnen Analysesieben maßgeblich. Die Massenverteilung wurde nachfolgend auf die Gesamtmasse der betreffenden Probenahmestelle (< 24 mm) hochgerechnet.

Tabelle 5: Massenanteile bezogen auf die jeweilige Korngrößenklasse (< 24 mm)

Abfallprobe	Chargen				
	< 5 mm	5-10 mm	10-20 mm	20-24 mm	Summe
	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Input Hausmüll	283	220	248	57	808
Input Sperr- und Gewerbemüll[1)]	46	25	29	8	108
Output Homogenisierungstrommel[2)]	112	100	92	16	320
Output Vorrotte	228	158	155	51	592
Summe der Chargen	669	503	524	132	1828

[1)] nach Zerkleinerung
[2)] ohne Wasser, ohne Schlamm

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen werden in der folgenden Graphik dargestellt. Zur besseren Übersicht wurden die vier Korngrößenklassen (< 24 mm) zu zwei Klassen (< 5 mm und 5 - 24 mm) zusammengefaßt. Die Graphik ermöglicht einen direkten Vergleich zwischen Input, Output nach der mechanischen Behandlung und Output nach der Vorrotte. Input Hausmüll und Input Sperr- und Gewerbemüll werden

in der Graphik zu einer weiteren Säule Input Gesamtrestabfall zusammengefaßt, um so den direkten Vergleich zum Output zu ermöglichen.

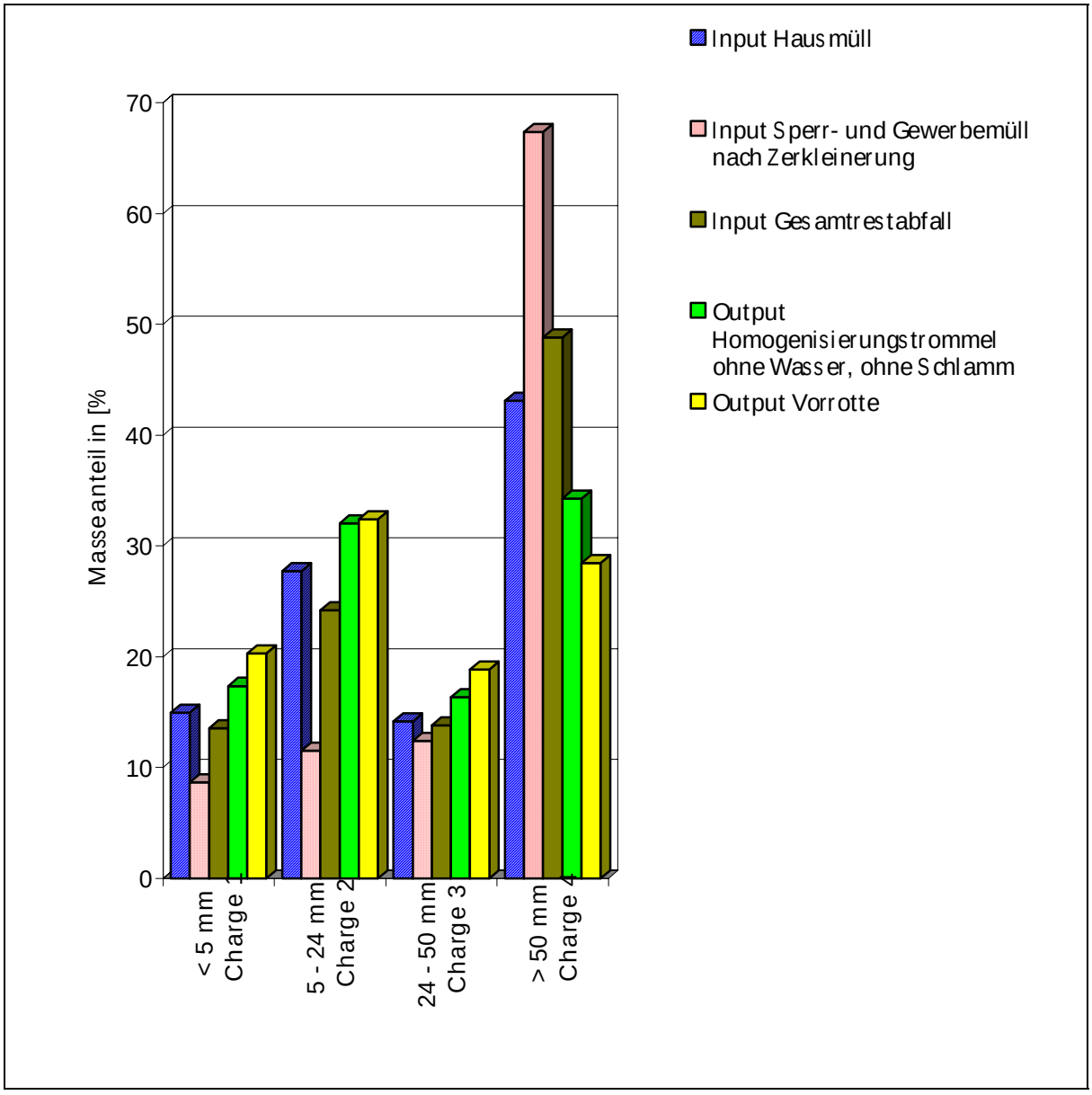


Abb. 12: Klassieranalyse Frühjahr 1997

Durch den Vergleich der Massenanteile innerhalb der einzelnen Korngrößenklassen wird deutlich, wie sich im Laufe der Restabfallbehandlung die Korngröße verkleinert. Der Massenanteil für den Input Sperr- und Gewerbemüll ist in Charge 4 am größten. In den kleineren Chargen liegt der Massenanteil dieser Probenahmestelle bei ca. 10 %. Der angelieferte Hausmüll ist hingegen in den Chargen 1 und Charge 3 zu fast gleichen

Massenanteilen vertreten. In Charge 2 hat der Hausmüll einen Gewichtsanteil von ca. 28 %. Der größte Massenanteil ist auch beim Hausmüll in Charge 4 zu verzeichnen.

Die Verkleinerung der Korngröße im Zuge der mechanischen Aufbereitung wird in Charge 4 durch den Output aus den Homogenisierungstrommeln deutlich. Der Massenanteil an Restabfall > 50 mm reduziert sich um 15 % bezogen auf den Input Gesamtrestabfall. Demzufolge wird in den Korngrößenklassen < 50 mm der Massenanteil für den Output aus den Homogenisierungstrommeln größer.

Die Verringerung der Korngröße ist aber nicht ausschließlich auf die Zerkleinerungsaggregate zurückzuführen. Durch die händische Sortierung auf der Lesebühne werden Schadstoffe und vor allem ein großer Anteil an Störstoffen aussortiert. Für Störstoffe charakteristisch ist vor allem die Größe, Sperrigkeit und deren besondere Materialeigenschaft. Aufgrund ihrer Beschaffenheit bilden sie oft lange Zöpfe mit anderen Restabfällen, die sich untereinander verflechten und den weiteren Transport über die Förderbänder behindern. Nicht zuletzt bilden diese Zöpfe in den Homogenisierungstrommeln ein großes "Knäuel", das nicht mehr ausgetragen werden kann und damit eine Störung im Prozeßablauf verursacht. Infolgedessen werden sie aus den Restabfällen aussortiert und direkt der Deponie zugeteilt. Das Ausschleusen der Störstoffe beeinflußt damit ebenso das Korngrößenverhältnis wie die vorangegangene Zerkleinerung im Walzenbrecher oder in der Hammermühle.

Der Output aus der Vorrotte hat im Vergleich zum Output aus der Homogenisierungstrommel eine kleinere Korngröße. Mitverantwortlich für die Zerkleinerung ist die Rotte, da hier Scherkräfte auf das Material einwirken (Reibung) und so der Feinkornanteil erhöht wird. Durch einen Vergleich der Massenanteile in Charge 4 kann dies anhand der vorliegenden Analyse bestätigt werden.

Sortieranalyse

Die im Anschluß an die Klassierung und Probenteilung zu sortierende Masse der Chargen > 5 mm wurde von Hand in die nachfolgenden zehn stoffspezifischen Abfallfraktionen sortiert. Die Chargen < 5 mm waren von Hand nicht mehr zu sortieren und wurden daher nur verwogen. Die Fe-Abscheidung wurde während der mechanischen Behandlungsstufe außer Betrieb genommen, damit auch der Eisenanteil im Abfall in Bezug gesetzt werden konnte zu anderen Abfallanalysen.

Die Untersuchungen der Chargen 5-24 mm wurden größtenteils mit einer Pinzette durchgeführt. Diese Vorgehensweise ist bedingt durch die Partikelgröße notwendig, aber nur mit einem sehr großen Zeitaufwand durchführbar. Unter diesen Umständen hatten die untersuchten Sortierproben eine geringere Masse als in den Richtlinien gefordert.

Diese Abweichung von den Richtlinien muß bei der Bewertung der Sortieranalyse berücksichtigt werden.

Stoffspezifische Abfallfraktionen:

1. Vegetabilien, pflanzlich:

Stoffe pflanzlichen Ursprungs, die nicht durch Kochen zubereitet wurden, wie pflanzliche Küchenabfälle, sowie Speisereste, Garten- und Balkonabfälle.

2. Speisereste, tierische Rückstände:

Durch Kochen zubereitete Reste (tierisch oder vegetabil) und tierische Küchenabfälle, wie Knochen, Fleisch- und Fischreste, Federn.

3. Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel:

Vorwiegend Wegwerfwindeln, Hygienebinden, Zellstofftücher, Pflaster und ähnliche Artikel.

4. Papier/Pappe:

Alle aus Papier bestehenden Abfälle außer Zellstoff- und Hygienetüchern. Zeitungen, Zeitschriften, Bücher und Kartonagen, Wellpappen, Verpackungsmaterial aus Papier oder Pappe.

5. Kunststoffe/Folien:

Sämtliche Materialien aus Kunststoffen aller Art.

6. Textilien:

Stoffe aus textilartig zusammengesetzten Geweben und Garnen, Bekleidungsstücke (auch Schuhe), Teppiche, Decken, Handtücher, Gardinen, Jutesäcke, Schnüre, Seile und Fäden, Leder.

7. Glas, Keramik, Steine:

Flach- und Hohlgläser aller Art und deren Bruchstücke, Steine, Keramik, Porzellan, Eternit, etc.

8. Metalle:

Bestandteile, die überwiegend aus magnetischen (Fe-Metalle) oder nichtmag-netischen Metallen (NE-Metalle) bestehen.

9. Holz:

Bestandteile, die hauptsächlich aus Holz bestehen und nicht der Fraktion Vegeta-bilien/pflanzlich zugeordnert werden.

10. Unsortierbarer Rest:

Sämtliche Bestandteile, deren Zusammensetzung aufgrund der zu kleinen Größe (Sortierrest) oder des Verschmutzungsgrades nicht bestimmbar sind.

Abfallbestandteile, die aus mehreren Materialien bestehen, wurden gemäß des am meisten enthaltenen Materials zugeordnet.

Die folgende Abbildung 13 zeigt das Gesamtergebnis der Sortieranalyse. Die Ergebnisse der einzelnen Probenahmestellen sind gesondert im Anhang I aufgeführt.

Diese in der Graphik dargestellten Ergebnisse entsprechen auf den ersten Blick nicht den Erwartungen. So ist zu vermuten gewesen, daß sich die Massenanteile zumindest einiger Fraktionen nach dem Behandlungsverfahren verringern. Statt dessen haben sie sich sogar zum Teil erhöht. Eine mögliche Erklärung hierfür ist, daß sowohl mit der Entnahme von Schad- und Störstoffen als auch mit dem Abbau organischer Restmüllbestandteile der Massenanteil inerter und schlecht abbaubarer Materialien erhöht hat. Ein Beispiel hierfür ist sicherlich die Fraktion Papier/Pappe. Diese Fraktion ist im Input Gesamtrestabfall mit ca. 12 % die viertgrößte Fraktion. Sie wird auf der Lesebühne nur zu einem geringen Anteil aussortiert. Dies ist meist bei großen Teilen der Fall oder dann, wenn größere Monochargen über die Bänder der Lesebühne geführt werden. Die biologische Abbaubarkeit kann bei veredelten Kartonagen sowie durch Beschichtungen oftmals stark behindert werden, so daß diese Fraktion im Output der beiden Behandlungstufen vermehrt in den Probemassen vorgefunden wird. Gerade solche Stoffe werden erst in der offenen Nachrotte umgewandelt. In der Vorotte werden dagegen vermehrt leicht verfügbare organische Anteil abgebaut. Der Massenanteil steigt

demnach, im Fall der Proben auf 30 % bzw. 34 %. Für die Fraktion Kunststoffe/Folien und Glas, Keramik, Steine trifft diese These ebenso zu. Dennoch ist der Massenanteil an Papier/Pappe im Vergleich wesentlich stärker angestiegen. Dies bedeutet, daß es dafür noch eine weitere Erklärung geben muß.

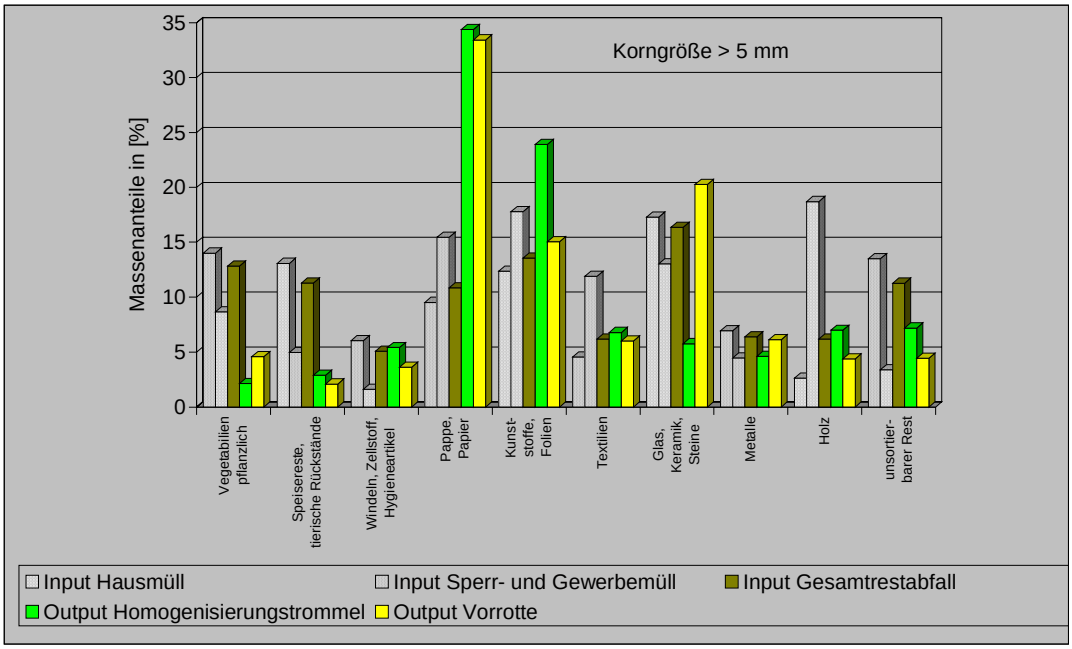


Abb. 13: Gesamtergebnis der Sortieranalyse, Frühjahr 1997

Die Ursache liegt möglicherweise darin, daß die Fraktion Papier/Pappe im Output aus den Homogenisierungstrommeln nicht vollständig identisch ist mit der Fraktion Papier/Pappe aus dem Input Gesamtrestabfall. Die Fraktion aus dem Output hatte möglicherweise einen größeren Wasseranteil als die untersuchte Fraktion aus dem Input (ggf. mehr Spuckstoffe). Darüber hinaus können während der intensiven Vermischung der Restabfälle in der Homogenisierung die Papierschnitzel aufgrund ihrer Porosität auch Haftflüssigkeit anderer Abfälle aufnehmen, wodurch sich ihre Masse vergrößert.

Andere Fraktionen, die ohnehin nur mit einem geringeren Massenanteil im Input Gesamtrestabfall vertreten sind, haben einen mehr oder weniger konstanten Anteil an der Probemasse. Dazu gehören die Fraktionen Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel, Textilien und Metalle.

Daß der Massenanteil an biologisch leichter abbaubaren Bestandteilen deutlich zurückgeht, ist an den Fraktionen Vegetabilien und Speisereste zu sehen. Der

Massenanteil ist von 12 % bzw. 10 % auf 4 % bzw. 2,5 % gesunken. Der Output aus der Homogenisierung hat im Vergleich zum Input Gesamtrestabfall einen zu geringen Massenanteil. Dies wird, wie bereits erwähnt, auf stark unterschiedliche Probenzusammensetzungen, bedingt durch die Probenahme und die Heterogenität des Materials, zurückgeführt. Auf diese Vermutung muß bei der Bewertung der Untersuchung in jedem Fall eingegangen werden.

Bewertung:

Bei der Bewertung von Untersuchungen muß zunächst beachtet werden, ob die entnommenen Proben die Grundgesamtheit des Restabfalls darstellen. Wie bereits oben erwähnt, mußte aber zum Teil aus technischen Gründen auf eine repräsentative Probenmenge verzichtet werden. So ist beispielsweise bei der Bestimmung des Massenanteils innerhalb der Chargen < 24 mm aufgrund der Vorgehensweise durchaus ein statistischer Fehler möglich. Hier wurde basierend auf einer Siebanalyse die Massenverteilung einzelner Siebschnitte auf eine verwogene Gesamtmasse hochgerechnet (Tabelle 5). Die Art der Durchführung ist in Anbetracht der Müllmassen und Siebmaschenweiten für eine großtechnische Anlage, innerhalb eines angemessenen Zeitrahmens, nicht anders möglich. Dennoch sollte die Anzahl der Siebungen, die als Grundlage für die Berechnung herangezogen werden, möglichst groß sein, damit eine Fehlerbestimmung z.B. mit der Gauß'schen Normalverteilung (GNV) ermöglicht wird.

Aus den tatsächlich verwogenen Massen, so wie sie aus Tabelle 5 hervorgehen, ist die Verringerung der Korngröße durch die mechanisch-biologische Behandlung deutlich zu erkennen. Die rechnerisch ermittelten Massenanteile, wie sie in den Chargen 1 und 2 der Abbildung 12. zu entnehmen sind, bestätigen diesen Eindruck, so daß anzunehmen ist, daß mögliche Fehler, verursacht durch das Hochrechnen, vernachlässigt werden können.

Bei einem stark inhomogenen Restabfall ist trotz größter Sorgfalt bei der Vorgehensweise davon auszugehen, daß Fehlerquellen nicht ausgeschlossen werden können. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Sortieranalyse ist nur bedingt auf die Jahresgesamtmasse anwendbar. Dennoch kann nur mit verhältnismäßig kleinen Fehlern eine Aussage über die Grundgesamtheit der Restabfälle gemacht werden.

Obwohl die Verweilzeit der Restabfälle in den Behandlungsstufen soweit wie möglich berücksichtigt wurde, konnte nicht davon ausgegangen werden, daß dies bei allen Stichproben der Fall gewesen ist.

Ein weiterer Faktor mit Auswirkungen auf die Massenanteile der verschiedenen Fraktionen ist die jeweils sortierte Probemasse. Wie bereits erwähnt, sind die Probemassen der Chargen < 24 mm geringer gewesen als bei den Partikelgrößen erforderlich war. Untersucht worden sind je nach Probenahmestelle zwischen 0,3 kg und 0,8 kg. Das entspricht einem prozentualen Anteil von 8 % bis 23 % [57].

Die Verwiegung der einzelnen Fraktionen wurde mit einer Feinwaage durchgeführt. Der Anzeigebereich beträgt bis zu einem tausendstel Gramm. Hier wird besonders deutlich, inwieweit Feuchtigkeit in Form von Haft- oder Kapillarflüssigkeit und anhaftende Schmutzpartikel das Gewicht der einzelnen Abfallpartikel sowie der gesamten Fraktion beeinflussen kann.

Das Sortieren der einzelnen Fraktionen wurde von vier Sortierern durchgeführt. Die Zuordnung verschiedener Abfallbestandteile in die zehn Sortierfraktionen erfolgte individuell durch jeden Sortierer. Obwohl bei der Zuordnung schwer identifizierbarer Reste eine Einordnung in eine bestimmte Fraktion gemeinsam diskutiert wurde, sind Fehler nicht auszuschließen. Wenn keine Zuordnung möglich war, wurde das Objekt grundsätzlich der Fraktion unsortierbarer Rest zugeteilt. Wie aus Abbildung 13 zu erkennen ist, unterliegt diese Fraktion starken Schwankungen. Durch die Vorbehandlung in der MBRA nimmt die Wahrscheinlichkeit zur genauen Identifizierung eines Abfallpartikels ab. Dennoch wird in Abbildung 13 genau das Gegenteil dargestellt.

Restabfälle wie Vegetabilien, pflanzlich und Speisereste, tierische Rückstände, die zu der leichter biologisch abbaubaren organischen Fraktion gehören, sind im Outputmaterial der Vorrotte deutlich weniger vorhanden als im Input Gesamtrestabfall. Dadurch, daß der Anteil biologisch abbaubarer Restabfälle während des Prozesses abnimmt, setzt sich die Probemasse am Output Vorrotte vermehrt aus biologisch nicht abbaubaren Fraktionen zusammen (vgl. Abbildung 13).

Eine Untersuchung, wie die beschriebene aus dem Frühjahr 1997, wurde bereits im Herbst 1995 durchgeführt. Die aufgeführten Graphiken (Abbildung 14.1 und Abbildung 14.2) zeigen ein auffällig ähnliches Resultat im Hinblick auf die Korngrößenverteilung und das Sortierergebnis.

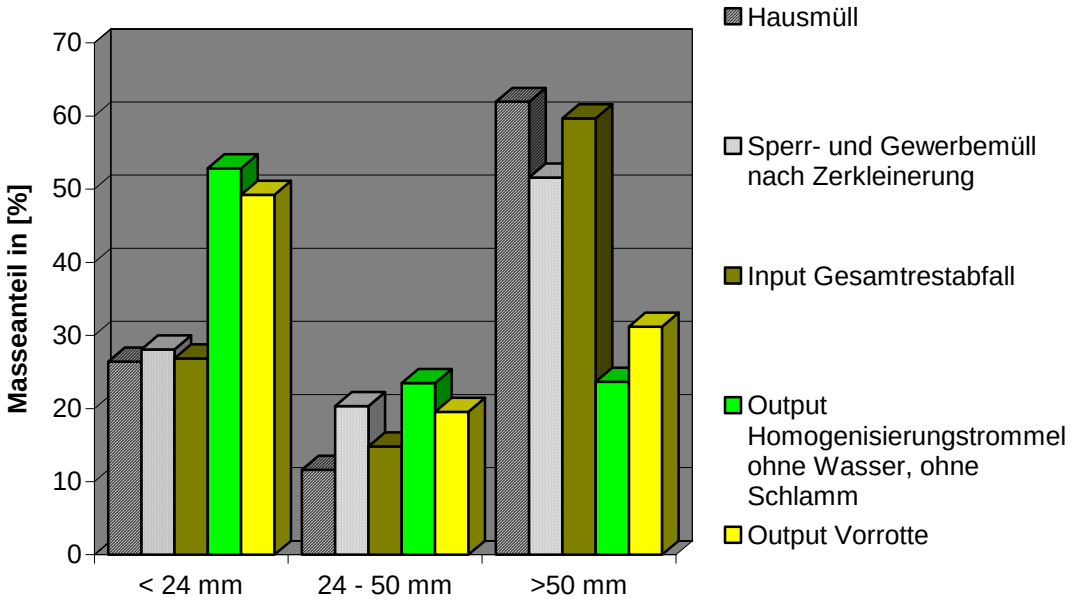


Abb. 14.1: Klassieranalyse, Herbst 1995

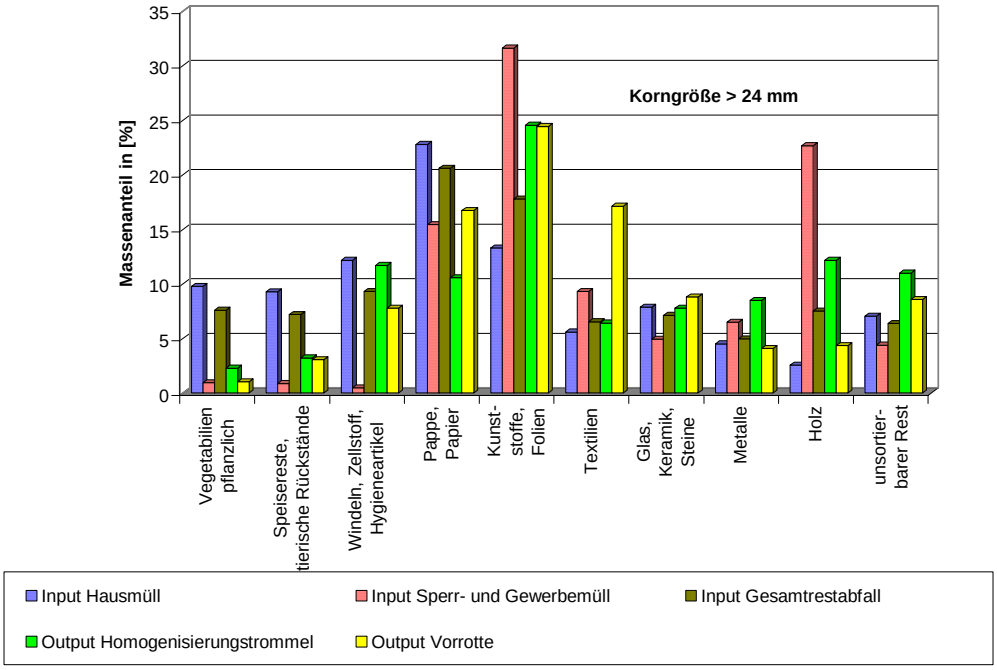


Abb. 14.2: Gesamtdarstellung der Sortieranalyse, Herbst 1995

Wie erwartet, nimmt bei dieser Analyse der Massenanteil der Korngröße > 50 mm zugunsten der kleineren Fraktionen ab. Diese Graphiken ergeben ein mit der Analyse aus dem Frühjahr 1997 durchaus vergleichbares Bild und zeigen die Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse des Jahres 1997.

A 4.3. Bilanzierung einzelner Verfahrensschritte

A 4.3.1. Analyse der Feststoffmassenströme

Feststoffmassenströme 1997

Grundlage der Bilanzierung sind die im Jahr 1997 in die Anlage ein- und austretenden Feststoffmassenströme, die im folgenden differenziert dargestellt und analysiert werden. Die zu verarbeitende Restabfallmasse beträgt in dem betrachteten Zeitraum 123.696 t (vgl. Abbildung 15). Die jährliche Betriebszeit umfaßt 1.750 Stunden. Damit erhält man einen durchschnittlichen Massenstrom von 70 Tonnen pro Stunde bzw. 525 Tonnen pro Tag. Diese Angaben haben eine große Streubreite, bedingt durch verschiedene Einflußfaktoren auf den Verfahrensablauf. Dies sind z. B. Stillstandszeiten in der Anlagentechnik (z.B. Verstopfungen usw.). Weiterhin ist von Bedeutung, daß nicht monatlich bzw. täglich die gleiche Abfallmasse angeliefert wird. Diese sogenannten täglichen oder auch saisonalen Schwankungen nehmen großen Einfluß auf die stündlich durchgesetzte Restabfallmasse. Die nachfolgende Abbildung zeigt in einem Überblick die absoluten Mengenangaben für das Jahr 1997.

Nach der **mechanischen Behandlungsstufe** müssen Wert-, Schad- und Störstoffe von der Gesamtmasse abgezogen werden. Diese Teilströme betragen für das Jahr 1997 12.911 t (vgl. Abbildung 15). Sie werden an verschiedenen Stellen von Hand oder maschinell aussortiert.

Schadstoffe sind in diesem Zusammenhang Metallemballagen, Spraydosen, Ölfilter, Bleiakkumulatoren oder ähnliches. Sie werden gesammelt und der Sonderabfallaufbereitung zugeführt. Störstoffe sind grobkörnige Abfälle, die aufgrund ihrer Struktur zur Knäuelbildung führen und den Verfahrensablauf behindern. Als Wertstoffe werden in der MBRA vor allem Papier/Pappe und Fe-Metalle aussortiert. Abbildung 16 zeigt die einzelnen Positionen und ihren Massenanteil bezogen auf die insgesamt abgeführte Masse. In der dazugehörigen Legende ist zur Erläuterung kurz aufgeführt, auf welche Weise die Stoffe dem Massenstrom entzogen werden.

Die Abbildung 16 zeigt deutlich, daß während der mechanischen Aufbereitung an mehreren Stellen dem Gesamtstoffstrom Teilströme entnommen werden. Vermarktungsfähige Wertstoffe sind in der Abbildung versetzt dargestellt. Damit wird besonders deutlich, daß ihr Anteil mit nur knapp 9 % bezogen auf die insgesamt abgeführte Masse sehr gering ist. Allerdings ist dies auch nicht die ausschließliche Aufgabe der Anlage.

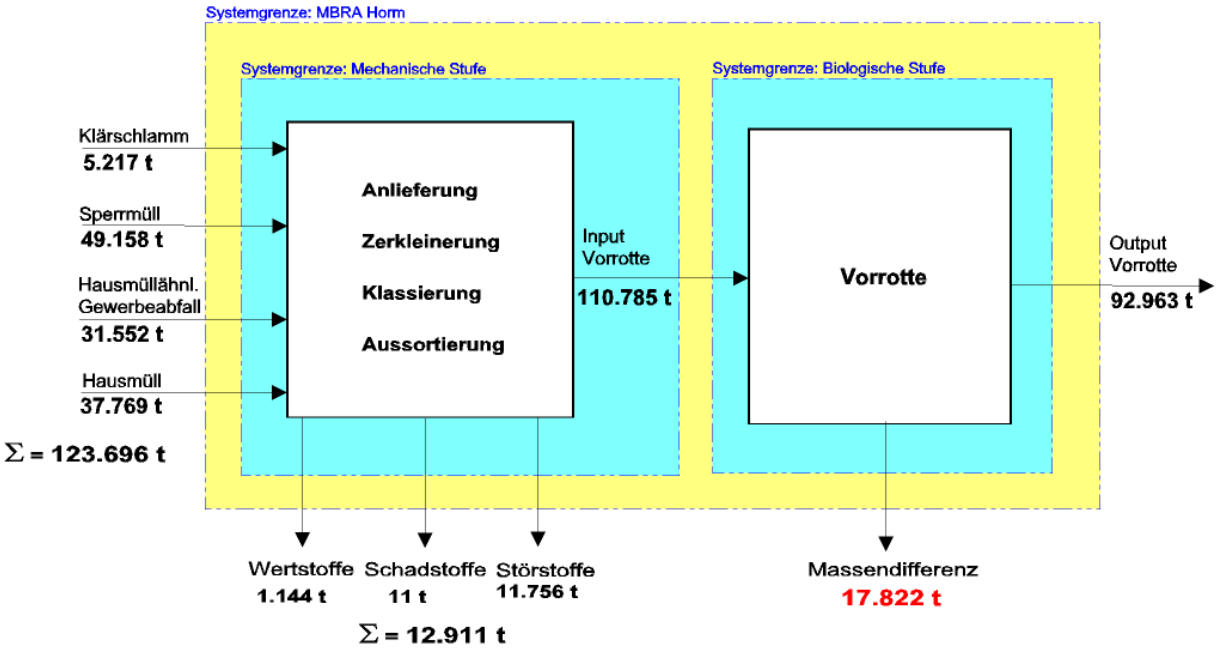


Abb. 15: Feststoffmassenstöme, MBRA Horm 1997

Papier/Pappe wird als Bestandteil des Gewerbeabfalls in zum Teil großen Monochargen, in Form von Verpackungsmaterial und Kartonagen, angeliefert. Sie werden zusammen mit der auf der Lesebühne aussortierten Fraktion Papier/Pappe zu Ballen verpreßt.

Kunststoffe/Folien werden selten als Monochargen angeliefert. Ihr Massenanteil im gesamten Restabfall ist zwar sehr hoch (vgl. Sortieranalyse), doch lassen sie sich nur sehr schwer ohne Verunreinigungen vom Leseband abklauben. Der Massenanteil an Kunststoffen/Folien besteht überwiegend aus zum Teil zerkleinerten Behältnissen, Tüten und Einwegmüllbeuteln. Sie sind generell stark verschmutzt und meistens mit anderen Abfällen verflochten, so daß sie teilweise im Verbund mit den Störstoffen aussortiert werden. Der in Abbildung 16 dargestellte Massenanteil von 0,2 % basiert auf einer Sortierung zu Beginn des Jahres 1997.

Der Massenanteil an verwertbaren oder vermarktungsfähigen Metallen ist ebenfalls gering. Für die Entfrachtung des Hausmülls von eisenhaltigen Bestandteilen sind zwei

Überband- und ein Trommelmagnetabscheider vorhanden. Die Fe-Anteile im Siebunterlauf der Sperr- und Gewerbemüllinie werden von einem Überbandmagneten abgetrennt. Bedingt durch die Inhomogenität des Materials lassen sich die Fe-Abfälle nur sehr schwer mit einem hohen Reinheitsgrad vom übrigen Restabfall abtrennen. Die Verunreinigungen werden beim Aushebevorgang der Eisenteile zum Magneten mitgerissen, zwischen Eisenteil und Austragegurt geklemmt und zusammen ausgetragen. Diese Fremdstoffe sind vor allem Kunststoffe/Folien, Papier/Pappe, Textilien und Holz.

Eine Sichtung der Schrottfraktion mit bloßem Auge erweckt den Eindruck, daß sie fast ausschließlich aus Verunreinigungen besteht. Erst recht dann, wenn sie sich wie Folien flächig über den Container ausbreiten. Ein Beispiel hierfür ist die Fe-Abscheidung aus dem Oberlauf der Hausmüllinie mit dem Überbandmagneten II. In der Abbildung 16 hat diese Fraktion einen Massenanteil von 0,2 %. Der Reinheitsgrad der abgetrennten Fe-Metalle des Trommelmagnetabscheiders aus dem Unterlauf der Hausmüllinie sowie des Überbandmagnetabscheiders aus der Sperr- und Gewerbemüllinie ist gering. Die Metalle lassen sich z.Zt. schwer vermarkten. Aus diesem Grund werden mittlerweile die auf der Lesebühne aussortierten Störstoffe dem Container für Fe-Metalle der Sperr- und Gewerbemüllinie zugeteilt. Der Massenanteil fällt demzufolge mit 15,9 % sehr hoch aus.

Der Anteil verwertbarer Metalle kommt aus dem Unterlauf der Hausmüllinie. Mit dem Überbandmagneten I werden dort überwiegend Getränkedosen, Kronkorken und andere Fe-Kleinteile mit einem Reinheitsgrad > 95 % abgeschieden. Zum anderen wird ein großer Teil von Metallen auf der Lesebühne gesichtet und über die Abwurfschächte/ Förderbänder in die Wertstoffhalle transportiert. Im Anlieferungsbereich sorgt der Polypgreifer neben der Störstoffentfrachtung auch für die Separierung von Alteisen. Darunter fallen z. B. Fahrräder, Bettgestelle, Heizkörper, Zaunelemente und verschiedene Drahtgeflechte. Der Polypgreifer erfaßt mit ca. 57 % mehr als die Hälfte aller aussortierten Teilströme. Neben den Metallen werden auch Störstoffe mit dem Polypgreifer aussortiert. Zu diesen zählen: Bettmatratzen, Fenster und vor allem sperrige Abfälle, die die Funktion des Walzenbrechers gefährden.

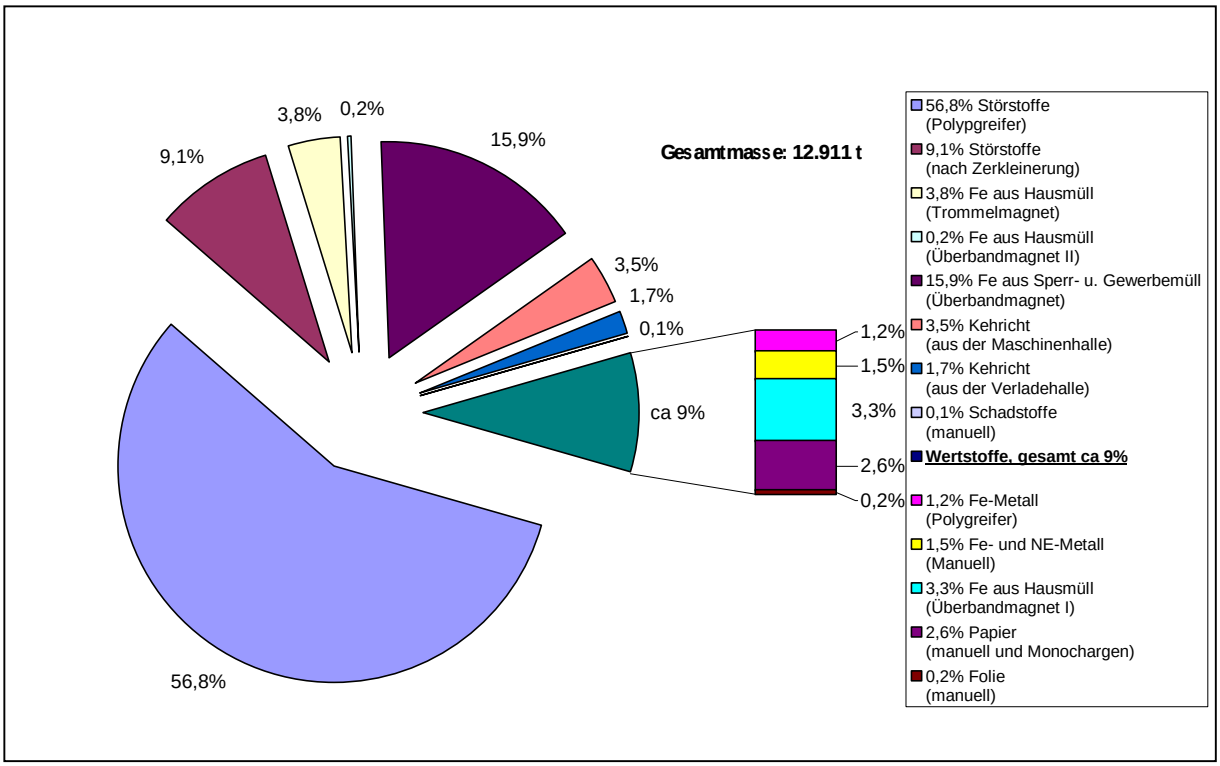


Abb. 16: In der MBRA Horm aussortierte Wert-, Schad- und Störstoffe 1997

Wie bereits erwähnt, gibt es in der mechanischen Aufbereitung die Möglichkeit, Abfälle, die für die biologische Behandlung nicht geeignet sind, nach der Zerkleinerung im Walzenbrecher auszuschleusen. Diese werden direkt der Deponie zugeleitet.

Nach der Separierung von Teilmengen wird dem verbleibenden Restabfall der Klärschlamm zugegeben, bevor er in der Homogenisierung vermischt und von dort über Förderbänder in die Vorrotte eingetragen wird.

In der sich anschließenden **biologischen Behandlungsstufe** ist ein deutlicher Massenverlust zu erwarten. So kann aus der Gegenüberstellung der In- und Outputmengen der Vorrotte eine Massendifferenz von 17.822 t festgestellt werden (vgl. Abbildung 15). Das entspricht einem prozentualen Anteil von 16,1 %.

Der Feststoffmassenverlust setzt sich zum einen aus der Abnahme des Wassergehaltes und zum anderen aus dem Abbau organischer Trockensubstanz zusammen. Nach nur ca. fünf Tagen können hier allerdings nur leicht verfügbare organische Stoffe abgebaut worden sein. Diese Stoffe sind überwiegend in Vegetabilien, wie Küchen- und

Kantinenabfällen, oder auch in Zellstoff enthalten. Der restliche Organikanteil wird gemäß TA Si anhand der Parameter Glühverlust und TOC gemessen.

Der Glühverlust wird gemäß DIN 38414-S3 festgelegt [58]. Zur Bestimmung wird eine zerkleinerte und getrocknete Probe im Muffelofen bei 550 °C verbrannt. Der Glühverlust ergibt sich aus der Massendifferenz der eingesetzten Probe zu der übrigbleibenden Asche, dem Glührückstand. Die Angabe des Glühverlustes erfolgt in % TS (TS = Trockensubstanz).

Der Totale Organische Kohlenstoff wird nach DIN 38409-H3 bestimmt [58]. Als Analyseprobe dient eine getrocknete und auf eine Korngröße < 0,1 mm zerkleinerte Probe der Orginalprobe. Prinzip der Methode ist die thermisch-katalytische Oxidation der Probe und die anschließende Detektion des entstehenden CO_2. Der TOC ergibt sich dabei aus der Differenz zweier Messungen. Durch eine Oxidation bei 150 °C wird der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (TIC) bestimmt. Der gesamt vorliegende Kohlenstoff (TC) wird durch eine Oxidation bei 680 °C ermittelt. Der Abzug des TIC vom TC führt zum TOC.

Tabelle 6: Glühverlust und TOC im Feststoff des In- und Outputs der Vorrotte

	Input Vorrotte		Output Vorrotte	
Nr.:	Glühverlust [%TS]	TOC [%TS]	Glühverlust [%TS]	TOC [%TS]
1	60,3	22,7	34,5	24,6
2	64,3	20,0	56,7	21,4
3	62,9	20,9	49,6	22,9
4	63,2	19,1	70,9	22,3
5	63,3	19,7	71,4	19,7
6	71,7	21,5	60,2	21,5
7	67,0	15,1	57,6	22,9
8	77,6	25,4	81,5	25,4
9	71,3	24,4	78,1	22,8
10	63,5	22,9	57,8	21,8
11	60,4	20,4	61,2	25,1
12	55,4	21,8	65,7	24,3
MW:	65,1	21,2	62,1	22,9

Aus den 12 Untersuchungsergebnissen wurde ein Mittelwert gebildet, der für den Input Vorrotte beim Glühverlust 65,1 %TS und beim TOC 21,2 %TS beträgt. Die entsprechenden Zahlen für den Output Vorrotte betragen für den Glühverlust 62,1 %TS und für den TOC 22,9 %TS. Daraus ergibt sich für den Parameter Glühverlust eine Abnahme von 3 %TS und für den Parameter TOC eine Zunahme von 1,7 %TS.

Auch wenn sich aus den Mittelwerten eine Abnahme des Glühverlustes zu ergeben scheint und dies durch einzelne Untersuchungsergebnisse (Nr. 1, 2, 3, 6, 7, 10) bestätigt wird, so weisen andere Analyseerbenisse (Nr. 4, 5, 8, 9, 11, 12) aber eine Zunahme beim Glühverlust auf.

Damit wird deutlich, daß die Anzahl der Messungen zu gering und die Streuungen zwischen den Einzelwerten zu groß ist, denn der aus den Einzelwerten gebildete

Mittelwert ist umso genauer je weniger die Einzelwerte vom Mittelwert abweichen. Es ist daher erforderlich, weitere Untersuchungen dieser Art durchzuführen.

Deutlichere Ergebnisse zeigten sich z.B. erst im Eluat der Feststoffproben mit einer Rottedauer von mehreren Wochen. So ergaben Versuche der IGW (Ingenieur Gemeinschaft Witzenhausen) eine signifikante Abnahme des TOC-Gehaltes. Zugrunde lagen dabei Werte vom Rotteanfang und Rotteende bei einer Rottedauer von 180 Tagen. Erst nach 17-28 Wochen wurde allerdings der in der TA Si vorgeschriebene Grenzwert für die Deponieklasse II erreicht ($<$ 100 mg/l) [8].

Hieraus wird deutlich, daß nach einer Untersuchungsdauer von nur fünf Tagen eindeutigere Ergebnisse nicht erwartet werden können. Das gleiche gilt für die Bestimmung des Glühverlustes. Weiter Einflußfaktoren sind die Art der Probennahme, der Probennehmer und die Probenzusammensetzung.

A 4.3.2. Analyse der Luftmassenströme

Bei der Bilanzierung der Feststoff-, Luft- und Wassermassenströme einer Restmüllbehandlungsanlage kommt der Bestimmung der Luftmassenströme entscheidende Bedeutung zu. Denn Massenreduktionen ergeben sich in erster Linie durch die Abnahme des Wassergehaltes und der Trockensubstanz.

Im Kapitel 4.3.1 ist dargelegt worden, daß in der mechanischen Behandlungsstufe lediglich Wert-, Schad- und Störstoffe entnommen werden, eine Massenreduktion damit noch nicht erfolgt. Von einer tatsächlichen Massenreduktion kann man erst nach einer biologischen Behandlungsstufe sprechen, da hier Kohlendioxid entsteht und Wasser verdampft. Aus diesem Grund ist für die Untersuchung der Luftmassenströme allein die biologische Behandlungsstufe von Relevanz.

Entscheidend für die Verringerung der Masse an Trockensubstanz ist der Abbaugrad der biologisch abbaubaren organischen Substanz und deren prozentualer Anteil an der Trockensubstanz. Dabei ist Kohlendioxid als Produkt des mikrobiellen Abbaus organischer Substanz ein Indikator für die Beurteilung der Abbauleistung. Die prozentuale Zunahme der Kohlendioxidkonzentration in der Abluft der Vorrotte kann somit bei der Bilanzierung bzw. Berechnung von Massenströmen näheren Aufschluß über den Verbleib der festgestellten Massendifferenz geben. Zu diesem Zweck ist desweiteren die

Bestimmung des TOC-Gehaltes in der Abluft von Bedeutung, weil über diesen Parameter alle kohlenstoffhaltigen Verbindungen in der Luft erfaßt werden.

Zentrale Frage der nachfolgend beschriebenen Untersuchung ist somit die Berechnung des Kohlendioxid- und TOC-Gehaltes. Grundlage dafür ist die Bestimmung des Luftmassenstroms.

Aus der folgenden Graphik (Abbildung 17)wird ersichtlich, welche Wege Zu- und Abluft in der MBRA nehmen. Für die Untersuchung des Luftmassenstroms sind insbesondere die Vorrotte und die Desodorierung wichtig, da in der Rotte der eigentliche Abbauprozeß stattfindet, in der Desodorierung das Material belüftet wird, um Geruchsstoffe zu entfernen und zum anderen gleichzeitig Wasserdampf und Kohlendioxid aus dem dampfenden Material entweicht.

Hieraus ergeben sich für die Bilanzierung zwei Bilanzräume:

- Vorrotte
- Desodorierung

Im Mittelpunkt der Untersuchung stehen die Bestimmungen der Luftmassenströme und der darin enthaltenen Anteile an Wasser, Kohlendioxid und TOC.

Um den Luftmassenstrom zu berechnen, ist es zunächst notwendig, die Strömungsgeschwindigkeit im Rohr zu messen. Daraus läßt sich in Verbindung mit der Rohrquerschnittsfläche der Volumenstrom berechnen. Parallel zu den Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten wurde auch die Temperatur des Luftstroms mit einem trockenen und einem feuchten Thermometer ermittelt.

Die im System mitgeführte feuchte Luft ist ein Gas - Dampf - Gemisch. Der Anteil an Wasserdampf ist dabei variabel. Er ist abhängig von Druck und Temperatur im betrachteten System. Es gilt dabei folgende Massenbilanz:

$$m_{L,f} = m_L + m_D \qquad \text{[Gl. 2]}$$

mit:

$m_{L,f}$: Massenstrom feuchte Luft

m_L: Massenstrom trockene Luft

m_D: Massenstrom Wasserdampf

Bei Zustandsänderungen feuchter Luft bleibt die beteiligte Masse m_L der trockenen Luft meist konstant. Es ändert sich nur die Wasserdampfmasse m_D durch Prozesse wie Kondensieren, Trocknen, Verdunsten, etc..

Damit wird deutlich, daß zur Berechnung des feuchten Luftmassenstroms die Dichte der feuchten Luft notwendig ist. Diese Dichte läßt sich rechnerisch über die Temperaturdifferenz (psychrometrische Differenz) anhand der Temperatur eines trockenen und eines feuchten Thermometers bestimmen.

Anhand der psychrometrischen Differenz läßt sich nicht nur die Dichte der feuchten Luft bestimmen, vielmehr ist es mit Hilfe des Mollier -h, x - Diagramms möglich, direkt den feuchten Luftmassenstrom gemäß der oben aufgeführten Gleichung zu berechnen. Als Ergebnis der Berechnung erhält man den Massenstrom der feuchten Luft, aufgeteilt in eine Masse an trockener Luft und Wasser.

Neben der Feuchtigkeitsbeladung werden auch die Konzentrationen von Kohlendioxid (CO_2), Sauerstoff (O_2), Schwefelwasserstoff (H_2S) und Methan (CH_4) in der Zu- und Abluft gemessen. Die Messungen werden mit dem airTox Meßgerät der Fa. Fresenius durchgeführt. Anhand des Massenstroms der trockenen Luft werden die Massenströme des Kohlendioxids berechnet.

Im weiteren Verlauf der Untersuchung wird der mit einem airTox-Meßgerät ermittelte Wert der Kohlendioxidkonzentration, an einer ausgewählten Meßstelle, mit einem weiteren Verfahren überprüft.

Der Kohlenstoffanteil aus weiteren kohlenstoffhaltigen Verbindungen in der Zu- und Abluft kann durch die Bestimmung des TOC-Gehalts ermittelt werden. Es wird also neben dem Massenstrom an Kohlendioxid auch der Massenstrom an TOC ermittelt. Die

Berechnungen zum Massenstrom an TOC basieren jedoch auf bereits vorhandenen Meßdaten.

Durchführung und Berechnung

Das in der biologischen Verfahrensstufe installierte Belüftungssystem besteht aus einer Vielzahl von Rohrleitungen mit unterschiedlichen kreisrunden Durchmessern in der Größenordnung von 200 mm bis 1.200 mm. Die Kunststoffrohre sind aus Polypropylen und besitzen an verschiedenen Stellen Meßstutzen. Je nach Position sind sie im System saug- oder druckseitig der Radialventilatoren angebracht.

In Abbildung 17 sind die einzelnen Meßstellen durch Rauten auf den Rohrleitungen dargestellt, wobei die gelbmarkierten Meßstellen für die Bilanzierung verwendet werden. Zur besseren Übersicht werden die Rohrleitungen farbig dargestellt. Die blauen Rohrleitungen symbolisieren die Zuluft, während die pinkfarbenen die Abluft der Vorrotte und die grünen die Abluft aus der Desodorierung verdeutlichen. Die Abluft aus der Vorrotte und der Desodorierung wird vor dem Luftwäscher zusammengeführt und durch den Luftwäscher zum Biofilter geleitet (schwarz). Die in der Vorrotte dargestellten grau-gestrichelten Linien zeigen das unter den Tunnelreaktoren angeordnete Belüftungssystem, mit jeweils vier Feldern pro Reaktor. Die blaupunktierte Linie zeigt das Hauptzuluftrohr. Von hier aus geht je Reaktor eine im Bild nicht dargestellte Stichleitung zu einem Radialventilator, der die angesaugte Luft in die einzelnen Belüftungsfelder drückt. Für diese Radialventilatoren ist nur ein Symbol stellvertretend dargestellt.

Die detaillierte Darstellung ermöglicht eine möglichst orginalgetreue Wiedergabe der Verhältnisse vor Ort. So ist z.B. ganz bewußt die über dem Radialventilator in Richtung Luftwäscher gedrückte Abluft genau dargestellt worden, weil sie für die spätere Bewertung der Messungen von Bedeutung sein wird.

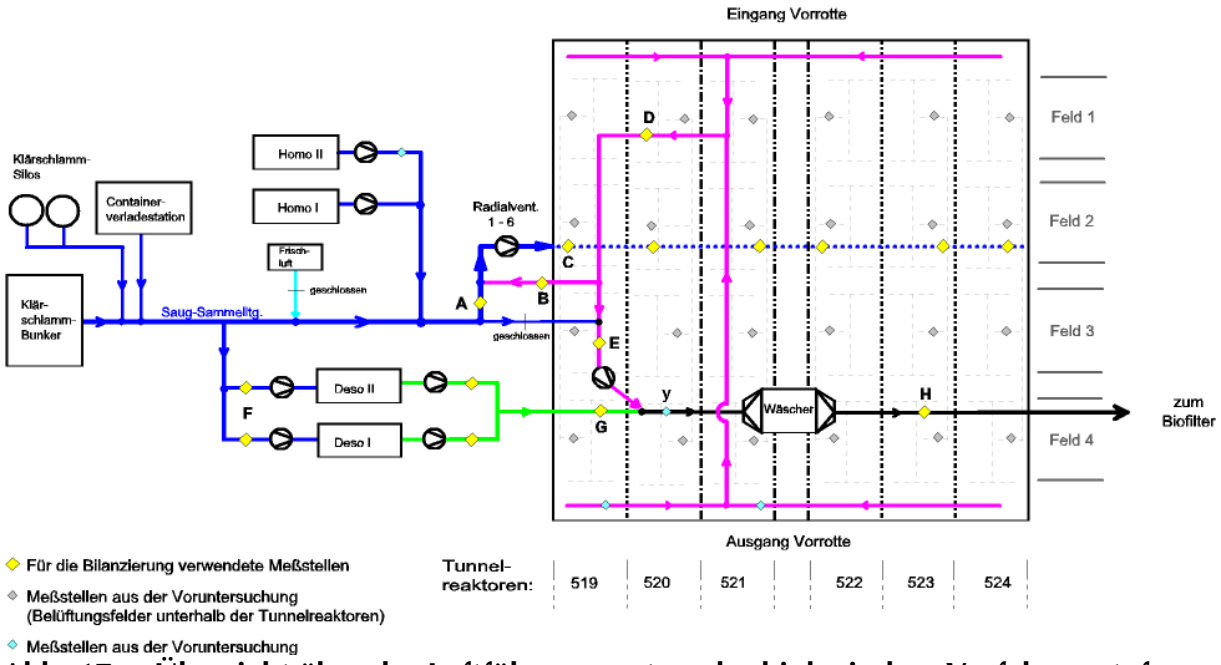


Abb. 17: Übersicht über das Luftführungssystem der biologischen Verfahrensstufe

Strömungsgeschwindigkeit

In einer ersten Meßreihe wurden alle vorhandenen Meßstutzen mit einem Flügelrad-anemometer der Fa. Testo zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit untersucht. Dabei kam es darauf an, das Meßgerät sowie die einzelnen Meßstellen auf ihre Eignung zu überprüfen.

Zur Bestimmung der mittleren Strömungsgeschwindigkeit wird üblicherweise ein Geschwindigkeitsprofil über den Rohrquerschnitt erstellt. Dazu werden entlang des Rohrdurchmessers mehrere Meßpunkte errechnet. Die Anzahl der Meßpunkte ist dabei abhängig vom untersuchten Rohrdurchmesser. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der aufgenommenen Werte.

Die Vorgehensweise ist jedoch in Anbetracht der vielen Meßpunkte, den verschiedenen Rohrdurchmessern und der teilweise schweren Zugänglichkeit einzelner Meßstellen sehr zeitaufwendig. Damit die Vergleichbarkeit der Meßstellen untereinander gewährleistet bleibt, sollte der Zeitaufwand für eine komplette Messung möglichst klein gehalten werden.

Neben dem großen Zeitaufwand hat das Anemometer im Verlauf der Untersuchung Nachteile aufgewiesen. Beim dem hier verwendeten Flügelradanemometer wird die

Strömungsgeschwindigkeit durch die Rotation des Flügelrades über einen induktiven Meßwertaufnehmer ermittelt. Die Verhältnisse im Strömungskanal sind jedoch sehr unterschiedlich, so daß bedingt durch Rohrkrümmungen, Verzweigungen und Einbauten Querströmungen auftreten, die das Ablesen einer exakten Geschwindigkeit verhindern.

Das Anemometer war auf einem nicht fixierbaren Teleskopstab montiert, so daß sich das Meßgerät mehrfach aus der Strömungsachse herausdrehte, was eine genaue Messung erschwerte. Dieser Nachteil konnte auch nach mehreren Verbesserungsversuchen nicht behoben werden, so daß ein anderes Meßinstrument zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit verwendet werden mußte.

Eine Alternative zum Anemometer ist das Prandl-Staurohr. Es wird besonders zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit in Gasen verwendet. Gemessen wird die Differenz aus Gesamtdruck und statischem Druck. Dieser Differenzdruck ist gleich dem dynamischen Druck, der durch die kinetische Energie der durchströmenden Luft verursacht wird. Die Berechnung der Stömungsgeschwindigkeit wird nach folgender Formel durch das Meßgerät der Fa. Schildknecht durchgeführt.

$$v = \sqrt{\frac{2 \cdot (p_2 - p_1)}{\rho}} \quad ; [m/s] \qquad [Gl. 3]$$

mit

v: Strömungsgeschwindigkeit [m/s]

p_2: Gesamtdruck [Pa]

p_1: statischer Druck [Pa]

ρ: Dichte des strömenden Mediums [kg/ m^3]

Weiterhin kann auf der digitalen Anzeige des Meßgerätes die Druckdifferenz ($p_2 - p_1$) abgelesen werden.

Mit diesem Meßgerät sind die weiteren Untersuchungen an den jeweiligen Meßstellen fortgeführt worden. Neben der einfachen Handhabung des Meßgerätes konnten mit dem Prandl-Staurohr Geschwindigkeiten abgelesen werden, die im Vergleich zum Flügelradanemometer einen geringeren Schwankungsbereich aufweisen.

In einer ersten Meßreihe zur Bestimmung des Strömungsprofils wurde entlang des Rohrdurchmessers an mehreren Meßpunkten die Geschwindigkeit ermittelt. Das Prandl-Staurohr hat eine nutzbare Länge von ca. 450 mm, so daß speziell bei den Rohrleitungen mit einem größeren Durchmesser als 450 mm nur entlang des Radius' Meßwerte ermittelt werden konnten. Für die Berechnung des Volumenstroms ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit maßgeblich. Sie ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der an den Meßpunkten ermittelten Geschwindigkeiten.

Dieses Verfahren konnte jedoch in Anbetracht der vielen Meßstellen und der verschiedenen Rohrdurchmesser in dieser Form nicht weiter durchgeführt werden, weil hier der Zeitaufwand zu erheblich war. Zwischen der ersten und der letzten Meßstelle vergingen mehr als zwei Stunden. Damit die aus den Geschwindigkeiten ermittelten Volumenströme einzelner Meßstellen untereinander verglichen werden können, muß der Zeitaufwand für eine komplette Messung möglichst gering gehalten werden. Aus diesem Grund wurde im folgenden nur noch an einer Stelle im Rohrquerschnitt gemessen. Diese Meßstelle lag in der Regel im Mittelpunkt des Rohrquerschnittes und zeigte auf dem Meßgerät die maximale Geschwindigkeit an. Die Messungen an diesem Meßpunkt wurden bis zu dreimal wiederholt, um eine größere Sicherheit für den Wert zu erlangen. In Anlehnung an die mittlere Strömungsgeschwindigkeit wurden für die Berechnung des Volumenstroms 80 % der maximalen Geschwindigkeit berücksichtigt. Aus welchem Grund der Korrekturfaktor mit 80 % festgelegt wurde, zeigt ein Beispiel im Anhang II.

Die aus den Untersuchungen ermittelten Volumenströme berechnen sich nach der folgenden Formel:

$$V = A \cdot v \; ; [m^3/s] \qquad \text{[Gl. 4]}$$

mit:

V: Volumenstrom [m^3/s]

A: Querschnittsfläche [m^2]

v: Strömungsgeschwindigkeit [m/s],

mit $v = v_{max} \cdot 80\%$

Der zur Berechnung der Rohrquerschnittsfläche notwendige Rohrdurchmesser ist den Bauausführungsplänen entnommen worden.

Temperatur

Parallel zu den Untersuchungen zur Ermittlung der Strömungsgeschwindigkeit ist an den Meßstellen die Temperatur gemessen worden. Für die Temperaturmessung sind sowohl hochwertige Quecksilberthermometer als auch zwei baugleiche Thermoelemente verwendet worden. Die Ablesegenauigkeit der Meßinstrumente beträgt 0,1 °C. Das Thermoelement wurde generell eingesetzt, da die reaktionsschnelle Meßspitze sehr schnell eine konstante Temperatur anzeigt. Das Quecksilberthermometer wurde vor allem zu Langzeitmessungen an verschiedenen Meßstutzen eingesetzt. Daraus ergab sich zusätzlich die Möglichkeit, Quecksilberthermometer und Thermoelemente miteinander zu vergleichen.

Luftfeuchtigkeit

Für die Berechnung des feuchten Luftmassenstroms ist die psychrometrische Temperaturdifferenz zwischen der Temperatur eines feuchten und eines trockenen Thermometers maßgeblich. Dieses Verfahren beruht auf dem Prinzip des Aspirationspsychrometers nach Assmann. Die psychrometrische Differenz ist dabei ein Maß für die Abkühlung durch Verdunstung, wonach auf den Feuchtigkeitsgehalt in der Luft geschlossen werden kann.

Für die Messungen in der MBRA stand jedoch kein Aspirationspsychrometer zur Verfügung, so daß dieses Verfahren mit zwei Thermoelementen kopiert werden mußte.

Dabei ist zur Ermittlung der Temperatur mit dem feuchten Thermometer ein "feuchter" Docht (Gewebestrumpf) über die Meßspitze des Thermoelements gezogen worden. Das so präparierte Meßgerät ist daraufhin in die Strömung gehalten worden. Durch Verdunstung erfolgt eine Abkühlung des Wassers, so daß die Temperatur des feuchten Thermometers gegenüber der des trockenen Thermometers bis auf die sogenannte Beharrungstemperatur absinkt. Bei dieser Temperatur verdunstet kein Wasser mehr aus dem Docht und die Temperatur bleibt kurzzeitig konstant, bevor sie erneut ansteigt. Die auf diese Weise bestimmte psychrometrische Differenz ist um so größer, je trockener die Luft ist, da dann die Verdunstung am feuchten Thermometer intensiver als bei feuchter Luft ist.

Dieser Vorgang läßt sich im Mollier - Diagramm leicht darstellen.

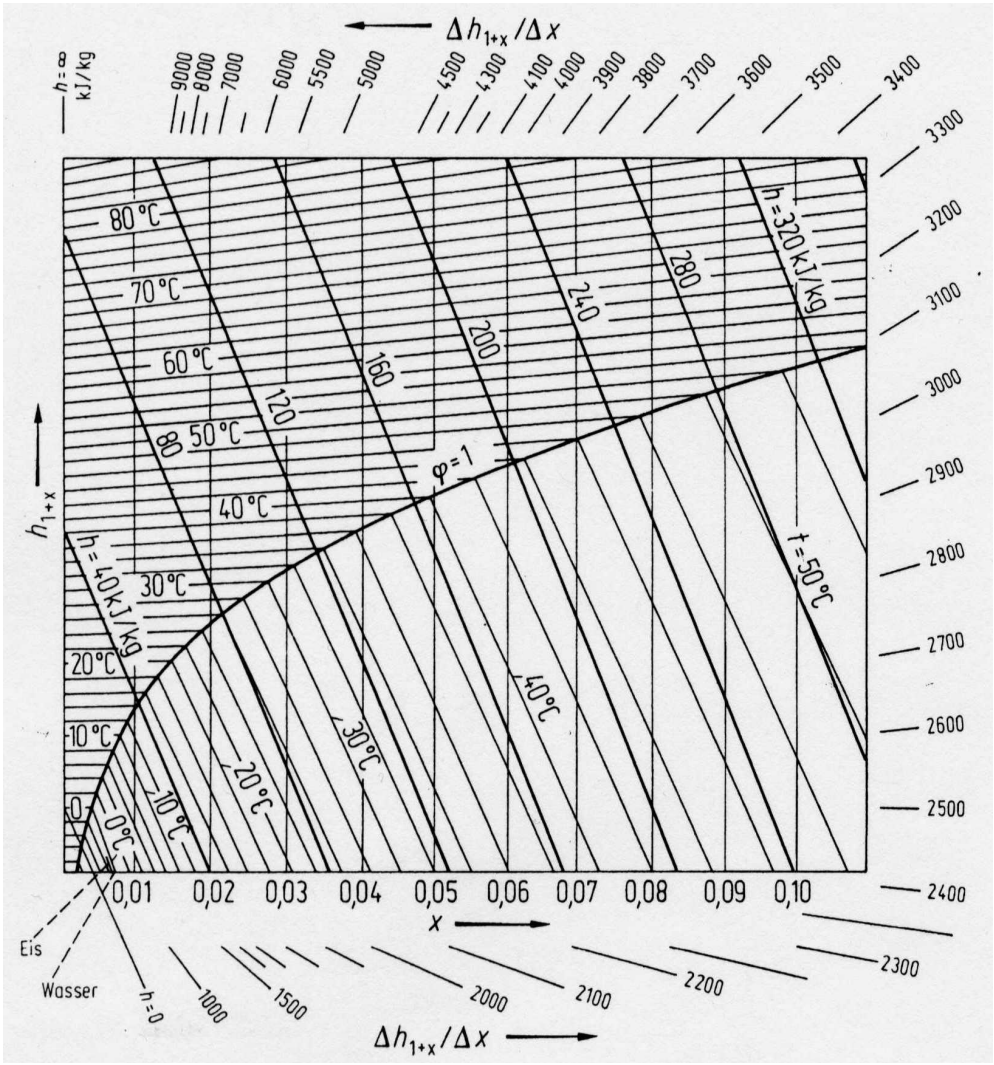


Abb. 18: Mollier –h, x- Diagramm

Ausgehend vom Schnittpunkt der Naßthermometer - Temperatur - Isotherme t_f mit der Sättigungslinie ($\varphi = 1$) ergibt die Verlängerung der Nebelisothermen im Schnittpunkt mit der Trockenthermometer - Temperatur - Isotherme t_{tr} die relative Feuchte φ und den Wassergehalt x in g / kg trockene Luft.

Für die Berechnung des feuchten Luftmassenstroms ($m_{L,f}$) sind weiterhin der Wasserdampfpartialdruck (p_n), der Sättigungspartialdruck (p_s) und das spezifische Volumen der feuchten Luft (v_{1+x}) notwendig. Diese Daten können ebenfalls aus dem Mollier - Diagramm entnommen werden (vgl. Anhang III).

Die Anwendung des Mollier - Diagramms setzt einen Gesamtdruck von 1 bar voraus. Der ermittelte Gesamtdruck in den Rohrleitungen ist allerdings etwas höher (in etwa 1015 mbar bis 1025 mbar). Diese Abweichung konnte in der Auswertung nicht be-

rücksichtigt werden. Unter der Annahme eines Druckes von 1 bar wurden die Berechnungen durchgeführt.

Die Schlüsselrolle bei der Berechnung kommt dem spezifischen Volumen der feuchten Luft zu. Als spezifisches Volumen der feuchten Luft definiert man:

$$v_{1+x} = \frac{V}{\dot{m}_L} = \frac{\text{Volumen der feuchten Luft}}{\text{Masse der trockenen Luft}} \; ; [m^3/kg] \qquad [Gl. 5]$$

Berechnung des feuchten Luftmassenstroms:

$$\dot{m}_L = \frac{V}{v_{1+x}}, \text{ Massenstrom der trockenen Luft [kg/h]} \qquad [Gl. 6]$$

$$\dot{m}_{Lf} = \dot{m}_L + x \cdot \dot{m}_L, \text{ Massenstrom der feuchten Luft [kg/h]} \qquad [Gl. 7]$$

$$\Leftrightarrow \dot{m}_{Lf} = \dot{m}_L \cdot (1+x) \qquad [Gl. 8]$$

Einsetzen von Gleichung 6 in Gleichung 8 ergibt:

$$\dot{m}_{L,f} = \frac{V}{v_{1+x}} \cdot (1+x); [kg/h] \qquad [Gl. 9]$$

Mit Gleichung 9 wird der Massenstrom der feuchten Luft $\dot{m}_{L,f}$ unter Verwendung des spezifischen Volumens der feuchten Luft v_{1+x}, des Volumenstroms V und des Wassergehaltes x berechnet.

Zur Kontrolle kann der Massenstrom der feuchten Luft unter Verwendung der Dichte der feuchten Luft und des Volumenstroms wie folgt berechnet werden:

Massenstrom der feuchten Luft:

$$m_{L,f} = V \cdot \rho_{L,f} \ ; \text{[kg/h]} \qquad \text{[Gl. 10]}$$

Dazu müssen jedoch einige Rechenoperationen vorangestellt werden, mit deren Hilfe die Dichte der feuchten Luft (###$_{Lf}$) ermittelt werden kann.

In einem ersten Rechenschritt muß der Partialdruck des Wasserdampfes (p_n) der feuchten Luft mit der "Sprung'schen Formel" berechnet werden. Anschließend kann mit der Dichte der trockenen Luft (###$_L$) die Dichte der feuchten Luft ermittelt werden. Die Vorgehensweise ist im folgenden aufgeführt:

1. "Sprung'sche Formel"

$$p_D = p_{DS} - C \cdot \frac{p_0}{101.325} \cdot (\vartheta_{tr} - \vartheta_f) \ ; \text{[N/ m}^2\text{]} \qquad \text{[Gl. 11]}$$

2. Dichte der trockenen Luft

$$\rho_L = \frac{p_0}{R_L \cdot T_0} = \frac{p_0}{287 \cdot T} \ ; \text{[kg/ m}^3\text{]} \qquad \text{[Gl. 12]}$$

3. Dichte der feuchten Luft

$$\rho_{L,f} = \rho_L \cdot \left(1 - 0{,}378 \cdot \frac{p_D}{p_0}\right) ; [kg/m^3] \quad [Gl. 13]$$

Formellegende der Gleichungen 11 bis 13:

C: Temperaturkonstante, C = 66,89 /°C,

für kalte bis warme Luft: -10°C < ϑ_{tr} < + 40°C

$p_{D,S}$: Sättigungsdruck [Pa] des Wasserdampfes bei der vom feuchten Thermometer angezeigten Temperatur ϑ_f (Tabellenwert [41])

p_D: Partialdruck des Wasserdampfes in der feuchten Luft [Pa]

p_0: Umgebungsdruck [Pa]

ϑ_{tr}: Temperatur des trockenen Thermometers [°C]

R_L: Gaskonstante der Luft: 287 J/kg K

T_0: Absolute Temperatur: T_0 = (273 + ϑ_{tr}) K

Bei mit Wasser gesättigten Luftmassenströmen wird der Term in Gleichung 11 (ϑ_{tr} - ϑ_f) gleich Null. Damit ist der Wasserdampfpartialdruck (p_D) gleich dem Sättigungsdruck des Wasserdampfes ($p_{D,S}$) bei der vom feuchten Thermometer angezeigten Temperatur ϑ_f.

Die in der Luft mitgeführte Wassermasse kann über eine weitere Berechnung ermittelt werden. Diese Methode wurde vor allem für die in Kapitel 4.3.3 näher erläuterten Wassermassenströme zur Kontrolle der Ergebnisse aus dem Mollier-Diagramm verwendet. Die Berechnung basiert auf den Angaben zur relativen Luftfeuchte.

Der Partialdruck des Wasserdampfes kann einen temperaturabhängigen Höchstwert (den Sättigungsdampfdruck) nicht überschreiten. Bei jeder Temperatur kann in einem

bestimmten Luftvolumen nur eine Höchstmenge Wasserdampf enthalten sein. Diese Beziehung wird über die relative Luftfeuchtigkeit (φ) beschrieben. Sie ist definiert als das Verhältnis der tatsächlichen enthaltenen zur maximal möglichen Masse des Wasserdampfes in der Luft.

Relative Luftfeuchtigkeit φ:

$$\varphi = \frac{f}{f_{max}} = \frac{\text{absolute Feuchte}}{\text{maximale Feuchte}} \quad \text{[Gl. 14]}$$

Die tatsächlich enthaltene Wassermasse im feuchten Luftmassenstrom wird dann wie folgt berechnet:

$$m_W = V \cdot f \text{ [kg/h]} \quad \text{[Gl. 15]}$$

mit:

f = $\varphi \cdot f_{max}$ [kg/ m^3]

m_W: Wassermassenstrom [kg/h]

V: Volumenstrom der feuchten Luft [m^3/h]

f_{max}: maximale Feuchte [kg/m^3], (Tabellenwert [51])

Der oben aufgeführte Rechenweg zeigt die Vorgehensweise, die zur Berechnung des feuchten Luftmassenstroms angewendet worden ist (vgl. ausführlicher Anhang III). Über das Mollier - Diagramm können die im feuchten Luftmassenstrom enthaltenen Massenströme der trockenen Luft und des Wassers berechnet werden. Neben dieser Berechnung wird das Ergebnis über Gleichung 10 stichprobenartig überprüft. Der Wasseranteil wird über die relative Luftfeuchtigkeit mit Gleichung 15 ebenfalls zur

Kontolle angewendet. Der Wassermassenstrom ergibt sich bei dieser Berechnung über das Mollier - Diagramm automatisch. Auf diesen wird jedoch erst in Kapitel 4.3.3 eingegangen.

Die mit der Berechnung ermittelten Ergebnisse werden getrennt nach den oben genannten Bilanzräumen Vorrotte und Desodorierung aufgeführt. Die Abluft aus beiden Teilsystemen wird vor dem Luftwäscher zusammengeführt, so daß zusätzlich eine Gegenüberstellung der zu- und abgeführten Massenströme um den Luftwäscher dargestellt werden kann.

Bilanzraum Vorrotte

Tabelle 7: Massenströme der trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luft, Vorrotte

Meßstelle		Mollier		Gl. 10		
		m_L [kg/h]	$m_{L,f}$ [kg/h]	$M_{L,f}$ [kg/h]	v [m/s]	ϑ_{tr} [°C]
Zuluft v. Bypass	A	24.500	24.590	24.600	9,5	9
Bypass	B	5.600	5.730	5.700	7,5	28
Reaktorzuluft	C	30.100	30.320	30.400	11,5	12
Abluft Vorrotte	D	23.400	23.970	24.000	10	28
Abluft Vorrotte nach Bypass	E	17.800	18.240	18.300	6	28
Leckluft		6.700	6.865	-	-	28

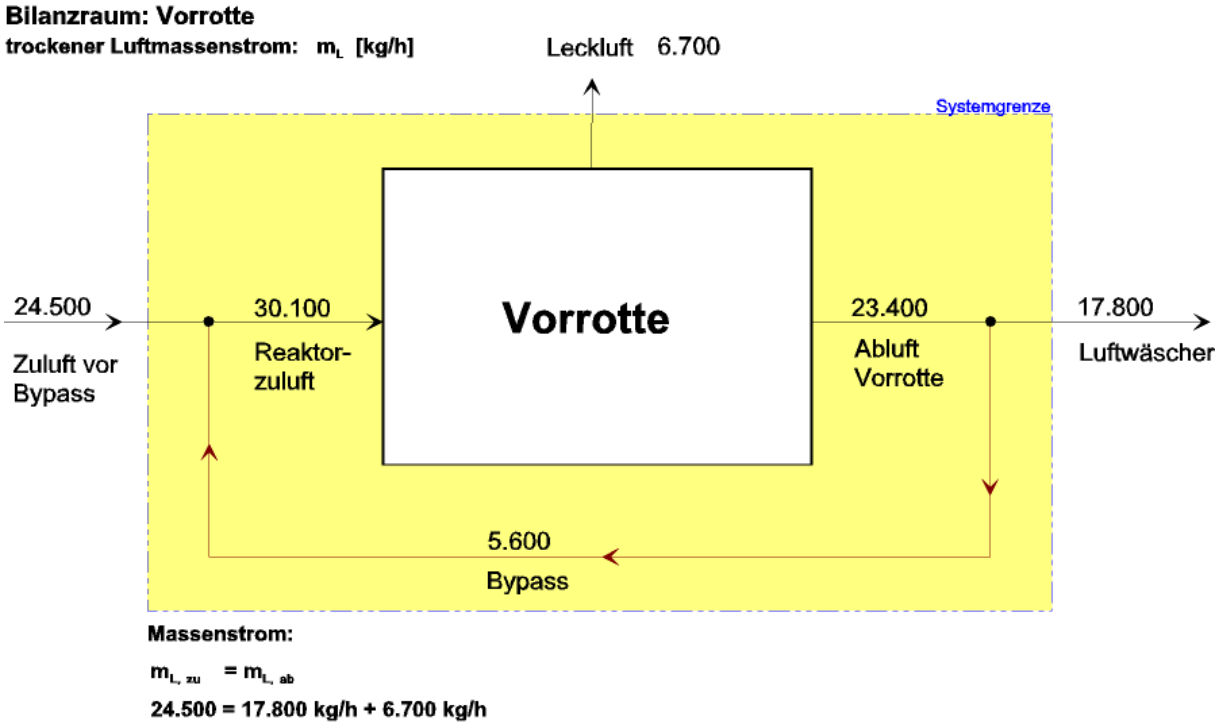


Abb. 19: Zu- und abgeführte Luftmassenströme in der Vorrotte

Abbildung 19 zeigt die trockenen Luftmassenströme im Bilanzraum der Vorrotte.

Die Leckluft entweicht über den Austrags- bzw. Eintragsbereich der Vorrotte. Daher wird angenommen, daß die Temperatur und die relative Luftfeuchtigkeit der Leckluft mit der gemessenen Abluft aus der Vorrotte übereinstimmt. Der trockene Luftmassenstrom für die Leckluft ergibt sich aus der Bilanzierung der trockenen Luftmassenströme der Vorrotte, während der Wassergehalt, entsprechend der Temperatur, über die Angaben aus Kuchling [51] ermittelt werden kann.

Die Abweichung der nach Mollier und Gleichung 10 berechneten Massenströme ist gering (< 1 %). Das macht deutlich, daß die über das Mollier-Diagramm ermittelten Parameter exakt abgelesen wurden. Die Großbuchstaben bezeichnen die für die Berechnung verwendeten Meßstellen. Sie sind in der Abbildung 17 abgebildet.

Die Bilanzierung der feuchten Luftmassenströme ergibt eine Massendifferenz zwischen den insgesamt abgeführten Luftmassenströmen (Abluft Vorrotte + Leckluft) und der zugeführten Reaktorzuluft. Da der gesamte zu- und abgeführte trockene Luftmassenstrom konstant ist (Abbildung 19), ändert sich nur der Wassergehalt gegenüber der Zuluft. Die Massendifferenz muß daher die während der Rotte aus dem Feststoff aufgenommene Wassermasse darstellen

Bilanzraum Desodorierung

Tabelle 8: Massenströme der trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luft, Desodorierung

Meßstelle	Mollier		Gl. 10		
	m_L[kg/h]	$m_{L,f}$ [kg/h]	$M_{L,f}$ [kg/h]	v [m/s]	ϑ_{tr} [°C]
Zuluft Desodorierung[1] F	17.200	17.265	17.250	8,5	9
Abluft Desodorierung G	24.500	24.800	24.800	7,5	20
Leckluft aus der Halle[2]	7.300	7.335	-	-	10

[1] Der Massenstrom bezieht sich auf die Zuluft beider Desodorierungstrommeln.

[2] Leckluft: Durch Materialeintrittsöfffnung angesaugte Hallenluft

Für die Berechnung des feuchten Luftmassenstroms der Leckluft wurde eine relative Luftfeuchtigkeit von 60 % angenommen. Dieser Wert wurde an zwei verschiedenen Tagen mit einem Haarhygrometer ermittelt. Die Berechnung des trockenen Luftmassenstroms ergibt sich aus der Bilanzierung (vgl. Abbildung 20).

Die Bilanzierung der feuchten Luftmassenströme, die über die Systemgrenzen der Desodorierung zu- und abgeführt werden, weisen, wie bei der Vorrotte, eine Massendifferenz auf. Der insgesamt abgeführte feuchte Luftmassenstrom ist um 200 kg/h größer als der insgesamt zugeführte feuchte Luftmassenstrom (vgl. Kapitel 4.3.3, Abbildung 28).

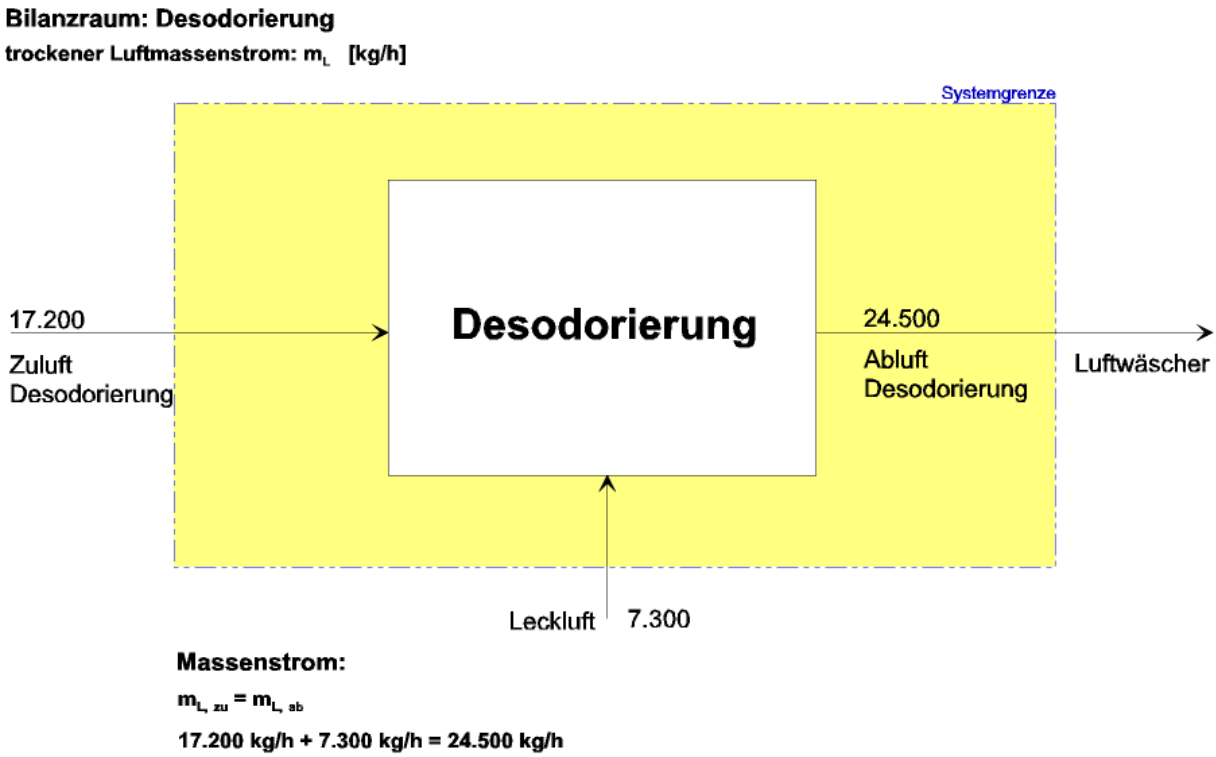


Abb. 20: Zu- und abgeführte Luftmassenströme in der Desodorierung

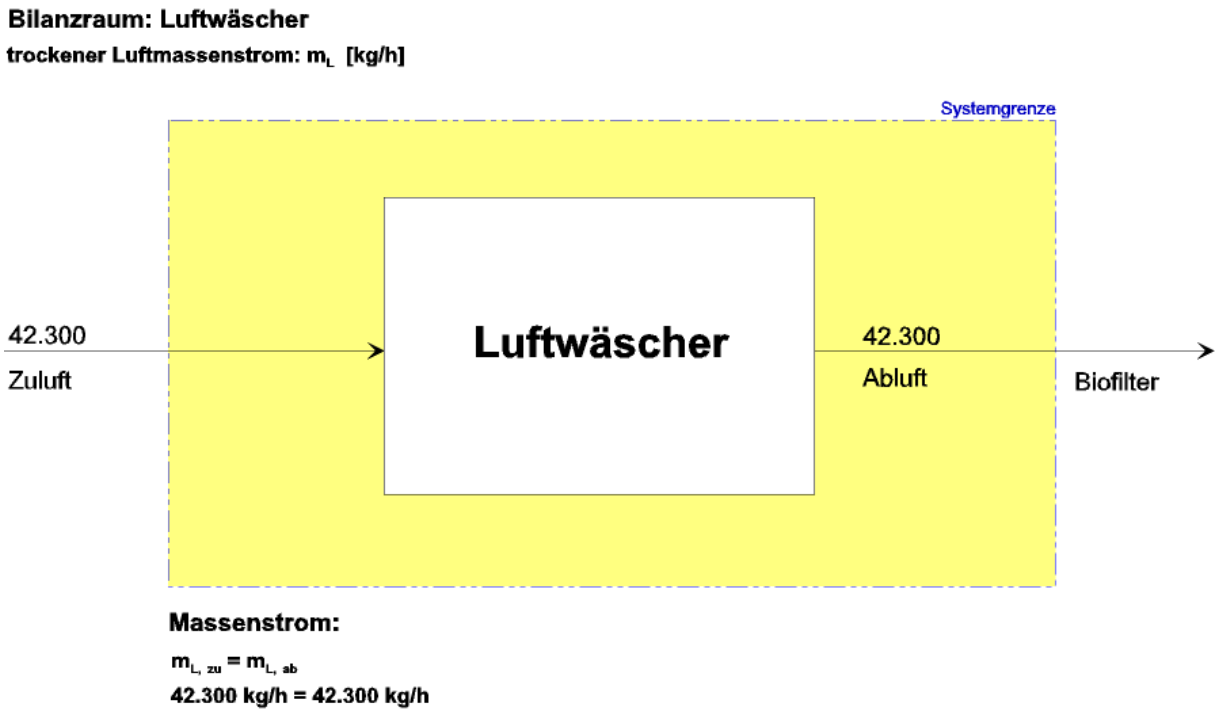


Abb. 21: Zu- und abgeführte Luftmassenströme über den Luftwäscher

Diese Massendifferenz ist die Wassermenge, die während der Be- und Entlüftung des Rottematerials in den Desodorierungstrommeln von der vorbeistreichenden Luft aus dem Material aufgenommen wird.

Die Luftmassenströme aus der Abluft der Vorrotte und der Desodorierung werden zusammengeführt und in den Luftwäscher geleitet (vgl. Abbildung 21). Der aus dem Luftwäscher austretende Luftmassenstrom gelangt über den Biofilter ins Freie. Die berechneten Massenströme werden in der Graphik aufgeführt. Die dafür verwendeten Meßstellen sind in der Abbildung 17 mit E, G und H gekennzeichnet. Die beiden Abbildungen (20 und 21) zeigen die Zusammenhänge für die Desodorierung und den Luftwäscher getrennt auf.

Bewertung der Ergebnisse

Die Ausgangsposition zur Berechnung der Massenströme ist die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit in den einzelnen Rohrleitungen. Zu Beginn der Untersuchung wurde an nahezu allen Meßstutzen die Geschwindigkeit mit dem Prandl-Staurohr ermittelt. Mit dieser Vorgehensweise sollte untersucht werden, welche Meßstellen sich für die anstehende Bilanzierung eignen. Das bedeutet, daß die Strömungsverhältnisse nicht an allen Meßstutzen gleich sind. Rohrkrümmungen und Rohrverzweigungen verursachen Verwirbelungen, die den Meßvorgang nachteilig beeinflussen. Links und rechts der ausgewählten Meßstutzen ist daher auf eine freie Anströmlänge geachtet worden. Weiterhin wurde bei den Messungen Wert darauf gelegt festzustellen, inwieweit Rohrleitungen im Innenraum durch Ablagerungen verunreinigt sind.

Der Grad der Verschmutzung ist dabei vor allem abhängig davon, ob in der Zuluft oder in der Abluft gemessen wird. Die Zuluft besitzt generell einen geringeren Wasseranteil (vgl. Kapitel 4.3.3). Es werden daher meistens trockene Stäube im Luftstrom mitgeführt. Im Bereich von Rohrkrümmungen oder auch an Stellen mit einer größeren Oberflächenrauhigkeit auf der Innenseite des Rohres bleiben Stäube haften, die sich im weiteren Verlauf zu einem festen Fließ verdichten.

In der Abluft der Vorrotte und der Desodorierung führt die Luft eine größere Masse Wasser in Form von Wasserdampf mit (vgl. Kapitel 4.3.3). Ein Teil des Wasserdampfes kondensiert an der Innenwand der Rohrleitung und bindet die in der Luft enthaltenen Schmutzpartikel. Das verunreinigte Kondensat sammelt sich hier im besonderen Maße

auf dem Boden der horizontal verlaufenden Rohrleitungen an. Speziell im Bereich der Abluft aus der Desodorierung konnte während der einmonatigen Messungen festgestellt werden, daß eine Abluftleitung so stark verunreinigt war, daß die Innenwand des vertikal verlaufenden Rohres mit einer dichten Schicht feuchter Stäube behaftet war. Die daraufhin vorgezogene Reinigungsarbeit, die in regelmäßigen Abständen vom Anlagenpersonal durchgeführt wird, ermöglichte die umgehende Reinigung des Rohres.

Dieses Beispiel macht deutlich, wie Feuchtigkeit und Schmutzpartikel zu Querschnittsverengungen führen können. Als Folge werden zu große Strömungsgeschwindigkeiten gemessen, die zu größeren Volumenströmen führen und in letzter Konsequenz den Massenstrom beeinflussen. In der Desodorierung waren Querschnittsverengungen über den Meßstutzen festzustellen. Vielfach können sich solche Zonen auch an Stellen ausbilden, die mit dem Auge nicht mehr zu erkennen sind, aber anhand der Strömungsgeschwindigkeit und der daraus resultierenden Volumenströme bestimmt werden können.

Im Verlauf der ersten Meßreihen hat sich damit gezeigt, daß auf einige Meßstellen im Hinblick auf die Bilanzierung verzichtet werden kann oder muß. Dazu gehören:

- Meßstellen an den einzelnen Belüftungsfeldern
- Abluft aus den beiden Homogenisierungstrommeln
- Abluft direkt über dem Austrag der Rotte
- Abluft vor dem Luftwäscher

Ergebnisse aus den Messungen vor und nach dem Luftwäscher zeigen grundsätzlich stark voneinander abweichende Strömungsgeschwindigkeiten. Obwohl der Rohrdurchmesser auf der Zu- und Abluftseite mit 1.200 mm gleich groß ist, ist der Volumenstrom auf der Zuluftseite um teilweise mehr als 7.000 m^3/h (ca. 19 %) kleiner gewesen. Die Ursache hierfür liegt in der Zusammenführung der Volumenströme aus Vorrotte und Desodorierung vor dem Luftwäscher, in unmittelbarer Nähe des Meßstutzens. Bedingt durch die Zusammenführung der beiden Luftströme wird dieser Volumenstrom an der dem Meßstutzen gegenüberliegenden Seite vorbeigeführt, so daß mit dem nur ca. 450 mm langen Prandl-Staurohr die Geschwindigkeit nicht korrekt erfaßt werden kann. Bei der Bilanzierung der Massenströme wird daher für die Position

vor dem Luftwäscher die Summe aus den Massenströmen der Vorrotte und der Desodorierung verwendet (vgl. Abbildung 17).

An anderen Meßstellen, die im weiteren Verlauf der Untersuchung nicht mehr zur Messung verwendet worden sind (s.o.), war die Strömungsgeschwindigkeit kleiner als 4 m/s. Das Meßgerät zeigt die Differenz aus Gesamtdruck und statischem Druck, ab einem Differenzdruck von 0,1 mbar an. Unter Verwendung von Gleichung 5 ergibt sich für diesen Druck eine Geschwindigkeit von 4 m/s. Diese Geschwindigkeit ist nach Angaben des Herstellers für repräsentative Messungen mit dem Prandl-Staurohr mindestens erforderlich. Die Meßgenauigkeit wird für Geschwindigkeiten größer 4 m/s mit einer Toleranz von $\pm$ 0,4 m/s angegeben.

Die für die Bilanzierung verwendeten Meßstellen sind in der Abbildung 17 dargestellt.

Aus der Bilanzierung der feuchten Luftmassenströme für die Vorrotte wird deutlich, daß der über die Rohrleitungen abgeführte Massenstrom kleiner ist als der zugeführte Massenstrom. Die Differenz wird über verschiedene Leckagestellen abgegeben. Das Ziel dieser Absaugung ist es jedoch, die geruchsbeladene Abluft der Vorrotte kontrolliert zu erfassen, dem Biofilter zuzuführen und damit Geruchsemissionen weitgehend zu vermeiden. Damit wird ersichtlich, daß hier Handlungsbedarf besteht. Für die Zuluft wird in Stufe zwei der drehzahlgesteuerten Radialventilatoren ein maximaler Volumenstrom von 3.600 m^3/h angegeben.

Bei drehzahlgesteuerten Radialventilatoren ist der Volumenstrom eine Funktion der Druckdifferenz (Druckseite – Saugseite). Der stationäre Betriebspunkt im Kennlinienfeld verschiebt sich demnach bei einer geringeren Druckdifferenz auf der Drehzahlkennlinie zu größeren Volumenströmen. Im vorliegenden Untersuchungsergebnis werden von jedem Radialventilator ca. 4.000-5.000 m^3/h angesaugt. Für eine kontrollierte Belüftung sowohl für einen optimalen Betrieb der Vorrotte, als auch für eine effektive Vermeidung von Geruchsemissionen ist daher eine Regulierung der Druckverhältnisse über die vor den Radialventilatoren eingebauten Drosselklappen erforderlich. Zumindest ist es im Hinblick auf die Vermeidung von Geruchsemissionen ratsam, den Abluftventilator der Vorrotte auf die aktuelle Zuluftsituation abzustimmen.

Bislang existieren für die Radialventilatoren keine Kennlinien, die die Zusammenhänge zwischen Drosselklappenstellung und Volumenstrom verdeutlichen. Es wäre jedoch sinnvoll, im Rahmen einer Optimierung des Belüftungssystems diese Überlegungen miteinzubeziehen.

Für die Berechnung der Massenströme mit Hilfe des Mollier - Diagramms werden die Volumenströme benötigt. Diese sind jedoch bedingt durch Verunreinigungen, wie sie sich bei der Behandlung von Restmüll nie ganz vermeiden lassen, und damit in Abhängigkeit von den Wartungszyklen stellenweise unterschiedlich. Für die Berechnung wird Gleichung 4 verwendet. Der Innendurchmesser der Rohrleitungen wird den Bauausführungen entnommen. Inwieweit Querschnittsverengungen den effektiven Durchmesser und damit die Querschnittsfläche beeinträchtigen, wird nicht berücksichtigt. Anhand der Einzelergebnisse werden die verwendeten Volumenströme über das arithmetische Mittel errechnet und anschließend auf ± 1.000 m^3/h gerundet. Eine genauere Angabe ist aufgrund der genannten Einflußfaktoren nicht möglich. Bei der Berechnung der Volumenströme ist die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit der größtmögliche Fehler.

Damit diese Ungenauigkeiten für zukünftige Messungen verringert werden können, ist es sinnvoll, mit mehreren baugleichen Meßgeräten zur gleichen Zeit an den verschiedenen relevanten Meßstellen Untersuchungen durchzuführen.

Diese Überlegungen wurden auch schon in der Anlagenplanung berücksichtigt, woraufhin in das Rohrleitungssystem eine festeingebaute Meßtechnik eingebaut wurde. Dieses Meßsystem besteht aus insgesamt 24 Wilson–Staugittern, die nach dem gleichen Prinzip wie das Prandl-Staurohr die Druckdifferenz erfassen und daraus in Verbindung mit dem Rohrdurchmesser den Volumenstrom errechnen. Durch die staubbeladene feuchte Luft verkleben die Meßöffnungen jedoch, so daß die darüber ermittelten Werte stark beeinträchtigt werden.

Für Wartungszwecke müssen diese Gitter komplett ausgebaut werden, was in Anbetracht der großen Anzahl mit einem ebenso großen Zeitaufwand verbunden ist. Damit ein solches Meßsystem auch in Zukunft zielorientiert für Abluftmessungen in vergleichbaren Anlagen eingesetzt werden kann, wäre z.B. eine Optimierung im Hinblick auf eine nachträglich eingebaute Staub- und Kondensatabscheidung an verschiedenen Stellen durchaus in Betracht zu ziehen.

Neben den Volumenströmen wird zur Berechnung der Massenströme die psychrometrische Temperaturdifferenz verwendet.

Beim Verdunstungsvorgang erfolgt ein Stoffaustausch (Wasserverdunstung) sowie ein Wärmeaustausch. Der Wärmeaustausch ist abhängig von den Temperaturdifferenzen des Wassers im feuchten Docht und der umgebenden Luft. Dabei kühlt sich die Luft adiabatisch bis zur Sättigung ab, falls keine Wärmezufuhr oder Wärmeabfuhr stattfindet.

Es konnte jedoch kein wärmeisoliertes Meßgerät verwendet werden, so daß eine Beeinflussung des Meßwertes nicht auszuschließen ist.

Die Anwesenheit von hygroskopischen Stäuben, welche den Taupunkt beeinflussen können, hat ebenfalls Einfluß auf die psychrometrische Temperraturdifferenz. Das bedeutet, der Staub entzieht dem feuchten Docht einen Teil des Wassers, das infolgedessen für den Verdunstungsvorgang nicht mehr zur Verfügung steht. So wird der Taupunkt ggf. nicht erreicht.

Die für dieses Verfahren notwendige Strömungsgeschwindigkeit von mindestens 2 m/s bis 3 m/s konnte hingegen an allen Meßstellen eingehalten werden.

Die verwendeten Temperaturen zur Berechnung der Massenströme wurden aus dem arithmetischen Mittel einer jeden Meßstelle errechnet. Der Mittelwert wurde auf ganze Zahlen gerundet.

Bestimmung des Kohlendioxid- und TOC-Gehaltes

Bei der aeroben Rotte entsteht durch die Aktivität der Mikroorganismen eine Vielzahl von Stoffwechselprodukten. Auf welche Weise und bis zu welchem Grad die Umsetzung erfolgt, hängt von der abzubauenden Biomasse, den jeweiligen Organismen und dem vorliegenden Milieu ab. Findet ein vollständiger Abbau, d.h. bis zur Mineralisierung der organischen Substanz statt, so sind die Endprodukte Kohlendioxid, Wasser und Mineralsalze.

Je nach Abbaugrad entstehen in erster Linie Alkohole, Ester, Ketone und organische Säuren (z.B. Buttersäure). Diese Geruchsstoffe, die beim Rottevorgang entstehen oder entstehen können, sind flüchtig und besitzen bei Raumtemperatur einen Dampfdruck, der ihre Freisetzung begünstigt.

Für die folgenden Betrachtungen wurde das oben beschriebene Luftführungssystem auf den Gehalt an verschiedenen Gasen untersucht. Es stand das airTox Gas-Meßsystem der Fa. Fresenius zur Verfügung. Dieses Meßgerät ist speziell für den mobilen Einsatz entwickelt und eignet sich zur schnellen vor Ort-Messung und Beprobung von deponiespezifischen Gasen. Deponiegas ist ein Gas, das haupsächlich aus Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) besteht (Verhältnis ca. 60 % zu 40 %). Gleichzeitig wird mit

dem Gerät der Gehalt an Sauerstoff (O_2) und Schwefelwasserstoff (H_2S) in der Luft bestimmt.

Methan entsteht bei anaeroben Zersetzungsprozessen, wie sie im Deponiekörper stattfinden. Bei dem hier untersuchten aeroben biologischen Abbau ist daher keine nennenswerte Methan-Konzentration in der Abluft aus der Vorrotte zu erwarten. Werden dennoch repräsentative Werte festgestellt, so ist das ein Zeichen für Sauerstoffmangel, der z.B. durch eine unzureichende Belüftung verursacht werden kann. Als Folge bilden sich innerhalb der Materialschüttung anaerobe Zonen, bei denen neben Kohlendioxid auch Methan freigesetzt wird. Diese Zonen anaeroben Abbaus können nicht ausgeschlossen werden. Inwieweit sie sich ausbilden können, ist abhängig vom Rottematerial, der Homogenisierung und im besonderen Maße von der Belüftung der Tunnelreaktoren. In Kunststoffolie eingeschlossene nativ-organische Abfälle können nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. In diesen Bereichen erfolgt der Abbau nicht wie im aeroben Milieu durch Atmung (H-Akzeptor Sauerstoff), sondern durch Gärung (H-Akzeptor sind organische Verbindungen). Hierbei entstehen vor allem geruchsintensive Schwefelverbindungen, wie Schwefelwasserstoff (Fäulnisprodukt von Eiweißstoffen) und Mercaptane.

In erster Linie soll in der Untersuchung die Konzentrationen an Kohlendioxid und Sauerstoff, als Maß für den biologischen Abbau, aufgezeichnet werden. Sauerstoff wird von den Mikroorganismen über das im Material gebundene Wasser aufgenommen (vgl. Kapitel 2), während das Kohlendioxid als Stoffwechselprodukt abgegeben wird. Das Verhältnis von verbrauchtem Sauerstoffvolumen zu gebildetem Volumen an Kohlendioxid wird in der Literatur mit dem Atmungskoeffizienten oder auch Respirationskoeffizienten (RQ) angegeben [16]. Es wird daher bei der Unter-suchung der Zu- und Abluft nicht nur auf die Zunahme der Konzentration an Kohlen-dioxid geachtet, sondern auch auf die Abnahme an Sauerstoff.

Funktionsprinzip des airTox Gas-Meßsystem

Das airTox Gas-Meßsystem ist ein Einküvetten – Infrarotspektrometer. Die über einen Strahler erzeugte breitbandige Infrarotstrahlung wird über ein zeitgesteuertes Blendrad durch eine mit Meßgas gefüllte Küvette geführt. Die Meßkomponenten absorbieren dabei in substanzspezifischer Weise bestimmte Anteile (Wellenlängenbereiche) der Strahlung. Das Ausmaß dieser Absorption ist ein Maß für die Konzentration der

jeweiligen Komponente. Die am Ende der Küvette verbleibende Intensität wird nach Durchgang durch einen schmalbandigen Filter mit einem Detektor gemessen. Bei der gleichzeitigen Messung von mehreren Komponenten kommt eine entsprechend große Anzahl von Filter / Detektorkombinationen zum Einsatz.

Meßbereiche:		Meßgenauigkeit:		
0 – 70	Vol.-% CH_4	CH_4	0 – 5 Vol.-%	= 0,1 Vol.-%
0 – 30	Vol.-% CO_2	CO_2	0 – 2 Vol.-%	= 0,01 Vol.-%
0 – 25	Vol.-% O_2	O_2	0 – 25 Vol.-%	= 0,1 Vol.-%
0 – 200	ppm H_2S	H_2S	0 – 200 ppm	= 0,1 ppm

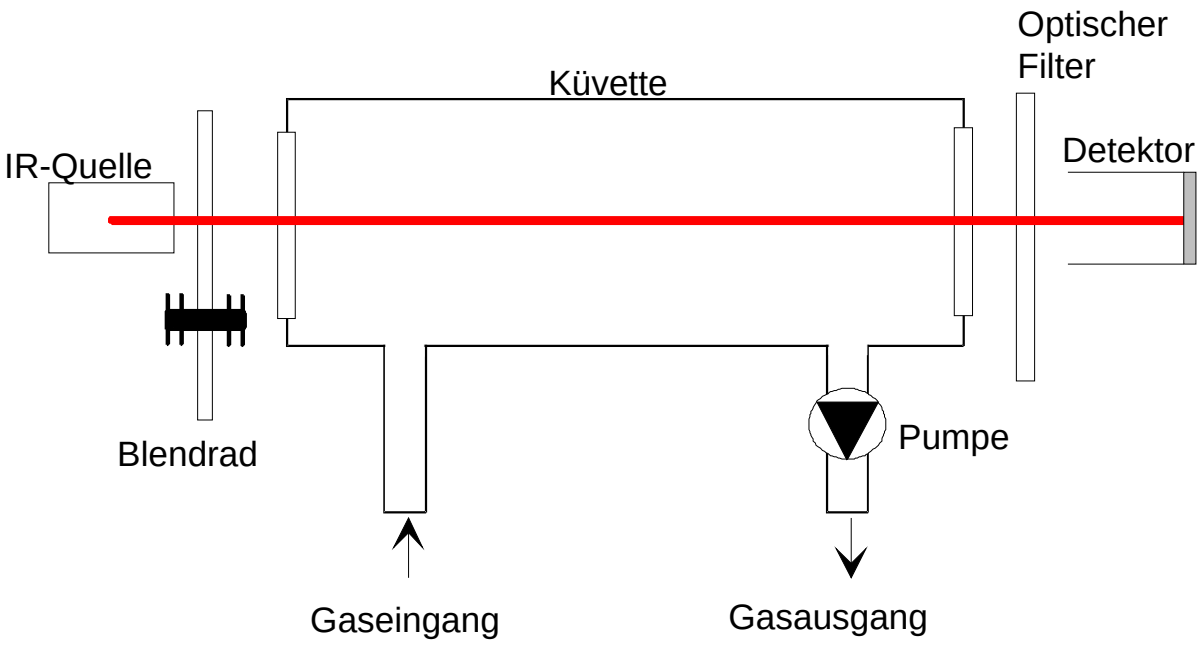


Abb.22: Funktionsübersicht des airTox Gas-Meßsystems

Die hierzu verwendeten Meßstellen sind die gleichen, die auch schon zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeiten verwendet worden sind. Zusätzlich wird die

Konzentration der Gase in der umgebenden Hallenluft sowie in zwei verschiedenen Tunnelreaktoren gemessen. In der Abbildung 17 sind sie mit 523 und 524 gekennzeichnet. Für die Beprobung werden zwei Reaktoren als ausreichend betrachtet, da in den sechs Reaktoren ähnliche Restabfälle enthalten sind. Gleichzeitig sind die Meßöffnungen dieser Reaktoren gut zu erreichen und nicht durch darüber angeordnete Rohrleitungen oder den Luftwäscher verdeckt. Die Meßöffnungen sind in der Mitte der Tunnelreaktordecke eingelassen. Der Meßschlauch des airTox-Meßgerätes wird dabei mit einer Meßlanze verbunden und über die Meßstutzen in den Reaktor eingelassen, so daß die zu ermittelnden Konzentrationen in einer Höhe von ca. 1,5 m unterhalb der Tunneldecke gemessen werden können.

Es wurde bewußt darauf geachtet, einen in der Mitte liegenden und einen äußeren Reaktor zu untersuchen, um mögliche Auskühlungsverluste im Randbereich feststellen zu können.

Vor Beginn einer jeweiligen Meßreihe wurde stets ein Sensorabgleich an der Außenluft durchgeführt, da nur hier von O_2 (21 Vol.-%), CO_2 (0,03 Vol.-%) und H_2S (0 ppm) ausgegangen werden kann. Anschließend wurden alle Meßstellen, die für die Bilanzierung von Intersse sind (Abbildung 17), mit dem Meßgerät untersucht. Dabei wurde stets zuerst die Zuluft und anschließend die Abluft gemessen.

Eine Einzelmessung umfaßt die Phasen Pumpen und Messen und dauert ca. 20 Sekunden. Vor jedem neuen Meßvorgang findet eine automatische Nullpunktkalibrierung statt. Somit wird alle 20 Sekunden der Meßwert aktualisiert. Die Meßzeit je Meßstelle betrug ca. drei bis fünf Minuten. Innerhalb dieser Zeitspanne hatte sich in der Regel ein konstanter Meßwert eingestellt.

Die Ergebnisse der Messungen werden in den folgenden Tabellen dargestellt, unterteilt in die Bilanzräume Vorrotte und Desodorierung. Für die Abluft aus der Vorrotte werden die Meßergebnisse aus den o.g. Tunnelreaktoren hinzugezogen.

Bilanzraum Vorrotte

Tabelle 9: Gaskonzentrationen in der Zu- und Abluft der Vorrotte

Meßstelle		CO_2	O_2	H_2S	ϑ [1)]
		[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Zuluft vor Bypass	A	0,04-0,06	19,5-20,2	0,2-0,5	9
Bypass	B	0,50-0,75	19,3-19,7	0,5-1,4	28
Reaktorzuluft	C	0,10-0,20	19,3-20,1	0,3-1,5	12
Abluft Vorrotte	D	0,50-0,75	19,2-20,2	0,3-1,5	28
Abluft Vorrotte nach Bypass	E	0,50-0,75	19,2-20,2	0,3-1,5	28
Leckluft (aus Vorrotte) [2)]		0,50-0,75	19,2-20,2	0,3-1,5	28

1) Temperaturen ± 2°C
2) Konzentrations- und Temperaturwerte angenommen, analog zur Abluft Vorrotte

Tabelle 10: Gaskonzentrationen im Reaktor 523

Reaktor 523	CO_2	O_2	H_2S	ϑ
	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Meßstelle, MS 1	0,30-0,96	20,0-20,5	0,2-1,0	28-44
Meßstelle, MS 2	0,26-0,58	19,9-20,8	0,2-1,0	25-34
Meßstelle, MS 3	0,15-0,49	20,2-21,0	0,3-1,1	18-35
Meßstelle, MS 4	0,09-0,36	19,8-21,0	0,2-1,0	20-31

Tabelle 11: Gaskonzentrationen im Reaktor 524

Reaktor 524	CO_2	O_2	H_2S	ϑ
	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Meßstelle, MS 1	0,55-0,85	19,4-20,6	0,4-1,2	28-41
Meßstelle, MS 2	0,46-0,67	19,5-20,0	0,2-1,2	23-35
Meßstelle, MS 3	0,19-0,23	19,8-20,2	0,2-1,2	21-32
Meßstelle, MS 4	0,11-0,27	19,7-20,2	0,1-1,2	12-20

Die Konzentration von Kohlendioxid in der Zuluft ist gegenüber der Außenluft (0,03 Vol.-%) teilweise leicht erhöht. Dies liegt daran, daß für die Belüftung keine reine Außenluft, sondern angesaugte Luft aus verschiedenen Bereichen der Anlage verwendet wird (Abbildung 17).

Die Abluft aus der Vorrotte zeigte während der Messungen einen Konzentrationsbereich von 0,5 Vol.-% bis 0,75 Vol.-%. Die meisten Werte lagen um ca. 0,6 Vol.-%. Der Schwankungsbereich ist in Anbetracht der Meßungenauigkeit von 0,01 Vol.-% recht groß. Diese Schwankungen waren jedoch typisch für die Ergebnisse, die an allen Tagen gemessen werden konnten. Stichprobenartige Messungen haben gezeigt, daß sich die Konzentration von Kohlendioxid auch innerhalb kurzer Zeit (15 min bis 30 min) an einem Meßstutzen deutlich ändern kann. Die Streubreite betrug dabei bis zu 0,15 Vol.-%.

Die Reaktorzuluft hat einen Kohlendioxidgehalt von 0,1 Vol.-% bis 0,2 Vol.-%. Diese Werte sind in erster Linie abhängig von der über den Bypass zugeführten Luftmasse und deren Gehalt an Kohlendioxid. Die Luft aus dem Bypass wird mit der Zuluft aus der Saug-Sammelleitung (Zuluft vor Bypass) vermischt und durch Stichleitungen über Radialventilatoren in die Belüftungsfelder gedrückt.

Die Rottereaktoren wurden in Längsrichtung vom Eintrag bis zum Austrag an vier Meßstellen beprobt. Die verwendeten Meßstellen sind im mittleren Deckenbereich der Reaktoren angeordnet. Die folgende Abbildung zeigt den Systemschnitt durch einen Reaktor mit den Meßstellen MS 1 bis MS 4.

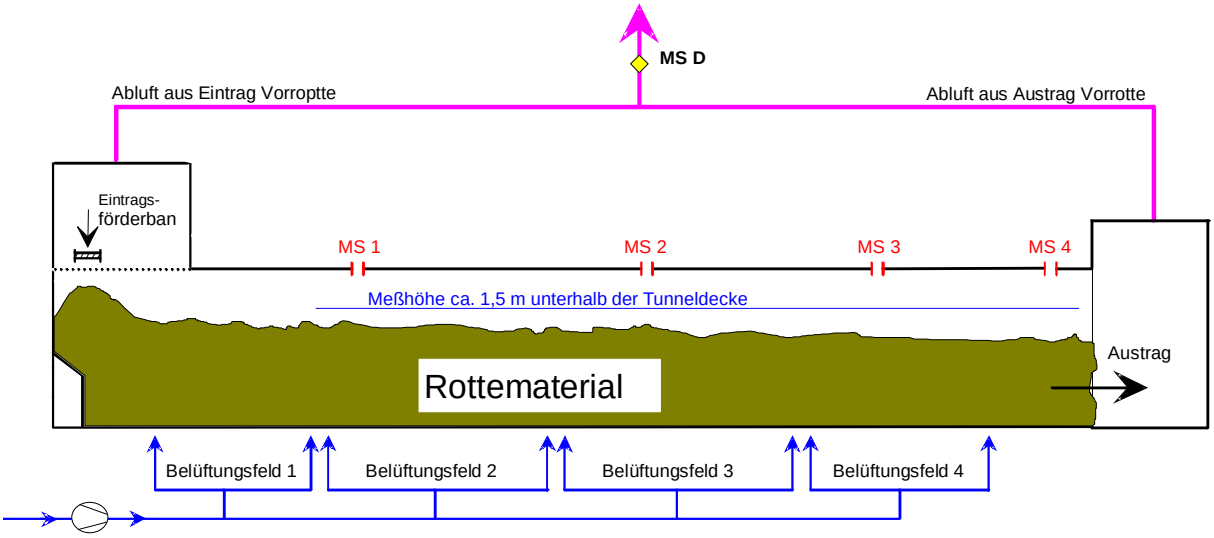


Abb. 23: Systemschnitt durch einen Tunnelreaktor

Die Konzentration an Kohlendioxid ist an der Meßstelle MS 1 deutlich höher als an den Meßstellen MS 2 bis MS 4. Generell konnte bei allen Messungen eine Abnahme der Konzentration an Kohlendioxid über die Meßstellen festgestellt werden. Die Höhe der Konzentrationen war aber auch hier von Meßtag zu Meßtag unterschiedlich.

Parallel dazu wurde die Temperatur gemessen. Die Werte unterliegen ebenfalls einer größeren Streubreite. Tendenziell fällt die Temperatur in Richtung Austrag deutlich ab. Besonders an der Meßstelle MS 4 werden wesentlich geringere Temperaturwerte gemessen.

Dieses Konzentrations- und Temperaturprofil entspricht nicht den Erwartungen, da sich in einem geschlossenen Raum sowohl die Konzentration der Gase als auch die Temperatur gleichmäßig verteilt. Die Luft wird am Ein- und Austrag der Rottereaktoren abgesaugt, so daß durch Konvektion die Verteilung und damit eine Vergleichmäßigung der CO_2-Konzentration und der Temperatur ermöglicht werden müßte. Dies ist jedoch nicht der Fall, so daß auf die Ursachen näher eingegangen werden muß.

Die Vorrotte ist ein eingekapseltes System, dennoch muß hier zwischen dem Ein- und Austrag differenziert werden. Während der Eingang der Vorrotte bis auf den Materialeintrag vollständig gekapselt ist, liegen am Materialaustrag andere Verhältnisse vor. Das vorgerottete Material muß über den Leiterförderer zur Dosierschnecke befördert werden. Dabei kann es zu Behinderungen kommen, so daß an dieser Stelle die Möglichkeit gegeben sein muß, mit Maschinen oder anderen Geräten die Verstopfungen zu beseitigen. Für die erforderlichen Wartungsarbeiten muß der Zugang zu den Reaktoren möglich sein. In Horm sind zu diesem Zweck am Austrag der Rotte

hinter den Reaktoren 519 bis 526 drei Rolltore angebracht. Hier ist keine Wärmeisolierung vorhanden, so daß speziell bei geringen Außentemperaturen, wie sie im Januar und Februar vorgeherrscht haben (- 4 °C bis + 10 °C), eine Abkühlung der Luft am Austrag der Rotte nicht zu vermeiden ist. Diese Temperatur ist für die Abkühlung in diesem Bereich verantwortlich.

Anders stellt sich die Situation im Eintragsbereich dar. Das Rottematerial unterhalb der Meßstelle MS 1 ist stets seit ca. 1,5 Tagen im Reaktor. Die Mikroorganismen haben sich bereits an das Milieu angepaßt und befinden sich in der exponentiellen Wachstumsphase. Damit ist die Stoffwechselaktivität besonders hoch, so daß höhere Werte an Kohlendioxid gemessen werden. Im weiteren Verlauf der Rotte steigt die Temperatur im Rottematerial auf über 60 °C an. Mesophile Bakterien sterben ab oder sind nur noch eingeschränkt aktiv. Selbst thermophile Bakterien haben bei diesen Temperaturen (70 °C bis 75 °C) nur noch eine eingeschränkte Leistungsfähigkeit. Der Stoffwechsel der Mikroorganismen geht also allgemein zurück, so daß auch sinkende CO_2-Konzentrationen verständlich werden. Ein im Rottematerial gemessenes Temperaturprofil ist im Anhang IV dargestellt.

Die Luft unterhalb der Meßstelle MS 1 wird über den Eintrag abgesaugt. Die Meßstelle MS 2 liegt bereits näher am Austrag als am Eintrag. So wäre zu vermuten, daß die Luft unterhalb der Meßstellen MS 2 bis MS 4 über den Austrag abgeführt wird. In den ersten Meßreihen zur Ermittlung der Volumenströme konnte über dem Austrag der Rotte ein Abluftvolumenstrom von ca. 13.000 m^3/h festgestellt werden. Bei einem insgesamt gemessenen Abluftvolumenstrom von 21.000 m^3/h wird deutlich, daß über den Austrag mehr Luft abgesaugt wird. Damit soll verdeutlicht werden, daß ein Konzentrationsgleichgewicht zumindest zwischen den Meßstellen MS 1 und MS 2 durch die entgegengesetzte Abluftführung sich nicht einstellen kann.

Desodorierung

Tabelle 12: Gaskonzentrationen in der Zu- und Abluft der Desodorierung

Meßstelle		CO_2	O_2	H_2S	ϑ [1)]
		[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Zuluft Desodorierung	F	0,04-0,06	19,8-20,4	0,1-0,3	9
Abluft Desodorierung	G	0,07-0,09	19,3-20,4	0,1-0,5	20
Leckluft (Hallenluft)		0,04-0,07	19,8-20,4	0,0-0,2	10

1) Temperaturen ± 2°C

Bei der Desodorierung ist die Konzentration an Kohlendioxid in den Luftmassenströmen relativ gering. Der Gehalt in der Abluft ist je nach Konzentration der zugeführten Luft geringfügig höher. Das liegt daran, daß das im Material vorhandene CO_2 während der Durchmischung in den Trommeln von der Abluft aufgenommen werden kann. Die Berechnung der einzelnen Massenströme dieses Bilanzraumes wird im folgenden (Tabelle 15) weiteren Aufschluß über die Massenverteilung geben.

Luftwäscher

Tabelle 13: Gaskonzentrationen vor und nach dem Luftwäscher

Meßstelle		CO_2	O_2	H_2S	ϑ [1)]
		[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Vor Luftwäscher	y	0,30-0,45	19,4-20,6	0,5-1,0	26
Nach Luftwäscher	H	0,30-0,45	19,5-20,4	0,5-1,0	26

1) Temperaturen ± 2°C

Die Konzentration an Kohlendioxid vor und nach dem Luftwäscher war bei jeder Messung in etwa gleich, obwohl die Meßwerte auch hier bei den einzelnen Messungen

in der Höhe verschieden waren. Die Massenströme an Kohlendioxid werden auch hier der Vollständigkeit halber nachfolgend (Tabelle 16) angegeben.

Die in den Tabellen aufgeführten Daten machen deutlich, daß die Konzentration der in der Luft enthaltenen Gase starken Schwankungen unterworfen ist.

Eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes konnte stellenweise festgestellt werden. Die Differenz zum Sauerstoffgehalt, der in der Außenluft gemessen werden konnte (ca. 20,8 Vol.-%), beträgt dabei ca. 1 Vol.-%. Die ermittelten Konzentrationsdaten lassen aber keine Zusammenhänge mit der Position innerhalb der biologischen Behandlungsstufe zu, so wurde speziell in den Rottereaktoren ein Sauerstoffanteil sowohl von 19,4 Vol.-% als auch von 20,8 Vol.-% ermittelt.

Eine Beziehung zwischen dem Sauerstoffverbrauch und der Kohlendioxidbildung ist nicht zu erkennen.

Die in der Luft enthaltene Konzentration des Gases Methan wurde vom Meßgerät grundsätzlich mit 0,1 Vol.-% angegeben, unabhängig davon, ob in der Außenluft, in den Zuluftleitungen, den Abluftleitungen oder direkt in der Reaktorluft gemessen worden ist. In Anbetracht der angegebenen Meßungenauigkeit kann davon ausgegangen werden, daß Methan nicht in der Luft enthalten ist. Zumindest können Konzentrationsangaben in Volumenprozent nicht nachgewiesen werden. Ein Fehler seitens des Meßgerätes kann ausgeschlossen werden, da dieses erst kurz vor den Untersuchungen vom Hersteller überprüft worden ist.

Schwefelwasserstoff wird wie Methan überwiegend bei anaeroben Prozessen freigesetzt. Es entsteht überwiegend durch den Abbau der schwefelhaltigen Aminosäuren (Cystein und Methionin) oder durch Reduktion anorganischer Schwefelverbindungen [78]. Der Konzentrationsbereich liegt je nach Meßstelle zwischen 0,1 ppm und 1,5 ppm. Diese Daten lassen die Vermutung zu, daß auch Methan in geringeren Mengen (Angaben in ppm) in der Abluft der Rotte vorhanden sein kann.

Die hier aufgeführten Meßergebnisse stammen aus täglich durchgeführten Messungen, die über einen Zeitraum von mehreren Wochen stichprobenartig vorgenommen worden sind. Speziell im Hinblick auf den Rotteverlauf, als auch auf die Ermittlung von Konzentrationen zur Bestimmung des Massenstroms an Kohlendioxid sind aber Langzeitmessungen mit stündlicher Meßwertaufnahme empfehlenswert. Im besonderen dann, wenn mit mehreren Meßgeräten zur gleichen Zeit an möglichst allen relevanten Meßstellen gemessen werden kann. Auf diese Art können Zusammenhänge und vor allem auch die Streubreite der Konzentrationen besser beurteilt werden.

Berechnung der Massenströme Kohlendioxid

Im folgenden soll der Massenstrom an Kohlendioxid in den einzelnen Luftmassenströmen der Vorrotte berechnet werden. Die Berechnungen werden anhand der Luftmassenströme sowie den jeweiligen Konzentrationsangaben in Vol.-% durchgeführt. Diese Luftmasse wird näherungsweise als ein ideales Gas angenommen. Der Gesamtdruck wird für alle Meßstellen mit 1 bar festgelegt. Dies wurde bereits für die Anwendung des Mollier - Diagramms vorausgesetzt und wird daher konsequent fortgeführt. Die verwendeten Temperaturen richten sich ebenfalls nach den Werten, die bei der Berechnung der Luftmassenströme zugrunde gelegt worden sind.

1. Ideale Gasgleichung

$$p \cdot V = n \cdot R_m \cdot T \qquad \text{[Gl. 16]}$$

2. Molenstrom Kohlendioxid (nCO_2)

$$n = \frac{p_0 \cdot m_L \cdot c(CO_2)}{R_m \cdot T_0 \cdot \rho_L} \text{ ; [kmol/h]} \qquad \text{[Gl. 17]}$$

mit:

p_0	=	Gesamtdruck 1 bar (Annahme, vgl. Mollier)
m_L	=	Massenstrom trockene Luft [kg/h]
$c(CO_2)$	=	Konzentration Kohlendioxid im Luftmassenstrom [Vol.-%]
R_m	=	molare Gaskonstante: 8.314 [J/kmol·K]
T_0	=	absolute Temperatur, $T = (273 + \vartheta_{tr})$ [K]
ρ_L	=	Dichte der trockenen Luft [kg/m³]

3. Massenstrom Kohlendioxid (mCO_2)

$$m_{CO_2} = n_{CO_2} \cdot M_{CO_2} \; ; \text{[kg/h]} \qquad \text{[Gl. 18]}$$

mit:

M_{CO2} = Molekulargewicht von Kohlendioxid [kmol/kg]

In der Tabelle 14 werden die wesentlichen Parameter sowie die berechneten Massenströme CO_2 dargestellt (vgl. ausführlicher Anhang V). Für die Berechnung ist die Konzentration an Kohlendioxid mit den in der Tabelle aufgeführten Angaben durchgeführt worden. Die folgende Abbildung zeigt den Bilanzraum der Vorrotte mit den einzelnen Massenströmen an Kohlendioxid. Sie soll die Zusammenhänge verdeutlichen.

Wie aus Abbildung 24 ersichtlich wird, ergibt sich bei der Bilanzierung der Luftmassenströme eine Differenz an CO_2. Der Abluftmassenstrom ist um 210 kg/h größer als der Zuluftmassenstrom. Diese Masse ist ein Produkt des Abbauprozesses durch die Mikroorganismen.

Im Input ist das CO_2 in Form von gebundenem Kohlenstoff in der Trockensubstanz enthalten (TS = (x + 210) kg/h), während nach der Rotte dieser Massenanteil in den Luftmassenstrom überführt worden ist, so daß die Trockensubstanz im Output um diesen Anteil kleiner ist (TS = x kg/h). Diese Darstellungsweise wird auch in Abbildung 25 verwendet.

Vorrotte

Tabelle 14: Berechnung der Massenströme CO_2, Bilanzraum: Vorrotte

Meßstelle		M_L	ρ_L	$c(CO_2)$	ϑ	$m(CO_2)$
		[kg/h]	[kg/ m³]	[Vol.-%]	[°C]	[kg/h]
Zuluft vor Bypass	A	24.500	1,236	0,04	9	15
Bypass	B	5.600	1,158	0,6	28	50
Reaktorzuluft	C	30.100	1,223	0,15	12	65
Abluft Vorrotte	D	23.400	1,158	0,6	28	215
Abluft Vorrotte nach Bypass	E	17.800	1,158	0,6	28	165
Leckluft (aus Vorrotte)		6.700	1,158	0,6	28	60

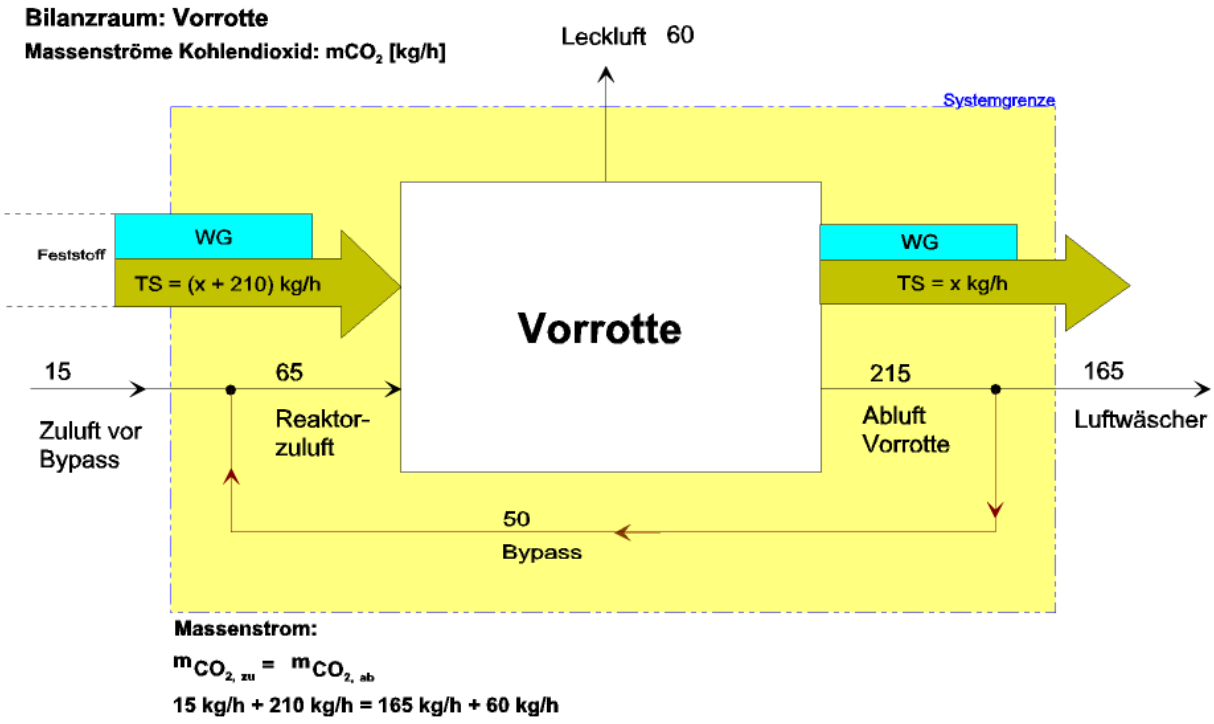


Abb. 24: Zu- und abgeführte Massenströme an Kohlendioxid in der Vorrotte

Desodorierung

Tabelle 15: Berechnung der Massenströme CO_2, Bilanzraum: Desodorierung

Meßstelle		M_L	ρ_L	c(CO_2)	ϑ	m(CO_2)
		[kg/h]	[kg/m³]	[Vol.-%]	[°C]	[kg/h]
Zuluft Desodorierung	F	17.200	1,236	0,05	9	15
Abluft Desodorierung	G	24.500	1,231	0,08	20	30
Leckluft aus der Halle		7.300	1,236	0,05	10	5

Die Massendifferenz aus der Abluft und der insgesamt zugeführten Luft beträgt 10 kg/h. Diese Masse stammt aus dem frisch vorgerotteten Material und wird bei der Belüftung von der Abluft aufgenommen und abgesaugt. Die folgende Abbildung zeigt die Massenströme im betrachteten Bilanzraum analog zur Abbildung 24.

Luftwäscher

Tabelle 16: Berechnung der Massenströme CO_2, vor und nach dem Luftwäscher

Meßstelle		M_L	ρ_L	c(CO_2)	ϑ	m(CO_2)
		[kg/h]	[kg/m³]	[Vol.-%]	[°C]	[kg/h]
Zuluft Luftwäscher	y	42.300	1,165	0,3	26	195
Abluft Luftwäscher	H	42.300	1,165	0,3	26	195

Während der Behandlung im Luftwäscher ändert sich die CO_2-Konzentration nicht. Die Massenströme werden tabellarisch (Tabele 16) aufgeführt.

Die Gegenüberstellung der Massenströme an Kohlendioxid aus der Zu- und Abluft zeigt, daß während der Vorrotte Kohlendioxid entsteht, das nur zum Teil über die Abluft erfaßt wird. Der über die Absaugleistung vorgehaltene Unterdruck zur Erfassung aller

Emissionen wurde bei den vorliegenden Messungen nicht erreicht, so daß ein Teil der zugeführten Luft über Leckagestellen in die umgebenden Hallen entweichen kann. Dadurch erhöht sich vor allem der Kohlendioxidgehalt in der Hallenluft. Bedingt durch den Transport des frisch ausgetragenen, dampfenden Rottematerials über nicht vollständig eingekapselte Förderbänder ist der CO_2-Gehalt in der Hallenluft oberhalb der Rottereaktoren deutlich höher als unterhalb und in der angrenzenden Halle. Das konnte durch Messungen der Hallenluft bestätigt werden, wie die folgende Tabelle belegen kann.

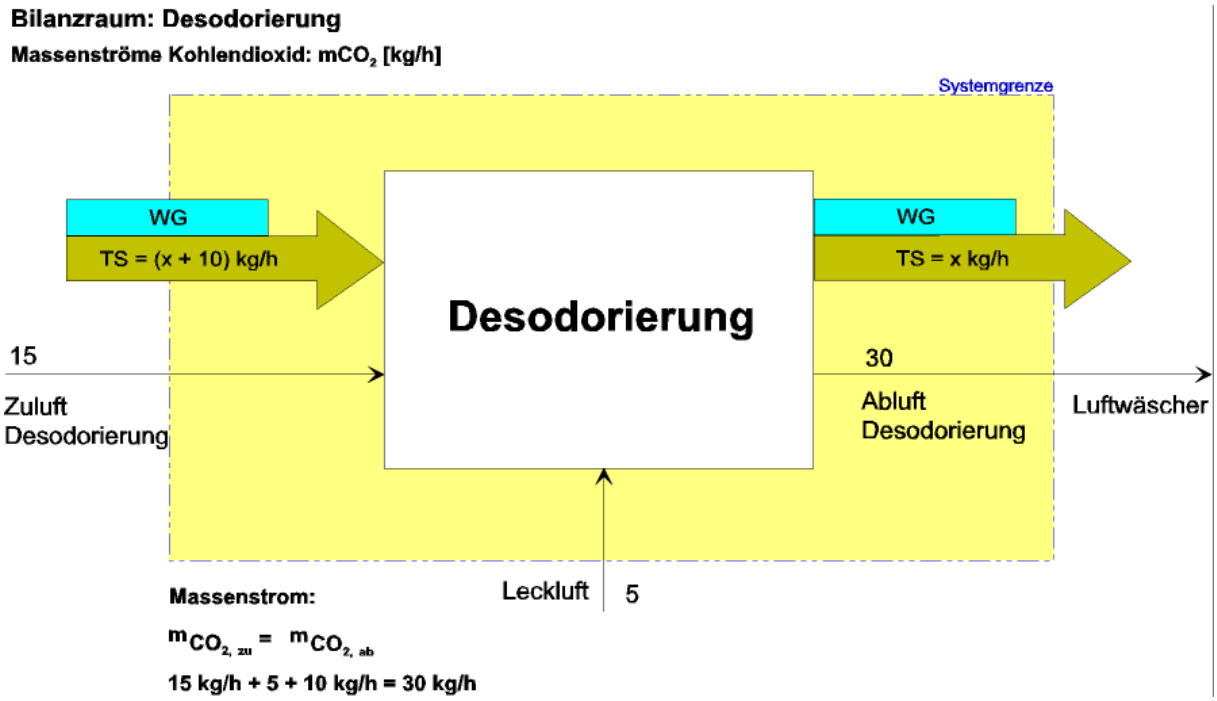


Abb. 25: Zu- und abgeführte Massenströme an Kohlendioxid in der Desodorierung

Tabelle 17: Gaskonzentrationen in der Hallenluft

Meßstelle	CO_2	O_2	H_2S	$\vartheta^{1)}$
	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[ppm]	[°C]
Halle oberhalb der Rottereaktoren	0,08-0,12	19,8-20,6	0,5-1,0	17
Halle unterhalb der Rottereaktoren	0,06-0,09	19,9-20,4	0,2-0,7	12
Angrenzende Halle	0,04-0,07	20,0-20,4	0,2-0,3	10

[1)]Temperaturen ± 2°C

Zur Berechnung der Massenströme an Kohlendioxid wurden die Massenströme der Luft verwendet. Es ist bereits daraufhin gewiesen worden, daß bei der Bestimmung der Luftmassenströme Ungenauigkeiten nicht verhindert werden konnten, die auch den Kohlendioxidmassenstrom beeinflussen können. Weiterhin muß im Rahmen einer Bewertung der ermittelten Massenströme darauf hingewiesen werden, daß die CO_2-Konzentration starken Schwankungen unterworfen ist. Dieser Streubereich wird auf die Inhomogenität des Materials zurückgeführt. Im Tunnelreaktor befinden sich verschiedene Zonen, die zum einen Rottematerial mit relativ leicht biologisch abbaubaren organischen Abfällen enthalten und zum anderen Restabfälle, die aufgrund eines hohen Anteils an Sperrmüll oder anderer schlecht abbaubarer Materialien nur bedingt abbaubar sind. In Abhängigkeit dieser unterschiedlichen Materialbeschaffenheit und den bereits erwähnten physikalisch-chemischen Einflüssen auf die Rotte kommt es zu unterschiedlichen Kohlendioxidemissionen. Diese unterschiedlichen CO_2-Konzentrationen konnten während der Messungen immer wieder beobachtet werden. Die Berechnung zeigt damit eine Möglichkeit, mit der aufgrund der Konzentrationsdifferenz in der Zu- und Abluft der Vorrotte der Massenstrom an Kohlendioxid errechnet werden kann. Die Änderung der CO_2-Konzentration um ± 0,1 Vol.-% verursacht in der Abluft der Vorrotte eine Änderung des Massenstroms um ca. 35 kg/h (16 %). Hier wird sehr gut deutlich, welche Beeinträchtigung die Annahme einer konstanten Konzentration zur Folge haben kann.

Temperaturänderungen von z.B. ± 5°C haben keinen Einfluß auf den Massenstrom an Kohlendioxid. Die maximal gemessenen Temperaturdifferenzen betrugen je nach Meßstelle zwischen 2 °C und 4 °C. Die Temperatur beeinflußt im wesentlichen nur die Wasseraufnahmekapazität der Luft.

Quantitative Bestimmung von Kohlendioxid (CO_2) in der Abluft der biologischen Verfahrensstufe mit Bariumcarbonat

Der Gehalt an Kohlendioxid in der Luft wurde mit dem airTox-Meßgerät ermittelt. Im folgenden wird der Massenstrom an Kohlendioxid (CO_2) anhand einer weiteren unabhängigen Methode überprüft. Die Überprüfung wurde an der Meßstelle vor dem Luftwäscher vorgenommen, da hier die Abluft aus den Teilsystemen Vorrotte und Desodorierung zusammengeführt wird. Weiterhin sind an dieser Meßstelle im Verlauf der airTox-Untersuchung stets konstante Werte (ca. 0,4 Vol.-%) ermittelt worden. Hier verläßt die Abluft nach der Behandlung im Luftwäscher und im Biofilter die Anlage.

Zur Überprüfung wurde ein Teilstrom der Abluft über einen auf den Meßstutzen aufgesetzten Schlauch in einen Eimer mit Bariumhydroxid-Lösung ($Ba(OH)_2$) geleitet. Das im Luftstrom enthaltene CO_2 reagiert mit dem in Lösung vorliegenden $Ba(OH)_2$ zu Bariumcarbonat ($BaCO_3$) und Wasser (H_2O) nach folgender Reaktionsgleichung:

$$Ba(OH)_2 + CO_2 \rightarrow BaCO_3 + H_2O$$

Das schwerlösliche $BaCO_3$ fällt aus und wird nach Versuchsende abfiltriert. Das auf diese Weise gewonnene $BaCO_3$ wird anschließend im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und verwogen. Die Masse an CO_2 wird über das Verhältnis der Molekulargewichte von $BaCO_3$ und CO_2 ermittelt.

Die für diese Untersuchung notwendige Lösung aus destilliertem Wasser und Bariumhydroxid wurde im Vorfeld anhand der gewonnenen Daten aus der airTox-Untersuchung überschlägig ermittelt (vgl. Anhang VI). Weiterhin wurde dazu in einem Vorversuch der über den Schlauch zugeführte Luftstrom gemessen. Zur Sicherheit wurde bei der Ermittlung der Bariumhydroxid-Lösung ein CO_2-Gehalt der Luft von einem Volumenprozent zu Grunde gelegt. Diese Vorsorgemaßnahme ist notwendig, damit davon ausgegangen werden kann, daß nicht während der Versuchsdauer das gesamte in Lösung liegende Bariumhydroxid vom CO_2 verbraucht wird. Zur Kontrolle wurde zusätzlich nach Versuchsende mit einer Pipette ein Teil des Filtrats mit Natriumsulfat versetzt. Es bildet sich daraufhin Bariumsulfat, was bedeutet, daß nicht alles Bariumhydroxid während des Versuches verbraucht worden ist.

Berechnung des Massenstroms Kohlendioxid

Versuchszeit; t:	10	min
Volumenstrom im Meßschlauch; V:	5	m^3/h
Gesamtvolumenstrom im Abluftrohr; V_{ges}:	37.000	m^3/h
Temperatur der Luft im Meßschlauch; ϑ:	21	°C
Masse Bariumcarbonat; $m_{BaCO_3} = f(t)$:	2,97	G
Molekulargewicht von Kohlendioxid; M_{CO2}:	44	g/mol
Molekulargewicht von Bariumcarbonat; M_{BaCO3}:	197,35	g/mol

Masse an CO_2 in Abhängigkeit der Versuchsbedingungen (t, V):

$$m_{CO_2\ 10\ min} = m_{BaCO_3} \cdot \frac{M_{CO_2}}{M_{BaCO_3}} \text{ ; [kg*CO}_2\text{/10min]} \quad \text{[Gl. 19]}$$

Massenstrom CO_2 bezogen auf den Gesamtvolumenstrom ($V_{,ges}$):

$$m_{CO_2} = m_{CO_2\ 10\ min} \cdot \frac{V_{,ges}}{V} \text{ ; [kg* CO}_2\text{/h]} \quad \text{[Gl. 20]}$$

Der über diese Berechnung ermittelte Massenstrom an CO_2 beträgt 30 kg/h. Diese Untersuchung wurde am folgenden Tag erneut durchgeführt. Der Massenstrom betrug hierbei 35 kg/h (vgl. Anhang VII). Der Vergleich der Ergebnisse aus der Untersuchung mit dem airTox-Meßgerät zeigt hingegen einen Massenstrom von 195 kg/h. Die Differenz ist erheblich, so daß an dieser Stelle auf die verschiedenen Einflüsse näher eingegangen werden muß.

Die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit konnte nur vor und nach der Durchführung gemessen werden. Inwieweit Änderungen während der zehnminütigen Versuchsdauer auftraten, konnte daher nicht bestimmt bzw. nur vermutet werden. Der Schlauch wurde in einen offenen und zu einem Drittel mit Bariumhydroxid-Lösung gefüllten 10 l-Eimer geleitet. Der Schlauch sollte dabei möglichst tief in den Eimer gehalten werden, damit das Kohlendioxid aus dem aufsteigenden Gasblasen möglichst vollständig als $BaCO_3$ ausgefällt wird. Der Druck im Schlauch ist jedoch im Vergleich zum hydrostatischen Druck am Boden des Eimers zu gering, so daß der Gasstrom abgebremst wird. Der tatsächlich in die Lösung eingeleitete Volumenstrom ist damit geringer als angenommen. Aus diesem Grund ist der Schlauch näher unter der Oberfläche positioniert worden. Das hatte zur Folge, daß eine verstärkte Blasenbildung einsetzte. Eine perlenförmige Blasenbildung ist generell erwünscht. Dadurch wird die Oberfläche zwischen der flüssigen Phase und der Gasphase vergrößert, die den Stoffaustausch positiv beeinflußt. Die einsetzende Blasenbildung war jedoch größer als beabsichtigt, so daß das Kohlendioxid über die Blasen entweichen konnte, ohne daß es vorher in Form von Bariumcarbonat ausgefällt worden war.

Für weitere Untersuchungen dieser Art ist es sinnvoll, ein für diesen Zweck optimiertes Meßgerät zu verwenden, z.B. eine Gaswaschflasche, die es ermöglicht, mit zusätzlichen Durchflußmeßgeräten den Volumenstrom auch während des Versuches zu bestimmen.

Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehaltes (TOC)

Die einzige Gemeinsamkeit der als Gesamtkohlenstoff zu messenden Stoffe ist das Vorhandensein von organisch gebundenen Kohlenstoffatomen, die von anorganischen Kohlenstoffverbindungen unterschieden werden können. Der Unterschied zwischen anorganischem und organischem Kohlenstoff ist jedoch Definitionssache, da zwischen den C-Atomen kein prinzipieller Unterschied besteht [71]. Zur Zeit gibt es noch kein Meßverfahren für den Gesamtkohlenstoff, das auf alle organischen Kohlenstoffverbindungen reagiert und alle anorganischen Kohlenstoffverbindungen unberücksichtigt läßt [11].

Das zur Zeit gebräuchliche Meßverfahren mit dem Flammenionisationsdetektor (FID) differenziert in der Regel nicht zwischen reinen Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Stoffen. Das FID kommt diesen Vorgaben aber ziemlich nahe und wurde deshalb für die Messungen des Gesamtkohlenstoffs (TOC) eingesetzt.

Funktionsprinzip des Flammenionisationsdetektors (FID)

Die Messungen mit dem FID basieren auf der bei der Verbrennung von organischen Verbindungen in einer Wasserstofflamme auftretenden Ionisation. In dem FID befindet sich eine Detektorzelle, in der in einer Flamme von Wasserstoff und Brennluft das Meßgas mitverbrannt wird. Im Bereich der Flamme liegt zwischen zwei Elektroden eine Gleichspannung an. Durch die Ionisation von Kohlenstoffatomen fließt ein Ionisationsstrom, der verstärkt als Meßstrom genutzt werden kann. Dieser Strom ist näherungsweise direkt proportional zu der Anzahl der pro Zeiteinheit verbrannten Kohlenstoffatome. Allerdings führen die unterschiedlichen Stoffe zu relativ gering höheren oder niedrigeren Stromsignalen. Aus diesem Grund werden die Stromsignale auf das Signal einer Bezugssubstanz bezogen, anhand derer die einzelnen Stoffe bestimmt werden können [11].

Diese Untersuchungen konnten während dieser Arbeit nicht durchgeführt werden, so daß auf vorhandene Meßergebnisse zurückgegriffen werden mußte [13].

Die Daten wurden im August 1996 bestimmt und in der Reaktorzuluft, vor dem Luftwäscher sowie nach dem Luftwäscher gemessen. Weitere Meßstellen konnten nicht untersucht werden, da das FID aus mehreren kompakten Bauelementen besteht und somit für den Transport innerhalb der Anlage nicht geeignet ist. Mit dem FID wurden folgende TOC-Gehalte ermittelt:

- Reaktorzuluft: 6,29 kg/d
- Abluft vor dem Luftwäscher: 268,02 kg/d
- Abluft nach dem Luftwäscher: 289,88 kg/d

Der TOC-Gehalt steigt während der biologischen Vorbehandlung im Rottereaktor deutlich an. Neben der erhöhten CO_2-Konzentration sind in der Abluft eine Vielzahl von kohlenstoffhaltigen Verbindungen zu messen.

Der Massenstrom TOC ist im Vergleich zum Massenstrom an Kohlendioxid wesentlich geringer. Damit wird deutlich, welchen Stellenwert der Gehalt an Kohlendioxid bei der Untersuchung der Luftmassenströme im Hinblick auf den Verbleib der festgestellten Feststoffmassendifferenz hat.

Weitere Luftinhaltsstoffe, vor allem die deutlich wahrnehmbaren Geruchstoffe wie Mercaptane, Schwefelwasserstoff oder auch Ammoniak, der speziell im Bereich des Rotteeintrags wahrzunehmen ist, werden im Rahmen der Massenbilanzierung vernachlässigt, da ihre Massenanteile gegenüber Kohlendioxid und TOC deutlich geringer sind.

In Kapitel 4.3.2 sind mit Hilfe der Luftmassenströme die Massenströme an Kohlendioxid für die Bilanzräume Vorrotte und Desodorierung ermittelt worden. Es konnte festgestellt werden, daß der abgeführte Luftmassenstrom eine höhere Kohlendioxidbeladung hat als in der Zuluft. Diese zusätzliche Masse an Kohlendioxid ist das Produkt der durch die Mikroorganismen abgebauten Trockensubstanz. Im Hinblick auf den Massenerhaltungssatz wird deutlich, daß Feststoffmasse reduziert und Kohlendioxid gebildet worden ist.

Die Ergebnisse beziehen sich dabei auf die Untersuchung mit dem airTox Gas-Meßsystem. Das Resultat aus der Bariumcarbonatfällung wird nicht weiter berücksichtigt, da aufgrund der Versuchsbedingungen kein repräsentatives Ergebnis ermittelt werden konnte.

Für den TOC-Gehalt kann nur auf die Tagesfrachten aus dem August 1996 verwiesen werden. Weitere Messungen mit dem FID sind zu empfehlen, da erst im Vergleich mit anderen Messungen eine Bewertung durchgeführt werden kann.

Mit der Berechnung der Luftmassenströme über das Mollier-Diagramm konnte die Grundlage geschaffen werden, welche ermöglicht festzustellen, wieviel Wassermasse stündlich aus dem Feststoff verdunstet und über die Abluft aus der Anlage geleitet wird. Diese Wassermassenströme tragen einen großen Teil dazu bei, den Massenverlust weiter zu spezifizieren.

Die Wassermassenströme werden im nachfolgenden Kapitel genauer dargestellt.

A 4.3.3. Analyse der Wassermassenströme

A 4.3.3.1 Wassergehalt im Gesamtrestabfall

Der Vergleich der trockenen und feuchten Luftmassenströme hat gezeigt, daß bei der Bestimmung des Massenverlustes Wasser von entscheidender Bedeutung sein muß. Aus diesem Grund muß dem Wasserkreislauf in der Anlage besonderes Augenmerk geschenkt werden. Die Gegenüberstellung der Wassermassenströme Input Rotte – Output Rotte wird eine Differenz ergeben, die sich in erster Linie im feuchten Luftmassenstrom und als Prozeßwasser wiederfinden wird.

Hieraus ergibt sich, daß die Wassermassenströme im Feststoff und in der Luft im folgenden eingehender untersucht werden müssen.

Die zu bilanzierende Wassermasse stammt fast ausschließlich aus den angelieferten Restabfällen. Ihre Masse setzt sich aus einem Anteil an Trockensubstanz (TS) und Wasser (WG) zusammen. Dabei ist das Wasser in Form von Haft- und Kapillarflüssigkeit an den Feststoff gebunden.

In der mechanischen Behandlungsstufe wird, abgesehen von den Homogenisierungseinheiten, der Wassergehalt im Feststoff nicht verändert. Die Homogenisierung ist das Bindeglied zwischen der mechanischen und der biologischen Behandlungsstufe, in der der Wassergehalt im Rottematerial gezielt durch das Beimischen von Klärschlamm und Prozeßwasser beeinflußt werden kann. In der Literatur werden für den Input aerober Behandlungsverfahren Wassergehalte von 40 % bis 60 % als optimal angegeben [50].

Innerhalb der Vorrotte verringert sich der Wassergehalt im Feststoff. Mit zunehmender Aktivität der Mikroorganismen steigt die Temperatur im Rottematerial, so daß ein Teil des an den Feststoff gebundenen Wassers verdunstet. Gleichzeitig ist aber auch zu berücksichtigen, daß innerhalb der Stoffwechselprozesse Wasser gebildet wird, z.B. bei der Verstoffwechselung von Glukose. Dieses Wasser ist aber innerhalb einer großtechnischen Anlage nicht zu messen, da viele verschiedene Stoffwechselprozesse im Müllkörper nebeneinander ablaufen, bei denen unterschiedliche Mengen an Wasser freigesetzt werden. Eine genaue Bestimmung dieses Wassers ist sinnvollerweise nur im Labormaßstab mit kleinen Behältnissen (bis max. 10 l) durchführbar. Aus diesem Grund bleibt an dieser Stelle nur die Möglichkeit, dieses Wasser im Rahmen der Bilanzierung nicht explizit aufzuführen.

Durch den Temperaturanstieg bildet sich im Tunnelreaktor ein dichter Feuchtigkeitsnebel, der zum einen über die Abluft aus der Vorrotte transportiert wird und zum anderen an der Tunneldecke und den Wänden kondensiert.

Das Rottematerial hat im Reaktor eine Schütthöhe von 2,5 m bis 3 m. Das Eigengewicht bewirkt damit, daß ein Teil des Wassers aus dem Feststoff gepreßt wird und gemeinsam mit dem gebildeten Kondensat zwischen den einzelnen Elementen des Schubbodens ablaufen kann. Dieses Prozeßwasser läuft am tiefsten Punkt des Rohrleitungssystems zusammen und wird von dort aus den beiden Auffangbehältern zugeführt.

Neben dem aus dem Feststoff stammenden Wasser gelangt auch Wasser aus dem Luftwäscher in die Abwassertanks. Zu dem Wasser aus dem Luftwäscher muß auch das Reinigungswasser aus Wartungsarbeiten mit dem Hochdruckreiniger gerechnet werden.

Das in den Tanks zur Verfügung stehende Prozeßwasser wird zur Befeuchtung der Restabfallmasse in die Homogenisierungstrommeln gepumpt. Von hier aus gelangt das Prozeßwasser erneut in die Vorrotte und wird demzufolge stets im Kreislauf geführt. Es kann die biologische Stufe nur wie die im Feststoff enthaltene Wassermasse über die Abluftführung oder über den Outputmassenstrom verlassen. Dieses Ablaufschema macht deutlich, welchen Stellenwert das Prozeßwasser und das Luftführungssystem der Vorrotte im Hinblick auf die Untersuchung des Massenverlustes einnimmt.

Nach der Vorrotte gelangt das Rottematerial in die beiden Belüftungstrommeln der Desodorierung. Innerhalb dieser fünfminütigen Geruchsstoffentfrachtung wird auch ein Teil der im Feststoff enthaltenen Flüssigkeit über die Abluft abgeführt und gemeinsam mit der Abluft aus der Vorrotte dem Luftwäscher zugeführt.

Im Luftwäscher befinden sich 3 m^3 Frischwasser, die innerhalb des Luftwäschers kontinuierlich umgewälzt werden. Dadurch werden zum einen die in der Abluft vorhandenen Stäube ausgewaschen, und zum anderen wird der Abluftstrom auf eine Luftfeuchtigkeit > 95 % eingestellt, die für die weitere Abluftreinigung im Biofilter notwendig ist.

Der Luftwäscher hat eine automatische Füllstandsregelung, das heißt, daß über eine Durchflußregelung kontinuierlich Frischwasser in den Luftwäscher fließt, sobald der Druck in der zuführenden Wasserleitung größer ist als der hydrostatische Druck, der durch die Wassersäule im Luftwäscher verursacht wird.

Die dem Luftwäscher zugeführte Wassermenge pro Zeiteinheit ist zur Zeit nicht zu ermitteln, da an der dazu notwendigen Stelle kein Durchflußmeßgerät installiert ist.

Über den Leitrechner im Kontrollraum kann lediglich festgestellt werden, über welchen Zeitraum das Durchflußventil geöffnet ist. Dabei ist festgestellt worden, daß das Ventil an den drei kontrollierten Tagen pro Tag (1.440 min) zwischen 800 und 1.400 Minuten geöffnet war.

In einem vierzehntägigen Rhythmus wird das Waschwasser während einer Wartungseinheit komplett gewechselt, wobei das verunreinigte Waschwasser gemeinsam mit dem Reinigungswasser den Auffangbehältern zugeführt wird. Über das Jahr gelangen aus dem Luftwäscher ca. 100 m^3, d.h. 100 t Fremdwasser zusätzlich über die Preßwassertanks in die Homogenisierungstrommeln.

Die folgende vereinfachte Übersicht in Abbildung 26 stellt die einzelnen Wassermassenströme der biologischen Verfahrensstufe dar.

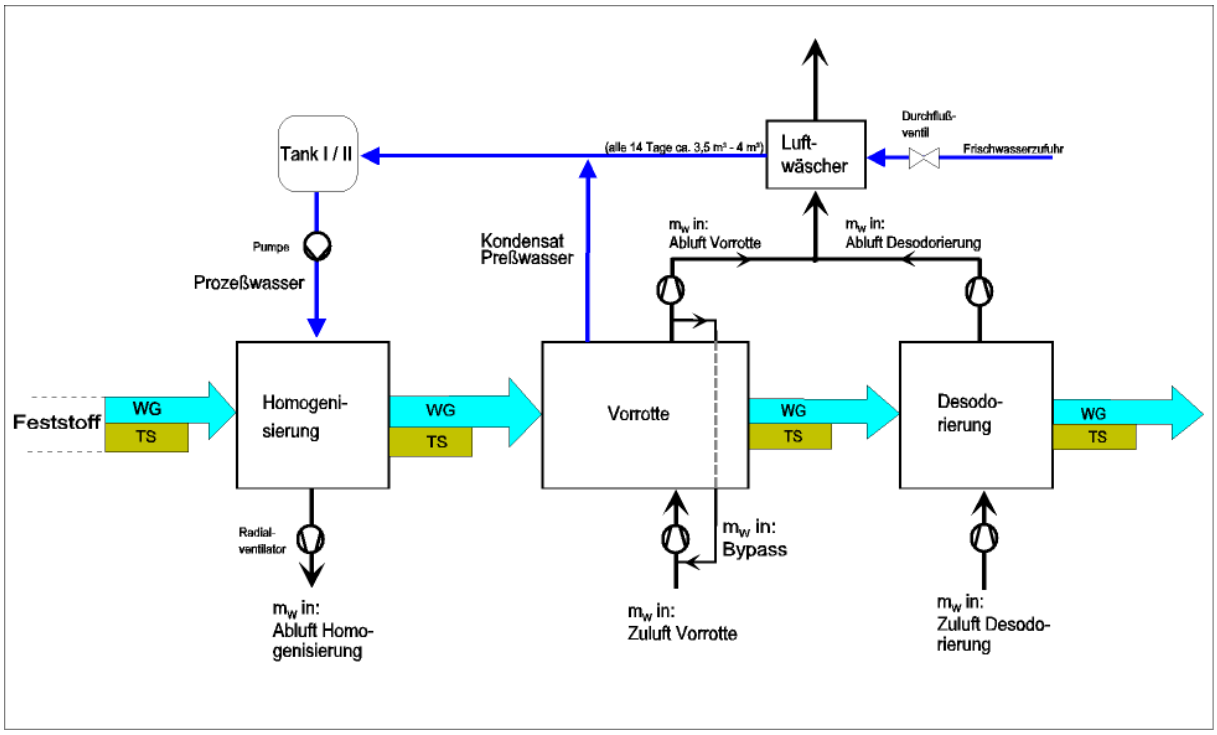


Abb. 26: Wassermassenströme

Der für den Prozeß notwendige Wassergehalt ist, wie bereits gesagt, an den Feststoff gebunden. Der Wasseranteil ist jedoch abhängig von der Art und Beschaffenheit der Abfälle. Kleine Korngrößen und eine hohe Porosität ermöglichen eine große Oberfläche, an der das Wasser angelagert werden kann. Neben der dabei sichtbaren Ober-

fläche ist die innere Oberfläche von besonderer Bedeutung. Sie ist, bedingt durch Risse, Poren und andere Rauhheiten wesentlich größer als die äußere Oberfläche. Der Wassergehalt und das Wasseraufnahmevermögen sind daher für verschiedene Abfallarten unterschiedlich.

Wie unterschiedlich der Wassergehalt in einzelnen Abfallarten ausfallen kann, sollen die folgenden Beispiele verdeutlichen [78]:

- Großküchenabfälle: 80 – 90 %
- Altpapier: 10 – 30 %
- Laub: 50 – 70 %
- Grünschnitt: 10 – 85 %
- Obst: 70 – 90 %

Bei den oben genannten Beispielen wird der Wassergehalt von Altpapier mit 10 % bis 30 % angegeben. In einem weiteren Artikel dieser Veröffentlichung wird der Wassergehalt von Papier hingegen mit 69 % beziffert [78]. Es ist durchaus ein Unterschied, ob es sich bei den untersuchten Materialien um Zeitungspapier, veredeltes Papier oder andere Kartonagen handelt.

Restabfallzusammensetzung und Wassergehalt

In der MBRA hat, wie in Kapitel 2 dargelegt, der Sperrmüll den größten Anteil an den zu verarbeitenden Restabfällen, gefolgt vom Hausmüll und den Spuckstoffen. Aus dieser Verteilung wird deutlich, daß gerade die Abfälle, die in Abhängigkeit von ihrer Materialbeschaffenheit und Korngröße den größten Wasseranteil besitzen können, einen geringeren Massenanteil an der Abfallzusammensetzung haben.

In der Literatur wird der Wassergehalt einzelner Abfallgruppen wie folgt angegeben. Zum Vergleich werden Erfahrungswerte der U.T.G., im Zusammenhang mit der MBRA, den Angaben aus der Literatur gegenübergestellt.

Tabelle 18: Wassergehalt einzelner Abfallgruppen in Prozent, [50]

Abfallart	Literatur	U.T.G.
Hausmüll	35 – 50	35 – 45
Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall	-	25 – 35
Sperrmüll	15 – 20	15 – 20
Spuckstoffe	-	35 – 45
Klärschlamm	35 – 75	35 – 75

Die Werte unterscheiden sich in Anbetracht der inhomogenen Abfallzusammensetzung nicht wesentlich voneinander.

Beim Klärschlamm ist die Streubreite größer. Der Wassergehalt des Klärschlamms ist dabei abhängig davon, von welcher Anfallstelle er stammt, in welchem Maße er bereits vor der Entsorgung entwässert worden ist und welches Verfahren dabei angewendet wurde. Untersuchungen zur Bestimmung des Wassergehalts für die in der MBRA angelieferten Klärschlämme ergaben in der Regel durchschnittliche Wassergehalte von ca. 50 %.

Von besonderem Interesse ist, welche Gemischfeuchte das Material vor der Homogenisierung hat. In Anbetracht der großen Sperrmüllmengen kann davon ausgegangen werden, daß der Wassergehalt der Restabfälle < 40 % ist.

Feststoffuntersuchungen liegen für dieses Material nur in sehr geringer Anzahl vor, so daß im folgenden die Wassermasse berechnet werden soll, die im Jahr 1997 insgesamt über den Feststoff in die Homogenisierung eingetragen wurde. Diese überschlägige Berechnung soll lediglich eine Größenordnung vermitteln, damit in etwa abgeschätzt werden kann, welche Prozeßwassermasse in der Homogenisierung zugeführt werden muß, um näherungsweise eine optimale Feuchte von mindestens 40 % für die Vorrotte zu erreichen. Für die Berechnung werden durchschnittliche Werte gewählt, die die U.T.G. ermittelt hat.

Tabelle 19: Berechnung des Wassergehaltes (WG) und der Trockensubstanz (TS) für den Input Homogenisierung

Abfallart	Feststoff-masse [t]	WG [%]	TS [%]	Wasser-masse [t]	Masse TS [t]
Hausmüll	37.769	40	60	15.108	22.661
Hausmüllähn. Gewerbeabfall	9.568	30	70	2.870	66.98
Sperrmüll	49.158	20	80	9.832	39.326
Spuckstoffe	21.984	40	60	8.794	13.190
Klärschlamm	5.217	50	50	2.609	2.608
Summe	123.696	32	68	39.212	84.483

Anhand dieser Berechnungen enthält der vermischte Restabfall der einzelnen Abfallgruppen eine Wassermasse von 39.212 t (32 %). Der Sperrmüll hat aufgrund seiner hohen Masse und des geringen Wassergehaltes einen großen Einfluß auf die Gemischfeuchte.

Klärschlamm hat prozentual den größten Wasseranteil an den Feststoff gebunden, doch ist der Massenanteil dieser Abfallgruppe mit nur ca. 4 % sehr gering.

Bei der Anlagenplanung ist man von einer Masse an Klärschlamm und Spuckstoffen von insgesamt 45.000 t in einem Verhältnis von 1:3 ausgegangen. Diese Voraussetzungen haben heute keine Gültigkeit mehr, da sowohl der Klärschlamm als auch die Spuckstoffe nur noch in geringem Maße für die Verarbeitung in der MBRA zur Verfügung stehen. Dadurch hat sich der Anteil grober Abfälle aus Holz und Kunststoffen erhöht. Diese Abfallmaterialien nehmen allerdings aufgrund ihrer Beschaffenheit weniger Wasser auf als Abfälle kleinerer Korngrößen. Dadurch vermindert sich der Wasseranteil im Restabfallgemisch.

In der mechanischen Behandlungsstufe werden den Restabfällen Wert-, Schad- und Störstoffe entzogen. Bei den aussortierten Abfällen lag der Massenanteil an Störstoffen 1997 bei 91 %. Es sind überwiegend Abfälle aus dem Sperr- und Gewerbemüll. Sie gelangen nicht mit in die Vorrotte. Diese Veränderungen der Massenzusammensetzung muß im Hinblick auf den Wassergehalt und die Trockensubstanz berücksichtigt werden. Dazu wird für die aussortierte Restabfallmasse ein Wassergehalt von 15 % angenommen. Die Auswirkungen auf den verbleibenden Restabfall, der anschließend in die Homogenisierungstrommeln geführt wird, zeigt die folgende Tabelle.

Tabelle 20: Auswirkung der abzuführenden Störstoffe auf die Feststoffzusammensetzung (WG), (TS)

Abfallart	Feststoffmasse [t]	WG [%]	TS [%]	Wassermasse [t]	Masse TS [t]
Gemischte Restabfallmasse	123.696	32	68	39.212	84.483
Wert-, Schad-, Störstoffe	12.911	15	85	1.937	10.974
Input Homogenisierung	110.785	34	66	37.275	73.509

Für den Input in die Homogenisierungstrommeln verbleibt eine Restabfallmasse von 110.785 t. Die darin enthaltene Wassermasse beträgt 37.275 t (34 %). Für die Trockenmasse verbleiben 73.509 t (66 %). Zum Vergleich ergaben die oben erwähnten Feststoffuntersuchungen einen Wassergehalt von 30 % bis 32 %.

Der Wassergehalt ist verglichen mit den Angaben aus der Literatur noch zu gering, damit die Mikroorganismen in der Vorrotte näherungsweise optimal mit Wasser versorgt werden können.

Unter der Annahme, daß die Trockensubstanz konstant bleibt, läßt sich die Prozeßwassermasse berechnen, die notwendig ist, damit das Rottematerial mit einem Wassergehalt von z.B. 40 % in die Vorrotte eingetragen werden kann.

Mit einer Trockenmasse von 60 % (73.509 t) ergibt sich daher eine notwendige Wassermasse von ca. 49.000 t (40 %).

Die Differenz aus der berechneten Wassermasse, die für einen Wassergehalt von 40 % (49.000 t) notwendig ist, und der über die Feststoffmasse zur Verfügung stehenden Wassermasse (37.275 t) ergibt die Prozeßwassermasse, die über eine Pumpe aus den Auffangbehältern in die Homogenisierung gefördert werden muß. In diesem Fall ergibt dies eine Wassermasse von 11.725 t.

Ein zwischen Auffangbehälter und Homogenisierung installiertes Durchflußmeßgerät registriert die in die Trommeln eingetragene Prozeßwassermasse. Die Durchflußmengen werden automatisch aufaddiert, so daß für das Jahr 1997 eine Wassermasse von 7.950 t angegeben werden kann.

Die Prozeßwassermasse ist demnach um ca. 32 % geringer als theoretisch berechnet worden ist.

Die über das Durchflußmeßgerät registrierte Wassermasse ermöglicht daher eine Gemischfeuchte von durchschnittlich 38 % und liegt damit um 2 % niedriger als in der Literatur angegeben ist.

Es stellt sich daher die Frage, welche Wassermassen stündlich zugeführt werden müssen, um diese Gemischfeuchte zu erreichen.

Die in den beiden Homogenisierungstrommeln durchgesetzte Restabfallmasse beträgt durchschnittlich 50 t/h – 60 t/h. Der darin enthaltene Wasseranteil beträgt ca. 32 % - 34 %. Das entspricht einer Wassermasse von 15 t/h – 20 t/h. Damit der Wassergehalt auf 38 % gesteigert werden kann, müssen demzufolge ca. 4 t/h - 5 t/h in die Trommeln gepumpt werden.

Diese Prozeßwassermasse kann in Anbetracht der jeweils 10 t fassenden Auffangbehälter nicht grundsätzlich zur Verfügung gestellt werden, so daß zeitweise eine ausreichende Wasserversorgung der Restabfälle nicht gewährleistet werden kann.

Es ist daher empfehlenswert, über weitere Möglichkeiten nachzudenken, die eine kontinuierliche Befeuchtung der Restabfälle in der Homogenisierung gewährleisten. So wäre es beispielsweise möglich, die Menge an Regenwasser, die auf der Dachfläche der 12.000 m^2 großen Anlage anfällt, gezielt zur Materialbefeuchtung einzusetzen. Diese ökologisch sinnvolle Maßnahme erfordert allerdings weiteren Tankraum, um das zusätzliche Wasser zu speichern, bevor es zur Befeuchtung des Materials benötigt wird.

A 4.3.3.2 Wassergehalt im Feststoff der Vorrotte

Die U.T.G. hat im Rahmen ihres Forschungsvorhabens eine Reihe von Feststoffproben dem In- und Outputmaterial entnommen. Diese wurden von dem Labor für Umwelttechnik der Ver- und Entsorgung GmbH (UVE) analysiert. Unter anderem ist dabei die jeweilige Trockensubstanz und damit auch der Wassergehalt ermittelt worden.

Für die Bestimmung des Wassermassenverlustes durch die biologische Behandlung sind in erster Linie die Wasseranteile im In- und Output der Vorrotte von Interesse. Die folgende Tabelle zeigt die Analyseergebnisse der UVE aus dem Jahr 1997:

Tabelle 21: Trockensubstanz (TS) und Wassergehalt (WG) der In- und Outputproben 1997

Analysen:	Input Vorrotte		Output Vorrotte	
N	TS in %	WG, z_i in %	TS in %	WG, z_i in %
1	62,6	37,4	67,0	33,0
2	67,5	32,5	59,4	40,6
3	64,5	35,5	62,0	38,0
4	60,2	39,8	64,4	35,6
5	58,5	41,5	59,7	40,3
6	56,7	43,3	66,7	33,3
7	51,7	48,3	67,3	32,7
8	43,9	56,1	58,4	41,6
9	60,5	39,5	64,3	35,7
10	61,5	38,5	65,3	34,7
11	63,4	36,6	63,4	36,6
12	64,4	35,6	59,2	40,8
13	56,5	43,5	62,5	37,5
14	64,4	35,6	65,4	34,6
15	65,4	34,6	63,1	36,9
16	61,5	38,5	56,6	43,4
17	65,6	34,4	61,7	38,3
18	58,6	41,4	64,9	35,1
19	60,0	40,0	57,3	42,7
20	60,5	39,5	63,5	36,5
MW	60,4	z = 39,6	62,6	z = 37,4

Der durchschnittliche Wassergehalt ist im Input mit 39,6 % um 2,2 % größer als im Output. Generell sind die Werte unterschiedlich, was zum einen auf die Probenahme aber noch vielmehr auf die Inhomogenität des Rottematerials zurückzuführen ist. Ein Problem, daß bei der Untersuchung von Abfällen sicherlich nicht zu vermeiden ist.

Der Inputmassenstrom beträgt für 1997 110.785 t, während über den Output nur noch 92.963 t registriert werden konnten. Mit den ermittelten Wassergehalten für den In- und

Output beträgt die maximal abgeführte Wassermasse ca. 13.500 t (Differenz zwischen max. Wassergehalt im Input und min. Wassergehalt im Output). Die minimal abgeführte Wassermasse beträgt entsprechend ca. 4.800 t (Differenz zwischen minimalem Wassergehalt im Input und max. Wassergehalt im Output). Damit hat die abgeführte Wassermasse bezogen auf den insgesamt festgestellten Massenverlust von 17.822 t einen Anteil von 27 % bis 77 %.

A 4.3.3.3 Wassergehalt in der Zu- und Abluft

Wie bereits beschrieben, kann der Massenverlust an Wasser zum einen über das Prozeßwasser aber auch über das Abluftsystem der biologischen Verfahrensstufe aus dem Prozeß entweichen. Aus diesem Grund muß an dieser Stelle erneut Bezug auf die Luftmassenströme genommen werden.

In Kapitel 4.3.2 sind sowohl die trockenen als auch die feuchten Luftmassenströme berechnet worden. Die abgeführte Wassermasse berechnet sich aus der jeweiligen Differenz pro Zeiteinheit. Nachfolgend werden die Bilanzräume der Vorrotte, der Desodorierung und des Luftwäschers analog zu den Abbldungen 19, 20 und 21 mit den dazugehörigen Wassermassenströmen dargestellt.

Tabelle 22: Berechnete Wassermassenströme in [kg/h]

Meßstelle		Mollier m_w	Gl. 17 M_w
Zuluft v. Bypass	A	90	92
Bypass	B	130	136
Reaktorzuluft	C	220	206
Abluft Vorrotte	D	570	572
Abluft Vorrotte n. Bypass	E	440	436
Leckluft aus Vorrotte		165	164
Zuluft Desodorierung	F	65	65
Abluft Desodorierung	G	300	306
Leckluft aus Halle		35	35
Abluft v. Luftwäscher	y	760	767
Abluft n. Luftwäscher	H	900	903

Der über die Vorrotte abgeführte Wassermassenstrom beträgt 735 kg/h (Abbildung 27: Abluft Vorrotte (570) + Leckluft (165)). Dabei werden 78 % über die Absaugung erfaßt. Die verbleibenden 22 % entweichen über Leckagestellen. Das ist z.B. der Bereich rund um die Dosierschnecke, wo das Material auf ein Steigeband und von dort aus über ein weiteres Förderband zur Desodorierung befördert wird.

Stichprobenartige Messungen mit einem Haarhygrometer haben im Hallenbereich oberhalb der Rottereaktoren relative Luftfeuchtigkeiten von > 80 % ergeben. Weiterhin kann ein Teil der Masse über die nicht luftdicht abschließenden Rolltore ent-weichen. Dieses Phänomen konnte während der Untersuchungen oftmals beobachtet werden, da deutlich sichtbare Nebelschwaden zwischen den einzelnen Lamellen der Rolltore ins Freie gelangten.

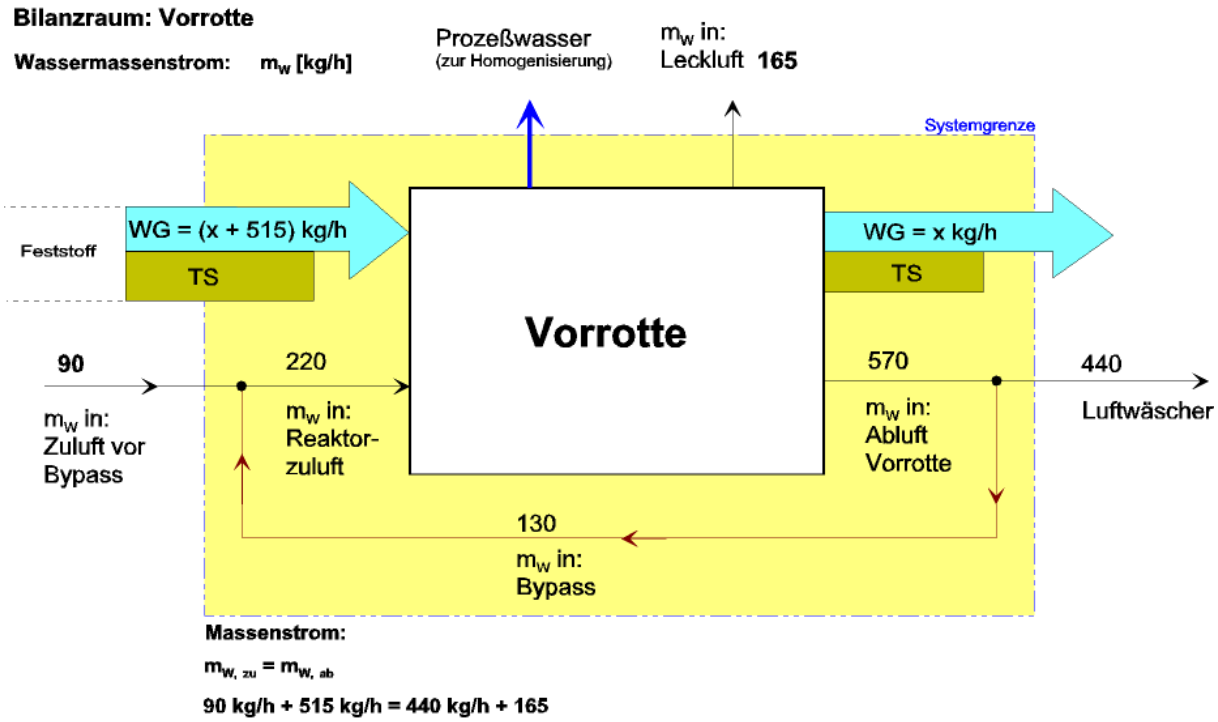


Abb. 27: Zu- und abgeführte Wassermassenströme in der Vorrotte

Von den über die Absaugung erfaßten 78 % Wasseranteil (570 kg/h) werden über den Bypass 23 % (130 kg/h) der Zuluft zugeführt. Gemeinsam mit der in der Leckluft enthaltenen Wassermasse von 165 kg/h (22 %) werden aus der Vorrotte 515 kg/h mehr Wasser über die Abluft transportiert, als über die Belüftungsfelder zugeführt worden ist. Dieses Wasser muß aus dem Feststoff verdunstet sein.

Der Zusammenhang wird in Abbildung 27 durch den Feststoffmassenstrom und den darin enthaltenen Wasseranteil (WG) verdeutlicht, der im Input um 515 kg/h größer ist als im Output. Es kommt also offensichtlich zu einer Verlagerung der Wassermassen aus dem Feststoffstrom in den Abluftstrom.

Die Bilanzierung wird, unabhängig von der Art des Massenstroms ausgeglichen dargestellt, d.h. die zugeführte Wassermasse ist gleich der abgeführten Wassermasse. Dieses Prinzip wird auch im folgenden für den Bilanzraum der Desodorierung verwendet (vgl. Abbildung 28).

Die Absaugung der Desodorierung (Abbildung 28) befördert einen Wassermassenstrom von 300 kg/h zum Luftwäscher. Das sind 200 kg/h (ca.17 kg / 5 min) mehr als insgesamt zugeführt worden sind. Die Differenz kann nur aus dem feuchten Rottematerial aufgenommen worden sein. Die intensive Durchmischung der vorgerotteten Restabfälle in Verbindung mit der hohen Be- und Entlüftung der Trommeln begünstigt den

Stoffaustausch. Die zugeführte Luft erwärmt sich von 9°C auf 20°C, so daß die Wasserbeladung der zugeführten Luft offensichtlich verdreifacht werden kann.

Im Durchschnitt werden 80 t/h Feststoff in den Trommeln mit einem Volumenstrom von 21.000 m^3/h in der Desodorierung vermischt. Bei einer Verweilzeit von ca. fünf Minuten beträgt die durchgesetzte Feststoffmasse 6.700 kg/5 min. Der Wasseranteil im Input der Desodorierung beträgt ca. 37 % (s.o. = Output Vorrotte), so daß sich daraus eine Wassermasse von ca. 2.500 kg / 5 min ergibt. Die Geruchstoffentfrachtung ist daher mit einem Wasseraustrag gekoppelt, wobei der Wassergehalt bis zu 1 % (17,5 kg/5 min) verringert wird. Von einer Trocknung des Materials kann hier also nicht gesprochen werden. Dies ist auch unbedingt zu vermeiden, damit das Rottematerial auch für die weitere Behandlung in der offenen Nachrotte, mit einer für diese Zwecke notwendigen Restfeuchte versehen bleibt.

Der feuchte Luftmassenstrom aus der Vorrotte und der Abluftstrom aus der Desodorierung befördern insgesamt einen Wassermassenstrom von 740 kg/h zum Luftwäscher (Abbildung 29). Der Luftstrom nimmt zusätzlich aus dem Waschwasser eine Masse von 150 kg/h auf und verläßt den Luftwäscher mit einem Wassermassenstrom von 890 kg/h.

Die aus dem Waschwasser aufgenommene Wassermasse erscheint auf den ersten Blick sehr hoch. Eine Kontrolle dieser Masse kann jedoch nicht rechnerisch dargelegt werden, da eine Wasseruhr oder ein ähnliches Durchflußmeßgerät fehlt.

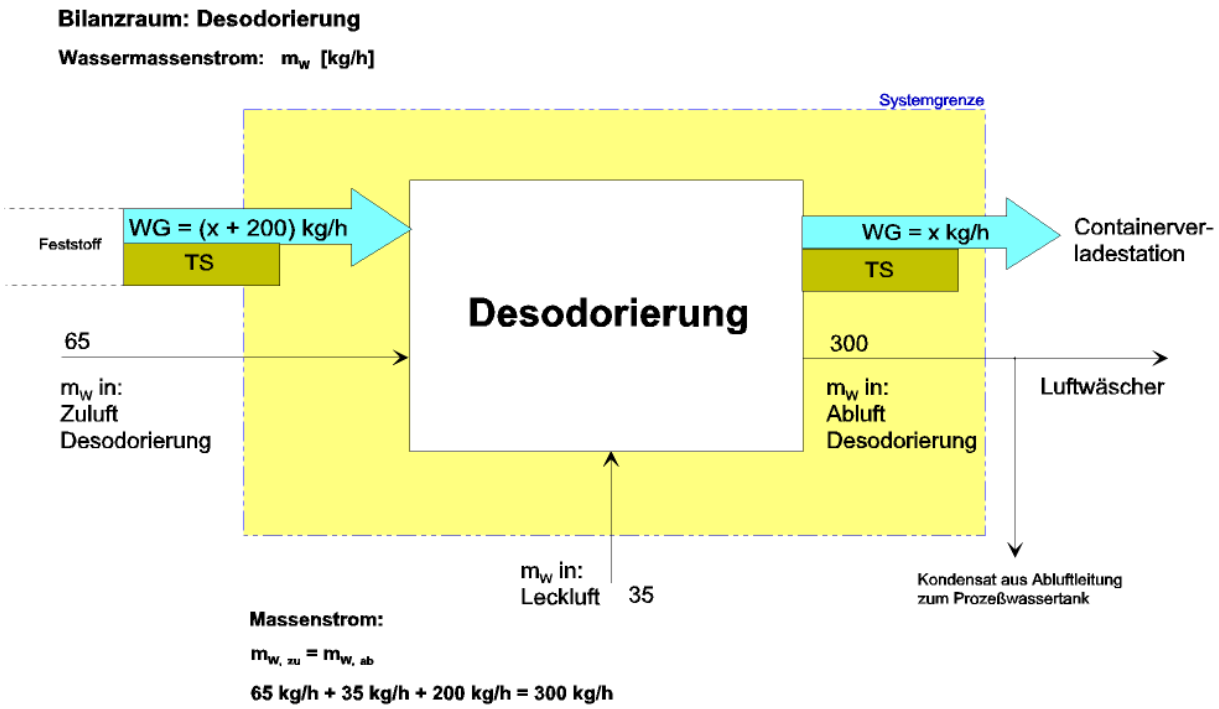


Abb. 28: Zu- und abgeführte Wassermassenströme in der Desodorierung

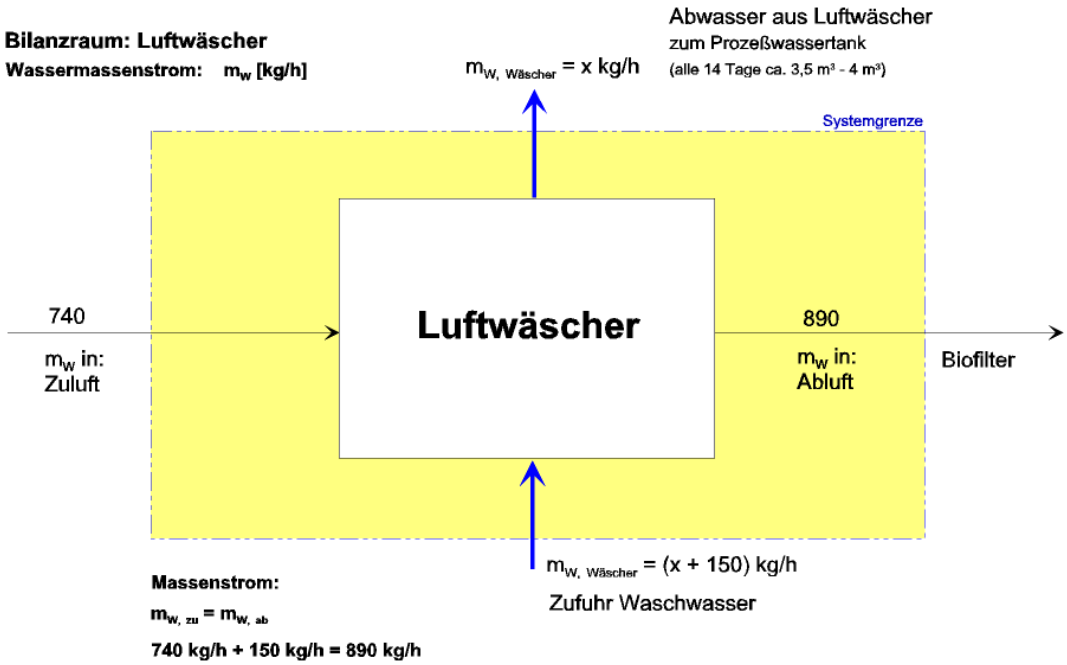


Abb. 29: Zu- und abgeführte Wassermassenströme über den Luftwäscher

Da die geöffnete Ventilstellung ein kontinuierliches Auffüllen des Waschwassers im Luftwäscher belegt (s.o.), wird die aufgenommene Wassermasse tatsächlich nicht unbedeutend sein.

Generell muß an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die vor dem Luftwäscher ermittelte Wassermasse aus der Summe der Abluft Vorrotte und der Abluft Desodorierung berechnet worden ist. Bei der Bestimmung des Wassergehaltes im bereits gemischten Luftmassenstrom vor dem Wäscher (y) wird eine psychrometrische Temperaturdifferenz von 2 °C ermittelt. Über das Mollier-Diagramm berechnet sich die im feuchten Luftmassenstrom enthaltene Wassermasse zu 760 kg/h. Die Abweichung beträgt demnach nur knapp 3 %. Ein Wert, der in Anbetracht der Meßungenauigkeiten als gering eingeschätzt wird. Der Wassermassenstrom beträgt nach dem Luftwäscher 890 kg/h. Zur Kontrolle wurde Gleichung 14 verwendet. Der damit ermittelte Wassermassenstrom beträgt 903 kg/h. Die Abweichung (1,5 %) ist ebenfalls vernachlässigbar klein, so daß für dieses Rechenbeispiel eine Massendifferenz von 150 kg/h angegeben werden kann.

Es bleibt wichtig festzuhalten, daß die angegeben Wassermassenströme aus den Berechnungen der trockenen und feuchten Luftmassenströme ermittelt worden sind, so daß die in Kapitel 4.3.2 genannten Fehlermöglichkeiten auch hier das Ergebnis beeinflussen können. Weiterhin wird mit der Lufttemperatur bzw. mit der psychrometrischen Temperaturdifferenz ein wichtiger Faktor angegeben, der den Wassergehalt deutlich beinflussen kann. Die Abweichung der Ablufttemperatur um + 2 °C am Austrag der Vorrotte verursacht, bezogen auf die über die Absaugung erfaßte Wassermasse (570 kg/h), einen Anstieg des Wassergehaltes um ca. 70 kg/h. Das entspricht einer Abweichung von ca. 12 %. An dieser Stelle wird deutlich, durch welche geringen Änderungen der ermittelten Parameter die berechneten Massenströme beeinflußt werden können.

Bei der Ermittlung des Massenverlustes spielt der Wasseraustrag eine wesentliche Rolle. Das dafür relevante Teilsystem ist die Vorrotte und in begrenztem Umfang auch die Desodorierung.

Wie oben deutlich gemacht worden ist, hat der Wasserverlust aus dem Rottematerial einen großen Anteil an der Massendifferenz zwischen dem In- und Output aus der Vorrotte.

Das Prozeßwasser wird aus dem Bilanzraum der Vorrotte abgeführt und zur Befeuchtung des Inputmaterials in der Homogenisierung verwendet. Diese über das

Durchflußmeßgerät registrierte Wassermasse muß daher als Massenverlust angesehen werden. Es sind jedoch dabei Einschränkungen zu berücksichtigen. Zum einen muß vom Prozeßwasser das Waschwasser aus dem Luftwäscher (ca. 100 t pro Jahr, vgl. Abbildung 26) abgezogen werden, das nicht aus dem Feststoff stammt und damit nicht als Massenverlust zu werten ist. Zum anderen bleibt letztlich unklar, wieviel Prozent der zur Befeuchtung des Rottematerials verwendeten Prozeßwassermasse den Kreislauf ggf. mehrmals durchläuft und damit automatisch den Wasseranteil am Massenverlust erhöht.

Die Analyse der Wassermassenströme hat gezeigt, daß Wasser der entscheidende Faktor bei der Berechnung des Massenverlustes ist. Gleichzeitig wurde aber auch deutlich, daß viele Unklarheiten eine exakte Bestimmung erschweren werden. Diese Probleme werden die im nächsten Kapitel darzulegende Gesamtbilanzierung beeinflussen und müssen entsprechend gewertet werden.

A 4.4. Gesamtbilanz der Anlage

In den vergangenen drei Kapiteln sind die einzelnen Massenströme der Restmüllbehandlungsanlage Horm beschrieben und berechnet worden. Anhand dieser Ergebnisse konnte der Massenverlust näher spezifiziert werden. Dabei wurde offensichtlich, daß für den Massenverlust in erster Linie die Stoffe H_2O, CO_2 und TOC von Bedeutung sind. Diese Massen können über das Luftführungssystem und das Prozeßwasser berechnet werden.

Gemäß dem Ziel die Massenströme zu ermitteln und einen Massenverlust, der bei einzelnen Verwiegungen ermittelt werden konnte, rechnerisch nachzuweisen, kommt es im folgenden darauf an, die einzelnen Teilergebnisse zusammenzuführen, zu analysieren und zu bewerten.

Zu diesem Zweck werden die ermittelten Massenströme für Wasser, Kohlendioxid und TOC auf das Jahr hochgerechnet und in Beziehung gesetzt zu den ermittelten Abfallmassenströmen. Für die Berechnung der Massenströme wird eine Zeit von 8.760 Betriebsstunden (1 Jahr) festgesetzt.

Zur Bestimmung der Gesamtmassen werden nun die in der Vorrotte und der Desodorierung berechneten Massenströme mit der jeweiligen Betriebsstundenzahl multipliziert. Dabei ist zu beachten daß im Gegensatz zur Vorrotte die beiden

Desodorierungstrommeln nur während der Tagschicht in Betrieb sind. Diese Zeit wurde bereits mit durchschnittlich 1.750 Betriebsstunden pro Jahr angegeben. Sie gilt daher als Basis für die Berechnung der über das Jahr zu- und abgeführten Massen. Das Ergebnis wird in den Tabellen 23 und 24 wiedergegeben.

Tabelle 23: Über das Jahr abgeführte Gesamtmasse, Vorrotte

Bilanzraum: Vorrotte			
	Massenstrom	Betriebsstunden	Gesamt
Masse Wasser	515 kg/h	8.760 h	4.510 t/a
Masse Kohlendioxid	225 kg/h	8.760 h	1.970 t/a

Tabelle 24: Über das Jahr abgeführte Gesamtmasse, Desodorierung

Bilanzraum: Desodorierung			
	Massenstrom	Betriebsstunden	Gesamt
Masse Wasser	200 kg/h	1.750 h	350 t/a
Masse Kohlendioxid	10 kg/h	1.750 h	17.5 t/a

Über das **Luftführungsystem** der biologischen Behandlungsstufe entweichen folgende Massen aus dem Feststoff:

Masse Wasser: 4.510 t + 350 t = **4.860 t**

Masse Kohlendioxid: 1.970 t + 18 t = **1.988 t**

Der Gehalt der Luft an TOC wurde nur in der Reaktorzuluft sowie vor dem Luftwäscher ermittelt [13]. Eine Unterteilung in die genannten Bilanzräume und den damit verbunden Betriebsstundenzahlen ist daher nicht möglich. Aus diesem Grund wird die Zeit zur Berechnung der Masse an TOC mit 8.760 Betriebsstunden angenommen. Diese Annahme ist nicht ganz korrekt, da nach Beendigung der Tagesschicht die

Desodorierungstrommeln leergefahren werden. Sowohl die Belüftung der Desodorierung als auch die Absaugung ist bis zu Beginn der nächsten Schicht abgestellt, so daß die über den Luftwäscher geführte Luftmasse ausschließlich aus der Vorrotte stammt. Der Luftmassenstrom ist demzufolge geringer, wobei die Konzentration an TOC jedoch höher ausfallen kann, da der Gehalt an TOC in der Luft der Vorrotte größer sein wird als in der Abluft der Desodorierung. Diese Ungenauigkeit muß berücksichtigt werden, da keine weiteren Daten über den TOC-Gehalt gemessen wurden.

Die aus dem Feststoff stammende Masse an TOC in der Luft ergibt sich aus der Differenz der in Kapitel 4.3.2 angegeben Massenströme. Die Abluft vor dem Wäscher enthält 268 kg pro Tag, während in der Reaktorzuluft nur ein Massenstrom von ca. 6 kg pro Tag ermittelt werden konnte. Die Differenz beträgt demnach 262 kg pro Tag bzw. ca. 11 kg/h. Mit diesen Angaben berechnet sich die auf das Jahr bezogene Gesamtmasse wie folgt:

Masse TOC = 11 kg/h **###** 8.760 h = 96.360 kg = ca. **96 t**

Diese Masse ist im Vergleich zu den Massen an Wasser und Kohlendioxid, die über die Teilsysteme Vorrotte und Desodorierung ermittelt werden konnten, verhältnismäßig gering. Bereits jetzt läßt sich deutlich eine Gewichtung der im einzelnen untersuchten Parameter erkennen.

Das aus dem Bilanzraum Vorrotte abgeführte **Prozeßwasser** wird als Massenverlust gewertet und muß hier berücksichtigt werden. Die Fremdwassermasse von jährlich ca. 100 t, die aus den 14-tägigen Wartungsarbeiten am Luftwäscher resultiert, wird von den 7.950 t Prozeßwasser abgezogen. Demnach verbleibt eine Wassermasse von **7.850 t**.

Die pro Stunde in die Homogenisierungstrommeln gepumpte Wassermasse ist davon abhängig, wieviel Wasser in die Speichertanks fließt, bzw. abhängig vom Wassergehalt des Rottematerials, das in die Rottereaktoren eingetragen wird. Unter Berücksichtigung der saisonalen Schwankungen hinsichtlich der Abfallzusammensetzung ist offensichtlich, daß die Wassermasse stark variiert. Eine Größenordung kann mit 1 – 5 t/h angegeben werden.

Das nachfolgende **Sankey-Diagramm** zeigt alle für das Jahr 1997 ermittelten Massen. Neben den aussortierten Wert-, Schad- und Störstoffen aus der mechanischen

Aufbereitung sind die berechneten Massenströme aus der biologischen Behandlungsstufe angegeben.

Die Summe der einzelnen Massen an Wasser, Kohlendioxid und TOC ergibt insgesamt einen nachweisbaren Massenverlust von **14.797 t**. Die Wassermasse hat mit 86 % den größten Anteil, gefolgt von der Masse an Kohlendioxid mit 13,5 % und TOC mit 0,5 %. Die berechneten Massen an Wasser, Kohlendioxid und TOC reichen nicht aus, um den ermittelten Massenverlust von 17.822 t nachzuweisen. Mit der in den Kapiteln 4.3.2 und 4.3.3 beschriebenen Methode können dennoch 83 % der gesuchten Massendifferenz rechnerisch bestimmt werden. Es verbleibt eine Massendifferenz von 3.028 t. Sinnvollerweise sollten die Zahlen gerundet werden. Diese sehr genaue Zahlenangabe der Differenz ergibt sich aber aus den Vorgaben des Jahresberichtes der Dürener Deponiegesellschaft, in denen die einzelnen Massen auf eine Tonne genau angegeben worden sind [30]. Es muß aber betont werden, daß aufgrund der vielfältigen Einflußgrößen auf die im folgenden eingegangen wird, die ganz exakte Bestimmung der Differenz nicht möglich ist.

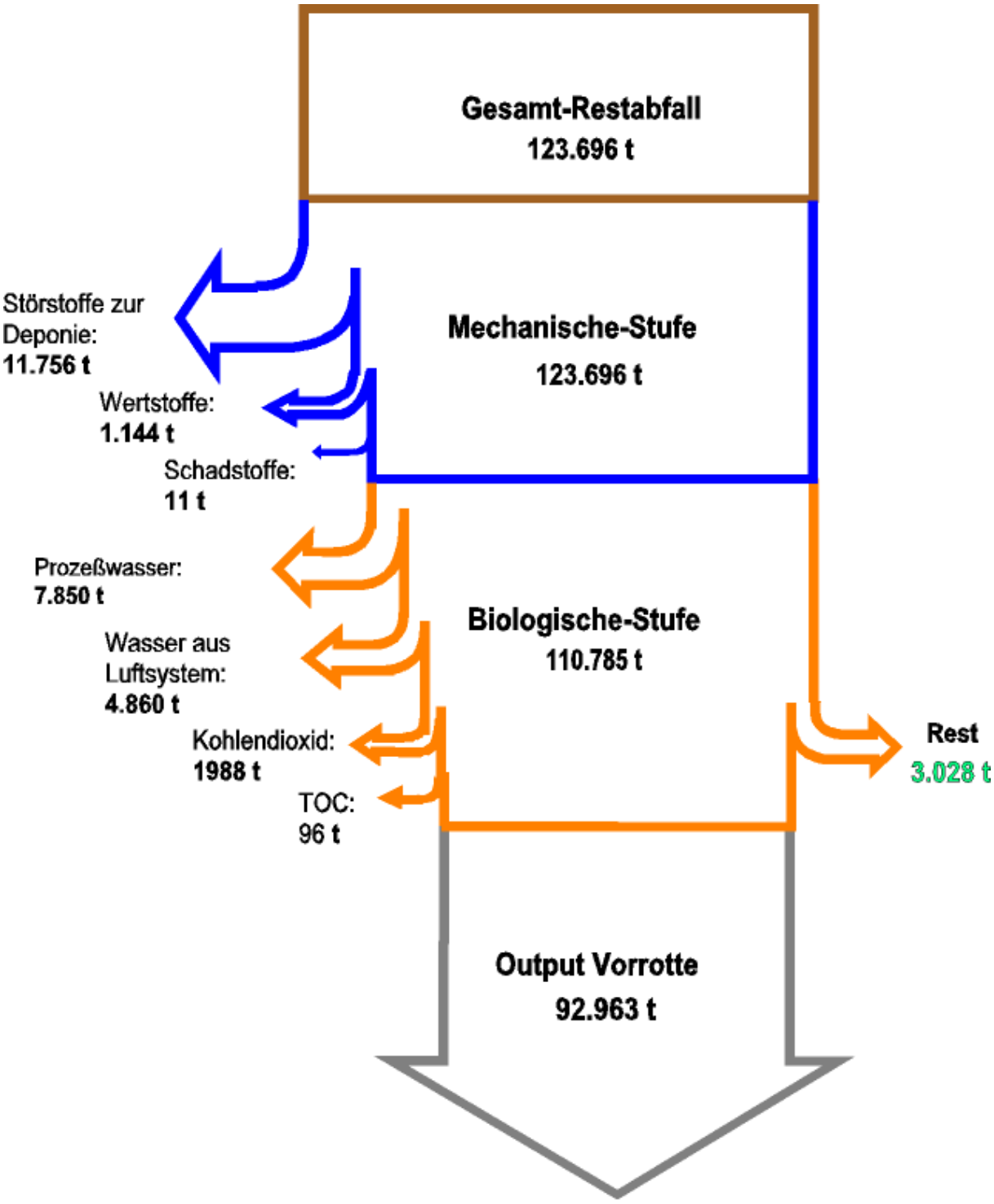


Abb. 30: Massenverteilung 1997, anhand der berechneten Massenströme

Bewertung

Grundlage für die Berechnung der Massenströme und die darauf aufbauenden Untersuchungen zur Spezifizierung des Massenverlustes sind in erster Linie die Messungen aus den Monaten Januar und Februar 1998. Anhand der dabei ermittelten Werte wurde vom jeweiligen Massenstrom auf das gesamte Jahr 1997 hochgerechnet.

Die über das Abluftsystem ermittelten Massenströme wurden an einer exemplarischen Berechnung durchgeführt. Hier ist besonders zu berücksichtigen, daß die dafür gewählten Temperaturen sowie der jeweilige Gehalt an CO_2 über das Jahr variiert. Weitere Daten zu diesen Parametern sind zur Zeit nicht bekannt, so daß mit diesen Werten gerechnet werden mußte.

Temperaturerhöhungen in der Abluft der Vorrotte ermöglichen eine größere Wasserbeladung. Über den Bypass wird jedoch feuchte Luft der Reaktorzuluft beigemischt, so daß auch die relative Luftfeuchtigkeit dieser Zuluft erhöht wird und die Luft weniger Wasser in der Rotte aufnehmen kann. Über den Bypass wird demnach die über den Abluftstrom abführbare Wassermasse begrenzt.

Auch jahreszeitliche Unterschiede können die Berechnungen beeinflussen. So ist im Sommer die Lufttemperatur höher und damit die relative Luftfeuchtigkeit geringer als dies z.B. im Januar oder Februar der Fall ist. Demzufolge müßte auch die Zuluft in der Saug-Sammelleitung eine geringere relative Luftfeuchtigkeit aufweisen, was die über die Abluft abführbare Wassermasse begünstigt.

Die Konzentration an CO_2 in der Abluft beträgt durchschnittlich 0,6 Vol.-%. Diese Zahl ergibt sich aus der im Versuchszeitraum Januar und Februar 1998 durchgesetzten Restabfallmasse und der darin enthaltenen Masse an nativ-organischen Abfällen.

Um weitere Rückschlüsse auf den Massenanteil an CO_2 am gesamten Massenverlust ziehen zu können, ist es von Interesse, die bereits durchgeführten Untersuchungen in anderen Monaten fortzusetzen, wobei die Abfallzusammensetzung im Hinblick auf den Anteil an biologisch abbaubaren Restabfällen zumindest näherungsweise bekannt sein sollte. Es ist daher durchaus denkbar, daß der CO_2-Gehalt in anderen Monaten größer ist, so daß sich der Massenanteil am Massenverlust erhöht.

Die Hochrechnung der in zwei Monaten gemessenen Daten auf ein ganzes Jahr war notwendig wegen des vorgegebenen Bilanzzeitraums. Allerdings birgt diese Vorgehensweise auch Gefahren, da zur Bestimmung der Massenströme Parameter wie z.B:

- Strömungsgeschwindigkeit
- Druck
- Temperatur
- Luftfeuchtigkeit
- Konzentration an CO_2

bestimmt werden müssen, die generell nicht als konstant angenommen werden können.

Zusätzlich werden neben einer konstanten Abfallzusammensetzung auch konstante Feststoffmassenströme vorausgesetzt. Diese grundsätzlichen Annahmen können in einer großtechnischen Anlage, speziell im Hinblick auf saisonale Veränderungen, nicht immer eingehalten werden.

In Kapitel 4.3.1 konnte sehr gut dargestellt werden, wie sich die Abfallzusammensetzung über das Jahr verändern kann. Ein konstantes Mischungsverhältnis bei der Aufgabe der Restabfälle auf die Förderbänder im Anlieferbereich ist in Zusammenhang mit der angegebenen Abfallzusammensetzung nicht immer möglich. Vielmehr werden die Restabfälle so in die Anlage eingetragen, wie sie angeliefert werden. Die Möglichkeit, einzelne Abfallchargen zurückzuhalten, bis sie für ein optimiales Mischungsverhältnis eingesetzt werden können, besteht schon allein aus hygienischen Gründen nicht.

Für die Zukunft ist es sicherlich wichtig, aus den gesammelten Erfahrungen Rückschlüsse zu ziehen, die es ermöglichen, weitere und vertiefendere Erkenntnisse für die Bilanzierung von MBA zu gewinnen.

Es wird daher für notwendig erachtet, den Bilanzzeitraum zu begrenzen, z.B. auf einen Monat. Mittels dieser Maßnahme können wesentliche Randbedingungen des Systems wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Konzentration an CO_2, usw. besser auf die aktuelle Abfallzusammensetzung hin ausgewertet werden. Zusätzlich können die in diesem Zeitraum vorherrschenden Witterungsverhältnisse wie die Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit oder auch der Niederschlag gezielt auf den begrenzten Bilanzzeitraum angewendet werden.

Die zur Ermittlung der Massenströme notwendigen Parameter sollten mit mehreren Meßgeräten an allen relevanten Meßstellen zeitgleich durchgeführt werden. Mit dieser Vorgehensweise ist es eher möglich, die an den einzelnen Meßstellen vorherrschenden Bedingungen miteinander in Beziehung zu setzen.

Die Auswertung dieser Meßprotokolle kann Zusammenhänge deutlich machen, die bei stichprobenartigen Untersuchungen nicht erkannt werden können.

Für eine Jahresbilanz wäre es demnach entsprechend notwendig, über das Jahr mehrere Untersuchungen durchzuführen. Auf diese Weise können detailliertere Aussagen getroffen werden, da saisonale Unterschiede in der Abfallzusammensetzung, jahreszeitlich bedingte Witterungsverhältnisse u.v.m. genau bestimmt und ausgewertet werden können.

A 4.5. Bewertung einzelner Aggregate

Die Aufbereitung der Abfälle erfolgt in der MBRA Horm mechanisch mit trocken arbeitenden Verfahren. Feste Abfälle werden nach Arten getrennt im Flachbunker abgekippt und durch Radlager auf Aufgabebänder geschoben. Sperrige Abfälle werden einem Zerkleinerungsaggregat zugeführt. Die Abfallströme werden in Siebtrommeln klassiert und anschließend durch Magnetscheidung von Eisenschrott befreit. Der Überlauf der Siebtrommeln wird über eine Lesebühne geführt, in der händisch schadstoffhaltige Abfälle, Stör- und Wertstoffe aussortiert werden. Den Abschluß der mechanischen Aufbereitung bildet die Homogenisierung, in der Schlämme aus der Abwasserreinigung und Papierherstellung dem Restmüll zugemischt werden können und das Stoffgemisch vergleichmäßigt wird.

Die aerobe Vorrotte erfolgt in allseits geschlossenen Tunnelreaktoren mit Schubböden, in denen Sauerstoffgehalt, Temperatur und Wassergehalt kontrolliert und eingestellt werden können. Das Material wird mit Hilfe einer speziell entwickelten Vorschubtechnik durch den Reaktor geschoben. Die Aufenthaltszeit beträgt ca. 7 Tage. Durch Belüftungsöffnungen im Tunnelboden wird der notwendige Luftsauerstoff eingetragen. Das vorgerottete Material wird vor dem Verlassen der Anlage durch eine Nachbelüftung (Desodorierung) von Geruchsstoffen befreit.

In Abbildung 31 ist das Verfahren schematisch dargestellt.

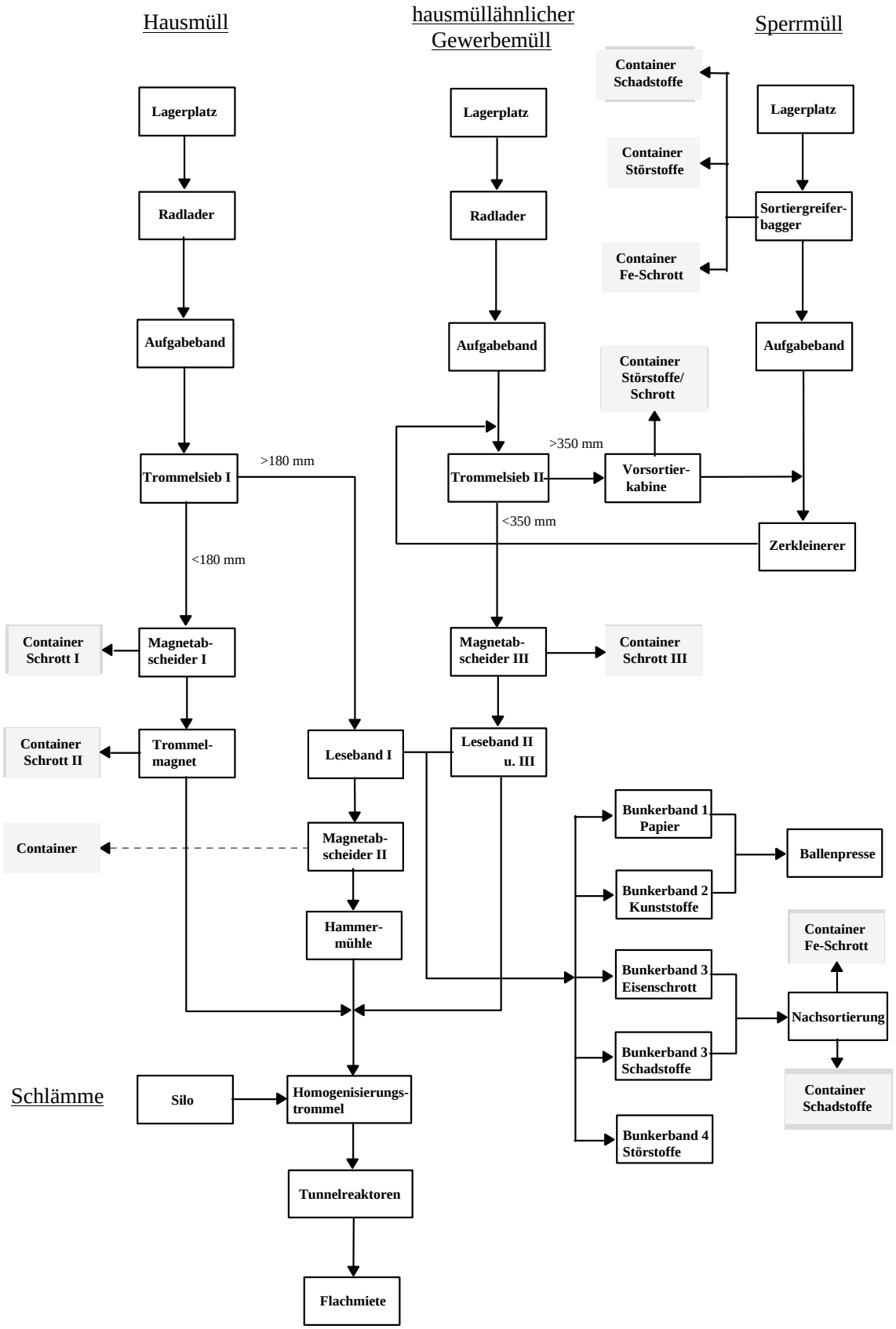


Abb. 31: Verfahrensablauf der Mechanisch-Biologischen Restmüllbehandlungsanlage Horm/Kreis Düren

Verfahrensbeschreibung der mechanischen Aufbereitungsstufe

Die MBRA Horm enthält neben der Anlieferungshalle, ausgebildet als Flachbunker mit den Anlieferbereichen für Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfall und Sperrmüll die mechanische Aufbereitung, den Lesebereich, die biologische Aufbereitung sowie den Übergabe- und Verladebereich zur Deponie.

Anlieferbereich

In dem Anlieferbereich werden die Anlieferfahrzeuge mit Hausmüll, Sperrmüll, Resten aus externen Anlagen sowie hausmüllähnlichem Gewerbeabfall an drei verschiedenen Aufgabebereichen entladen. In den Aufgabebereichen liegen im Boden eingelassenene Kanalbänder, die mit relativ langsamem Vorschub laufen.

Die Kanalbänder des Aufgabebereichs für Hausmüll und für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle werden durch einen Radlader mit Schiebeschaufel gleichmäßig gefüllt.

Im Aufgabebereich des Sperrmülls wird das entsprechende Kanalband von einem speziellen Polypgreiferbagger, der auch Einzelteile fassen kann, gefüllt. Er entnimmt Störstoffe, große Wertstoffteile wie Holz und Schrott und sortiert diese in bereitgestellte Container. Schadstoffe werden auf einem Bereitstellungsplatz zwischengelagert.

Das auf den Kanalbändern aufgegebene Material läuft von hier aus in den Maschinenteil der jeweiligen Abfallgruppe, um hier eine maschinelle Aufbereitung für die spätere manuelle Auslese von Wertstoffen und Schadstoffen durchzuführen.

In der maschinellen Aufbereitung wird mit Sieben, Zerkleinerern und Schrottaustrag durch Elektromagnete gearbeitet. Hinter diesem Maschinenbereich ist der manuelle Sortierbereich angeordnet.

Gruppe Hausmüll

Vom Aufgabekanalband der Hausmüllinie gelangt das Material über einen Steigförderer in das Trommelsieb I. Hier findet eine Absiebung mit einer Lochung von 180 mm statt. Der Überlauf des Trommelsiebes enthält den sortierfähigen Anteil aus den Haushaltsabfällen und wird auf einem Leseband über die Lesebühne geführt. Dort werden die Stör- und Wertstoffe manuell aussortiert. Der nach der Handlese verbleibende Abfallstrom wird am Überbandmagneten II vorbeigeführt, wo die nicht

aussortierten Fe-Metalle abgetrennt werden sollen. Danach wird das Material in der Hammermühle zerkleinert und gelangt schließlich über das Ausgangsband in die Homogenisierungstrommel.

Der Unterlauf des Siebes ist nicht sortierfähig, enthält aber größtenteils den Dosen- und Schrottanteil der Haushaltsabfälle. Zur Abtrennung dieser Wertstoffe wird der Stoffstrom an dem Überbandmagneten I vorbeigeführt. Die Schrottanteile gelangen über einen Förderer in die Containerstation I. Der vom Schrott befreite Abfallstrom wird über eine Schwingförderrinne an einem Trommelmagneten vorbeigeführt, wo Fe-haltige Verbundstoffe entfernt werden sollen. Diese gelangen über einen Förderer in einen Container. Danach wird der Abfallstrom auf das Ausgangsband geführt.

Gruppe Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

Von dem zugeordneteten Aufgabekanalband gelangen die Gewerbeabfälle über einen Steigeförderer in die Trommelsiebmaschine II, wo eine Absiebung des Materials bei 350 mm stattfindet.

Der Siebüberlauf wird über ein Steigeband dem Zerkleinerungsaggregat zugeführt. Das zerkleinerte Material wird erneut dem Trommelsieb zugeführt. Zwischen Trommelsieb und dem Zerkleinerer befindet sich eine Sortierkabine, in der Störstoffe und nicht mehr zerkleinerbare Bestandteile des Siebüberlaufs manuell aussortiert werden.

Der Unterlauf des Siebes wird von dem Überbandmagnet III von Fe-Schrott befreit, welcher zur Containerstation III gefördert wird. Der vom Schrott befreite Abfallstrom wird auf zwei Lesebänder verteilt, wo die Wert- und Schadstoffentnahme erfolgt. Der verbleibende Reststrom wird auf das Ausgangsband transportiert.

Gruppe Sperrmüll

Der Sperrmüll und großstückiger Gewerbeabfall wird vom Aufgabekanalband über einen Steigförderer direkt dem Zerkleinerer zugeführt. Über ein Förderband, ein Reversierband und Steigebänder gelangt der zerkleinerte Sperrmüll in das Trommelsieb II, wo er mit den Gewerbeabfällen weiterverarbeitet wird.

Die Zwischenschaltung eines Reversierbandes gibt die Möglichkeit im Bereich der Sperrmüllverarbeitung nicht rottefähige Monoabfälle (z.B. Autoreifen) lediglich zu

zerkleinern und direkt ohne biologische Behandlung der Deponie oder der Verwertung zuzuleiten.

Die aufbereiteten Abfallströme aus den Siebtrommeln werden auf 3 Lesebändern über eine Lesebühne geführt. Dort arbeiten im Normalbetrieb 5 Sortierer, die händisch die Wertstofffraktionen Schrott, Papier/Pappe, Folien und Kunststoffe sowie Schadstoffe aussortieren. Die separierten Stoffe werden über Abwurfschächte auf die quer unter der Lesebühne liegenden Abzugsbänder abgeworfen. Die Wertstofffraktionen Papier/Pappe, Folien und Kunststoffe können über eine Ballenpresse zu Ballen verarbeitet werden.

Die aussortierten Schadstoffe gelangen zusammen mit den Schrottbestandteilen über ein gemeinsames Abzugsband in einen separaten Raum, in dem sie zur Aufbereitung und Sonderabfallbehandlung in spezielle Behälter sortiert werden.

Die verschiedenen Materialströme werden schließlich auf einem gemeinsamen Ausgangsband vereinigt und über einen Stromteiler zu zwei Homogenisierungstrommeln geleitet. Hier werden auch die in Silos gespeicherten Schlämme über Trogkettenförderer eingespeist. Die Restabfallgemische und die zugebebenen Schlämme werden in den Homogenisierungstrommeln mit einer Verweildauer von ca. 15 min intensiv vermischt, so daß sich nach Austrag ein homogenisiertes Gemisch mit einem Feuchtanteil von mindestens 30 % bildet. Es besteht die Möglichkeit zusätzlich Wasser hinzuzugeben.

Im Anschluß wird das vorbehandelte Material in der biologischen Aufbereitungsstufe weiterbehandelt.

In Tabelle 25 sind die wichtigsten in dem mechanischen Teil verwendeten Aggregate zusammengefasst.

Tabelle 25: Verfahrensstufen der mechanischen Aufbereitung

Aggregat	**Funktion**
Polypgreiferbagger	Vorsortierung von Wert- und Schadstoffen im Anlieferbereich
Trommelsieb I	Klassierung des Hausmülls bei 180 mm Lochweite
Trommelsieb II	Klassierung des Gewerbeabfalls- und des zerkleinerten Sperrmülls bei 350mm Lochweite
Zerkleinerungsaggregat	Zerkleinerung des Sperrmülls und des Überlaufs von Trommelsieb II
Überbandmagnet I	Abtrennung der Fe-haltigen Fraktion (überwiegend Dosenschrott) im Unterlauf von Trommelsieb I
Überbandmagnet II	Abtrennung von Fe-Bestandteilen im Überlauf von Trommelsieb I, die auf dem Leseband nicht erfaßt wurden
Überbandmagnet III	Abtrennung der Fe-haltigen Fraktion im Unterlauf von Trommelsieb II
Trommelmagnetscheider	Abtrennung Fe-haltiger Verbundstoffe im Unterlauf von Trommelsieb I
Leseband I	Manuelle Aussortierung von Wert- und Schadstoffen der Hausmüllinie
Leseband II u. III	Manuelle Aussortierung von Wert- und Schadstoffen der Gewerbeabfall- und Sperrmüllinie
Hammermühle	Zerkleinerung des von Wert- und Schadstoffen befreiten Oberlaufs des Trommelsiebes I
Homogenisierungstrommel	Zusammenführung der 3 aufbereiteten Abfallströme sowie Zugabe von Schlämmen und Wasser und intensive Vermischung

A 4.5.1. Siebtrommel

A 4.5.1.1 Trommelsieb der Hausmüllinie

Der Resthausmüll gelangt von dem Aufgabekanalband über ein Steigeband in das Trommelsieb I. Das Steigeband läuft schneller als das Aufgabekanalband, wodurch eine Entzerrung des Aufgabegutes erfolgt. Damit wird eine gleichmäßige Beschickung des Trommelsiebes erreicht.

Ihre Aufgabe ist es, den Abfallstrom in eine sortierfähige Fraktion mit einer Korngröße größer 180 mm und einer Fraktion kleiner 180 mm aufzutrennen.

Da der Resthausmüll zum größten Teil in Säcken verpackt vorliegt, ist eine Öffnung dieser Gebinde zur vollständigen Absiebung des Feinkornanteils erforderlich. Zu diesem Zweck befinden sich innerhalb der Siebtrommel Einbauten in Form von gezähnten Blechen, die am Anfang der Siebfläche montiert sind.

Der Siebüberlauf fällt aus dem Sieb über eine Rutschenanordnung direkt auf das Leseband, wo Wert- und Störstoffe aussortiert werden. Der Siebunterlauf wird über Leitbleche auf ein unter der Siebtrommel angeordnetes Förderband abgeworfen. Das verfahrenstechnische Ziel der Siebmaschine ist dann optimal erreicht, wenn das Grobkorn mit möglichst wenig Feinkorn verunreinigt ist und sämtliche geschlossene Gebinde in der Trommel geöffnet werden.

A 4.5.1.2 Trommelsieb der Sperr- und Gewerbemüllinie

Der Gewerbeabfall gelangt von dem entsprechenden Aufgabekanalband über ein Steigeband in das Trommelsieb II. Das Steigeband läuft schneller als das Aufgabekanalband, wodurch auch hier eine Entzerrung des Aufgabegutes erfolgt. Damit wird eine gleichmäßige Beschickung ders Trommelsiebes erreicht. Gleichzeitig mit dem Gewerbeabfall wird das Trommelsieb mit dem Output des Zerkleinerungsaggregates beschickt.

Das Sieb hat die Aufgabe, die Kornklassen > 350 mm des Gewerbeabfalls und die noch nicht ausreichend zerkleinerten Bestandteile der Sperrmüllinie dem Zerkleinerer zuzuführen. Die Kornklassen < 350 mm werden zur Lesebühne weitergeleitet.

Der Siebüberlauf fällt aus dem Sieb über eine Rutschenanordnung auf ein Förderband, welches direkt über der Öffnung des Zerkleinerers endet. Das Band durchläuft eine Vorsortierkabine, in der Störstoffe manuell entfernt werden.

Der Siebunterlauf (< 350 mm) wird über Leitbleche auf ein unter der Siebtrommel angeordnetes Förderband abgeworfen. Anschließend wird der Materialstrom zur Sortierung auf zwei Lesebänder verteilt.

A 4.5.1.3 Technischen Daten der Trommelsiebe

	Trommelsieb I	Trommelsieb II
Trommelinnendurchmesser:	3000 mm	3600 mm
Trommelgesamtlänge:	9800 mm	11800 mm
Sieblänge:	8000 mm	10100 mm
Lochung (rund):	∅ 180 mm	∅ 350 mm
Trommelneigung:	const. 4°	const. 4°
Antriebsleistung:	19,5 kW	30 kW
Antrieb:	Getriebemotor	Getriebemotor
Durchsatzleistung:	200-250 m^3/h	max. 500 m^3/h

Die Siebtrommeln stehen komplett auf einem geschweißten Grundrahmen und sind mit überdrehten Laufflächen ausgerüstet. Die Laufrollen sind als Schweißteil mit aufvulkanisierten Bandagen ausgeführt. Die Laufrollen an der Einlaufseite werden mittels Getriebemotoren angetrieben.

Die Axialrolle läuft auf einer überdrehten Fläche und ermöglicht eine genaue Trommelführung und ruhigen Lauf.

Auf den Grundrahmen sind weiterhin fest eingebaut: eine Materialeinlaufschurre, eine Materialauslaufschurre für den Siebüberlauf, eine Siebgutschurre im Bereich der Siebstrecke, eine Staubschutzhaube sowie Lauf- und Wartungsbühnen.

Die Drehzahl der Trommeln sind über ein Stellrad regulierbar.

Zur Beurteilung des Trennerfolges der Siebung wurde der Siebgütegrad η_s bei unterschiedlichen Drehzahlen bestimmt. Zusätzlich wurden Unter- und Überlauf auf ihre stoffliche Zusammensetzung hin untersucht, sowie die Verteilung der Inputmasse in Über- und Unterlauf bestimmt.

Der Siebgütegrad η_s ist als Trennungsgrad des Unterkorns definiert und berechnet sich folgendermaßen [73]:

$$\eta_S = \frac{100(c_a - c_b)(c_c - c_a)}{c_a(100 - c_a)(c_c - c_b)} 100 \quad \text{in \%}$$

[Gl.21]

c_a Unterkorngehalt in der Aufgabe in %

c_b Unterkorngehalt im Siebüberlauf in %

c_c Unterkorngehalt im Siebunterlauf in %

Die Untersuchungen wurden bei einem konstanten Anlagendurchsatz der Hausmüllinie von 20 t/h und der Sperr- und Gewerbemüllinie von 16 t/h durchgeführt, da sich diese Werte aus der Betriebserfahrung heraus als optimaler Kompromiß zwischen notwendiger Durchsatzleistung und Verfügbarkeit der Anlage (d.h. Ausbleiben von Störungen) erwiesen hat.

Es wurden Versuche bei jeweils 2 verschiedenen Trommeldrehzahlen durchgeführt.

A 4.5.1.4 Versuchsdurchführung Klassierung

Es wurde eine Menge an Abfall abgewogen und dem Aufgabekanalband zugeführt. Dabei wurde darauf geachtet daß die Höhe der Befüllung genauso erfolgt wie im

normalen Betrieb, damit der Versuch mit dem gleichen Anlagendurchsatz wie im Regelbetrieb gefahren wird.

Die beiden Stoffströme Über- und Unterlauf wurden auf den Bändern hinter den Trommelsiebmaschinen händisch abgeräumt und verwogen. In 2 Sortierproben wurde die stoffliche Zusammensetzung und der Fehlkornanteil bestimmt. Feinkörnige Anhaftungen wurden dabei nicht berücksichtigt.

A 4.5.1.5 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb I

Bei der im Regelbetrieb eingestellten Trommeldrehzahl von 13,5 U/min wird ein Siebgütegrad von 99,0 % bestimmt. Durch Verringerung der Trommeldrehzahl um 33 % auf 9 U/min blieb der Siebgütegrad mit 99,4 % annähernd unverändert.

In Tabelle 26 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Tabelle 26: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Trommelsieb der Hausmüllinie

Trommel-Drehzahl [U/min]	Inputmenge Des Versuchs [Mg]	Masse Unterlauf [%]	Masse Überlauf [%]	Fehlkornanteil Überlauf [Ma.-%]	Fehlkornanteil Unterlauf [Ma.-%]	Siebgütegrad η_S [%]
9,0	2,98	81,2	18,8	2,6	0	99,4
13,5	1,58	74,7	25,3	3,0	0	99,0

Wie die Ergebnisse zeigen, erfüllt die Trommelsiebmaschine ihre Trennaufgabe auch bei niedriger Drehzahl zufriedenstellend. Das auf das Leseband ausgetragene Überkorn ist nicht mit Feinkorn vermischt und kann einfach aussortiert werden. Der Anteil an ungeöffneten Säcken im Überlauf lag mit beiden Einstellungen bei ca. 20 %.

Da höhere Drehzahlen zu einem höheren Verschleiß der Antriebsrollen führen, ist die niedrigere Drehzahl aus betriebswirtschaftlichen Gründen zu bevorzugen.

Die inhaltliche Zusammensetzung der beiden Produktströme wurde bestimmt. In Tabelle 27 und Abbildung 32 sind die Ergebnisse mit der Einstellung im Regelbetrieb zusammengefasst.

Den größten Massenanteil im Unterlauf nehmen die Fraktionen Windeln/Zellstoff/ Hygieneartikel (22,4 %), Pappe/Papier (15,2 %) sowie der Feinkornanteil (unsortierbarer Rest) (19,8 %) ein. Die Fraktionen Glas und tierische Küchenabfälle/Speisereste finden sich ausschließlich im Unterlauf.

Der Überlauf des Trommelsiebes besteht überwiegend aus Textilien (34,9 %), Pappe/Papier (24,8 %), geschlossenen Tüten und Gebinden mit meist feinkörnigem Inhalt (20,3 %), sowie der Fraktion Kunststoffe/Folien/ Verbundstoffe (14 %).

Tabelle 27: Zusammensetzung der Fraktionen von Unter- und Überlauf des Trommelsiebes der Hausmüllinie

Fraktion	**Unterlauf**	**Überlauf**
Geschlossene Tüten mit Feinkorn	0 %	20 %
Vegetabilien/Grünabfälle	3 %	2 %
Tierische Küchenabfälle /Speisereste	5 %	0 %
Holz	6 %	0 %
Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel	22 %	0 %
Pappe/Papier	15%	25 %
Kunststoffe, Folien, Verbundstoffe	11 %	14 %
Textilien	5 %	35%
Glas	2 %	0 %
Keramik, Mineralstoffe	5 %	1 %
Metalle	6 %	3 %
Unsortierbarer Rest	20 %	0 %
Summe	100 %	100 %

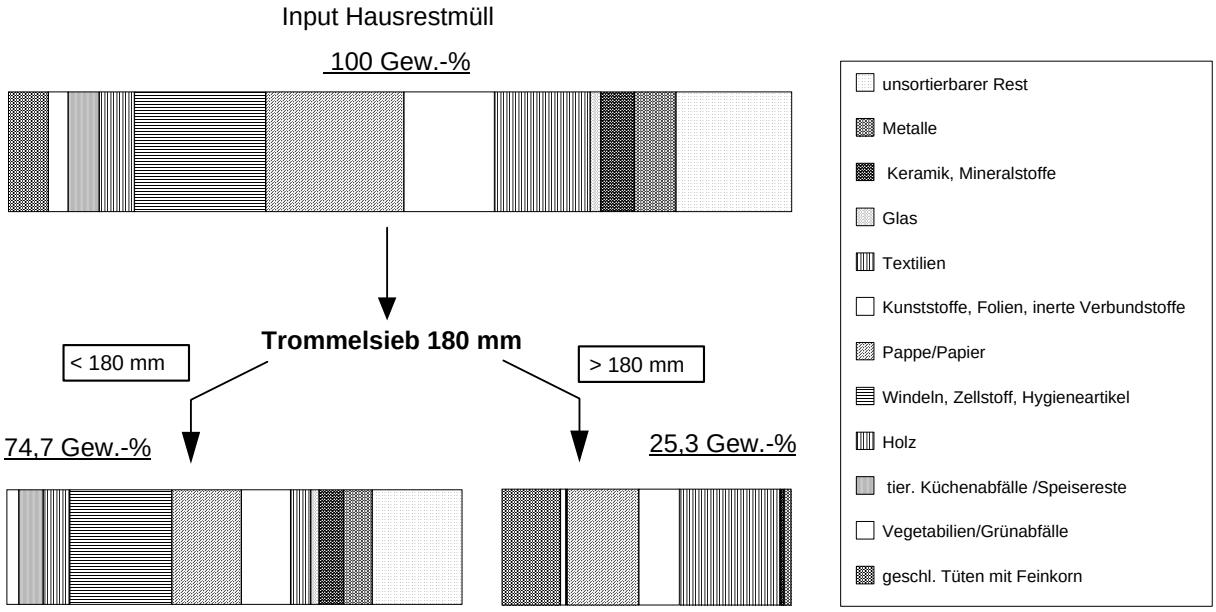


Abb. 32: Massenfluß und Zusammensetzung der Stoffströme bei der Klassierung des Hausrestmülls durch das 180 mm Trommelsieb

Betrachtet man die Massenverteilung einzelner Inhaltsstoffe des Trommelsiebinputs in die beiden Produktströme Ober- und Unterlauf, so läßt sich erkennen, daß einzelne Fraktionen in einem der beiden Ströme angereichert werden (Tabelle 28). Ein Großteil der Masse der Fraktionen Vegetabilien/Grünabfälle (81 %), Windeln/Zellstoff/ Hygieneartikel (100 %), Holz (98 %), Keramik/Mineralstoffe (93 %) und Glas (100 %) finden sich im Unterlauf wieder. Textilien gelangen zu ca. 70 % in den Überlauf.

Tabelle 28: Verteilung der Massen einzelner Fraktionen des Inputmaterials in Über- und Unterlauf des Trommelsiebes der Hausmüllinie

Fraktion	Überlauf	Unterlauf	Input
Gesamt	24,7 %	75,3 %	100,0 %
Geschlossene Tüten mit Feinkorn	5 %	0 %	5 %
Vegetabilien/Grünabfälle	1 %	2 %	3 %
Tierische Küchenabfälle /Speisereste	0 %	4 %	4 %
Holz	1 %	4 %	5 %
Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel	0 %	17 %	17 %
Pappe/Papier	6 %	11 %	17 %
Kunststoffe, Folien, Verbundstoffe	4 %	8 %	12 %
Textilien	9 %	3 %	12 %
Glas	0 %	1 %	1 %
Keramik, Mineralstoffe	0 %	4 %	4 %
Metalle	1 %	5 %	6 %
Unsortierbarer Rest	0 %	15 %	15 %

A 4.5.1.6 Versuchsergebnisse Klassierung mit Trommelsieb II

Bei der im Regelbetrieb eingestellten Trommeldrehzahl von 10,5 U/min wird ein Siebgütegrad von 94 % bestimmt. Durch die Erhöhung der Drehzahl um 39 % auf 14,7 U/min sinkt die Siebgüte auf 84 %.

In Tabelle 29 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Tabelle 29: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Trommelsiebes der Sperr- u. Gewerbemüllinie

Trommel-drehzahl [U/min]	Inputmenge des Versuchs [Mg]	Masse Unterlauf [%]	Masse Überlauf [%]	Fehlkornanteil Überlauf [Ma.-%]	Fehlkornanteil Unterlauf [Ma.-%]	Siebgütegrad η_S [%]
10,5	4,22	93,4	6,6	5,7	0	94,0
14,7	5,32	95,1	4,9	15,9	0	83,6

Wie die Ergebnisse zeigen, sinkt die Siebgüte bei erhöhter Drehzahl. Der Siebüberlauf ist verstärkt mit Feinkorn verunreinigt. Die im Regelbetrieb eingestellte Trommeldrehzahl sollte demnach beibehalten werden. Die niedrigere Drehzahl ist auch aus betriebswirtschaftlichen Gründen wegen des geringeren Verschleißes der Antriebsrollen zu bevorzugen.

Die inhaltliche Zusammensetzung der beiden Fraktionen wurde bestimmt. In Abbildung 33 und Tabelle 30 sind die Ergebnisse zusammengefaßt.

Den größten Massenanteil im Unterlauf nehmen die Fraktionen Pappe/ Papier (22,0 %), Textilien (11,6 %) sowie der Feinkornanteil (unsortierbarer Rest) (25,9 %) ein. Die Fraktionen Glas, Keramik/Mineralstoffe, tier. Küchenabfälle/Speisereste, Vegetabilien/Grünabfälle und Metalle finden sich ausschließlich im Unterlauf.

Der Überlauf des Trommelsiebes besteht überwiegend aus Textilien (58,5 %) und Kunststoffe/Folien/ Verbundstoffe (30,8 %).

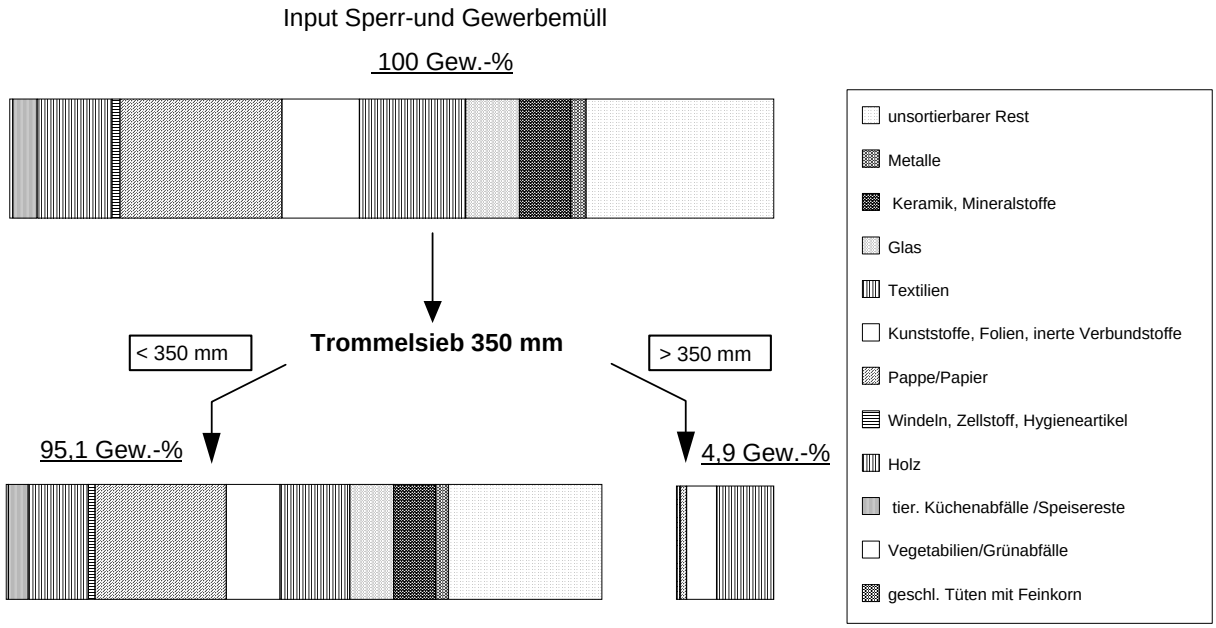


Abb. 33: Massenfluß und Zusammensetzung der Stoffströme bei der Klassierung des Sperr- und Gewerbemülls durch das 350 mm Trommelsieb

Tabelle 30: Zusammensetzung der Fraktionen von Unter- uud Überlauf des Trommelsiebes der Sperr- und Gewerbemüllinie

Fraktion	Unterlauf	Überlauf
Geschlossene Tüten mit Feinkorn	0 %	0 %
Vegetabilien/Grünabfälle	1 %	0 %
Tierische Küchenabfälle /Speisereste	3 %	0 %
Holz	10 %	5 %
Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel	1 %	0 %
Pappe/Papier	22 %	6 %
Kunststoffe, Folien, Verbundstoffe	9 %	31 %
Textilien	12 %	58 %
Glas	7 %	0 %
Keramik, Mineralstoffe	7 %	0 %
Metalle	2 %	0 %
Unsortierbarer Rest	26 %	0 %
Summe	100 %	100 %

Betrachtet man die Massenverteilung einzelner Inhaltsstoffe des Trommelsiebinputs in die beiden Produktströme Ober- und Unterlauf, so läßt sich erkennen, daß jede Stofffraktion größtenteils in den Unterlauf des Siebes gelangt (Tabelle 31). In den Überlauf gelangen nur ca. 5 % der Inputmasse.

Tabelle 31: Verteilung der Massen einzelner Fraktionen des Inputmaterials in Über- und Unterlauf des Trommelsiebes der Sperr- und Gewerbemüllinie

Fraktion	Überlauf	Unterlauf	Input
Gesamt	4,9 %	95,1 %	100,0 %
Vegetabilien/Grünabfälle	0 %	1 %	1 %
Tierische Küchenabfälle /Speisereste	0 %	3 %	3 %
Holz	1 %	9 %	10 %
Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel	0 %	1 %	1 %
Pappe/Papier	1 %	21%	22 %
Kunststoffe, Folien, Verbundstoffe	2 %	8 %	10 %
Textilien	3 %	11 %	14 %
Glas	0 %	7 %	7 %
Keramik, Mineralstoffe	0 %	7 %	7 %
Metalle	0 %	2 %	2 %
Unsortierbarer Rest	0 %	25 %	25 %

A 4.5.2. Fe-Abscheidung

Die Metallseparierung durch Magnetscheider bei der Restmüllbehandlung wird zum Zweck der Gewinnung von verwertbaren Schrottfraktionen durchgeführt. Der Schrott kann, wenn er bestimmte Kriterien erfüllt, im Stahlwerk als Sekundärrohstoff eingesetzt werden. Die Annahmekriterien des Schrotthandels beziehen sich auf den Eisengehalt, der mindestens 95 Ma.-% betragen sollte.

A 4.5.2.1 Magnetscheider der Hausmüllinie

Für die Entfrachtung des Hausmülls von eisenhaltigen Bestandteilen sind drei Magnetabscheider vorgesehen. Es werden zwei Überbandmagnetabscheider und ein Trommelmagnet eingesetzt. Nach der Absiebung des Hausmülls in der Trommelsiebmaschine erfaßt erst der Überbandmagnetabscheider I und danach der

Trommelmagnetabscheider den Schrott des Siebunterlaufs. Der Metallanteil des Siebüberlaufs wird auf dem Leseband manuell aussortiert. Zwischen Leseband und Hammermühle ist der Überbandmagnetscheider II zur Metallabtrennung vorgesehen. Er ist jedoch nicht mehr im Betrieb, da er aufgrund seiner ungünstigen Positionierung (Aufhängung quer zum Förderband) einen stark verunreinigten Schrottaustrag liefert.

Beschreibung der eingesetzten Magnetscheider

Überbandmagnetscheider

Der Siebunterlauf wird von einem Sammelband aufgenommen und einem leicht geneigtem Steigeband übergeben über dessen Abwurfende der Überbandmagnetscheider längs in Transportrichtung angeordnet ist. Er ist an Ketten mit Spannvorrichtung höhenverstellbar aufgehängt. Der abgetrennte Schrott fällt auf ein Sammeltransportband, daß über einer Containerverfahrstation endet. In Abbildung 34 ist die prinzipielle Arbeitsweise eines Überbandmagnetscheiders dargestellt.

Technische Daten:

Hersteller:	Fa. Steinert Elekromagnetbau
Typ:	55 100 226 - 2.-Sond.; 2-polig incl. Gleichrichter
Motor:	IP 55
Magnet:	IP 42
Magnet Klemmkasten:	IP 54
Länge:	2260 mm
Breite:	1000 mm
Nennleistungsaufnahme:	8,9 kW
Austragsbandgeschwindigkeit:	1,67 m/s

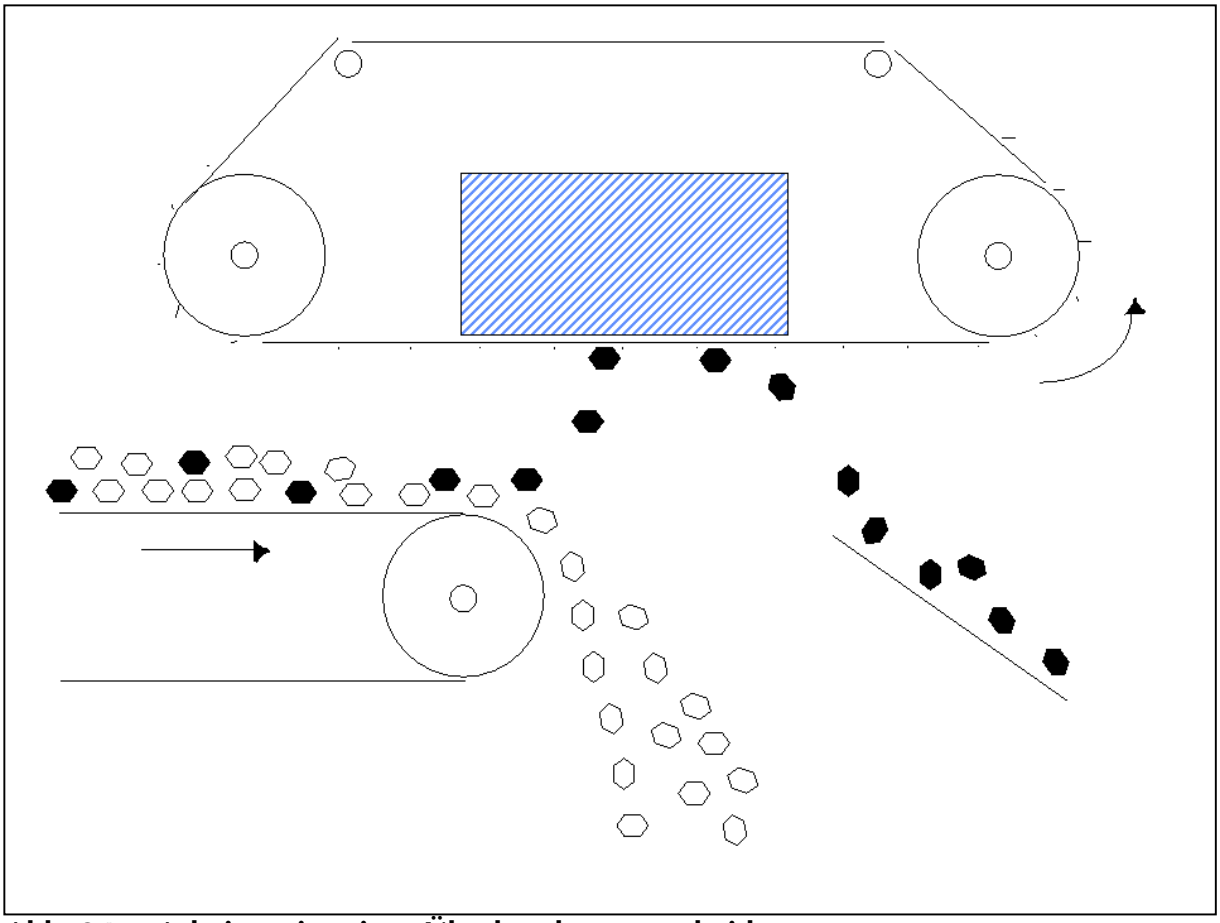


Abb. 34: Arbeitsweise eines Überbandmagnetscheiders

Der Metallaustrag dieses Magneten enthält den Dosenschrott des Hausmülls und ist vermarktbar. Im folgenden wird er als Schrottfraktion I bezeichnet.

Im Rahmen der Untersuchungen wurde das Schrottausbringen des Magnetscheiders sowie die Zusammensetzung der Schrottfraktion und der Verunreinigungsgrad über verschiedene Versuchseinstellungen bestimmt.

Für die Wirksamkeit eines Überbandmagnetabscheiders sind Polgröße, Polabstand, Feldstärke im Fördergut, Verlauf der Feldlinien, Fördergeschwindigkeit und die Materialeigenschaften des auszuscheidenden Fördergutes maßgebend. Hohe Materialschichtungen, große Materialkörnungen, klebendes und feuchtes Fördergut, erschweren die Eisenausscheidung [61].

Da das Förderband zu dem Magneten hin in seiner Geschwindigkeit nicht regelbar ist, und auch am Elektromagneten selber keine Einstellungen vorgenommen werden

können, wurde der Abstand des Magneten zum Fördergut variiert, um eine Optimierung der Austragleistung zu erreichen.

Die Versuche wurden bei dem Anlagendurchsatz des Regelbetriebes durchgeführt. Die Schütthöhe des Abfallstroms unter dem Magnetabscheider beträgt bei dem Durchsatz des Regelbetriebes 10-12 cm.

Trommelmagnetabscheider

Der von dem Überbandmagnetscheider entfrachtete Hausmüllstrom des Siebunterlaufs wird über eine Magnettrommel geführt. Eine vorgeschaltete leicht geneigte Schwingförderrinne verteilt das Aufgabegut vor der Trommel und lockert es auf. Einzelne Bestandteile werden dadurch voneinander getrennt, wodurch die Eisenseparierung erleichert wird.

Der Eisenaustrag fällt auf ein Sammeltransportband, daß über einem Container endet.

In Abbildung 35 ist die prinzipielle Arbeitsweise des Trommelmagnetscheiders dargestellt.

Technische Daten:

Hersteller:	Fa. Steinert Elekromagnetbau
Typ:	EMT 118/140 Sond.
Magnettrommel:	IP 50, 8 Austragsleisten
Magnet Klemmkasten:	IP 54
Breite:	1400 mm
Durchmesser	800 mm
Nennleistungsaufnahme:	3,7 kW

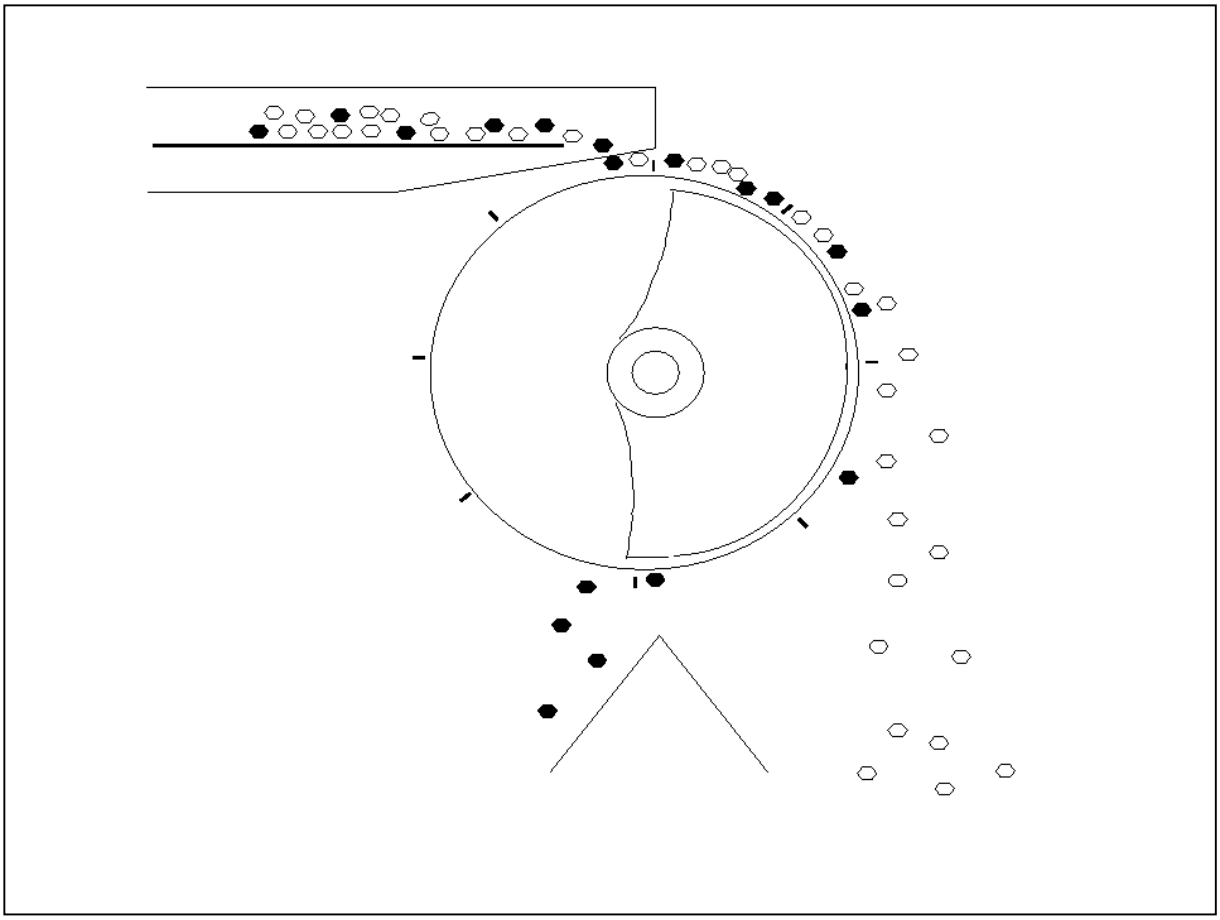


Abb. 35: Arbeitsweise des Trommelmagnetscheiders

Der Metallaustrag dieses Magneten ist stark verunreinigt und deshalb nicht vermarktbar. Im folgenden wird er als Schrottfraktion II bezeichnet.

Im Rahmen der Untersuchungen wurde die Austragsrate des Trommelmagneten bei den unterschiedlichen Einstellungen des Überbandmagneten, sowie die Zusammensetzung der Schrottfraktion und der Verunreinigungsgrad bestimmt. Am Trommelmagneten konnten keine Veränderungen vorgenommen werden.

Die Versuche wurden bei dem Anlagendurchsatz des Regelbetriebes durchgeführt. Die Schütthöhe des Abfallstroms bei Betrieb beider Aufgabebänder der Linie unter dem Magnetabscheider beträgt 10-12 cm. Die Schüttdichte wurde zu 0,23 Mg/m^3 bestimmt.

Zur Bestimmung des Schrottausbringens (A) der Magnetabscheider wurde der Schrottaustrag des Überbandmagneten (S_1) und der Magnettrommel (S_2) über mehr als einen Tag lang in den Containern gesammelt und verwogen. Die während dieser Zeit

über die Hausmüllinie gefahrene Inputmenge (I) wurde über die Anlieferscheine der Hausmüllfahrzeuge bestimmt. Da die Magnetscheidung nur den Siebunterlauf betrifft, wurde der ermittelte Massenanteil des Siebunterlaufs am Siebinput im Regelbetrieb (s. Abschnitt 4.5.1.5) verwendet, um den entsprechenden Massenstrom des Siebunterlaufs zu berechnen.

Auf einem Förderband hinter dem Überbandmagneten wurde der Materialstrom stündlich beprobt und auf dessen Metallgehalt mittels eines Handmagneten hin untersucht (O). Aus den gemessenen Parametern errechnet sich das Schrottausbringen des Überbandmagnetscheiders (A_1) wie folgt:

$$A_1 = \frac{S_1}{(I \times \frac{U}{100} - S_1) \times \frac{O}{100} + S_1} \times 100 \qquad \text{[Gl. 22]}$$

A_1 = Schrottausbringen des Überbandmagnetabscheiders in %

S_1 = Nettogewicht der Schrottfraktion I in Mg

$S_1 = R_1 \times B_1$

R_1 = Reinheitsgrad der Schrottfraktion I in %

B_1 = Bruttogewicht der Schrottfraktion I in Mg

I = Inputmenge in Mg

U = Massenanteil Siebunterlauf an Siebinput = 74,7 %

O = Metallgehalt im Abfallstrom nach Überbandmagnet in %

Da der Trommelmagnet dem Überbandmagnetabscheider nachgeschaltet ist, kann dessen Schrottausbringen aus den gemessenen Parametern bestimmt werden:

$$A_2 = \frac{S_2}{(I \times \frac{U}{100} - S_1) \times \frac{O}{100} + S_1} \times 100 \quad \text{[Gl. 23]}$$

A_2 = Schrottausbringen des Trommelmagnetabscheiders in %

Von den ausgetragenen Schrottfraktionen wurden repräsentative Proben entnommen und einer manuellen Sortierung unterzogen. Die Klassifizierung fand in den folgend aufgeführten 9 Fraktionen statt:

- Konservendosen/Konservendeckel
- Getränkedosen
- Spraydosen, Schadstoffe
- Nägel und andere Kleinteile
- Eisenteile massiv
- eisenhaltige Verbundstoffe
- Kronkorken
- lose Verunreinigungen
- Feinkornfraktion < 5 mm

Der Verunreinigungsgrad wurde als Anteil der losen Fremdstoffe im Schrottaustrag bestimmt. Fest mit Metallbestandteilen verbundene Fremdstoffe wie z.B. in Konservendosen eingeklemmte Kunststoffe oder Reste von Doseninhalten wurden nicht zu den Verunreinigungen hinzugerechnet, da bei dieser Untersuchung nur die Fehlausträge des Magneten von Interesse waren.

Die Versuche wurden mit zwei verschiedenen Höheneinstellungen des Überbandmagneten über dem Förderband durchgeführt. Hierbei wurde der Abstand zwischen Förderband und dem Austragsgurt in der Mitte des Magnetscheiders als Höhe gewertet.

Die Höhenverstellung erfolgte über eine an der Kettenaufhängung befestigten Spanneinrichtung.

Als Abstand wurde der minimal mögliche Abstand und ein um 10 cm höherer Wert gewählt. Der kleinst mögliche Abstand wird durch den Kontakt des Magnetscheiders mit den Seitenleisten des Förderbandes begrenzt. Er beträgt 27,2 cm.

Ergebnisse

Bei einem Abstand des Überbandmagneten über dem Förderband von 37,2 cm, trägt er nur 20,9 % der im Siebunterlauf der Hausmüllinie enthaltenen Eisenteile aus. Der Reinheitsgrad der Schrottfraktion beträgt 95,4 %. Durch die Verringerung der Höhe des Magneten um 10 cm erhöht sich die Austragsrate um über 280 % auf 80,5 %. Der Reinheitsgrad nimmt geringfügig auf 93,2 % ab.

Die Austragsrate des Trommelmagnetabscheiders ist bei beiden Einstellungen (hoch/tief) in etwa gleich und beträgt 20,0 % bzw. 18,1 % der Metallmenge im Abfallinputmaterial. Das sind 25,4 % bzw. 92,5 % der nach dem Überband-magnetabscheider noch verbleibenden Metalle. Der ausgetragene Schrott besitzt nur einen Reinheitsgrad von 69,5 bzw. 72,1 %.

Die Gesamtaustragsrate, d.h. die Summe der von beiden Magnetscheidern separierten Eisenteile liegt im Falle des größeren Abstandes Überbandmagnet/ Fördergut bei 40,9 %. Durch die Herabsetzung des Überbandmagneten erhöht sich die Gesamtaustragsrate auf 98,5 %. Das bedeutet eine Verbesserung um 140 %. Der Reinheitsgrad bleibt in etwa gleich groß.

In Tabelle 32 sind die Ergebnisse zusammengefaßt:

Tabelle 32: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung der Magnetscheider der Hausmüllinie

Höhe Überbandmagnet	Inputmenge	Schrott S1	Schrott S2	Reinheitsgrad R1	Reinheitsgrad R2	Metallgehalt Output	Schrottausbringen A1	Schrottausbringen A2	Gesamtschrottausbringen
[cm]	[Mg]	[Mg]	[Mg]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
37,2	143,3	0,24	0,33	95,4	69,3	0,85	20,9	20,0	40,9
27,2	238,7	2,93	0,92	93,2	72,1	0,41	80,5	18,1	98,5

Die Sortieranalyse der Schrottfraktionen ergab folgende Zusammensetzung:

Tabelle 33: Zusammensetzung der Schrottfraktion I (Sortierprobe 45 kg)

Fraktion	**Ma.-%**
Konservendosen/Konservendeckel	28,4
Getränkedosen	13,3
Spraydosen/Schadstoffe	4,7
Kleinteile	5,7
Eisenteile massiv	25,3
Eisenhaltige Verbundstoffe	12,7
Kronkorken	3,1
lose Verunreinigungen	6,3
Feinkornfraktion < 5 mm	0,5

Etwa 40 % der gewonnenen Eisenfraktion besteht aus Konserven- und Getränkedosen.

Die Fraktion der massiven Eisenteile stellt mit ca. 25 % die zweitgrößte Fraktion. In ihr sind reine Metallteile verschiedenster Herkunft und Form wie, Bleche, Rohre, Stäbe, Drähte, Ketten, große Schrauben, Bohrer, Werkzeuge u.a. zusammengefasst.

Eisenhaltige Verbundstoffe enthalten neben Eisen auch nichtmagnetische Anteile wie Kunststoffe , Textilien oder Holz. Ihr Anteil beträgt 12,7 %. Häufig anzutreffende Bestandteile dieser Fraktion sind z.B. Gürtel, Taschen, Besteck, Haarspangen, Kleiderbügel, Geldbörsen mit Metallverschluß, Einwegfeuerzeuge, Regenschirme, Zollstöcke, Kabel und elektrische Geräte.

Der Anteil der Fraktion Spraydosen/Schadstoffe ist mit 4,7 % relativ hoch. Neben den Spraydosen wurden ihr auch andere Schadstoffe wie Batterien, Druckgasbehälter, Ölfilter und Behälter mit Resten von Lösungsmittel/Chemikalien zugerechnet. Batterien sind in der Schrottfraktion I nur vereinzelt anzutreffen (< 1 %).

In der Fraktion der Kleinteile befinden sich überwiegend Nägel und Schrauben. Sonstige Kleinteile sind Büroklammern, Heftzwecken, Rasierklingen, Nadeln und Drähte. Die Fraktion hat einen Anteil von 5,7 %.

Kronkorken befinden sich trotz des geringen spezifischen Gewichtes mit immerhin 3,1 % im ausgetragenen Schrott.

Die losen Verunreinigungen sind der Fehlaustrag des Magnetscheiders, sie sind mit 6,3 % in der Schrottfraktion enthalten. Sie werden beim Aushebevorgang der Eisenteile zum Magneten mitgerissen, zwischen Eisenteil und Austragegurt geklemmt und zusammen ausgetragen. Sie bestehen vor allem aus Kunststoffen, Papier, Textilien und Holz.

Zu den Verunreinigungen zählt auch die Feinfraktion < 5 mm. In ihr sind Erde, Sand organische Abfälle und Metallspäne enthalten. Sie ist mit dem geringen Anteil von 0,5 % vorhanden.

Eine Sichtung der Schrottfraktion mit dem bloßen Auge erweckt den Eindruck, daß sie vor allem aus Konserven- und Getränkedosen besteht. Die anderen Fraktionen sind auf den ersten Blick (wegen ihrer größeren Dichte) weniger auffällig. Die vorhandenen Verunreinigungen fallen optisch nur auf, wenn sie flächig ausgebreitet aufliegen.

Tabelle 34: Zusammensetzung der Schrottfraktion II (Sortierprobe 39 kg)

Fraktion	**Ma.-%**
Konservendosen/Konservendeckel	7,2
Getränkedosen	2,4
Batterien	2,9
Kleinteile	9,5
Eisenteile massiv	21,4
Eisenhaltige Verbundstoffe	22,5
Kronkorken	3,4
lose Verunreinigungen	21,3
Feinkornfraktion < 5 mm	9,4
Summe	100

Die Einteilung in einzelne Sortierfraktionen entspricht denen der Schrottfraktion I.

Die Fraktion eisenhaltiger Verbundstoffe stellt hier mit 22,5 % den größten Anteil und ist deutlich stärker als in Schrottfraktion I vertreten.

Ebenfalls stärker vertreten sind die Kleinteile mit 9,5 % und die beiden Fraktionen der Verunreinigungen. Hierbei stellen die losen Verunreinigungen 21,3 % und die Feinfraktion < 5 mm 9,4 %.

Der Anteil an Konserven- und Getränkedosen in der Schrottfraktion II ist mit nur 9,6 % vergleichsweise niedrig.

Charakteristisch für diese Schrottfraktion ist der relativ hohe Batteriegehalt mit 2,9 %.

Die Fraktionen der massiven Eisenteile und der Kronkorken sind mit 21,4 % bzw. 3,4 % in etwa gleichen Anteilen wie in Schrottfraktion I vorhanden.

Eine Sichtung der Schrottfraktion mit dem bloßen Auge erweckt den Eindruck einer sehr inhomogenen und mit hohem Verschmutzungsgrad behafteten Zusammensetzung. Sie wird wegen des hohen Verunreinigungsgrades und Schadstoffgehaltes (Batterien) direkt auf der Deponie abgelagert.

Versuch zur Verbesserung der Qualtiät von Schrottfraktion II

Es wurden 9,78 Mg der Schrottfraktion II der Hausmüllinie zugeführt. Hierbei sollte untersucht werden, ob eine Nachreinigung durch den Überbandmagnetscheider möglich ist. Der Versuch wurde bei einer Höhe des Überbandmagneten über dem Förderband von 27,2 cm durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

Tabelle 35: Ergebnisse des Versuchs zur Aufreinigung der Schrottfrakion II

Inputmenge	Reinheitsgrad Input	Schrott S1	Schrott S2	Reinheitsgrad R1	Reinheitsgrad R2	Schrottausbringen A1	Schrottausbringen A2	Gesamtschrottausbringen
[Mg]	[%]	[Mg]	[Mg]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
9,78	69,3	4,24	0,42	89,0	71,8	55,6	4,4	60,0

Die Fe-Bestandteile der Inputmenge des Versuches gelangen zu 55,6 % in den Container der Schrottfraktion I und zu 4,4 % in den Container der Schrottfraktion II. Die restlichen 40 % wurden von den Magnetabscheidern nicht erfasst. Der Reinheitsgrad der Schrottfraktion I beträgt 89 %, was einer Verbesserung von 28 % entspricht. Der Austrag erweckt einen sehr verunreinigten optischen Eindruck, ähnlich des Schrottaustrags des Trommelmagneten.

Bewertung

Die Herabsetzung des Magneten um 10 cm bewirkte eine deutliche Zunahme der Metallabschöpfung. Wie die Sortieranalysen zeigen, nehmen die Verunreinigungen nicht proportional mit der Erhöhung der Austragsrate zu, so daß die Vermarktungsmöglichkeiten des Produktes nicht eingeschränkt werden. 80,5 % der im Siebunterlauf des Hausmülls enthaltenen Fe-Bestandteile werden somit verwertet. Durch den

verringerten Abstand des Magneten steigt die Wahrscheinlichkeit einer Materialverstopfung an dieser Stelle. Während des gesamten Versuchablaufs trat ein solcher Fall nicht ein, so daß diese Einstellung auch für den Regelbetrieb zu empfehlen ist.

Kritische Bestandteile der Schrottfraktion I sind die schadstoffbelasteten Materialien wie Ölfilter, Druckgasbehälter und Behälter mit Chemikalienresten. Batterien sind dagegen in nicht nennenswerten Mengen vorhanden. Aufgrund des geringen Eisenanteils in Batterien reicht die vom Überbandmagnetabscheider ausgeübte magnetische Kraft offenbar nicht dazu aus, diese aus dem Materialstrom zu entfernen. Sie werden erst von dem Trommelmagneten ausgetragen.

Der hohe Gehalt an Verunreinigungen in Schrottfraktion II ist durch die Arbeitsweise des Trommelmagneten bedingt. Die Fe-Bestandteile werden nicht wie bei dem Überbandmagneten ausgehoben und damit von nichtmagnetischen Bestandteilen abgetrennt, sondern bleiben an der Trommel haften. Durch den direkten Kontakt des Magneten mit den zu separierenden Teilen, sind höhere Feldstärken wirksam, so daß auch Müllbestandteile mit geringem Eisenanteil wie z.B. Batterien erfaßt werden. Unter den Eisenteilen liegende Fremdstoffe/Verunreinigungen werden eingeklemmt und mit ausgetragen.

Der Versuch die Schrottfraktion II durch erneute Aufgabe in die Hausmüllinie aufzubereiten, brachte nur eine unzureichende Austragsrate und Erhöhung der Reinheit. Bei den Ergebnissen ist zu berücksichtigen, daß die Schütthöhe dieses Materials unter dem Überbandmagneten erheblich geringer war als die des üblichen Hausmüllinputs und damit kleinere Feldstärken wirksam sind. Möglicherweise bringt eine gemeinsame Aufgabe der zu reinigenden Schrottfraktion mit dem Hausmüll durch die höhere Schütthöhe bessere Resultate.

Erweist sich eine Aufbereitung der Schrottfraktion II im Rahmen eines vertretbaren Aufwandes als unmöglich, so kann auf den Einsatz des Trommelmagneten an dieser Stelle im Verfahrensablauf verzichtet werden.

A 4.5.2.2 Magnetscheider der Sperr- und Gewerbemüllinie

Für die Entfrachtung des Sperr- und Gewerbemülls von eisenhaltigen Bestandteilen ist ein Überbandmagnet eingesetzt. Er separiert den Fe-Metallanteil im Materialstrom des Siebunterlaufes der Trommelsiebmaschine aus. Die von dem Magneten nicht erfassten

größeren Eisenteile können auf der sich anschließenden Lesebühne manuell aussortiert werden.

Beschreibung des eingesetzten Magnetscheiders

Überbandmagnetscheider

Der Siebunterlauf wird von einem Sammelband aufgenommen und einem kurzen Förderband übergeben, über dessen Abwurfende der Überbandmagnetscheider längs in Transportrichtung angeordnet ist. Er ist an Ketten mit Spannvorrichtung höhenverstellbar aufgehängt. Sein Schrottaustrag gelangt über ein Förderband unter dem Abwurfschacht für Metalle der Lesebühne in einen verfahrbaren Container.

In den Abwurfschacht werden im Regelbetrieb aussortierte Störstoffe der Lesebänder gegeben, so daß der Containerinhalt deponiert werden muß. Der reine Schrottaustrag wurde bisher von den Schrottverwertern wegen zu hoher Verunreinigungen nicht akzeptiert.

Technische Daten:

Hersteller:	Fa. Steinert Elekromagnetbau
Typ:	45 130 140 - 2.-Sond.; 2-polig incl. Gleichrichter
Motor: IP 55	
Magnet:	IP 42
Magnet Klemmkasten:	IP 54
Länge:	1400 mm
Breite:	1200 mm
Nennleistungsaufnahme:	8,3 kW
Austragsbandgeschwindigkeit:	1,67 m/s

Der vom Überbandmagneten separierte Schrott wird im folgenden als Schrottfraktion III bezeichnet.

Im Rahmen der Untersuchungen wurde das Schrottausbringen des Magnetscheiders sowie die Zusammensetzung der Schrottfraktion und der Verunreinigungsgrad bestimmt. Die Versuche wurden bei unterschiedlichen Höheneinstellungen des Magnetscheiders über dem Materialstrom durchgeführt, um eine Optimierung der Austragsleistung zu erreichen.

Die Versuche wurden bei dem Anlagendurchsatz des Regelbetriebes durchgeführt. Die Schütthöhe des Abfallstroms bei Betrieb beider Aufgabebänder der Linie unter dem Magnetabscheider beträgt 16-19 cm. Die Schüttdichte wurde zu 0,22 Mg/m^3 bestimmt.

Zur Bestimmung des Schrottausbringens (A) des Magnetabscheiders wurde der Schrottaustrag (S_3) des Überbandmagneten über mehr als einen Tag lang in dem Container gesammelt. Die während dieser Zeit über die Sperr- und Gewerbemüllinie gefahrene Inputmenge (I) wurde über die Anlieferscheine bestimmt.

Auf einem Förderband hinter dem Überbandmagneten (Leseband) wurde der Materialstrom stündlich beprobt und auf dessen Metallgehalt mittels eines Handmagneten hin untersucht (O). Aus den gemessenen Parametern errechnet sich das Schrottausbringen des Überbandmagnetscheiders wie beschrieben. Der verwendete Massenanteil des Siebunterlaufes (U) beträgt 93,4 % (Abschnitt 4.5.1.6).

Während des Versuchablaufes wurden keine Störstoffe der Lesebänder auf das Transportband zum Container der Schrottfraktion III über die Abwurfschächte gegeben.

Die Versuche wurden mit drei veschiedenen Höhen des Überbandmagneten über dem Förderband durchgeführt. Hierbei wurde der Abstand zwischen Förderband und dem Austragsgurt in der Mitte des Magnetscheiders als Höhe gewertet. Die Höhenverstellung erfolgte über eine an der Kettenaufhängung befestigten Spanneinrichtung.

Als Abstand wurde der minimal mögliche Abstand und zwei jeweils um 10 cm höhere Einstellungen gewählt. Der kleinst mögliche Abstand wird durch den Kontakt des Magnetscheiders mit den Seitenleisten des Förderbandes begrenzt. Er beträgt 41 cm.

Ergebnisse

Bei einem Abstand des Überbandmagneten über dem Förderband von 61 cm, trägt er nur 3,9 % der im Siebunterlauf der Hausmüllinie enthaltenen Eisenteile aus. Mit einem Abstand von 51 cm erhöht sich das Schrottausbringen auf 26,7 %. Bei der kleinst möglichen Höhe des Magneten von 41 cm wird ein Schrottausbringen von 38,7 % erzielt. Der Reinheitsgrad der Schrottfraktion liegt bei allen Einstellungen annähernd gleich bei 96-97 %.

In Tabelle 36 sind die Ergebnisse zusammengefaßt:

Tabelle 36: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Magnetabscheiders der Sperr- und Gewerbemüllinie

Höhe Überbandmagnet	Inputmenge	Schrott S3	Reinheitsgrad R3	Metallgehalt Output	Schrottausbringen A3
[cm]	[Mg]	[Mg]	[%]	[%]	[%]
61	298,8	0,46	96,1	3,90	3,9
51	230,6	1,5	96,7	2,39	26,7
41	331,7	4,1	96,4	2,06	38,7

Da der Schrottaustrag III aus den Abfällen der Sperr- und Gewerbemüllfrakion stammt, enthält er eine Vielzahl verschiedener Eisenbestandteile, die ihn sichtbar inhomogen machen. Seine obere Korngröße wird durch das Trommelsieb auf 350 mm begrenzt, wodurch auch größere Teile wie in den Schrottfraktionen I und II anzutreffen sind. Die Ergebnisse der Sortieranalyse sind in Tabelle 37 zusammengefasst.

Tabelle 37: Zusammensetzung der Schrottfraktion III (Sortierprobe 42 kg)

Fraktion	**Ma.-%**
Konservendosen/Konservendeckel	13,1
Getränkedosen	9,3
Spraydosen/Schadstoffe	2,0
Kleinteile	14,3
Eisenteile massiv	32,5
Eisenhaltige Verbundstoffe	24,0
Kronkorken	1,5
lose Verunreinigungen	3,3
Feinkornfraktion < 5 mm	-
Summe	100 %

Die Fraktionen massive Eisenteile und eisenhaltige Verbundstoffe stellen mit 32,5 % bzw. 24,0 % den größten Anteil und sind deutlich stärker vertreten als in den anderen Schrottausträgen.

Konserven- und Getränkedosen sind in der Summe mit 22,4 % enthalten. Sie entstammen vorwiegend dem hausmüllähnlichen Gewerbeabfall.

Die Kleinteile sind mit 14,3 % vertreten. Sie enthalten neben den üblichen Bestandteilen auch in Spuckstoffe eingeschlossene Metallstücke.

Eine Feinfraktion fehlt; die losen Verunreinigungen sind nur mit 3,3 % enthalten. Sie fallen jedoch aufgrund größerer Stücke (z.B.große Plastiksäcke / Folien) stärker ins Auge als in Schrottfraktion I und geben der Schrottfraktion III zusammen mit größereren Eisenverbundteilen ein stärker verschmutztes Aussehen.

Bisher wurde diese Schrottfraktion von Schrottverwertern nicht akzeptiert und zusammen mit den Störstoffen aus der Lesebühne deponiert.

Bewertung

Bei optimierter Einstellung der Höhe des Magneten über dem Materialstrom werden 38,7 % der im Siebunterlauf enthaltenen Fe-Bestandteile separiert. Das ist wesentlich weniger als das Schrottausbringen des Überbandmagnetabscheiders der Hausmüllinie. Die Ursache hierbei ist einerseits in dem kleinst möglichen Abstand zu dem Überbandmagneten von nur 41 cm (bei der Hausmüllinie 27,2 cm) und der Schütthöhe des Fördergutes begründet. Die Schütthöhe des Materials beträgt hier 16 bis 19 cm. In der Hausmüllinie sind es nur 10-12 cm. Die auf die im unteren Teil der Materialsäule liegenden Eisenteile wirksamen magnetische Kräfte reichen nicht aus, um diese aus der über ihnen liegenden höheren Schicht auszuheben. Die Schüttdichten unterscheiden sich bei beiden Materialströmen nicht wesentlich, weshalb sie hier als Ursache keine Rolle spielen (0,23 Mg/m^3 Trommelsiebunterlauf Hausmüll und 0,22 Mg/m^3 Trommelsiebunterlauf Sperr- und Gewerbemüll).

Die auf den maximalen Schrottaustrag bezogene optimale Höheneinstellung des Magneten kann im Regelbetrieb nicht eingesetzt werden, da an dieser Stelle einer der Schwerpunkte für Materialverstopfungen liegt. Sperrige Bestandteile können sich zwischen Anfang des Überbandmagneten und Förderband festsetzen und den Materialstrom an dieser Stelle zum Erliegen bringen. Es ist daher zu empfehlen, eine Höheneinstellung von 51 cm zu wählen und die verringerte Schrottaustragsrate von 26,7 % in Kauf zu nehmen.

Der Gehalt an Verunreinigungen ist bei den drei untersuchten Einstellungen niedriger als bei der Schrottfraktion I der Hausmüllinie. Dies kann in dem höheren Abstand des Magneten zum Fördergut begründet sein. Mit den Eisenteilen lose verbundene Fremdstoffe können sich mit einer höheren Wahrscheinlichkeit während der Bewegung zum Magneten hin abtrennen.

Der subjektive Eindruck eines verschmutzten Schrottaustrages rührt von dem höheren Anteil fest mit Fe-Bestandteilen verbundener Fremdstoffe. Diese sind systembedingt im Sperr- und Gewerbemüll stärker vertreten. An den sperrigen und größeren Eisenteilen können Fremdstoffe besser haften bleiben.

Durch die Siebweite von 350 mm des vorgeschalteten Trommelsiebes können auch größere Fremdstoffe in den Siebunterlauf gelangen. Diese fallen bei der Betrachtung der Schrottfraktion besonders auf und geben ihr zusammen mit größeren Eisenverbundstoffen ein verunreinigtes Aussehen.

A 4.5.3. Zerkleinerung

In der MBRA Horm wird für die Zerkleinerung einen Einwalzenbrecher eingesetzt. Das Zerkleinerungsaggregat wird mit Sperrmüll und dem Siebüberlauf der Trommelsiebmaschine der Sperr- und Gewerbemüllinie beschickt. Es hat die Aufgabe den Sperr- und Gewerbemüll auf eine Korngröße von 350 mm zu begrenzen.

Der Sperrmüll wird von dem Polypgreiferbagger im Aufgabebereich von Störstoffen befreit. Die Störstoffe des Gewerbeabfalls gelangen in den Siebüberlauf und werden in der Vorsortierkabine zwischen Trommelsieb und Zerkleinerer manuell entfernt. Dort können auch schwer zerkleinerbare Teile, die in dem Kreislauf Siebüberlauf-Zerkleinerer-Siebüberlauf verbleiben entnommen werden.

Der Zerkleinerer besteht aus einer Zerkleinerungswalze, die das Material durch den hydraulisch gesicherten Gegenkamm reißt. Die Zerkleinerungswerkzeuge sind versetzt über die Walze verteilt und separat auswechselbar. Der beweglich montierte Gegenkamm ist ebenfalls mit auswechselbaren Zahnelementen bestückt. Das Material der beiden Inputströme wird über einen Aufgabetrichter der Schneidfläche zugeführt. Der Austrag fällt auf ein unter dem Zerkleinerungsaggregat angeordnetes Förderband. In Abbildung 36 ist der Zerkleinerer schematisch dargestellt.

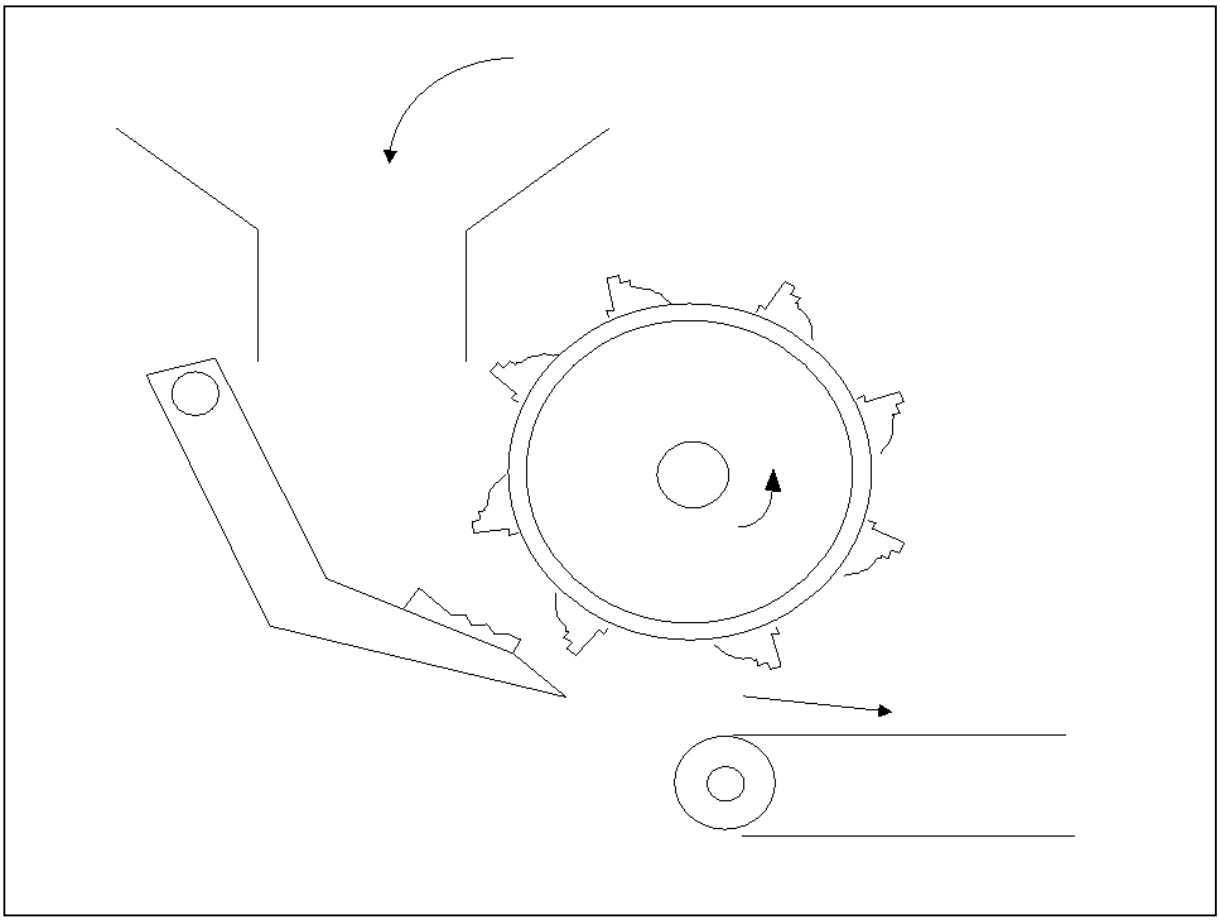


Abb. 36: Schematische Darstellung des Einwellenwalzenbrechers

Störstoffe beeinträchtigen den Betrieb des Zerkleinerers durch Verstopfungen und starke Abnutzung.

Technische Daten:

Hersteller:	Fa. Doppstadt
Typ:	Grundgerät DW 3080 S,
Trommel:	
Durchmesser:	800 mm
Schneidfläche:	2820 x 1700 mm
Zähneanzahl:	21 (auswechselbar)
Zahnhöhe, gesamt:	150 mm

Zahnbreite:	60 mm
Trommellagerung:	Flanschlager mit Pendelrollenlager und Spannhülse
Kamm:	
Kammlänge:	3000 mm

beweglich gelagerter Kamm mit 22 Zähnen (60 mm dick)

auswechselbare Zahneinsätze

Überlastsicherung durch zwei Hydraulikzylinder mit einstellbarem Druck

Veränderund des Abstandes zwischen Trommel und Kamm durch einstellbaren Kammanschlag

Aufgabetrichter:	Länge: 3440 mm
	Breite: 2040 mm
	Höhe über Schneidfläche: 700 mm
Antriebseinheit:	Elekromotor 250 kW, N = 1488 min^{-1}
	IP 54, 3x380 V, 50 Hz

Störstoffe für den Walzenzerkleinerer:

Die Verfügbarkeit des Zerkleinerers wird durch die Anwesenheit von Störstoffen im Aufgabegut beeinträchtigt. Die Kenntnis um diese Stoffe und deren Aussortierung im Anlieferbereich ist Vorraussetzung dafür, einen möglichst störungsfreien Betrieb zu gewährleisten. Die häufigste Ursache für Störungen am Zerkleinerer sind Materialverstopfungen. Hierbei bleiben bestimmte Abfallbestandteile an der Walze mit ihren Schneidwerkzeugen hängen. Nachfolgendes Material kann daran anhaften und sich anhäufen. Erreicht der aufgebaute Druck einen Schwellenwert, so schaltet die Überlastungssicherung durch die Hydraulikzylinder des Gegenkamms das Aggregat ab. Die Beseitigung des festgesetzten Materials erfordert dann einen hohen Zeit- und Personalaufwand. Die häufigsten Verursacher für Störungen sind Sofas und Matrazen, deren Metallfedern die Verstopfung einleiten.

Zu harte Materialien wie Steine oder Metallteile bewirken einen hohen Verschleiß der Schneidwerkzeuge, so daß diese in kürzeren Zeitabständen ausgewechselt werden müssen. Durch den entstehenden Funkenschlag innerhalb des Zerkleinerers besteht Brandgefahr für leicht entzündliche Stoffe.

Manche Abfallbestandteile werden von dem Zerkleinerer nicht oder nur unzureichend zerkleinert. Werden diese in der Vorsortierkabine nicht entnommen, so häufen sie sich in dem Kreislauf an und können das Zerkleinerungsaggregat überlasten.

Im Folgenden sind typische Abfallbestandteile der drei Störstoffgruppen aufgeführt:

a) Stoffe die zu Verstopfungen führen (zähelastische Stoffe):

Teppiche/Teppichrollen; Bett-Matrazen, Sofa (Kissen); Kunststoffplanen; Elekrogeräte mit langen Kabeln; Drähte, Schnüre, Bänder

b) Abrasive Stoffe:

Steine, Betonblöcke; Straßenaufbruch; Spülbecken

Große Metallteile: Motorblöcke; Waschmaschinen; Fahrräder, Moped; Badewannen; Gasflaschen; Feuerlöscher

c) Stoffe, die nur unzureichend zerkleinert werden:

weiche Kunststoffteile: Fässer, Eimer; Planen, Folien; Textilien: Kissen; Taschen, Säcke, Decken, Teppiche

A 4.6. Untersuchungen der Abluft

A 4.6.1. Untersuchung der organischen Kohlenstoffemissionen der MBRA Horm

A 4.6.1.1 Einleitung

Bei den aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen emittierenden flüchtigen organischen Stoffen handelt es sich um ein Vielstoffgemisch aus der gesamten Produktpalette der organischen Chemie. Neben den charakteristischen Leitkomponenten, die für die wesentliche Fracht an VOC (leichtflüchtige organische Verbindungen) verantwortlich sind, kann auch die Summe an ausgewählten Einzelkomponenten immer nur einen Ausschnitt der unbekannten Gesamtemission widerspiegeln.

Vor diesem Hintergrund kann ein Summenparameter, wie der organische Kohlenstoffgehalt, eine geeignete Meßgröße darstellen, zumal über FID-Messung (Flammenionisationsdetektion) die Möglichkeit zur kontinuierlichen Messung besteht. In Verbindung mit Vorschaltgeräten (Konvertern) können die organischen Kohlenstoffgehalte auch ohne Methananteil als Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC) bestimmt werden, was den Anforderungen der TA Luft in Nr. 3.1.7 entspräche. In einem BImSchV-Entwurf des BMU aus 1998 wurde für anzeigebedürftige Anlagen zur Restabfallbehandlung erstmals ein Grenzwert für Ges.-C von 20 mgC/m³ genannt.

A 4.6.1.2 Aufgabenstellung

Die U.T.G. beauftragte das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) mit der Durchführung von Abluftuntersuchungen im Roh- und Reingas der Biofilteranlage der MBRA Horm, Kreis Düren.

Die Untersuchung beinhaltete eine Meßkampagne am 19./ 20. Mai 1998 und zwei Meßkampagnen an den Tagen 04./05.02.1999 und 04./05.03.1999. Das Meßprogramm umfaßte die kontinuierliche Bestimmung der organischen Kohlenstoffverbindungen (Gesamt-C) über ca. 24 Stunden im Roh- und Reingas.

Zur Ermittlung der Emissionsmassenströme wurden während der zwei Meßphasen in 1999 die Abluftvolumenströme bestimmt.

A 4.6.1.3 Meß- und Analyseverfahren und Geräte

Vorgehen

Es wurden im Wechsel zwischen den Meßstellen „nach Wäscher“ = Rohgas und „nach Biofilter“ = Reingas Halbstundenmittelwerte ermittelt. Durch Gegenüberstellung von jeweils zwei aufeinanderfolgenden Halbstundenmittelwerten (Rohgas / Reingas) wurden die Wirkungsgrade des Biofilters berechnet.

Das Reingas wurde unter einer Haube auf dem Biofilter gesammelt.

Um die Konzentration der NMVOC abschätzen zu können, wurden diskontinuierlich 30 Gasproben zur Methanbestimmung gezogen. Weitere Gasproben dienten zur CO_2-Bestimmung.

Organischer Kohlenstoff (Gesamt-C)

Messung mit FID 3005 (eignungsgeprüfter Flammenionisationsdetektor) der Fa. Bernath-Atomic aus Wennigsen über beheizte Leitungen (VDI 3481, Blatt 1 u. 3).

Wechsel der Meßstellen im halbstündigen Takt über ein Magnetventil.

Prüfgas: 50 ppm Propan in synth. Luft = 80 mgC/m³

Prüfgas: synthetische Luft = 0 mgC/m³

Kalibrierung vor Beginn und nach Beendigung jeder Meßkampagne.

Methan, Kohlendioxid

Spülen von 20 ml HS-Vials, Verschließen im Abluftstrom.

Messung von Methan im Labor mit GC/ECD.

Messung von CO_2 im Labor mit GC/WLD.

Volumenströme

Messung der Strömungsgeschwindigkeit an der Meßstelle nach Luftwäscher (eine Achse).

Staurohr in Verbindung mit Mikromanometer.

Flügelradanemometer.

Ermittlung der Volumenströme erfolgte über die Rohrgeometrie.

A 4.6.1.4 Ergebnisse

Meßkampagne 19./ 20. Mai1998

In den Untersuchungen vom 19. und 20. Mai 1998 wurden an großtechnischen MBA Messungen des Rohgases und des Reingases für eine Stoffliste von ca. 100 Einzelsubstanzen durchgeführt. Der überragende Anteil an der charakteristischen Gesamtfracht an organischen Stoffen resultiert aus den Paraffinkohlenwasserstoffen (Alkane), den Alkylbenzolen (Aromaten) und den Alkylalkoholen. Daneben sind die Terpene und einzelne Aldehyde, Ketone, Ester und organische Säuren von Bedeutung.

Dazu kommt Methan, welches eine Sonderstellung einnimmt, da es nicht unter die Emissionsbegrenzung nach Nr. 3.1.7 der TA Luft fällt. Abschätzungen lassen eine Aufklärung von > 95 % der charakteristischen Fracht an organischen Verbindungen (TOC) zu, wobei bei ungenügender analytischer Stoffidentifizierung zumindest die Einordnung in den Anhang E der TA Luft gelingt. Im Anhang E liegt dieses an der summarischen Bewertung von allen Alkylalkoholen und allen Paraffinkohlenwasserstoffen in Klasse 3.

Aus den Untersuchungen kristallisieren sich die folgenden Verbindungen als MBA-Leitkomponenten heraus:

- Methan und Ammoniak
- Ethanol und weitere Alkohole
- Hexan bis Tridekan (n-Alkane)
- BTEX (aromatische Kohlenwasserstoffe)
- Trichlorethen, Tetrachlorethen (leichtflüchtige halogene Kohlenwasserstoffe)
- Trichlorfluormethan (R 11, FCKW)
- α-Pinen, ß-Pinen, Limonen (Terpene)
- Acetaldehyd (Aldehyde)
- Aceton, 2-Butanon (Ketone)

Methan und Ammoniak sind vom Regelungsbereich der TA Luft ausgenommen. Methan ist für MBA besonders bedeutsam, weil es infolge eines nicht auszuschließenden geringfügigen anaeroben Abbaus bei aktiv belüfteten Rotteverfahren etwa 10-60 % der gesamten organischen Kohlenstoffemissionen (TOC) ausmacht (Abbildung 37).

Vom Massenstrom an organischen Verbindungen im Rohgas ohne Methan gehören etwa 15 % zur Klasse 1, 25 % zur Klasse 2 und 60 % zur Klasse 3. Im Reingas liegen die Verhältnisse anders: etwa 10 % Klasse 1, 60 % Klasse 2 und 30 % Klasse 3. Das liegt im wesentlichen am sehr guten Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für die Alkohole und Ketone, wohingegen die TEX-Aromaten (TA Luft, Klasse 2) sehr viel schlechter abgebaut

werden. Schwerwiegender fällt das Ergebnis für F/CKW, Benzol, Phenol und Kresol aus, da es sich hier um Stoffe der Klasse 1 der TA Luft bzw. um krebserzeugende, persistente oder klimarelevante Umweltchemikalien handelt und aus den bisherigen Daten keine überzeugende bis gar keine Minderung durch die Abluftreinigung mit Wäscher + Biofilter zu erkennen ist. Obwohl die Konzentrationen in der Regel gering sind, ist diese Beobachtung sehr kritisch zu sehen, da davon auszugehen ist, daß ein unbekanntes, flüchtiges Schadstoffinventar dieser Stoffklassen aus dem Restabfall ausgasen kann und im Biofilter dann nicht zurückgehalten wird. Die Forderung nach Zerstörung dieser Stoffe wird mit dem bei MBA bisher üblichen Abluft-Reinigungsverfahren (Wäscher und Biofilter) nicht erfüllt.

Wegen der dominierenden Zuordnung der Einzelstoffe zu den Klassen 2 und 3 der TA Luft '86 haben Doedens et al [26] vorgeschlagen, den Gehalt an NMVOC auf ≤ 100 mg/m³ ab 2 kg/h zu begrenzen sowie für die Summe relevanter Stoffe der Klasse 1 die Einhaltung ≤ 20 mg/m³ ab 0,1 kg/h nachzuweisen. Nach TA Luft beziehen sich die Grenzwerte auf Stoffkonzentrationen (also C nur anteilig), während z.B. in der 17. BImSchV der C-Bezug gewählt wurde. Bei einer Begrenzung der Stoffkonzentration auf 100 mg/m³ kann aus wiederholten Schätzungen der Reingaszusammensetzung von einem C-Anteil von ca. 80 % ausgegangen werden, d.h. für den Summenparameter 80 mg C/m³ (Abbildung 37). Die undifferenzierte Begrenzung auf ≤ 20 mg C/m³ in dem BImSchV-Entwurf wird wegen dieser differenzierten Kenntnis der stofflichen Zusammensetzung des C-Inventars im MBA-Reingas nicht für notwendig erachtet.

Meßergebnisse an der MBA Düren (2 Meßphasen), Bassum (2 Meßphasen) und Wiefels (1 Messung) in Abbildung 37 zeigen für NMVOC und Methan folgende Ergebnisse:

- Die Hallenvolumina sind sehr unterschiedlich und führen mit teilweise direkter Ableitung von Luftwechselvolumina zu einer unterschiedlichen Verdünnung der Rohabluft.

- Aufgrund der kurzen Rotte und des hohen Abfalldurchsatzes ist die Abluftbelastung im Rohgas in Düren sehr hoch, einzelne Verbindungen erreichen Gehalte von mehreren mg/m³ (Abbildung 37). Bei sehr geringen CO_2-Gehalten als Ausdruck nur geringer biologischer Aktivität ist kein Methan nachweisbar. Der Wirkungsgrad der Abluftreinigung ist in Düren mit 70 % zwar vergleichsweise hoch, er führt aber wegen der hohen Rohgaskonzentration trotzdem nicht zur Unterschreitung des Grenzwertes.

- Mit ansteigender Rottezeit nehmen die C-Konzentrationen in Wiefels und Bassum stark ab, da eine zunehmende Verdünnung mit nur schwach belasteten Abgasen aus älterem Material eintritt. Bei CO_2-Gehalten von ∅ 0,3 Vol-% ist bereits deutlich Methan festzustellen, welches durch die Biofilterpassage nicht oxidiert wird. Die Wirkungsgrade der untersuchten Abluftbehandlungsanlagen für NMVOC liegen für NMVOC nur zwischen 40 und 63 %. Der im Entwurf der BImSchV vorgesehene Grenzwert von 20 mg C/m³ wird bei einer Messung im Bassum eingehalten (Abbildung 37).

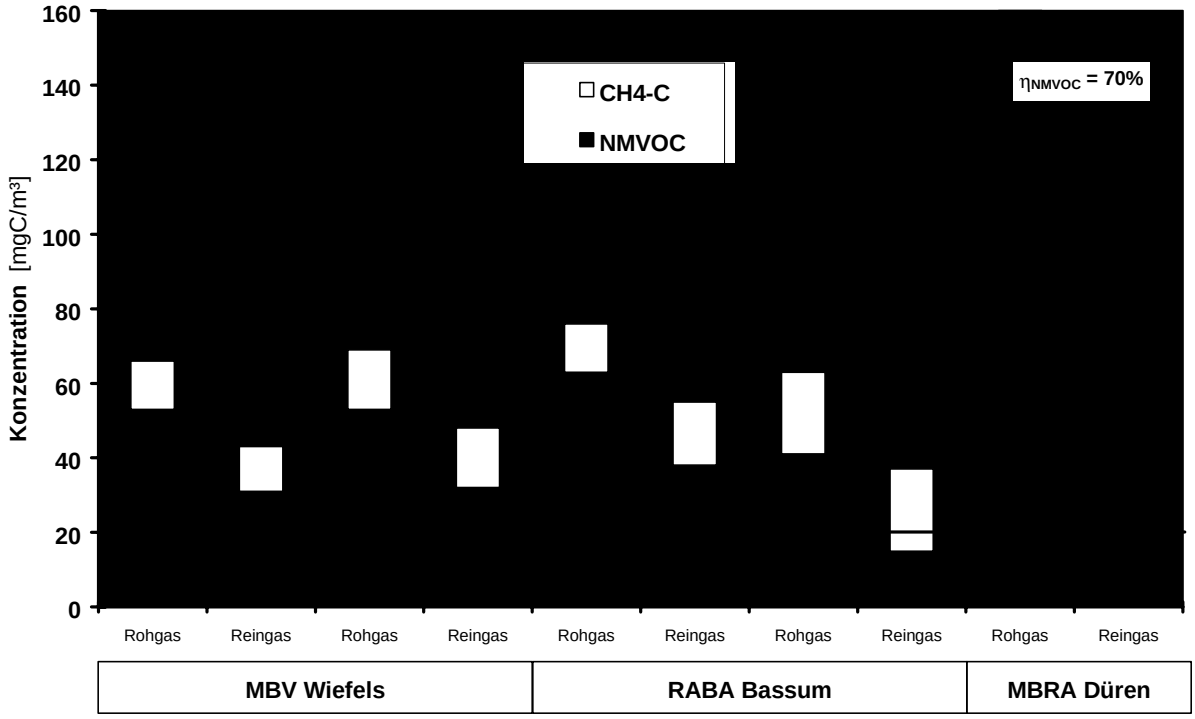


Abb. 37: Abluftemissionen von Gesamtkohlenstoff aus MBA (FID-Messungen nach VDI 3481, Bl. 3 [28]

Das Emissionsmaximum beim Intensivrotteverfahren liegt innerhalb der ersten zwei Rottewochen und insbesondere beim ersten Umsetzvorgang. Bei der RABA Bassum führt der Eintrag der Gärrückstände in der Nachrotte zu einem signifikanten Anstieg des Gesamtkohlenstoffgehaltes, der jedoch prozeßbedingt hier in erster Linie mit dem emittierten Porengas Methan zusammenhängt.

Aus der Zusammenstellung in Tabelle 38 wird deutlich, daß die Massenströme für eine Emissionsbegrenzung für Stoffe der Klasse 2 (≥ 2 kg/h) an drei ausgewählten Anlagen erreicht sind.

Tabelle 38: Massenströme Gesamtkohlenstoff (C) ohne Methan (= NMVOC) aus MBA bezogen auf den Originalabfall [28]

Parameter	Einheit	MBV Wiefels	RABA Bassum	MBRA Düren
Dauer der Intensivrotte		2 Wochen	8 Wochen	5 Tage
Massenstrom C (ohne CH_4)	gC/h	2.000	3.000	4.200
Abfalldurchsatzleistung	Mg/h	3,6	5,1	12
C-Emission / Masse Abfall)	GC/Mg	560	590	350

Bezogen auf den Originalabfall (Feuchtsubstanz) ergeben sich Gesamt-C-Emissionen ohne Methan zwischen 350 und 590 g/Mg. Tendenziell läßt sich erkennen, daß bei Intensivrotteverfahren mit kurzen Rottezeiten ≤ 1 Woche von ca. 400 g C/Mg und mit langen Rottezeiten ≥ 8 Wochen mit 600 g C/Mg gerechnet werden muß (Abbildung 38).

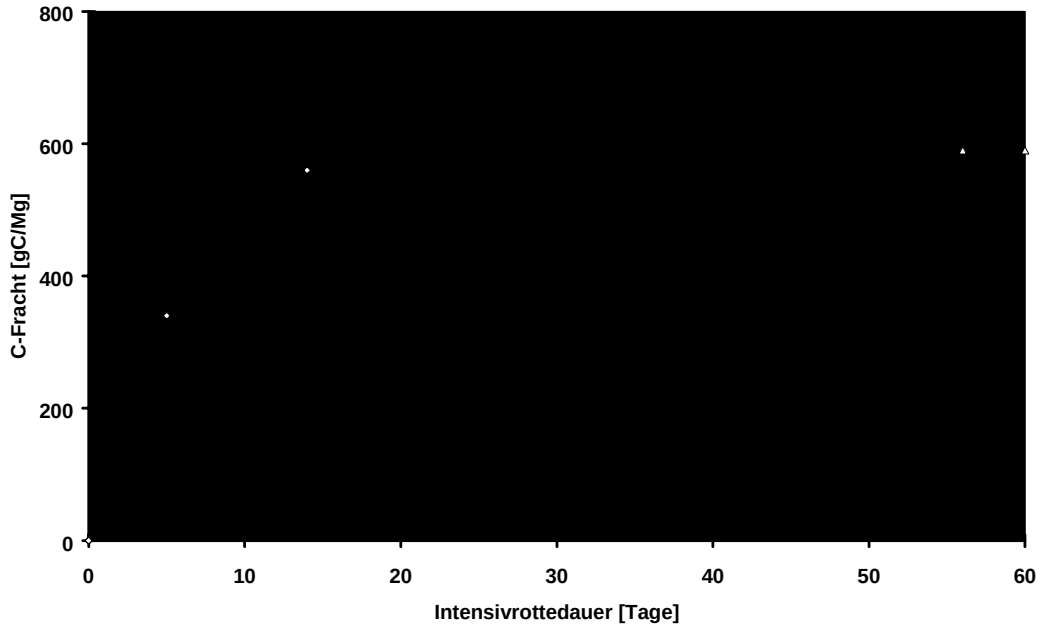


Bild 38: Emissionsfrachten Gesamtkohlenstoff (C) ohne Methan (= NMVOC) aus MBA bezogen auf den Originalabfall [28]

Meßkampagne am 04./ 05. Februar und am 04./ 05. März 1999

Organischer Kohlenstoff

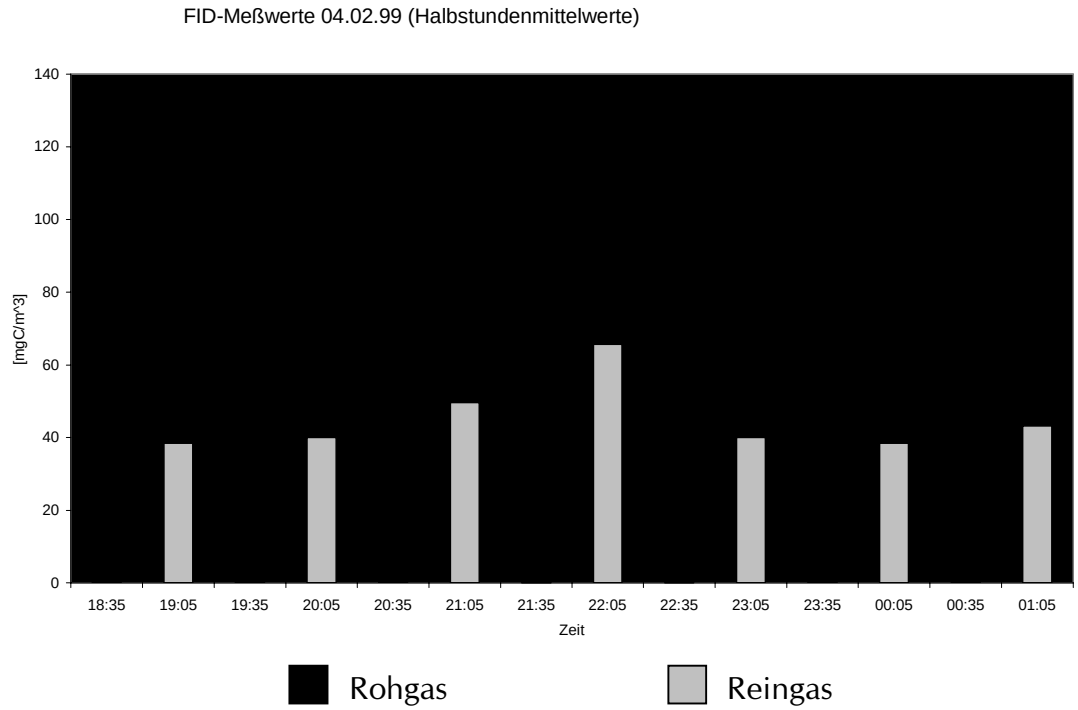


Abb. 39: FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 04.02.1999

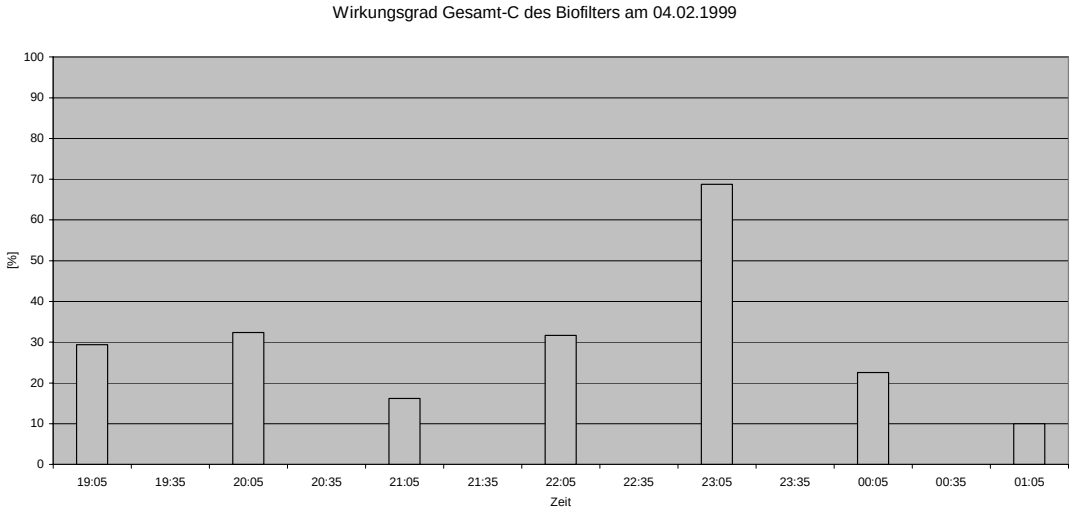


Abb. 40: Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 04.02.1999

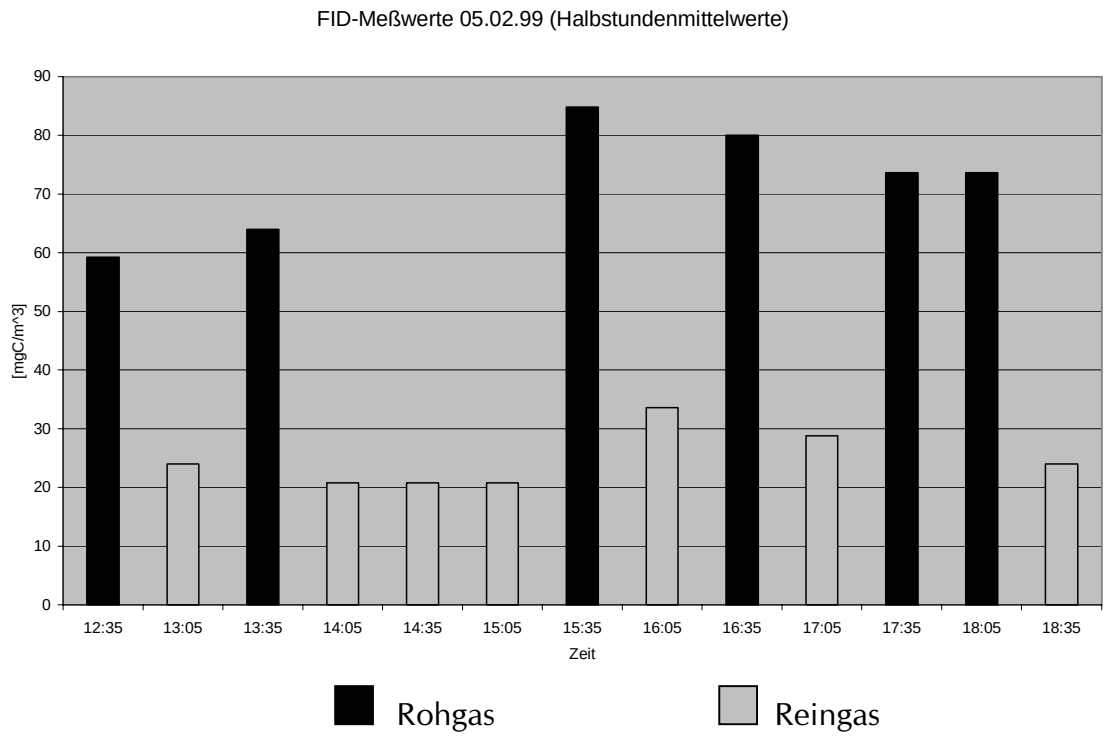


Abb. 41: FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 05.02.1999

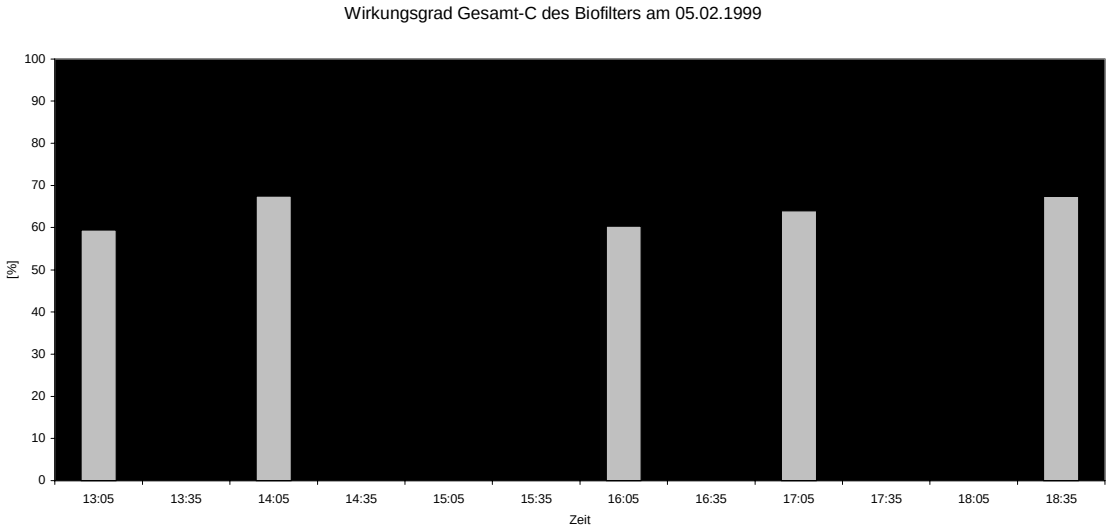


Abb. 42: Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 05.02.1999

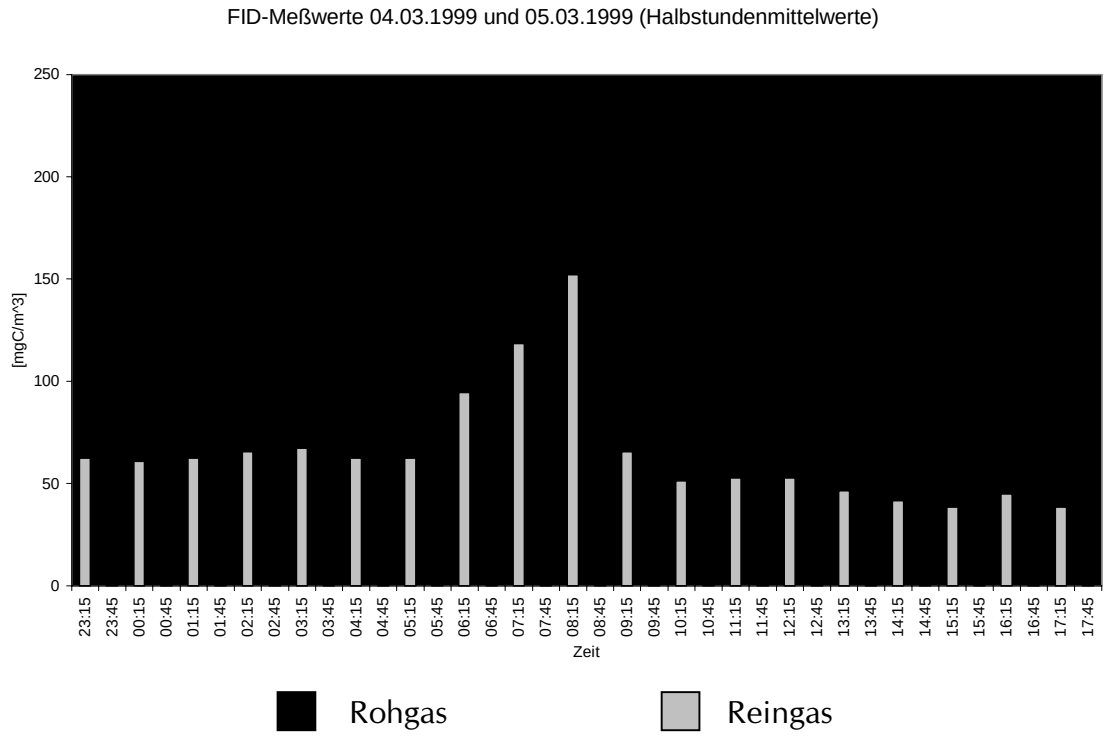


Abb. 43: FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 04. 03. und 05.03.1999

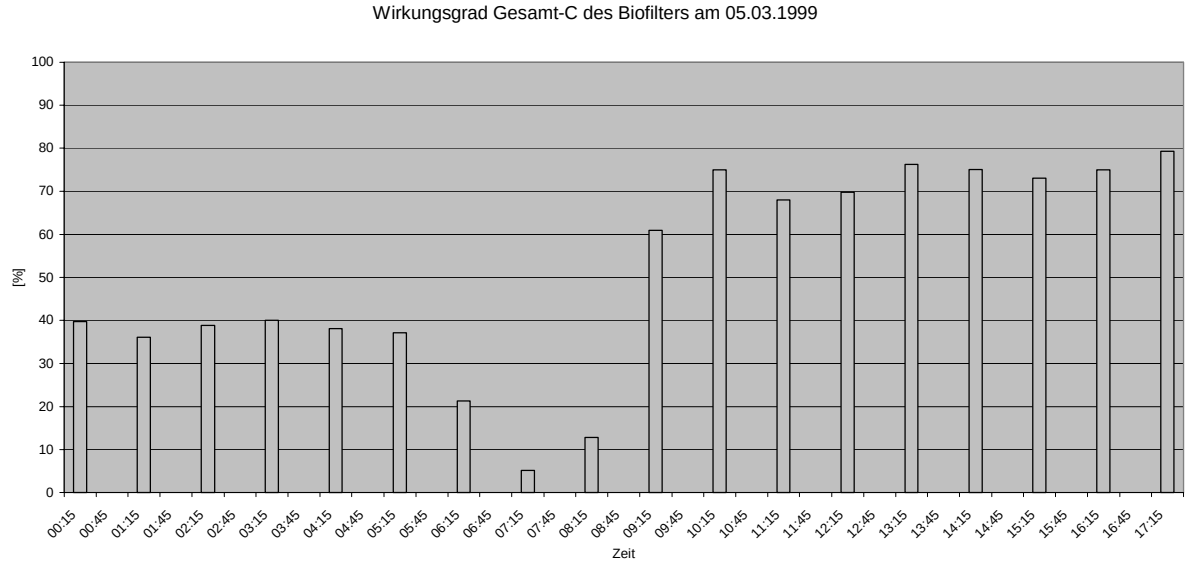


Abb. 44: Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 05.03.1999

Methan

Tabelle 39: Konzentrationen von Methan aus der Messung vom 05.02.1999

Rohgas						Reingas		
Vor Luftwäscher			Nach Luftwäscher			Nach Biofilter		
Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]	Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]	Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]
14:00	5,5	4,2	14:00	5,3	4,0	14:00	5,1	3,9
14:00	5,5	4,1	14:00	5,6	4,2	14:00	5,5	4,1
16:30	7,3	5,5	16:30	7,0	5,3	16:40	6,2	4,7
16:30	7,3	5,5	16:30	7,0	5,3	16:40	5,8	6,2
17:50	5,9	4,4	18:00	6,1	4,5	17:50	6,0	4,5
17:50	6,9	5,2	18:00	6,2	4,6	17:50	6,1	4,5

Tabelle 40: Konzentrationen von Methan aus der Messung vom 05.03.1999

Rohgas						Reingas		
Vor Luftwäscher			Nach Luftwäscher			Nach Biofilter		
Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]	Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]	Zeit	[mg/m^3]	[mgC/m^3]
10:55	9,0	6,7	11:00	7,5	5,6	11:25	9,5	7,1
10:55	9,0	6,7	11:00	7,5	5,6	11:25	8,8	6,6
15:30	6,8	5,1	15:30	5,9	4,4	15:30	6,5	4,9
15:30	6,4	4,8	15:30	6,1.	4,6	15:30	7,3	5,4

Tabelle 41: Umgebungswerte von Methan zum Vergleich (Probenahme am Zufahrtstor der Deponie)

1. Messung		2. Messung	
[mg/m³]	[mgC/m³]	[mg/m³]	[mgC/m³]
3,0	2,6	2,2	2,0

Diese Werte entsprechen etwa den doppelten Konzentrationen vergleichbarer Standorte, wie z.B. RABA Bassum, MBV Lüneburg.

Kohlendioxid

Tabelle 42: Konzentrationen von CO_2 aus der Messung vom 05.02.1999

Rohgas				Reingas	
Vor Luftwäscher		Nach Luftwäscher		Nach Biofilter	
Zeit	[Vol.-%]	Zeit	[Vol.-%]	Zeit	[Vol.-%]
14:00	0,39	14:00	0,36	14:00	0,36
16:30	0,51	16:30	0,48	16:40	0,46
17:50	0,47	18:00	0,46	17:50	0,44

Tabelle 43: Konzentrationen von CO_2 aus der Messung vom 05.03.1999

Rohgas				Reingas	
Vor Luftwäscher		Nach Luftwäscher		Nach Biofilter	
Zeit	[Vol.-%]	Zeit	[Vol.-%]	Zeit	[Vol.-%]
10:55	0,59	11:00	0,42	11:25	0,62
15:30	0,43	15:30	0,30	15:30	0,49

Tabelle 44: Umgebungswert Kohlendioxid zum Vergleich (Probenahme am Zufahrtstor der Deponie)

0,38 Vol.-% = 379 ppm

Volumenströme, Emissionsmassenströme

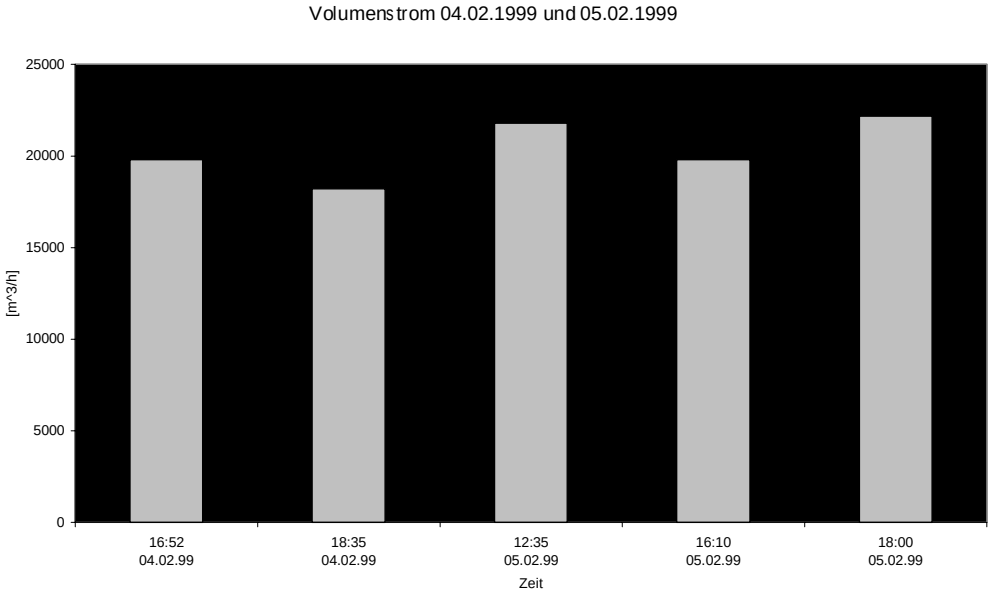
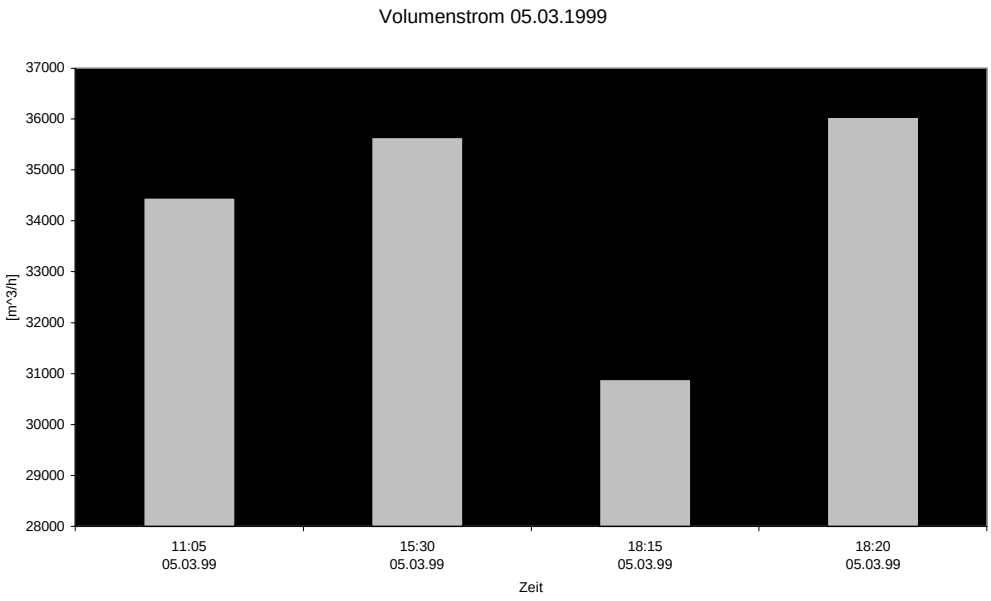


Abb. 45: Volumenströme am 04.02. und 05.02.1999

Abb. 46: Volumenströme am 05.03.1999

Tabelle 45: Min. und max. Emissionsmassenströme im Reingas

Datum	Min. Emissionsmassenstrom	Max. Emissionsmassenstrom
05.02.1999	420 gC/h	1.300 gC/h
05.03.1999	1.440 gC/h	5.250 gC/h



Temperaturen

Tabelle 46: Temperaturen

	Rohgas				Reingas		Umgebung	
	Vor Wäscher		Vor Biofilter		Nach Biofilter			
Datum	Uhrzeit	υ [°C]	Uhrzeit	υ [°C]	Uhrzeit	υ [°C]	Uhrzeit	υ [°C]
05.02.99	-	-	12:50	24	13:00	25	12:40	7
04.03.99	-	-	22:30	18,8	-	-	22:40	8,5
05.03.99	-	-	10:30	29,6	10:40	30	10:45	10
05.03.99	-	-	15:30	30,9	15:45	31	-	-

A 4.6.1.5 Bewertung und Zusammenfassung

Die Rohgasgehalte lagen während der 1. Meßphase in der Nacht vom 04. zum 05.02.1999 zwischen 50 und 60 mgC/m³. Die Wirkungsgrade des Biofilters betrugen beim Ges.-C zwischen 10 und 30 %. Ein einzellner Wirkungsgrad von 69 % resultiert aus dem gewählten Bezug (Rohgaswert auf nachfolgenden Reingaswert) während eines kurzen Emissionsmaximums zwischen 21:35 und 22:35.

Am Tag des 05.02.1999 stiegen die Rohgasgehalte leicht auf 60 bis 85 mgC/m³ an, während die Reingasgehalte bis auf 20 mg/m³ zurückgingen. Der Grund dafür dürfte in den erheblich höheren Abgastemperaturen von tagsüber 24 °C gelegen haben. Die Wirkungsgrade des Biofilters lagen am Nachmittag zwischen 59 und 67 %. Positive Wirkung hatten auch die starken Niederschläge der Nacht. Die 1. Meßphase wurde durch diese starken Regen- und Schneefälle beeinträchtigt, so daß die Meßergebnisse teilweise lückenhaft sind.

Die 2. Meßkampagne vom 04./ 05. März 1999 verlief ohne Probleme. Das Ergebnis liegt im gleichen Trend wie die erste Messung, jedoch bei ca. doppelt so hohen Ges.-C-Konzentrationen. Die Wirkungsgrade betrugen nachts ca. 40 % und tagsüber zwischen ca. 70 und 80 %. Grund für diese tageszeitlichen Unterschiede sind Temperatureffekte,

d.h. verstärkter Stoffabbau bei höheren Filtertemperaturen. Höhere Rohgaskonzentrationen führen ebenfalls zu höheren Wirkungsgraden als niedrigere Eingangsgehalte.

Die Methangehalte schwankten zwischen 5,1 (3,9 mgC/m³) und 6,2 mg/m³ (4,7 mgC/m³) in der 1. Meßphase und zwischen 6,5 (4,9 mgC/m³) und 9,5 mg/m³ (7,1 mgC/m³) in der 2. Meßkampagne. Methan passiert ohne Abbau die biologische Abluftreinigung. Folglich ergibt sich für die Betrachtung des NMVOC rechnerisch ein um 1 bis 3 %-Punkte höherer Wirkungsgrad des Biofilters. Die Hintergrundbelastung mit Methan ist aufgrund des Sandortes signifikant erhöht und betrug während der 2. Messung ca. das Doppelte wie an vergleichbaren Anlagen.

Die verfahrensbedingt hohe Emission der MBRA Horm im Rohgas erreicht nach Passage durch den Biofilter ein erstaunlich niedriges Niveau im Reingas.

A 4.6.2. Weitere Untersuchung vom ISAH nach der 17. BImSchV an der MBRA Horm

Weiterhin wurden vom ISAH Untersuchungen am 23.03.1999 auf die Parameter SO_2, HCL und HF im Rohgas sowie im Reingas durchgeführt. Die Parameter PCDD/F und CO sowie NO werden aus der Datenlage anderer MBA auf die Verhältnisse der MBRA Horm übertragen. Für die Messung des SO_2 (VDI 2462, Blatt 8) wird die Querempfindlichkeit des Verfahrens gegen organische Schwefelkomponenten und H_2S untersucht, da letztere im Gegensatz zum SO_2 aus MBA emittieren können.

Die Probenahmen erfolgten am 26.03.1999

- in der Umgebungsluft,
- in der Zuluft zum Wäscher (Rohabgas),
- in der Abluft vom Biofilter (Reingas).

A 4.6.2.1 Meßtechnik, Probenahme, Ergebnisse

Schwefeldioxid (SO_2) nach VDI 2462, Blatt 8

Das mit Schwefeldioxid (SO_2) beladene Abgas wird durch eine Wasserstoffperoxid-Lösung geleitet, wobei SO_2 zu Schwefelsäure (SO_4^{2-}) oxidiert wird. Entgegen der Vorschrift, wird die Absorptionslösung nicht mit einer Bariumperchloratlösung gegen Thorin titriert, sondern ionenchromatographisch (s.u.) analysiert. Um die Bestimmungsgrenzen zu erhöhen, wurden Probegasvolumen zwischen 369 und 500 NL gewählt und die Konzentration der Wasserstoffperoxid-Lösung mit 6 % gegenüber der Vorschrift verdoppelt. Die so geänderte Probenahme wurde hinsichtlich ihrer Eignung nicht explizit geprüft.

Die Probenahme im Rohgas der MBRA erfolgte ohne beheizte Leitung direkt über einen unbeheizten Filter, der im Probenahmestutzen verschraubt wurde. Das Reingas wurde ohne Filter und ohne beheizte Leitung unter einer Haube auf dem Biofilter beprobt. Der Rand der Haube wurde zur Biofilteroberfläche hin abgedichtet. Eine Verfälschung der Ergebnisse durch Eindringen von Umgebungsluft unter die Haube kann ausgeschlossen werden, da der CO_2-Gehalt unter der Haube gemessen und ≥ CO_2-Gehalt des Rohgases bestimmt wurde. Eine dritte Probenahme erfaßte die Hintergrundbelastung am Standort. Ergänzend enthält der Bericht die Tageswerte der Luftqualität in NRW am Tag der Messung. Die Immissionsdaten für SO_2, Staub, NO, NO_2 und CO werden vom Landesumweltamt NRW erhoben.

Analytik von SO_4^{2-}, Cl^-, F^-:

Gerät: Metrohm Seperation Center

Pumpe: Metrohm Star Ion A 300

Eluent: 1,8 mMol/L Na_2CO_3 + 1,7 mMol/L $NaHCO_3$

Flußrate: 1,5 mL/min

Loop: 100 μL

Detektion: Leitfähigkeitsdetektion nach chemischer Suppression (0,05 n H_2SO_4)

Ergebnisse:

An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten SO_2 - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,1 mg/Nm³.**

Zur Untersuchung der Querempfindlichkeit der SO_2-Bestimmung auf flüchtige schwefelorganische Verbindungen und H_2S wurden drei Laborversuche nach VDI 2462, Blatt 8 unter kontrollierten Bedingungen mit sauberer Luft durchgeführt, der Standardkonzentrationen von H_2S, Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid zudotiert wurden. Die Ergebnisse zeigen, daß das Verfahren zur Bestimmung von SO_2 im Abgas (VDI 2462, Blatt 8) für die Schwefelverbindungen H_2S, Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid eine Querempfindlichkeit von < 5 % aufweist. Die genannten Sulfide sind die Leitkomponenten der organischen Schwefelverbindungen der MBRA Horm.

Tabelle 47: Emissionen an Gasmotoren, Deponie Horm DDG (Messungen des TÜV-Rheinland, 1996)

Parameter	Abgas Gasmotor 1	Abgas Gasmotor 2	Abgas Gasmotor 3	Abgas Gasmotor 4	Abgas Gasmotor 5
Schwefeldioxid SO_2	66 mg/m³ 69 g/h	73 mg/m³ 76 g/h	83 mg/m³ 130 g/h	76 mg/m³ 120 g/h	89 mg/m³ 142 g/h
Fluorwasserstoff HF	0,81 mg/m³ 0,85 g/h	0,78 mg/m³ 0,80 g/h	0,86 mg/m³ 1,3 g/h	1,01 mg/m³ 1,6 g/h	1,01 mg/m³ 1,6 g/h
Chlorwasserstoff HCl	3,1 mg/m³ 3,3 g/h	1,6 mg/m³ 1,6 g/h	1,7 mg/m³ 2,7 g/h	2,5 mg/m³ 4 g/h	2,4 mg/m³ 4 g/h

In Tabelle 47 sind die Emissionen der Gasmotoren der Deponiegasnutzung dargestellt. Hierbei wird deutlich, daß auf dem Standort der MBRA Horm incl. Deponie für den Parameter SO_2 die Verbrennungsgase des Deponiegases neben Fahrzeugemissionen die alleinige Quelle darstellen.

Nach WALLMANN [81] emittieren aus der MBA 4,3 g SO_2/Mg Abfall. Dieser Fracht liegen Rohgas-Untersuchungen an der MBA Wittstock und Quarzbichl zugrunde, bei denen Gehalte zwischen 0,22 und 0,56 mg SO_2/m³ gemessen wurden. In den SAGA-Versuchen wurden zwischen 3 und 7 mg SO_2/m³ (ein Wert mit 14 mg SO_2/m³) im Rohgas festgestellt. An der MBV Lüneburg befanden sich 0,76 mg SO_2/m³ im Rohgas und 0,49 mg SO_2/m³ im Reingas [27]. Das entspricht einem Filterwirkungsgrad des Biofilters von 35 %. Signifikant höhere Emissionen wurden an der MBA-Pilotanlage (nur mechanische Aufbereitung) in Münster ermittelt. Die Ergebnisse einer kontinuierlichen Messung im Reingas des Biofilters während eines Tages lagen bei 13 mg SO_2/m³, während weiterer Messungen an anderen Tagen lagen die Gehalte bei 1 mg/m³. Die Höhe und die Schwankungen der SO_2-Konzentrationen sind höchstwahrscheinlich durch Fahrzeugemissionen (Dieselabgase) bedingt. Immissionskonzentrationen von SO_2 lagen in NRW am 26.03.1999 zwischen 0,005 und 0,018 mg/m³ (Tagesmittelwert) bzw. zwischen 0,005 und 0,098 mg/m³ (Halbstundenmittelwert).

Sonderuntersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen:

Tabelle 48: Sonderuntersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der MBRA Horm am 14.01.1999 [16]

Schwefelkomponente [µg/m³]	Rohgas 1. Probe	Reingas 1. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)	Rohgas 2. Probe	Reingas 2. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)
Methanthiol	< 2	< 2	-	< 2	< 2	-
Ethanthiol	< 2	< 2	-	< 2	< 2	-
2-Propanthiol	< 2	< 2	-	< 2	< 2	-
1-Butanthiol	< 2	< 2	-	3	< 2	> 67 %
Dimethylsulfid	20	1,3	94 %	18	1,0	94 %
Dimethyldisulfid	252	0,2	99,9 %	157	0,4	99,7 %
Dimethyltrisulfid	46	< 1	99 %	29	< 1	98 %

Die Sonderuntersuchungen auf schwefelorganische Verbindungen (Tabelle 48) ergab außerordentlich gute Filterwirkungsgrade für vier verschiedene Sulfide, die als Leitkomponenten der MBA-Abluft gelten. Dieses ist auch vor dem Hintergrund der Geruchsminderung von großer Bedeutung, da die untersuchten organischen Schwefelverbindungen sehr geringe Geruchsschwellenwerte aufweisen.

Chlorwasserstoff (HCl) nach VDI EN 1911

Chlorwasserstoff (HCl) wurde ebenso wie Fluorwasserstoff (HF) in mehreren MBA-Vorhaben (u.a. BMBF und SAGA) untersucht. An der MBA Wittstock (Intensivrotte) wurden fünf Werte für HCl zwischen 0,38 und 0,96 mg/m³ im Rohgas festgestellt. Die Versuche in Quarzbichl (Intensivrotte) ergaben für HCl 0,1 und 0,8 mg/m³ bzw. < 0,1 mg/m³ im Rohgas. Bei der Untersuchung des Biofilters der mechanischen Aufbereitung der Pilotanlage Münster (MBA) sind im Reingas 0,4 mg HCl/m³ gemessen worden [63].

Analytik:

Die Sammlung der Chloridionen durch Absorption erfolgte gemäß DIN EN 1911 bzw. VDI 2470, Blatt 1, die Bestimmung abweichend der DIN / VDI durch Ionenchromatographie (s.o.).

Ergebnisse MBRA Horm:

An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten Cl^- - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,05 mg/Nm³**. Eine Querempfindlichkeit des Meßverfahrens gegenüber Chlor aus CWK und FCKW ist unwahrscheinlich.

Fluorwasserstoff (HF) in Anlehnung an VDI 2452, Blatt 1 (Immission) bzw. VDI 2470, Blatt 1 (Emission)

Fluorwasserstoff (HF) wurde in mehreren MBA-Vorhaben (u.a. BMBF und SAGA) untersucht. Die Konzentrationen von HF waren in der Regel bereits im Rohgas $< 0{,}01$ mg/m³.

Analytik:

Die Sammlung der Fluoridionen durch Absorption erfolgte gemäß VDI 2470, Blatt 1, die Bestimmung abweichend der VDI durch Ionenchromatographie (s.o.).

Ergebnisse MBRA Horm:

An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten F^- - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,01 mg/Nm³**. Eine Querempfindlichkeit des Meßverfahrens gegenüber Fluor aus FCKW ist unwahrscheinlich.

Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid (CO) ist in der Abluft der RABA Bassum und an den österreichischen MBA untersucht worden. Im Reingas der RABA Bassum ist von max. 10 mg/m³ CO auszugehen [16]. Konträr dazu stehen die Ergebnisse der österreichischen MBA [2, 3, 4]:

MBA Allerheiligen: 38 bis 93 mg/m³ im Rohgas, Mittelwert 53 mg/Nm³,

MBA Siggerwiesen: 38 bis 738 mg/m³ im Rohgas (Rottetrommel bzw. Mietenabluft), Mittelwert Rottetrommel 160 mg/Nm³ im Februar 1998 bzw. 299 mg/Nm³ im Juli/August 1998, Mittelwert Mietenabluft (3 – 4 Wochen Intensivrotte) 599 mg/Nm³ im März 1998,

Pilotanlage MBA Kufstein: 225 bis 350 mg/Nm³ im Roh- bzw. Reingas (September und November 1998).

In Anbetracht des MAK-Wertes für CO von 35 mg/m³ sind die Daten auch vom Arbeitsschutz gesehen äußerst bedenklich. Die Herkunft des CO ist ungeklärt. Die

Ursache in Emissionen aus Verbrennungsmotoren zu suchen, scheidet im vorliegenden Fall Österreichs größtenteils aus. Am zeitlichen Verlauf der Rotteemissionen ist eine Abhängigkeit der CO-Bildung von der CO_2-Bildung im Rotteprozeß zu erkennen.

Bei der Untersuchung des Biofilters der mechanischen Aufbereitung der Pilotanlage Münster (MBA) sind im Reingas Konzentrationen zwischen 5 und 7 mg CO/m³ gemessen worden [63].

Im BROCK "Biology of Microorganisms" wird dem "catabolism of lignin" als CO-Quelle große Bedeutung beigemessen. Inwieweit dieser Prozeß für teilweise erhöhte CO-Emissionen aus MBA verantwortlich sein kann, ist derzeit noch unklar. Höchstwahrscheinlich sind Weißfäulepilze nicht für das CO verantwortlich. Es wird vermutlich durch anaerobe Bakterien, die auch in aeroben Rotten vorkommen, im Anabolismus (in der Biosynthese) bei der Reduktion von CO_2 gebildet. Sie sind autotroph und müssen daher den Kohlenstoff durch Reduktion von CO_2 gewinnen. Dabei kann CO entstehen [84].

Im Verlauf des oxidativen Abbaus der NMVOC entsteht über mehrere Zwischenstufen (Reaktion mit OH-Radikalen, Ozon) unter anderem CO und Wasserstoff. Der Anteil natürlicher NMVOC-Quellen am globalen Kohlenmonoxidbudget wird zwischen 20 und 40 % veranschlagt. Zusammen mit der Oxidation von Methan trägt die Biosphäre somit zu ungefähr 50 % des troposphärischen CO bei, der Rest ist die Folge anthropogener Aktivitäten, wie Brandrodung, Verbrennung fossiler Energieträger, Eisen und Stahlproduktion [46].

Stickoxide (NO_x)

Hinter dem Sammelbegriff Stickoxide (NOx) verbergen sich die Verbindungen NO und NO_2. Belastbare Emissionsdaten existieren für Stickoxide nur aus Messungen an der RABA Bassum [14]. Während NO und NO_2 im Rohgas nicht festgestellt wurden, kann jedoch als Folge von Stickstoffumsetzungen im Biofilter NO im Reingas aus MBA emittieren. Die Bildung ist unmittelbar von der Temperatur im Biofilter abhängig, d.h. bei hoher Temperatur wurde eine erhöhte NO-Bildung beobachtet. An der RABA Bassum wurden Schwankungen der NO-Emission zwischen 10 und 30 mg/m³ festgestellt, wobei im Mittel von 20 mg/m³ ausgegangen werden kann. Angegeben als NO_2, wie in der 17. BImSchV, entspricht das etwa 30 mg NO_2/m³. Neben den reinen

verfahrensbedingten Emissionen können auch Emissionen aus Verbrennungsmotoren ursächlich für Stickoxide sein.

Bei der Untersuchung des Biofilters der mechanischen Aufbereitung der Pilotanlage Münster (MBA) sind im Reingas NO_x-Konzentrationen von 8 mg/m³ gemessen worden [63]. Eine gleichzeitige Ammoniakbelastung lag dort nicht vor.

Grund für die Bildung von NO im Biofilter sind hohe Ammoniak-Eingangskonzentrationen zum Biofilter und eine hohe Akkumulation von NH_4^+, NO_2^- und NO_3^- im Biofilter. Da die absoluten Ammoniakkonzentrationen der MBRA Horm sehr niedrig liegen und auch das Verhältnis von Kohlenstoff zu Ammoniak (C/N) groß ist, ist von einer nennenswerten NO-Bildung im Biofilter und NO-Emissionen aus der MBRA Horm nicht auszugehen.

Staub

Messungen an österreichischen MBA [2, 3, 4] haben ergeben, daß bereits im Rohgas die Staubgehalte in der Regel < 10 mg/m³ liegen. Verfahrensbedingt können Abgase aus der MBA, insbesondere aus der mechanischen Aufbereitung staubbeladen sein. Eine anschließende Konditionierung über Luftbefeuchter (Wäscher) und Biofilter sorgt für niedrige Staubgehalte im Reingas. Abgase aus der mechanischen Aufbereitung sind relativ trocken, so daß sie über eine Entstaubung z.B. mittels Schlauchfilter effektiv auf Staubgehalte < 10 mg/m³ gereinigt werden können. Der Staubgrenzwert für die Abluft aus der mechanischen Aufbereitung und der Maschinenhalle der MBRA Horm ist genehmigungsrechtlich auf 20 mg/m³ festgesetzt. Messungen des TÜV Rheinland aus dem Jahr 1996 (ein Jahr nach der Inbetriebnahme) ergaben Staubgehalte zwischen 0,8 und 1 mg/Nm³ bei einen Volumenstrom von 73.000 Nm³/h.

Metalle [16]

Probenahme und Analytik:

Die Probenahme von Quecksilber erfolgte nach VDI 3868 Blatt 2. Da es weitgehend gasförmig vorliegt, ist eine streng isokinetische Probenahme nach VDI 2066 nicht unbedingt erforderlich. Abwandlungen von der VDI und Besonderheiten der Probenahme sind nachstehend aufgeführt.

Die Probenahme der Schwermetalle erfolgte nach VDI 3868 Blatt 1. Abwandlungen von der VDI und Besonderheiten der Probenahme sind nachstehend aufgeführt.

Im Gegensatz zum Quecksilber, was sich bei der Probenahme als filtergängig erwiesen hat, liegen die anderen Schwermetalle nach 17. BImSchV partikelgebunden in der Abluft vor. Diese Randbedingung macht eine isokinetische Probenahme notwendig. Geeignete Meßstellen (VDI 2066, VDI 2448), d.h. eine möglichst störungsfreie Strömung, sind nicht vorhanden. Meßquerschnitte sollten innerhalb einer geraden Meßstrecke mit gleichbleibender Größe und Form des Querschnittes und störungsfreiem Einlauf und Auslauf angeordnet sein. Die Längen der Ein- und Auslaufstrecken sollen mindestens das Dreifache des hydraulischen Durchmessers des Meßquerschnittes betragen. Ist diese Forderung nicht zu erfüllen, dann ist die Einlaufstrecke länger zu wählen als die Auslaufstrecke (VDI 2066, Blatt 1). Hersteller von Meßgeräten zur Strömungsmessung weisen darauf hin, daß das Kanalstück mindestens 10 x dem Kanaldurchmesser vor der Meßstelle und 4 x nach der Meßstelle gerade sein und keinerlei Störungen des Strömungsprofils aufweisen soll (Fa. TESTO, Lenzkirch).

Die zur Einstellung einer isokinetischen Probenahme notwendige Strömungsgeschwindigkeit in der Rohrleitung wurde vor der Probenahme mittels Prandtl´schem Staurohr oder Anemometer ermittelt.

Die Meßstellen auf der Abluftseite bestehen vor dem Biofilter aus Muffen mit zylindrischen Rohr-Innengewinden der Größe 1/2´´ bzw. 1´´, die mit Stopfen verschlossen sind. Aufgrund der Größe der Öffnungen und der Art ihres Einbaus in die Rohrleitungen ist die klassische – VDI 2066 konforme - Probenahme staubbeladener, strömender Gase mit einer beheizten Sonde und Filterkopf nicht möglich. Deshalb wurde bei 1´´-Öffnungen mit einem Rohrbogen aus Quarzglas (verschiedene Radien zwischen 0,5 und 0,8 m, verschiedene Düsen) gearbeitet. Dabei wurde das Glasrohr mit der Sondenöffnung gegen die Strömungsrichtung ausgerichtet und an einer Stelle, etwa in der Mitte der Rohrleitung fixiert. Der so entnommene Teilgasvolumenstrom wurde im PTFE-Schlauch oder Quarzglasrohr weitergeleitet und ggf. mit einer Begleitheizung mindestens auf Rohrleitungstemperatur gehalten, um eine Kondensation zu verhindern und eine Veränderung der Probenzusammensetzung zu vermeiden. Die Probenahme wurde ohne Filter durchgeführt, d.h. die Staubpartikel und mit ihnen die staubgebundenen Metalle wurden in der ersten Absorptionsflasche (Impinger) abgeschieden. Danach folgten drei weitere Waschflaschen mit Fritten D00.

Die Probenahme des Reingases wurde unter einer Haube direkt auf dem Biofilter durchgeführt. Die Entnahme des Gases erfolgte seitlich aus der Haube und wurde durch ein sehr kurzes unbeheiztes Schlauchstück aus PTFE oder Quarzglasrohr geleitet, welches bei niedrigen Außentemperaturen isoliert wurde. Eine Staubabscheidung mittels Filter wurde nicht vorgenommen. Wie bei der Probenahme im Rohgas war die erste Waschflasche mit Impinger, die drei weiteren Waschflaschen mit Fritten D00 ausgestattet.

Allgemeines und Quecksilber

Sowohl bei aeroben als auch bei anaeroben Prozessen emittieren Metalle und Metallverbindungen in deutlich meßbaren Konzentrationen über den Gaspfad [26]. Die Bildung von flüchtigen Spezies (methylierte Metallverbindungen) konnte für Anaerobverfahren bestätigt werden. Im Biogas aus der Restabfallvergärung haben sich Arsen und Antimon als relevante Spurenkomponenten herausgestellt, die jedoch durch eine wirksame Gasreinigung (Entschwefelung) bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert werden können [16]. Damit können die Emissionen hochtoxischer Arsen- und Antimonverbindungen aus der Biogasverwertung minimiert werden.

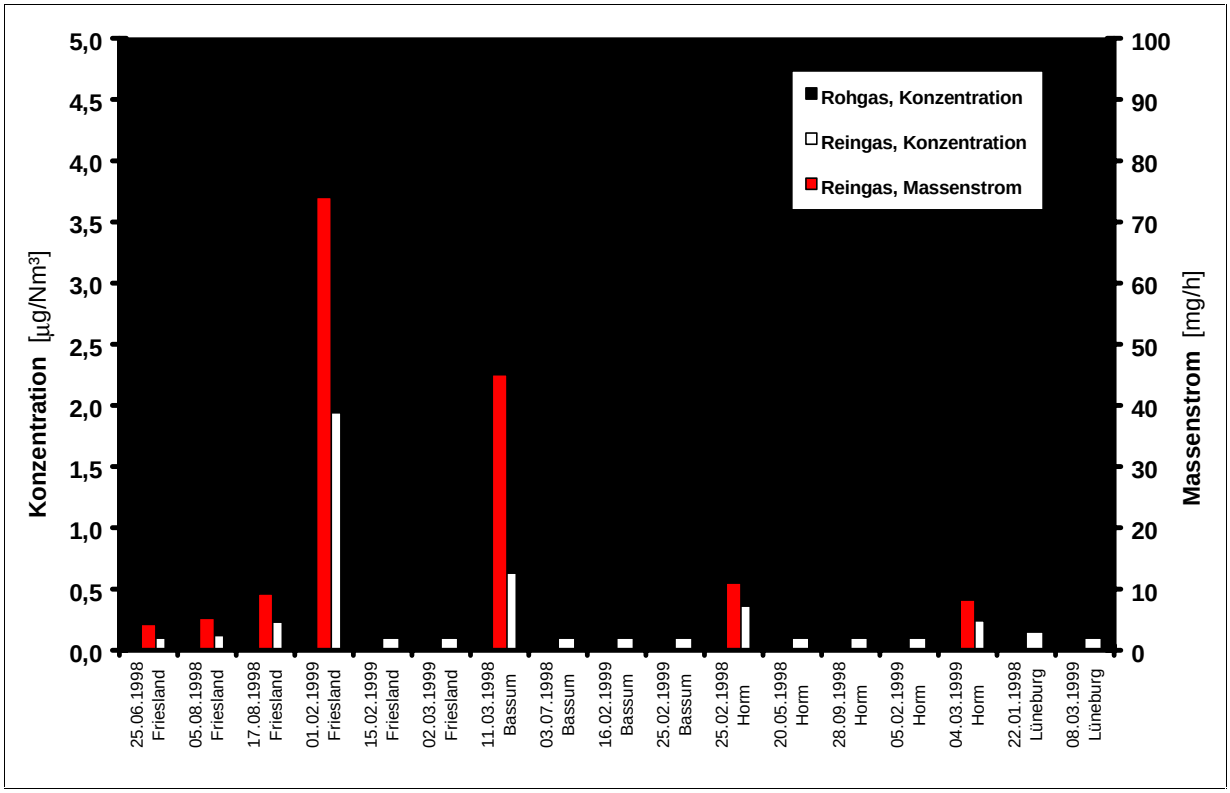


Abb. 47: Quecksilberemissionen aus MBA, Konzentrationen und Massenströme

η = rechnerischer Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für Hg
BG = Bestimmungsgrenze

Exemplarisch sind in Abbildung 47 die Roh- und Reingaskonzentrationen sowie die resultierenden Emissionsmassenströme von Quecksilber aus vier unterschiedlichen Anlagen dargestellt. Dabei kann ein Rückhalt im Biofilter festgestellt werden. Messungen, die signifikant negative Wirkungsgrade ergeben haben, weisen darauf hin, daß ggf. im Biofilter angereicherte Quecksilbermengen wieder freigesetzt werden können (Desorption).

Die Quecksilberemissionen der MBRA Horm sind auch in Tabelle 49 dargestellt.

Tabelle 49: Quecksilberemissionen der MBRA Horm

Datum	Rohgas vor Wäscher	Reingas nach Biofilter
25.02.1998	0,22 µg/Nm³	0,36 µg/Nm³
20.05.1998	< 0,2 µg/Nm³	< 0,2 µg/Nm³
28.09.1998	< 0,2 µg/Nm³	< 0,2 µg/Nm³
05.02.1999	< 0,2 µg/Nm³	< 0,2 µg/Nm³
04.03.1999	0,2 µg/Nm³	0,24 µg/Nm³

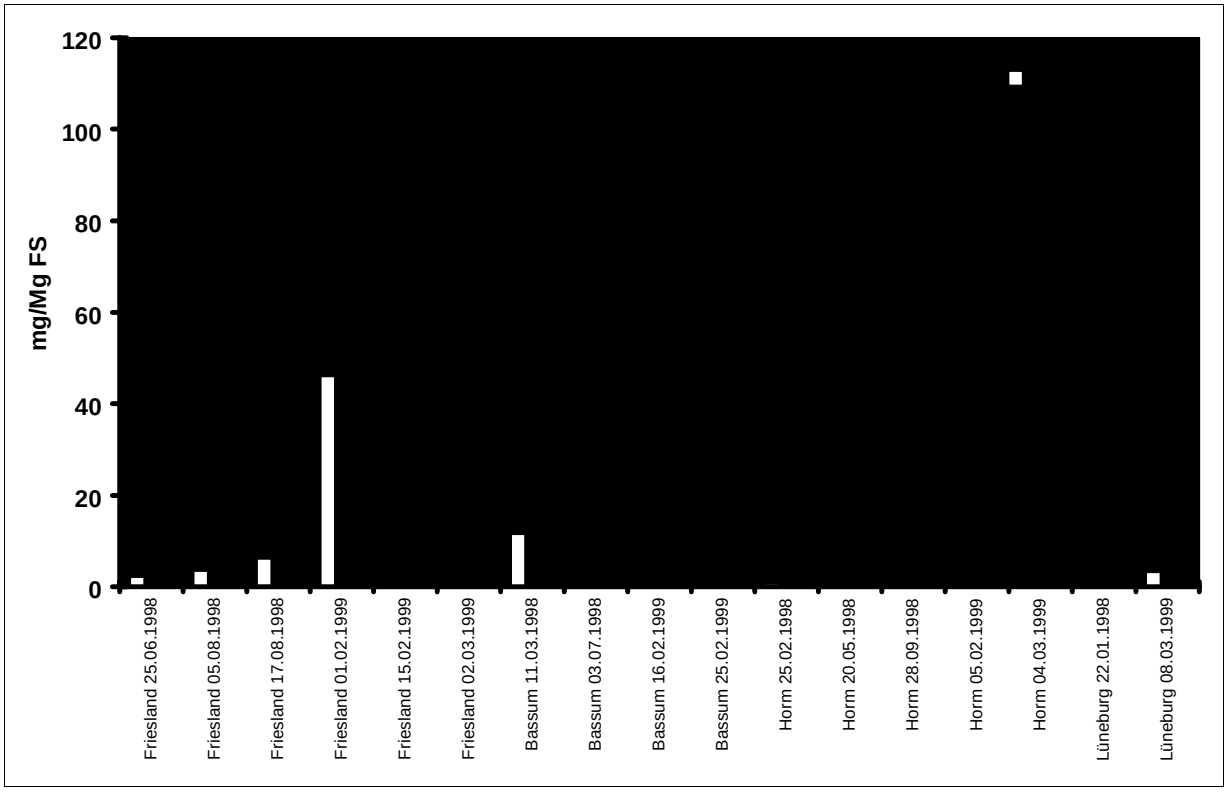


Abb. 48: Quecksilberfrachten aus MBA in mg/Mg FS

Von insgesamt 17 Messungen im Roh- und Reingas sind 2 Meßpaare signifikant erhöht und erreichen 1,9 und 0,6 µg/m³ im Reingas. Der Grenzwert der 17. BImSchV beträgt 30 µg/m³ im Tagesmittel bzw. 50 µg/m³ als Halbstundenmittelwert. Bei 10 von 17 Messungen im Reingas liegen die Gehalte an Quecksilber unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/m³ (Abbildung 47). In Abbildung 48 sind die resultierenden Frachten in mg/Mg Feuchtsubstanz (FS) Rotteinput dargestellt. Bezogen auf

den Abfalldurchsatz (Input Rotte) liegen die Frachten demnach bei 16 von 17 Meßpaaren ≤ 24 mg/Mg (Roh- und Reingas). Eines von 17 Meßpaaren deutet mit 110 mg/Mg (Spitzenwert im Rohgas) bzw. 46 mg/Mg (Spitzenwert im Reingas) auf eine erhöhte Quecksilberbelastung des Abfalls hin (*„hot spot"*). Bis auf diesen Spitzenwert stimmen diese Ergebnisse mit den Meßdaten aus Österreich [2, 3, 4] in der Größenordnung sehr gut überein (Tabelle 50). Hier liegen alle ermittelten Quecksilberfrachten ≤ 24 mg/Mg (Roh- bzw. Reingas). Für die Anlage in Siggerwiesen müssen für eine Frachtabschätzung die Emissionen beider Anlagenteile (Rottetrommel und Mietenabluft) addiert werden.

Tabelle 50: Quecksilberfrachten aus österreichischen MBA [2, 3, 4]

MBA	Rohgas 1	Rohgas 2	Rohgas 3	Rohgas 4	Reingas 5	Reingas 6
Kufstein	19 mg/Mg	24 mg/Mg	n.b.	n.b.	7,8 mg/Mg	6,0 mg/Mg
Siggerwiesen (Rottetrommel)	2,8 mg/Mg	0,8 mg/Mg	0,2 mg/Mg	0,3 mg/Mg	n.b.	n.b.
Siggerwiesen (Mietenabluft)	0,7 mg/Mg	0,7 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Allerheiligen	4,2 mg/Mg	4,1 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Die höchsten Hg-Gehalte, die an österreichischen MBA gemessen wurden [2, 3, 4], lagen zwischen 3,2 und 4,4 μg/m³ im Rohgas, die höchsten Hg-Massenströme im Rohgas zwischen 11 und 40 mg/h (Rottetrommel). Die niedrigsten Konzentrationen betrugen 0,5 μg/m³, d.h. Quecksilber war bei allen Probenahmen meßbar.

Nach Nr. 3.1.4 der TA Luft darf die Massenkonzentration für die Summe aus Cadmium, Quecksilber und Thallium bei einem Massenstrom von 1.000 mg/h oder mehr 200 μg/m³ im Abgas nicht überschreiten. In der 17. BImSchV beträgt die Emissionsbegrenzung für die Summe aus Thallium und Cadmium 50 μg/m³. Der Emissionsgrenzwert für Quecksilber aus Abfallverbrennungsanlagen (17. BImSchV) beträgt 50 μg/m³ als Halbstundenmittelwert und 30 μg/m³ als Tagesmittelwert.

Da Quecksilber als flüchtigstes Metall bei niedrigen Temperaturen - ebenso wie die anderen Schwermetalle – mit etwa 1 μg/m³ weit unterhalb von anderen Emissions-

grenzwerten emittiert wird [2, 3, 4], können die Metallemissionen bei MBA als signifikant (Quecksilber) aber unkritisch angesehen werden.

Schwermetalle nach 17. BImSchV

Neben Quecksilber wurden alle 12 weiteren Schwermetalle nach 17. BImSchV im Roh- und Reingas der MBRA Horm gemessen (Tabelle 51). Die Emission von Cadmium und Thallium (§5 (1) 3a) ist in der Summe mit 50 μg/m³ begrenzt. Die anderen Metalle (§5 (1) 3c) von Antimon bis Zinn dürfen insgesamt 500 μg/m³ nicht überschreiten. Des weiteren wurde Selen bestimmt, welches in der TA Luft unter Nr. 3.1.4 in Klasse 2 eingestuft ist. Zusammen mit Arsen, Cobalt, Nickel und Tellur darf die Massenkonzentration von Selen bei einem Massenstrom von 5 g/h oder mehr 1.000 μg/m³ nicht überschreiten. Diese Anforderungen wurden bei allen Messungen sicher eingehalten.

Die Daten sind aufgrund gewisser, nicht zu vermeidender Unzulänglichkeiten bei der Probenahme als Orientierungswerte zu verstehen. So sind Meßdaten wie 3,15 μg Cd/m³ sowie 51,2 μg Pb/m³ im Reingas am 19.05.98 im Vergleich mit den deutlich niedrigeren Rohgaswerten nicht plausibel. Es darf dabei nicht vergessen werden, daß z.B. der Biofilter für die Messung der Reingasemissionen betreten werden muß und dabei bereits abgeschiedener Staub wieder freigesetzt und bei der Probenahme teilweise mit erfaßt werden kann.

Tabelle 51: Emissionsdaten von 12 Schwermetallen nach 17. BImSchV sowie Selen

Datum	MBRA Horm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	V
	Meßstelle	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³
24.02.1998	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,06	< 0,07	< 0,4	3,4	< 2,0	1,2	1,5	< 0,05	**32,2**	**25,4**	< 0,002	< 0,07
24.02.1998	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,11	0,17	< 0,4	3,7	< 2,0	1,7	3,0	< 0,05	**10,3**	**24,8**	< 0,002	< 0,07
19.05.1998	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,04	< 0,07	0,6	3,5	**5,7**	1,4	2,7	< 0,05	0,20	**23,6**	< 0,002	< 0,06
19.05.1998	Reingas nach Biofilter	< 0,4	**3,15**	0,07	0,7	5,6	< 2,0	1,2	**51,2**	< 0,05	0,30	**25,6**	< 0,002	< 0,06
28.09.1998	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,03	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	< 1,0	< 0,05	< 0,15	0,2	< 0,002	< 0,06
28.09.1998	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,15	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	3,2	< 0,05	0,68	0,3	< 0,002	< 0,06

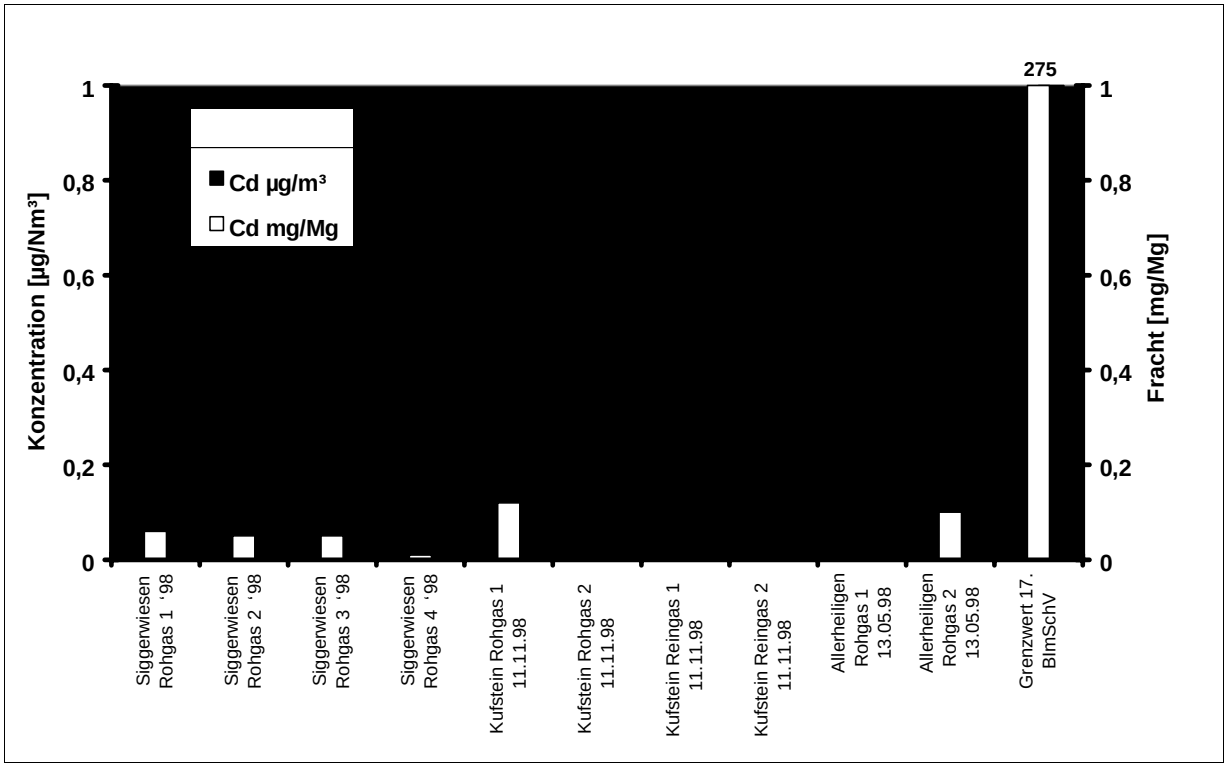


Abb. 49: Cadmiumemissionen aus MBA [2, 3, 4]

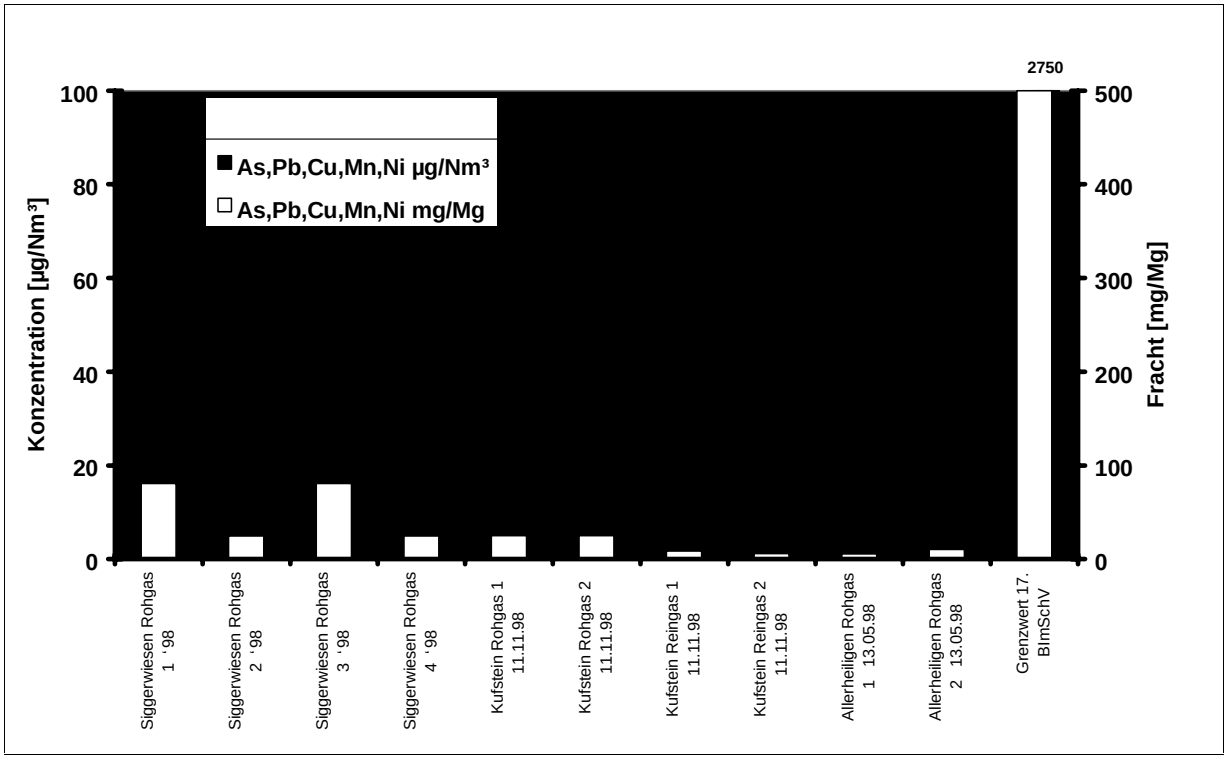


Abb. 50: Schwermetallemissionen aus MBA [2, 3, 4]

Die Cadmiumemissionen der österreichischen MBA liegen $< 0{,}1\ \mu g/m^3$. Die daraus max. resultierenden Frachten betragen etwa 0,1 mg/Mg Rotteinput (Abbildung 49). Ein einzelner erhöhter Meßwerte von $3{,}15\ \mu g/m^3$ für Cadmium ist nicht plausibel und vor dem Hintergrund der für diese Fragestellung ungeeigneten Meßstellen (offener Biofilter) nicht reproduzierbar [16].

Die anderen Schwermetalle nach 17. BImSchV liegen in ihren Konzentrationen ebenfalls sehr niedrig. Beispielhaft sind dazu die Daten von 5 Schwermetallen der drei MBA aus Österreich in Abbildung 50 dargestellt.

Chlorierte Dioxine und Furane (PCDD/F) [16]

PCDD/F treten in der Umwelt meistens als Gemische verschiedener Isomeren und Homologen auf. Um eine Gefährdungsabschätzung vornehmen zu können, wurden Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TE) eingeführt. Die Wirkungsstärke der einzelnen Kongenere wird dabei im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD ausgedrückt, welches den Faktor 1 erhält. Die Äquivalenzfaktoren basieren auf Werten zur akuten Toxizität.

Tabelle 52: Unterschiedliche Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (TE)

PCDF/D	**TE nach BGA 1984**	**I-TE nach NATO/CCMS 1988**
2378-TetraCDD	1,0	1,0
12378-PentaCDD	0,1	0,5
123478-HexaCDD	0,1	0,1
123678-HexaCDD	0,1	0,1
123789-HexaCDD	0,1	0,1
1234678-HeptaCDD	0,01	0,01
OctaCDD	0,001	0,001
2378-TetraCDF	0,1	0,1
12378-PentaCDF	0,1	0,05
23478-PentaCDF	0,1	0,5
123478-HexaCDF	0,1	0,1
123678-HexaCDF	0,1	0,1
123789-HexaCDF	0,1	0,1
234678-HexaCDF	0,1	0,1
1234678-HeptaCDF	0,01	0,01

1234789-HeptaCDF	0,01	0,01
OctaCDF	0,001	0,001
Summe TetraCDD	0,01	0
Summe PentaCDD	0,01	0
Summe HexaCDD	0,01	0
Summe HeptaCDD	0,001	0
Summe TetraCDF	0,01	0
Summe PentaCDF	0,01	0
Summe HexaCDF	0,01	0
Summe HeptaCDF	0,001	0

In einzelnen Ländern entstanden verschiedene TE-Modelle, die zu unterschiedlichen Bewertungen führen können. In Deutschland wurden die TE 1984 vom Bundesgesundheitsamt abgeleitet. Die NATO „Commitee on the Challenges of Modern Society“ (NATO-CCMS) hat 1988 auf der Grundlage des vorhandenen Datenmaterials die „International Toxicity Equivalency Factors“ (I-TE) vorgeschlagen, die sich mittlerweile weltweit durchgesetzt haben. Beide Systeme werden in Deutschland noch parallel angewendet (Tabelle 52). Die TE nach NATO-CCMS (I-TE) sind in der 17. BImSchV und AbfKlärV zur Berechnung vorgegeben.

In der 17. BImSchV sind die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) die einzige Stoffgruppe unter den organischen Verbindungen, die mit einem eigenen Emissionsgrenzwert (0,1 ng I-TE/m³) behaftet sind. Besondere Aufmerksamkeit galt dieser extrem toxischen und persistenten Stoffgruppe und brachte in den letzten Jahren die Nachrüstungen der Rauchgasreinigungsanlagen in den MVA.

Mittlerweile werden in modernen MVA die Rohgasgehalte (hinter Elektrofilter Altbestand) von etwa 20 ng I-TE/m³ um den Faktor 1.000 auf unter 20 pg I-TE/m³ im Reingas reduziert. PCDD/F-Emissionskonzentrationen und -frachten von drei MVA aus dem Jahr 1998 sind in Abbildung 51 wiedergegeben. Die Konzentrationen liegen mindestens um den Faktor 5 unter dem Grenzwert, zum Teil noch weit darunter. Im gleichen Bild sind daneben die Ergebnisse im Reingas für die RABA Bassum, die Pilotanlage (mechanische Restabfallaufbereitung) in Münster, die österreichischen MBA, die Herhof-Box sowie für ein Kompostwerk dargestellt. Dabei fällt auf, daß bis auf die österreichischen MBA und die Herhof-Box ähnliche PCDD/F-Frachten aus biologischen

Anlagen erreicht werden wie bei den MVA. Die Gehalte an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster bei 1 – 2 pg I-TE/m³ (Abbildung 51), d.h. um den Faktor 50 bis 100 unterhalb des Grenzwertes für PCDD/F in der 17. BImSchV (0,1 ng I-TE/m³). Letztlich führen die hohen spezifischen Abluftmengen zu den erstaunlichen Frachten bei den biologischen Anlagen. Bei Messungen in Österreich wurden in der Mietenabluft der MBA Siggerwiesen PCDD/F-Gehalte in vergleichbarer Größenordnung im Rohgas bestimmt, wohingegen die Abluft aus den Rottetrommeln um etwa Faktor 10 niedriger belastet war (Abbildung 51).

Die Emissionsfrachten an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster mit 11 bis 38 ng I-TE/Mg signifikant über den Frachten aus der MBA Siggerwiesen. Auch die Emissionen aus dem Kompostwerk liegen mit etwa 49 ng I-TE/Mg bzw. 69 ng I-TE/Mg im Vergleich zur MVA erstaunlich hoch. Anders ausgedrückt erreichen moderne MVA ein erstaunlich niedriges Emissionsniveau.

Während bei MVA von Abscheidungen um den Faktor 1.000 gesprochen werden kann, entsprechend Wirkungsgraden von 99,9 %, wird bei der Kombination aus Wäscher und Biofilter bei MBA von Reduktionen der PCDD/F im Bereich von Faktor 3 bis 4 ausgegangen werden müssen, welcher Wirkungsgraden zwischen Roh- und Reingas von etwa 60 bis 75 % widerspiegelt.

Tabelle 53: PCDD/F-Emissionen im Reingas der RABA Bassum im Vergleich zur Pilotanlage Münster (nur mechanische Aufbereitung, Reingas nach Biofilter) [63]

Probenbezeichnng	RABA Bassum 22.09.98 H_2O: 21 g/m³ Temp.: 22 °C	RABA Bassum 10.12.98 H_2O: 23 g/m³ Temp.: 23 °C	RABA Bassum 19.03.99 H_2O: 40 g/m³ Temp.: 32 °C	Pilotanlage Münster, Mech. Rest-müllaufbereitung, 11/1997
Dimension	ng/Nm³	ng/Nm³	ng/Nm³	ng/Nm³
PCDF				
Summe TetraCDF	0,056	0,048	0,035	0,127
Summe PentaCDF	0,015	0,032	0,011	0,026
Summe HexaCDF	0,005	0,009	0,010	0,015
Summe HeptaCDF	0,002	0,003	0,005	*b*
OctaCDF	< 0,002	0,006	< 0,007	< 0,010
Summe Tetra- bis OctaCDF	0,079	0,098	0,061	0,167

2378-TetraCDF	0,0034	0,0017	0,0008	0,0057
12378-/12348-PentaCDF[a]	0,0011	0,0024	0,0010	0,0014
23478-PentaCDF	0,0009	0,0019	0,0006	0,0015
123478-/123479-HexaCDF[a]	0,0006	0,0011	0,0010	0,0019
123678-HexaCDF	0,0004	0,0009	0,0004	0,0013
123789-HexaCDF	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0010
234678-HexaCDF	0,0007	0,0008	0,0011	0,0021
1234678-HeptaCDF	0,0018	0,0020	0,0030	< 0,0028
1234789-HeptaCDF	< 0,0003	< 0,0003	0,0008	< 0,0028
PCDD				
Summe TetraCDD	0,090	0,021	0,006	0,012
Summe PentaCDD	0,014	0,012	0,002	0,006
Summe HexaCDD	0,007	0,007	0,005	*b*
Summe HeptaCDD	0,007	0,007	0,005	*b*
OctaCDD	0,015	0,032	0,010	< 0,007
Summe Tetra- bis OctaCDD	0,133	0,079	0,029	0,018
2378-TetraCDD	< 0,0003	0,0002	< 0,0001	< 0,0008
12378-PentaCDD	< 0,0003	0,0006	< 0,0002	< 0,0010
123478-HexaCDD	< 0,0003	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0012
123678-HexaCDD	0,0006	0,0006	0,0004	< 0,0011
123789-HexaCDD	< 0,0003	0,0003	< 0,0002	< 0,0012
1234678-HeptaCDD	0,0036	0,0039	0,0025	< 0,0032
Summe Tetra- bis OctaCDF/D	0,212	0,177	0,089	0,186
TE (BGA) exkl. NWG	0,0026	0,0025	0,0012	0,0031
I-TE (NATO) exkl. NWG	**0,0011**	**0,0022**	**0,0008**	**0,0019**
I-TE (NATO) inkl. NWG	0,0017	0,0022	0,0011	0,0038
Abgasvolumenstrom	86.300 Nm³/h	76.300 Nm³/h	68.500 Nm³/h	40.000 Nm³/h
Emissionsmassenstrom	95 ng I-TE/h	168 ng I-TE/h	55 ng I-TE/h	76 ng I-TE/h
Emissionsfracht	21 ng I-TE/Mg	38 ng I-TE/Mg	11 ng I-TE/Mg	22 ng I-TE/Mg

Konzentrationsangaben bei Summenwerten berücksichtigen nur nachgewiesene Kongenere.

a: gaschromatographisch an der GC-Phase SP-2331 nicht trennbare Isomere

b: kein Kongener nachweisbar (die Nachweisgrenze NWG entspricht der des 2378-substituierten Chlorhomologen)

Tabelle 54: PCDD/F-Emissionen im Rohgas der MBA Siggerwiesen, separat die Abluft aus den Rottetrommeln und die Mietenabluft [2]

Probenbezeichnng	MBA Siggerwiesen (1) Rottetrommel 03.02.98 Temp.: 23 °C	MBA Siggerwiesen (2) Rottetrommel 03.02.98 Temp.: 23 °C	MBA Siggerwiesen (3) Mietenabluft 05.03.98 Temp.: 49 °C	MBA Siggerwiesen (4) Mietenabluft 05.03.98 Temp.: 49 °C
Dimension	pg/Nm³	pg/Nm³	pg/Nm³	pg/Nm³
PCDF				
Summe TetraCDF	n.n.	0,6	38,5	24,5
Summe PentaCDF	0,4	0,4	5,0	7,7
Summe HexaCDF	0,5	n.n.	1,6	2,7
Summe HeptaCDF	1,8	1,3	2,6	2,2
OctaCDF	n.n.	1,1	n.n.	3,2
Summe Tetra- bis OctaCDF	2,7	3,4	47,7	40,3
2378-TetraCDF	n.n.	n.n.	2,3	2,7
12378-PentaCDF	n.n.	n.n.	0,4	0,4
23478-PentaCDF	n.n.	n.n.	0,5	1,2
123478-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,4
123678-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,2
123789-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,4
234678-HexaCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1234678-HeptaCDF	1,2	0,6	0,9	1,0
1234789-HeptaCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
PCDD				
Summe TetraCDD	n.n.	n.n.	4,5	5,5
Summe PentaCDD	n.n.	n.n.	1,8	1,4
Summe HexaCDD	1,6	2,1	3,9	4,9
Summe HeptaCDD	8,1	5,5	9,3	19,6
OctaCDD	14,9	7,8	23,3	53,6
Summe Tetra- bis OctaCDD	24,6	15,4	42,8	85,0
2378-TetraCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
12378-PentaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
123478-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
123678-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

123789-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	0,4
1234678-HeptaCDD	4,1	1,5	5,0	10,2
Summe Tetra- bis OctaCDF/D	27,3	18,8	90,5	125
I-TE (NATO) exkl. NWG	**0,07 pg/Nm³**	**0,03 pg/Nm³**	**0,7 pg/Nm³**	**1,2 pg/Nm³**
Emissionsmassenstrom	0,5 ng I-TE/h	0,2 ng I-TE/h	10,1 ng I-TE/h	17,8 ng I-TE/h
Emissionsfracht	0,04 ng I-TE/Mg	0,02 ng I-TE/Mg	0,9 ng I-TE/Mg	1,6 ng I-TE/Mg

Die Beprobung der Abluft aus der Rottetrommel fand zu zwei verschiedenen Zeitpunkten, im Winter bei relativ kalten Prozeßtemperaturen (23 °C) und im Vergleich dazu im Sommer (44 – 48 °C) statt.

Tabelle 55: Merkmale unterschiedlicher Gasemissionen aus Anlagen zur Erzeugung von Trockenstabilat am Beispiel von Hausmüllchargen aus dem Lahn-Dill-Kreis [83]

Rohgas	Mischstabilat Lahn-Dill-Kreis
Input gesamt (Mg) Abluft gesamt (m³) Abluft/Mg Input (Mg/m³)	58,62 60.829 1.038
Quecksilber (µg/m³) Hg/Mg Input (mg/Mg)	3,9 4,0
Benzol (mg/m³) Benzol/Mg Input (mg/Mg)	0,1 103,8
Ethylbenzol (mg/m³) Ethylbenzol/Mg Input (mg/Mg)	2,9 3.010
Toluol (mg/m³) Toluol/Mg Input (mg/Mg)	2,9 3.010
M,p-Xylol (mg/m³) m,p-Xylol/Mg Input (mg/Mg)	5 5.190
o-Xylol (mg/m³) o-Xylol/Mg Input (mg/Mg)	1,8 1.868
Σ BTEX (mg/m³) Σ BTEX/Mg Input (mg/Mg)	12,7 13.183
Vinylchlorid (mg/m³)	0,03

Vinylchlorid/Mg Input (mg/Mg)	31,14
Σ Chlorbenzole (µg/m³) Σ Chlorbenzole/Mg Input (mg/Mg)	2,27 2,4
Σ Chlorphenole (ng/m³) Σ Chlorphenole/Mg Input (µg/Mg)	26,49 27,5
Σ PAK nach EPA (µg/m³) Σ PAK nach EPA/Mg Input (mg/Mg)	29,5 30,6
Σ PCB nach DIN (ng/m³) Σ PCB nach DIN/Mg Input (µg/Mg)	26,43 27,4
Σ PCDD/F (I-TEQ) (pg/m³) Σ PCDD/F(I-TEQ)/Mg Input (ng/Mg)	0,166 0,2

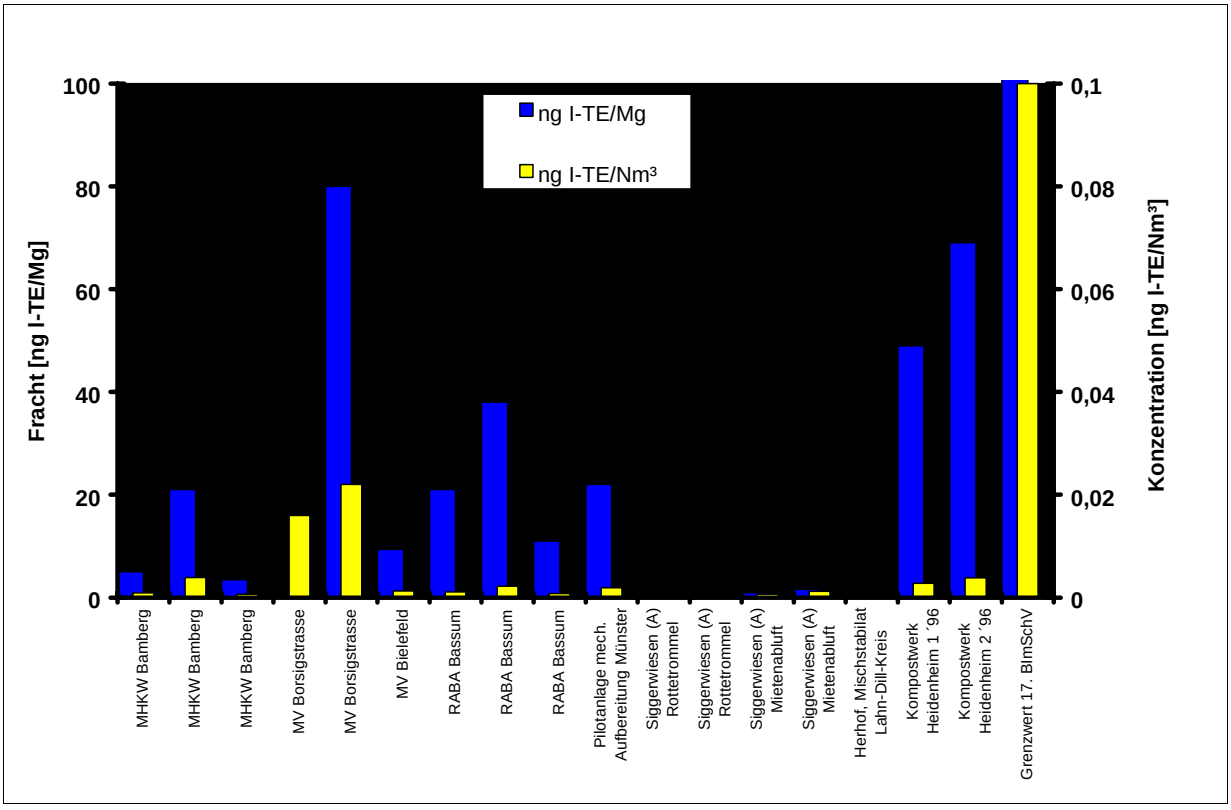


Abb. 51: PCDD/F-Emissionen aus verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen [16]

Im Rahmen des BMBF-Verbundes kommen Fricke et. al. [37] bei ihrer Bilanzierung der Rohgasbelastung mit PCDD/F auf min. 0,028 pg I-TE/Nm³ und max. 6,26 pg I-TE/Nm³ während der ersten 14 Tage Intensivrotte. Unter Zugrundelegen von spezifischen Abluftvolumen von 3.000 m³/Mg FS (2 Rottewochen) bzw. 5.000 m³/Mg FS (4 Rottewochen) ergaben sich rechnerische Durchschnittskonzentrationen von 0,47 pg I-

TE/Nm³ bzw. 0,28 pg I-TE/Nm³. Bei einer Behandlungsdauer von 10 Wochen wurde eine Durchschnittskonzentration von 0,122 pg I-TE/Nm³ ermittelt [81].

A 4.6.2.2 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Messung von Emissionsparametern sowie die Einschätzung bislang nicht gemessener Parameter der 17. BImSchV an der MBRA Horm.

SO_2: An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten SO_2 - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,1 mg/Nm³.**

Cl^-: An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten Cl^- - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,05 mg/Nm³**.

F^-: An den drei Probenahmestellen (MBRA-Rohgas, MBRA-Reingas, Hintergrundbelastung) konnten keine signifikanten F^- - Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Gehalte liegen demnach **< 0,01 mg/Nm³**.

Im Vergleich mit den Emissionen der Gasmotoren der Deponiegasnutzung wird deutlich, daß auf dem Standort der MBRA Horm incl. Deponie für die Parameter SO_2, Cl^-, F^- die Verbrennungsgase des Deponiegases neben Fahrzeugemissionen die alleinige Quelle darstellen.

CO: Die bisher vorliegenden Analysen sind sehr uneinheitlich. Höchstwahrscheinlich ist eine biologische Bildung in unbestimmter Größenordnung die Quelle für hohe CO-Gehalte in der Abluft. Die genaue Herkunft des CO ist aber noch unklar. Am zeitlichen Verlauf der Emissionen ist eine Abhängigkeit der CO-Bildung von der CO_2-Bildung im Rotteprozeß zu erkennen.

NO_x: Grund für die Bildung von NO im Biofilter sind hohe Ammoniak-Eingangskonzentrationen zum Biofilter und eine hohe Akkumulation von NH_4^+, NO_2^- und NO_3^- im Biofilter. Da die absoluten Ammoniakkonzentrationen der MBRA Horm sehr niedrig liegen und auch das Verhältnis von Kohlenstoff zu Ammoniak (C/N) groß ist, ist von

keiner nennenswerten NO-Bildung im Biofilter und NO-Emission aus der MBRA Horm auszugehen.

Quecksilber: Aus fünf Messpaaren (Rohgas / Reingas) zur Quecksilberemission liegen nur zwei über der Bestimmungsgrenze. Die Reingasemissionen unterschreiten etwa um den Faktor 200 den Grenzwert der 17. BImSchV.

Schwermetalle: Die Daten sind aufgrund gewisser, nicht zu vermeidender Unzulänglichkeiten bei der Probenahme als Orientierungswerte zu verstehen. So sind einige Meßdaten im Vergleich nicht plausibel. Einzelne Elemente erreichen im Reingas Konzentrationen von einigen $\mu g/m^3$ mit bis hin zu Spitzenwerten von etwa 50 $\mu g/m^3$. Die Summe von 500 $\mu g/m^3$ (Grenzwert der 17. BImSchV) wird immer sicher unterschritten.

PCDD/F: Die Gehalte an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster bei 1 – 2 pg I-TE/m^3, d.h. um den Faktor 50 bis 100 unterhalb des Grenzwertes für PCDD/F in der 17. BImSchV (0,1 ng I-TE/m^3). Letztlich führen aber die hohen spezifischen Abluftmengen bei den biologischen Anlagen zu Frachten in vergleichbarer Größenordnung wie bei der MVA.

A 5. Optimierung der Nachrotte

Das ursprüngliche Konzept der MBRA Horm sah eine ca. 8 wöchige Rotte auf der Deponieoberfläche vor. Ein Umsetzen der Flachmieten innerhalb dieser Zeit sollte mit Rücksicht auf dabei frei werdende Geruchsimissionen nicht vorgenommen werden. Danach sollten die Mieten verdichtet werden und die Grundlage für weitere Rottemieten bilden.

Für die Beantragung der Gleichwertigkeit nach Ziffer 2.4 TASi wurde das Nachrottekonzept überplant. Die 2. biologische Behandlungsstufe (Nachrotte) wird hierbei auf einer separat vorbereiteten Fläche im Deponiebereich durchgeführt. Das vorgerottete Material soll zu Trapezmieten aufgesetzt werden die innerhalb der 12 bis16-wöchigen Rottedauer ca. 10x mit einem Radlader umgesetzt werden.

Das Deponat soll folgende Werte erreichen:

- Gehalt an organischem Kohlenstoff: $TOC_{Eluat} \leq 300$ mg/l
- Atmungsaktivität, gemessen über 4 Tage: $AT_4 \leq 5$ mg O_2/gTR
- Gasbildungspotential, gemessen über 21 Tage: $GB_{21} \leq 20$ Nl/kg TR

Nach erreichen dieser Werte soll das Deponat in die Deponie eingebaut werden.

Der Verfahrenserfolg der Rottevorgänge kann durch mehrere verfahrenstechnische Möglichkeiten beeinflußt werden. So können z.B. während der Intensivrottephase Aufenthaltsdauer, Feuchtigkeitsgehalt, Belüftungsraten, Nährstoffzugaben, Klär- und Papierschlammzugaben variiert werden. Für die anschließende Nachrotte in Mieten sind die Aufenthaltsdauer und der Feuchtigkeitsgehalt als maßgebliche Parameter zu berücksichtigen.

Die Nachrotteflächen in der MBRA Horm wurden zu Versuchszwecken als Trapezmieten angelegt. Diese Mieten wurden ggf. nachbewässert und 14-tägig mit einem Radlader umgesetzt. Die Versuchsmieten sind betriebstechnisch so eingestellt worden, dass nach ca. 16 Wochen eine Atmungsaktivität von ca. 5 mg O_2/g TR bzw. ein TOC-Wert aus dem Eluat von unter 300mg/l eingestellt ist. Siehe hierzu auch Teilvorhaben 3/3 FIW e.V. Aachen.

Tabelle 56: Verlängerte Nachrotte 1997 (Miete 1)

Parameter	Input	Output	Nachrotte (Wochen)		
	Vorrotte	Vorrotte	8	12	16
Untersuchungen aus dem Original					
Trockenrückstand [%]	70,8	65,5	71,1	57,0	67,3
Wassergehalt [%]	29,2	34,5	28,9	43,0	32,7
Glühverlust [% TR]	68,3	59,6	67,0	59,2	49,6
Atmungsaktivität 4t: [mg O2/g TR]	16,4	54,3	19,2	12,5	5,8
TOC [%]	28,6	20,4	12,4	18,9	12,5
Untersuchungen aus dem Eluat					
TOC [mg/l]	659	3230	591	366	110

Tabelle 57: Verlängerte Nachrotte 1997 (Miete 2)

Parameter	Input	Output	Nachrotte (Wochen)		
	Vorrotte	Vorrotte	8	12	16
Untersuchungen aus dem Original					
Trockenrückstand [%]	70,8	65,5	70,5	61,4	42,4
Wassergehalt [%]	29,2	34,5	29,5	38,6	57,6
Glühverlust [% TR]	68,3	59,6	55,4	50,9	57,3
Atmungsaktivität 4t: [mg O2/g TR]	16,4	54,3	26,7	14,3	11,7
TOC [%]	28,6	20,4	22,1	16,7	10,3
Untersuchungen aus dem Eluat					
TOC [mg/l]	659	3230	1520	548	429

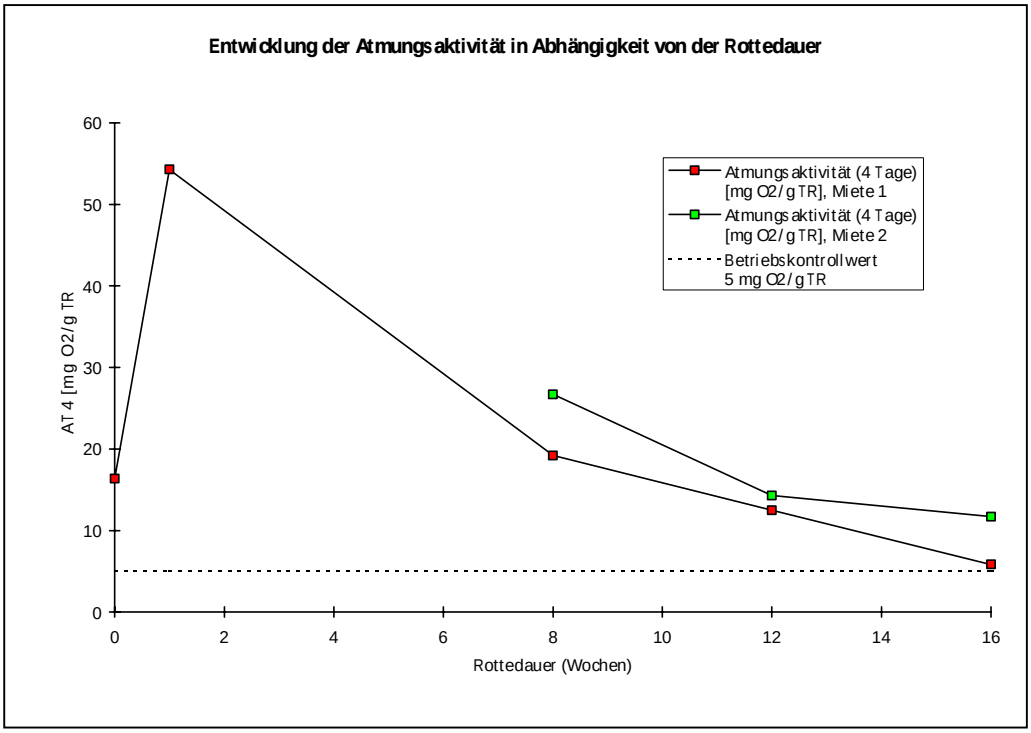


Abb. 52: Entwicklung der Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Rottedauer (Miete 1 und Mite 2)

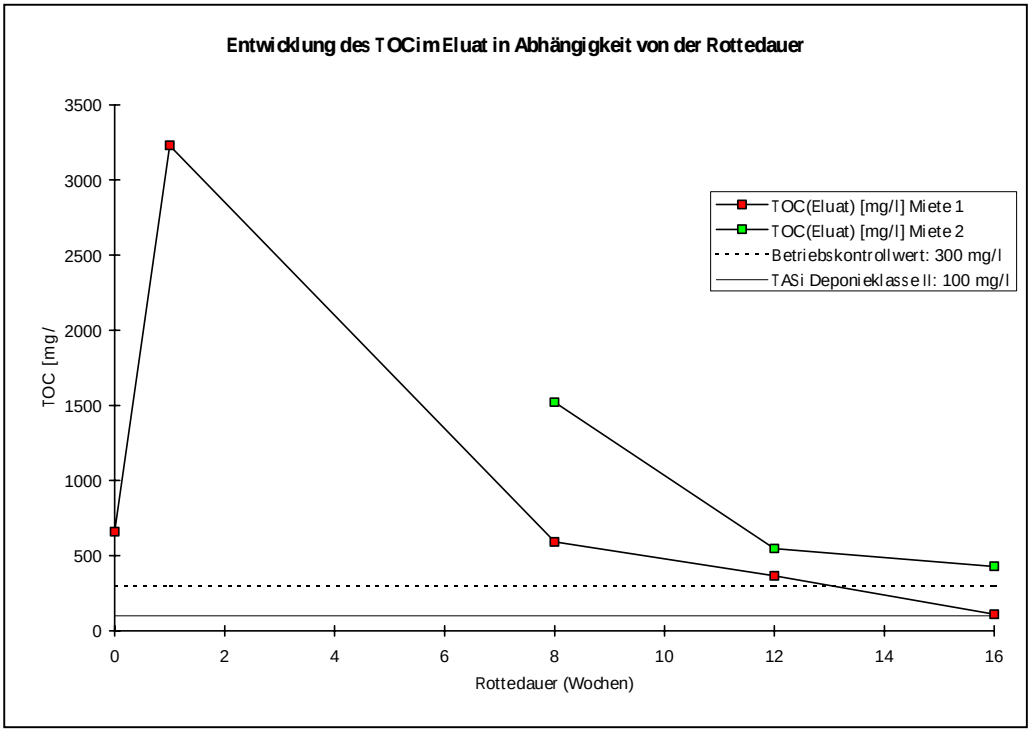


Abb 53: Entwicklung des TOC im Eluat in Abhängigkeit von der Rottedauer (Miete 1 und Miete 2)

Aufbauend auf den ersten Ergebnissen der Optimierung der Nachrottemieten wurden weitergehende Mieten in verschiedenen Varianten angelegt. Vergleichsweise wurden Müllmieten ohne Abdeckung, eine Abdeckung mit Siebfeingut (< 10 mm mechanisch-biologisch vorbehandelt) sowie eine Folienabdeckung eingesetzt. Die entsprechenden Verläufe sind in den Abbildungen 54 ff dargestellt.

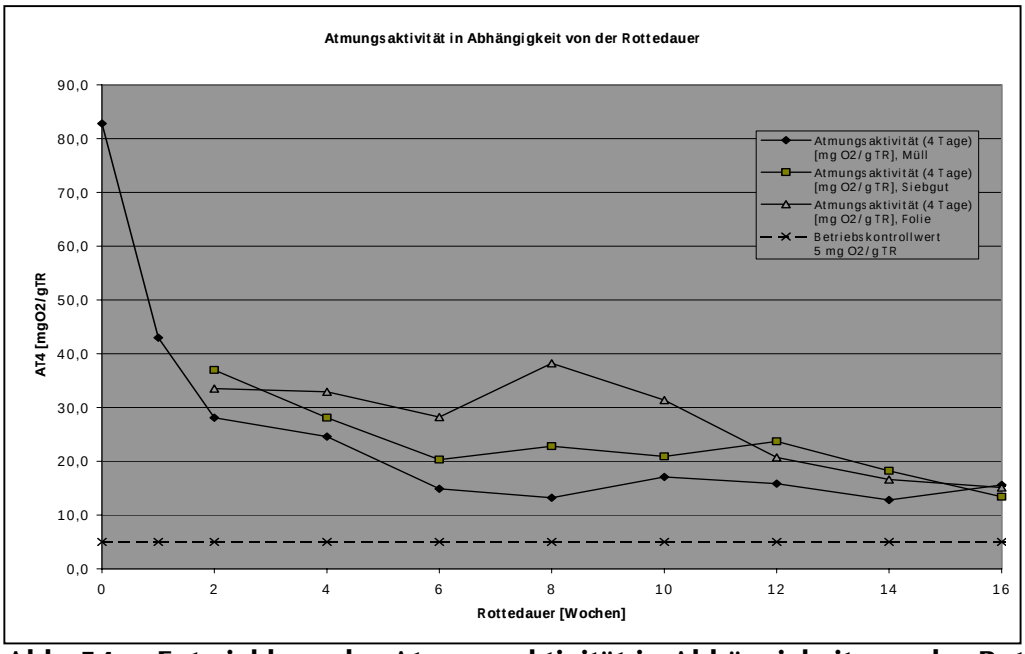


Abb. 54: Entwicklung der Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte)

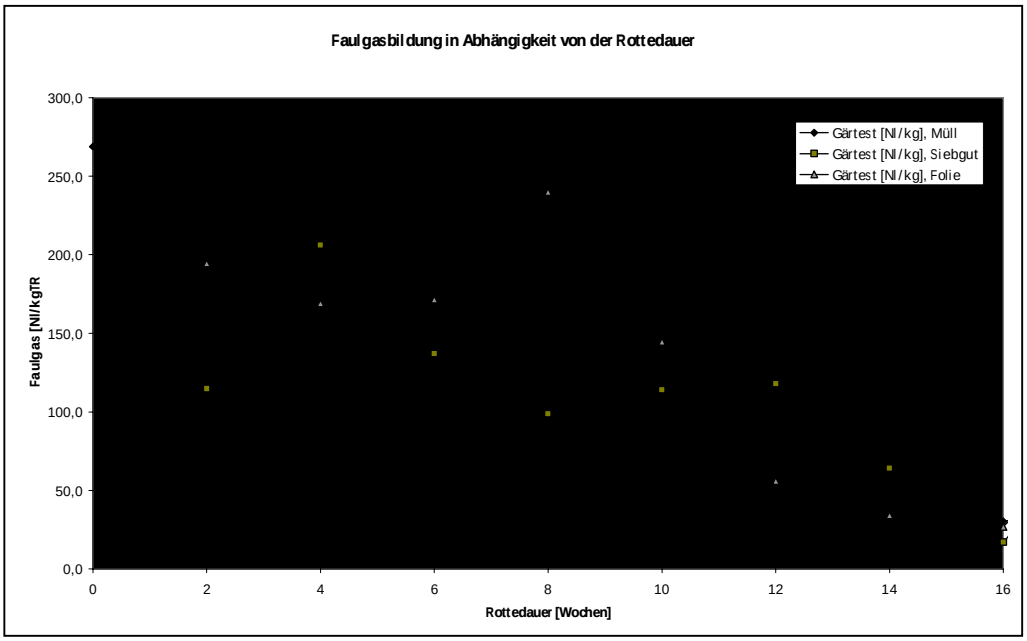


Abb. 55: Entwicklung der Faulgasbildung in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte)

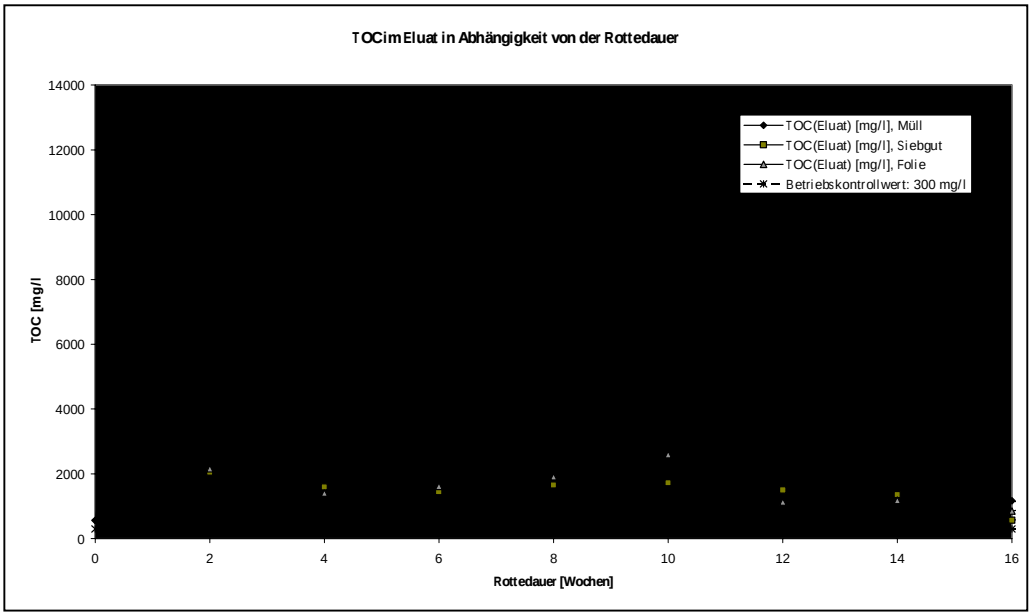


Abb. 56: Entwicklung des TOC im Eluat in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte)

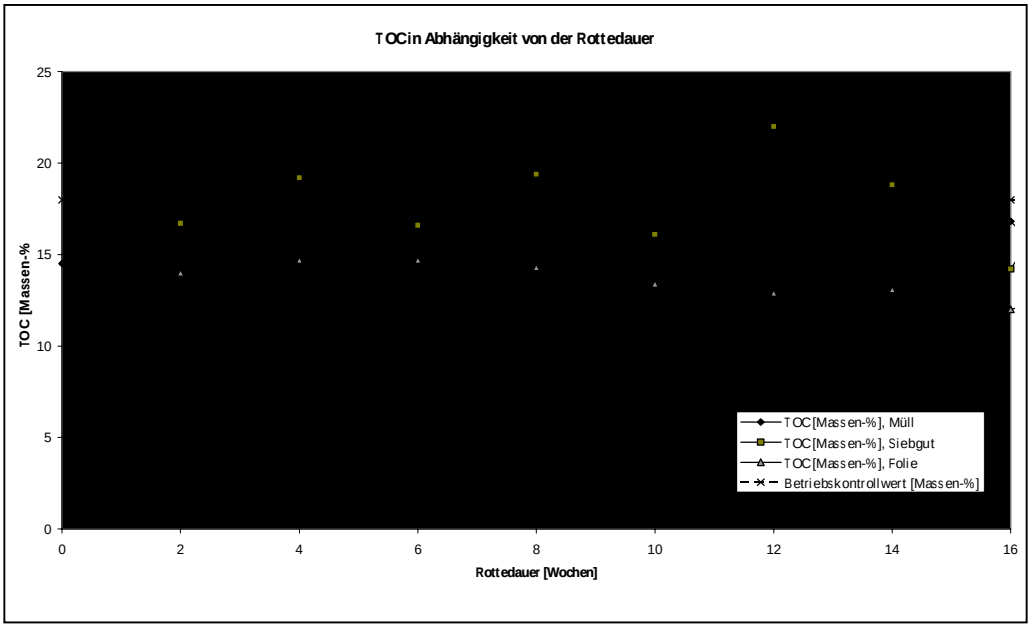


Abb. 57: Entwicklung des TOC in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte)

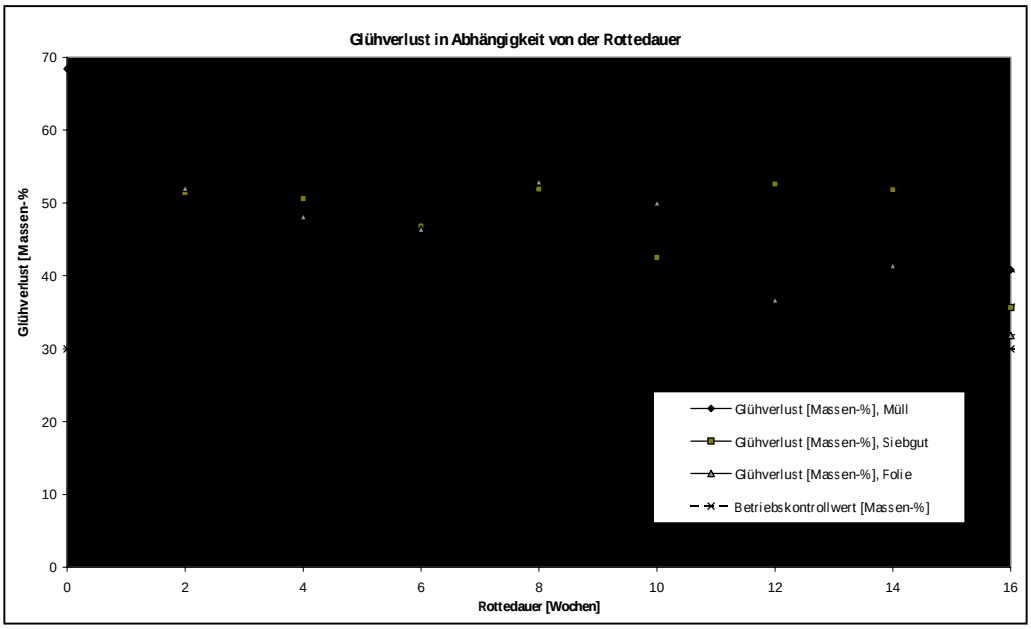


Abb. 58: Entwicklung des Glühverlustes in Abhängigkeit von der Rottedauer

A 6. Zusammenfassung Teil A

Der Teil A des Forschungsvorhabens der U.T.G. GmbH befaßte sich mit der Bestimmung von Menge und Beschaffenheit des Restmülls, mit den Auswirkungen auf das Rotteverhalten und der Bilanzierung einzelner Stoffströme bzw. der Gesamtbilanz der MBRA Horm. Weiterhin wurde das Deponie- und Emissionsverhalten der vorbehandelten Restabfälle untersucht.

In der MBRA Horm werden Restabfälle nach der getrennten Sammlung von Glas / Papier, Verpackungsmaterialien und Bioabfällen als gewöhnlicher Hausmüll erfaßt und Sperr- und Gewerbeabfälle, Klärschlämme aus dem kommunalen Bereich sowie Papierschlämme aus der Papierherstellung verarbeitet. In 1998 wurden 196.000 Mg in der MBRA Horm behandelt. Davon entfielen 23 % auf die angelieferten Hausmüllrestabfälle, 60 % auf die Gewerbeabfälle und ca. 6 % auf den Sperrmüllbereich. 11 %, darin enthalten 9 % Papierschlämme, kamen aus dem kommunalen Bereich.

Über Sortier- und Siebanalysen der Inputströme sowie unter Berücksichtigung der einzelnen verfahrenstechnischen Stufen wurde die Zusammensetzung und Kornverteilung der Abfallströme in der MBRA Horm in Sortierkampagnen zwischen 1995 und 1997 bestimmt.

Aus den Abfallsortierungen 1997 sind deutliche Veränderungen durch Einführung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes bezüglich der Fraktionen Kunststoffe, Holz, produktionsspezifische Abfälle und Papier / Pappe zu erkennen.

Einzelne Aggregate der mechanischen Aufbereitungsstufe wurden hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit untersucht. Bei den Magnetscheidern wurde das Schrottausbringen bei unterschiedlichen Einstellungen ermittelt und verbessert. Die gewonnen Schrottfraktionen wurden auf ihre Zusammensetzung und Reinheit hin untersucht. Die Trennschärfe der Trommelsiebe wurde bei unterschiedlichen Trommeldrehzahlen

ermittelt sowie die Verteilung der Massenströme und Sortierfraktionen im Ober- und Unterlauf bestimmt. Es wurde eine Liste von Bestandteilen aufgestellt, die im Anlieferbereich aussortiert werden müssen um den Betrieb des Zerkleinerungsaggregates nicht zu beeinträchtigen. Hierunter sind aufgeführt:

- Heizkörper
- Teppichrollen, Fässer, mit Beton gefüllte Behältnisse
- Motorblöcke usw.

Für den weiteren Verfahrensverlauf (Förderbänder) stellen wickelnde Inputmaterialien wie z. B. Schnüre oder Bänder einen Problemabfall dar.

Ein weiterer Inhalt des Teiles A aus dem Forschungsvorhaben der U.T.G. GmbH war die Bilanzierung der MBRA Horm. Hier wurde in erster Linie die Intensivrotte untersucht.

Bei der Beschreibung der Massenströme wurde deutlich, dass eine im Feststoff festgestellte Massenreduzierung über die Massenströme Luft und Wasser nachgewiesen konnte. Der größte Anteil der Massendifferenz wurde dabei im Wassermassenstrom (86 %) wiedergefunden. Die Verringerung der Trockensubstanz konnte in erster Linie über CO_2 (13,5 %) und den TOC (0,5 %) in der Abluft beschrieben werden.

Der Anlagenoutput der MBRA Horm (Intensivrotte) wurde während der Intensivrottephase wie auch in der Nachrottephase optimiert. Während der Intensivrottephase wurden Aufenthaltsdauer, Feuchtigkeitsgehalt, Belüftungsraten, Nährstoffzugaben, Klär- und Papierschlammzugaben variiert. Die anschließende Nachrotte wurde hinsichtlich ihrer Mietengeometrie und Abdeckung modifiziert.

Die Versuchsnachrotteflächen der MBAR Horm sind mittlerweile so eingestellt, dass nach ca. 16 Wochen eine Atmungsaktivität von ca. 5 mg O_2/g TR bzw. ein TOC aus dem Eluat unter 300 mg/l eingestellt worden ist.

A 7. Literatur Teil A

[1] Amin, M.; Lepom, P.:

Stoffgruppenanalyse zur Charakterisierung des biologischen Anteils der organischen Substanz in Müllproben, in: Müll und Abfall 4 (1995), S. 242 – 250.

[2] Angerer, T. Häusler, G.:

Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Anlage Siggerwiesen. Umweltbundesamt, BE-138, Wien 1998

[3] Angerer, T. Reisenhofer, A.:

Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Anlage Kufstein. Umweltbundesamt, BE-126, Wien 1999a

[4] Angerer, T. Häusler, G.:

Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Anlage Allerheiligen. Umweltbundesamt, BE-139, Wien 1999b

[5] Berghoff, R.:

Zur Pyrolyse von Hausmüll, in: Wasser & Boden 2 (1978), S. 32 - 33.

[6] Bidlingmaier, W.:

Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen, in: Müll-Handbuch, hrsg. v. G. Hösel, W. Schenkel, H. Schnurer, Berlin 1983.

[7] Bilitewski, B.; Apitz, B.:

Abfallgebühren - eine Schraube ohne Ende?, in: Entsorgunspraxis 10 (1997), S. 29-32.

[8] Bilitewski, B.; Stegmann, R.:(BWK- Arbeitsgruppe “Restabfallbehandlung") (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitgung. (Müll und Abfall, Beiheft 33), Berlin 1997.

[9] Bilmaier, K.; Büßelberg, F.:

Problematik von Keimemissionen in Abfallbehandlungsanlagen und Maßnahmen zur Minderung, in: Müll und Abfall 8 (1997), S. 459 - 465.

[10] BMBF – Verbundvorhaben:

Mechanisch - biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen. Projekte und Materialien, Potsdam 1995.

[11] Brandl, A.; Geuder, W.; Waeber, M.:

Referenzmeßverfahren für die Bestimmung von Schadstoffemissionen an Abfallverbrennungsanlagen, Teilvorhaben 4: Untersuchungen zur Gesamtkohlenstoff- und Kohlenmonoxid-Bestimmung in Abgasen von Abfallverbrennungsanlagen. Forschungsbericht im Auftrag des Bundesumweltamtes, Bonn 1993.

[12] Brunner, M.:

Thermische Restabfallbehandlung nach dem Duothermverfahren, in: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61, Bielefeld 1995, S. 81 - 99.

[13] Büttner, O.:

Emissionen organischer Kohlenstoffverbindungen bei der Vorbehandlung von Abfällen. Diplomarbeit, Universität Hannover 1996.

[14] Clemens, J.:

Emissionen von Treibhausgasen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. BMBF-Ergebnispräsentation, 7.-8. September 1999, Uni Potsdam

[15] Cuhls, C.:

persönliche Mitteilung, Mönchengladbach, Mai 1998.

[16] Cuhls, C.:

Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation in Vorbereitung, Uni Hannover 1999

[17] Damiecki, R.:

Schlichtweg ungeeignet - Über den Glühverlust zur Emissionsermittlung, in: Entsorgungswirtschaft 3 (1992)., S. 39 - 45.

[18] Damiecki, R.; Freding, Th. B.; Kalla, C.:

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in der MBRA Horm. Konzeptentwicklung – Umsetzung – Perspektive, in: Erste Niedersächsische Abfalltage. Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung -MBV-, Lüneburg 1996.

[19] Damiecki, R.; Kalla, C.:

Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung in der Praxis am Beispiel Düren, in: Biologische Abfallbehandlung, Bd. III, hrsg. v. K. Wiemer u. M. Kern, Witzenhausen 1996., S. 767 - 773.

[20] Damiecki, R.; Kalla C.:

Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Restmüllaufbereitung nach dem U.T.G.-Konzept und deren Auswirkungen auf eine nachgeschaltete thermische Behandlung. Vortrag im Rahmen der ersten Tagung des BMBF-Verbundvorhabens, Potsdam 1996.

[21] Damiecki, R.; Kettern, J.-T.:

Entwicklung und Umsetzung einer mechanisch-biologischen Restmüll-behandlungsanlage im Kreis Düren, in: Abfallwirtschaftsjournal 6 (1995), S. 441 - 450.

[22] Damiecki, R.; Kettern, J.-T.:

Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlungsanlage im Kreis Düren, in: Abfallwirtschaftsjournal 6 (1994), S. 441 - 447.

[23] Danzig, J.; Kümmel, R.:

Biologische Abluftreinigung: Marktchancen durch Verfahrensverbesserungen, in: WLB Wasser, Luft und Boden 9 (1997), S. 53 - 56.

[24] Dellweg, H.:

Biotechnologie. Grundlagen und Verfahren, Weinheim 1987.

[25] Doedens, H.; Cuhls, C.:

MBA vor Deponie - neue Erkenntnisse aus laufenden Forschungsvorhaben, in: Handbuch zum VDI-Seminar "Planung von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen", Düsseldorf 1997.

[26] Doedens, H.; Cuhls, C.; Levsen, K. / Artelt, S.:

Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 1: Screening, Emissionsqualität, und Stoffliste. Abschlußbericht, BMBF-Verbundvorhaben, FKZ: 1490959; 1997

[27] Doedens, H.; Cuhls, C.; Mönkeberg, F.:

Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen. BMBF-Statusseminar, Uni Potsdam, 17.-19. März 1998

[28] Doedens, H.; Cuhls, C.

Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung –Parameter, Meßtechnik und Bewertung (1999). Vortrag bei 11. Kassler Abfallforum „Biologische Abfallbehandlung“, Kassel, 20.-22.04.1999 und veröff. In: Bio- und Restabfallbehandlung III (1999), in der Reihe „Abfallwirtschaft-Neues aus Forschung und Praxis“, Baeza-Verlag, Witzenhausen.

[29] Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TA-Siedlungsabfall), 14.05.1993 .

[30] Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG) (Hrsg.):

Jahresbericht der Dürener Deponiegesellschaft mbH 1996, Hürtgenwald 1996.

[31] Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG):

persönliche Mitteilung, Düren, Dezember 1997.

[32] Erhardt, S.; Wolf, A.:

Automatisierung von Sortierprozessen in der Abfallwirtschaft, in: Abfallwirtschaftsjournal 10 (1997), S. 33 - 41.

[33] Fertig, J.; Niese, G.:

Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidproduktion und Abbau der organischen Substanz während der Rotte von Hausmüll, in: Forum Städte-Hygiene 37 (1986), Sonderheft 2, S. 83 - 88.

[34] Freding, Th. B.:

MBRA - Horm im Kreis Düren. Ablagerung des Output über 2005 hinaus?, in: Planung von mechanisch-biologischen-Restabfallbehandlungsanlagen (MBA), Betriebserfahrungen, Risiken. (VDI-Seminar), Düsseldorf 1998.

[35] Fricke, K.:

Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung. Vortrag im Rahmen der dritten Tagung des BMBF - Verbundvorhabens, Potsdam 1996.

[36] Fricke, K.; et al.:

Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, in: Abfallwirtschaftsjournal 5 (1997), S. 25 - 26.

[37] Fricke, K.; Wallmann, R.; Doedens, H.; Cuhls, C.:

Abluftemissionen bei der mechanisch - biologischen Restabfallbehandlung. In: Bio- und Restabfallbehandlung, K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.), Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, 1997

[38] Fricke, K.; et al.:

Massenbilanz, Stabilität der organischen Substanz und Qualität des Eluats - Untersuchung am Beispiel Quarzbichl, in: Biologische Abfallbehandlung, hrsg. v. K. J. Thomé-Kozmiensky, Berlin 1995, S. 568 - 607.

[39] Friedl, C.:

Small is beautiful, in: VDI - Nachrichten 40 (06.09.1996).

[40] Fritsch, K.:

Das neue Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht. München 1996.

[41] Fritz, P.; Schingnitz, M.:

Thermische Restabfallbehandlung nach dem NOELL - Konversionsverfahren, in: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61, Bielefeld 1995, S. 101 - 119.

[42] Glathe, H.; Farkasdi, G.:

Morphologie der Rotteorganismen, in: Müll-Handbuch, hrsg. v. G. Hösel, W. Schenkel, H. Schnurer, Kennzahl 5020, Lieferung 7/65, Berlin 1985.

[43] Hangen, H.O. (Hrsg.):

Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung - eine Alternative zur Müllverbrennung? (= Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 31), Düren 1995.

[44] Haschemi, H.:

Die Rolle der Homogenisierung infolge der Zerkleinerung der Abfälle zur Optimierung des Rotteprozesses, in: Forum Städte-Hygiene 44 (1993), S. 28 - 32.

[45] Hirschheydt, A. v.; Hämmerli, H.:

Über den Zusammenhang zwischen Temperaturentwicklung und Wasser-verlust während der ersten Rottephase in der Müllkompostierung, in: Wasser & Boden 2 (1978), S. 31 - 32.

[46] Hoffmann, T.:

Entwicklung eines Verfahrens zur Messung luftgetragener biogener Kohlenwasserstoffe und seine Anwendung zur Untersuchung von Emission und Abbau von Terpenen in Waldbeständen. Dissertation am Fachbereich Chemie der Universität Dortmund 1992

[47] Jager, J.; et al.:

Emissionen aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential, in: Müll und Abfall 6 (1997), S. 333 - 341.

[48] Kalla, C.:

Erfahrung mit der gemeinsamen Behandlung von Klärschlämmen und Restabfällen am Beispiel der MBRA Horm. Vortrag im Rahmen des VDI-Seminars: Klärschammentsorgung - Verwertung / Behandlung / Entsorgung, Düsseldorf 1997.

[49] Koch / Sutco (Hrsg.):

Mechanisch-biologische Restmüllbehandlungsanlage (MBRA) Horm. Technische Dokumentation, o.O. 1995.

[50] Krogmann, U.:

Kompostierung. Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioab-fällen unterschiedlicher Zusammensetzung (= Hamburger Berichte, Bd.7), Bonn 1994.

[51] Kuchling, H.:

Taschenbuch der Physik, Thun und Frankfurt/Main 1991[13].

[52] Lahl, U.:

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) - ein Status-quo-Bericht, in: Handbuch zum Seminar "Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren - thermisch / mechanisch-biologisch", Mannheim 1996.

[53] Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.):

Handbuch Abfall. Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen - Methodenvergleich -, Karlsruhe 1994.

[54] Marb, C.; et al.:

Vergleichende Untersuchungen zur Kompostierung von Bioabfällen in Reaktoren und auf Mieten: Emissionen, Qualität und Schadstoffe, in: Müll und Abfall 10 (1997), S. 609 - 620.

[55] Mergler, R.; Eschenburg, J.; Nindelt, G.:

Thermische Abfallbehandlung in der zirkulierenden Wirbelschicht, in: Abfallwirtschaftsjournal 3 (1997), S. 32 – 33.

[56] Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW:

Ökologische Abfallwirtschaft in NRW. Bericht zur restriktiven Bedarfsprüfung für die Siedlungsabfallentsorgung, Düsseldorf 1996.

[57] Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA):

Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen (-PN 2/78 K-), Berlin 1983.

[58] N.N.:

Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin 1977.

[59] N.N.

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz mit Verordnungen (Abfallverbringungsrecht TA-Abfall, TA-Siedlungsabfall), München 1997[3].

[60] N.N.:

Studien zum Bedarf an MVA in Deutschland haben Konjunktur, in: Entsorga Magazin 16 (1997), S. 9.

[61] N.N.:

Abfalljahresberichte 1995 und 1996 der Dürener Deponiegesellschaft, Horm

[62] Nienhaus, U.:

Kontrolle des Deponieverhaltens, in: Entsorgungspraxis 10 (1997), S. 20 - 24.

[63] Öko-Institut e.V.:

Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung für die Stadt Münster. Untersuchung im Auftrag der Stadt Münster, Darmstadt 1999

[64] Reimann, D.O.:

Verwertungsmöglichkeiten von Müllverbrennungsschlacke, in: Müll und Abfall 9 (1992), S. 609 - 737.

[65] Roos, H.J.; Buer, Th.:

Abfallpotentiale zur Verwertung in thermischen Prozessen. Unveröffentlicht, Firma. Trienekens, Viersen 1997.

[66] Rubarth, W.:

Handsortierung in der Abfallwirtschaft - zeitgerecht oder antiquiert ?, in: Aufbereitungs-Technik 38 (1997), S. 461 - 462.

[67] Ruchay, D.:

Ziele des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und Schnittstellen zu anderen relevanten Gesetzen, in: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61, Bielefeld 1995, S. 9 - 36.

[68] Schauz, E. K.:

Rotteoptimierung durch Belüftung, in: Abfallwirtschaftsjournal 7 (1995), S. 387 - 391.

[69] Schlegel, H. G.:

Allgemeine Mikrobiologie, Stuttgart 1992.

[70] Schnitzler, H.:

Grundlagen der Stoff- und Energiebilanzierung, Braunschweig 1991.

[71] Schröter, W.; Lautenschläger, K.-H.; Bibrack, H.:

Taschenbuch der Chemie, Thun und Frankfurt/ M. 1994[16].

[72] Schulze, J.; Hassan, A.:

Methoden der Material- und Energiebilanzierung bei der Projektierung von Chemieanlagen, Weinheim 1981.

[73] Schwing E.; Jager J.:

Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen, Vergleich mit anderen Forschungsaktivitäten, in: 48.Darmstädter Seminar Abfalltechnik, Eigenverlag des Instituts WAR der TH Darmstadt, Darmstadt 1996

[74] Sievers, U.; Nitz, W.:

MBA-Pilotprojekt des Landkreises Ravensburg. Technische Erprobung der Vergärung von Haushaltsabfällen, in: Müll und Abfall 11 (1997), S. 692 - 700.

[75] Soyez, K.; Völker, D.:

Status und Ziele des BMBF – Verbundvorhabens zur mechanisch-biolo-gischen Vorbehandlung von Restabfall, in: Biologische Abfallbehandlung, Bd. III, hrsg. v. K. Wiemer und M. Kern, Witzenhausen 1996.

[76] Statistisches Bundesamt (Hrsg.):

Statistisches Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland 1996, Stuttgart 1996.

[77] Tabarasan, O.:

Thermische Behandlung bei sich verändernden Abfallströmen, (= Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Tagungsband 10), Münster 1997.

[78] Thomé-Kozmiensky, K. J.:

Biologische Abfallbehandlung, Berlin 1995.

[79] Thomé-Kozmiensky, K. J.:

Kompostierung von Abfällen, Berlin 1985.

[80] U.T.G. Umwelttechnikgesellschaft GmbH (Hrsg.):

Mechanisch-biologische Restmüllaufbereitung, Mönchengladbach 1997.

[81] Wallmann, R.:

Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. Heft 38 des ANS, Mettmann 1999

[82] Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.):

Biologische Abfallbehandlung III - Kompostierung - Anaerobentechnik - Mechanisch-biologische Abfallbehandlung - Klärschlammverwertung, Witzenhausen 1996.

[83] Wiemer, K.; et al.:

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren. Abfall-Wirtschaft, Neues aus Forschung und Praxis, Witzenhausen 1995

[84] Wiesmann, U.:

e-mail vom 25.10.99 an C. CUHLS, Uni Hannover 1999

[85] Zachäus, D.:

Grundlagen des aeroben Stoffwechsels, in: Biologische Abfallbehandlung, hrsg. v. K. J. Thomé-Kozmiensky, Berlin 1995, S. 215 - 353.

A 8. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil A

A 8.1. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Verfahrensfließbild der MBRA Horm 6

Abb. 2: Fließbild zur Zusammensetzung des Restabfalls nach [22] 8

Abb. 3: Über die LKW-Waage protokollierte Eingangsmassen in die MBRA nach ASN (1997), insgesamt:123.696t 11

Abb. 4: Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall (1997) 11

Abb. 5.: Teilbereiche des Stoffstrommanagements für Abfälle aus Haushalten [8] 12

Abb. 6: Darstellung der saisonalen Schwankungen des Restabfalls [8] 18

Abb. 7: Zusammensetzung der Stoffströme in der MBRA Horm im Herbst 1995 19

Abb. 8: Zusammensetzung der Stoffströme in der MBRA Horm im Frühjahr 1997 20

Abb. 9: Sperr- und Gewerbemüllerfassung der MBRA Horm 1. Erfassung im Oktober 1995, 2. Erfassung im Dezember 1996 21

Abb. 10: Grundmodell der Bilanzierung 22

Abb. 11: Feststoffmassenströme, MBRA Horm 1997 24

Abb. 12: Klassieranalyse Frühjahr 1997 28

Abb. 13: Gesamtergebnis der Sortieranalyse, Frühjahr 1997 32

Abb. 14.1: Klassieranalyse, Herbst 1995 35

Abb. 14.2: Gesamtdarstellung der Sortieranalyse, Herbst 1995 35

Abb. 15:	Feststoffmassenstöme, MBRA Horm 1997	37
Abb. 16:	In der MBRA Horm aussortierte Wert-, Schad- und Störstoffe 1997	39
Abb. 17:	Übersicht über das Luftführungssystem der biologischen Verfahrensstufe	46
Abb. 18:	Mollier –h, x- Diagramm	51
Abb. 19:	Zu- und abgeführte Luftmassenströme in der Vorrotte	57
Abb. 20:	Zu- und abgeführte Luftmassenströme in der Desodorierung	59
Abb. 21:	Zu- und abgeführte Luftmassenströme über den Luftwäscher	59
Abb.22:	Funktionsübersicht des airTox Gas-Meßsystems	66
Abb. 23:	Systemschnitt durch einen Tunnelreaktor	70
Abb. 24:	Zu- und abgeführte Massenströme an Kohlendioxid in der Vorrotte	76
Abb. 25:	Zu- und abgeführte Massenströme an Kohlendioxid in der Desodorierung	78
Abb. 26:	Wassermassenströme	87
Abb. 27:	Zu- und abgeführte Wassermassenströme in der Vorrotte	96
Abb. 28:	Zu- und abgeführte Wassermassenströme in der Desodorierung	98
Abb. 29:	Zu- und abgeführte Wassermassenströme über den Luftwäscher	98
Abb. 30:	Massenverteilung 1997, anhand der berechneten Massenströme	104
Abb. 31:	Verfahrensablauf der Mechanisch-Biologischen Restmüllbehandlungsanlage Horm/Kreis Düren	109
Abb. 32:	Massenfluß und Zusammensetzung der Stoffströme bei der Klassierung des Hausrestmülls durch das 180 mm Trommelsieb	119
Abb. 33:	Massenfluß und Zusammensetzung der Stoffströme bei der Klassierung des Sperr- und Gewerbemülls durch das 350 mm Trommelsieb	122

Abb. 34:	Arbeitsweise eines Überbandmagnetscheiders	126
Abb. 35:	Arbeitsweise des Trommelmagnetscheiders	128
Abb. 36:	Schematische Darstellung des Einwellenwalzenbrechers	143
Abb. 37:	Abluftemissionen von Gesamtkohlenstoff aus MBA (FID-Messungen nach VDI 3481, Bl. 3 [28]	151
Bild 38:	Emissionsfrachten Gesamtkohlenstoff (C) ohne Methan (= NMVOC) aus MBA bezogen auf den Originalabfall [28]	152
Abb. 39:	FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 04.02.1999	153
Abb. 40:	Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 04.02.1999	153
Abb. 41:	FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 05.02.1999	154
Abb. 42:	Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 05.02.1999	154
Abb. 43:	FID-Messung (Halbstundenmittelwerte) vom 04. 03. und 05.03.1999	155
Abb. 44:	Wirkungsgrad Gesamt-C des Biofilters am 05.03.1999	155
Abb. 45:	Volumenströme am 04.02. und 05.02.1999	159
Abb. 46:	Volumenströme am 05.03.1999	159
Abb. 47:	Quecksilberemissionen aus MBA, Konzentrationen und Massenströme	171
Abb. 48:	Quecksilberfrachten aus MBA in mg/Mg FS	172
Abb. 49:	Cadmiumemissionen aus MBA [2, 3, 4]	175
Abb. 50:	Schwermetallemissionen aus MBA [2, 3, 4]	176
Abb. 51:	PCDD/F-Emissionen aus verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen [16]	183
Abb. 52:	Entwicklung der Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Rottedauer (Miete 1 und Mite 2)	188

Abb 53: Entwicklung des TOC im Eluat in Abhängigkeit von der Rottedauer (Miete 1 und Miete 2) 188

Abb. 54: Entwicklung der Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte) 189

Abb. 55: Entwicklung der Faulgasbildung in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte) 189

Abb. 56: Entwicklung des TOC im Eluat in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte) 190

Abb. 57: Entwicklung des TOC in Abhängigkeit von der Rottedauer (optimierte Rotte) 190

Abb. 58: Entwicklung des Glühverlustes in Abhängigkeit von der Rottedauer 191

A 8.2. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Angelieferte Abfallmenge zur Deponie Horm 1996/1997 [30] 9

Tabelle 2: Abfallpotential aus Haushalten (Beispiele) in [kg/(E*a)] [8] 14

Tabelle 3: Herkunft der im Untersuchungszeitraum eingesammelten Abfälle in Stadt und Kreis Düren 17

Tabelle 4: Massenanteile bezogen auf die jeweilige Korngrößenklasse 26

Tabelle 5: Massenanteile bezogen auf die jeweilige Korngrößenklasse (< 24 mm) 27

Tabelle 6: Glühverlust und TOC im Feststoff des In- und Outputs der Vorrotte 41

Tabelle 7: Massenströme der trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luft, Vorrotte 56

Tabelle 8: Massenströme der trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luft, Desodorierung 58

Tabelle 9: Gaskonzentrationen in der Zu- und Abluft der Vorrotte 68

Tabelle 10: Gaskonzentrationen im Reaktor 523 68

Tabelle 11:	Gaskonzentrationen im Reaktor 524	69
Tabelle 12:	Gaskonzentrationen in der Zu- und Abluft der Desodorierung	72
Tabelle 13:	Gaskonzentrationen vor und nach dem Luftwäscher	72
Tabelle 14:	Berechnung der Massenströme CO_2, Bilanzraum: Vorrotte	76
Tabelle 15:	Berechnung der Massenströme CO_2, Bilanzraum: Desodorierung	77
Tabelle 16:	Berechnung der Massenströme CO_2, vor und nach dem Luftwäscher	77
Tabelle 17:	Gaskonzentrationen in der Hallenluft	79
Tabelle 18:	Wassergehalt einzelner Abfallgruppen in Prozent, [50]	89
Tabelle 19:	Berechnung des Wassergehaltes (WG) und der Trockensubstanz (TS) für den Input Homogenisierung	90
Tabelle 20:	Auswirkung der abzuführenden Störstoffe auf die Feststoffzusammensetzung (WG), (TS)	91
Tabelle 21:	Trockensubstanz (TS) und Wassergehalt (WG) der In- und Outputproben 1997	93
Tabelle 22:	Berechnete Wassermassenströme in [kg/h]	95
Tabelle 23:	Über das Jahr abgeführte Gesamtmasse, Vorrotte	101
Tabelle 24:	Über das Jahr abgeführte Gesamtmasse, Desodorierung	101
Tabelle 25:	Verfahrensstufen der mechanischen Aufbereitung	113
Tabelle 26:	Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Trommelsieb der Hausmüllinie	117
Tabelle 27:	Zusammensetzung der Fraktionen von Unter- und Überlauf des Trommelsiebes der Hausmüllinie	118
Tabelle 28:	Verteilung der Massen einzelner Fraktionen des Inputmaterials in Über- und Unterlauf des Trommelsiebes der Hausmüllinie	120

Tabelle 29: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Trommelsiebes der Sperr- u. Gewerbemüllinie 121

Tabelle 30: Zusammensetzung der Fraktionen von Unter- uud Überlauf des Trommelsiebes der Sperr- und Gewerbemüllinie 123

Tabelle 31: Verteilung der Massen einzelner Fraktionen des Inputmaterials in Über- und Unterlauf des Trommelsiebes der Sperr- und Gewerbemüllinie 124

Tabelle 32: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung der Magnetscheider der Hausmüllinie 132

Tabelle 33: Zusammensetzung der Schrottfraktion I (Sortierprobe 45 kg) 132

Tabelle 34: Zusammensetzung der Schrottfraktion II (Sortierprobe 39 kg) 134

Tabelle 35: Ergebnisse des Versuchs zur Aufreinigung der Schrottfrakion II 135

Tabelle 36: Ergebnisse der Versuche zur Optimierung des Magnetabscheiders der Sperr- und Gewerbemüllinie 139

Tabelle 37: Zusammensetzung der Schrottfraktion III (Sortierprobe 42 kg) 140

Tabelle 38: Massenströme Gesamtkohlenstoff (C) ohne Methan (=NMVOC) aus MBA bezogen auf den Originalabfall [28] 152

Tabelle 39: Konzentrationen von Methan aus der Messung vom 05.02.1999 156

Tabelle 40: Konzentrationen von Methan aus der Messung vom 05.03.1999 156

Tabelle 41: Umgebungswerte von Methan zum Vergleich (Probenahme am Zufahrtstor der Deponie) 157

Tabelle 42: Konzentrationen von CO_2 aus der Messung vom 05.02.1999 157

Tabelle 43: Konzentrationen von CO_2 aus der Messung vom 05.03.1999 157

Tabelle 44: Umgebungswert Kohlendioxid zum Vergleich (Probenahme am Zufahrtstor der Deponie) 158

Tabelle 45: Min. und max. Emissionsmassenströme im Reingas 159

Tabelle 46: Temperaturen 160

Tabelle 47: Emissionen an Gasmotoren, Deponie Horm DDG (Messungen des TÜV-Rheinland, 1996) 163

Tabelle 48: Sonderuntersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der MBRA Horm am 14.01.1999 [16] 164

Tabelle 49: Quecksilberemissionen der MBRA Horm 172

Tabelle 50: Quecksilberfrachten aus österreichischen MBA [2, 3, 4] 173

Tabelle 51: Emissionsdaten von 12 Schwermetallen nach 17. BImSchV sowie Selen 175

Tabelle 52: Unterschiedliche Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (TE) 177

Tabelle 53: PCDD/F-Emissionen im Reingas der RABA Bassum im Vergleich zur Pilotanlage Münster (nur mechanische Aufbereitung, Reingas nach Biofilter) [63] 179

Tabelle 54: PCDD/F-Emissionen im Rohgas der MBA Siggerwiesen, separat die Abluft aus den Rottetrommeln und die Mietenabluft [2] 181

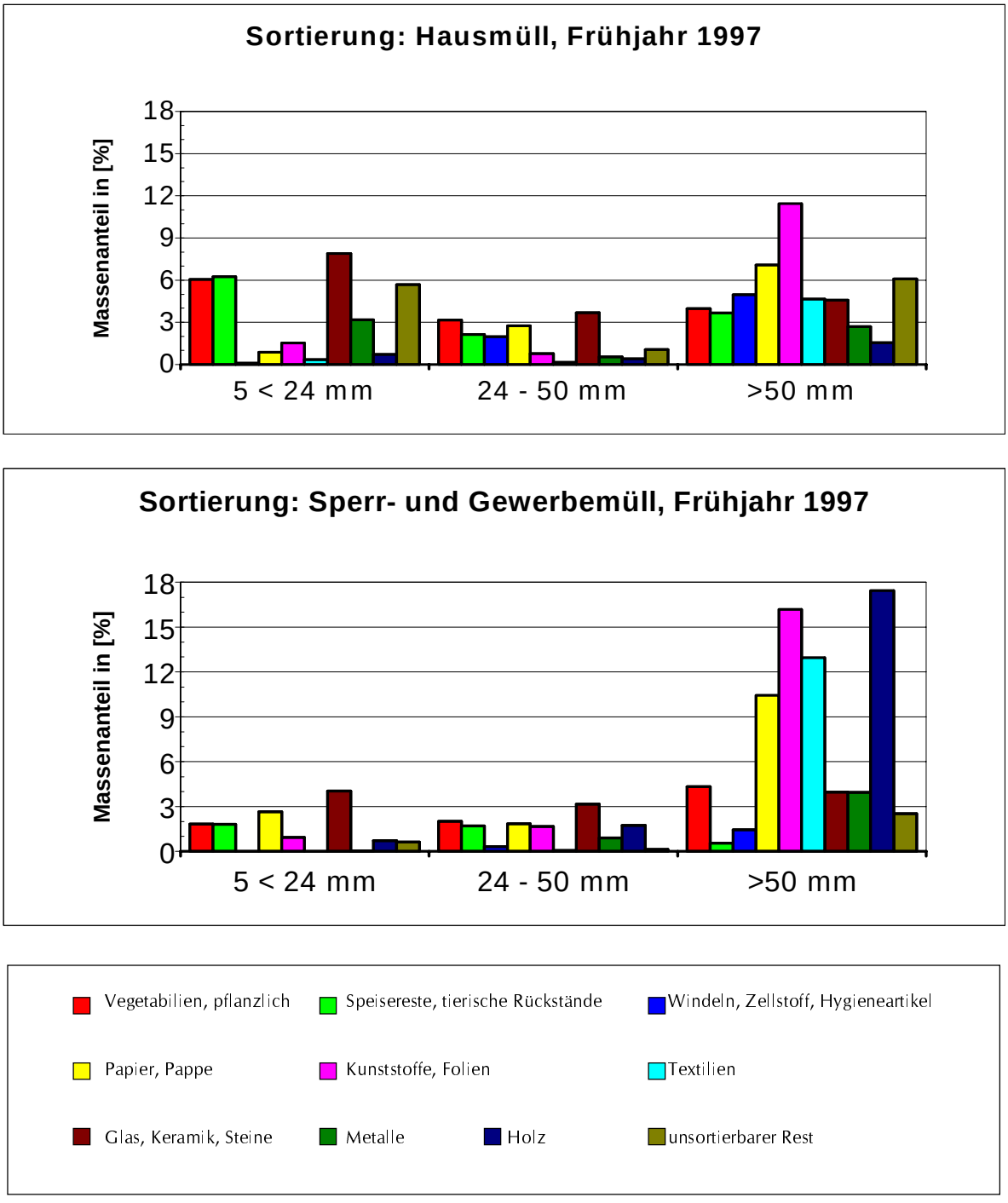
Tabelle 55: Merkmale unterschiedlicher Gasemissionen aus Anlagen zur Erzeugung von Trockenstabilat am Beispiel von Hausmüllchargen aus dem Lahn-Dill-Kreis [83] 182

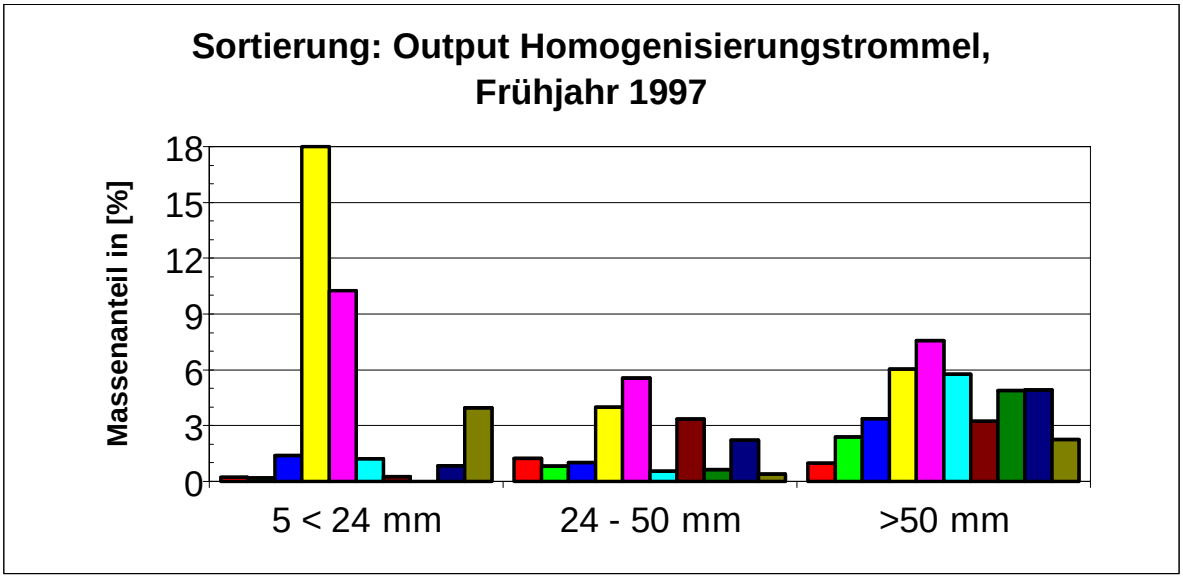
Tabelle 56: Verlängerte Nachrotte 1997 (Miete 1) 187

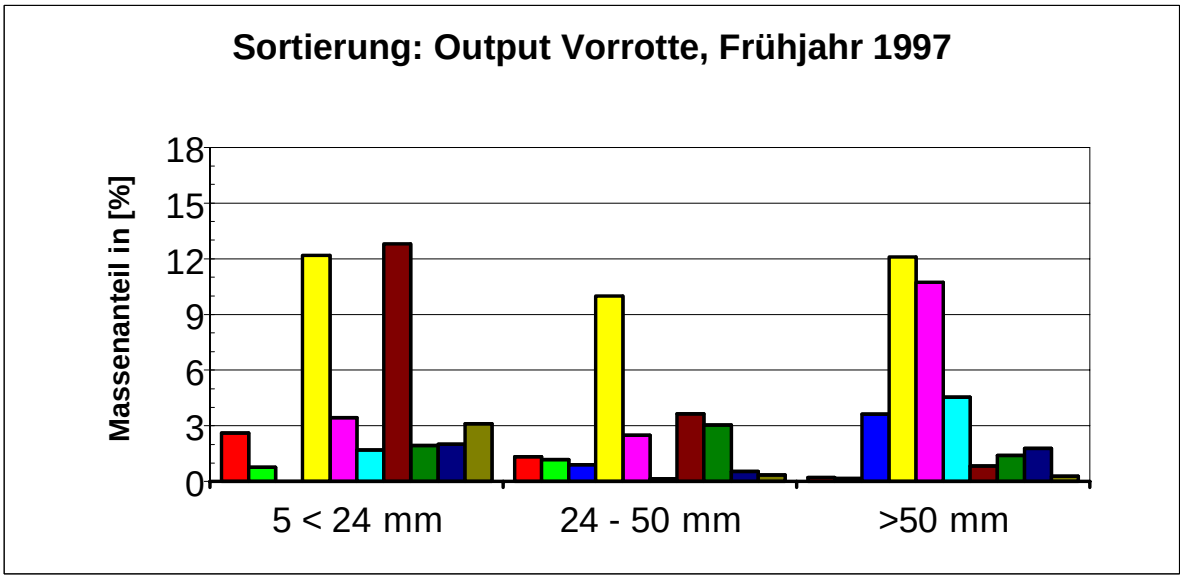
Tabelle 57: Verlängerte Nachrotte 1997 (Miete 2) 187

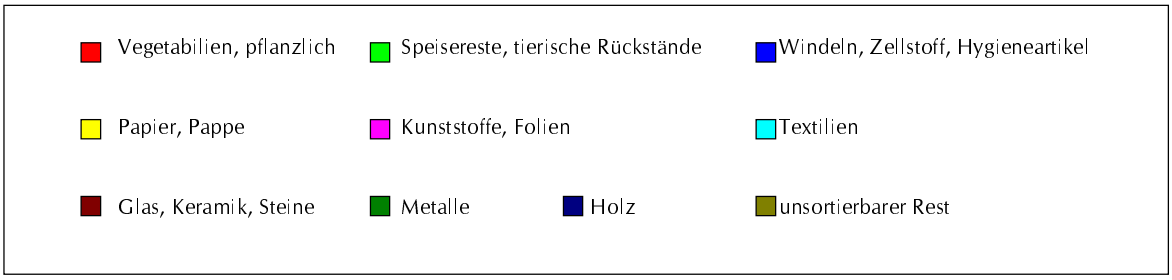
A 9. Anhang Teil A

Anhang I



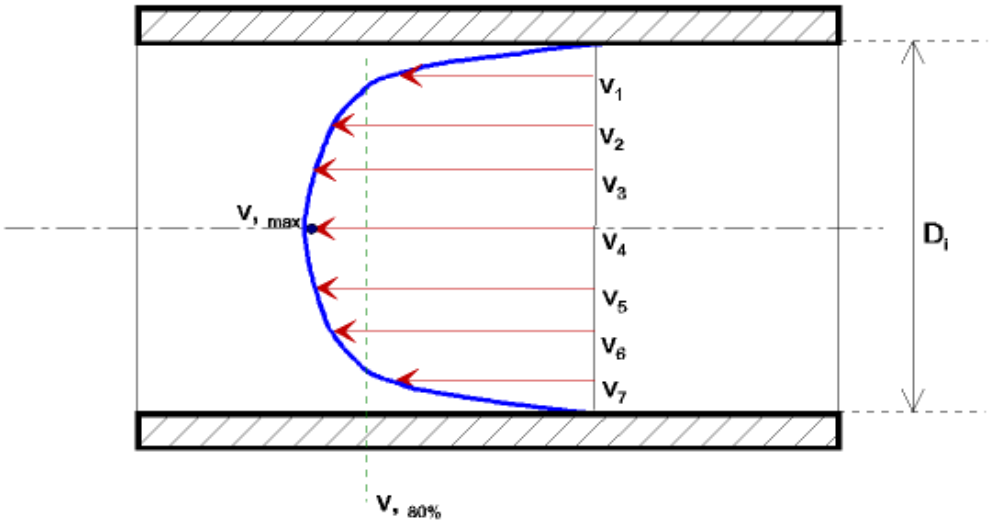

Sortierung: Output Homogenisierungstrommel, Frühjahr 1997
Massenanteil in [%]
18
15
12
9
6
3
0
5 < 24 mm
24 - 50 mm
>50 mm


Sortierung: Output Vorrotte, Frühjahr 1997
Massenanteil in [%]
18
15
12
9
6
3
0
5 < 24 mm
24 - 50 mm
>50 mm


Vegetabilien, pflanzlich
Speisereste, tierische Rückstände
Windeln, Zellstoff, Hygieneartikel
Papier, Pappe
Kunststoffe, Folien
Textilien
Glas, Keramik, Steine
Metalle
Holz
unsortierbarer Rest

Anhang II

Strömungsprofil und mittlere Strömungsgeschwindigkeit:



Beispiel: Zuluft Tunnelreaktor 524, Rohrdurchmesser 400 mm * 8 mm

Strömungsgeschwindigkeit:

v_1 = 6,2 m/s
v_2 = 10,2 m/s
v_3 = 12,0 m/s
v_4 = 12,4 m/s → $v_{,max}$ = 12,4 m/s
v_5 = 11,6 m/s
v_6 = 11,2 m/s
v_7 = 7,0 m/s

weitere Parameter:

Lufttemperatur im Rohr: 12°C
kinematische Viskosität (ν): 146,06 * 10^{-7} m²/s

$$\bar{v} = \frac{\sum_{i=1}^{n} v_i}{n} = \frac{(6{,}2 + 10{,}2 + 12{,}0 + 12{,}4 + 11{,}6 + 11{,}2 + 7{,}0)\ \text{m/s}}{7}$$

$\bar{v}$ = 10,08 m/s = **10 m/s**

$v_{,80\%} = v_{,max} * 80\% = 12{,}4\ \text{m/s} * 0{,}8 = 9{,}92\ \text{m/s} =$ **10 m/s**

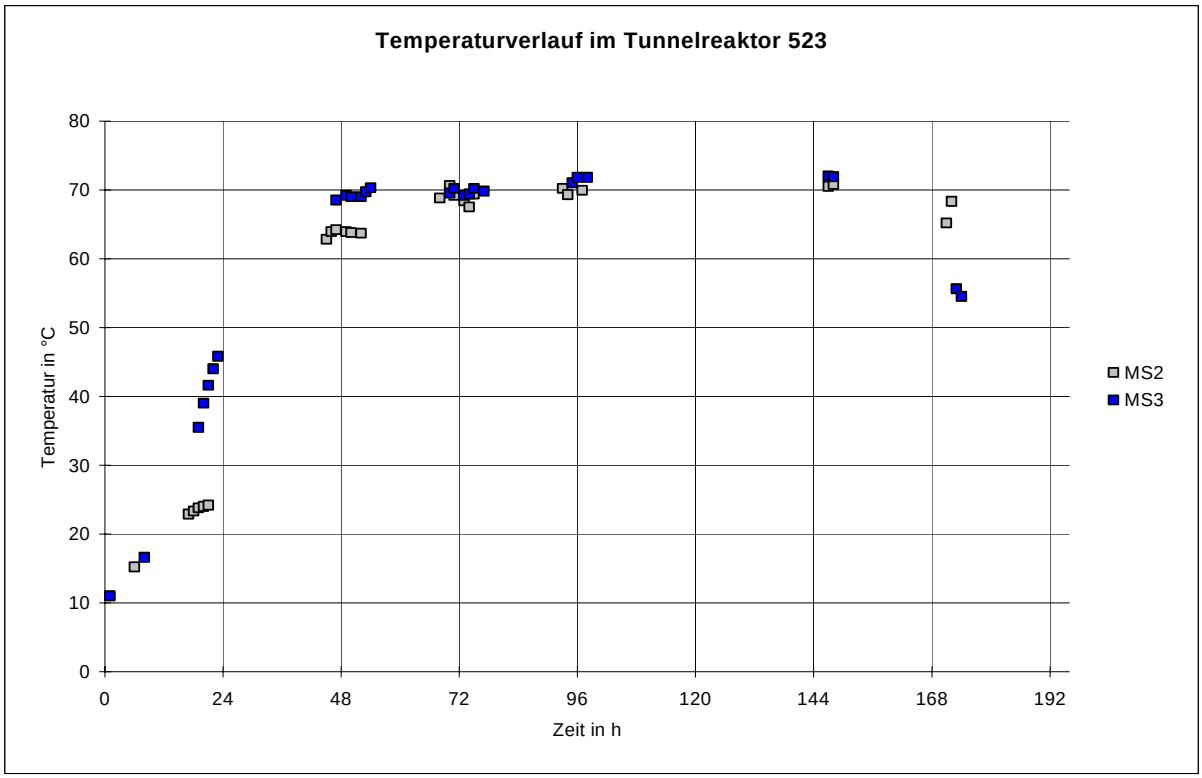
Strömungsprofil:
Für Reynolds-Zahl (Re) > 2320, folgt turbulente Strömung

$$Re = \frac{v * D_i}{\nu} = \frac{10\ \text{m/s} * 0{,}384\ \text{m}}{146{,}06 * 10^{-7}\ \text{m}^2/\text{s}} = 262.900$$

262.900 > 2320 → turbulente Strömung

Das Strömungsprofil entspricht an allen weiteren Meßstellen ebenfalls einer turbulenten Strömung !

Anhang III


Temperaturverlauf im Tunnelreaktor 523
Temperatur in °C
Zeit in h
0
10
20
30
40
50
60
70
80
0
24
48
72
96
120
144
168
192
MS2
MS3

Anhang IV

1. Exemplarische Berechnung zur Bestimmung des trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luftmassenstroms über das Mollier -h, x- Diagramm.

2. Berechnung des feuchten Luftmassenstroms ($m_{L,f}$), nach Gleichung 10.

3. Berechnung der im feuchten Luftmassenstrom mitgeführten Wassermasse (m_W), nach Gleichung 15.

Beispiel: Zuluft Desodorierung, Meßstelle: F

zu 1. Exemplarische Berechnung zur Bestimmung des trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luftmassenstroms über das Mollier -h, x- Diagramm.

- Berechnung des Volumenstroms; V:

Rohrdurchmesser: 560 mm · 8 mm

Rohrquerschnittsfläche; A: 0,232 m^2

Strömungsgeschwindigkeit im Rohr; $v_{,80\%}$: 8 m/s

$$V_1 = A \cdot v = 0{,}232\ m^2 \cdot 8\frac{m}{s} \cdot 3.600\frac{s}{h} = 6.682 \approx 7.000\frac{m^3}{h}$$

mit V_1 = Volumenstrom für Desodorierungstrommel 1

Für beide Desodorierungstrommeln gilt:

$v_1 = v_2$; $A_1 = A_2 \Rightarrow V_1 = V_2$

$$V = V_1 + V_2 = \mathbf{14.000\frac{m^3}{h}}$$

- Berechnung des trockenen (m_L) und feuchten ($m_{L,f}$) Luftmassenstroms:

  Temperatur des trockenen Thermometers; ϑ_{tr}: 9 °C

  Temperatur des feuchten Thermometers; ϑ_f: 5 °C

  Gesamtdruck; p_0: 1 bar

- Anwendung des Mollier -h, x- Diagramms (s. folgende Seite):

  Aus dem Diagramm abgelesene Parameter:

  $$x = 3{,}8 \frac{\text{g } H_2O}{\text{kg tr. Luft}}$$

  p_D = 6,1 mbar = 610 Pa

  p_S = 11,4 mbar = 1.140 Pa

  φ = 53 %; bzw. $\varphi = \frac{p_D}{p_S} = \frac{610\,Pa}{1.140\,Pa} = 0{,}53 = 53\,\%$

  $$V_{1+x} = 0{,}815 \frac{m^3}{\text{kg tr. Luft}}$$

- Massenstrom der trockenen Luft (m_L):

  $$m_L = \frac{V}{V_{1+x}} = \frac{14.000 \frac{m^3}{h}}{0{,}815 \frac{m^3}{\text{kgtr.Luft}}} = \mathbf{17.178} \frac{\mathbf{\text{kg tr. Luft}}}{\mathbf{h}}$$

- Massenstrom der feuchten Luft ($m_{L,f}$):

$$m_{L,f} = m_L \cdot (1+x)$$

$$m_{L,f} = \frac{V}{V_{1+x}} \cdot (1+x) = \frac{14.000 \frac{m^3}{h}}{0{,}815 \frac{m^3}{kg\,tr.\,Luft}} \cdot \left(1 + 0{,}0038 \frac{kg\,H_2O}{kg\,tr.\,Luft}\right)$$

$$m_{L,f} = 17.178 \frac{kg\,tr.\,Luft}{h} + 65 \frac{kg\,H_2O}{h} = \mathbf{17.243 \frac{kg\,f.\,Luft}{h}}$$

Die im feuchten Luftmassenstrom mitgeführte Wassermasse beträgt:

$$m_W = \mathbf{65 \frac{kg\,H_2O}{h}}$$

Die trockenen Luftmassenströme werden auf ± 100 kg/h gerundet. Die angegebenen Wassermassenströme ergeben sich aus der jeweiligen Differenz der errechneten feuchten und trockenen Luftmassenströme. Sie sind auf ± 5 kg/h gerundet.

zu 2. Berechnung des feuchten Luftmassenstroms ($m_{L,f}$) nach Gleichung 10

$$m_{L,f} = V \cdot \rho_{L,f}$$

- Berechnung der feuchten Luftdichte; ($\rho_{L,f}$):

$$\rho_{L,f} = \rho_L \cdot \left(1 - 0{,}378 \cdot \frac{p_D}{p_0}\right)$$

Partialdruck des Wasserdampfes in der feuchten Luft; p_D:

$$p_D = p_{DS} - C \cdot \frac{p_0}{101.325} \cdot (\vartheta_{tr} - \vartheta_f)$$

mit:

p_D	=	872 Pa	ϑ_{tr}	=	9 °C
C	=	66,89 1/°C	ϑ_f	=	5 °C

p_0 = 1 bar = 10^5 Pa

$$p_D = 872\,Pa - 66{,}89\,\frac{1}{°C}\cdot\frac{100.000\,Pa}{101.325\,Pa}\cdot(9°C - 5°C) = 608\,Pa$$

Dichte der trockenen Luft; (ρ_L):

$$\rho_L = \frac{p_0}{R_L \cdot T_0} = \frac{100.000\,Pa}{287\,\frac{J}{kg\cdot K}\cdot(273+9)K} = 1{,}236\,\frac{kg}{m^3}$$

Damit berechnet sich die Dichte der feuchten Luft wie folgt:

$$\rho_{L,f} = 1{,}236\,\frac{kg}{m^3}\cdot\left(1 - 0{,}378\cdot\frac{609\,Pa}{100.000\,Pa}\right) = \mathbf{1{,}233\,\frac{kg}{m^3}}$$

Massenstrom der feuchten Luft nach Gleichung 12:

$$\dot{m}_{L,f} = 14.000\,\frac{m^3}{h}\cdot 1{,}233\,\frac{kg}{m^3} = \mathbf{17.262\,\frac{kg\ f.\ Luft}{h}}$$

Die Differenz des feuchten Luftmassenstroms nach Gleichung 10 bzw. des Mollier - Diagramms beträgt 19 kg f. Luft/h. Das entspricht einer Abweichung < 1 % und kann vernachlässigt werden.

zu 3. Berechnung der im feuchten Luftmassenstrom mitgeführten Wassermasse (m_W) nach Gleichung 15:

$$m_W = V \cdot f$$

mit:

f = $\varphi \cdot f_{max}$

φ = 53 %

f_{max} = 8,83 g/m^3

$$m_W = \frac{14.000\,\frac{m^3}{h} \cdot 0{,}53 \cdot 8{,}83\,\frac{g}{m^3}}{1.000\,\frac{g}{kg}} = \mathbf{65}\,\frac{\mathbf{kg\ H_2O}}{\mathbf{h}}$$

Die Wassermasse, die über das Mollier-Diagramm bzw. über die Gleichung 10 berechnet worden ist, stimmt mit der berechneten Wassermasse aus Gleichung 15 überein.

Wie oben dargestellt ist es mit dem Mollier-Diagramm möglich den trockenen und den feuchten Luftmassenstrom gleichzeitig auszurechnen. Die Differenz dieser Massenströme ergibt die im feuchten Luftmassenstrom enthaltene Wassermasse.

		$V = A \cdot v_{,80\%}$			Temp. 2)		Mollier						
		D	$V_{,80\%}$	V 1)	ϑ_{tr}	ϑ_f	x	p_D	p_S	φ	V_{1+x}	m_L	$m_{L,f}$
Meßstelle		[mm]	[m/s]	[m^3/h]	[°C]	[°C]	[g H_2O/kg tr. Luft]	[Pa]	[Pa]	[%]	[m^3/kg tr. Luft]	[kg tr. Luft/h]	[kg f. Luft/h]
Zuluft v. Bypass	**A**	900 · 15	9 - 10	20.000	9	5	3,8	610	1.140	53	0,815	24.540	24.633
Bypass	**B**	500 · 8	7 - 8	5.000	28	28	24,2	3.370	3.370	100	0,897	5.572	5.707
Reaktorzuluft	**C**	900 · 15	11 - 12	25.000	12	10	6,8	1.090	1.140	77	0,827	30.230	30.436
Abluft Vorrotte	**D**	900 · 15	9 - 10	21.000	28	28	24,2	3.370	3.370	100	0,897	23.401	23.967
Abluft Vorrotte n. Bypass	**E**	1000 · 15	6 - 7	16.000	28	28	24,2	3.370	3.370	100	0,897	17.829	18.260
Zuluft Desodorierung	**F**	560 · 15	8 - 9	2 × 7.000	9	5	3,8	610	1.140	53	0,815	17.178	17.243
Abluft Desodorierung	**G**	800 · 12	12 - 13	21.000	20	18	12,3	1.960	2.230	83	0,858	24.476	24.777
Vor Luftwäscher	**y**	1.200 · 18	-	**3)** 37.000	26	24	18,2	2.850	3.360	85	0,884	41.855	42.617
Nach Luftwäscher	**H**	1.200 · 18	9 - 10	37.000	26	26	21,4	3.360	3.360	100	0,888	41.667	42.559

1) mittlere Volumenstrom, ermittelt aus den einzelnen Meßreihen

2) mittlere Temperatur, ermittelt aus den einzelnen Meßreihen

3) Volumenstrom ergibt sich aus der Addition der Meßstellen: E, G

Anhang V

Berechnung des Massenstroms an Kohlendioxid:

Betrachtet wird der trockene Luftmassenstrom (m_L) am Beispiel der Abluft aus der Vorrotte. Die am Meßstutzen austretende Gasmischung besteht hauptsächlich aus den Komponenten Sauerstoff (O_2), Stickstoff (N_2) und Kohlendioxid (CO_2).

Volumenanteile der Gasmischung:

- O_2 20,4 Vol.-%
- N_2 79,0 Vol.-%
- CO_2 0,6 Vol.-%

Annahme: Das Luft - Dampf - Gemisch verhält sich näherungsweise wie ein ideales Gas. Ferner wird vorausgesetzt, daß die Gase der Mischungnicht miteinander reagieren.

$$p \cdot V = n \cdot R \cdot T$$

Der Volumenanteil des Kohlerndioxids und des Sauerstoffs wurden mit dem airTox Gas-Meßsystem ermittelt (vgl. Kap. 4.3.2). Der Gehalt an Luftstickstoff ist aus [71] entnommen worden.

Mit den im folgenden aufgeführten Daten werden die Massenströme für das o.g. Beispiel anhand der Gleichungen [17] und [18] aus Kap. 4.3.2 berechnet. Neben dem Massenstrom an CO_2 werden auch die Massenströme an O_2 und N_2 ermittelt. Die Summe aus den einzelnen Massenströmen ergibt letztlich wieder den Gesamtmassenstrom der trockenen Luft (m_L).

Weitere zur Berechnung notwendige Parameter:

m_L	= 23.400	kg/h	$M(O_2)$	= 32	kg/kmol
ρ_L	= 1,158	kg/m³	$M(N_2)$	= 28	kg/kmol
p	= 10^5	Pa	$M(CO_2)$	= 44	kg/kmol
ϑ	= 28	°C	R_m	= 8.314	J/kmol · K

Massenstrom, $m(O_2)$:

- Molenstrom, $n(O_2)$

$$n_{O_2} = \frac{10^5\ \text{Pa} \cdot 23.400 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \cdot 0,204}{8.314 \frac{\text{J}}{\text{kmol} \cdot \text{K}} \cdot 301\,\text{K} \cdot 1,158 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}} = 164,73 \frac{\text{kmol}}{\text{h}}$$

- Massenstrom, $m(O_2)$

$$m_{O_2} = 164,73 \frac{\text{kmol}}{\text{h}} \cdot 44 \frac{\text{kg}}{\text{kmol}} = \mathbf{5.271 \frac{kg}{h}}$$

Massenstrom, $m(N_2)$:

- Molenstrom, $n(O_2)$

$$n_{N_2} = \frac{10^5\ \text{Pa} \cdot 23.400 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \cdot 0,79}{8.314 \frac{\text{J}}{\text{kmol} \cdot \text{K}} \cdot 301\,\text{K} \cdot 1,158 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}} = 4637,91 \frac{\text{kmol}}{\text{h}}$$

- Massenstrom, $m(O_2)$

$$m_{N_2} = 637,91 \frac{\text{kmol}}{\text{h}} \cdot 44 \frac{\text{kg}}{\text{kmol}} = \mathbf{17.861 \frac{kg}{h}}$$

Massenstrom, m(CO_2):

- Molenstrom, n(O_2)

$$n_{CO_2} = \frac{10^5\ \text{Pa} \cdot 23.400\,\frac{\text{kg}}{\text{h}} \cdot 0{,}006}{8.314\,\frac{\text{J}}{\text{kmol}\cdot\text{K}} \cdot 301\,\text{K} \cdot 1{,}158\,\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}} = 4{,}8\,\frac{\text{kmol}}{\text{h}}$$

- Massenstrom, m(O_2)

$$m_{CO_2} = 4{,}8\,\frac{\text{kmol}}{\text{h}} \cdot 44\,\frac{\text{kg}}{\text{kmol}} = \mathbf{213}\,\frac{\mathbf{kg}}{\mathbf{h}}$$

Gesamtmassenstrom (m_L):

$$m_L = m_{O_2} + m_{N_2} + m_{CO_2} = 5.271\,\frac{\text{kg}}{\text{h}} + 17.861\,\frac{\text{kg}}{\text{h}} + 213\,\frac{\text{kg}}{\text{h}} = \mathbf{23.345}\,\frac{\mathbf{kg}}{\mathbf{h}}$$

Die Differenz zum eingesetzten Massenstrom von 23.400 kg/h beträgt 55 kg/h. Das entspricht einer Abweichung < 1 % und wird vernachlässigt.

Anhang VI

Überschlägige Berechnung zur Bestimmung der notwendigen Masse an Bariumhydroxid ($BaCO_3$).

Annahme: Volumenanteil an CO_2 in der Luft; c(CO_2): 1 Vol.-%

Volumenstrom im Meßschlauch; V: 5 m^3/h

Versuchsdauer; t: 10 min

1. Berechnung des Volumenstroms an Kohlendioxid; V(CO_2):

$$V_{CO_2} = V \cdot c(CO_2)$$

$$V_{CO_2} = \frac{5\,\frac{m^3}{h}}{60\,\frac{min}{h}} \cdot 10\ min \cdot \frac{1\ Vol.\text{-}\%}{100\ \%} \cdot 1000\,\frac{l}{m^3} = 8{,}33\,\frac{l_{CO_2}}{in\ 10\ min}$$

2. Molenstrom Kohlendioxid; n(CO_2):

$$n_{CO_2\ 10min} = \frac{V_{CO_2\ 10min}}{22{,}414} = \frac{8{,}33\,\frac{l_{CO_2}}{10\ min}}{22{,}414\,\frac{l}{mol}} = 0{,}372\,\frac{mol\ CO_2}{10\ min}$$

3. Berechnung der für den Versuch notwendigen Masse an $Ba(OH)_2$;

mit:

$$\mathbf{Ba(OH)_2 + CO_2 \rightarrow BaCO_3 + H_2O}$$

Aus der Reaktionsgleichung folgt, daß für 1 Mol $BaCO_3$ 1 Mol $Ba(OH)_2$ erforderlich ist. Das Molzahlverhältnis von $Ba(OH)_2$ zu CO_2 ist ebenfalls 1:1, so daß die notwendige Molzahl $Ba(OH)_2$ mit dem des CO_2 übereinstimmt. Über die Molzahl $Ba(OH)_2$ läßt sich nun mit dem Molekulargewicht von $Ba(OH)_2$ die erforderliche Masse errechnen.

$$m_{Ba(OH)_2} = n_{Ba(OH)_2} \cdot M_{Ba(OH)_2} = 0{,}372\ \text{mol} \cdot 197{,}35 \frac{\text{g}}{\text{mol}} = \mathbf{117\ g}$$

Der CO_2-Gehalt in der Abluft an der Meßstelle y ist in der Regel mit 0,4 Vol.-% gemessen worden (airTox), so daß für die Versuche jeweils 100 g $Ba(OH)_2$ verwendet worden sind. Diese Masse ist im Hinblick auf einen erwarteten CO_2-Gehalt von 0,4 Vol.-% überdimensioniert. Der Überschuß gewährleistet eine Sicherheit, damit ein $Ba(OH)_2$-Mangel während der Versuchsdauer ausgeschlossen werden kann.

Anhang VII

Berechnung des Massenstroms an Kohlendioxid anhand einer Bariumcarbonatfällung ($BaCO_3$):

Versuchszeit	t	10	min
Volumenstrom im Meßschlauch	V	3	m³/h
Gesamtvolumenstrom im Abluftrohr	$V_{,ges}$	37.000	m³/h
Temperatur der Luft im Meßschlauch	ϑ	26	°C
Masse an Bariumcarbonat	$m_{BaCO_3} = f(t)$	2,11	g
Molekulargewicht von Kohlendioxid	M_{CO_2}	44	g/mol
Molekulargewicht von Bariumcarbonat	M_{BaCO_3}	197,35	g/mol

Masse an CO_2 in Abhängigkeit der Versuchsbedingungen; (t, V):

$$m_{CO_2\ 10\ min} = m_{BaCO_3} \cdot \frac{M_{CO_2}}{M_{BaCO_3}}$$

$$m_{CO_2\ 10\ min} = 2{,}11 \frac{g}{10\ min} \cdot \frac{44 \frac{g}{mol}}{197{,}35 \frac{g}{mol}} = 0{,}47 \frac{g}{10\ min}\ ;$$

Massenstrom CO_2 bezogen auf den Gesamtvolumenstrom; ($V_{,ges}$):

$$m_{CO_2} = m_{CO_2\ 10\ min} \cdot \frac{V_{,ges}}{V}\ ;\ [kg\ CO_2/h]$$

$$m_{CO_2} = \frac{0{,}47 \frac{g}{10min}}{10min \cdot 1000 \frac{g}{kg}} \cdot 60 \frac{min}{h} \cdot 10 \frac{37.000 \frac{m^3}{h}}{3 \frac{m^3}{h}} = 34.8 \approx \mathbf{35} \frac{\mathbf{kg\ CO_2}}{\mathbf{h}}$$

B Teil B

B 1. Inhaltsverzeichnis Teil B

B 2. Grenzen und Möglichkeiten der biologischen Behandlungsstufe 3

B 2.1. Grundlagen des Rotteprozesses 3

B 2.1.1. Mikrobiologische Grundlagen 3
B 2.1.2. Zeitlicher Verlauf der Rotte 6
B 2.1.3. Physikalische und chemische Einflüsse auf die Rotte 9
B 2.1.3.1 Sauerstoffangebot 10
B 2.1.3.2 Wassergehalt 11
B 2.1.3.3 Zusammenhang Luftporenvolumen/Wassergehalt 12
B 2.1.3.4 Temperatur 13
B 2.1.3.5 C/N-Verhältnis 14
B 2.1.3.6 pH-Wert 15
B 2.1.3.7 Zusammensetzung des Materials 16

B 2.2. Derzeitige Verfahren biologischer Restmüllbehandlung 17

B 2.2.1. Biologische Vorbehandlungskonzepte 17
B 2.2.2. Rottesysteme 19
B 2.2.2.1 Statische und quasistatische Systeme 19
B 2.2.2.2 Dynamische Systeme 19
B 2.2.3. Biologische Behandlung in der MBRA Horm 19

B 3. Optimierung der Rotte 20

B 3.1. Auswahl der Optimierungsversuche 20

B 3.2. Chemische und physikalische Analytik 21

B 3.2.1. Probenahme 22
B 3.2.2. Probenvorbereitung 22
B 3.2.3. Temperatur 23
B 3.2.4. CO_2 23
B 3.2.5. Feuchtigkeitsgehalt 24
B 3.2.6. pH-Wert 24
B 3.2.7. Glühverlust 24
B 3.2.8. Rottegrad 24
B 3.2.9. TOC 25
B 3.2.10. Nährstoffe 26

B 3.3. Beschreibung der Versuchsdurchführungen 27

B 3.3.1. Vorversuche 27
B 3.3.1.1 Temperaturmessungen 27
B 3.3.1.2 CO_2-Messungen 29
B 3.3.2. Aufenthaltsdauer 32
B 3.3.3. Belüftung 33
B 3.3.4. Klärschlammzugabe 35
B 3.3.5. Feuchtigkeitsgehalt 36
B 3.3.6. Nährstoffzugabe 37
B 3.4. Ergebnisse 38
B 3.4.1. Vorversuche 38
B 3.4.1.1 Temperaturmessungen 38
B 3.4.1.2 CO_2-Messungen 43
B 3.4.2. Aufenthaltsdauer 44
B 3.4.3. Belüftung 50
B 3.4.4. Klärschlammzugabe 59
B 3.4.5. Bestimmung des Rottegrades 62
B 3.4.6. Feuchtigkeitsgehalt 63
B 3.4.7. Nährstoffzugabe 69
B 4. Zusammenfassung Teil B 74
B 5. Literatur Teil B 79
B 6. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil B 83
B 6.1. Abbildungsverzeichnis 83
B 6.2. Tabellenverzeichnis 84

B 2. Grenzen und Möglichkeiten der biologischen Behandlungsstufe

B 2.1. Grundlagen des Rotteprozesses

B 2.1.1. Mikrobiologische Grundlagen

Zur Mikroorganismengruppe, die organische Substanz abbauen gehören Bakterien, Aktinomyzeten, Hefen, Schimmelpilze und Protozoen. Eine erste Einteilung der Mikroorganismen erfolgt durch die Unterscheidung in prokaryontische und eukaryontische Zellen. Zu den Prokaryonten zählen die Bakterien und Aktinomyzeten, zu den Eukaryonten entsprechend die Hefen, Schimmelpilze und Protozoen. Das wichtigste Unterscheidungsmerkmal zwischen Prokaryonten und Eukaryonten ist der Zellaufbau.

- Prokaryonten

Die Prokaryonten sind die Organismen mit dem einfachsten Zellaufbau. Sie besitzen keinen Zellkern, d.h. die DNA mit den Erbinformationen der Zelle liegt nur als einfacher, zu einem Ring geschlossenen Strang, frei im Zellinneren vor. Das Cytoplasma, das Zellinnere, ist nicht strukturiert, die Zellen haben keine Zellorganellen, die bestimmte Reaktionen des Stoffwechsels voneinander trennen. So laufen die Stoffwechselreaktionen nebeneinander im Cytoplasma oder an der Cytoplasmamembran ab. Die Prokaryonten vermehren sich hauptsächlich nur durch Zellteilung, auch wenn ein Austausch von DNA zwischen zwei Zellen möglich ist. Die Prokaryonten sind auch gleichzeitig die kleinsten Zellen. Ihre Größe bewegt sich zwischen 1 – 10 μm.

- Eukaryonten

Die Eukaryonten dagegen besitzen einen Zellkern, bei dem die DNA von einer Membran umgeben ist. Innerhalb dieser Membran liegt die DNA als Chromosomen vor. Aus eukaryontischen Zellen sind auch alle mehrzelligen Lebewesen und die höheren

Lebensformen, wie Pflanzen und Tiere, aufgebaut. Die eukaryontische Zelle ist deutlich größer als die prokaryontische. Ihre Größe liegt zwischen 10 – 50 µm.

Im Laufe des Rotteprozesses kommt es durch die Abbauleistung der Mikroorganismen zu einer starken Temperaturentwicklung bei der Temperaturen bis über 70 °C erreicht werden können. Dies führt zu einer starken Selektion der Mikroorganismen, die letztendlich zu hitzeresistenten Arten führt. Während der Erwärmungsphase werden aus diesem Grund die Hefen, Aktinomyzeten, Pilze und Protozoen absterben, so daß für den Abbau in der Heißrottephase hauptsächlich Bakterien verantwortlich sind, die bei diesen hohen Temperaturen leben. Zur Unterscheidung werden die Mikroorganismen ihren Temperaturtoleranzbereichen entsprechend eingeteilt (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Temperaturtoleranzbereiche von Mikroorganismen (in °C) [47]

	Minimum	Optimum	Maximum
Psychrophil	0-10	15-20	25-30
Mesophil	10-15	25-35	35-45
Thermophil	25-45	50-55	75-80

- Bakterien

Die Bakterien sind die Mikroorganismengruppe der Prokaryonten. Das Auffälligste an der Erscheinungsform dieser Einzeller ist ihre geringe Größe und der relativ einfache Aufbau der Zelle. Sie zeichnen sich durch eine große Artenvielfalt aus und insbesondere durch die Fähigkeit sich auch auf extreme Lebensbedingungen zu spezialisieren. Es gibt Arten, die unter lebensfeindlichen Bedingungen wie Temperaturen bis über 100 °C oder in sauerstofffreier Atmosphäre leben. Weiterhin bemerkenswert ist ihre stoffwechselphysiologische Flexibilität. Bakterien sind in der Lage durch Induzierung von Enzymen viele verschiedene Substrate zu verwerten und können dadurch auf veränderte Substratzusammensetzungen direkt reagieren.

Bakterien kommen überall vor, in der Luft, im Wasser und im Boden. Bedingt durch ihr geringes Gewicht werden sie von der Luftströmung mitgetragen und weit verbreitet. Die Folge ist eine fast gleiche Artenverteilung auf der ganzen Welt.

Während der Heißrottephase des Rotteprozesses sind, bedingt durch die hohen Temperaturen, ausschließlich thermophile Mikroorganismen an der Zersetzung der organischen Materie beteiligt. Thermophile Pilze sterben schon bei Temperaturen über 60 °C ab, während der Temperaturbereich der thermophilen Bakterien bis 70 °C reicht. Aus diesem Grund sind hauptsächlich die Bakterienarten Bacillus subtilis und B. stearothermophilus am Abbau während der Heißrottephase beteiligt. Ein weiterer Grund für das Dominieren der Bacillusarten ist ihre physiologische Flexibilität, die sie befähigt, viele unterschiedliche Polysaccharide und Fette zu verwerten sowie einen Großteil der stickstoffhaltigen Metabolite rasch zu hydrolysieren.

Da in der ersten mesophilen Phase die leicht verwertbaren Stoffe wie organische Säuren oder Mono- und Oligosaccharide ebenfalls hauptsächlich von Bakterien abgebaut werden, liegt der Anteil der durch Bakterien geleisteten Zersetzung an der gesamten Abbauleistung bei 80 – 90 % [23, 38].

- Aktinomyceten

Actinomyceten sind ebenfalls Prokaryonten und gehören zu der Gruppe der Bakterien. Die besondere Stellung dieser Bodenbakterien liegt an ihrer Eigenschaft wie die Pilze myzelartig zu wachsen. Im Gegensatz zu den Pilzen vermehren sie sich jedoch nur durch die bei Bakterien übliche ungeschlechtliche einfache Zweiteilung der Zelle.

Die Temperaturtoleranzgrenze der Aktinomyzeten liegt unterhalb der der Bakterien, so daß sie im Rotteprozeß hauptsächlich während der ersten mesophilen Phase und verstärkt nach der Heißrottephase auftreten.

Die Streptomyces, als häufigste Gattung der Aktinomyceten, sind maßgeblich an der Zersetzung von Cellulose, Chitin und anderen schwer abbaubaren Stoffen beteiligt und bilden damit eine für die Rotte wichtige Mikroorganismengruppe. Gleichzeitig sind sie für den Geruch, der frischem Boden entströmt, verantwortlich. Als Geruchsstoff wurde von Streptomyces griseus das Öl Geosmin isoliert.

Die bevorzugten Milieubedingungen der Actinomyceten sind relativ trockenes Material (ca. 40 % Wassergehalt) mit neutralem bis schwach alkalischem pH-Wert. Darüber hinaus stellen sie größere Anforderungen an die Sauerstoffversorgung als die übrigen Bakterien, weshalb auf eine gleichmäßige Belüftung des Rottematerials geachtet werden muß.

Zur Ausbildung des Myzels sind sie auf ruhendes Material angewiesen, so daß Aktinomyceten in dynamischen Rottesystemen wie z.B. Rottetrommeln nicht wachsen können.

- Pilze

Als weitere wichtige Mikroorganismengruppe sind die Pilze am Rottevorgang beteiligt. Sie sind die einzigen Eukaryonten, die einen entscheidenden Beitrag zur Zersetzung des Rottematerials liefern.

Pilze lassen sich grob einteilen in Schimmelpilze und Hefen. Von wichtiger Bedeutung für die Rotte sind die myzelartig wachsenden Schimmelpilze, die unter aeroben Verhältnissen leben.

In der ersten mesophilen Phase treten gehäuft Mucor- und Penicilliumarten, insbesondere auch Geotrichum candidum auf. Letztgenannter Pilz kann bis zu 70 % der gesamten Pilzkeime während der mesophilen Phase ausmachen. Diese Pilze verwerten hauptsächlich die leichtverwertbaren Kohlenhydrate. Wenn in der Heißrottephase Temperaturen über 65 °C erreicht werden, sterben die Pilze ebenso wie die Aktinomyceten ab. Erst nach Absinken der Temperatur unter 60 °C treten wieder Schimmelpilze auf. In der zweiten mesophilen Phase der Rotte überwiegen Basidiomyzeten, die für die Zersetzung von schwer abbaubaren Stoffen, insbesondere Lignin, verantwortlich sind.

Auch die Pilze brauchen ruhendes Material um wachsen zu können, da sonst das Myzel zerstört wird. Sie bevorzugen Feuchtigkeitsgehalte um 40 % sowie einen leicht sauren pH-Wert. Für eine ausreichende Sauerstoffversorgung muß gesorgt werden.

B 2.1.2. Zeitlicher Verlauf der Rotte

Während des Rotteprozesses können hinsichtlich des Temperaturverlaufes drei Phasen unterschieden werden (s. Abb. 1). Unterschiede in der Materialbeschaffenheit können zu einer Verzögerung oder Beschleunigung des Abbaues führen, aber nicht zu einem anderen Verlauf.

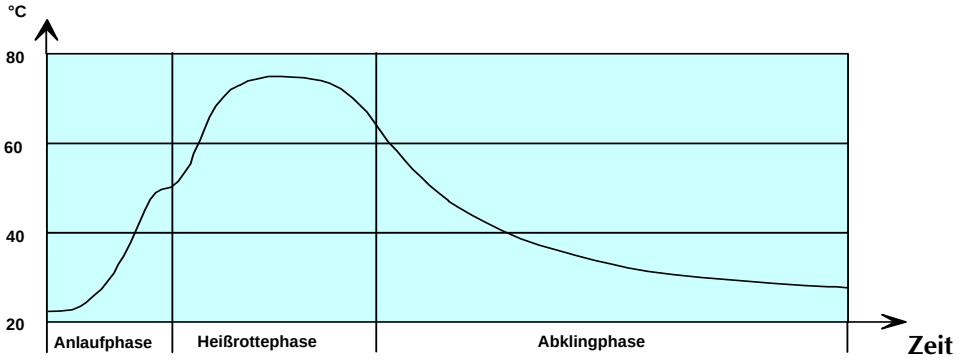


Abb. 1: Temperaturverlauf der Rotte über die Zeit

Zu Beginn steht die Anlaufphase. Erst nach dieser Phase wird sich die Temperatur im Rottematerial als Folge der einsetzenden intensiven Stoffwechselvorgänge erhöhen. Während der Anlaufphase passen sich die Mikroorganismen erst den veränderten Bedingungen an, so daß kaum Wachstum und entsprechend kaum Stoffwechselaktivität stattfindet.

Erfahrungsgemäß entstehen im Restmüll während der Sammlung und der Lagerung vor der Behandlung stellenweise anaerobe Verhältnisse. In der Homogenisierung werden die Milieuverhältnisse verändert und wegen der Durchmischung die Belüftung verbessert. Dadurch findet ein Artenwechsel von anaeroben zu aeroben Mikroorganismen statt. Bis zum Erreichen einer genügenden Keimzahl an aeroben Arten und dem einhergehenden Anstieg des Abbaues, der durch Temperaturerhöhung erkenntlich wird, können u. U. mehrere Stunden vergehen.

Im Verlauf des folgenden exponentiellen Anstiegs der Temperatur sterben die bis dahin noch vorhandenen psychrophilen Bakterien wie auch die Pilze, Aktinomyceten, Protozoen und andere Kleinlebewesen ab.

Bei einer Temperatur von ca. 45 °C kommt es zu einer Verzögerung im Anstieg der Wärmeentwicklung, welche gleichzeitig den Beginn der zweiten Phase, der Heißrottephase, markiert. Sie ist die Folge eines Populationswechsels der Mikroorganismen. Während bis zu diesem Zeitpunkt mesophile Arten vorherrschten, beginnt nun eine verstärkte Vermehrung der thermophilen Bakterien, die bei diesen Temperaturen langsam ihr Optimum erreichen. Durch die Abnahme der mesophilen Arten und die noch nicht zahlreich vorhandenen thermophilen Arten erfolgt eine Verringerung der Abbauleistungen, was die Abnahme des Temperaturanstieges verdeutlicht.

Sobald sich die neue Bakterienpopulation stärker vermehrt, ist auch wieder ein erhöhter Anstieg der Temperatur zu messen. Wenn der Temperaturanstieg nicht zu schnell war, sind einige Bakterienarten in der Lage Sporen zu bilden, die ohne größere Probleme Trockenheit und Hitze überdauern können. Im weiteren Verlauf der Rotte kann die Temperatur bis zu einem Maximum von ca. 70 °C steigen. Durch das Überschreiten der Toleranzgrenze kann es bei noch höheren Temperaturen zu einem Absterben der thermophilen Bakterien und damit zum Erliegen der Abbauvorgänge kommen. Aus diesem Grunde ist eine Erwärmung über 70 °C nicht wünschenswert.

Sowie die hitzeresistenten Bakterien das ihnen zugängliche Nährstoffangebot verwertet haben, kommt es zu einer Verringerung der biologischen Aktivität, welche sich durch eine Abnahme der Temperatur äußert. Dies ist auch der Beginn der dritten Phase, der Abklingphase.

Wenn die Temperatur unter 45 °C sinkt, treten auch wieder vermehrt mesophile Bakterien auf. Sie stammen zum einen aus durch die Belüftung eingetragenen Keimen und zum anderen aus den Sporen der ersten mesophilen Bakterienpopulation, die nun wieder geeignete Lebensbedingungen vorfinden und auskeimen. Ihnen dienen die Abbauprodukte und die nicht verwerteten Stoffe der hitzeresistenten Bakterien als Nahrungsquelle.

Je weiter die Temperatur sinkt werden die Bedingungen für Pilze und Aktinomyzeten günstiger, so daß im weiteren Verlauf der Rotte diese Mikroorganismen verstärkt auftreten. Sie sind in der Lage auch schwer abbaubare Stoffe zu verwerten. Dieser Abbau verlangt aber erheblich mehr Zeit als die Verwertung von leicht verwertbaren Stoffen. Die Abklingphase ist demnach auch die Phase, die am längsten dauert. Während die Anlaufphase nach zwölf bis vierundzwanzig Stunden in die Heißrottephase übergeht, welche nach mehreren Tagen meist beendet ist, dauert die Abklingphase acht bis zwölf Wochen.

Die Phasengrenze zwischen der Heißrotte und der Abklingphase ist häufig auch gleichzeitig die Grenze für die Vor- und Nachrotte. Durch eine verfahrenstechnische Regelung und Steuerung der Heißrottephase werden die für die Rotte günstigsten Bedingungen, wie z.B. die optimale Maximaltemperatur, geschaffen und erhalten, während in der Abklingphase hauptsächlich eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Rotte sichergestellt sein muß.

B 2.1.3. Physikalische und chemische Einflüsse auf die Rotte

Die wichtigsten Einflußgrößen für die aerobe Rotte bilden das Sauerstoffangebot und der Wassergehalt, aber auch die Temperaturverhältnisse, das C/N-Verhältnis als Parameter für die Nährstoffzusammensetzung, der pH-Wert und die Zusammensetzung des Rottematerials sind für den Rotteprozeß von großer Bedeutung.

Bei näherer Betrachtung ist das Rottematerial ein Dreiphasengemisch mit einem Feststoffvolumen, einem Wasservolumen und einem Gasvolumen. Das Wasser- und Gasvolumen als veränderliche Größen bilden das sog. Porenvolumen. Dieses ist abhängig von der Dichte des Rottematerials und der Korngrößenverteilung. Da Wasser und Luft zusammen nur ein begrenzter Raum zur Verfügung steht, stehen sie in gegenseitiger Konkurrenz (s. Abb. 2).

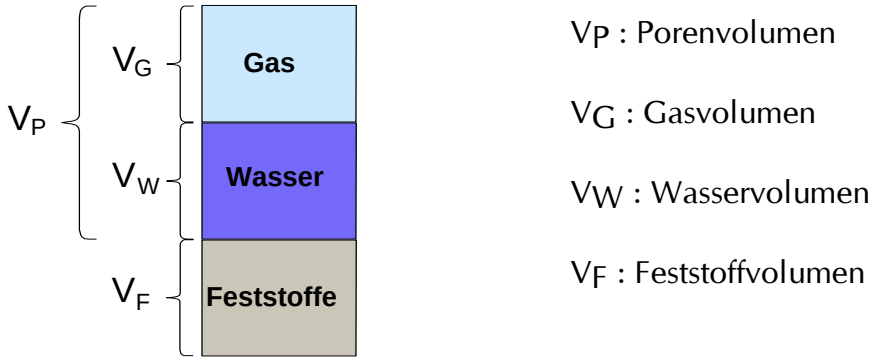


Abb. 2: Schematische Darstellung des Dreiphasensystems Rottegut [1]

Wie schon im vorhergehenden Kapitel erläutert, ist für die Nahrungsaufnahme der Mikroorganismen ein wässriges Milieu notwendig. Der Wassergehalt bestimmt direkt die Verfügbarkeit von Nährstoffen für die Mikroorganismen und damit die Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz während der Rotte. Optimal für die Verfügbarkeit der Nährstoffe und damit für den Abbau der organischen Substanz wäre daher ein flüssiges Medium.

Daneben ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung für die aerobe Rotte unerläßlich. Bei Sauerstoffmangel wird der Stoffwechsel stark eingeschränkt oder er führt sogar zum Absterben der aeroben Organismen. Für den aeroben Abbau wäre wiederum ein maximales Luftvolumen optimal.

Wie schon erwähnt, müssen sich Wasser und Luft das Porenvolumen miteinander teilen. Das bedeutet, daß bei einer Optimierung des Sauerstoffangebotes durch Vergrößerung des Luftvolumens der Wassergehalt sinkt. Demgegenüber verringert sich das Luftvolumen bei einer Erhöhung des Wassergehaltes. Für eine optimierte Rotte müssen daher Luft und Wasser im günstigsten Verhältnis zueinander stehen.

B 2.1.3.1 Sauerstoffangebot

Die Sauerstoffversorgung wird nicht nur von Wassergehalt und Temperatur, sondern auch durch die Schütthöhe und die Struktur des Rottematerials beeinflußt.

Durch das Eigengewicht einer hohen Aufschüttung kann das Rottematerial in den unteren Bereichen komprimiert werden, was zu einer Verringerung des Porenvolumens führt. Innerhalb des Laufwerkes entsteht in diesem Fall dadurch leicht eine ungleichmäßige Sauerstoffversorgung.

Bei der Struktur des Rottematerials ist die Größe der Einzelstoffe von entscheidender Bedeutung. Große Stücke verbessern die Stabilität des Haufwerkes, führen aber auch leicht zu Strömungskanälen. Kleinere Teilchen dagegen verringern das Gesamtvolumen, die Dichte erhöht sich und bei gleichem Wassergehalt reduziert sich das der Luft zur Verfügung stehende Volumen. Ein Effekt der Rotte ist, daß im Laufe der Zeit die Korngröße des Materials kleiner wird, d.h. daß sich das Luftporenvolumen ebenfalls verringert. Da aber auch gleichzeitig Wasser ausgetragen wird, können sich diese beiden Effekte gegenseitig aufheben.

Die Mikroorganismen nehmen den benötigten Sauerstoff aus dem sie umgebenden Wasser auf. Damit ist der Sauerstoffgehalt im Wasser eine entscheidende Größe für die Sauerstoffversorgung. Der Sauerstoffgehalt im Wasser ist abhängig vom Sauerstoffgehalt in der Luft, von der maximalen Löslichkeit und von der Menge im Wasser gelöster Stoffe. Wenn man frische Luft zur Belüftung benutzt, ist der Sauerstoffgehalt von 21 % auf jeden Fall ausreichend. Es können aber Probleme auftauchen, wenn man eine Rückführung der Abluft betreibt und damit Luft mit verringertem Sauerstoffgehalt als Zuluft gebraucht. Ab einem Sauerstoffgehalt von 10 % in der Zuluft muß mit einer Mangelversorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff gerechnet werden. Nach Bidlingmaier [1] ist in diesem Fall eine deutliche Abnahme der biologischen Aktivität festzustellen.

Durch hohe Konzentrationen von gelösten Stoffen wird die Aufnahmefähigkeit von Gasen im Wasser verringert. So wird nicht der theoretisch mögliche Sauerstoffsättigungswert erreicht. Die gleiche Wirkung hat die Temperatur, da die Sauerstoffsättigung temperaturabhängig ist. Bei steigender Temperatur nimmt die Sättigung ab, wobei die prozentuale Größenänderung im relevanten Temperaturbereich bis 70 °C beträchtlich ist (s. Tab. 2).

Tabelle 2: Sauerstoffsättigung von Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur

Wasser-Temperatur in °C	Sauerstoffsättigung	
	O_2 in mg/L	Bezogen auf Sättigung bei 20°C in %
10	10,9	124
20	8,8	100
30	7,5	85
40	6,6	75
50	5,7	65
60	4,5	51
70	2,0	23

B 2.1.3.2 Wassergehalt

Der Wassergehalt im Rottegut setzt sich zusammen aus dem Wassergehalt im Ausgangsmaterial und aus der eventuell zugeführten Wassermenge. Als optimale Werte gelten, abhängig vom Material, Gehalte zwischen 60 – 70 %. Über den zeitlichen Verlauf ändert sich die Menge des Wassers im Material. Ein Eintrag erfolgt durch die Bildung von Wasser durch die Mikroorganismen, wohingegen die Belüftung und die Temperatur eine Abnahme bewirken. Die Bildung von Wasser kann mengenmäßig gegenüber dem Austrag vernachlässigt werden. Da meist ein Vorwärmen der Zuluft nicht erfolgt, wird diese mit Raumtemperatur in das Rottematerial eingetragen. Im

Rottegut wird die Luft dann durch die vorherrschenden hohen Temperaturen erwärmt, wobei sich das Aufnahmevermögen an Wasserdampf erhöht. Die exponentielle Abhängigkeit des Wasserdampfgehaltes in der Luft von der Temperatur ist in Abb. 3 dargestellt. Insgesamt ist die ausgetragene Menge Wasser abhängig von der Temperatur, dem Volumenstrom der Belüftung und dem Wassergehalt in der Zuluft.

Der Effekt ist ein Austrocknen des Materials. Es besteht die Gefahr, daß das Material soweit austrocknet, das eine mikrobiologische Aktivität nicht mehr möglich ist. Dies ist der Fall bei Wassergehalten unter 25 – 30 %.

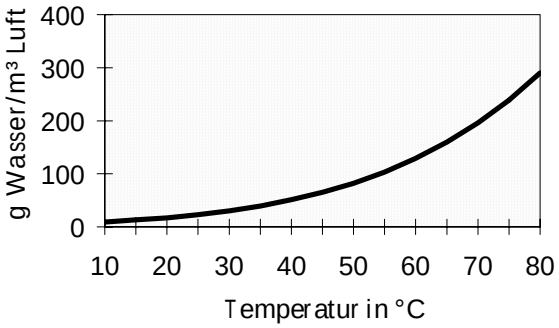


Abb. 3: Abhängigkeit des Wasserdampfgehaltes in der Luft von der Temperatur

B 2.1.3.3 Zusammenhang Luftporenvolumen/Wassergehalt

Da sich Luft und Wasser das freie Porenvolumen im Rottematerial teilen müssen, ist eine optimale Einstellung ihres Verhältnisses zueinander wichtig. Bei zu niedrigen, wie bei zu hohen Wassergehalten kommt der Rotteprozeß zum Erliegen. Durch zu hohe Wassergehalte wird das der Luft zur Verfügung stehende Porenvolumen so klein, daß eine ausreichende Versorgung der Mikroorganismen mit O_2 nicht mehr gewährleistet werden kann. Zu niedrige Wassergehalte verhindern eine ausreichende Lösung der Nährstoffe, so daß die vorhandenen gelösten Substrate nur eine geringe Populationsdichte zulassen, was wiederum zu einem geringeren Abbau führt.

Untersuchungen von mehreren Autoren ergaben als untere Grenze für den Wassergehalt 25 % und als Obergrenze 70 % [1, 14, 23]. Ihre Versuche, bei denen die Atmungsaktivität bei verschiedenen Wassergehalten gemessen wurden, ergaben ein

Optimum, d.h. den höchsten O_2-Verbrauch, bei Wassergehalten um 65 % mit einem entsprechendem Luftporenvolumen um 35 %.

Abb. 4 zeigt das Luftporenvolumen als Funktion des Wassergehaltes für verschiedene Materialien mit dem jeweils optimalen Wassergehalt. Die unterschiedlichen Zusammenhänge werden erklärt durch unterschiedliche Saugfähigkeiten der Materialien. Dabei haben Stoffe wie Rinde und Papier, die ein hohes Saugvermögen besitzen, gegenüber Stoffen mit niedrigerem oder gar ohne Saugvermögen bei gleichem Luftporenvolumen deutlich höhere Wassergehalte.

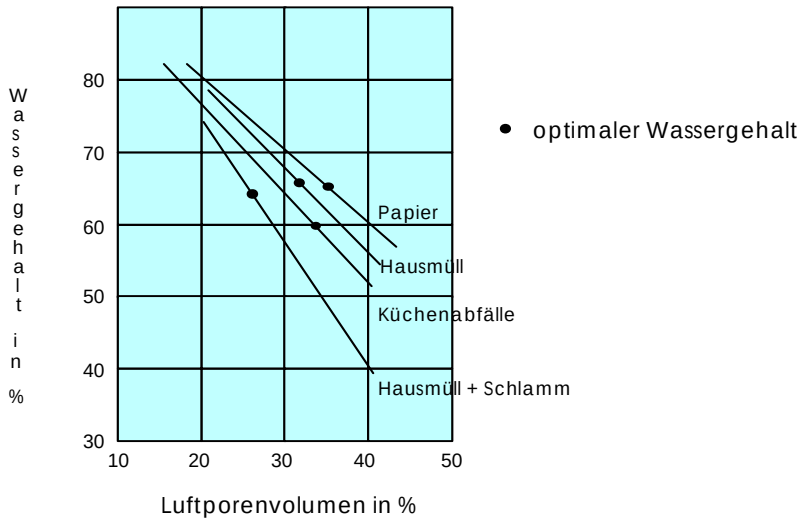


Abb. 4: Luftporenvolumen als Funktion des Wassergehaltes für verschiedene Materialien [1]

B 2.1.3.4 Temperatur

Die bei der Rotte auftretende Wärmeentwicklung entsteht durch ungenutzte Energie bei der biologischen Umsetzung der organischen Substanz. Bei dem Abbau von Glucose z.B. nutzt die Bakterienzelle ca. 40 % der freiwerdenden Energie, während 60 % ungenutzt als Wärme abgegeben werden.

Der starke Einfluß der Temperatur ist bei den vorhergenannten Parametern schon beschrieben geworden. Sie wirkt sich nicht nur negativ auf die Gasaufnahme des Wassers und damit auf das Sauerstoffangebot für die Mikroorganismen aus, sondern begünstigt auch den Wasseraustrag aus dem Rottegut. Zu hohe Temperaturen

schließlich töten die Bakterien ab. Damit wird deutlich, daß eine zu starke Wärmeentwicklung unerwünscht ist.

Aus der Reaktionskinetik ist bekannt, daß eine Temperaturerhöhung um zehn Grad zu einer Verdoppelung der Reaktionsgeschwindigkeit führt, welches für den Abbau der organischen Substanz eigentlich wünschenswert ist. Nachteilig wirkt sich jedoch aus, daß bei den maximalen Temperaturen von über 70 °C während der Rotte nur noch wenige Bakterienarten leben. Für einen effizienteren Abbau wäre eine Bakterienpopulation mit vielen verschiedenen Arten wünschenswert. Durch die Artenvielfalt werden viele verschiedene Substrate gleichzeitig abgebaut. Wegen der Spezialisierung der Bakterien werden, bei nur wenigen vorherrschenden Arten, die Nährstoffe nur nacheinander verwertet. Durch Versuche von verschiedenen Autoren wurde daraufhin eine optimale Rottetemperatur von ca. 55 °C ermittelt. Diese Temperatur ist als Richtwert zu sehen, da bei verschiedenen Rottematerialien unterschiedliche Höchstwerte auftreten können.

Während der Heißrottephase sollte also die Temperatur auf einen optimalen Wert geregelt werden. Dies läßt sich wirtschaftlich nur durch die Belüftung bewerkstelligen. Eine starke Belüftung bringt jedoch wieder den Nachteil eines erhöhten Feuchtigkeitsaustrags mit sich, weshalb abgewogen werden muß, welcher Faktor optimal eingestellt werden soll.

B 2.1.3.5 C/N-Verhältnis

Mikroorganismen bestehen, elementar gesehen, aus C, O, H, N, P, S, Ca, K, Mg und weiteren Spurenelementen. Die Proportionen zwischen den einzelnen Elementen sind bei allen Organismen nahezu konstant. Um einen optimalen Abbau zu gewährleisten, müssen diese Elemente in den gleichen Verhältnissen in Bezug auf den Kohlenstoff im Substrat vorhanden sein. Man kann davon ausgehen, daß immer eine ausreichende Menge an Spurenelementen und den meisten anderen Nährstoffen im Restmüll vorhanden ist. Zu beachten ist der Gehalt des Stickstoffes im Müll, da dieser, je nach Material, sehr stark schwanken kann. Dabei beeinflußt das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff in hohen Maßen die Aktivität der Mikroorganismen (s. Abb. 5), was bei nicht optimalen Verhältnissen zu einer längeren Rottezeit führt.

Für den Beginn der Rotte soll ein C/N-Verhältnis von 20 angestrebt werden [1, 14, 23].

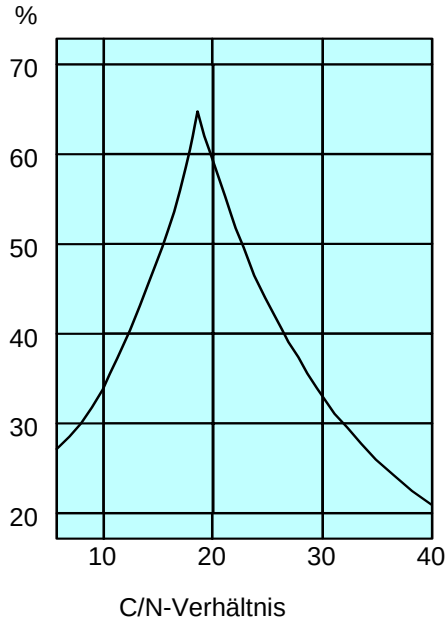


Abb. 5: Celluloseabbaurate (in %) in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis [1]

Eine entscheidende Rolle spielt gleichzeitig die Verfügbarkeit der Stoffe, denn ein im Labor ermitteltes optimales Verhältnis hat keinen Nutzen für die Mikroorganismen, wenn der Kohlenstoff und der Stickstoff in Form von Kunststoffen oder anderen Verbindungen gebunden ist, die von Mikroorganismen nicht verwertet werden können.

B 2.1.3.6 pH-Wert

Der pH-Wert zu Beginn der Rotte besitzt einen wesentlichen Einfluß auf die Rotteintensität. Bidlingmaier [1] zeigt in Untersuchungen den Zusammenhang zwischen dem pH-Wert des Inputmaterials und der Zeit, in der eine bestimmte Rottetemperatur erreicht wird (s. Abb. 6). Niedrige pH-Werte verzögern demnach die Selbsterhitzung, während bei basischen pH-Werten eine stärkere Temperaturentwicklung und damit verstärkte biologische Aktivität beobachtet werden kann.

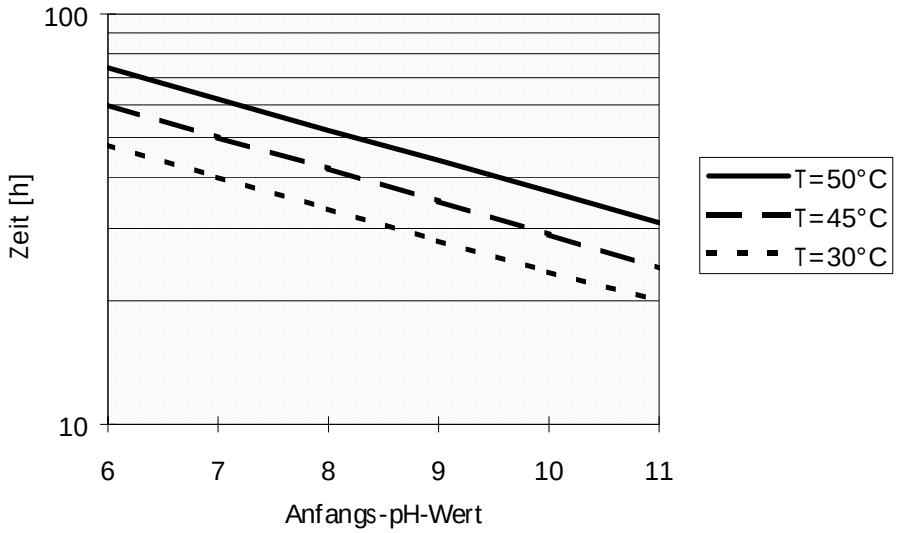


Abb. 6: Darstellung der Zeit, nach der eine bestimmte Rottetemperatur erreicht wurde, in Abhängigkeit vom Anfangs-pH-Wert [1]

B 2.1.3.7 Zusammensetzung des Materials

Im Kapitel über das Sauerstoffangebot wurde schon der Einfluß der Materialstruktur auf den Rotteprozeß erwähnt. Die Materialstruktur des Restmülls hängt unmittelbar mit seiner Zusammensetzung zusammen.

Der homogenisierte Restmüll in der MBRA Horm besteht aus Hausmüll, hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und Sperrmüll. Der Hauptteil der organischen Fraktion im Restmüll ist im Hausmüll und im hausmüllähnlichen Gewerbeabfall enthalten. Die Zugabe des zerkleinerten Sperrmülls ermöglicht eine hohe Schütthöhe in den Reaktoren ohne das sich Verdichtungen durch das Eigengewicht des Rottematerials ergeben.

Den größten störenden Faktor im Rottematerial stellt der Anteil an Folien dar, der zusammen mit anderen Kunststoffen ein Viertel der Gesamtmenge ausmacht. Sie gelangen durch Knäuelbildung auch als große Stücke in die Rottereaktoren. Dort können sie den Austausch von Wasser und insbesondere Luft behindern oder sogar ganz unterbinden.

Zu beachten ist auch, daß nur ca. 40 % tatsächlich verrottbares Material im homogenisierten Restmüll vorhanden ist. Die restlichen biologisch inerten 60 % trennen das verrottbare Material voneinander. Durch die längeren Transportwege wird der Aus-

tausch an Stoffen zusätzlich erschwert, was sich ebenfalls negativ auf den Rotteprozeß auswirkt.

Eine detaillierte und vollständige Beschreibung der Eigenschaften und Zusammensetzung des Restmülls bzw. des Rottematerials findet sich im Teil A 3 des Abschlußberichtes.

B 2.2. Derzeitige Verfahren biologischer Restmüllbehandlung

B 2.2.1. Biologische Vorbehandlungskonzepte

Da in der TA Siedlungsabfall (TA Si) keine Verfahren zur Restmüllbehandlung verbindlich vorgeschrieben werden, kommen unterschiedliche Behandlungskonzepte zum Einsatz. Im Folgenden sollen nun die verschiedenen Methoden zur mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung kurz vorgestellt werden.

- Rottedeponie

Das Verfahren der Rottedeponie wird schon seit einigen Jahren angewendet und ist im Prinzip nur eine leicht verbesserte "normale" Deponie. Der Müll wird mechanisch vorbehandelt und anschließend in geringen Schütthöhen auf offenen Ablagerungsflächen gelagert. Die Belüftung erfolgt durch natürlichen Lufteintritt in das Rottematerial. Die Abluft bleibt unbehandelt. Durch dieses Verfahren sind auf Grund der schlechten Sauerstoffversorgung nur mäßige Abbaugrade erreichbar.

- Verbesserte Rottedeponie

In der verbesserten Rottedeponie wird durch einfache Maßnahmen die Belüftung des Rottegutes verbessert. Eine einfache Belüftung wird z.B. mit dem Kaminzugverfahren nach Spillmann und Collins erreicht [25]. Des weiteren wird die Abluft über eine Kompostfilterschicht als Mietenabdeckung behandelt. Deponien dieser Art sind ebenfalls schon seit einigen Jahren in Betrieb. Durch die Vorbehandlung sind die

geforderten Eigenschaften für mechanisch-biologisch vorbehandelten Restmüll erst nach einer längeren Rottedauer (> 6 Monate) zu erreichen.

- Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) mit Vorrotte und Rottedeponie

Der in der eingehausten Vorrotte biologisch und vorher mechanisch behandelte Restmüll wird offen im Ablagerungsbereich auf der Deponiefläche zu Flachmieten aufgesetzt. Dort erfolgt die Nachrotte durch natürliche Belüftung. Während der Vorrotte wird die Abluft behandelt. Nach diesem Konzept wurde die MBRA Horm geplant.

- Emissionsminimierte MBV mit Reaktordeponie

Nach der mechanischen Vorbehandlung wird der Restmüll in einer eingehausten Vor- und Nachrotte aerob verrottet. Die Abluft aus beiden Rottestufen wird behandelt. Das Gaspotential in der Deponie wird um bis zu 90 % reduziert. Verbleibende Restreaktionen laufen beschleunigt in einer Reaktordeponie ab. Eine Anlage nach diesem Verfahren ist in Lüneburg, Niedersachsen, 1996 in Betrieb gegangen.

- Emissionsminimierte MBV mit Stabilatdeponie

Auch bei diesem Verfahren wird nach der mechanischen Behandlung das Rottematerial in einer eingehausten Rotte biologisch behandelt. Restreaktionen werden in einer trockenstabilisierten Deponie unterdrückt. Dazu wird das gerottete Material bis zu einem Feuchtigkeitsgehalt von ca. 10 – 15 % getrocknet, zu Ballen gepresst und mit Folie umwickelt gelagert. Eine derartige Anlage wird seit 1997 in Aßlar, Hessen, betrieben und soll in Zukunft mit einer thermischen Energieversorgungsanlage kombiniert werden.

- MBV mit Rotte/Vergärung und Reaktordeponie

Hier werden die Vorteile der Rotte und der Vergärung miteinander in einem Verfahren verbunden. Eine Verfahrenskonzeption sieht vor, der Vergärung eine aerobe Behandlung folgen zu lassen. Bei diesem Kombinationsverfahren wird der Feinanteil aus dem Restmüll zuerst anaeroben Verhältnissen ausgesetzt und anschließend zusammen

mit dem restlichen Stoffstrom verrottet. Eine Anlage dieses Typs ging 1997 in Bassum, Niedersachsen, in Betrieb.

B 2.2.2. Rottesysteme

Grundsätzlich sind alle in der Kompostierung von Bioabfällen angewendeten Systeme auch für die MBV anwendbar [3, 11, 25, 26, 44, 48].

B 2.2.2.1 Statische und quasistatische Systeme

Zu den statischen Systemen gehört die Kompostierung in Mieten, Zeilen, Tunneln, Boxen, Containern und Türmen sowie das Brikollare-Verfahren. In der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung kommen in der Rottestufe in der Regel Tunnel-, Mieten- oder Zeilenkompostierungsverfahren zum Einsatz.

B 2.2.2.2 Dynamische Systeme

Im Gegensatz zu den vorhergehenden Verfahren, wird das Rottematerial in dynamischen Systemen laufend bewegt. Desweiteren sind sie kontinuierliche Verfahren. Die gebräuchlichsten dynamischen Systeme sind die Turm- und die Trommelkompostierung. In der MBA kommen bei älteren Anlagen (Vorbehandlung von Rottedeponien) zur Homogenisierung und zum ersten Organikabbau Rottetrommeln zum Einsatz.

B 2.2.3. Biologische Behandlung in der MBRA Horm

Die Aufbereitung des Restmülls in der MBRA Horm läßt sich in drei Behandlungsschritte unterteilen: die mechanische Aufbereitung sowie die Vor- und die Nachrotte. Die gesamte Verfahrenstechnik der MBRA Horm wird im Teil A 2 des Abschlußberichtes vollständig und ausführlich dargestellt.

B 3. Optimierung der Rotte

B 3.1. Auswahl der Optimierungsversuche

In der Vorrottephase der MBRA Horm sind verfahrenstechnische Eingriffsmöglichkeiten in den Rotteprozeß gegeben. Während der Nachrotte wird das Rottematerial auf Flachmieten aufgeschüttet bei denen keine weitere Einflußnahme auf die Rotte erfolgt. Deshalb ist das Ziel die Optimierung der Vorrotte der MBRA Horm und die damit verbundene optimale Einstellung für die anschließende Nachrotte.

Die Fragestellung ist nun, auf welche Parameter hin optimiert werden soll. Aufgabe der MBRA ist es, durch aerobe, mikrobiologische Behandlung organische Stoffe im Restmüll soweit abzubauen, daß der Abfall als nahezu biologisch inertes Material in Deponien abgelagert werden kann. Für die Belange der MBRA ist der Abbau als optimal anzusehen, wenn er möglichst vollständig in möglichst kurzer Zeit erfolgt.

In Kapitel 2.1 sind die verschiedensten Einflüsse auf den Rotteverlauf dargestellt worden. Damit der Abbau in der geforderten Weise erfolgt, müssen diese Einflüsse so eingestellt werden, daß die Mikroorganismen ihre maximale Aktivität erreichen d.h., daß für das Leben und die Vermehrung der Mikroorganismen optimale Bedingungen herrschen.

Die wichtigsten Einflüsse auf die Lebensbedingungen sind die Temperatur, die Sauerstoffversorgung, der Wassergehalt und die Nährstoffzusammensetzung. Durch verschiedene Versuche soll die optimale Einstellung dieser Parameter ermittelt werden. Dabei dürfen der Regelbetrieb der MBRA sowie die verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Einstellungen nicht außer Acht gelassen werden.

Die Temperatur und die Sauerstoffversorgung werden in unterschiedlichen Einstellungen der Belüftung untersucht.

Es sollen verschiedene Wassergehalte im Material eingestellt und das jeweilige Rotteverhalten beobachtet werden.

Zur Optimierung des Nährstoffangebotes sollen Nährstoffe in verschiedener Form und Konzentration dem Rottematerial zugegeben werden. Untersucht wird auch der Einfluß

von Klärschlamm. Ursprünglich war im Rahmen des Forschungsvorhabens noch die Untersuchung des Einflusses von Papierschlämmen geplant. Da aber keine Papierschlämme in ausreichender Menge an der MBRA angeliefert werden, wird auf diese Versuche verzichtet.

Eine weitere Betrachtung soll der grundsätzlichen Aufenthaltsdauer des Materials in den Rottereaktoren zukommen, wobei die maximale Aufenthaltsdauer beschränkt ist durch das Aufkommen an zu behandelndem Restmüll und der Kapazität der Reaktoren. Die minimale Aufenthaltsdauer wird durch die maximale Austragsgeschwindigkeit der Reaktoren beschränkt.

Desweiteren soll in Vorversuchen ermittelt werden, welche Parameter sich zur laufenden Rottekontrolle eignen, um Aussagen über den Verlauf schon während der Rotte machen zu können. Meßtechnisch relativ einfach zu messende Auswirkungen der mikrobiologischen Aktivität und damit des fortschreitenden Abbaus sind die Temperatur und die CO_2-Entwicklung. Diese Parameter sollen auf ihre Eignung für die laufende Kontrolle hin untersucht werden. Für die CO_2-Messungen muß der Volumenstrom der Belüftung bekannt sein. Dieser wird vom Leitrechner automatisch aufgenommen und gespeichert. Die Rechnerwerte sollen durch Handmessungen kontrolliert werden. Dabei sollen auch mögliche Schwankungen über das gesamte Belüftungssystem erkannt werden.

Zu allen Versuchen werden chemische und physikalische Analysen durchgeführt, in denen der jeweils erreichte Rottegrad bestimmt wird. Eine Beschreibung der im einzelnen vorgesehenen Versuche und Analyseparameter folgt in Kapitel B 3.2.

B 3.2. Chemische und physikalische Analytik

Die chemische Analytik wird durch das akkreditierte Labor für Umweltanalytik der Ver- und Entsorgung GmbH (UVE) in Neuss durchgeführt. Die UVE hat Erfahrung in der Untersuchung von Müllproben und die entsprechend benötigten Geräte, wie verschiedene Mühlen zur Zerkleinerung der Proben.

Es folgt eine Zusammenstellung und eine kurze Beschreibung der einzelnen Analyseverfahren.

B 3.2.1. Probenahme

Um eine relativ repräsentative Probe und damit vergleichbare Analysenergebnisse zu erhalten, ist eine sorgfältige Probenahme notwendig.

Als Probenbehältnisse dienen 10 l Plastikeimer mit Deckel. Sie werden mit Material gefüllt, das aus Stichproben des zu untersuchenden Restmülls entnommen wird. Dabei ist darauf zu achten, daß man eine entsprechende Korngrößenverteilung, wie sie im original Material vorliegt, entnimmt, denn es kann leicht passieren, daß der Feinkornanteil bei der Probenahme nicht miterfaßt wird.

Pro Versuch werden zwei Eimer gefüllt, die im Labor getrennt untersucht werden. Durch diese Doppelbestimmung sollen Fehler durch die Probenahme verringert werden.

B 3.2.2. Probenvorbereitung

Die Untersuchung der Müllproben im Labor erfordert eine aufwendige Probenvorbereitung.

Als Erstes wird die Probe von inerten Materialien wie Metalle, Glas, Steine usw. befreit, ehe sie mit einer Messermühle zerkleinert wird. Nach dieser Zerkleinerung liegt die Korngröße unter 10 mm. Von diesem Material wird der Feuchtigkeitsgehalt und der Rottegrad bestimmt sowie der Nährstoffgehalt des Probeneluates.

Die nach Ermittlung des Wassergehaltes getrocknete Probe dient der Bestimmung von GV und N_{ges}.

Zur Ermittlung des TOC wird getrocknetes Material zuerst mit einer weiteren Messermühle auf eine Korngröße von <2mm und anschließend mit einer Kugelmühle auf $<0{,}1$ mm zerkleinert.

B 3.2.3. Temperatur

Die Temperatur im Rottematerial wird mit den in Kap. B 3.3.1.1 beschriebenen Meßlanzen bestimmt. Es wird die Materialtemperatur bei vollständig eingeführter Meßlanze in einer Höhe von 1,8 m vom Reaktorboden gemessen.

Die Temperatur wird abgelesen, wenn sich ein konstanter Wert eingestellt hat. Dies kann selbst bei der Meßlanze mit reaktionsschneller Meßspitze ca. 15 - 20 min dauern.

Die Meßlanzen dürfen nicht über einen längeren Zeitraum im Material verbleiben, da sie nicht wasserdicht sind und das Sondeninnenleben durch eindringendes Kondenswasser zerstört werden kann.

Die Angabe der Temperatur erfolgt in °C.

B 3.2.4. CO_2

Das Airtox-Gerät der Firma Fresenius besteht aus einer Meßeinrichtung, die mit dem Anzeigegerät kombiniert und für den Feldeinsatz geeignet ist. Sie mißt CO_2, O_2, H_2S und CH_4 gleichzeitig.

Die zu untersuchende Luft wird durch einen Ansaugschlauch mit einer im Gerät befindlichen Pumpe angesaugt. An den Schlauch kann eine Meßlanze montiert werden um Messungen im Material vorzunehmen. Die ermittelten Anteile der vier Gase an der Probenluft werden direkt angezeigt.

Nach dem Einschalten des Gerätes ist ein Abgleich mit Außenluft notwendig, um die Meßeinrichtung auf die natürlichen Anteile von CO_2, O_2, H_2S und CH_4 einzustellen. Anschließend ist das Gerät einsatzbereit.

Die Meßwerte von CO_2, O_2 und CH_4 werden in Vol.-% angegeben, die Meßwerte von H_2S in ppm.

B 3.2.5. Feuchtigkeitsgehalt

Der Feuchtigkeitsgehalt der Müllproben wird nach DIN 38414-S2 bestimmt [28].

Dabei wird die Probe bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der Feuchtigkeitsgehalt ergibt sich aus der Massendifferenz der feuchten zur trockenen Probe und wird in Prozent angegeben.

B 3.2.6. pH-Wert

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgt nach DIN 38414-S5 [28] mittels einer Einstabmeßkette der Fa. Endress + Hauser.

Da die Müllproben kein wäßriges System sind, muß ihnen gerade soviel Wasser zugegeben werden, daß die pH-Sonde eingetaucht werden kann. Der pH-Wert wird vom Gerät abgelesen und dimensionslos angegeben.

B 3.2.7. Glühverlust

Grundlage der Bestimmung des Glühverlustes ist DIN 38414-S3 [28].

Eine zerkleinerte und getrocknete Probe wird im Muffelofen bei 550 °C verbrannt. Der GV ergibt sich aus der Massendifferenz der eingesetzten Probe zu der übrigbleibenden Asche.

Die Angabe des GV erfolgt in % TR.

B 3.2.8. Rottegrad

Die Bundesgütegemeinschaft (Bgg) Kompost gibt ein standardisiertes Verfahren der Rottegradbestimmung auf Grundlage der Selbsterhitzung an [33].

Die auf < 10 mm zerkleinerte Probe wird mittels Faustprobe auf einen, dem Material angepaßten, Wassergehalt gebracht. Dazu wird eine Probe in der Faust gepreßt. Tritt Wasser aus, ist die Probe zu naß und muß getrocknet werden. Zerfällt sie beim Öffnen der Faust ohne weiteres Zutun, ist sie zu trocken und muß angefeuchtet werden. Bei richtig eingestelltem Wassergehalt zerkrümelt die Probe nach dem Pressen unter leichtem Druck.

Die so eingestellte Probe wird in ein 1,5 l - Dewar-Gefäß gefüllt. In das untere Drittel wird ein Temperaturfühler plaziert. Die Selbsterhitzung erfolgt bei geöffnetem Dewar-Gefäß und Raumtemperatur ohne zusätzliche Belüftung.

Der Versuch endet nach Erreichen der Höchsttemperatur bei deutlich sinkenden Temperaturen, spätestens jedoch nach 10 Tagen.

Der Rottegrad wird abhängig von der erreichten Maximaltemperatur angegeben:

Tabelle 3: Zuordnung des Rottegrades zur im Selbsterhitzungsversuch erreichten Maximaltemperatur

	T_{max}
Rottegrad I	60-70°C
Rottegrad II	50-60°C
Rottegrad III	40-50°C
Rottegrad IV	30-40°C
Rottegrad V	20-30°C

B 3.2.9. TOC

Der Totale Organische Kohlenstoff wird nach DIN 38409-H3 bestimmt [28].

Als Analysenprobe dient eine getrocknete und auf eine Korngröße < 0,1 mm zerkleinerte Probe der Originalprobe.

Prinzip der Methode ist die thermisch-katalytische Oxidation der Probe und die anschließende Detektion des entstehenden CO_2. Der TOC ergibt sich dabei aus der Differenz zweier Messungen. Durch eine Oxidation bei 150 °C wird der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (TIC) bestimmt. Der gesamt vorliegende Kohlenstoff (TC) wird durch eine Oxidation bei 680 °C ermittelt. Der Abzug des TIC vom TC führt zum TOC.

B 3.2.10. Nährstoffe

An Nährstoffen werden K, Mg, NH_4^+, NO_3^-, P, N_{ges} sowie das C/N-Verhältnis untersucht.

- **Mg, NH_4-N, NO_3-N**

Magnesium, Ammonium und Nitrat werden nach einer Richtlinie der Bgg-Kompost bestimmt [33].

Die löslichen Gehalte an Magnesium, Ammonium und Nitrat werden mit einer 0,00125 molaren $CaCl_2$-Lösung aus der Müllprobe extrahiert. Anschließend werden Ammonium und Nitrat nach üblichen Verfahren spektralphotometrisch bestimmt. Die Bestimmung von Magnesium erfolgt durch ein Atom-Absorptions-Spektrometer (AAS).

- **K- K_2O, P- P_2O_5**

Diese beiden Stoffe werden ebenfalls nach einer Richtlinie der Bgg-Kompost bestimmt [33].

Als Extraktionsmittel dient eine auf pH 4,1 gepufferte Lösung aus Calciumacetat, Calciumlaktat und Essigsäure. Phosphor wird nach üblichen Verfahren spektralphotometrisch und Kalium flammenphotometrisch bestimmt.

Die Konzentrationsangaben der Nährstoffe erfolgen in mg/kg FS.

- **N_{ges}, C/N-Verhältnis**

N_{ges} wird nach DIN 19684 Teil 4 bestimmt.

Nach dieser Vorschrift wird die Probe aufgeschlossen mit eine Gemisch von Phenol und konzentrierter Schwefelsäure. Anschließend wird zur Reduktion der entstandenen Nitroverbindungen Natriumthiosulfat zugegeben. Zur weiteren Reduktion der Stickstoffverbindungen zu Ammoniak wird ein Selenreaktionsgemisch dazugegeben. Nach Neutralisation wird der entstandene Ammoniak abdestilliert und in Salzsäure aufgefangen. Den Gehalt an NH_3 erhält man durch Rücktitration mit Natronlauge.

Die Menge des gesamt vorliegenden Stickstoffes in der Probe wird in mg/kg TR angegeben.

Aus N_{ges} und dem GV wird das C/N-Verhältnis berechnet. Die Bgg-Kompost gibt einen Umrechnungsfaktor an, wonach der Gehalt an Kohlenstoff aus dem GV berechnet wird. Danach berechnet sich das C/N-Verhältnis als:

$$C/N = GV \times 0{,}58 / N_{ges}$$

B 3.3. Beschreibung der Versuchsdurchführungen

B 3.3.1. Vorversuche

B 3.3.1.1 Temperaturmessungen

Ein Anhaltspunkt für den Verlauf der Rotte ist die Temperaturentwicklung. Deshalb ist eine begleitende Temperaturmessung sinnvoll. Im Anlagenbetrieb wird die Temperatur automatisch in jedem Rottereaktor am Boden der vier Belüftungsfelder und an zwei Stellen in der Decke gemessen und vom Leitrechner gespeichert. Zusätzlich sind in den Decken der Rottetunnel Löcher eingelassen, durch die Meßsonden einführen werden können. Abb. 7 zeigt die Lage dieser Meßöffnungen auf der Oberfläche der Reaktoren. Der Aufbau der Rottetunnel und die Lage der Meßpunkte ist bei allen Reaktoren gleich. Jeder Reaktor besitzt 12 Meßstellen, die in vier Reihen in Längsrichtung mit jeweils drei nebeneinander liegenden Löchern im Querschnitt angeordnet sind. Die Benennung der Meßstellen erfolgt folgendermaßen. Die Reihen werden vom Eintrag zum Austrag von

eins bis vier durchnummeriert. Die Meßstellen in einer Reihe werden von links nach rechts mit A, B und C bezeichnet (s. Abb. 7).

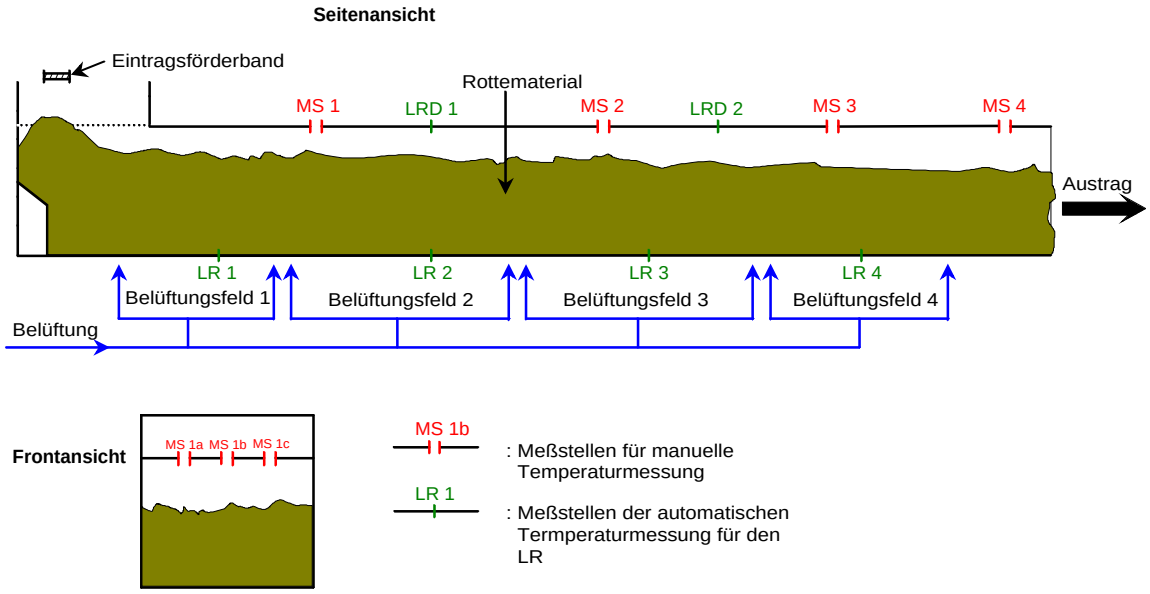


Abb. 7: Lage der Temperaturmeßstellen und der Belüftungsfelder für einen Rottetunnel

Da die Reaktoren 4,5 Meter hoch sind und das Material im Schnitt mit einer Schütthöhe von 4 Metern eingebracht werden soll, ergibt sich für eine Messung in genügender Materialtiefe eine entsprechend dimensionierte Meßlanze. Zum Einsatz kommen zwei drei Meter lange Temperaturmeßlanzen der Firma Armatherm-Günthel. Eine Lanze besitzt eine sog. Schneidspitze als Meßspitze, die andere hat eine reaktionsschnelle Meßspitze. Abb. 8 zeigt die unterschiedlichen Meßspitzen.

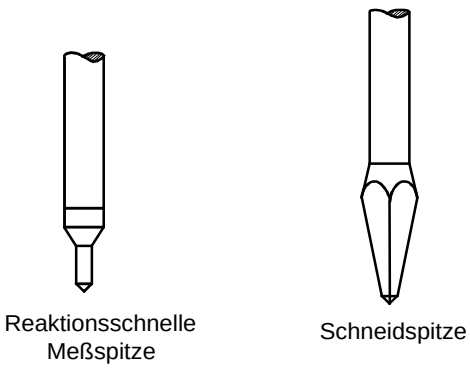


Abb.8: Meßspitzen der Temperaturmeßlanzen

Durch die nebeneinanderliegende Anordnung der Reaktoren ist eine Messung von der Seite und damit in verschiedenen Materialtiefen nicht möglich.

Zur Messung werden die Meßlanzen vollständig in das Rottematerial getrieben. Auf diese Weise wird die Temperatur, unabhängig von der vorliegenden Schütthöhe, einheitlich in einer Höhe von 1,8 m vom Reaktorboden aus gemessen.

Die manuell gemessenen Temperaturen werden mit den gespeicherten Werten aus dem Leitrechner verglichen.

In den Vorversuchen sollen die Schwankungsbreiten der Temperaturen zwischen den einzelnen Reaktoren und in den Reaktoren selbst ermittelt werden. Bei nicht zu großen Schwankungen sollten sich die jeweils in den Versuchen eingestellten Parameter durch unterschiedliche Temperaturentwicklungen bemerkbar machen.

Die Anordnung der Rottetunnel und deren Bezeichnung ist in Abb. 9 dargestellt.

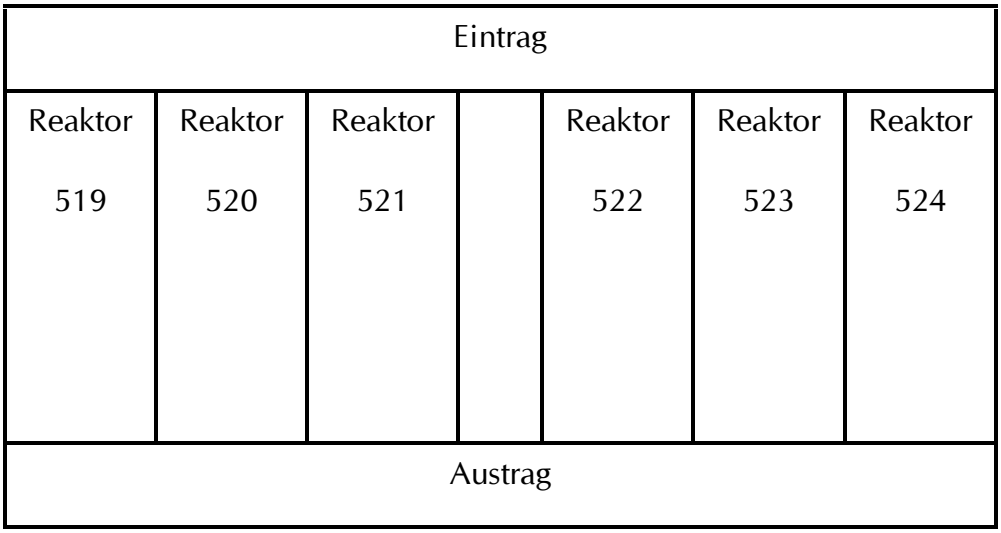


Abb. 9: Anordnung und Bezeichnung der Rottereaktoren

B 3.3.1.2 CO_2-Messungen

Untersucht werden soll die CO_2-Entwicklung als Maß des biologischen Abbaus. Dazu wird der CO_2-Gehalt in der Abluft gemessen. Zur Verfügung steht ein Airtox-Gerät der Firma Fresenius. Mit diesem Gasmeßgerät können die Gehalte von CO_2, O_2, H_2S und CH_4 in der Luft gleichzeitig bestimmt werden.

Die Abluft wird am Ein- und Austrag der Reaktoren abgesaugt. Nach der Zusammenführung der beiden Abluftströme wird die Abluft zum Luftwäscher geführt (s. Abb. 10). Die in Abb. 10 aufgeführten Volumenströme sind den Leitrechnerwerten entnommen und weichen daher von den durch Staurohrmessungen ermittelten Werten im Teil A des Abschlußberichtes ab.

Die CO_2-Gehalte sollen in der Abluft vom Ein- und Austrag sowie nach ihrer Zusammenführung bestimmt werden. Weitere Meßpunkte liegen vor und nach dem Luftwäscher. Zusätzlich sollen Messungen im Hauptrohr der Zuluft sowie an den Öffnungen in der Reaktordecke, die auch für die Temperaturmessungen genutzt werden, durchgeführt werden.

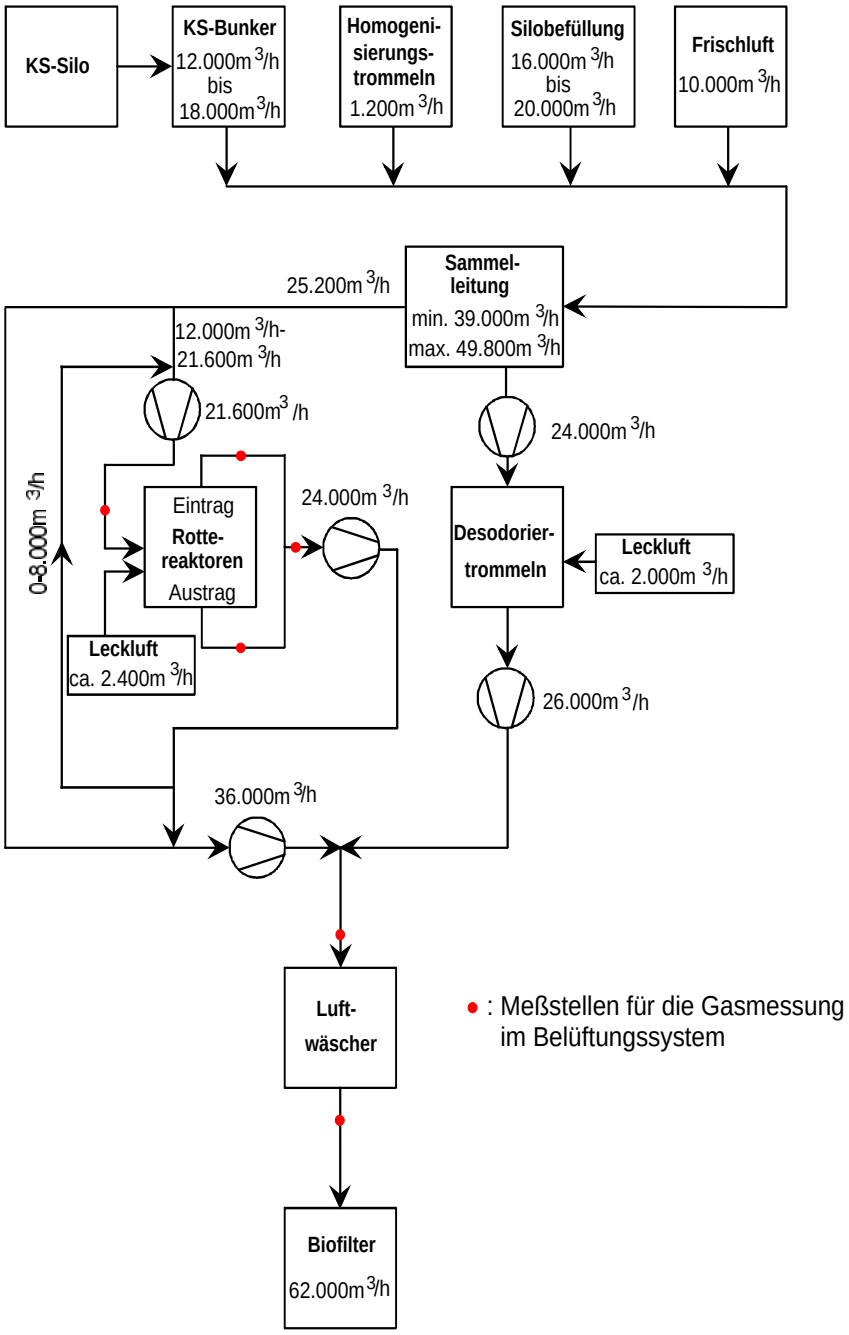


Abb. 10: Belüftungsschema der MBRA Horm mit den Meßpunkten für die Gasmessungen

Um anschließend eine Aussage treffen zu können, müssen die Volumenströme in den Rohrleitungen bekannt sein. Diese werden automatisch vom Leitsystem erfaßt. Zur Kontrolle sollen die Leitrechnerwerte durch Handmessungen kontrolliert werden. Die Messungen erfolgen mit einem Anemometer der Firma Testo. Die gemessenen

Geschwindigkeiten (m/sec) der Luftströme in den Leitungen werden in den jeweiligen Volumenstrom (m^3/h) umgerechnet. Die Abmessungen der Leitungen werden den Bauausführungsplänen entnommen.

In den Rohrleitungen sind zahlreiche Stutzen vorhanden, durch die eine Messung des CO_2-Gehaltes und des Volumenstroms erfolgen kann.

Da das Gerät O_2, CH_4 und H_2S automatisch miterfaßt, wurden diese Werte ebenfalls aufgenommen.

B 3.3.2. Aufenthaltsdauer

Bei längerer Aufenthaltsdauer des Rottematerials in den Reaktoren wird mehr organische Substanz von den Mikroorganismen abgebaut. Infolgedessen ist eine möglichst lange Aufenthaltsdauer erwünscht. Durch Versuche soll ermittelt werden, wie sich der Abbau der organischen Substanz über die Zeit verhält. Vorgesehen sind Aufenthaltsdauern von 3 - 6, 8, 10 und 14 Tagen.

In der Durchführung werden, um das Versuchsmaterial vollständig an einem Tag in den Reaktor zu füllen, zwei Versuche gefahren. Im ersten Versuch werden die Aufenthaltsdauern 3 - 6 Tage und im Zweiten die Aufenthaltsdauern 8, 10 und 14 Tage untersucht. In den jeweiligen Versuchen wird ein Reaktor mit Rottegut befüllt und das Material bis zum Austrag befördert. Nach der vorgesehenen Aufenthaltsdauer wird der Reaktor zweimal vorgefahren und aus dem zum Schluß ausgetragenen Material eine Probe für die Analyse gezogen.

Um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, werden Proben während des Eintrags aus dem Inputmaterial gezogen, aus dem auch die Proben nach der Rotte genommen werden. Um das zu gewährleisten, ist eine genaue Abschätzung nötig, wann ein eingetragenes Material den Reaktor wieder verläßt.

Bei einmaligem Vorfahren eines Reaktors wird das Material um 2,5 Meter durch den Tunnel bewegt. Gleichzeitig erhält man Platz für den Eintrag neuen Materials. Bei einer Länge von 37 Metern ist ein Reaktor nach 15 Einträgen einmal komplett befüllt. Dadurch kann man die Aussage treffen, daß das Inputmaterial nach 15 maligem Vorfahren der Rottereaktoren wieder ausgetragen wird.

Im ersten Versuch werden für die vier Versuchstage acht Einträge als Versuchsmaterial benötigt. Für den zweiten Versuch werden für drei Versuchstage entsprechend sechs Einträge benötigt.

Zusätzlich soll einmal vor dem eigentlichen Versuchsmaterial eingetragen werden, um anfängliche Randeinflüsse auf die Rotte zu vermeiden. Gleichfalls wird nach dem letzten Eintrag für den Versuch noch zweimal befüllt, um auch im zuletzt eingefüllten Versuchsmaterial Randeinflüsse zu vermeiden. Insgesamt erfordert also der erste Versuch elf, der Zweite entsprechend neun Einträge.

Um den Zustand des Rottematerials zu beschreiben werden der Glühverlust, der TOC, der Wassergehalt und der Rottegrad im Labor analysiert. Zusätzlich werden die, für die weiteren Versuche wichtigen Parameter N_{ges}, K, Mg, NH_4^+, NO_3^-, P sowie das C/N-Verhältnis aus den Proben des Eingangsmaterials für den ersten Versuch mit der Rottedauer 3 - 6 Tage bestimmt.

B 3.3.3. Belüftung

Die Belüftung soll dem Rotteprozeß entsprechend eingestellt werden. Dazu besitzen die Rottetunnel jeweils vier Belüftungsfelder (s. Abb. 7), die einzeln über die Temperatur geregelt werden können. Der Einfluß der Belüftung auf die Rotte soll durch unterschiedliche Einstellungen der Belüftungsfelder untersucht werden. Es ist geplant in verschiedenen Kombinationen die Belüftung der Felder abzuschalten, so daß belüftete und unbelüftete Zonen im Reaktor entstehen. Dadurch sollen Aussagen darüber erhalten werden, in welchen Abschnitten der Rottetunnel eine Belüftung notwendig ist und wo sie vielleicht minimiert bzw. eingespart werden könnte. Gleichzeitig soll der Einfluß der Belüftung auf die Temperaturentwicklung beschrieben werden.

Im Anlagenbetrieb wird die Rottetemperatur durch die Belüftung automatisch geregelt. Die Regelung funktioniert dabei folgendermaßen:

Die Isttemperaturen des Rottematerials werden am Boden der Tunnel für jedes Belüftungsfeld aufgenommen und mit einem im Leitrechner eingestellten Sollwert im Leitrechnersystem verglichen. Liegt die Isttemperatur eines Feldes über dem Sollwert, wird das Feld dauernd belüftet. Liegt die Isttemperatur darunter, schließt eine Klappe die Belüftung in diesem Feld. Durch die fehlende Kühlung der Belüftung soll die

Temperatur im Rottegut steigen, bis der Sollwert überschritten und das Feld wieder dauernd belüftet wird.

Die Zuluft zu jedem Reaktor wird jeweils durch Gebläse mit 2 Einstellungsstufen gefördert, die eine Leistung von 3.600 m^3/h haben. Auf Stufe 1 liefern sie 1800 m^3/h, auf Stufe 2 3600 m^3/h. Die Lüfterleistung ist unabhängig von den Klappenstellungen der Belüftungsfelder. Im Automatik- wie im Handbetrieb sind bei den Belüftungsfeldern zwei Klappenstellungen möglich. Sie ist entweder vollständig geöffnet oder geschlossen. Zwischenstellungen der Klappen, um die Belüftung nur in einem Feld zu variieren, sind nicht möglich.

In der Versuchsdurchführung werden folgende Einstellungen durchgeführt (s. Tab. 4). Im ersten Versuch wird im Versuchsreaktor die Belüftung des ersten Feldes durch die auf Hand gestellte Belüftungsklappe abgestellt. Die anderen drei Felder unterliegen der automatischen Belüftung.

Im zweiten Versuch wird die Belüftung des vierten Feldes abgestellt. Im dritten Versuch soll das Rottematerial durch eine Abfolge von belüfteten und unbelüfteten Feldern wandern. Dazu werden die Felder zwei und vier nicht belüftet.

Tabelle 4: Versuchseinstellungen zur Belüftung

	Belüftungsklappe in Feld 1	Belüftungsklappe in Feld 2	Belüftungsklappe in Feld 3	Belüftungsklappe in Feld 4
Versuch 1	zu	auf	auf	auf
Versuch 2	auf	auf	auf	zu
Versuch 3	auf	zu	auf	zu

Die Aufenthaltsdauer des Materials richtet sich nach den Ergebnissen der Versuche zu den Aufenthaltsdauern.

Es sollen die jeweiligen Temperaturverläufe durch Handmessungen mit den Temperaturmeßlanzen erfaßt und mit den Werten aus dem Leitrechner verglichen werden. Zusätzlich werden jeweils Proben des Eingangs- und Ausgangsmaterials auf Wassergehalt, GV, TOC und Rottegrad untersucht.

B 3.3.4. Klärschlammzugabe

Die Zugabe von Klärschlamm stellt ebenfalls eine Veränderung der Nährstoffzusammensetzung dar. Der Einfluß von Klärschlamm wird aber gesondert betrachtet, da in der MBRA eine Schlammzugabe vorhanden ist. Der Versuch kann daher im normalen Betrieb gefahren werden. Dazu werden die vorhandenen Anlagenteile wie Schlammsilo und Trogkettenförderer genutzt. Die Schlammzugabe kann von der Leitwarte aus gesteuert werden.

Der angelieferte Klärschlamm wird in Silos gefördert. Der Austrag erfolgt über eine Schnecke, die sich am Boden der Silos befindet. Die gewünschte Austragsmenge wird durch Einstellen der Umdrehungsgeschwindigkeit der Schnecke, die bei der jeweiligen Umdrehungszahl eine bestimmte Menge fördert, geregelt. Durch einen Füllstandsmesser in den Silos kann die zugegebene Menge Schlamm zusätzlich kontrolliert werden.

Der Klärschlamm wird vor der Homogenisierung auf das Sammelband für die Stoffströme von Haus-, Gewerbe- und Sperrmüll aus der mechanischen Vorbehandlung gefördert. Damit eine gleichmäßige Schlammzugabe erfolgt, wird die Förderung von Klärschlamm automatisch eingestellt, wenn die Materialhöhe auf dem Sammelband einen bestimmten Wert unterschreitet.

Es sollen drei verschiedene Klärschlammzugaben gefahren werden, so daß Gehalte von 10 -, 20 - und 30 Masse-% erreicht werden. Dazu wird die durchschnittliche Durchsatzmenge pro Stunde an Restmüll im Normalbetrieb der MBRA bestimmt. Für die Zugabe der erforderlichen Schlammengen für 10 -, 20 - und 30 Masse-% werden die nötigen Umdrehungsgeschwindigkeiten der Austragsschnecke nach ihrer Förderleistung bestimmt.

Von allen drei Einstellungen sollen jeweils vier Einträge in einen Reaktor erfolgen. Es werden vom Eingangsmaterial, wie vom gerotteten Material Proben gezogen, aus denen der Wassergehalt, der GV, der TOC, der Rottegrad und das C/N-Verhältnis bestimmt wird.

Die Rottedauer richtet sich wiederum nach den Ergebnissen des Aufenthaltsversuches.

B 3.3.5. Feuchtigkeitsgehalt

Um den optimalen Feuchtigkeitsgehalt zu finden, werden im Rottematerial, durch Zugabe von Wasser, unterschiedliche Gehalte eingestellt. Die Verfahrenstechnik der MBRA ermöglicht eine Wasserzugabe in den Homogenisierungstrommeln. Ein großer Nachteil ist, daß bei der Bauausführung der Anlage kein Durchflußmesser an dieser Stelle vorgesehen wurde und man dadurch nicht abschätzen kann, wieviel Wasser bei angestellten Pumpen zugeführt wird. Der nachträgliche Einbau eines induktiven Durchflußmessers erfolgte erst nach Abschluß der hier beschriebenen Versuchsdurchführung.

Die Alternative ist eine Befeuchtung des Materials per Hand. Dazu wird Material hinter den Homogenisierungstrommeln entnommen und abgewogen. Anschließend wird eine definierte Menge Wasser zugeführt und mit dem Material vermischt. Zum Eintragen des Materials in die Rottereaktoren wird das angefeuchtete Material in sog. Raschelsäcke gefüllt. Raschelsäcke sind grob strukturierte Säcke, die man als Kartoffel- oder Möhrensäcke kennt. Sie behindern weder den Luftstrom noch den Wasserfluß. Ein Sack faßt ca. 12 kg mechanisch aufbereiteten Restmüll. Um eine möglichst repräsentative Menge zu erhalten, sollen pro Einstellung 4 Raschelsäcke gefüllt werden, was einer Menge von ca. 50 kg des aufbereiteten Restmüll entspricht.

Aus den Analysen des Aufenthaltsversuches wird der durchschnittliche Wassergehalt im unbefeuchteten Restmüll ermittelt. Davon ausgehend werden in Zehnerprozentschritten bis zu einem Wassergehalt von 60 % die Feuchtigkeitsgehalte eingestellt. Die zuzugebende Menge an Wasser und die abzuwiegende Menge an homogenisiertem Restmüll berechnet sich nach:

$$RM_{abw} = FS_{soll} * (1-WG_{soll}/100) / (1 - WG_{ist}/100) \quad [Gl. 1]$$

RM_{abw}: abzuwiegende Menge

WG_{soll}: einzustellender Wassergehalt in % an homog. Restmüll in kg

FS_{soll}: Menge des Materials mit eingestelltem WG in kg

WG_{ist}: im Ausgangsmaterial enthaltener WG in %

$W_{zu} = FS_{soll} - RM_{abw}$ [Gl. 2]

W_{zu}: zuzugebende Menge Wasser in kg

Aus dem befeuchteten Ausgangsmaterial und aus dem gerotteten Material werden Proben gezogen und analysiert. Die zu untersuchenden Parameter sind Wassergehalt, Glühverlust, TOC und der Rottegrad.

B 3.3.6. Nährstoffzugabe

Um das Nährstoffangebot für die Mikroorganismen zu verbessern, soll dem Restmüll Gülle und eventuell Ammoniumchlorid (NH_4Cl) zugegeben werden.

Gülle ist ein Rückstand der Schweine- und Rinderhaltung, bei der die Tiere auf sog. Spaltenböden gehalten werden. Dabei wird der anfallende Flüssig- und Festmist nicht durch eine Bodenauflage, z.B. Stroh, aufgenommen, sondern gelangt durch Spalten in einen darunterliegenden Sammelbehälter.

Gülle ist von dickflüssiger Konsistenz und ist reichhaltig an für Mikroorganismen wichtigen Nährstoffen wie z.B. Stickstoff. Die Nährstoffe können von den Mikroorganismen größtenteils leicht verwertet werden, da die Organik in der Tiernahrung durch die Fermentationsprozesse in den Tiermägen schon aufgeschlossen wurde.

Wenn die Analysen aus dem Aufenthaltsversuch ein höheres C/N-Verhältnis ergeben, soll das Verhältnis, durch die Zugabe von Ammoniumchlorid auf den, laut Literatur optimalen Wert von 20 eingestellt werden.

Um grundlegende Erkenntnisse über den Einfluß dieser Stoffe auf die Rotte zu erlangen, sollen die Versuche in gleicher Weise wie die Versuche für die Wassergehaltsbestimmungen durchgeführt werden. Zusätzlich können dadurch die nötigen Mengen an Zusatzstoffen begrenzt werden.

Es sollen jeweils zwei Güllekonzentrationen eingestellt werden. Vorgesehen sind 10 und 20 Masse-%. Dazu werden 40 bzw. 45 kg homogenisierter Restmüll abgewogen und jeweils mit Gülle auf 50 kg Gesamtmenge aufgefüllt und miteinander vermischt.

Für die u.U. notwendige Einstellung des C/N-Verhältnisses werden 50 kg homogenisierter Restmüll abgewogen und die ausgerechnete Menge an Ammoniumchlorid in gelöster Form zugegeben und vermischt. Als Berechnungsgrundlage dienen die gemittelten C/N-Verhältnisse im unbehandeltem Restmüll.

Die Mischungen werden in Raschelsäcke gefüllt und einem Rottereaktor zugeführt.

Aus den Eingangsmaterialien der einzelnen Versuchseinstellungen sowie aus den Ausgangsmaterialien werden Proben gezogen. Untersucht werden sie auf Wassergehalt, GV, TOC, Rottegrad und C/N-Verhältnis.

Die Aufenthaltsdauer richtet sich nach den Ergebnissen aus dem Versuch für die optimale Aufenthaltsdauer.

B 3.4. Ergebnisse

Die in diesem Kapitel dargestellten Meßwerte sind Mittelwerte der aus den Versuchen erhaltenen Meß- und Analysenergebnissen.

B 3.4.1. Vorversuche

B 3.4.1.1 Temperaturmessungen

Die Temperaturen wurden in den verschiedenen Reaktoren an unterschiedlichen Tagen gemessen. Am Reaktor 523 wurde einmal an allen Meßstellen in der Tunneldecke die Materialtemperatur aufgenommen. Ansonsten wurden die Messungen hauptsächlich auf die Meßstellen MS1b-MS4b beschränkt.

Die Zusammensetzung des Materials verhinderte teilweise ein einfaches Einstechen der Meßlanzen, so daß für eine Messung häufig mit einer Eisenstange zuerst ein Loch in das Material getrieben werden mußte, in das schließlich die Lanze eingeführt werden konnte.

Die Messungen ergaben, daß die Temperaturen in den Reaktoren starken Schwankungen unterliegen. Selbst im Querschnitt lagen die Unterschiede zwischen den gemessenen Temperaturen bei über 20 °C (Reaktor 524, Messung 30.09.96).

In Längsrichtung der Reaktoren in Richtung des Austrags war tendenziell ein Temperaturverlauf zu höheren Temperaturen zu erkennen. Die theoretischen Betrachtungen des Rotteprozesses (Kap. B 2.1.3.4) ergaben für die Temperaturentwicklung des Rottematerials über die Zeit ein typisches Profil. Da man die Länge des Reaktors praktisch als Zeitachse ansehen kann, sollte sich in den Reaktoren ebenfalls dieses Temperaturprofil ausbilden. Anhand der Messungen war dieses Profil nicht zu erkennen.

Die Temperaturen an den Meßstellen MS4, kurz vor dem Austrag, lagen häufig unterhalb der Temperaturen an den Meßstellen MS3.

Als Höchstwert wurden 83,2 °C (524, 30.9.96) und als Tiefstwert 22,7 °C (519, 04.10.96) gemessen. Im Schnitt lagen die Temperaturen um die 60 °C.

Während der Versuche zur Aufenthaltsdauer wurden ebenfalls die Temperaturen gemessen. Mit diesen Temperaturen sollte der Zusammenhang zwischen Material- und der Bodentemperatur, die vom Leitrechner gemessen wird, untersucht werden. Diese Messungen zählen zu den Vorversuchen.

Da der Reaktor 523 nicht vollständig über die Länge gefüllt war (s. Versuchsbeschreibung Kap. 3.3), konnte nicht an allen Meßstellen die Temperatur gemessen werden. Das Material lag unter den beiden Meßreihen MS3+4, so daß nur an diesen Meßpunkten gemessen werden konnte. Während des ersten Versuches (Aufenthaltsdauer 3-6 Tage) wurde auch über den Querschnitt der Reaktoren die Temperatur aufgenommen. Im zweiten Versuch wurden die Messungen auf die mittleren Meßstellen MS3b und MS4b beschränkt.

Die Temperaturen schwankten wie schon in den ersten Vorversuchen. Ein Temperaturprofil wie oben beschrieben konnte auch hier nicht festgestellt werden.

Der Vergleich der gemessenen Materialtemperaturen zu den automatisch aufgenommenen Bodentemperaturen des Leitrechners sollte einen Zusammenhang ergeben, wonach man von einem Leitrechnerwert auf die Temperatur im darüberliegendem Rottematerial schließen kann.

Das Ausmessen der genauen Lage der Meßlöcher und der Temperaturfühler für den Leitrechner zeigte, daß die Meßstellen nicht übereinander liegen (s. Abb. 7). Tatsächlich liegt die erste Reihe der Meßöffnungen genau zwischen dem ersten und zweiten Belüftungsfeld, und damit zwischen den ersten beiden Meßstellen des Leitrechners. Eine einigermaßen gute Übereinstimmung gibt es bei der zweiten und dritten Meßreihe zum dritten und vierten Belüftungsfeld. Aus diesem Grund kann MS3 nicht mit LR3 und MS4 nicht mit LR4 verglichen werden.

Daher ist aus den Messungen nur der Vergleich zwischen MS3 und LR4 möglich. Dieser Vergleich zeigte keinen Zusammenhang zwischen der Material- und der Bodentemperatur. In Abb. 11 sollte sich eigentlich ein Zusammenhang von niedrigen Materialtemperaturen zu niedrigen Leitrechnerwerten und entsprechend von hohen Materialtemperaturen zu hohen Leitrechnerwerten zeigen.

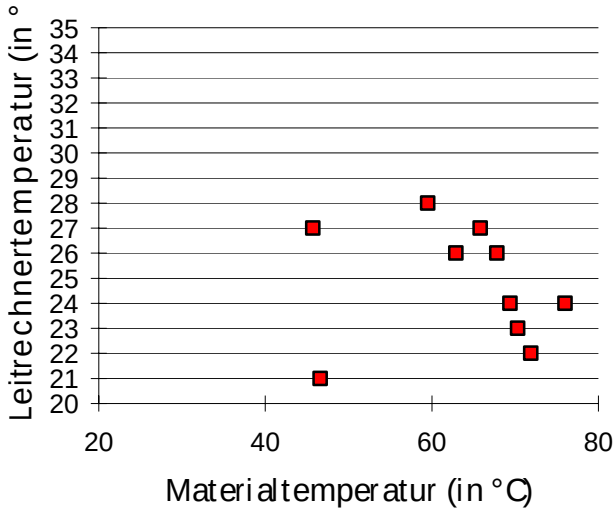


Abb. 11: Vergleich Material- Bodentemperatur von MS3 und LR4

Bei jeder Messung während der Versuche war an den Meßstellen anderes Material vorhanden. Um diesen Einfluß auszuschalten und dadurch einen Temperaturverlauf zu erfassen, wurde ein weiterer Versuch geplant, bei dem das Rottematerial über einen längeren Zeitraum unbewegt in einem Reaktor liegen bleibt.

Während dieses zusätzlichen Versuches wurde das Material im Reaktor 524 zwei Wochen lang nicht durch den Rottetunnel bewegt. Einmal täglich wurde die Temperatur in allen vier Reihen gemessen. Um nicht zu weit von den automatischen Meßfühlern entfernt zu messen, wurden die Messungen auch hier auf die mittleren Löcher beschränkt.

Während des Versuches fiel aufgrund betrieblicher Störungen zweimal die Belüftung aus. Bei einem Ausfall der Belüftung wird gleichzeitig auch die Absaugung der Abluft gestoppt.

In der Temperaturentwicklung zeigte sich daraufhin deutlich der Einfluß der wechselnden Belüftung (Abb. 12). Dieser Einfluß wird in Kap. B 3.4.3 ausführlich behandelt.

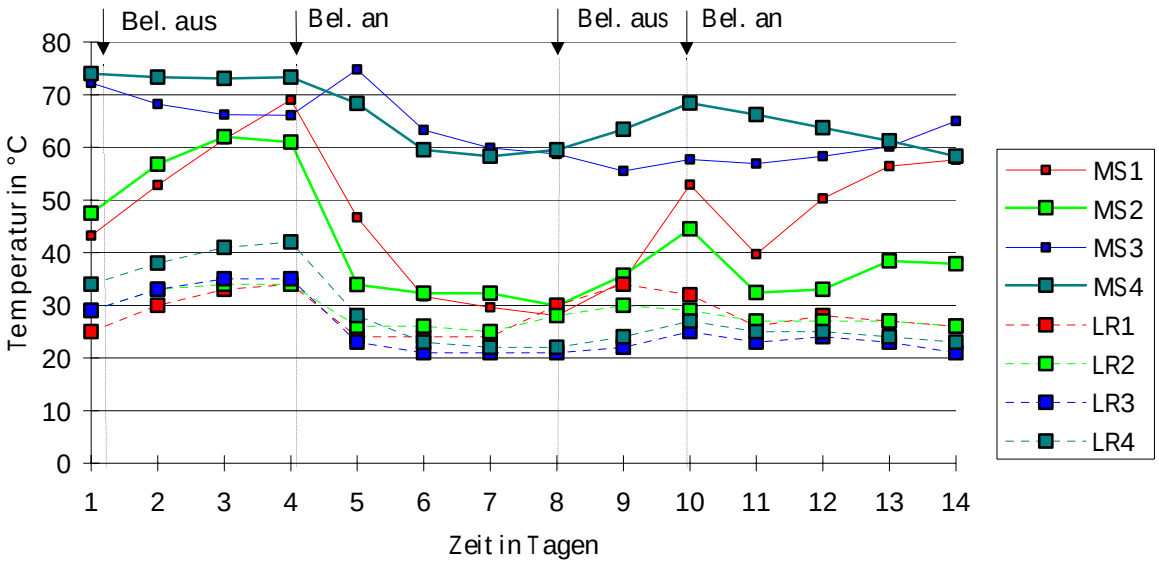


Abb. 12: Verlauf der Material- und Bodentemperaturen

Die Temperaturen an den Meßstellen MS1 und 2 bzw. MS3 und 4 entwickelten sich jeweils ähnlich. An den MS3,4 verliefen die Temperaturen gleichmäßiger, wogegen sich der Wechsel der Belüftung bei MS1,2 deutlich auswirkte.

Die Bodentemperaturen entwickelten sich vergleichbar mit den Materialtemperaturen. Es trat jedoch kein Unterschied zwischen den Wertepaaren LR1,2 und LR3,4 auf, wie an den Meßstellen für die Materialtemperatur.

Insgesamt aber ist ein Zusammenhang zwischen den Temperaturverläufen erkennbar.

Zusätzlich wurde an den Meßstellen für die Materialtemperatur auch die Deckentemperatur gemessen (Meßstellen als MSD bezeichnet). Ein Vergleich der Deckentemperaturen mit den Materialtemperaturen zeigte, daß zwischen diesen Temperaturen kein Zusammenhang besteht (Abb. 13).

Auffällig ist der Temperaturverlauf der Deckentemperatur über die Länge der Reaktoren. Die Temperatur nimmt vom Eintragsbereich zum Austragsbereich stetig ab. In Abb. 13 ist dies an den untereinanderliegenden Meßwerten gut zu erkennen.

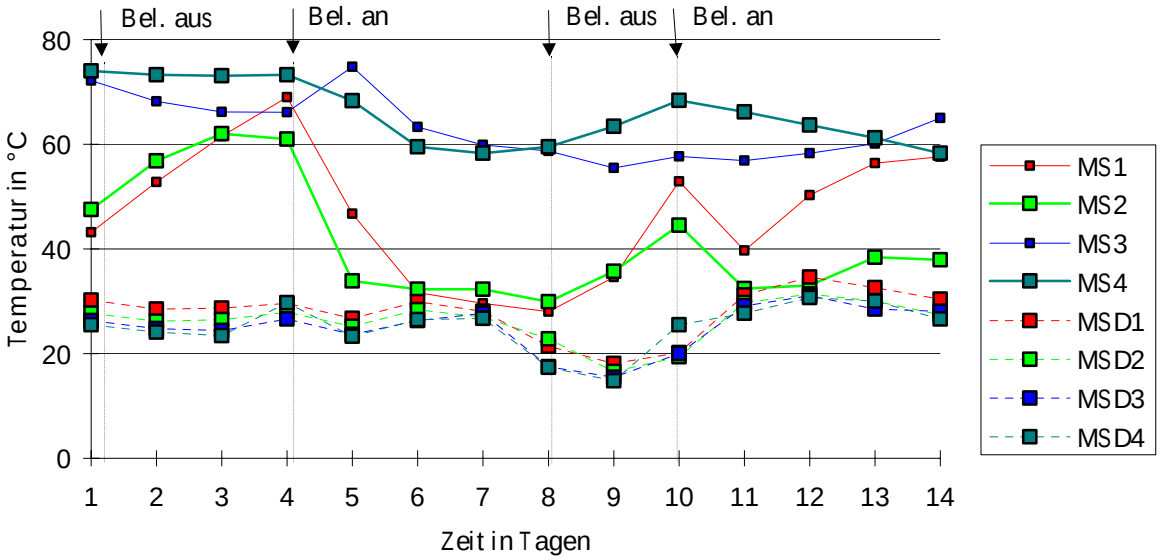


Abb. 13: Verlauf der Material- und Deckentemperaturen

Parallel zu den Temperaturmessungen wurde an allen Tagen auch die Schütthöhe des Materials erfaßt. Sie nahm innerhalb der 14 Tage im Schnitt um 0,3 m ab. Der wesentliche Teil der Setzung erfolgte innerhalb der ersten vier Tage (s. Abb. 14).

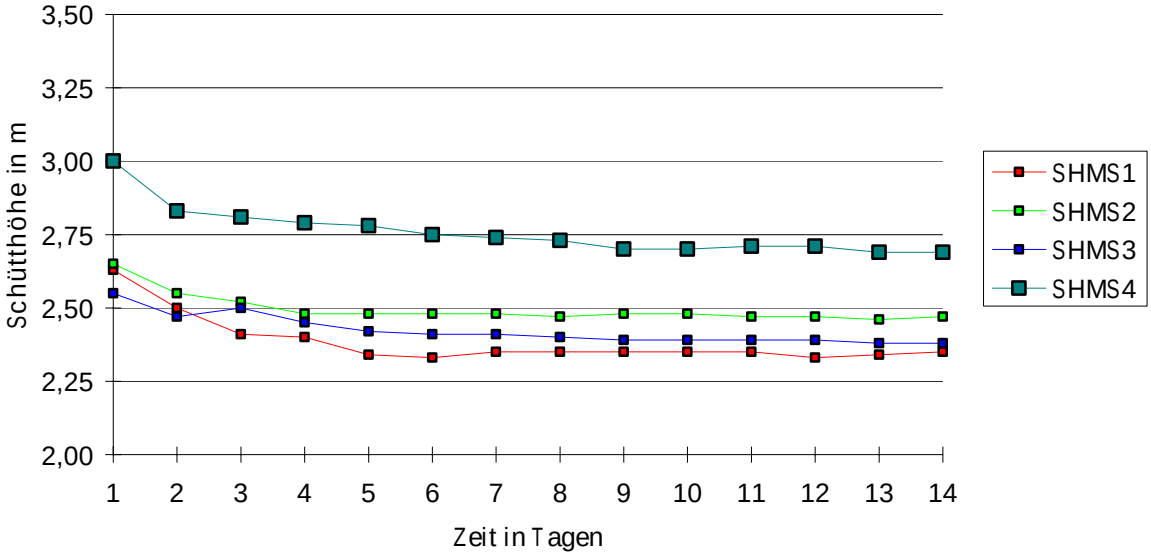


Abb. 14: Entwicklung der Schütthöhe

B 3.4.1.2 CO_2-Messungen

Der CO_2-Gehalt wurde an zwei Werktagen und an einem Wochenendtag gemessen.

Nach dem Abgleich mit Außenluft, bei dem das Gerät auf einen CO_2-Gehalt in der Luft von 0,05 Vol.-% eingestellt wird, wurde zuerst die Zuluft und anschließend an verschiedenen Stellen die Abluft gemessen (s. Kap. B 3.2.4).

In der Zuluft wurden an den drei Tagen, an denen die Messungen erfolgten, keine erhöhten Werte an CO_2 gemessen.

An den Absaugleitungen aus dem Ein- bzw. Austragsbereich waren keine Stutzen vorhanden, so daß in diesen Abluftströmen keine Gasmessungen vorgenommen werden konnten (s. Abb. 7).

Die Werte nach der Zusammenführung dieser beiden Ströme schwankten von 0,5 bis 0,73 Vol.-%.

In der Abluft vor dem Luftwäscher wurden an den zwei Werktagen deutlich niedrigere Werte an CO_2 gegenüber der Abluft nach der Zusammenführung gemessen. Am Wochenende wurde durch die fehlende Abluft aus den Desodorierungstrommeln (s. Abb. 7) nur eine geringe Abnahme des CO_2-Gehaltes gemessen.

Durch den Luftwäscher änderten sich die CO_2-Konzentrationen nicht wesentlich. Sie lagen im gleichen Rahmen wie die Konzentrationen vor dem Wäscher.

An einem Tag wurden Messungen an den Meßstellen auf den Tunneldecken der Reaktoren 522, 523 und 524 durchgeführt.

Die CO_2-Konzentrationen schwankten über die Länge der Reaktoren. Im Reaktor 524 lagen die Werte z.B. zwischen 0,40 und 0,87 Vol.-%. Eine einheitliche Verteilung des CO_2 konnte nicht festgestellt werden.

Die gleichzeitigen Messungen der anderen Gase zeigten, daß der Sauerstoffgehalt durch die Rotte kaum abnimmt. Die O_2-Konzentration sank im Schnitt um weniger als 1 %.

Methan wurde nicht nachgewiesen.

Schwefelwasserstoff wurde nur in geringen Konzentrationen gemessen, wobei der Fehler durch Geräteabweichung recht groß sein dürfte, da während der Messungen der gemessene Gehalt an H_2S tendenziell anstieg.

Die Ergebnisse der Luftstrommessungen werden in Kapitel B 3.4.3 behandelt.

B 3.4.2. Aufenthaltsdauer

Zur Bestimmung einer optimalen Aufenthaltsdauer wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt (s. Kap. B 3.3.3), in denen Rottedauern von 3 - 6, 8, 10 und 14 Tagen untersucht wurden. Zu beiden Versuchen wurden Doppelproben analysiert, um den Abbaugrad und damit den Fortschritt der Rotte zu bestimmen. Als Analysenparameter waren Wassergehalt, GV, TOC und Rottegrad vorgesehen (s. Anh. 4).

Tab. 5 zeigt die gemittelten Wassergehalte, die im Eingangsmaterial zwischen 33,2 % und 50,6 % und im Outputmaterial zwischen 16,1 % und 40,8 % schwankten, sowie die prozentuale Abnahme des WG.

Der Wassergehalt nahm während der Rotte nicht gleichmäßig über die Aufenthaltsdauer ab. In zwei Fällen wurde ein höherer Wassergehalt im Output gegenüber dem Input gemessen (4 und 8 Tage Aufenthaltsdauer). Im Outputmaterial nach sechs Tagen Rottedauer wurden in den Doppelproben die Wassergehalte 29,7 % und 16,1 % bestimmt. Der Wert von 16,1 % kann als Ausreißer angesehen werden.

Ansonsten lag die Abnahme des Wassergehaltes bei 11,9 % bis 27,0 %.

Tabelle 5: Wassergehalte in % FS

Rottedauer in Tagen	Mittelwert Input	Mittelwert Output	Änderung des WG in %
3	39,9	32,7	-18,0
4	38,5	40,2	4,3
5	39,0	33,0	-15,3
6	40,7	29,7	-27,0
8	33,8	36,4	7,9
10	48,8	36,6	-25,1
14	43,7	38,5	-11,8

Der Glühverlust im Inputmaterial schwankte zwischen 72,2 % bis 82,0 % und im Outputmaterial von 67,1 % bis 78,9 % (Tab. 6). Eine Abnahme des GV durch den biologischen Abbau über die Rottedauer konnte nicht festgestellt werden. Vielmehr wurden an vier der sieben untersuchten Tage im Outputmaterial höhere GV als im entsprechenden Inputmaterial gemessen (Abb. 15). Dabei war eine gleichmäßige Zunahme in den ersten Tagen zu verzeichnen.

Tabelle 6: Glühverluste in % TR

Rottedauer in Tagen	Mittelwert Input	Mittelwert Output	Änderung des GV in %
3	72,6	67,1	-7,6
4	66,5	74,7	12,3
5	59,6	72,2	21,1
6	63,1	68,1	7,9
8	82,0	78,9	-3,8
10	60,1	77,8	29,5
14	72,2	67,1	-7,1

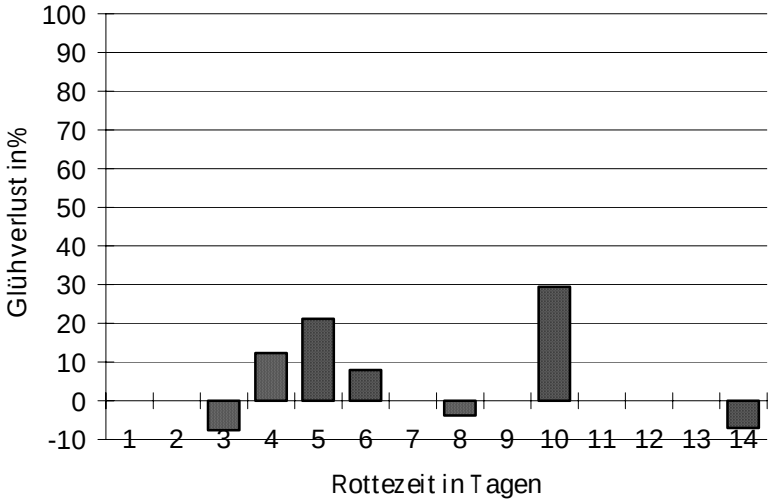


Abb. 15: Änderung des GV

Bei den Messungen des TOC ist diese Entwicklung noch deutlicher zu erkennen (Abb. 16). Die gemessenen TOC-Werte im Output lagen an sechs Tagen über den Werten des Inputmaterials. In Tab. 7 sind die TOC-Mittelwerte des In- und Outputmaterials angegeben.

Tabelle 7: TOC in % TR

Rottedauer in Tagen	Mittelwert Input	Mittelwert Output	Änderung des TOC in %
3	24,0	23,7	-1,3
4	23,6	26,2	11,0
5	22,5	26,8	19,1
6	20,2	29,3	45,0
8	25,1	28,6	13,9
10	17,1	28,0	63,7
14	24,3	25,6	5,3

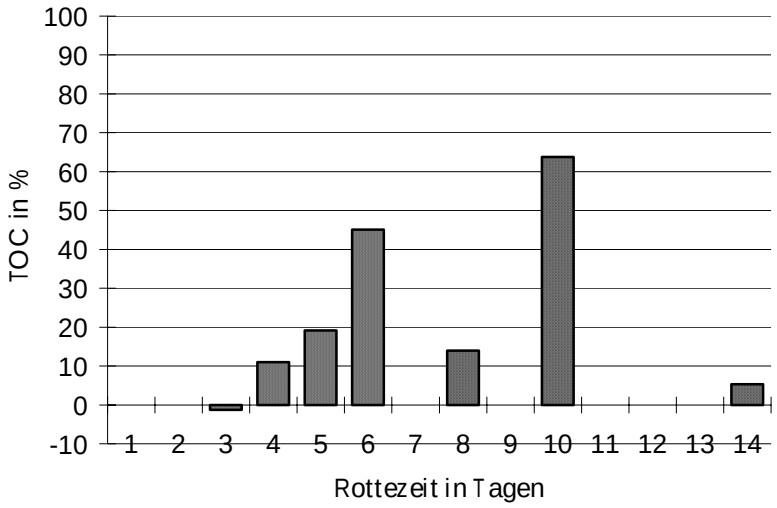


Abb. 16: Änderung des TOC

Der Rottegrad zeigte keine erkennbare Entwicklung über die Rottedauer (Tab. 8). Er schwankte zwischen Rottegrad I - IV, wobei am häufigsten der Rottegrad II bestimmt wurde. Eine Entwicklung zu höheren Rottegraden gab es nur an zwei untersuchten Tagen. Im Outputmaterial der anderen Tage wurden geringere oder gleiche Rottegrade wie im Eingangsmaterial bestimmt. Teilweise traten erhebliche Schwankungen schon

innerhalb der Doppelproben auf: So wurden z. B. im Outputmaterial nach 14 Tage Rottedauer die Rottegrade I und IV ermittelt.

Tabelle 8 Rottegrade des In- und Outputmaterials

Rottedauer in Tagen	Input I	Input II	Output I	Output II
3	III	II-III	I	
4	II	II	II-II	II-III
5	II	II	II	II
6	II	II	I-II	II
8	II	II	III	II-III
10	III	III	II	III
14	III	I	IV	I

Zusätzlich wurden in den Eingangsproben der Aufenthaltsdauern 3 - 6 Tage die Nährstoffe Kalium, Magnesium, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Phosphor und für das C/N-Verhältnis der Gesamtstickstoff bestimmt (s. Tab. 9). Außer dem Stickstoff waren demnach alle Nährstoffe, wie erwartet, in ausreichenden Mengen vorhanden. Das C/N-Verhältnis war mit 40 höher als in der Literatur empfohlen und sollte deshalb in den Nährstoffversuchen auf einen Wert von 20 eingestellt werden.

Tabelle 9: Nährstoffe im Restmüll

K-K_2O (mg/kg FS)	2023
Mg (mg/kg FS)	708
NO_3-N (mg/kg FS)	< 23
NH_4-N (mg/kg FS)	234
P-P_2O_5 (mg/kg FS)	413
N_{ges} (mg/kg FS)	9575
C/N-Verhältnis	40

Diskussion der Ergebnisse

In den Versuchen zur Aufenthaltsdauer kam ein interessanter Effekt zum Vorschein. Über die Länge der Rottedauer kam es innerhalb der ersten 10 Tage zu einer Vergrößerung des Glühverlustes und des TOC. Erst bei längeren Rottezeiten war eine Abnahme der Werte für GV und TOC festzustellen. Dieses Phänomen wird über die gesamte Projektlaufzeit deutlich.

Eine Erklärung ist der Anteil an leichtflüchtigen abbaubaren Stoffen im Eingangsmaterial. Danach würden die leichtflüchtigen Stoffe bei der zur weiteren Untersuchung der Probe notwendigen Trocknung verdampfen. In den folgenden Bestimmungen des GV und des TOC würden sie dadurch nicht mehr erfaßt werden.

Während der Rotte werden die niedermolekularen Stoffe von den Mikroorganismen zuerst verwertet und werden, neben dem vollständigen Abbau, in Zellmasse und anderen hochmolekularen Verbindungen gebunden. Wird das Rottematerial in diesem Stadium getrocknet, verflüchtigen sich die ursprünglich leichtflüchtigen Stoffe nicht mehr und werden bei der Bestimmung von GV und TOC nun miterfaßt. Obwohl tatsächlich ein Abbau stattgefunden hat, wird ein höherer GV und TOC vorgetäuscht.

Um diese Theorie zu bestätigen und den Anteil an flüchtigen Stoffen im Rottematerial zu bestimmen, wurde bei einer Probe aus homogenisierten Restmüll der Wassergehalt mittels Xylol-Destillation bestimmt. Bei dieser Methode sollten die eventuell flüchtigen Substanzen im Destillat wiederzufinden sein. Das Destillat besteht aus einer Wasser- und einer Xylol-Fraktion. In diesen Fraktionen sollten sich die Substanzen, entsprechend

ihrer Polarität lösen. Daher wurden die beiden Fraktionen Wasser und Xylol mit einem Gaschromatographen (GC) untersucht. Es wurden aber keine leichtsiedenden Substanzen mit einem Siedepunkt zwischen 60 und 240°C gefunden. Die Bestimmungsgrenze wurde vom Labor mit 0,01 Masse-% angegeben, d.h. es wurden keine Substanzen erfaßt, die in einer geringeren Konzentration als 0,01 Masse-% in den Destillatfraktionen vorlagen.

In einem weiteren Versuch sollte mittels Headspace-GC-Untersuchung der Anteil der leichtflüchtigen Stoffe bestimmt werden. Hierbei wird eine größere Menge an Restmüll erhitzt und mit Trägergas durchströmt. Die verdunstenden und vom Trägergas mitgeführten Leichtsieder werden an einer Teenaxsäule gebunden. Von dieser Säule werden sie später wieder gelöst und im GC untersucht.

Bei dieser Analyse wurden 6,27 mg/kg leichtflüchtige organische Substanzen festgestellt; das entspricht 0,001 Masse-%.

Zu vermuten ist, daß ein nicht geringer Anteil an leichtflüchtigen Stoffen während der Probenahme, des Transportes und insbesondere während der Probenaufbereitung bereits entweicht.

B 3.4.3. Belüftung

Geplant war eine Untersuchung und Einstellung der Belüftung durch unterschiedliche Kombination von geöffneten und geschlossenen Klappen in den Belüftungsfeldern.

Schon während der Vorversuche bei der Messung der Luftströme zeigte sich, daß die Belüftung eingehender untersucht werden muß. Die Messungen der Luftströme im Zuluftsystem zu den einzelnen Belüftungsfeldern der Reaktoren (Meßstellen s. Abb. 17), die zeitgleich mit den Gasmessungen durchgeführt wurden, zeigten größtenteils erhebliche Abweichungen zu den automatisch aufgenommen Meßwerten des Leitsystems.

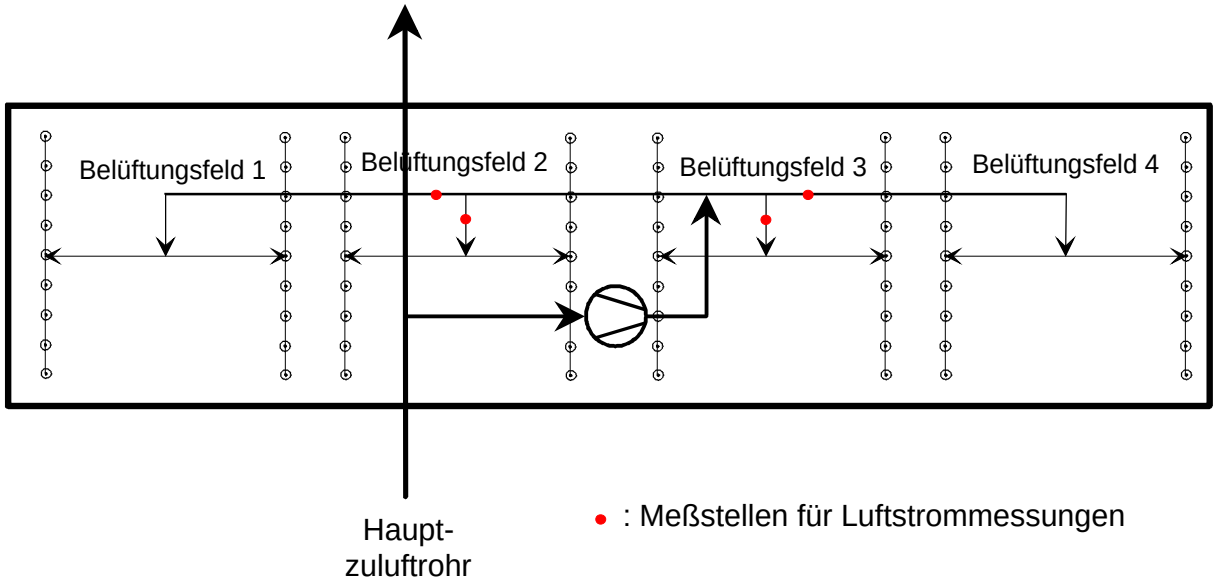


Abb. 17: Belüftungsschema eines Rottereaktors mit den Meßstellen für die Luftstrommessungen

Wie weitere Untersuchungen ergaben, liegt die Erklärung für die Abweichungen an Verschmutzungen der Meßgeräte des Leitsystems. Im Rohrleitungsnetz wird der Luftstrom erfaßt durch die Messung des statischen und dynamischen Drucks der in den Leitungen herrscht. Der Druck wird gemessen durch Wilson-Staugitter der Fa. Airflow.

Da die Zuluft zu den Rottereaktoren aus der vorbelasteten Abluft der Homogenisierung, Containerverladung und Schlammanlieferung zusammengesetzt ist, kommt es im Zuluftsystem der Rottetunnel leicht zu Staubablagerungen. Nach Reinigung der Staugitter ergab die Erfassung der Luftvolumenströme ein gleichmäßigeres Bild.

Anschließend wurde die Steuerung der Belüftung überprüft, mit der die Temperatur in den Reaktoren geregelt werden soll. Demnach erfolgt die Temperaturregelung folgendermaßen:

Die Zuluft zu den einzelnen Reaktoren ist auf jeweils 3.600 m^3/h beschränkt. Dazu besitzt jeder Reaktor eine Regelklappe im Zuluftrohr zu den vier Belüftungsfeldern. Die durch die Wilson-Gitter gemessenen Luftströme der einzelnen Felder werden vom Leitrechner summiert. Weicht die Summe der Luftströme von den 3.600 m^3/h ab, steuert das Leitsystem die Luftzufuhr durch weiteres Auf- oder Zufahren der Regelklappe.

Mit dem Luftstrom von 3.600 m^3/h soll die Temperatur in einem Reaktor auf einem optimalen Wert gehalten werden. Zu diesem Zweck wird die Temperatur am Boden des Reaktors, in der Mitte jeden Belüftungsfeldes, und an der Tunneldecke automatisch vom

Leitsystem erfaßt (s. Abb. 7.1). Aus den Werten am Boden und an der Decke wird für jedes Belüftungsfeld ein Mittelwert gebildet, wobei eine Deckentemperatur zur Ermittlung zweier Mittelwerte dient. Die Wertigkeit der Decken- und Bodentemperatur zur Mittelwerterfassung kann von 0 bis 100 % eingestellt werden, so daß im Extremfall die Boden- oder die Deckentemperatur dem Mittelwert entspricht.

Diese Mittelwerte werden mit im Leitrechner vorgegebenen Sollwerten verglichen. Liegt die Isttemperatur über dem Sollwert, wird das jeweilige Feld ständig belüftet. Bei Unterschreitung des Sollwertes wird das Feld nach einem vorgegebenen Zeitprogramm belüftet, in dem die Belüftung intervallmäßig unterbrochen wird.

Als vorgefundene Einstellungen waren die Sollwerte der Reaktortemperaturen auf 30 °C eingestellt. Die Deckentemperaturen waren zu 100 % bewertet, d.h. nur die Deckentemperatur wurde mit den Sollwerten verglichen. Die Bodentemperaturen wurden nicht zur Regelung der Temperatur verwendet. Im Zeitprogramm wurde nach dreiminütiger Belüftung die Belüftung für fünf Minuten geschlossen.

Im nächsten Schritt wurde untersucht, ob die Solltemperatur von 30 °C sinnvoll ist und wie die Decken- zur Bodentemperatur bewertet werden soll.

Dazu wurden die Ergebnisse der Temperaturmessungen des Versuches aus den Vorversuchen genommen, in dem das Material zwei Wochen unbewegt im Reaktor rottete.

Ein Zusammenhang konnte nur zwischen Material- und Bodentemperatur gefunden werden. Die Deckentemperaturen waren unabhängig von den Temperaturen des darunter liegenden Materials. Auch die Ermittlung eines Mittelwertes mit eingestellten Wertungen von Boden- und Deckentemperatur von 10 – 90 % brachte keine besseren Ergebnisse.

Mit der Darstellung der Leitrechnertemperaturen gegen die Materialtemperaturen kann ein Sollwert bestimmt werden, der einer optimalen Temperatur im Rottematerial entspricht.

Da die Lage der Meßstellen an der Tunneldecke nicht mit der Lage der automatischen Meßpunkte des Leitrechners übereinstimmt (s. Abb. 7 und Kap. B 3.3.1.1), wurde aus den Leitrechnerwerten LR1 und 2 ein Mittelwert gebildet, der mit den Werten von MS1 verglichen wurde. Aus dem gleichen Grund wurde LR3 mit MS2 und LR4 mit MS3 verglichen (Abb. 18 - 20). Mit Hilfe von Regressionsgeraden wurde die jeweilige

Leitrechnertemperatur für die Materialtemperatur 55 °C ermittelt. Diese Temperatur ist nach Literaturangaben als optimal für die Rotte anzusehen [1, 14, 23].

Da davon auszugehen ist, daß sich ein anderes Verhältnis einstellt, wenn die Belüftung nicht angestellt ist, werden die Sollwerte nur mit den Temperaturen der Tage ermittelt, an denen die Belüftung lief.

Danach ergeben sich als Sollwerte für die Belüftungsfelder 1 + 2 27 °C, für das Feld 3 32 °C und für das Feld 4 20 °C.

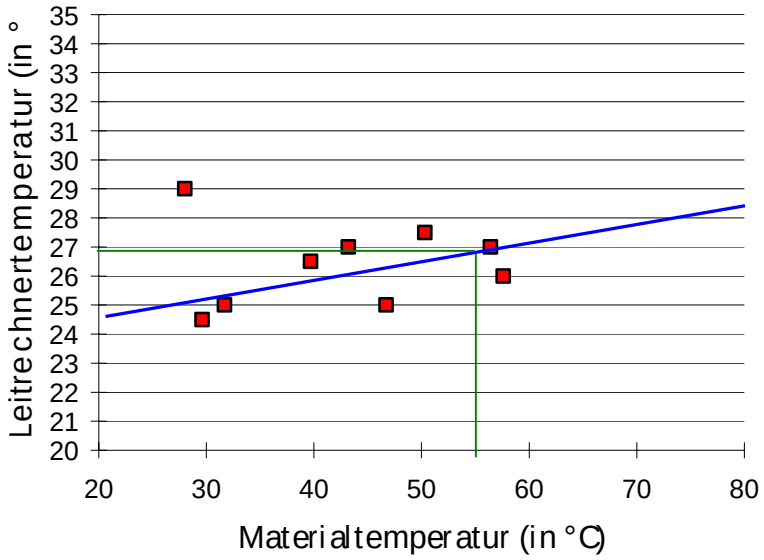


Abb. 18: Sollwertermittlung Feld 1 + 2

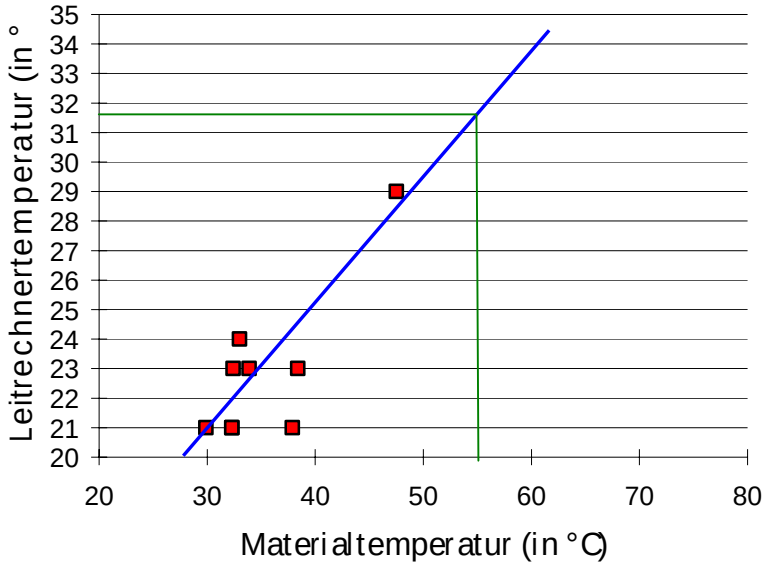


Abb. 19: Sollwertermittlung Feld 3

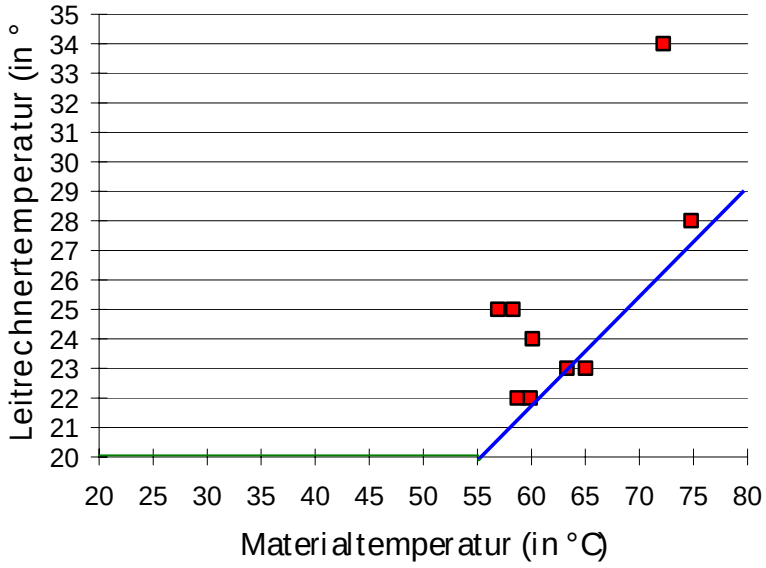


Abb. 20: Sollwertermittlung Feld 4

In weiteren zusätzlichen Versuchen sollte geklärt we rden, inwieweit sich die Zeitsteuerung der Belüftung gegenüber Dauerbelüftung auf die Temperaturentwicklung auswirkt.

Dazu wurde ein Reaktor mit acht Einträgen befüllt. Anschließend wurde das Material schnellstmöglich durch stetigen Austrag bis zum Ende des Reaktors vorgefahren, so daß es über dem dritten und vierten Belüftungsfeld lag. Das dritte Belüftungsfeld wurde durch Handbetrieb auf Dauerbelüftung gestellt, während das vierte Feld mit der normalen Temperaturregelung belüftet wurde. Dabei war der Sollwert auf 30 °C bei 100 %-iger Wertung der Bodentemperatur eingestellt worden, so daß nur mit dem Zeitprogramm belüftet wurde. Die Temperaturmessungen erfolgten während der Arbeitszeit jede Stunde.

Die Rottezeit zählte ab dem Zeitpunkt des Materialeintrags, in dem die Temperaturen gemessen wurden. Dies läßt sich durch die Anzahl der Einträge und der Lage der Meßstellen nachvollziehen. Die Meßstelle 3 über dem Feld 4 liegt acht Meter und MS2 über Feld 3 16 Meter von der Austragskante des Reaktors entfernt.

Der Reaktor wurde vor Beginn des Versuches leer gefahren, damit beim späteren zügigen Vorfahren kein Material ausgetragen werden muß, was zu einer Zeitverzögerung geführt hätte. Bei einem ständigen Materialaustrag eines Reaktors würde es zu Behinderungen und Störungen kommen, weil das Material vom anschließenden Leiterboden nicht in den Mengen wegtransportiert werden kann, wie es ausgetragen wird.

Mit dem ersten Eintrag in den leeren Reaktor wird der Eintragsbereich befüllt, der ca. vier Meter der Reaktorlänge ausmacht. Die folgenden Einträge belegen wieder die üblichen 2,5 Meter.

Folglich stammt daß das Material an MS3 aus dem dritten und an MS2 aus dem sechsten Eintrag.

Das die erste Messung an MS3 erst nach 24 Stunden erfolgte, liegt daran, daß der Eintrag des Materials durch betriebliche Störungen nicht an einem kompletten Tag erfolgen konnte. Am folgenden Tag wurde der Eintrag beendet und das Material bis zum Austrag vorgefahren. Anschließend konnten die ersten Messungen durchgeführt werden.

Der Versuch wurde Anfang Januar durchgeführt, zu einem Zeitpunkt, als starker Frost herrschte. Dies hatte zur Folge, daß die Zuluft eine Temperatur von ca. 0 °C hatte. Die Temperaturen des Eintragsmaterials lagen ebenfalls um den Gefrierpunkt. Deshalb liegen die gemessenen Temperaturen in den ersten 72 Stunden, im Feld mit Zeitsteuerung sogar noch nach 96 Stunden unter 10 °C. Die eigentliche Temperaturerhöhung auf über 60 °C erfolgte an einem Wochenende, an dem keine Messungen

stattgefunden haben. Eine schnellere Erwärmung des Materials, das dauernd belüftet wurde, ist dennoch zu erkennen (Abb. 21).

Um auch die Erwärmungsphase zu beobachten, wurde der Versuch wiederholt.

Als Maßnahme um die Zuluft zu erwärmen, wurde in der Zwischenzeit die Rückführung der Abluft auf die maximal möglichen 25 % eingestellt. Dadurch stellte sich die Temperatur der Zuluft innerhalb von acht Tagen auf ca. 12 °C ein, die sich im weiteren Verlauf der Kälteperiode nicht mehr wesentlich änderte.

Im zweiten Versuch erwärmte sich das Material wesentlich schneller. Der Temperaturanstieg innerhalb von 48 h auf die Maximaltemperatur und die folgende langsame Abnahme der Temperatur sind an MS3 deutlich zu erkennen (s. Abb. 22).

Da an MS2b die Temperatur nach 48h noch unter 30 °C lag, wurde an der im Querschnitt daneben liegenden Meßstelle 2a weitergemessen. Dort betrug die Temperatur über 60 °C. Sie stieg während der Messungen laufend bis schließlich 82 °C an. Am letzten Versuchstag wurde nochmals die Temperatur an MS2b gemessen. Nach 174 h betrug sie 76 °C.

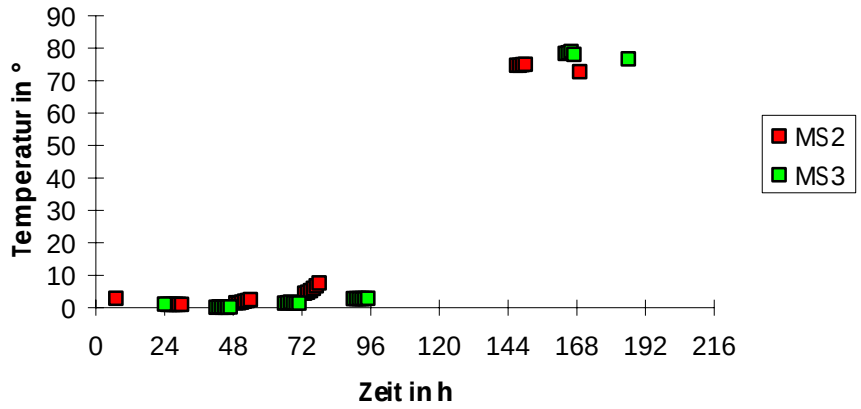


Abb. 21: Temperaturentwicklung Versuch 1

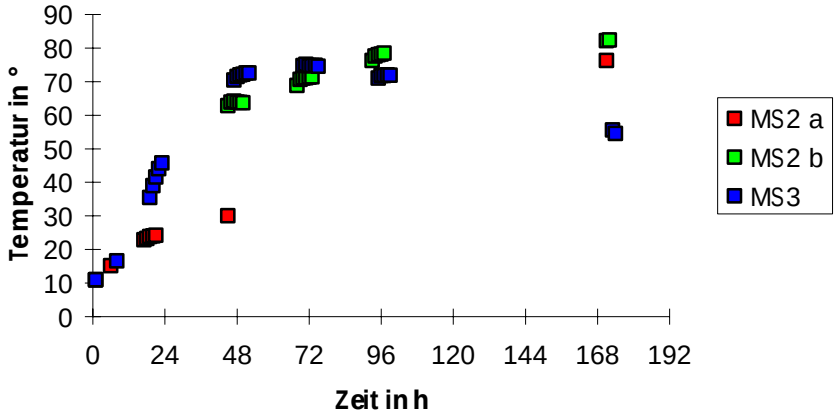


Abb. 22: Temperaturentwicklung Versuch 2

Da es aus den mittlerweile gewonnenen Erkenntnissen nicht mehr als sinnvoll erachtet wurde, die Belüftung in einem Feld vollständig abzustellen, wurden die weiteren geplanten Belüftungsversuche nicht mehr berücksichtigt.

Um weitere Erkenntnisse über den direkten Einfluß der Belüftung auf den Abbau der organischen Substanz zu erlangen, wurden die folgenden Versuche doppelt gefahren, d.h. der Materialeintrag mit den Beimengungen an Wasser, Klärschlamm und Nährstoffe erfolgte parallel in zwei Reaktoren. Ein Reaktor wurde nach Zeitprogramm, der zweite Reaktor wurde dauernd belüftet.

Die Ergebnisse werden in den entsprechenden Kapiteln der Beimengungsversuche dargestellt.

Diskussion der Ergebnisse

Aus den Ergebnissen der Luftstrommessungen folgten zahlreiche Fragen, die die grundsätzliche Belüftungstechnik betrafen. Nach eingehender Beschäftigung mit der in der Anlage betriebenen Temperaturregelung, sollte durch die verschiedenen zusätzlichen Versuche geklärt werden, wie diese Regelung eingestellt werden sollte und inwieweit eine Regelung der Temperatur über das Belüftungssystem sinnvoll ist.

Die Druckmessung in den Zuströmkanälen zur Vorrotte erfolgt über Staugitter. Zur Überprüfung von Verschmutzungen der Staugitter sollten regelmäßig händische Kontrollmessungen mit einem Anemometer oder einem Prandl-Staurohr durchgeführt

werden. Bei erheblichen Abweichungen (mehr als 3 – 500 m^3/h) zu den Leitrechnerwerten sollte das entsprechende Staugitter ausgebaut und gereinigt werden.

Als weiteres Ergebnis wurde festgestellt, daß die Bodentemperaturen in den Reaktoren abhängig von den Materialtemperaturen sind. Im Gegensatz dazu konnte kein Zusammenhang zwischen Decken- und Materialtemperatur festgestellt werden. Daher ist auch eine Mittelwertbildung zwischen Boden- und Deckentemperaturen nicht sinnvoll, um mit diesem Wert, durch Vergleich mit einem Sollwert, die Materialtemperatur zu regeln.

Während des normalen Praxisbetriebes der Anlage wird das Material mehrmals am Tag durch die Vorschübe im Reaktor bewegt. Dadurch liegt immer neues Material über den Meßpunkten des Leitrechners. Je nach Zusammensetzung des Materials am Tunnelboden kann eine Temperatur angezeigt werden, die nicht der durchschnittlichen Temperatur in dem übrigen, darüber liegenden Material entspricht. Dies kann in der Folge zu einer nicht optimierten Belüftung führen. Für den Fall , daß die Reaktoren mit einer homogeneren Abfallzusammensetzung, z.B. ausschließlich Hausrestabfall, befüllt werden, kann die Belüftung sinnvoll über die Temperaturregelung erfolgen.

Im Winter ist eine Rückführung der Abluft notwendig, um die Zuluft anzuwärmen. Andernfalls benötigt das Rottematerial mehrere Tage bis es sich erwärmt. Im ungünstigsten Fall kann es schon wieder ausgetragen werden, bevor der Rotteprozeß mit der Erwärmungsphase beginnt.

Der schnelle Anstieg der Temperatur bei Dauerbelüftung im ersten Versuch deckte sich mit Ergebnissen aus der Literatur [23, 37, 46]. Nach diesen Angaben führt eine stärkere Belüftung während der Erwärmungsphase zu einem schnelleren Anstieg der Temperatur. Auf Grund dieser Ergebnisse kann festgestellt werden, daß eine dauernde und konstante Belüftung besser für den Rotteprozeß ist, als die Belüftung nach dem Zeitintervallprogramm. Denn gerade zu Beginn der Erwärmungsphase ist eine Dauerbelüftung notwendig, um den Rotteprozeß zügig in Gang zu bringen.

Zur theoretischen Beurteilung der Belüftungsarten können die jeweiligen Belüftungsraten mit Werten aus der Literatur verglichen werden. Nach diesen Werten fördert eine Erhöhung der Belüftungsrate bis 12 m^3 Luft/(MgTS*h) die Aktivität der Mikroorganismen. Bei höheren Raten bleibt die maximal erreichte Sauerstoffaufnahme konstant. Als minimale Belüftungsrate wird 2,4 m^3 Luft/(MgTS*h) angegeben [23]. Mit dieser Rate wird den Mikroorganismen nur der stöchiometrisch für den Abbau der organischen Substanz nötige Sauerstoff zugeführt.

Wenn vorausgesetzt wird, daß in den Reaktoren das Material mit einer Dichte von $\rho = 0{,}6$ t/m^{3}auf eine Schütthöhe von 2,5 m eingebracht wird, ergibt sich, bei einem Wassergehalt von 50 %, eine Belüftungsrate von 21 m^3 Luft/(MgTS*h) bei Dauerbelüftung und bei Belüftung nach dem Zeitprogramm 7 m^3 Luft/(MgTS*h). Im Vergleich mit den Literaturwerten ergibt sich demnach schon für die intervallmäßige Belüftung eine ausreichende Luftmenge pro Stunde. Da diese Luftmenge aber nicht konstant dem Rottegut zugeführt wird, kann es zu einer Verschlechterung des Rotteergebnisses kommen. Weiterhin werden die Belüftungsraten nur auf die Trockensubstanz bezogen. Der Wassergehalt hat aber Einfluß auf die Verfügbarkeit des Sauerstoffes im Material (s. Kap. B 3.4.6).

In den Beimengungsversuchen wurde deshalb, um genauere Aussagen treffen zu können, der Einfluß der unterschiedlichen Belüftungsarten weiterhin untersucht. In diesen Versuchen zeigte sich, daß in der Regel im dauerbelüfteten Reaktor niedrigere Werte für GV und TOC erreicht wurden als im Reaktor, der intervallmäßig nach dem Zeitprogramm belüftet wurde (s. Kap B 3.4.7).

Es wird empfohlen die Belüftung bei der derzeitigen Materialzusammensetzung kontinuierlich laufen zu lassen. Dabei ist, bei einer Schütthöhe des Materials von 2,5 m, eine Belüftungsrate von 1800 m^3/h ausreichend. Dies entspricht einer Belüftung von 9-13 m^3 Luft/(MgTS*h) bei Wassergehalten von 40-60 %. Erreicht werden kann diese Rate durch Verringerung der Lüfterleistung. Die Lüfter können auf zwei Stufen eingestellt werden. In der höchsten Stufe leisten die Lüfter nach Betriebsangaben 3.600 m^3/h, auf der niedrigen Stufe 1.800 m^3/h. Gleichzeitig werden durch geringeren Stromverbrauch Kosten eingespart und der geringeren Drehleistung der Verschleiß der Lüfter verringert.

Eventuell kann eine Temperaturregelung in den letzten beiden Belüftungsfeldern angewendet werden.

B 3.4.4. Klärschlammzugabe

Im durchschnittlichen Anlagenbetrieb werden ca. 88 t homogenisierter Restmüll pro Stunde in die Reaktoren eingebracht. Innerhalb einer Stunde werden bei vorgenanntem Durchsatz die Reaktoren viermal befüllt, d.h. ein Eintrag in einen Reaktor entspricht ca. 22 t.

Für die Klärschlammversuche sollten pro Einstellung (10, 20 und 30 % Klärschlamm) drei Einträge erfolgen. Da zwei Reaktoren befüllt werden sollten (s. Kap. B 3.4.3), verdoppelte sich die Anzahl der Einträge.

Für die pro Einstellung benötigten sechs Einträge müssen ca. 132 t Müll bereitgestellt werden. In der Versuchseinstellung mit 10 % Klärschlamm (KS) sind in diesen 132 t 13 t Klärschlamm enthalten. Durch die in den anderen Versuchen entsprechend enthaltenen 26 t und 39 t KS werden insgesamt 78 t KS benötigt.

In einem kurz vor diesem Versuch von der DDG durchgeführten Leistungsversuch der MBRA wurden ca. 30 % KS zum Restmüll dazugemischt. Durch den hohen Schlammanteil entstanden anlagentechnische Probleme. So waren z. B. die Antriebe der Homogenisierungstrommeln durch die höhere Gesamtmasse des Mülls überlastet. Aus diesem Grund wurde der Rotteversuch mit 30 % KS-Beimengung nicht durchgeführt.

Die benötigte Menge an KS reduzierte sich daraufhin auf 39 t.

Die Drehzahl der Austragsschnecke im Schlammsilo läßt sich von der Leitwarte aus einstellen. Der Drehzahlbereich der Schnecke reicht von 1,9 U/min bis 11,4 U/min. Laut Betriebsangaben für die Schnecke fördert sie bei 2 U/min 8 t/h und bei 11,4 U/min 40 t/h.

Für die erste Versuchseinstellung (10 % Klärschlammbeimengung) wurde die Umdrehungszahl auf 2 U/min eingestellt. Das Schlammsilo mit einem Fassungsvermögen von 200 m^3, war zu 32 % gefüllt. Das entspricht einem Volumen von 64 m^3. Laut Registrierung über die Eingangswaage, auf der jedes Anlieferfahrzeug das in die Anlage fährt gewogen wird, wurden eine Gesamtmenge von 47 t KS angeliefert. Der angelieferte Klärschlamm hatte demnach eine Dichte von $\rho = 0{,}73$ t/m^3. Eine Trocknung ergab einen Wassergehalt von 48 %.

Die Menge an eingetragenem Material wurde durch eine Bandwaage am Eintragsband in die Reaktoren kontrolliert. Während des Eintrages wurden wie in den vorangegangenen Versuchen Proben für die Analysen gezogen.

Bei der Durchführung des Versuches stellte sich heraus, daß sich die Schnecke, obwohl sie auf 1 U/min eingestellt war, mit 2 U/min drehte. Nach Befüllen der beiden Reaktoren mit jeweils drei Einträgen war das Schlammsilo bis auf 16 % geleert. Dies bedeutet, daß 23,5 t KS zugefahren wurden. Während der Eintragszeit sind 126,2 t über die Bandwaage gefördert worden.

Die 23,5 t KS in 126,2 t homogenisiertem Restmüll entsprechen einer Beimischung von 19 % KS.

Da mit der Schnecke keine kleinere Beimengung an Klärschlamm einstellbar ist, konnte ein KS-Gehalt von 10 % nicht eingestellt werden. Durch die Versuchseinstellung wurde ein Gehalt von ca. 20 % KS erreicht, so daß keine weiteren Einstellungen vorgenommen wurden.

Das Material wurde innerhalb einer Woche durch die Reaktoren befördert. Am achten Tag wurden aus dem vorgerotteten Abfall aus beiden Reaktoren Proben gezogen, aus denen, wie aus den Proben vom Eingangsmaterial, Wassergehalt, GV, TOC, Rottegrad und das C/N-Verhältnis bestimmt wurden.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 10: Analysenergebnisse Klärschlammversuch 20%

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	36,0	43,4	60,3
GV (% TR)	75,7	63,0	70,9
TOC (% TR)	24,9	23,2	17,8
N_{ges} (mg/kg TR)	9500	8850	7550
C/N-Verhältnis	46,2	41,3	54,4
Rottegrad	II-III	II-III	II

Das wichtigste Ergebnis dieses Versuches ist die Abnahme des Glühverlustes und des TOC. Beide Werte nahmen während der Rotte ab. Dabei war der größte Abbau des GV im Reaktor mit der dauernden Belüftung zu verzeichnen. Der TOC nahm im Rottetunnel mit der Belüftung nach dem Zeitprogramm am stärksten ab.

Diskussion der Ergebnisse

In der MBRA Horm läßt sich bei konstantem Massenstrom des Restmülls ein Klärschlammgehalt zwischen 20 und 30% einstellen. Dabei sind die Austragsschnecke im Schlammsilo und die Homogenisierungstrommeln die begrenzenden Faktoren. Wie sich im Leistungsversuch der Anlagenbetreiberin herausstellte, arbeiten die Homogenisierungstrommeln bei 30 %-iger Schlammzugabe und normalen Massenstrom an Restmüll an ihrer Auslastungsgrenze.

Eine geringere Zugabe an KS als 20 % ist über die Umdrehungsgeschwindigkeit der Austragsschnecke nicht einstellbar. Eine Möglichkeit den KS-Anteil im Rottematerial zu verringern wäre die Erhöhung des Massenstromes an Restmüll bei gleichbleibender KS-Zugabe. Hierdurch läßt sich allerdings nur eine geringfügige Verringerung des KS-Anteils bewirken, da die Durchsatzleistung der MBRA nur um ca. 20 % im Dauerbetrieb erhöht werden kann.

Daß die Schnecke mehr KS austrägt als in der Gerätebeschreibung angegeben, könnte daran liegen, daß die im Silo vorhandene Masse durch den Eigendruck den Schlamm zusätzlich durch die Schnecke drückt.

Aufgrund der Analysenergebnisse wäre eine konstante Zugabe von Klärschlamm anzustreben, da dadurch ein höherer Abbau der organischen Substanz in kürzerer Zeit erzielt werden kann. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Versuche zur Aufenthaltsdauer (s. Kap. B 3.4.2) zeigt sich deutlich der fördernde Einfluß des Klärschlammes auf den Rotteprozeß. Während der Rotte von unbehandeltem Material kam es noch nach sechs bis acht Tagen zu einer Erhöhung der Werte von GV und TOC, wogegen diese Werte durch die Beimengung von KS innerhalb von sieben Tagen deutlich abnahmen.

Die Austragsschnecke sollte auf die kleinste Umdrehungsgeschwindigkeit eingestellt werden. Bei durchschnittlicher Durchsatzmenge an Restmüll wird dadurch ein Klärschlammgehalt von ungefähr 20% erreicht.

B 3.4.5. Bestimmung des Rottegrades

Schon in den Versuchen zur Aufenthaltsdauer des vorbehandelten Materials in den Rottereaktoren wurde festgestellt, daß die Ergebnisse der Rottegradbestimmung keine Interpretation über den Rottefortschritt zulassen (s. Kap. B 3.2.8 und Tab. 3). Die Rottegrade schwankten innerhalb einer Doppelprobe zwischen I und IV. Hauptsächlich

jedoch wurde der Rottegrad II bestimmt. Dieser Rottegrad wurde im Output unabhängig von der Rottedauer auch im Input bestimmt.

Begleitend zu den Versuchen zur Klärschlammbeimengung wurden nochmals Rottegradbestimmungen durchgeführt. Durch die Zugabe von KS wurde eine bessere Entwicklung der Rottegrade und damit interpretierbare Ergebnisse erwartet. Aber auch in diesen Versuchen waren die Rottegrade nicht aussagekräftiger (s. Kap. B 3.4.4). Es wurden im Input wie im Output die gleichen Rottegrade von II-III bestimmt.

Aufgrund dieser Ergebnisse wurden bei den Versuchen zur Wassergehaltsoptimierung und zur Optimierung des Nährstoffangebotes keine weiteren Bestimmungen des Rottegrades durchgeführt.

Der Rottegrad wird allgemein zur Bewertung des Abbaugrades eines Kompostes herangezogen. Das Rottematerial in der MBRA Horm unterscheidet sich durch den hohen Anteil an biologisch inertem Material deutlich vom durchschnittlichen Rottegut für Kompost. Diese inerten Materialien wie Kunststoffe, Baumischabfälle usw. gelangen durch die Beimischung von Gewerbe- und Sperrmüll in das Rottematerial.

Dieser Anteil an nichtrottbarem Müll und die Inhomogenität des Materials sind für die großen Schwankungen des Rottegrades verantwortlich. Zur Beschreibung des Rottezustandes der Abfälle in der MBRA ist der Rottegrad daher nicht geeignet.

B 3.4.6. Feuchtigkeitsgehalt

In den Analysenergebnissen des Aufenthaltsversuches zeigte sich, daß der durchschnittliche Wassergehalt des unbefeuchteten Restmülls bei ca. 40 % liegt. Dieser Wassergehalt wurde nach Vergleich mit Literaturwerten [1, 14, 23] als zu niedrig angesehen, so daß Versuche zur Einstellung eines optimalen Wassergehaltes durchgeführt wurden. Es wurden zwei Versuche durchgeführt, in denen das Rottematerial einmal auf 50 % und auf 60 % Wassergehalt eingestellt und für eine Rottedauer von 7 Tagen in den Reaktoren verbleiben sollte.

Mit einer zweiten Versuchsreihe sollte die Austrocknung des Materials durch eine definierte Belüftungsdauer über die Zeit bestimmt werden. Dazu wurde Rottematerial, mit dem gleichen Wassergehalt wie in der ersten Versuchsreihe, für drei Wochen in den Reaktoren belassen.

Das befeuchtete Material wurde in Raschelsäcke gefüllt und den Reaktoren zugeführt. Die Säcke wurden auf zwei Reaktoren verteilt, die unterschiedlich belüftet wurden (Dauerbelüftung und Belüftung nach Zeitprogramm). Da für einen Reaktor vier Säcke pro Einstellung, entsprechend 50 kg Restmüll, vorgesehen waren, verdoppelte sich die erforderliche Menge wegen der Aufteilung auf zwei Reaktoren auf 100 kg in acht Säcken pro Versuchseinstellung.

Nach der in Kap. B 3.3.5 angegebenen Formel wurde das zuzugebende Wasser und die abzuwiegende Menge Restmüll berechnet. Danach wurde für einen Wassergehalt von 50 % 83 kg Müll mit 17 l Wasser und für den Wassergehalt von 60 % 33 l Wasser mit 67 kg Müll vermischt. Aus dem angefeuchteten Material wurden Proben für die Inputanalysen gezogen. Das Material wurde gleichmäßig auf die acht Säcke verteilt, so daß sie mit jeweils 12,5 kg Material gefüllt waren.

Nach der Rottezeit von sieben Tagen wurden die einzelnen Säcke verwogen und das zusammengehörende Material miteinander vermischt, um daraus die Proben des Outputmaterials zu ziehen. Die Säcke für die längere Rottedauer wurden nach sieben Tagen ebenfalls ausgetragen. Sie wurden verwogen und wieder in die Reaktoren gegeben, in denen sie weitere zwei Wochen verblieben. Nach dieser Rottezeit erfolgte die zweite Verwiegung.

Nach der Vermischung wurden Materialproben zur Analyse entnommen.

Die Analysenergebnisse der einzelnen Einstellungen geben die Tab. 11 - 14 wieder.

Ein großes Problem stellte die Aussortierung der Säcke im ausgetragenen Material dar. So konnten nur zwei Drittel der Säcke im Austrag gefunden werden. Während des Austrags fällt das Rottematerial nicht kontinuierlich auf den Leiterboden, sondern es brechen teilweise große Stücke an der Austrittsöffnung der Reaktoren ab, die dann auf dem Leiterboden zerfallen. Diese Stücke erreichen oft ein Volumen von ca. 10 m^3. Wenn Säcke in einem solchen Abbruch vorhanden sind, werden sie nur entdeckt, wenn sie an den Kanten sichtbar sind oder beim Auseinanderfallen an die Oberfläche geraten. Es hat sich als nahezu unmöglich herausgestellt verschüttete Säcke aus dem Material zu graben.

Aus diesem Grund sind die Säcke mit dem Material, welches mit einem Wassergehalt von 60 % 21 Tage in den Reaktoren verbleiben sollte, vollständig verloren gegangen. Eine Auswertung ist daher nicht möglich.

Die Ergebnisse zeigten, daß die Wassergehalte für die Versuchsmaterialien der Rottedauer 7 Tage nicht auf die gewünschten Werte eingestellt wurden. Es wurde ein Wassergehalt von 45 % anstatt 50 % und 50 % anstatt 60 % eingestellt. Das bedeutet, daß der verwendete Restmüll ursprünglich nur einen Wassergehalt von ca. 30 % hatte anstatt der angenommenen ca. 40 %. Im Versuchsmaterial für die Rottedauer 21 Tage wurde der Wassergehalt genau auf die gewünschten 50 % eingestellt.

Bei den Versuchen mit 7 Tagen Rottedauer nahm der Wassergehalt (WG) bei allen Einstellungen ab. Der Wasserverlust war in dem Material, daß auf 60 % WG eingestellt werden sollte, am größten. Der Wassergehalt sank von 50 % auf 39 % im Reaktor mit der Belüftung nach dem Zeitprogramm. Im Reaktor mit Dauerbelüftung sank der WG im Outputmaterial bis auf 30 %.

Im Material mit dem tatsächlichen WG von 50 % wurde im Output für den GV ein niedrigerer Wert und für den TOC ein höherer Wert als im Input gemessen. Im Material mit WG 45 % wurden für beide Parameter höhere Werte im Output gemessen, als im Input.

Die Ergebnisse des Versuches mit einem WG von 50 % und 21 Tage Rottedauer unterscheiden sich nicht wesentlich von den Ergebnissen aus dem vergleichbaren Material mit WG 50 % und einer Rottedauer von 7 Tagen.

Tabelle 11: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 50 % WG, 7 Tage Rottedauer

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	45,1	39,1	42,2
GV (% TR)	66,9	68,9	70,1
TOC (% TR)	21,1	22,1	23,2
N_{ges} (mg/kg TR)	9650	11550	11050
C/N-Verhältnis	40,2	34,7	36,8

Tabelle 12: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 50 % WG, 21 Tage Rottedauer

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	50,7	38,1	31,2
GV (% TR)	80,3	75,6	78,6
TOC (% TR)	25,0	30,8	35,2
N_{ges} (mg/kg TR)	7900	9065	7055
C/N-Verhältnis	60,8	48,4	66,2

Tabelle 13: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 60 % WG, 7 Tage Rottedauer

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	50,8	38,8	30,4
GV (% TR)	73,3	65,4	69,3
TOC (% TR)	19,6	24,1	28,0
N_{ges} (mg/kg TR)	10650	12450	11790
C/N-Verhältnis	44,6	30,9	36,6

Tabelle 14: Masse der Säcke von In- und Output der Versuche zum Wassergehalt, sowie die Differenz (in kg)

Versuch	Input	Output Dauernd belüftet	Differenz	Output belüftet nach Zeitprogramm	Differenz
WG 50%, 7 d Rottedauer	12,5	7,9	4,6	9,0	3,5
WG 60%, 7 d Rottedauer	12,5	8,7	3,8	8,6	3,9
WG 50%, 21 d Rottedauer	12,5	7,7	4,8	6,7	5,8

Diskussion der Ergebnisse

In den Versuchen zur Optimierung des Wassergehaltes wurde in den Versuchsmaterialien für eine Rottedauer von sieben Tagen nicht der gewünschte Wassergehalt erreicht. Im Material mit 45 % WG sind keine Unterschiede zu den Ergebnissen aus den Aufenthaltsversuchen festzustellen, bei denen das Rottematerial einen durchschnittlichen Wassergehalt von 40 % hatte. Die Werte von GV und TOC im Output lagen über denen im Input. Da die Wassergehalte in den Versuchen sehr ähnlich waren, war auch keine wesentliche Verbesserung des Rotteergebnisses zu erwarten.

In der zweiten Versuchseinstellung, bei der ein WG von 60 % eingestellt werden sollte (50 % wurden erreicht), lag der GV im Output aus beiden Reaktoren unterhalb der Werte vom Input. Ein erhöhter Wassergehalt scheint daher die Abbauvorgänge zu beschleunigen und die Angaben aus der Literatur zu bestätigen, die einen optimalen Wert von 60 % angeben [1, 14, 23].

Leider liegen keine Ergebnisse von Material mit einem Wassergehalt von 60 % vor. Es wird erwartet, daß bei diesem Wassergehalt der Abbau noch deutlicher hervortritt.

Bei dem Vergleich der Meßergebnisse fällt auf, daß während der Rotte über 21 Tage die gleichen Wasserverluste und GV-Änderungen auftraten, wie bei der siebentägigen Rotte.

Mit einem WG von 30-35 % wird im Restmüll ein Zustand erreicht, der biologische Abbauprozesse verlangsamt. Ein wesentlicher Wasseraustrag aus dem Material findet nicht mehr statt. Eine Erniedrigung des WG unter 30 % durch längere Belüftung (hier 21 Tage) war über die Versuche im Winter (= kältere Zuluft) nicht möglich. Zusätzlich werden die mikrobiologischen Abbauvorgänge durch den niedrigen WG verringert bzw. gehemmt. Dadurch ist zu erklären, warum nach 21 Tagen keine besseren Abbauergebnisse erreicht werden, als nach 7 Tagen.

Ein weiterer Grund für den geringen Unterschied in der GV- und TOC-Entwicklung könnte am hohen C/N-Verhältnis im Material mit 21 Tagen Rottedauer liegen. Als optimales C/N-Verhältnis wurde 20 angegeben. Eine Abweichung vom optimalen Verhältnis wirkt sich mit einem verzögerten Abbau aus.

Aus den oben genannten Gründen sollte eine kontinuierliche Wasserzugabe auf jeden Fall erfolgen. Durch die Zugabe von Wasser wird verhindert, daß innerhalb der normalen Rottedauer von 7 Tagen ein biologisch stabiler Zustand erreicht wird und dadurch kein weiterer Abbau der organischen Substanz stattfindet.

Auch in Hinblick auf die Nachrotte muß ein ausreichender Wassergehalt gewährleistet werden, weil ein Anfeuchten des Materials für die Nachrotte nicht vorgesehen ist. Für die Nachrotte sollte im Outputmaterial der Vorrotte noch ein Wassergehalt von ca. 45 % enthalten sein.

Anhand der Ergebnisse wird deshalb ein minimaler Wassergehalt von 50 % für den Input der Intensivrotte empfohlen, wobei ein optimaler Wert von 60 % angestrebt werden sollte.

Bei einem durchschnittlichen Durchsatz von 88 t/h homogenisiertem Restmüll mit einem Wassergehalt von 40 % sollten für einen WG zwischen 50 und 60 % 17 bis 44 m^3 Wasser /h zugefügt werden.

B 3.4.7. Nährstoffzugabe

Die Analysen der Aufenthaltsversuche ergaben ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 40 im homogenisierten Restmüll. Deshalb wurde, zusätzlich zu der Zugabe von Gülle, eine Versuchseinstellung mit optimiertem C/N-Verhältnis durchgeführt.

Die Durchführung dieser Versuche erfolgte auf gleiche Weise wie die Einstellung der Wassergehalte.

Zur Einstellung von 10 Masse-% Gülle wurde zu 90 kg Restmüll 10 kg Gülle und für die Einstellung der 20 Masse-% entsprechend 20 kg Gülle zu 80 kg Restmüll gegeben. Das vermischte Material wurde in acht Raschelsäcke gefüllt, in denen dann jeweils 12,5 kg Rottematerial enthalten waren.

Das C/N-Verhältnis sollte auf 20 eingestellt werden. Aus den Analyseergebnissen der Aufenthaltsversuche errechnet sich für den Gehalt an Gesamtstickstoff ein durchschnittlicher Wert von 9.575 mg/kg TR bei einem C/N-Verhältnis von 40 (s. Tab. 9). Um das C/N-Verhältnis zu halbieren, muß der Gehalt vom Stickstoff auf 19150 mg/kg verdoppelt werden.

Das Ammoniumchlorid (NH_4Cl) sollte zu 100 kg Restmüll gegeben werden. Mit einem angenommenen Wassergehalt von 40 % sind darin 60 kg troc??kene Masse enthalten. Bei einer Zugabe von 9.575 mgN_2/kg TR ergibt sich daraus eine Gesamtmenge an zuzuführenden Stickstoff von 575g. Aus praktischen Gründen wurden 2 kg NH_4Cl, in denen 524 g NH_4-N enthalten sind, zugegeben. Damit sollte ein theoretisches C/N-Verhältnis von 21 erreicht werden. Die 2 kg NH_4Cl wurden in acht Liter Wasser gelöst und zu 100 kg Restmüll gegeben. Das Material wurde ebenfalls auf acht Raschelsäcke verteilt. Durch die erhöhte Masse waren in diesen Säcken jeweils 13,75 kg Rottematerial enthalten.

Als Blindprobe für den direkten Vergleich der Unterschiede im Rotteerfolg wurden 100 kg unbehandelten Mülls gleichmäßig auf weitere acht Säcke verteilt.

Die Säcke aus allen Einstellungen wurden wieder auf zwei Reaktoren mit unterschiedlicher Belüftung verteilt. Ein Reaktor wurde dauerbelüftet, der andere nach dem Zeitprogramm.

Nach sieben Tagen wurden die Säcke aus dem Output aussortiert. Sie wurden verwogen und aus den jeweiligen Müllgemischen Proben zur Analyse genommen.

Die Ergebnisse aus den Analysen der Proben der In- und Outputmaterialien werden in Tab. 15 - 19 aufgeführt.

In der Blindprobe nahmen der Wassergehalt wie auch der GV im Output ab. Für den TOC dagegen wurden für beide Versuchseinstellungen im Output höhere Werte als im Input gemessen.

Im Versuchsmaterial mit eingestelltem C/N-Verhältnis nahm der Wassergehalt während der Rottedauer insgesamt nur wenig ab. Für GV und TOC wurden im Output niedrigere Werte gemessen als im Input.

Im Gülleversuch mit 10 % Gülle waren im Output jeweils höhere GV- und TOC-Werte ermittelt worden. Bei der Einstellung mit 20 % Gülle dagegen waren diese Werte im Output niedriger als im Input.

Tabelle 15: Analysenergebnisse Blindprobe

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	40,6	30,1	32,4
GV (% TR)	80,7	77,1	79,0
TOC (% TR)	27,8	34,1	35,0
N_{ges} (mg/kg TR)	7050	8800	7450
C/N-Verhältnis	66,7	50,9	61,6

Tabelle 16: Analysenergebnisse Zugabe von NH_4Cl

Analysenparameter	**Inputmaterial**	**Outputmaterial** Dauernd belüftet	**Outputmaterial** belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	38,4	34,7	39,9
GV (% TR)	78,1	72,3	73,0
TOC (% TR)	25,8	24,1	24,8
N_{ges} (mg/kg TR)	8950	19200	16000
C/N-Verhältnis	50,6	21,9	26,5

Tabelle 17: Analysenergebnisse Gülleversuch 10 %

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	43,5	32,5	49,1
GV (% TR)	64,7	72,9	74,7
TOC (% TR)	20,8	24,6	21,9
N_{ges} (mg/kg TR)	10100	10600	11650
C/N-Verhältnis	37,2	39,9	37,3

Tabelle 18: Analysenergebnisse Gülleversuch 20%

Analysenparameter	Inputmaterial	Outputmaterial Dauernd belüftet	Outputmaterial belüftet nach Zeitprogramm
Wassergehalt (% FS)	39,5	39,8	41,5
GV (% TR)	73,5	73,8	71,6
TOC (% TR)	25,2	23,4	24,2
N_{ges} (mg/kg TR)	10300	12500	12155
C/N-Verhältnis	41,7	34,7	35,6

Tabelle 19: Masse der Säcke von In- und Output der Versuche zur Nährstoffzugabe, sowie die Differenz (in kg)

Versuch	Input	Output dauernd belüftet	Differenz	Output belüftet nach Zeitprogramm	Differenz
Blindprobe	12,5	7,8	4,7	8,1	4,4
NH_4Cl	13,8	10,3	3,5	10,8	3,0
Gülle 10%	12,5	8,7	3,8	9,7	2,8
Gülle 20%	12,5	10,4	2,1	10,2	2,3

Diskussion der Ergebnisse

In den Versuchen zur Optimierung des Nährstoffangebotes sollte das C/N-Verhältnis auf einen Wert von 20 eingestellt werden. Darüber hinaus wurde in zwei Versuchen Gülle in den Konzentrationen 10 und 20 Masse-% zu homogenisiertem Restmüll gegeben.

Das hohe C/N-Verhältnis im Input wird auf die Probenahme zurückgeführt. Die Ergebnisse der Outputproben zeigen, daß der gewünschte Gehalt an N_{ges} (ca. 19.000 mg N_2/kgTR) nahezu erreicht wurde.

Durch die Einstellung des C/N-Verhältnisses mit Ammoniumchlorid (NH_4Cl) wurde ein verbesserter Abbau der organischen Substanz erreicht. Die Werte für den GV als auch für den TOC lagen im Output unter den Werten des Inputs. Im Material der Blindprobe dagegen lagen die TOC-Werte im Output deutlich über denen des Inputs.

In den Gülleversuchen wurden mit einem Güllegehalt im Restmüll von 20 Masse-% die besten Rotteergebnisse erzielt. Auch bei diesem Versuch lagen die Werte für GV und TOC im Output unterhalb der Inputwerte.

Durch die Zugabe von Gülle wurde ebenfalls das Angebot an Stickstoff im Rottematerial erhöht. Die Verbesserung des Angebotes führte jeweils zu einer Beschleunigung der Abbauvorgänge.

Die Zugabe an NH_4Cl wurde hier in kleineren Versuchseinheiten durchgeführt, um den grundsätzlichen Einfluß des C/N-Verhältnisses auf den Rotteprozeß zu untersuchen. Eine großtechnische und kontinuierliche Zugabe an NH_4Cl wäre unwirtschaftlich. Wirtschaftlicher hingegen wäre die Zugabe eines stickstoffreichen Substrates aus dem Abfallbereich, wie z.B. Gülle.

B 4. Zusammenfassung Teil B

Anhand der Versuche wurde deutlich, daß der Rotteprozeß in der MBRA Horm verbessert werden kann. Die meisten Optimierungsmaßnahmen lassen sich im Regelbetrieb der Anlage umsetzen.

Grundlegender Handlungsbedarf besteht bei der Einstellung der Belüftung. Die vorgesehene Rottetemperatursteuerung über die Regelung der Belüftung durch Erfassung von Reaktortemperaturen und Vergleich mit einem Sollwert ist einem optimalen Rotteprozeß mit der üblichen Materialzusammensetzung nicht dienlich. Durch die Inhomogenität des Rottematerials besteht häufig kein direkter Zusammenhang zwischen den Materialtemperaturen und den vom Leitsystem am Tunnelboden erfaßten Temperaturen. Bei einem reinen Restmüllgemisch aus der grauen Abfalltonne wird eine sinnvolle Steuerung dieser Art und Weise erwartet.

Die Belüftung sollte kontinuierlich laufen. Für eine optimale Sauerstoffversorgung wird eine Belüftungsrate von ca. 11 m^3 Luft/(kg TR*h) benötigt. Dies wird in der Anlage schon durch die niedrigere Lüfterleistung erreicht. Die Lüfter besitzen zwei Leistungsstufen. Auf niedriger Stufe fördern sie 1.800 m^3/h und auf hoher Stufe 3.600 m^3/h.

Eine Wasserzugabe während der Homogenisierung wird notwendig. Der unbefeuchtete homogenisierte Restmüll in der MBRA Horm hat einen durchschnittlichen Wassergehalt von 40 %. In den Versuchsreihen zum Wassergehalt wurde festgestellt, daß bei einem WG unterhalb ca. 35 % ein stabiler Zustand erreicht wird. Die Abbauvorgänge durch die Mikroorganismen kommen zum Erliegen.

Als minimaler Wassergehalt im Input der Intensivrotte werden 50 % angesehen. Ein WG von 60 % sollte im Regelbetrieb der Anlage angestrebt werden. Dafür ist eine Zugabe von 44 m^3 Wasser/h bei einem durchschnittlichen Durchsatz von 88 t homogenisiertem Restmüll pro Stunde notwendig.

Desweiteren hat sich die Zugabe von Klärschlamm oder Gülle positiv auf den Abbau der organischen Substanz ausgewirkt. Aus diesem Grund sollte nach Möglichkeit eine kontinuierliche Beimischung solcher Stoffe erfolgen.

Der kleinste einstellbare Gehalt an Klärschlamm betrug 20 Masse-%. Diese Einstellung sollte auch im Praxisbetrieb durchgeführt werden. Ein höherer Gehalt führt zu technischen Problemen.

Die Möglichkeit einer großtechnischen Güllebeimengung müßte bezüglich ihrer positiven Auswirkung auf das Rotteergebnis überprüft werden. Eine Beimengung von 20 Masse-% erscheint sinnvoll. Bei geringeren Gehalten wird ein nicht so gutes Ergebnis erzielt. Bei höheren Gehalten ist mit negativen Einflüssen auf die Rotte zu rechnen. Augrund der dickflüssigen Konsistenz der Gülle würde es zum Verschließen der Luftporen und damit zu einer mangelnden Sauerstoffversorgung kommen.

Durch die Zugabe von 20 Masse-% wäre eine Entsorgung von ca. 20.000 t Gülle pro Jahr möglich.

In Tab. 20 sind die ohne technische Umgestaltung umsetzbaren Optimierungsmaßnahmen aufgelistet.

Tabelle 20: Durchführbare Optimierungsmaßnahmen und die erforderlichen Einstellungen in der MBRA Horm

Parameter	Maßnahme	Einstellung
Belüftung	Dauerbelüftung	Lüfterleistung auf Stufe 1, Klappen in den Belüftungsfeldern auf Handbetrieb und offen
Wassergehalt	kontinuierliche Wasserzugabe auf 60 % WG	bei durchschnittlichem Restmülldurchsatz: 44 m^3 Wasser /h
Klärschlamm	kontinuierliche Klärschlammzugabe 20 Massen-%	kontinuierliche Klär-schlammzugabe bei eingestellter Drehzahl der Austragsschnecke von 2 U/min

B 5. Literatur Teil B

[1] Bidlingmaier, W.:
Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen, in: Kumpf (Maas/Straub), Müll- und Abfallhandbuch, Erich Schmidt Verlag, 6/1983, Kennziffer 5305

[2] Bidlingmaier, W.:
Einfluß von Filterhilfsmitteln aus der Schlammentwässerung auf die Rottevorgänge bei der gemeinsamen Kompostierung von kommunalen Müll und Schlamm in einwohneräquivalenten Mengen, Forschungsbericht der Universität Stuttgart,. 1976

[3] Bidlingmaier, W. und Häberle, H.:
TA-Siedlungsabfall, Erfolgreiche Abfallwirtschaftskonzepte, Restmüllbehandlung, Absatzstrategien, Springer Verlag, 1994

[4] Bogon, H. und Doedens, H.:
Verfahrensauswahl zur Restabfallbehandlung vor der Deponie, in: Biologische Abfallbehandlung, Thomé-Kozmiensky K. J., EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1995

[5] Damiecki, R.:
Pilotversuch zur biologischen Behandlung von Restmüll - Mehrstufige, aerobe Rotte - Rotteversuch 3, intern, April 1992

[6] Damiecki, R.:
Qualität deutlich verbessert, Kalte Restmüllbehandlung spart Deponievolumen, in: Entsorga Magazin, Entsorgungswirtschaft, Nr. 2, Deutscher Fachverlag GmbH, Frankfurt Main, 1993

[7] Damiecki, R.:
Schlichtweg ungeeignet, Über den Glühverlust zur Emissionsermittlung, in: Entsorga Magazin, Entsorgungswirtschaft, Nr. 3, Deutscher Fachverlag GmbH, Frankfurt Main, 1992

[8] Damiecki, R. und Kalla, C.:
Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung in der Praxis am Beispiel Düren, in: Biologische Abfallbehandlung III, Wiemer K. und Kern M., M.-I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen 1996

[9] Dellweg, H.:
Biotechnologie: Grundlagen und Verfahren, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 1987

[10] Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz
Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TA-Siedlungsabfall), 14. Mai 1993

[11] Emberger, J. und Jäger, B.:
Die hauptsächlichen Verfahren der Kompostierung, in: Kumpf (Maas/Straub), Müll- und Abfallhandbuch, Erich Schmidt Verlag, 6/1989, Kennziffer 5410

[12] Fertig, J. und Niese G.:
Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidproduktion und Abbau der organischen Substanz während der Rotte von Hausmüll, in: Forum Städt.-Hygiene, Sonderheft (2), 1986

[13] Glathe und Farkasdi:
Bedeutung des Sauerstoffs für die Rotteprozesse, Die aerobe Rotte, in: Kumpf (Maas/Straub), Müll- und Abfallhandbuch, Erich Schmidt Verlag, 2/1985, Kennziffer 5231

[14] Grüntges, K.:
Bioverfahrenstechnisches Konzept für eine Rottesteuerung bei der Kompostierung von Abfällen in eingehausten, saugbelüfteten Mieten, Institut für Bioverfahrenstechnik, Diplomarbeit, RWTH Aachen

[15] Haug, R T. et al.:
Sludge Processing and Disposal - A state of the art review, Veröffentlichung des LA/OMA Projektes, Whittier , USA, 1977

[16] Hertig, U. et al.:
Investigation of the emission behaviour of various types of waste, Fourth International Landfill Symposium, "Barriersystems, enviremental aspects, upgrading and remadiation, siting, monofills, effects of waste pretreatment, landfilling in developing countries, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinien, Italien, September 1993

[17] Jourdan, B.:
Zur Kennzeichnung des Rottegrades von Müll- und Müllklärschlammkomposten, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 30, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, 1988

[18] Kalla, C.:
BMBF-Verbundvorhaben, "Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen", Teilvorhaben 2/4, Zwischenergebnisse, unveröffentlicht, Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH, (U.T.G.), Viersen

[19] Kalla, C. und Damiecki, R.:
Vortrag i. R. der 1. Tagung BMBF-Verbundvorhaben in Potsdam, 1996

[20] Kalla, C. und Damiecki, R.:
Vortrag i. R. der 2. Tagung BMBF-Verbundvorhaben in Potsdam, 1996

[21] Kalla, C. und Damiecki, R.:
Vortrag i. R. der 3. Tagung BMBF-Verbundvorhaben in Potsdam, 1996

[22] Kettern, J.-T. und Damiecki, R.:
Entwicklung und Umsetzung einer Mechanisch-Biologischen Restmüllbehandlungsanlage im Kreis Düren, in: Abfallwirtschaftjournal, Nr. 6, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Neuruppin, 1995

[23] Krogmann, U.:
Kompostierung: Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung, Hamburger Berichte 7: Abfallwirtschaft, Economica Verlag, Bonn, 1994

[24] Lehninger, A. L. et al.:
Prinzipien der Biochemie, 2. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, 1994

[25] Maak, D.:
Das Kaminzugverfahren nach Spillmann und Collins, in: Die Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung - eine Alternative zur Müllverbrennung?, 52. Informationsgespräch in Düren, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Ernst-Moritz-Arndt-Sraße 2, 40822 Mettmann, Heft 31, Oktober 1995

[26] Müsken, J. und Bidlingmaier, W.:
Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen, Handbuch Abfall, Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Würtenberg, 1994

[27] N.N.:
Abfalljahresberichte 1995 - 1998, Kreis Düren Abfallwirtschaft

[28] N.N.:
Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., VCH Weinheim, Beuth Verlag, Berlin, 1977

[29] N.N.:
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren, Band I-IV, Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. VCH Weinheim, Beuth Verlag, Berlin, 1993

[30] N.N.:
Jahresbericht 1995, Dürener Deponiegesellschaft mbH, Pfarrer-Pleus-Str. 46, 52393 Hürtgenwald, 1996

[31] N.N.:
Jahresbericht 1996, Dürener Deponiegesellschaft mbH, Pfarrer-Pleus-Str. 46, 52393 Hürtgenwald, 1997

[32] N.N.:
Mechanisch- biologische Restmüllaufbereitung, Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH (U.T.G.), Viersen

[33] N.N.:
Methodenbuch, Bundesgütegemeinschaft Kompost (Bgg-Kompost), 1994

[34] Nickisch-Hartfield :
Grundlagen der Mikrobiologie, Vorlesungsskript, FH Niederrhein Krefeld

[35] Scharf, K.-H. u. Weber, W.:
Cytologie, Materialien für den Sekundarbereich II, Biologie, Schroedel Schulbuchverlag GmbH, 1986

[36] Scharf, K.-H. und Weber, W.:
Stoffwechselphysiologie, Materialien für den Sekundarbereich II, Biologie, Schroedel Schulbuchverlag GmbH, 1986

[37] Schauz, E. K.:
Rotteoptimierung durch Belüftung, in: Abfallwirtschaftsjournal 7, Nr. 6, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Neuruppin, 1995

[38] Schlegel, Hans G.:
Allgemeine Mikrobiologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1992

[39] Schuchard, F.:
Verlauf von Kompostierungsprozessen in Abhängigkeit von technisch- physikalischen und chemischen Rahmenbedingungen, Seminar "Herstellung und Vermarktung von Komposten nach Gütekriterien", Haus der Technik, Essen, 1988

[40] Schuchard, F.:
Zur Bedeutung des Luftporenvolumens für die Kompostierung organischer Schlämme, Mitteilung aus dem Institut für Technologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, in: Grundl. Landtechnik, Bd. 37, Nr. 3, 1987

[41] Sihler, A.:
Stoffbezogene Voraussetzungen für den Einsatz biologischer Verfahren, in: Biologische Verfahren zur Abfall- und Reststoffverwertung, LWA-Materialien, Nr. 1/92, Landesamt für Wasser und Abfall NRW, Düsseldorf, 1992

[42] Soyez, K. und Völker, D.:
Status und Ziele des BMBF-Verbundvorhabens zur Mechanisch-Biologischen Vorbehandlung von Restabfall, in: Biologische Abfallbehandlung III, Wiemer K. und Kern M., M.-I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen 1996

[43] Stief, K.:
Deponietechnik, Untergrund-Abdichtung-Deponieverhalten-Deponierückbau, aus der Reihe Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Bd. 85, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, 1996

[44] Thomé-Kozmiensky, K.J.:
Biologische Abfallbehandlung, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1995

[45] Thomé-Kozmiensky, K.J.:
Kompostierung von Abfällen, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1985

[46] v. Rheinbaben, W.:
Steuerung der Temperatur bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen mittels variierter Belüftung in halbtechnischen Versuchen, in: MÜLL und ABFALL, 8/1993

[47] Zachäus, D.:
Grundlagen des aeroben Stoffwechsels, in: Biologische Abfallbehandlung, Thomé-Kozmiensky K. J., EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1995

[48] Zachäus, D.:
Verfahren der Kompostierung, in: Biologische Abfallbehandlung, Thomé-Kozmiensky K. J., EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1995

B 6. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil B

B 6.1. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Temperaturverlauf der Rotte über die Zeit 7

Abb. 2: Schematische Darstellung des Dreiphasensystems Rottegut [1] 9

Abb. 3: Abhängigkeit des Wasserdampfgehaltes in der Luft von der Temperatur 12

Abb. 4: Luftporenvolumen als Funktion des Wassergehaltes für verschiedene Materialien [1] 13

Abb. 5: Celluloseabbaurate (in %) in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis [1] 15

Abb. 6: Darstellung der Zeit, nach der eine bestimmte Rottetemperatur erreicht wurde, in Abhängigkeit vom Anfangs-pH-Wert [1] 16

Abb. 7: Lage der Temperaturmeßstellen und der Belüftungsfelder für einen Rottetunnel 28

Abb.8: Meßspitzen der Temperaturmeßlanzen 28

Abb. 9: Anordnung und Bezeichnung der Rottereaktoren 29

Abb. 10: Belüftungsschema der MBRA Horm mit den Meßpunkten für die Gasmessungen 31

Abb. 11: Vergleich Material- Bodentemperatur von MS3 und LR4 40

Abb. 12: Verlauf der Material- und Bodentemperaturen 41

Abb. 13: Verlauf der Material- und Deckentemperaturen 42

Abb. 14: Entwicklung der Schütthöhe 43

Abb. 15: Änderung des GV 46

Abb. 16: Änderung des TOC 47

Abb. 17: Belüftungsschema eines Rottereaktors mit den Meßstellen für die Luftstrommessungen 51

Abb. 18: Sollwertermittlung Feld 1 + 2 53

Abb. 19: Sollwertermittlung Feld 3 54

Abb. 20: Sollwertermittlung Feld 4 54

Abb. 21: Temperaturentwicklung Versuch 1 56

Abb. 22: Temperaturentwicklung Versuch 2 57

B 6.2. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Temperaturtoleranzbereiche von Mikroorganismen (in °C) [47] 4

Tabelle 2: Sauerstoffsättigung von Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur 11

Tabelle 3: Zuordnung des Rottegrades zur im Selbsterhitzungsversuch erreichten Maximaltemperatur 25

Tabelle 4: Versuchseinstellungen zur Belüftung 34

Tabelle 5: Wassergehalte in % FS 45

Tabelle 6: Glühverluste in % TR 46

Tabelle 7: TOC in % TR 47

Tabelle 8 Rottegrade des In- und Outputmaterials 48

Tabelle 9: Nährstoffe im Restmüll 49

Tabelle 10: Analysenergebnisse Klärschlammversuch 20% 61

Tabelle 11: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 50 % WG, 7 Tage Rottedauer 65

Tabelle 12: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 50 % WG, 21 Tage Rottedauer 66

Tabelle 13: Analysenergebnisse Wasserzugabe auf 60 % WG, 7 Tage Rottedauer 66

Tabelle 14: Masse der Säcke von In- und Output der Versuche zum Wassergehalt, sowie die Differenz (in kg) 67

Tabelle 15: Analysenergebnisse Blindprobe 70

Tabelle 16: Analysenergebnisse Zugabe von NH_4Cl 71

Tabelle 17: Analysenergebnisse Gülleversuch 10 % 71

Tabelle 18: Analysenergebnisse Gülleversuch 20% 72

Tabelle 19: Masse der Säcke von In- und Output der Versuche zur Nährstoffzugabe, sowie die Differenz (in kg) 72

Tabelle 20: Durchführbare Optimierungsmaßnahmen und die erforderlichen Einstellungen in der MBRA Horm 76

C Teil C

C 1. Inhaltsverzeichnis Teil C

C 1. Inhaltsverzeichnis Teil C 1

C 2. Bisheriger Kenntnisstand zur Kombination MBA und TAB 4

C 2.1. Abfallwirtschaftliche Situation 4

C 2.2. Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung 6

C 2.3. Stand der thermischen Restabfallbehandlung 11

C 2.3.1. Verfahren und Kapazitäten 11
C 2.3.2. Verbrennungsvorgänge und Luftverhältnis λ 13
C 2.3.3. Verfahren und Kapazitäten 14
C 2.3.4. Rostfeuerungen 17
C 2.3.5. Wirbelschichtfeuerungen 20
C 2.3.6. Schwel-Brenn-Verfahren 24
C 2.3.7. Noell-Konversionsverfahren 28

C 2.4. Realisierte Konzepte 31

C 2.5. Thematisch relevante Ergebnisse Dritter 32

C 2.5.1. Simulationsversuch zur Biostabilisierung von Haus- und Restmüll 32
C 2.5.2. Versuche im Projekt „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“ 33
C 2.5.3. Versuche zum Trockenstabilatverfahren 37

C 3. Verbrennungsversuche mit MBA-Material aus der MBRA Horm 38

C 3.1. Übersicht 38

C 3.2. Kriterien für Verbrennungsversuche 41

C 3.3. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung MBA 44

C 3.3.1. Charakterisierung der Einsatzstoffe 1 bis 3 44
C 3.3.1.1 Materialvorbereitung und Sortieranalysen 44
C 3.3.1.2 Elementaranalysen und Heizwerte 47

C 3.4. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung TAB 51
C 3.4.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld 51
C 3.4.1.1 Rückschubrost-Pilotanlage 51
C 3.4.1.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 52
C 3.4.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld 53
C 3.4.2.1 Großtechnische Rostfeuerung 53
C 3.4.2.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 55
C 3.4.3. ZEUS GmbH, Duisburg 56
C 3.4.3.1 Wirbelschicht-Versuchsanlage 56
C 3.4.3.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 60
C 3.4.4. Kraftwerk Afferde, Hameln 61
C 3.4.4.1 Großtechnische Wirbelschicht 61
C 3.4.4.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 63
C 3.4.5. Siemens/KWU, Ulm Wiblingen 64
C 3.4.5.1 Schwel-Brenn-Technikumsanlage 64
C 3.4.5.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 65
C 3.4.6. Noell-Konversionsverfahren, Freiberg 65
C 3.4.6.1 Pilotanlage 65
C 3.4.6.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung 68
C 3.5. Ergebnisse 68
C 3.5.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld 68
C 3.5.1.1 Verbrennungsverhalten 68
C 3.5.1.2 Emissionen 69
C 3.5.1.3 Qualität der Reststoffe 71
C 3.5.1.4 Massenbilanz 74
C 3.5.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld 77
C 3.5.2.1 Verbrennungsverhalten 77
C 3.5.2.2 Emissionen 78
C 3.5.2.3 Qualität der Reststoffe 79
C 3.5.2.4 Massenbilanz 81
C 3.5.3. ZEUS GmbH, Duisburg 82
C 3.5.3.1 Verbrennungsverhalten 82
C 3.5.3.2 Emissionen 83
C 3.5.3.3 Qualität der Reststoffe 84
C 3.5.3.4 Massenbilanz 86
C 3.5.4. Kraftwerk Afferde, Hameln 88
C 3.5.4.1 Verbrennungsverhalten 88
C 3.5.4.2 Emissionen 88
C 3.5.5. Siemens KWU, Ulm-Wiblingen 89
C 3.5.5.1 Verbrennungsverhalten 89
C 3.5.5.2 Emissionen 90
C 3.5.5.3 Qualität der Reststoffe 91
C 3.5.5.4 Massenbilanz 92
C 3.5.6. Noell, Freiberg 93
C 3.5.6.1 Verbrennungsverhalten 93
C 3.5.6.2 Massenbilanz 94

C 4. Vergleichende Bewertung 96

C 4.1. Verbrennungsverhalten 97

C 4.2. Emissionen 101

C 4.3. Qualität der Reststoffe 107
C 4.4. Massenbilanzen 109
C 4.5. Soffstromdiagramme 114

C 5. Zusammenfassung Teil C 115

C 6. Literatur Teil C 117

C 7. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil C 128

C 7.1. Abbildungsverzeichnis 128
C 7.2. Tabellenverzeichnis 130

C 2. Bisheriger Kenntnisstand zur Kombination MBA und TAB

C 2.1. Abfallwirtschaftliche Situation

Seit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW/-AbfG) (kurz Kreislaufwirtschaftsgesetz) am 07.10.1996 werden Abfälle in "Abfälle zur Verwertung" und "Abfälle zur Beseitigung" unterschieden. Zur Umwandlung der anfallenden Abfallströme stehen der Entsorgungswirtschaft verschiedene Behandlungsverfahren zur Verfügung. Die zur Abfallbehandlung eingesetzten Verfahren lassen sich zunächst in thermische, mechanische und biologische Verfahren unterteilen.

Genaue Angaben zur Menge der anfallenden Abfälle sind aufgrund unterschiedlicher Definitionen schwer zu erbringen und weichen je nach Quelle teilweise erheblich voneinander ab. Vom Statistischen Bundesamt werden nur alle drei Jahre Erhebungen durchgeführt und erst nach lange dauernder Prüfung veröffentlicht. Daher kann oft nur auf Daten aus zurückliegenden Jahren zugegriffen werden.

Nach letzter Erhebung des statistischen Bundesamtes 1993 [103] fallen in Deutschland z. Z. überschlägig 338 Mio Mg Abfälle pro Jahr an. Den Großteil davon machen die rd. 143 Mio Mg/a Baustellenabfälle und rd. 68 Mio Mg Bergematerial im Bergbau aus. Klärschlamm wird mit rd. 50 Mio Mg/a angegeben, dies entspricht ca. 5 Mio Mg Trockensubstanz, der Anteil des Hausmülls und der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle mit zusammen 35 Mio Mg/a [65], [128]. Die Menge des Hausmülls und der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle wurde vom Bund Deutscher Entsorger (BDE) mit 30,7 Mio Mg/a in ähnlicher Größenordnung ermittelt [106]. Restabfall setzt sich vorrangig aus Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen zusammen. Die angeführten Zahlen zum Aufkommen an Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen können daher auch zur Abschätzung der Restabfallmenge dienen. Die nachfolgende Abbildung 1 ermöglicht einen Überblick über die Mengenverhältnisse.

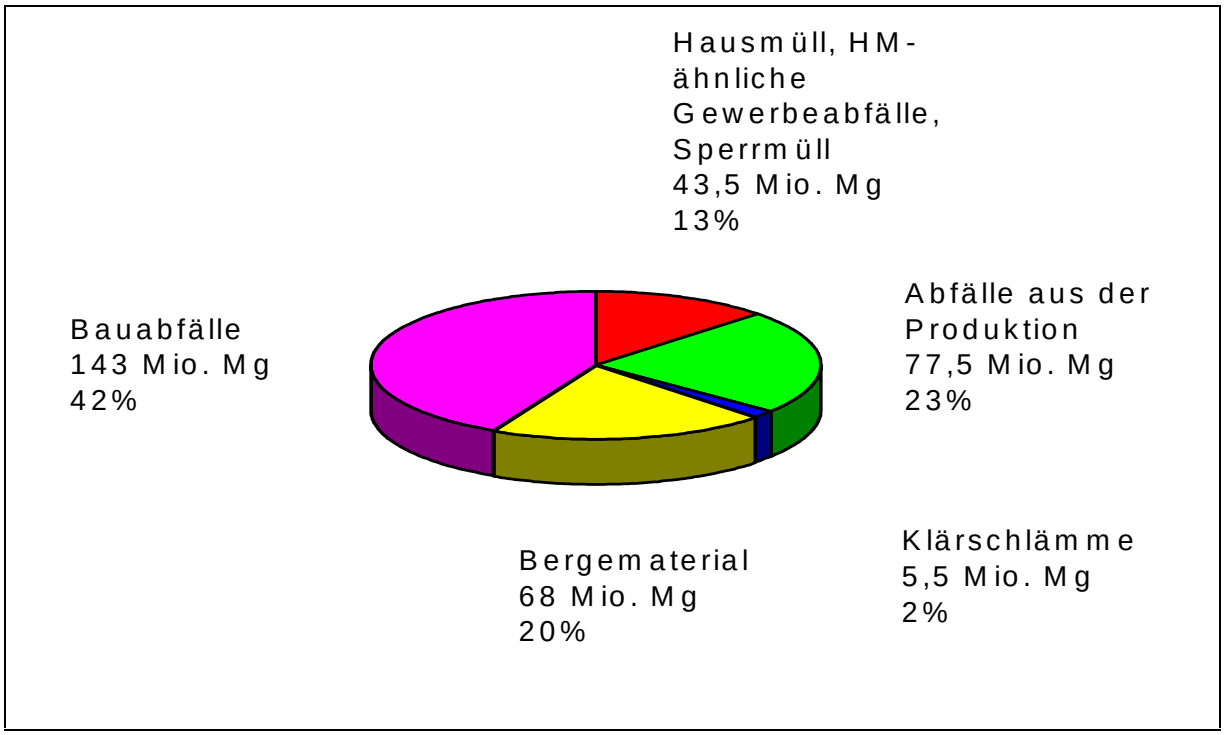


Abbildung 1: Abfallaufkommen in Deutschland 1993 gemäß amtlicher Abfallstatistik, [128] nach [103]

Insgesamt ist das Abfallaufkommen z. Z. leicht rückläufig (1990: 378 Mio Mg [103]. Für das Jahr 2005 werden rund 22 Mio Mg Haushaltsabfälle einschließlich der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle zur Beseitigung prognostiziert. [105], [106]

Die abfallverursachenden Branchen verwerten den überwiegenden Teil des Abfalls selbst. So werden große Anteile der anfallenden Baustellenabfälle von der Baubranche wieder aufgenommen. Produktionsspezifische Abfälle werden von der Industrie in steigendem Maße wiederverwertet. Die verbleibenden Abfallmengen werden von der Entsorgungswirtschaft primär zur Beseitigung angenommen und gelangen zum allergrößten Teil ohne Vorbehandlung direkt auf die Deponie. Die Zahl der deutschen Hausmülldeponien wird mit 272 in den alten und 190 in den neuen Bundesländern angegeben. Von diesen 462 derzeit betriebenen Deponien werden bis 2005 viele geschlossenen werden, da bis dahin ihre Ablagerungskapazität erschöpft ist oder eine Nachrüstung auf die technischen Anforderungen der TA Si nicht mehr sinnvoll erscheint [83].

Für rd. 12,6 Mio Mg/a Abfall stehen thermische Behandlungkapazitäten zur Verfügung. Eine mechanisch-biologische Behandlung vor der Deponierung wird mit rd. 1,4 Mio Mg/a Abfall durchgeführt. Alle thermischen wie auch mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen befinden sich an Standorten in den alten Bundesländern.

Davon ausgenommen sind nur die MBA-Pilotanlage Scharfenberg und seit Anfang 1998 die MBA Nauen/Schwanenbeck, beide im Land Brandenburg, und eine Abfallvergasungsanlage im Industriezentrum Schwarze Pumpe in Sachsen. In Planung bzw. Bau sind sowohl thermische als auch mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen, wobei die TAB im Durchschnitt einen deutlich höheren Durchsatz aufweisen.

Für die thermische Behandlung ist die Verbrennung auf dem Rost zur Zeit das Standardverfahren, welches sich weltweit bewährt hat. Die mechanisch-biologischen Anlagen weisen sehr unterschiedliche Konzeptionen auf. Eine kombinierte mechanisch-biologische und thermische Behandlung von Restabfällen wird bisher in wenigen Einzelfällen für Teilströme praktiziert.

C 2.2. Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Die Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) entstanden aus den Ende der siebziger Jahre entwickelten Anlagen zur Kompostierung von Hausmüll. Die mechanisch-biologischen Anlagen werden seitdem - teilweise als Pilotanlagen - betrieben und ständig weiterentwickelt. Eine Standardisierung der eingesetzten Verfahrenstechniken ist noch nicht erkennbar. Die mechanisch-biologischen Verfahren werden auch als "kalte" Abfallbehandlungsverfahren bezeichnet.

Zur mechanischen Behandlung werden häufig eingesetzt:

- Vorsortierung durch Bagger mit Polypgreifer
- Zerkleinerung mit Rotorschere, Walzenbrecher, Hammermühle, Schneckenmühle usw.
- Auftrennung des Materialstromes über Trommelsiebe oder Windsichter
- Abscheidung: Eisen (Fe)- und Nicht-Eisen (NE)- Scheider (Magnetscheider und Wirbelstrom-Scheidesysteme)
- Homogenisierung, d. h. Vergleichmäßigung und evtl. Einstellung des Wassergehaltes zur Vorbereitung auf die Biologie, in Trommeln oder mit Radlader

Die biologische Behandlung von Restabfall basiert auf ähnlichen technischen Grundlagen wie die Kompostierung von Grünabfällen. In fast allen Fällen wird statt anaerober Rotteverfahren die technisch weniger aufwendige aerobe Rotte eingesetzt. Bei einer, in

Abhängigkeit vom Verfahren, i. d. R. mehrwöchigen biologischen Behandlung bei Temperaturen im Optimum von ca. 55 bis maximal 70 °C erfährt das Material eine deutliche Reduzierung des Wassergehaltes und des Gesamtkohlenstoffes. Der Hauptanteil des Masseverlustes ergibt sich aus der Reduzierung des Wassergehaltes. Die Reduzierung des Wassergehaltes wird durch physikalische Trocknung hervorgerufen. Dazu gehört die Verdunstung kapillar gebundenen Wassers, die Verdunstung des beim biologischen Abbau freigesetzten Wassers und der Ablauf von Sickerwasser.

Unterschiedlich aufwendige biologische Vorbehandlungsstufen sind:

- einfache, offene Mietenkompostierung
- belüftete Mietenkompostierung, z. B. nach dem Kaminzugverfahren
- belüftete, eingehauste Rotte, z. B. Rottehalle, Rottetunnel oder Rottebox, mit Abluftreinigung über Luftwäscher und/oder Biofilter

In den meisten Verfahren werden mechanische und biologische Stufen kombiniert. Angepaßt an die jeweilige Zielsetzung erfolgt die Ausführung in verschiedenen technischen Stufen. Die MBA können in folgende Kategorien eingeteilt werden:

- Low-level-Anlagen mit einer einfachen mechanischen Aufbereitung (Schredder, ggf. grobe Störstoffauslese) und einer darauf folgenden Freilandrotte
- Konzeptionen mit mechanischer Aufbereitung und Zerkleinerung, Freilandrotte und zusätzlich Belüftung der Mieten (z. B. Kaminzugverfahren), evtl. auch Umsetzen der Mieten
- Technische Anlagen mit Vorsortierung, Zerkleinerungs- und Trennaggregaten, Fe- und/oder NE-Abscheidung sowie Entnahme von Stör-, Schad-, und Wertstoffen mit Bagger und von Hand, anschließend eingehauste Intensivrotte und offene oder eingeschlossene Nachrotte

Von den existierenden Anlagen wird etwa ein Drittel zu den technisch aufwendigen Anlagen gerechnet. In Tabelle 1 sind alle z. Z in Betrieb befindlichen Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aufgeführt. Weiterhin sind in Planung/Bau z. Z. ca. sechs Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung, ca. 11 weitere befinden sich in Planung/Ausschreibung. [19], [25], [66], [107]

Im angrenzenden Ausland finden sich z. B. 10 Anlagen in Österreich sowie je eine Anlage in der Schweiz und in Luxemburg. [27]

Tabelle 1: MBA zur Restabfallbehandlung in Deutschland in Betrieb

Nr.	Standort der Anlage (Deponiename)	Stadt bzw. Landkreis	Bundesland	Inbetrieb-nahme	Technik
1	Hasenbühl	Schwäbisch-Hall	Baden-Württem-berg	1976	Zerkleinerung (Sperrmüll); Tafelmietenrotte nach dem Kami
2	Reinstetten	LK Biberach	Baden-Württemberg	1998	3 Wochen Tunnel/-Zeilenrotte; offene Nachrotte
3	Waldorf	LK Calw	Baden-Württem-berg	1994	Tafelmietenrotte (32 Wochen)
4	Erbenschwang	LK Weilheim Schongau	Bayern	1997	Abtrennung von Schad- und Störstoffen, Siebung und Zerkle matischen Eintrags-, Umsetz- und Austragsystemen, Rotteda
5	Quarzbichl	LK Bad Tölz-Wolfratshausen	Bayern	1995	Abtrennung von Schad- und Störstoffen, Zerkleinerung, Sieb trommel, Tafelmietenrotte (4 Wochen), Dreiecksmietenrotte Wochen); heizwertreiche Fraktion (< 150 mm) wird abgetre
6	Nauen-Schwanebeck	LK Havelland	Brandenburg	1998	Zerkleinerung und Homogenisierung, Kaminzugrotte (24 W
7	Scharfenberg	LK Ostprignitz-Ruppin	Brandenburg	1993	Manuelle Vorsortierung mittels Radlader, Siebung und Zerk 2 Monate), Nachrotte in Mietenrotte (6 Monate)
8	Aßlar	Lahn-Dill-Kreis	Hessen	1997	Zerkleinerung, Homogenisierung; Trockenstabilisierung dur Behandlung des Stabilates nach Zwischenlagerung vorgeseh
9	Bassum	LK Diepholz	Niedersachsen	1997	eingehauste Aufbereitung, eingehauste Vorrotte, Tafelmieter
10	Lüneburg	Lüneburg, GfA	Niedersachsen	1996	Sichtung, Zerkleinerung, Magnetabscheider, Siebung, Homo Tafelmiete mit Saug-/Druckbelüftung und automatischer Un Behandlung der heizwertreichen Fraktion geplant
11	Osternburg	Stadt Oldenburg	Niedersachsen	1975	Zerkleinerung (Sperrmüll); Flächenrotte (ca. 12 Monate) nac nach 6 Monaten
12	Wilhelmshaven Nord	Stadt Wilhelmshaven	Niedersachsen	1993	Homogenisierung, Zerkleinerung, Fe-Metall- und Störstoffab Kaminzugverfahren auf der Deponie (Hauptrotte: 6-8 Monat

C 2. Bisheriger Kenntnisstand zur Kombination MBA und TAB

13	Piesberg	Stadt und LK Osnabrück	Niedersachsen	1996	Zerkleinerung, Homogenisierung, Eisenabscheidung; Rotte i 12 Monate)
14	Sedelsberg	LK Cloppenburg	Niedersachsen	Aug. 1995	Tafelmietenrotte (24 Wochen), Kaminzugverfahren
15	Wiefels	ZVA Friesland-Wittmund	Niedersachsen	1997	Tafelmietenrotte (24 Wochen), Kaminzugverfahren
16	Haus Forst	Kerpen-Manheim, Erftkreis	Nordrhein-Westfalen	1989	Zerkleinerung, Siebung, Eisen- und NE-Metallabtrennung; W Tunnelreaktor
17	Horm	Gemeinde Hürtgenwald, Kreis Düren	Nordrhein-Westfalen	1995	Siebung, Sortierung, Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, Wertst Intensivrotte in 6 Tunnelreaktoren (7 Tage), Abluftfassung ur Flachmieten (8 Wochen) vorgesehen (Genehmigung liegt nc
18	Neuss-Grefrath	Kreis Neuss	Nordrhein-Westfalen	1981; Umbau 1991	Zerkleinerung, Siebung, Eisen- u. NE-Metallabtrennung, We Tunnelreaktor
19	Stadt Münster	Stadt Münster	Nordrhein-Westfalen	1997	Eingehauste Aufbereitung, Vergärung
20	Kirchberg	Rhein-Hunsrück-Kreis	Rheinland-Pfalz	1995	Manuelle Vorsortierung, Zerkleinerung, Homogenisierung, S zugverfahren (6-8 Monate)
21	Linkenbach	LK Neuwied + Altenkirchen	Rheinland-Pfalz	1998	eingehauste Aufbereitung; Tafelmietenrotte (mind. 3 Woche
22	Meisenheim	LK Bad Kreuznach	Rheinland-Pfalz	1994	Manuelle Vorsortierung und Störstoffauslese, Homogenisier Mieten auf Altdeponieabschnitt (Kaminzugverfahren)
23	Stadt Flensburg	LK Schleswig-Flensburg	Schleswig-Holstein	1972	Eingehauste Aufbereitung, Rottetrommel, Tafelmietenrotte (
					Summe:

nach [17], [25], [66], [107], [51], [95] mit eigenen Ergänzungen

C 2.3. Stand der thermischen Restabfallbehandlung

C 2.3.1. Verfahren und Kapazitäten

Bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurden in England zur Hygienisierung der entstandenen Abfälle zahlreiche Müllverbrennungsanlagen, i. d. R. Rostöfen, gebaut. [122] [121]

Zu den thermischen Abfallbehandlungsverfahren gehören heute die Verbrennung (Rostfeuerung, Wirbelschichtfeuerung), die Vergasung und die Pyrolyse (Entgasung). Die Pyrolyse wird bei einigen Verfahrensanbietern auch als Verschwelung oder Konversion bezeichnet.

In jüngster Zeit sind neue thermische Verfahren entwickelt worden, von denen das Schwel-Brenn-Verfahren der Firma Siemens, das Thermoselect-Verfahren und das NOELL-Konversionsverfahren die bekannteren sind. Von den zuvor aufgeführten Verfahren unterscheiden sie sich durch die deutliche Trennung in hintereinandergeschaltete thermische Behandlungsstufen. Das Eingangsmaterial wird nicht in einem Verfahrensschritt thermisch behandelt, sondern z. B. erst nach einer Pyrolyse in einem separaten, räumlich getrennten Verfahrensschritt verbrannt. Bei diesen Verfahren werden u. a. Erfahrungen aus dem Bereich der Pyrolyse genutzt. Hauptvorteil der neuen thermischen Verfahren ist die verbesserte Reststoffqualität. Eine Verglasung der Rostaschen und die damit erreichte Verbesserung des Auslaugungsverhaltens kann auch bei den herkömmlichen Verbrennungsverfahren durch eine nachgeschaltete Schlackeneinschmelzung erreicht werden. Ein großer Teil der Müllverbrennungsschlacken wird nach einer Aufbereitung [21] als Baustoff weiterverwendet [121].

Neue thermische Verfahren werden u. a. durch von Roll mit dem Duotherm-Verfahren [11], durch Lurgi mit dem Ökogasverfahren [74] und durch TECHNIP GERMANY (vorher Mannesmann Demag) mit dem ConTherm-Verfahren entwickelt. Die Entwicklung der Verfahren dieser Anbieter ist jedoch noch nicht so weit fortgeschritten wie bei den vorgenannten. Tabelle 2 nennt einige thermische Restabfallbehandlungsverfahren als Alternativen zur herkömmlichen Rostfeuerung. Weitere Verfahren werden außerdem von der ML Entsorgungs- und Energieanlagen GmbH (Pyromelt-Verfahren) und von der Pyrowaste Corporation, USA, entwickelt.

In Deutschland sind z. Z. 56 Anlagen zur thermischen Restabfallbehandlung in Betrieb. Die Anlagengröße liegt zwischen minimal 15.000 und maximal 650.000 Mg/a, im Mittel bei 220.000 Mg/a. Neun weitere Anlagen befinden sich im Bau. Für rund 15 weitere Anlagen liegen Planungen vor. Die spezifischen Auslegungskapazitäten der geplanten Anlagen liegen mit durchschnittlich 200.000 Mg/a geringfügig unter der durchschnittlichen Kapazität der in Betrieb befindlichen Anlagen.

Bis auf drei Ausnahmen sind alle Anlagen klassische Verbrennungsanlagen mit Rostfeuerung. Die einzige großtechnische Müllverbrennung nach dem Prinzip der Wirbelschicht befindet sich in Berlin-Ruhleben. Die Pyrolyse wird nur in einer kleineren Anlage in Burgau (Landkreis Günzburg, Bayern) betrieben. Als einzige Anlage zur Vergasung von Abfällen ist die Vergasungsanlage des Industriezentrums Schwarze Pumpe in Sachsen bekannt. Dort wird ein Synthesegas gewonnen und teilweise zu Methanol aufbereitet [90].

Tabelle 2: Alternative thermische Restabfallbehandlungsverfahren

Verfahrensbezeichnung	Anbieter	Verfahrenstechnik
Schwel-Brenn-Verfahren (R21)	Siemens-KWU	Pyrolyse und Hochtemperaturverbrennung
Thermoselect-Verfahren	Thermoselect	Integrierte Pyrolyse und Vergasung
NOELL-Konversions-verfahren	Noell	Pyrolyse und Hochdruckvergasung
ConTherm	TECHNIP GERMANY (früher: Mannesmann Demag)	Pyrolyse
Öko-Gas-Verfahren (bzw. Wikonex-Verfahren)	Lurgi	Zirkulierende Wirbelschicht-Vergasung
Duotherm-Verfahren (früher RCP-Verfahren)	von Roll	Pyrolyse und Schmelzprozeß mit Sauerstoff
Pyrolysis Technology	VEBA Oil	Pyrolyse und Vergasung
Hydrierung	VEBA	Katalytische Hydrierung
NESA-Pyrolyse-Verfahren	NESA	Pyrolyse und Verbrennung
CONTOP-Schmelzzyklon	KHD	Pyrolyse und Vergasung
Thermo-Cycling prozess	BC/SBW	Pyrolyse und Verbrennung
Festbettvergasung	LAUBAG	Vergasung

[64], mit eigenen Ergänzungen

Von den neuen thermischen Verfahren wurde bisher eine großtechnische Anlage nach dem Siemens Schwel-Brenn-Verfahren in Fürth ausgeführt. Diese Anlage wird derzeit rückgebaut [104] [79]. Für erste großtechnische Anlagen nach dem Themoselect-Verfahren mit 350.000 Mg/a wurden in Karlsruhe und Ansbach die Genehmigungen erteilt und in Karlsruhe mit der Bauausführung begonnen. Für eine Anlage nach dem NOELL-Konversionsverfahren liegt eine Genehmigung vor, ohne daß bisher mit dem Bau einer Anlage begonnen wurde. [65]

Tabelle 3 gibt einen quantitativen Überblick über die thermischen Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland und deren Kapazitäten.

Tabelle 3: Thermische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland und deren Kapazitäten

Status	Anzahl	Auslegungskapazität [Mg/a]
MVA in Betrieb	56	12.643.000
MVA im Bau bzw. vor Baubeginn	6	1.275.000
MVA in Planung	1	100.000
erwartete Stilllegungen	0	0
Summe bis 2005	63	13.838.000
Projektierung	12	2.550.000

nach [83] [106], mit eigenen Ergänzungen

Die derzeit realisierten thermischen Restabfallbehandlungskapazitäten betragen 12,6 Mio Mg/a (MVA in Betrieb). Für die nähere Zukunft bis zum Jahr 2005 kann mit einer Kapazität von mindestens 13,8 Mio Mg/a gerechnet werden. Im Konzeptions- oder Projektierungsstadium sind weitere 12 Standorte mit zusammen 2,6 Mio Mg/a Behandlungskapazität.

C 2.3.2. Verbrennungsvorgänge und Luftverhältnis λ

Bei den Verfahren zur thermischen Abfallbehandlung können vier Hauptvorgänge unterschieden werden. Diese sind in der Praxis der Verbrennungsverfahren nicht immer räumlich und zeitlich genau voneinander zu trennen. Für jeden der Vorgänge ist das

Optimum von Parametern wie z. B. Sauerstoffkonzentration und Temperatur verschieden.

- **Trocknung**
  Der Einsatzstoff wird aufgrund von Wärmestrahlung und Konvektion durch physikalische Wasserabspaltung getrocknet.

- **Entgasung**
  Die flüchtigen Bestandteile werden ausgetrieben. Eine reine Entgasung ist nur möglich, wenn keine oxidierenden Substanzen vorhanden sind.

- **Vergasung**
  Als Vergasung wird die Umsetzung des fixen Kohlenstoffs im Einsatzmaterial mit einem Vergasungsmittel, wie z. B. Luft, Wasserdampf oder Sauerstoff, zu brennbaren Gasen bezeichnet.

- **Verbrennung**
  Als Verbrennung wird die möglichst vollständige Oxidation der brennbaren Gase bezeichnet.

Das Luftverhältnis λ ist ein zunächst frei wählbarer Betriebsparameter der Feuerung. Dieser beeinflußt die Menge, Zusammensetzung, Temperatur und Enthalpie des entstehenden Verbrennungsgases. Das Luftverhältnis wird auch Luftzahl bzw. bei überstöchiometrischer Verbrennung Luftüberschuß genannt. Definiert ist das Luftverhältnis λ als Verhältnis der tatsächlich zugeführten Luftmenge ● zur stöchiometrisch bei vollständiger Verbrennung erforderlichen Mindestluftmenge ●$_{min}$.

Luftverhältnis λ:

$$\lambda = \frac{\bullet}{\bullet_{min}} \qquad [-]$$

C 2.3.3. Verfahren und Kapazitäten

Bei der Verbrennung spielt der Heizwert zur Charakterisierung eines Einsatzstoffes eine wichtige Rolle.

Der spezifische **Brennwert H_0** [kJ/kg] (früher: oberer Heizwert) ist die auf die Brennstoffmasse bezogene Wärme, die bei vollständiger, isobarer Verbrennung frei wird,

wenn die Verbrennungsprodukte auf die Bezugstemperatur (meist $\vartheta_B = 25\ °C$) zurückgekühlt werden. [69]

Der spezifische **Heizwert H_u** [kJ/kg] (früher: unterer Heizwert) ist die auf die Brennstoffmasse bezogene Wärme, wenn bei obiger Definition das im Rauchgas enthaltene Wasser dampfförmig gedacht bleibt, d. h. seine Kondensationsenthalpie nicht abgegeben hat. [69]

Der spezifische Heizwert H_u ist also um die Wärmemenge des nicht kondensierten Wasserdampfanteils im Rauchgas geringer als der spezifische Brennwert H_o. Der untere Heizwert H_u gibt den aus der Verbrennung nutzbaren Energiegehalt an und wird daher in der Praxis der Abfallverbrennung meistens verwendet. Der Heizwert wird maßgeblich durch den Kohlenstoff- und Wassergehalt des Einsatzstoffes beeinflußt.

Der Heizwert H_u kann nicht unmittelbar gemessen werden, sondern wird aus dem mit Hilfe eines Kalorimeters nach DIN 51708 bzw. DIN 51900 bestimmten Brennwert H_o berechnet [40]. Der Heizwert kann näherungsweise auch aus Elementaranalysen berechnet oder durch Energiebilanzen aus dem Anlagenbetrieb bestimmt werden.

Zur Heizwertberechnung aus der Elementaranalyse existieren mehrere Varianten für unterschiedliche Stoffgruppen. Die Berechnungen basieren auf empirisch ermittelten einfachen linearen Zusammenhängen zwischen den Massenanteilen der Elemente und dem Heizwert. Im Rahmen dieser Arbeit werden die in Deutschland für Abfälle oft eingesetzten Heizwertrechnungen nach Boie (eigentlich für Holz, Torf u. ä., zum Vergleich angegeben) und nach der Verbandsformel (für Kohle) verwendet. Der über die Verbandsformel (Fachverband Dampfkessel-, Behälter- und Rohrleitungsbau, FDBR) errechnete Heizwert liegt für Restabfälle üblicherweise im Durchschnitt anderer Berechnungsverfahren und ist damit als Anhaltswert gut geeignet.

Heizwertberechnung nach **Boie** [69]:

$$H_u = (34.800 \cdot \gamma_C + 93.800 \cdot \gamma_H - 10.800 \cdot \gamma_O + 10.460 \cdot \gamma_S - 2.450 \cdot \gamma_W) \qquad \left[\frac{kJ}{kg}\right]$$

Heizwertberechnung nach der **Verbandsformel** [36]:

$$H_u = (33.913 \cdot \gamma_C + 121.417 \cdot \gamma_H - 15.177 \cdot \gamma_O + 10.467 \cdot \gamma_S - 2.442 \cdot \gamma_W) \qquad \left[\frac{kJ}{kg}\right]$$

mit den Massenanteilen:

$$\gamma_i = \frac{m_i}{\sum m_i} \qquad [-]$$

γ_C = Massenanteil Kohlenstoff
γ_H = Massenanteil Wasserstoff
γ_O = Massenanteil Sauerstoff
γ_S = Massenanteil Schwefel
γ_W = Massenanteil Wasser

Bei Restabfallproben führt die ausgeprägte Heterogenität des Materials zu stark schwankenden Analyseergebnissen. Besonders Gewerbeabfälle weisen in unterschiedlichen Chargen deutlich verschiedene Heizwerte auf. Der Heizwert ist in Restabfällen tendenziell vom Feinanteil zur Grobfraktion ansteigend. Beispielhafte Heizwerte werden in den Tabellen 4 und 5 aufgeführt. Eine selbstgängige Verbrennung, d. h. ohne Zusatzfeuerung, kann ab ca. 5.000 kJ/kg stattfinden.

Tabelle 4: Heizwert unterschiedlicher Stoffe, Durchschnitts- und Anhaltswerte

Stoff	Heizwert H_u [kJ/kg]
Kunststoffe	27.000
Holz, lufttrocken	16.000
Textilien	14.000
Papier, Zeitschriften	12.700...14.500
Gartenabfälle	7.700
Küchenabfälle	5.700
Metalle	1.500
Glas, Keramik etc.	150
Feinmüll	5.000
Hausmüll	7.500...9.000
Steinkohle	30.000
Braunkohle, weich/hart	8.000/17.000

[63], [69], U.T.G.

Tabelle 5: Heizwert von Restabfallsiebschnitten, Düren, 1996

Fraktion [mm]	Heizwert [kJ/kg]
< 10	4.700
10 < x < 24	9.100
24 < x < 50	14.400
50 < x < 180	15.500
180 < x < 350	22.800

Quelle: U.T.G.

C 2.3.4. Rostfeuerungen

Aufgrund des in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts erwachenden Umwelt- und Gesundheitsbewußtseins erlangte die Hygienisierung von Abfällen zunehmende Bedeutung. Unter den damals in England gebauten mehr als 200 Müllverbrennungsanlagen galt die 1876 in Manchester in Betrieb gegangene als erste betriebssichere Anlage. Im Jahre 1893 erteilte die Stadt Hamburg den Planungsauftrag für die erste Müllverbrennungsanlage auf dem europäischen Kontinent, die drei Jahre später den Betrieb aufnahm. Die Rostfeuerung wurde seitdem zu dem bewährten Standardverfahren der Müllverbrennung weiterentwickelt. [121]

Bei der Rostfeuerung ist der Rost i. d. R. zum Rostende hin geneigt. Das Material wird durch die Bewegungen des Rostbodens und infolge der Schwerkraft von der Aufgabe über den Rost bis zum Rostabwurf transportiert. Dabei werden die bereits in Abschnitt 2.3.2. erläuterten Teilschritte der Verbrennung durchlaufen. Die Zuführung der Primärluft erfolgt unterhalb des Rostes, dort fällt gleichzeitig auch der Rostdurchfall an. Der Rostdurchfall kann sowohl getrennt als auch mit der Rostasche entsorgt oder wieder der Verbrennung zugeführt werden. Die Nachverbrennung findet unter Sekundärluftzugabe (Oberluft) im Bereich über dem Rost bzw. im unmittelbar angeschlossenen Nachbrennraum statt. Die Rostasche wird am Rostabwurf ausgetragen und üblicherweise in einem Wasserbad abgekühlt. Verschiedentlich wird die Rostasche auch als Schlacke bezeichnet. Wird eine Einschmelzung der Rostaschen nachgeschaltet, kann der Rostdurchfall auch darin eingebunden werden. Derartige Schlackeneinschmelzungen werden bisher selten eingesetzt. Die Aufenthaltszeit im

Feuerraum liegt üblicherweise bei einer Stunde. Der Verbrennung wird meist mehr Primär- als Sekundärluft zugeführt.

Nach diesem Grundprinzip der Rostfeuerungstechnik wird eine Vielzahl von bewährten Systemen eingesetzt, die von mehreren Herstellern angeboten werden.

Die wichtigen Hauptvarianten sind:

- Vorschubrost (Abbildung 2)
- Rückschubrost
- Walzenrost (Abbildung 3)

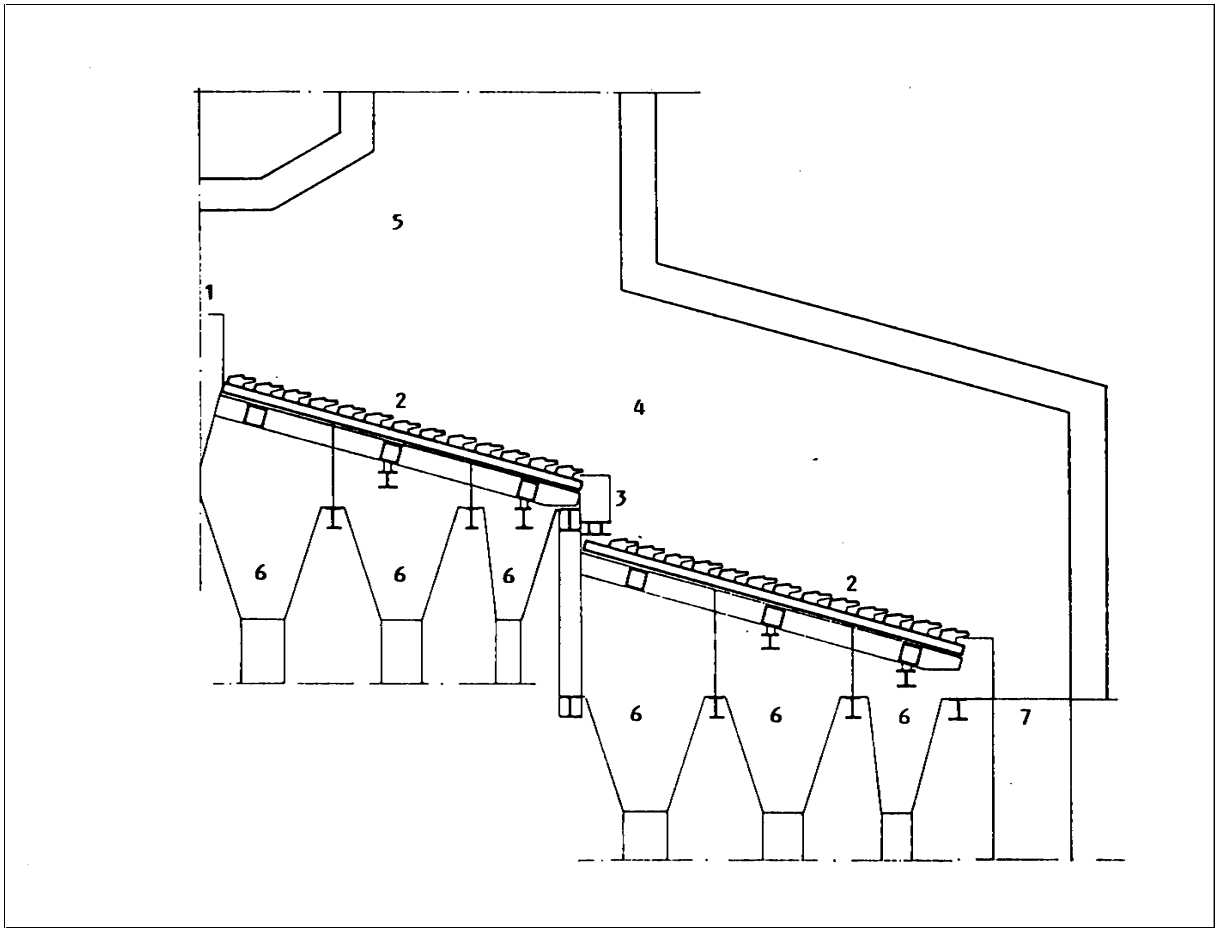


Abbildung 2: Rostfeuerung: Mehrstufiger Vorschubrost [122]

1. Müllaufgabe
2. Vorschubrostzonen
3. Rostabsturz
4. Feuerraum
5. Nachbrennzone
6. Primärluftzugabe
7. Schlackeabwurf

Beim **Vorschubrost** erfolgt der Transport und die Schürung des Abfalls durch unterschiedliche Rostbewegungsabläufe. Vorschubroste werden ein- oder mehrstufig, d. h. mit oder ohne Abstürzen ausgeführt. Der Vorschubrost ist der am häufigsten eingesetzte Rosttyp. [122]

Beim **Walzenrost** wird die Rostfläche durch stufenförmig hintereinander angeordnete zylindrische Walzen gebildet. Durch die Drehbewegung der Walzen in Förderrichtung wird das Müllbett weitertransportiert. Eine zwangsweise Umschichtung des Mülls erfolgt in den Stauräumen zwischen den Walzen durch den Weitertransport auf die nachfolgende tiefergelegene Walze. Unterhalb der Walzen sind Trichter angeordnet, über die zum einen die Primärluftzugabe und zum anderen die Abführung des Rostdurchfalls erfolgt.

Ein Walzenrostsystem mit Gleichstromfeuerung, wie das in nachfolgender Abbildung 3 dargestellte, ist z. B. von der Deutschen Babcock Anlagen GmbH für die Entsorgungsgesellschaft Krefeld (EGK) ausgeführt worden.

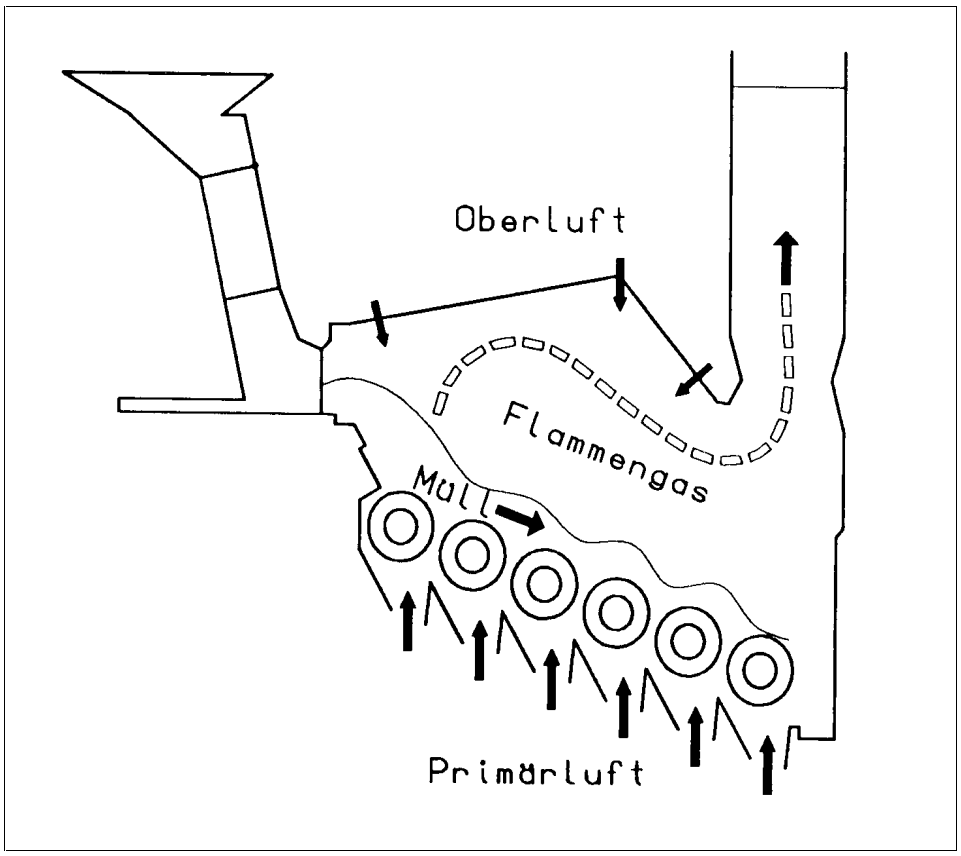


Abbildung 3: Walzenrost, Gleichstromfeuerung

Die bislang realisierten Rostfeuerungsanlagen sind üblicherweise für Heizwertspannen der Einsatzstoffe von ca. 7.500 bis 12.000 kJ/kg ausgelegt. Wird der Auslegungsbereich der Anlage überschritten, muß der Durchsatz vermindert werden, um Überhitzungen und damit verbundene Materialschäden zu vermeiden. Bei hohen Heizwerten ist aus diesem Grund der Einsatz eines mit Wasser gekühlten Rostes vorteilhaft, dieser ist jedoch mit erhöhten Kosten verbunden. Um Einsatzmöglichkeiten auszuloten, bietet sich die Verwendung von Feuerungsleistungsdiagrammen an, aus denen Abhängigkeiten zwischen Heizwert und Durchsatz ersichtlich sind.

Rostfeuerungen eignen sich auch für grobstückiges Aufgabegut. Eine Vorzerkleinerung ist jedoch vorteilhaft, da einzelne Bestandteile des Brennstoffs ansonsten nicht vollständig verbrennen (Beispiel Telefonbuch). Die nachfolgende Tabelle 6 nennt typische Temperaturen der Teilvorgänge der Verbrennung auf dem Rost.

Tabelle 6: Charakteristika thermischer Vorgänge auf dem Rost

Vorgang	Trocknung	Entgasung	Vergasung	Verbrennung
Temperatur ϑ [°C]	20 - 100	100 - 250	> 500	> 800
Sauerstoff-konzentration	0	0	mittel	groß

[140]

C 2.3.5. Wirbelschichtfeuerungen

Die Wirbelschichttechnik wurde vor etwa 70 Jahren durch Fritz Winkler entwickelt. Sie wird seither in der Verfahrenstechnik bei chemischen Prozessen, zum Trocknen, Kühlen und zur Kohlevergasung eingesetzt. In Wirbelschichtfeuerungen können feste und flüssig-pastöse Einsatzmaterialien verbrannt werden. In der Feuerungstechnik hat sie sich bei der Verbrennung von Kohle und Klärschlämmen bewährt [141]. In neuerer Zeit werden Wirbelschichtöfen auch für Hausmüll in Japan (70 Anlagen [43]) und Schweden eingesetzt [71]. In Deutschland spielt die Wirbelschicht für die Verbrennung von Siedlungsabfall bisher eine untergeordnete Rolle. Die einzige großtechnische deutsche Anlage in Berlin-Ruhleben zur Verbrennung der Leichtfraktion von Haus- und Gewerbemüll arbeitet nach dem Prinzip der rotierenden Wirbelschicht (ROWITEC) [9], [58].

Die Wirbelschicht besteht aus einer losen Schüttung körnigen Materials, die von der Verbrennungsluft durchströmt wird. Wird die Anströmgeschwindigkeit über den Fluidisierungspunkt hinaus erhöht, expandiert die Schüttung und geht in einen Schwebezustand, den Zustand der Wirbelschicht, über. In diesem Bereich, dem Arbeitsbereich der stationären Wirbelschicht, ist bei gleichbleibendem Druckverlust die Tragkraft der Wirbelluft gleich der Schwerkraft der Partikel. Die einzelnen Partikel werden innerhalb der Schicht unter starkem Impulsaustausch in ungerichtete Bewegungen versetzt. Gleichzeitig steigen wie bei einer siedenden Flüssigkeit Gasblasen in der Schicht auf und durchstoßen die Oberfläche.

Man unterscheidet:

- stationäre Wirbelschicht (Abbildung 4)
- rotierende Wirbelschicht (Abbildung 5)
- zirkulierende Wirbelschicht (Abbildung 6)
- Unterschieden werden außerdem:
- atmosphärische Wirbelschichten (Betrieb bei Umgebungsdruck)
- (druck-) aufgeladene Wirbelschichten

Eine **stationäre Wirbelschichtfeuerung** konventioneller Bauart besteht aus einem zylindrischen oder rechteckigen Reaktor, der nach unten durch den Düsenboden abgeschlossen ist. Als Wirbelbettmaterial wird körniges, inertes Material, z. B. Quarzsand verwendet. Die Verbrennungsluft wird in zwei Luftströme aufgeteilt. Als Primärluft dient sie gleichzeitig als Wirbelluft und trägt das Wirbelbett, während sie als Sekundärluft in die über dem Wirbelbett angeordnete Nachreaktionszone eingeleitet wird, um die Nachverbrennung in diesem Bereich zu unterstützen. Beim Kaltstart wird die Wirbelschicht mit Hilfsbrennern aufgeheizt. Nach Erreichen der Betriebstemperatur wird der Einsatzstoff in die Schicht eingebracht und dort getrocknet, entgast und verbrannt. Mit fortschreitendem Ausbrand nimmt die Stückgröße der Partikel so weit ab, daß die verbleibenden Ascheteilchen vom aufsteigenden Gasstrom erfaßt und mitgenommen werden. Unbrennbare und nicht flugfähige Bestandteile werden im Bodenbereich abgezogen.

Die stationäre (langsame) Wirbelschicht wird mit Geschwindigkeiten bis etwa 2,5 m/s betrieben. Hierdurch bildet sich ein Wirbelbett mit hoher Dichte und definierter Oberfläche. Die Verbrennungstemperatur beträgt in der Wirbelschicht ca. 850 °C und im

Feuerraum ca. 900 °C. Die thermische Querschnittsbelastung, d. h. die Wärmeleistung je m² Reaktorquerschnitt, beträgt bis zu 2 MW/m² Düsenbodenfläche. Hierdurch wird der Durchsatz pro Einheit begrenzt.

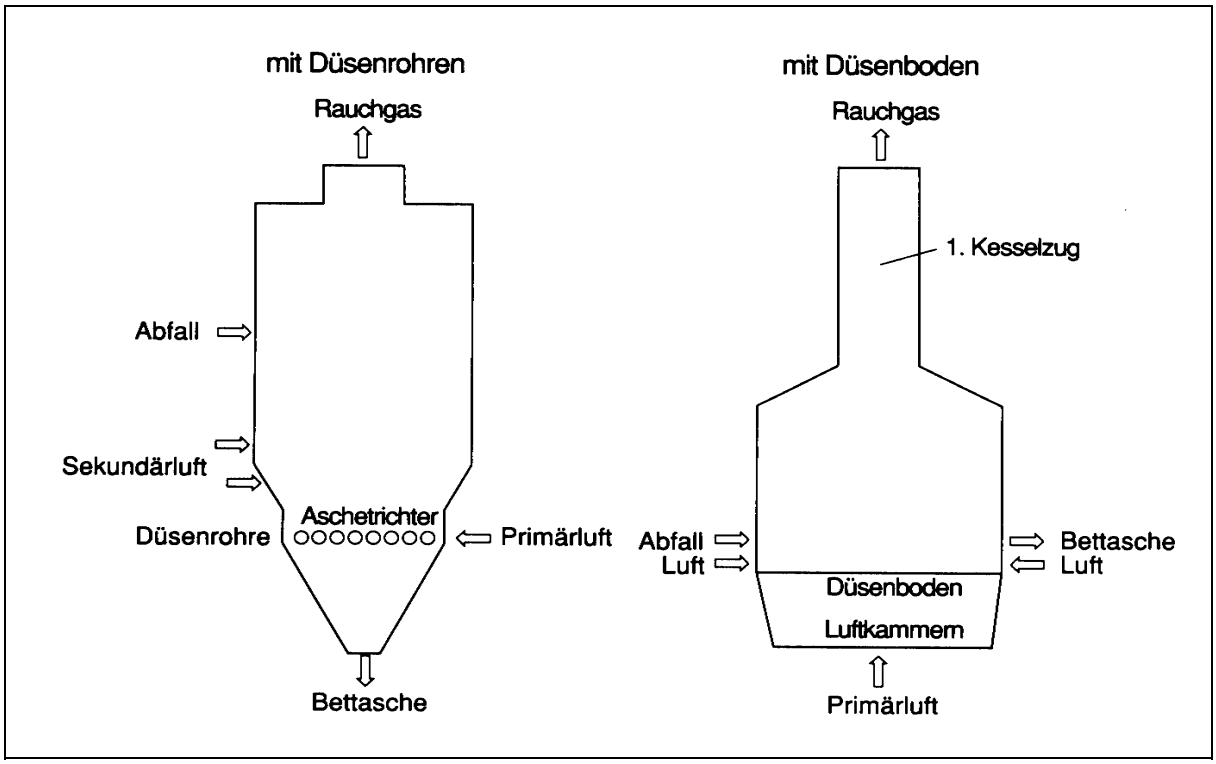


Abbildung 4: Aufbau stationärer Wirbelschichtfeuerungen [141]

Rotierende und zirkulierende Wirbelschichten unterscheiden sich von der stationären Wirbelschicht in der Gasgeschwindigkeit und Luftzuführung. Das Grundprinzip der rotierenden Wirbelschicht ist die Zwangszirkulation des Bettes zur Verbesserung der Vermischung und des Feststofftransportes. Die Verbrennungskammer weist einen rechteckigen Querschnitt auf. Eine Seitenwand des Reaktors ist oberhalb des Düsenbodens nach innen eingezogen und bildet eine geneigte Deflektorplatte, die die Expansion der Wirbelschicht definiert. Der Düsenboden ist geneigt und mündet am unteren Ende in den Austragsschacht. Die Asche wird mit einer wassergekühlten Schnecke abgezogen und bei Bedarf klassiert, wobei der Feinanteil dem Reaktor wieder zugeführt wird. Bei der zirkulierenden (schnellen) Wirbelschicht ist die Durchströmungsgeschwindigkeit so hoch, daß ein Teil des Bettes zunächst nach oben ausgetragen und nach einer Abscheidung, z. B. über einen Zyklon, wieder zugeführt wird. Rotierende Wirbelschichten können als Einzel- oder Doppelbettvariante (TIF = Twin Interchanging Fluidized Bed) ausgelegt werden. Die Anlage in Berlin-Ruhleben ist als Doppelbettvariante mit einem Durchsatz von 8,5 Mg/h ausgeführt worden [126].

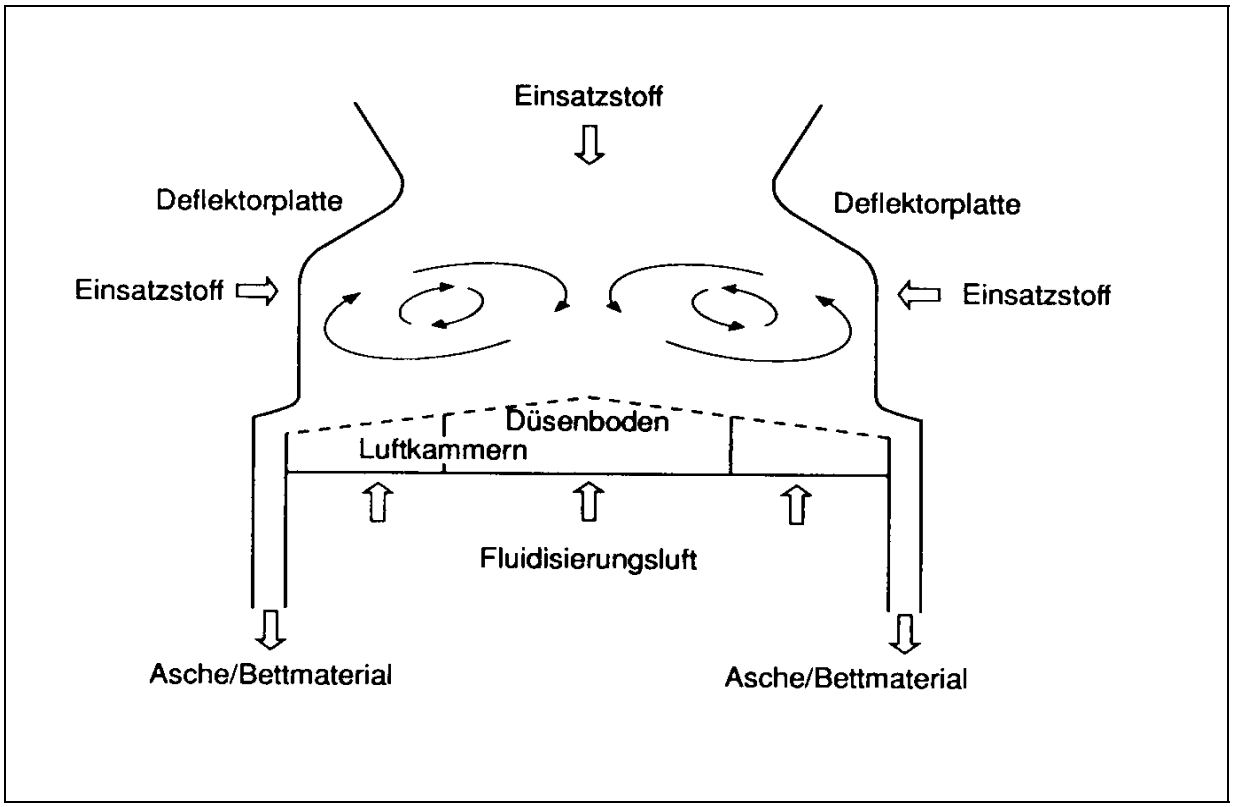


Abbildung 5: Rotierende Wirbelschicht, Doppelbettvariante (TIF) [60]

Die Wirbelschichttechnik erfordert im allgemeinen eine umfangreiche Vorbehandlung des Verbrennungsgutes durch Sortieren und insbesondere Zerkleinerung auf Korngrößen mindestens < 300 mm (rotierende Wirbelschicht) [126]. Meist werden Wirbelschichtfeuerungen mit einer geringeren Kapazität als Rostfeuerungen ausgelegt. Die Kapazität einer Linie nach dem Multicom-Verfahren [47] der Thyssen GmbH beträgt z. B. bis maximal 50.000 Mg/a und liegt in vergleichbarer Größenordnung zu der Anlage in Berlin-Ruhleben. Wirbelschichtfeuerungen können damit im Vergleich zu anderen thermischen Verfahrensoptionen schon bei geringeren Kapazitäten wirtschaftlich sein. Aufgrund der typischerweise geringeren Auslegungsgrößen würden sich Wirbelschichten gut zur dezentralisierten Abfallbehandlung und Energieversorgung eignen [129]. Wirbelschichten können für Abfälle mit Heizwerten in einem weiten Bereich ab theoretisch 0 kJ/kg (Stützfeuerung notwendig) bis 40.000 kJ/kg ausgelegt werden. Wirbelschichten eignen sich aufgrund der Wärmespeicherkapazität des Wirbelbettes insbesondere für wechselnde Einsatzstoffe und stark schwankende Heizwerte. Wirbelschichtfeuerungen für Müll müssen mit größerem Luftüberschuß als Wirbelschichtfeuerungen für Kohle betrieben werden [9]. Durch den erhöhten Abgasstrom ergeben sich nachteilig größere Behandlungseinheiten in der Rauchgasreinigung und Energieverluste. Vorteilhaft ist die gute Vermischung von zugeführtem Kalkstein zur

Einbindung von Schwefel und Chlor. Durch die Temperatur in der Wirbelschicht von ca. 850 bis 900 °C soll die Entstehung von Stickoxiden (NO_X) vermieden werden, so daß eine aufwendige Rauchgasentstickung (Denox-Stufe) in der Rauchgasreinigung entfallen kann.

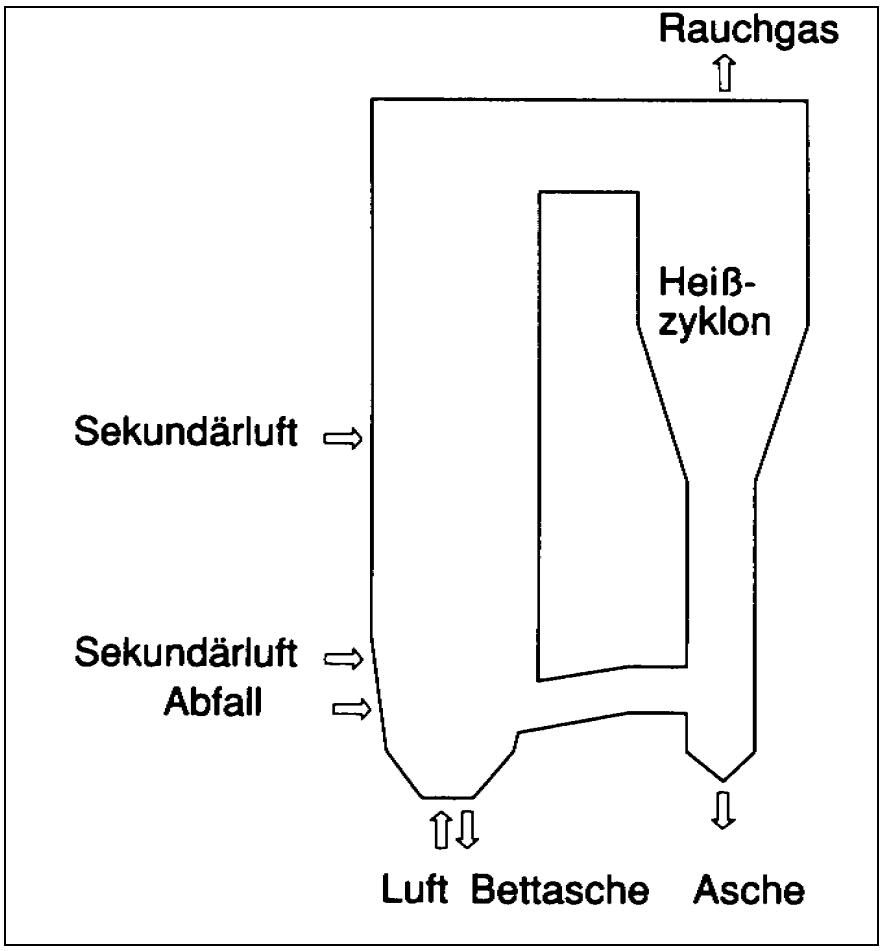


Abbildung 6: Zirkulierende Wirbelschicht [141]

C 2.3.6. Schwel-Brenn-Verfahren

Das Konzept des Schwel-Brenn-Verfahrens der Siemens AG, Bereich Energieerzeugung KWU (Kraftwerk Union), wird seit 1984 aufbauend auf Erprobungsversuchen mit Pyrolysetrommeln entwickelt [57]. Seit 1988 wurde zur Gesamtanlagenerprobung eine Demonstrationsanlage in Ulm-Wiblingen betrieben. Diese Versuchsanlage, an der die in den Kapiteln 3 und 4 beschriebenen Versuche durchgeführt worden sind, wurde Ende 1996 rückgebaut. In Japan ist nach dem dort als R21 benannten Verfahren eine Anlage zur Verwertung von Autoschredderresten seit Herbst 1998 in Betrieb. Eine Anlage zur

Verwertung von Hausmüll befindet sich im Bau, nachdem eine Demonstrationsanlage in Yokohama von 1994 bis 1996 erfolgreich betrieben worden war.

Als erste großtechnische Anlage in Deutschland hatte im Frühjahr 1997 die Schwel-Brenn-Anlage (SBA) Fürth mit einem Durchsatz von 100.000 Mg/a den Probebetrieb aufgenommen. Am 12.08.98 war es zu einer geringfügigen Panne mit Schwelgasaustritt an einer der vier Schwelgastrommeln nach Verstopfung durch ein Drahtgewölle gekommen. Sowohl in als auch außerhalb der Anlage wurden von verschiedenen Gutachtern wie TÜV, LGA und LfU Messungen bezüglich möglicher Gesundheitsgefährdungen der Anlagenmannschaft und der Bevölkerung durchgeführt. Alle Gutachten ergaben keine signifikante Erhöhung der Schadstoffkonzentration, selbst innerhalb der Anlage wurde nur direkt an der Stelle des Schwelgasaustritts eine geringfügige Überschreitung eines der vorgeschriebenen Arbeitsschutzgrenzwerte festgestellt. [104] [79]

Die technisch unproblematische Nachrüstung der Anlage zur Anpassung an die veränderten Müllqualitäten war lediglich aufgrund vertraglicher Verbindlichkeiten nicht mehr möglich. Die Anlage wird daher seit Anfang 1999 wieder außer Betrieb genommen.

Das in Abbildung 7 im Grundfließbild dargestellte Verfahren umfaßt die folgenden Hauptschritte:

- Abfallvorbehandlung
- Konversion (d. h. Verschwelung bzw. Pyrolyse)
- Hochtemperaturverbrennung
- Energieerzeugung
- Rauchgasreinigung
- Reststoffbehandlung

Der zu behandelnde Abfall wird zunächst in der Abfallvorbehandlung mit Rotorscheren auf eine Stückgröße < 200 mm zerkleinert. Durch einen Kran wird eine Störstoffauslese und gleichmäßige Beschickung erreicht.

In der Konversionsstufe wird der zerkleinerte, vermischte Abfall in sauerstoffarmer Atmosphäre auf 450 °C erhitzt, wodurch Prozeßgas und ein trockener Rückstand

erzeugt werden. Die langsam drehende, leicht geneigte Konversionstrommel wird dazu durch innenliegende Heizrohre beheizt. Das Prozeßgas ("Schwelgas") wird direkt der Brennkammer zugeführt.

Die verbleibenden festen Reststoffe werden mit ewa 450 °C aus der Konversionstrommel ausgetragen und anschließend mit einer Kühlschnecke auf eine Temperatur unter 100 °C abgekühlt. Eine Siebeinrichtung mit einer Maschenweite von 3 bis 5 mm trennt den Reststoff danach in eine Grobfraktion und eine Feinfraktion. Die Grobfraktion enthält hauptsächlich Eisen-Metalle, Nicht-Eisen-Metalle und inertes mineralisches Material.

Die Grobfraktion wird mittels Magnet- und Wirbelstrom-Abscheidesystemen in Eisen-Metalle, in Nicht-Eisen-Metalle und in eine Inertfraktion (Steine, Glas, Keramik) aufgetrennt. Die Feinfraktion enthält mehr als 99% des festen Kohlenstoffs, der mit dem Reststoff aus der Konversionstrommel ausgetragen wird. Der Anteil der Feinfraktion mit einer Korngröße >1 mm wird in einem Walzenbrecher zerkleinert und zusammen mit dem übrigen Feinanteil in die Brennkammer befördert.

In der Hochtemperaturverbrennung wird dieser Feinreststoff zusammen mit dem Prozeßgas verbrannt. Die Verbrennung verläuft bei einer Temperatur von etwa 1.300 °C und einem Luftverhältnis von $\lambda = 1{,}2$ bis 1,3. Die schmelzflüssige Schlacke wird nach Verlassen der Brennkammer in einem Wasserbad abgeschreckt. Sie erstarrt zu einem verglasten Schmelzgranulat.

Energieerzeugung und Rauchgasreinigung sollen hier nicht ausführlich erläutert werden, da diese nicht verfahrensspezifisch sind. Der aus Dampferzeuger und Elektrofilter abgezogene Flugstaub wird der Brennkammer zugeführt, aufgeschmolzen und in die flüssige Schlacke eingebunden. Aus der Rauchgasreinigung können je nach gewählter Variante als verwertbare Bestandteile Salzsäure und Gips verbleiben, zur Ablagerung verbleibt dann ein Schwermetallkonzentrat.

Schwel-Brenn-Anlagen können für Einsatzstoffe mit einem Heizwert von bis zu 30.000 kJ/kg ausgelegt werden [134].

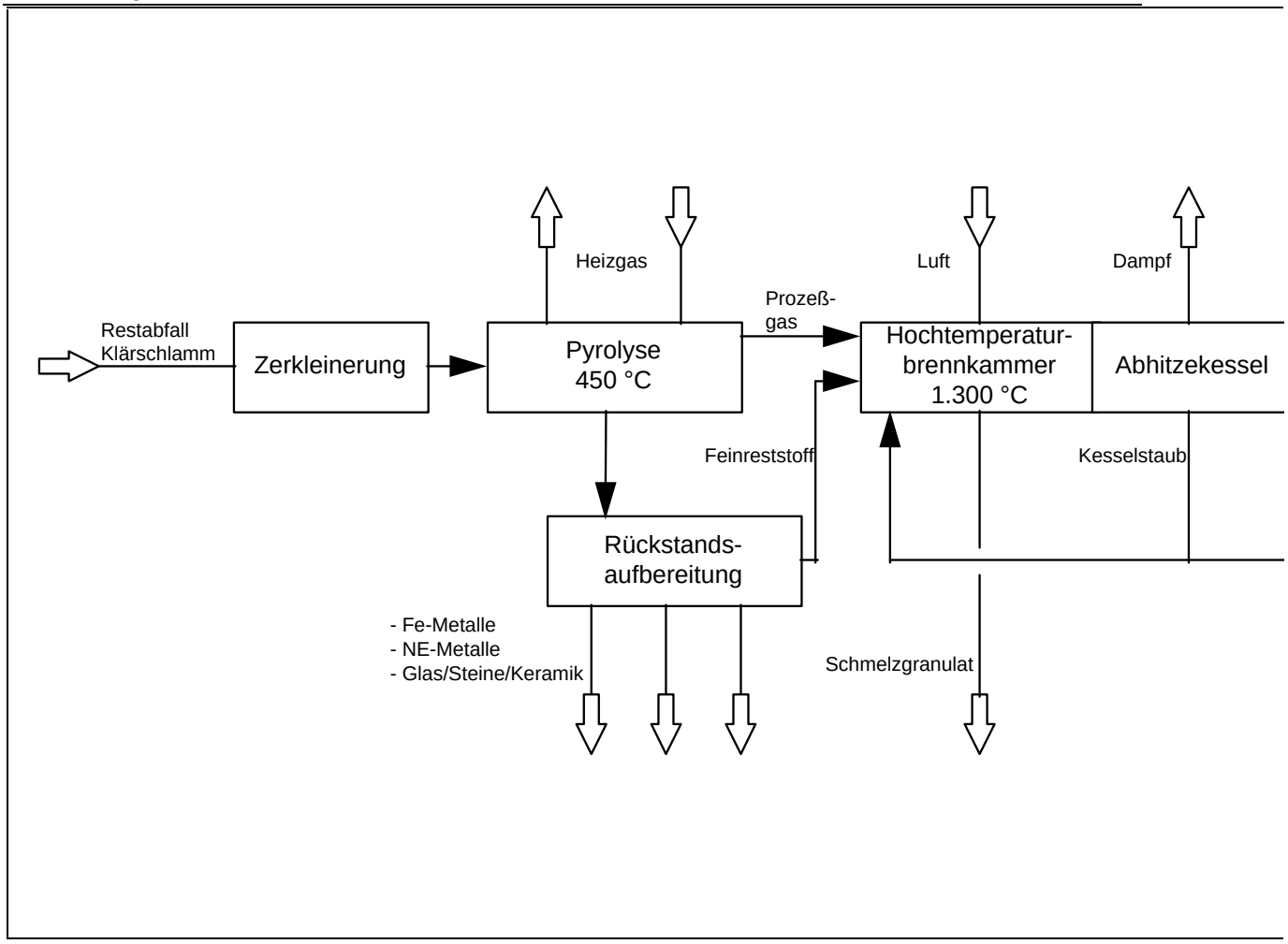


Abbildung 7: Grundfließbild Schwel-Brenn-Verfahren

C 2.3.7. Noell-Konversionsverfahren

Das Noell-Konversionsverfahren der Noell-KRC Energie- und Umwelttechnik GmbH, Würzburg, kombiniert die seit Ende der 70er Jahre zunächst unabhängig voneinander entwickelten thermischen Verfahrensstufen Pyrolyse (Konversion) und Hochdruck-Flugstromvergasung. Seit 1996 wird eine Demonstrationsanlage für das gesamte Verfahren in Freiberg, Sachsen, mit einer thermischen Leistung von 7 - 10 MW und einem Durchsatz von ca. 0,5 Mg/h betrieben. [133]

Hauptschritte des Verfahrens sind:

- Vorzerkleinerung
- Vortrocknung
- Pyrolyse
- Zwischenproduktaufbereitung
- Flugstromvergasung und Quenchkühlung
- Rauchgasreinigung/Abwasseraufbereitung

Der Abfall wird nach Vorzerkleinerung mittels Rotorscheren auf < 100 mm entweder direkt in die Pyrolyse aufgegeben oder in Abhängigkeit vom Wassergehalt über eine Vortrocknung geführt.

Der Pyrolyseprozeß in sauerstoffarmer Atmosphäre erfolgt in einer außenbeheizten Drehtrommel bei 550 °C. Am Ende des Prozesses fallen Pyrolysekoks und Pyrolysegas bzw. -dämpfe an.

Aus dem Pyrolysekoks werden nach Abkühlung Eisen- und Nichteisenmetalle abgetrennt. Optional könnten auch Inertmaterialien separiert werden. Der Pyrolysekoks wird < 0,5 mm aufgemahlen und anschließend dem Brenner der Flugstromvergasung zugeführt. Bei der Kühlung des Pyrolysegases fällt eine Öl-, Wasser und Staubsuspension (Slurry) an. Diese wird mit Pumpen ebenfalls in den Vergasungsreaktor aufgeben.

Im Flugstromreaktor findet die simultane Vergasung des gemahlenen Pyrolysekokses, des Slurries und des Pyrolysegases unter Zugabe von technischem Sauerstoff bei bis zu 40 bar und einem Luftverhältnis λ von 0,3 bis 0,6 statt. In der unmittelbar danach angeordneten Quenche wird die schmelzflüssige Schlacke zu Granulat erstarrt und das Rohgas gekühlt. Das gereinigte Gas kann in technischen Prozessen eingesetzt oder als Brennstoff genutzt werden.

Aus der Abwasserreinigung verbleibt durch Kreislaufführung hauptsächlich Mischsalz, aus der Rauchgasreinigung im Unterschied zu anderen Verfahren elementarer Schwefel statt Gips.

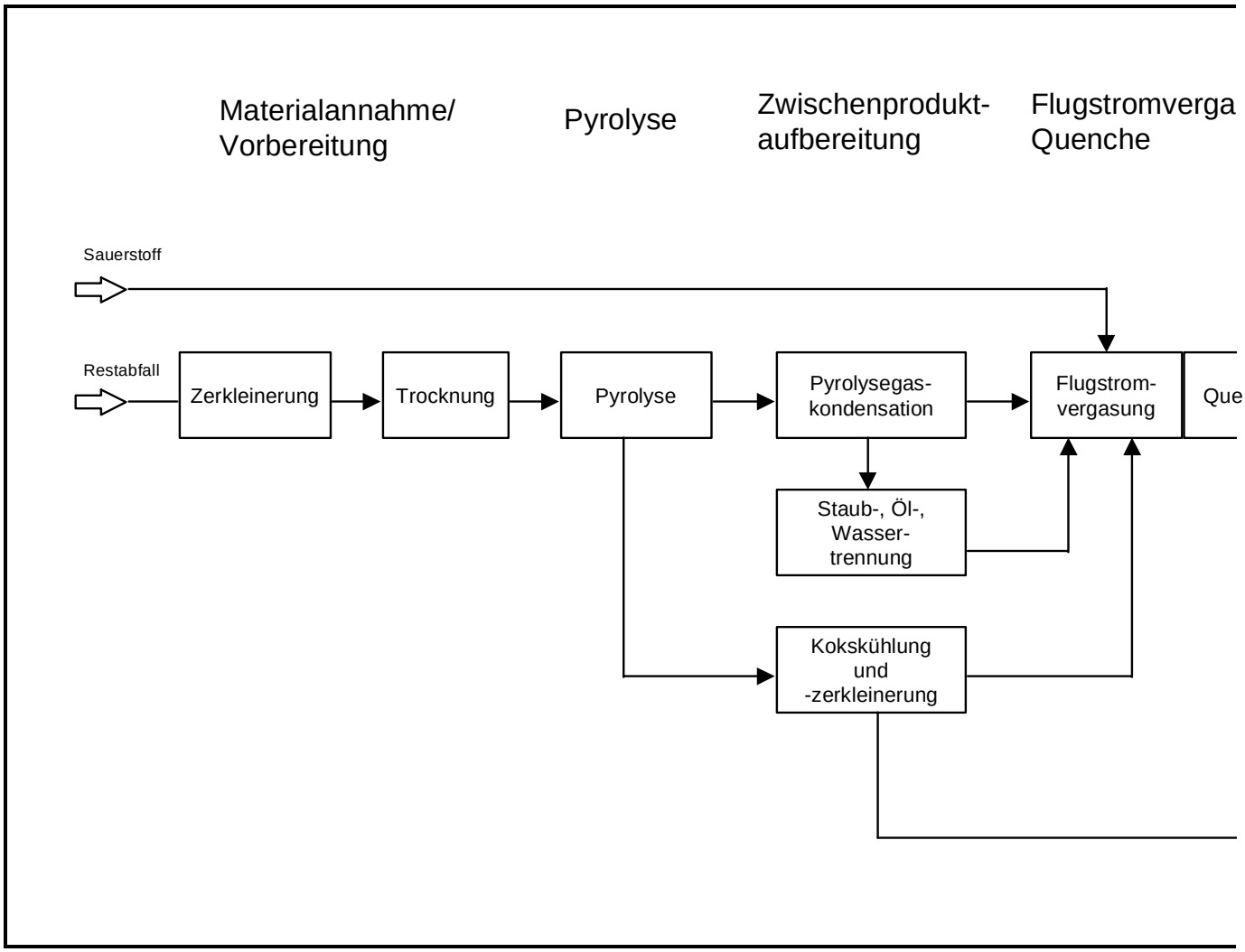


Abbildung 8: Grundfließbild NOELL-Konversionsverfahren

C 2.4. Realisierte Konzepte

Im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen wird seit 1989 die kombinierte Wertstoffsortier- und Kompostanlage Quarzbichl betrieben [26]. Diese nimmt eine jährliche Restabfallmenge von ca. 60.000 Mg aus dem Einzugsgebiet mit 109.000 Einwohnern auf. In der Anlage werden zwei heizwertreiche Fraktionen abgetrennt, die zu den Müllverbrennungsanlagen Düsseldorf und Rosenheim transportiert werden.

Der Landkreis Nienburg/Weser betreibt seit 1994 auf der Zentraldeponie Nienburg die Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlungsanlage Nienburg. Seit 1996 wird dort angelieferter Abfall allerdings nur noch mechanisch vorbehandelt und anschließend zur Müllverbrennung nach Bremen verbracht. [20]

Die erste MBA nach dem bereits beschriebenen Trockenstabilatverfahren ist seit 1997 im Lahn-Dill Kreis (Hessen) bei der Deponie in Aßlar-Bechlingen in Betrieb. Die Anlage zur mechanisch-biologischen Trockenstabilisierung weist eine Auslegungskapazität von 120.000 Mg/a auf. Im Anschluß an die Behandlung wird das Trockenstabilat in Ballen verpackt und auf der Deponie Aßlar zwischengelagert. Für die vorgesehene nachgeschaltete Verbrennung von Teilmengen vor Ort wurde die energetische Verwertungsanlage (EVA) errichtet, die voraussichtlich zum letzten Quartal 1999 in Betrieb gegangen sein wird. Die Rostfeuerung mit wassergekühltem Vorschubrost der Fa. Martin weist eine Feuerungsleistung von max. 10 MW auf bei einem Durchsatz von durchschnittlich 1,8 Mg/h Trockenstabilat entsprechend rd. 15.000 Mg/a. Die Anlage soll nur für den Eigenbedarf in der Trockenstabilatanlage und den weiteren Betriebsgebäuden am Standort Energie erzeugen. Für die restlichen Trockenstabilatmengen sollen Abnehmer gefunden werden. [41] [42]

Von den ausländischen Standorten ist z. B. die MBA in Schaffhausen in der Schweiz bekannt. Dort sind, der deutschen Situation vergleichbar, die rechtlichen Rahmenbedingungen verschärft worden. Der Output der dortigen MBA wird jetzt anteilig einer Müllverbrennung zugegeben.

C 2.5. Thematisch relevante Ergebnisse Dritter

C 2.5.1. Simulationsversuch zur Biostabilisierung von Haus- und Restmüll

1993 stellte sich in Berlin die Situation, daß die anfallenden Abfälle nicht komplett über die MVA-Ruhleben entsorgt werden konnten. Deshalb mußte das Land Brandenburg bis zum Ausbau der Verbrennungskapazitäten unbehandelte Abfälle ablagern. Die ITU (Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz) GmbH, Berlin, hat daraufhin im Auftrag der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz ein Konzept untersucht, wie diese Situation kurzfristig verbessert werden kann, bis die entsprechenden Kapazitäten vorhanden sind. [138]

Der Grundgedanke des Konzeptes ist die Abfälle in zwei Siebfraktionen aufzutrennen. Der Siebüberlauf >60 mm soll aufgrund seines geringen Gehaltes an Wasser und organischen Anteilen direkt deponiert und gegebenenfalls später verbrannt werden. Der an organischen Anteilen reiche Siebdurchgang <60 mm weist aufgrund seiner hohen Feuchte einen für die Verbrennung zu niedrigen Heizwert auf. Er soll deshalb durch eine biologische Behandlung getrocknet werden. Dieses Konzept hebt sich deutlich von bereits umgesetzten Konzepten ab, da einerseits die heizwertreiche Fraktion bezogen auf die Deponierung als relativ emissionsneutral angesehen wird und deponiert werden soll, andererseits der bezüglich der Deponieemissionen relevante, an organischen Anteilen reiche Teilstrom verbrannt wird.

Zur Durchführung des dreimonatigen Simulationsversuches zur Biostabilisierung wurden insgesamt 173,5 Mg Hausmüll und 222,9 Mg Restmüll bereitgestellt. Das Material wurde von magnetischen Bestandteilen befreit, zerkleinert und auf <60 mm abgesiebt. Danach wurden Haus- und Restmüll getrennt zehn bis zwölf Wochen auf Mieten gerottet. Parallel dazu wurde Restmüll drei Wochen in geschlossenen Rottecontainern und weitere zwei Wochen auf Mieten gerottet. Anschließend wurde das gesamte Material in der MVA Berlin Ruhleben (Walzenrostfeuerung) verbrannt.

Die Versuche brachten folgende Ergebnisse:

Im Zuge der biologischen Behandlung kam es zu einer Massenabnahme von 20 bis 40%, die primär durch die Austrocknung hervorgerufen wurde. Der Trockensubstanzgehalt betrug am Ende der Kompostierung 90%. Der Abbau organischer Substanz führte

zu einem Glühverlust von 30%. Die Trocknung überwog gegenüber dem Abbau organischer Substanz, so daß der Heizwert auf 4.300 bis 6.000 kJ/kg anstieg.

Die Verbrennung des biostabilisierten Materials erwies sich nicht als erfolgreich, da die Emissionen an SO_2 von der Rauchgasreinigung nicht bewältigt werden konnten, Probleme durch Überhitzung im Schlackeaustrag und Unterschreitung der minimalen Feuerraumtemperaturen auftraten und eine verstärkte Kesselkorrosion als wahrscheinlich angesehen wurde. Dennoch wurden zufriedenstellende Ergebnisse beim Ausbrand, bei den Schwermetall-, Dioxin- und Furanemissionen und bei der Homogenität der Dampfproduktion erreicht. Als Verbrennungsverfahren wurde für das biostabilisierte Material die Wirbelschicht empfohlen. Für weitere Versuche wurde überlegt, das Verbrennungsverhalten von <100 mm abgesiebtem Material ohne biologische Behandlung zu untersuchen.

C 2.5.2. Versuche im Projekt „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“

Die Südhessische Arbeitsgemeinschaft Abfallwirtschaft [10] war ein Zusammenschluß der Landkreise Bergstraße, Odenwald, Groß-Gerau, Darmstadt-Dieburg und der Stadt Darmstadt mit dem Ziel Abfallwirtschaftskonzepte gemeinsam abzustimmen und weiterzuentwickeln. Der ehemalige Verbund der SAGA wurde inzwischen aufgelöst. Als Nachfolgeorganisation wurde die ZAS mit der Stadt Darmstadt, dem Kreis Darmstadt-Dieburg und dem Odenwaldkreis gegründet, der sich auch der Kreis Groß-Gerau anschließen will. Die Beteiligten der ehemaligen SAGA verfügen jeweils über Behandlungsanlagen und/oder Deponien. Die thermische Behandlungskapazität ist auf das Müllheizkraftwerk Darmstadt beschränkt. Bezogen auf die bestehenden Anlagen ist weder die Kapazität stoffspezifischer Vorbehandlung, noch die Kapazität der thermischen Behandlung ausreichend. Es ist das gemeinsame Ziel der SAGA gewesen, eine unter ökologischen und ökonomischen Kriterien sinnvolle Kombination zu entwickeln.

Kooperationspartner der Arbeitsgemeinschaft im Rahmen des von der hessischen Landesregierung in Auftrag gegebenen Projekts "Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen" sind die Technische Hochschule Darmstadt (THD) sowie die Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen (IGW). Die Firma I+U - Infrastruktur und Umwelt - wurde ergänzend mit der Erstellung eines "Restmüllbehandlungs- und Logistikkonzeptes Südhessen" beauftragt.

Das Forschungsprojekt wurde von 1995 bis 1997 bearbeitet. Es umfaßte neben der Erstellung von Entsorgungskonzepten die Durchführung von Verbrennungsgroßversuchen im MHKW Darmstadt. Veröffentlicht wurden bisher Ergebnisse aus der 1995 durchgeführten ersten Projektphase mit mechanisch vorbehandeltem Restabfall [50], [138], aus der 1996 durchgeführten zweiten Projektphase mit mechanisch-biologisch vorbehandeltem Material [49] und von Technikumsversuchen [49]. Ein Endbericht ist derzeit in Bearbeitung.

Erste Projektphase

Für die Verbrennungsversuche im MHKW Darmstadt (Rostfeuerung, Vorschubrost) wurden fünf Mischungen von jeweils ca. 100 Mg vorbereitet, die unterschiedliche Zerkleinerungsgrade aufwiesen und unterschiedliche Anteile von Gewerbeabfällen enthielten. Mischung 5 soll den Siebüberlauf > 50 mm aus einer MBA simulieren. Eine sehr ausführliche Beschreibung der Abfälle aus dem Gebiet der SAGA wird in den Ergebnissen der abfallwirtschaftlichen Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes gegeben [110]. Tabelle 7 charakterisiert die für die Versuche gewählten Mischungen.

Tabelle 7: Versuchsmischungen

Versuchs-mischung	Bezeichnung	Beschreibung	Glüh-verlust [% TS]	Wasser-gehalt [% FS]	Heizwert [kJ/kg FS]
1	Standard-mischung	Hausmüll, Gewerbeabfall, Sperrmüll 7:2:1, nicht zerkleinert, Nullvariante	59,3	27,1	8630
2	grobe Zerkleinerung	wie Standardmischung, grob zerkleinert	56,3	25,7	8628
3	feine Zerkleinerung	wie Mischung 2, weiter zerkleinert	53,2	27,1	8568
4	Siebüberlauf	Hausmüll, Gewerbeabfall, Sperrmüll 4:5:1	55,5	25,1	8018
5	erhöhter Anteil Gewerbeabfall	Siebüberlauf 50 mm	58,6	21,5	9524

Quelle: [50], [138] TS = Trockensubstanz, FS = Feuchtsubstanz

Aus den Versuchen wurden folgende Ergebnisse gewonnen:

Alle fünf Mischungen konnten mit der Rostfeuerung verbrannt werden. Schwierigkeiten bereitete nur die stark zerkleinerte Mischung 3, da erhöhte Staubgehalte im Rauchgas auftraten und der Rostdurchfall vermutlich erhöht war. Bei der Rostfeuerung sollte daher auf die Vermeidung kleiner Korngrößen geachtet werden. Die grobe Zerkleinerung zeigte weder positive noch negative Auswirkungen. Die Heizwerte der Mischungen waren relativ gering (< 10.000 kJ/kg) und lagen somit im Auslegungsbereich der Anlage. Der erhöhte Gewerbeabfallanteil wirkte sich nicht auf das Verbrennungsverhalten der Abfälle aus.

Die Emissionswerte der 17. BImSchV wurden eingehalten. Bei den Schlackenuntersuchungen wurden für die Mischungen keine signifikanten Unterschiede ermittelt. Die Zuordnungswerte zur Deponieklasse II wurden nur beim TOC der Mischung 3 überschritten. Die Zuordnungswerte der Deponieklasse I wurden von allen Mischungen beim TOC und von einzelnen Mischungen bei Fluorid, Blei oder Kupfer übertroffen.

Zweite Projektphase

In 1996 wurden in der zweiten Projektphase die Versuche zur Verbrennung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall durchgeführt. Untersucht wurde das Verbrennungsverhalten von Trockenstabilat nach dem Verfahren von Prof. Wiemer/Fa. Herhof und eines als Optimalrotte bezeichneten Versuchsmaterials. In einem weiteren Versuch wurde außerdem ein Siebüberlauf ohne mechanisch-biologische Vorbehandlung eingesetzt.

Das Trockenstabilat wurde in Herhof-Rotteboxen auf der Bioabfall-Kompostierungsanlage des Landkreises Bergstraße in Heppenheim hergestellt. Ohne zusätzliche Befeuchtung wurden die Abfälle vier Tage in der sogenannten "Abbauphase" unter optimalen Bedingungen für den mikrobiellen Abbau gehalten und anschließend in der "Abkühlungsphase" bei gesteigerter Belüftungsrate trockengeblasen. Ziel dieser Kurzrotte ist die Trockenstabilisierung der Abfälle, um die Lagerfähigkeit und das Brennverhalten zu verbessern. Nach der Behandlung wurde das Material in Ballen verpreßt, mit Folie geschützt und bis zur Verbrennung zwischengelagert. Diese Lagerung in Ballen entspricht der Vorgehensweise, die in Aßlar im Lahn-Dill Kreis verfolgt wird.

In der als Optimalrotte bezeichneten Variante wurden die zerkleinerten Restabfälle in einer dreiwöchigen Intensivrotte mit integrierter Trocknung behandelt. Ziel der Optimalrotte ist der Abbau leicht- bis mittelschwer abbaubarer organischer Substanzen, um

die Abfallmasse im Hinblick auf die nachfolgende thermische Behandlung zu reduzieren und das Brennverhalten zu verbessern. Das Material Optimalrotte wurde wie das Trockenstabilat in Ballen verpreßt.

Das Material Siebüberlauf wurde aus nicht mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall mit einem Quadratlochsieb von 80 mm Maschenweite vorbereitet. Durch die Siebung war der Feinkornanteil in diesem Einsatzstoff stark verringert und der Heizwert daher erwartungsgemäß erhöht.

Generell waren alle drei Versuchsmaterialien im MHKW gut bis bedingt behandelbar. Die Heizwerte der Einsatzstoffe bewegten sich um den im kontinuierlichen Betrieb der Anlage mit nicht mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall ermittelten Heizwert von ca. 10.500 kJ/kg und brachten dadurch im Hinblick auf die Anlagenauslegung keine Probleme. Das Emissionsverhalten entsprach den gesetzlichen Vorschriften.

Im Vergleich zum "normal" angelieferten Abfall waren das Trockenstabilat und das Optimalrottematerial sehr trocken und stark klumpenbildend. Durch die Preßballenform ergaben sich Probleme im Aufgabetrichter, der zeitweise verstopfte. Zwar sorgte die mechanisch-biologische Vorbehandlung für kleinere Partikelgrößen und ein homogeneres Material, die Verbringung des Materials in Preßballen überdeckte diese positiven Effekte aber definitiv. Für einen kontinuierlichen Betrieb besteht die dringende Notwendigkeit einer Zerkleinerung der Ballen und Auflockerung des Materials und damit einer wiederholten mechanischen Behandlung. Das Ausbrandverhalten war nicht optimal, da Optimalrottematerial und Trockenstabilat überwiegend bis zum Rostende brannten.

Der nicht mechanisch-biologisch vorbehandelte Siebüberlauf konnte unproblematisch verbrannt werden. Der hohe Anteil an Kunststoffen (speziell Folien) und Textilien zeigte keinen Einfluß auf das Verbrennungsverhalten. Der Ausbrand wurde als gut bezeichnet.

Technikumsversuche

Bei der Durchführung der Technikumsversuche mit Rostfeuerung konnten die Einsatzstoffe gegenüber den Großversuchen besser aufgelockert aufgegeben werden. Die bei der Verbrennung in der Großanlage aufgetretenen Probleme wurden daher nicht beobachtet und infolgedessen bessere Resultate als bei den großtechnischen Versuchen erzielt.

C 2.5.3. Versuche zum Trockenstabilatverfahren

In einer vierjährigen Untersuchungsreihe (1991 - 1995) hat das Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie (Prof. Dr.-Ing. K. Wiemer) im Auftrag der Firma Herhof Umwelttechnik GmbH, Solms-Niederbiel, die Möglichkeiten des mechanisch-biologischen Stabilatverfahrens (MBS) untersucht. Von Dezember 1994 bis Juni 1995 wurde ein Großversuch im Betriebsmaßstab an der Abfallentsorgungsanlage Aßlar im Auftrag der Firma Herhof Umwelttechnik unternommen. Versuche zur Verbrennung wurden in den Müllverbrennungsanlagen Bielefeld (Gegenlauf-Überschubrost), Coburg (Rückschubrost) und Kassel (Walzenrost) in Zusammenarbeit mit der JOMA Umweltberatungsgesellschaft, Hamburg, durchgeführt. [138], [146]

Nach einer Zerkleinerung wurde eine sieben- bis zehntägige Trockenstabilisierung mit einer Herhof-Rottebox durchgeführt. Dieses sogenannte Mischstabilat wurde mit einem 100 mm-Sieb und versuchsweise mit einem 40 mm-Sieb in ein "mittelkalorisches" und ein "hochkalorisches" Stabilat aufgetrennt. Im Frühjahr 1995 wurden auf den drei Verbrennungsanlagen Versuche gefahren. In Bielefeld und Coburg wurden je ca. 100 Mg verbrannt, während in Kassel nur ca. 45 Mg verbrannt wurden. Die Kasseler Versuche wurden deswegen nicht weiter berücksichtigt. In Bielefeld wurden über etwa acht Stunden die wesentlichen Betriebsparameter und Emissionen durch die vorhandenen kontinuierlichen Betriebsmessungen aufgenommen und Schlacke- sowie Flugascheproben gezogen.

Folgende Ergebnisse wurden veröffentlicht:

Durch die biologische Trocknung wurde ein Masseverlust von 20 bis 35% erreicht. Ein Restfeuchtegehalt von $<15\%$ konnte erzielt werden. Der Abbau der organischen Substanz ergab einen Massenverlust bezogen auf das Inputmaterial von 2 bis 5%. Durch die Trocknung fand eine Heizwerterhöhung von ca. 20 bis 30% statt.

Die Beschickung der Rostfeuerung, das Betriebsverhalten und das Brennverhalten wurden als befriedigend bezeichnet. Es zeichnete sich die Tendenz ab, daß ein geringerer Glühverlust in der Schlacke als bei unbehandeltem Restmüll erreicht werden kann. Die Emissionen blieben vergleichbar mit dem Referenzzustand, während sich der Gasausbrand verbesserte.

Als Fazit wurde für das Trockenstabilat ein im Vergleich zum unbehandelten Restabfall insgesamt verbessertes Verbrennungs- und Betriebsverhalten beschrieben.

C 3. Verbrennungsversuche mit MBA-Material aus der MBRA Horm

C 3.1. Übersicht

Als Versuchsmaterial wurde Restabfall aus dem Kreis Düren eingesetzt, der in der MBRA Horm mechanisch-biologisch vorbehandelt wurde. Verwendet wurde der Ausgangsstrom der Intensivrotte, hier als "Output Vorrotte" bezeichnet. Aus diesem Material wurden drei verschiedene Siebfraktionen hergestellt (Einsatzstoffe 1 bis 3) und zu den Verbrennungsanlagen transportiert. Die Einsatzstoffe werden in Kapitel 3.3.1. detailliert beschrieben.

Aus technischen Gründen wurde nicht jeder der drei Einsatzstoffe in jedem Verfahren untersucht. Für die Rückschubrostfeuerung bei CUTEC schien die Fraktion 10 - 350 mm aufgrund von vorangegangenen Analysen des Heizwertes für die Auslegung der Versuchsanlage optimal geeignet. Es sollte weiterhin verifiziert werden, ob durch den geringeren Feinanteil sowohl der Anteil des Rostdurchfalls als auch der Staubanteil im Rauchgas verringert werden kann. Aufgrund des vergleichsweise geringen Durchsatzes der Versuchsanlage wurden bei CUTEC alle 3 Einsatzstoffe untersucht. In der großtechnischen Walzenrostfeuerung bei EGK wurde Einsatzstoff 1 verbrannt. Bei der Wirbelschichtverbrennung sowohl in der Pilotanlage bei ZEUS als auch in der großtechnischen Wirbelschichtverbrennungsanlage im Kraftwerk Afferde wurde bevorzugt Einsatzstoff 3 untersucht, da sich für dieses Verfahren kleinstückiges Material besonders anbietet. Beim Siemens Schwel-Brenn-Verfahren wurde die Fraktion 0 - 350 mm gewählt, um die unproblematische Mitbehandlung des Feinanteils als Vorteil des Verfahrens nachzuweisen. Der Feinanteil soll außerdem eine Verbesserung der Prozeßbedingungen in der Konversionstrommel bringen, da Verklebungen durch Kunststoffe an den Heizrohren in der Trommel beim Schwelvorgang verhindert werden. Die Fraktion 10 – 350 mm wurde untersucht, um die Vorteile der Mitbehandlung des Feinanteils vergleichend zu belegen. Bei Noell fiel die Wahl ebenfalls auf den Einsatzstoff 1 um die Einsatzfähigkeit des gesamten Siebschnittspektrums einer MBA im Konversionsverfahren nachzuweisen.

Um einen aussagekräftigen Vergleich der Verfahren zu ermöglichen, wurde jeweils mindestens einer der Einsatzstoffe 1 und 2 in jeder der 6 Verbrennungsanlagen unter-

sucht. Aus demselben Grund wurden in keinem der Versuche Zuschlagsstoffe zur Reduktion von Schadstoffen zugegeben.

Bei einigen Versuchsanlagen waren bedingt durch die technischen Ausführungen und Geometrien der Materialaufgabeeinrichtungen zusätzliche Störstoffauslesen, Nachzerkleinerungen bzw. Nachsiebungen erforderlich. Den Gesamtüberblick über die durchgeführten Versuche ermöglicht Tabelle 8. [4] [114] [47] [135] [73]

Tabelle 8: Verbrennungsversuche mit Output Vorrotte der MBRA Horm

Firma/Institut	CUTEC-Institut	Entsorgungs-gesellschaft-Krefeld (EGK)	ZEUS GmbH	Elektrizitätswerk Wesertal GmbH
Anlagen-standort	Clausthal-Zellerfeld	Krefeld	Duisburg	Afferde
Verfahren	Rückschub-Rostfeuerung	großtechnischer Walzenrost	stationäre Wirbelschicht	großtechnische stationäre Wirbelschicht
Einsatzstoff				
Fraktion 1: 0- 350 mm	**###**	**###**	**###**	**###**
Fraktion 2: 10 – 350 mm	**###**	**###**	**###**	**###**
Fraktion 3: 10 – 50 mm	**###**	**###**	**###**	**###**, mit 5/6 Holzschreddergut
Material-vorbereitung	Manuelle Entfernung der Störstoffe	**###**	Nachzerkleinerung < 100 mm durch Schredder	2. Siebdurchgang < 50 mm
Durchsatz [kg/h]				
Fraktion 1: 0- 350 mm	65	18.900	**###**	**###**
Fraktion 2: 10 – 350 mm	54	19.000	67	**###**
Fraktion 3: 10 – 50 mm	74	**###**	154	10.000
Temperaturen [°C]	Feuerraum/Rost ca. 800 Nachbrennkammer ca. 850	Feuerraum/Rost ca. 850-930	Wirbelschicht ca. 850 Feuerraum (6m) ca. 900	Wirbelbett ca. 820 - 850
Zeitraum	25.06.96 - 06.09.96	19./20.05.98 10.03.99	06.11.96 -27.11.96	17.07.97

C 3.2. Kriterien für Verbrennungsversuche

Die hier aufgeführten Untersuchungskriterien für die Versuche sollen die Eignung der Verfahren zur Verbrennung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall beschreiben. Von grundlegender Bedeutung für die thermische Behandlung ist der Heizwert der Einsatzstoffe, da der Spielraum der Auslegung thermischer Behandlungsanlagen begrenzt ist. Dies gilt insbesondere für bereits existierende Rostfeuerungsanlagen.

Mit einer **Massenbilanz** können Aussagen über die Input- und Outputmengen eines Verbrennungsvorganges getroffen werden. Von Bedeutung sind besonders die Größenordnungen der einzusetzenden Zusatzstoffe wie z. B. Öl, Erdgas, Sauerstoff, der anfallenden Reststoffemengen und der zu behandelnden Abgasströme. Grob geschätzt beträgt die Gesamtmenge der festen Verbrennungsrückstände rd. 10% des Volumens bzw. 30% der Masse des eingesetzten Restabfalls. Die Angaben über zugeführte Verbrennungsluftmengen und abgeführte Abluftmengen sind bei Versuchsanlagen aufgrund von Undichtigkeiten (Falschluft) mit Unsicherheiten behaftet. Zur Beurteilung der Verbrennungsluftströme und sich daraus ergebender Abgasmengenströme kann das Luftverhältnis herangezogen werden. Für die Rostfeuerung kann außerdem der Anteil des Rostdurchfalls angegeben werden. Der Rostdurchfall ist insofern interessant, da er eventuell unvollständig ausgebrannt und bei Einsatzstoffen mit erhöhtem Feinanteil vermehrt anfallen wird.

Die Reststoffe einer kombinierten mechanisch-biologischen und thermischen Abfallbehandlung können nicht ausschließlich nach einem weiteren Aufbereitungsschritt als Baustoffe verwendet werden. Etwa ein Drittel der Reststoffe nach der thermischen Behandlung wird ohne weitere Aufbereitung deponiert [123] [125]. Als Maßstab für die Bewertung der **Reststoffqualität** der nicht aufbereiteten Rückstände sind daher bei allen Verbrennungsverfahren die im Anhang B der TA Si festgelegten Grenzwerte anzusetzen.

Die neuen thermischen Verfahren werben mit verbesserter Reststoffqualität und Wertstoffabtrennung. Diese Aussagen können über die Massenbilanzen und den Vergleich mit den Ablagerungsparametern der TA Si verifiziert werden. Bei diesen Verfahren wird eine weitere Schlackenaufbereitung überflüssig werden. Für den Nachweis dieser hochwertigen Rückstandsqualität, z. B. für das Schmelzgranulat des Schwel-Brenn-Verfahrens, bietet sich ein erweiterter Vergleich anhand der Merkblätter der LAGA [97] [98] an.

Für die Reststoffe kommt dabei zunächst der Zuordnungswert Z 2 nach Mitteilungen Nr. 19 und 20 für den eingeschränkten Einbau von aufbereiteten Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen bei definierten technischen Sicherungsmaßnahmen in Betracht. Die strengeren Zuordnungswerte für Recyclingbaustoffe nach Mitteilung Nr. 20 der LAGA für die Einbauklasse Z 1 (eingeschränkter offener Einbau) werden nach Z 1.1 und Z 1.2 unterschieden. Grundsätzlich gelten für die Einbauklasse Z 1 die Werte nach Z 1.1. Die weniger strikten Grenzwerte nach Z 1.2 sind unter besonderen Umständen und Auflagen zulässig. Dazu gehören hydrogeologische Voraussetzungen und das Aufbringen einer Vegetationsschicht. Abbildung 9 zeigt die Zuordnungswerte der LAGA im Überblick.

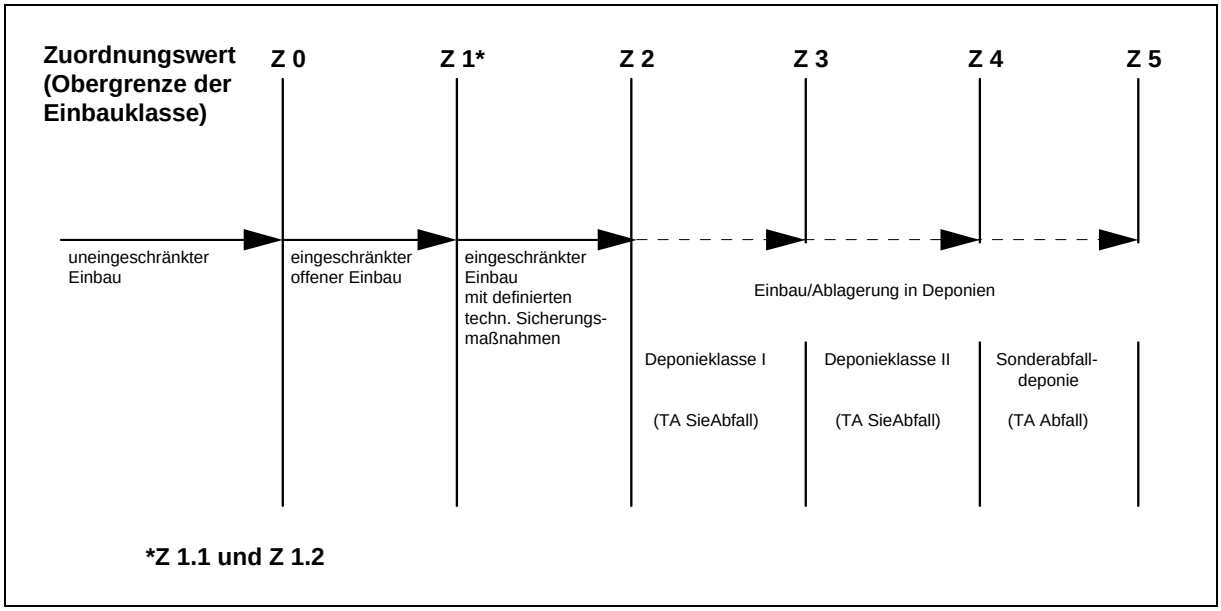


Abbildung 9: Einbauklassen mit Zuordnungswerten [98]

Unter Berücksichtigung der technischen Gegebenheiten vor Ort soll in den Versuchsreihen das Rohgas analysiert werden. Dadurch wird der Vergleich der **Emissionen** der Verfahren ohne Berücksichtigung technisch unterschiedlich aufwendig ausgeführter Abgasreinigungssysteme ermöglicht. Für einen Vergleich der Verfahren untereinander können auch Schadstofffrachten diskutiert werden. Diese ergeben sich als Produkt der Emissionskonzentrationen und des Abgasvolumenstromes. Nach [113] weisen die Emissionskonzentrationen zwischen den Verfahren ähnliche Größenordnungen auf, während zwischen den Abgasmengen relevante Unterschiede bestehen.

Aufgrund der Besonderheiten von Versuchsanlagen ergeben sich für die Emissionen bedingt aussagekräftige Vergleiche. Als beispielhafte Gründe dafür sollen die Auslegung der Versuchsanlagen auf unterschiedlichste, wechselnde Einsatzstoffe, die

ungleichmäßige Beschickung und die in Versuchsanlagen kürzeren Verweilzeiten der Rauchgase angeführt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit werden Rohgaswerte den Werten der 17. BImSchV gegenübergestellt, um die grundsätzliche Eignung der Verfahren im Hinblick auf die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben nachzuweisen. Die 17. BImSchV soll Anhaltswerte für die Bewertung der Emissionen vorgeben und ermöglicht die Abschätzung des im großtechnischen Betrieb erforderlichen Aufwandes in der Rauchgasreinigung. Die nach einer modernen Rauchgasreinigung erreichbaren Reingaswerte liegen deutlich unterhalb der Rohgaswerte. Dies gilt nicht für den Kohlenmonoxidgehalt (CO), da dieser in der Rauchgasreinigung nicht vermindert werden kann. Für Kohlenmonoxid ist daher ein Vergleich von Rohgas- mit Reingaswerten zulässig. Kohlenmonoxid zeigt den Ausbrand des Abgases an und ist damit ein Kriterium für die Güte des Verbrennungsprozesses.

In der 17. BImSchV werden die Emissionsgrenzwerte als Tagesmittelwerte, Halbstundenmittelwerte und Mittelwerte über den jeweiligen Probenahmezeitraum angegeben. Während der Durchführung von Versuchsreihen werden unterschiedlichste Einstellungen zur Ermittlung optimaler Betriebsparameter getestet. Die daraus resultierenden, mitunter extremen Schwankungen führen dazu, daß vor allem Mittelwerte aus störungsfreien Versuchszeiträumen aussagekräftig sind. Aus der 17. BImSchV werden die auf den jeweils längeren Meßzeitraum bezogenen und damit niedrigeren Grenzwerte ausgewählt. Zu beachten ist, daß Emissionen nur in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes betrachtet werden sollten. Damit Ergebnisse zum Emissionsverhalten nicht durch Verdünnung mit Frischluft verfälscht werden können, werden die Angaben auf einen Volumengehalt an Sauerstoff im Abgas von 11% bezogen (Bezugssauerstoffgehalt). Emissionswerte bei höheren Sauerstoffgehalten dürfen umgerechnet werden, während dies bei niedrigeren Sauerstoffgehalten nicht zulässig ist.

Energiebilanzen scheinen für die Bewertung der Versuche weniger geeignet, da der Gesamtwirkungsgrad einer großtechnischen Anlage weniger vom gewählten Verfahren als hauptsächlich von den lokalen Möglichkeiten zur Energienutzung abhängig ist. Auch für Energiebilanzen gilt, daß die in Versuchen ermittelten Werte nur unter Beachtung der besonderen Verhältnisse der Versuchsanlagen bewertet werden können. Für einen energetischen Vergleich sind daher Angaben aus [3] [30] [38] [39] besser geeignet.

Die Beobachtungen bei der Durchführung der Versuche ermöglichen Aussagen zum **Verbrennungsverhalten** des Restabfalls. Hierzu gehören Erkenntnisse z. B. zu Materialaufgabe, Transportverhalten, Flammenbild und Ausbrandverhalten.

C 3.3. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung MBA

C 3.3.1. Charakterisierung der Einsatzstoffe 1 bis 3

C 3.3.1.1 Materialvorbereitung und Sortieranalysen

Der an der MBRA Horm angelieferte Restabfall des Kreises Düren weist aufgrund örtlicher Großbetriebe einen für Restabfälle im allgemeinen untypischen Anteil an Papierschlämmen und Spuckstoffen auf. Zur Zeit der Materialvorbereitung wurde kein Klärschlamm zugefahren.

In der MBRA durchläuft der grobe Abfall (Sperrmüll und grobstückiger Gewerbemüll) eine Siebtrommel mit 350 mm Siebmaschenweite. Der Siebüberlauf wird zerkleinert und wieder in das Sieb gegeben. Die Anlage verläßt also nur < 350 mm abgesiebtes Material. Die Zusammensetzung des mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfalls (Output Vorrotte) wurde über Sortieranalysen ermittelt. Das optisch braun-bunte Abfallgemisch weist gegenüber unbehandeltem Abfall einen höheren Feinkornanteil und eine höhere Dichte auf. Die Dichte beträgt 0,35 Mg/m³ im Regelbetrieb der Anlage ohne Klärschlammzugabe und bis zu 0,45 Mg/m³ bei Klärschlammzugabe. Im Abbildung 10 wird die Zusammensetzung von Output Vorrotte, Fraktion 0 - 350 mm, und damit des Einsatzstoffes 1 dargestellt.

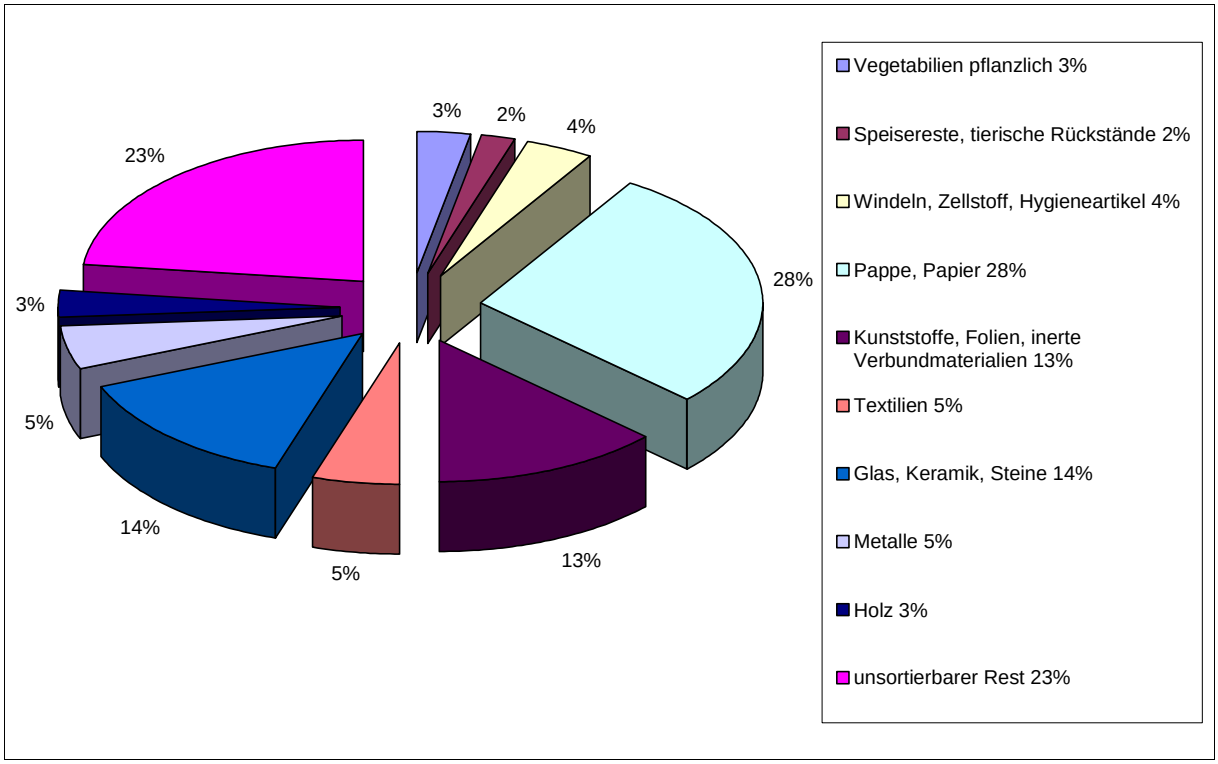


Abbildung 10: Sortieranalyse Einsatzstoff 1 (Output Vorrotte), Fraktion 0 – 350 mm

Zur Herstellung der Einsatzstoffe 2 und 3 wurde das Material Output Vorrotte mit 10 und 50 mm-Quadratlochsieben weiter fraktioniert. Für die Siebung kam eine mobile Trommelsiebmaschine der Firma Doppstadt vom Typ SM 518 zum Einsatz, die üblicherweise zur Absiebung von Grünabfällen/Komposten eingesetzt wird. Das Material Output Vorrotte wurde mit einem Radlader in die Siebmaschine aufgegeben und mit dem 10 mm-Sieb abgesiebt (Einsatzstoff 2). Zur Herstellung des Einsatzstoffes 3 wurde das Material Output Vorrotte erst mit einem 50 mm-Sieb und ein weiteres Mal mit einem 10 mm-Sieb abgesiebt.

Die Zusammensetzung des Einsatzstoffes 2 unterscheidet sich erwartungsgemäß aufgrund des ähnlichen Siebschnittes nicht wesentlich von der des Ausgangsmaterials Einsatzstoff 1. Aufgrund des geringeren Feinstanteiles konnte Einsatzstoff 2 jedoch besser aufsortiert werden, es verblieben weniger unsortierbare Reste.

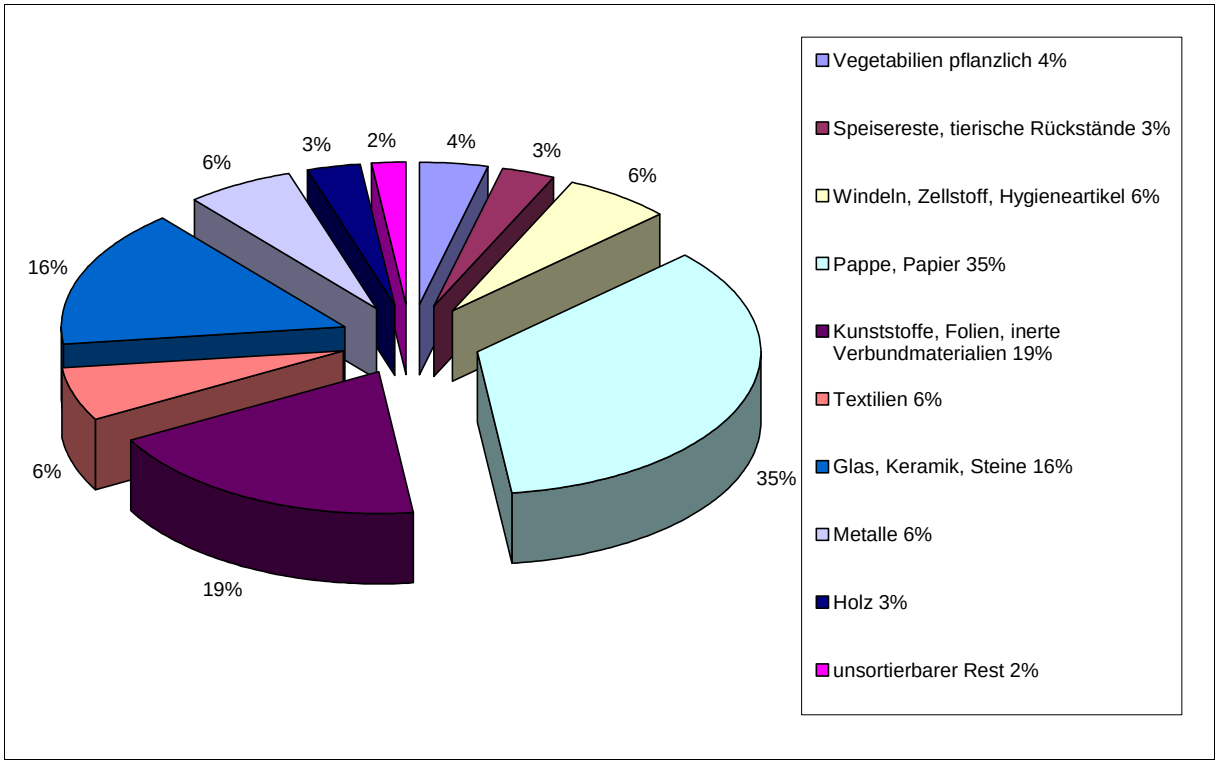


Abbildung 11: Sortieranalyse Einsatzstoff 2, Fraktion 10 – 350 mm

Einsatzstoff 3 weist wie Einsatzstoff 2 einen geringen unsortierbaren Rest auf. Durch den veränderten Siebschnitt ergibt sich für die verbleibenden sortierten Fraktionen eine von Einsatzstoff 1 und 2 deutlich abweichende Zusammensetzung. Der Anteil der hochkalorischen Kunststoffe, Folien und Verbundmaterialien ist geringer. Dagegen ist der Anteil an inerten Bestandteilen wie Glas, Steine und Keramik erhöht.

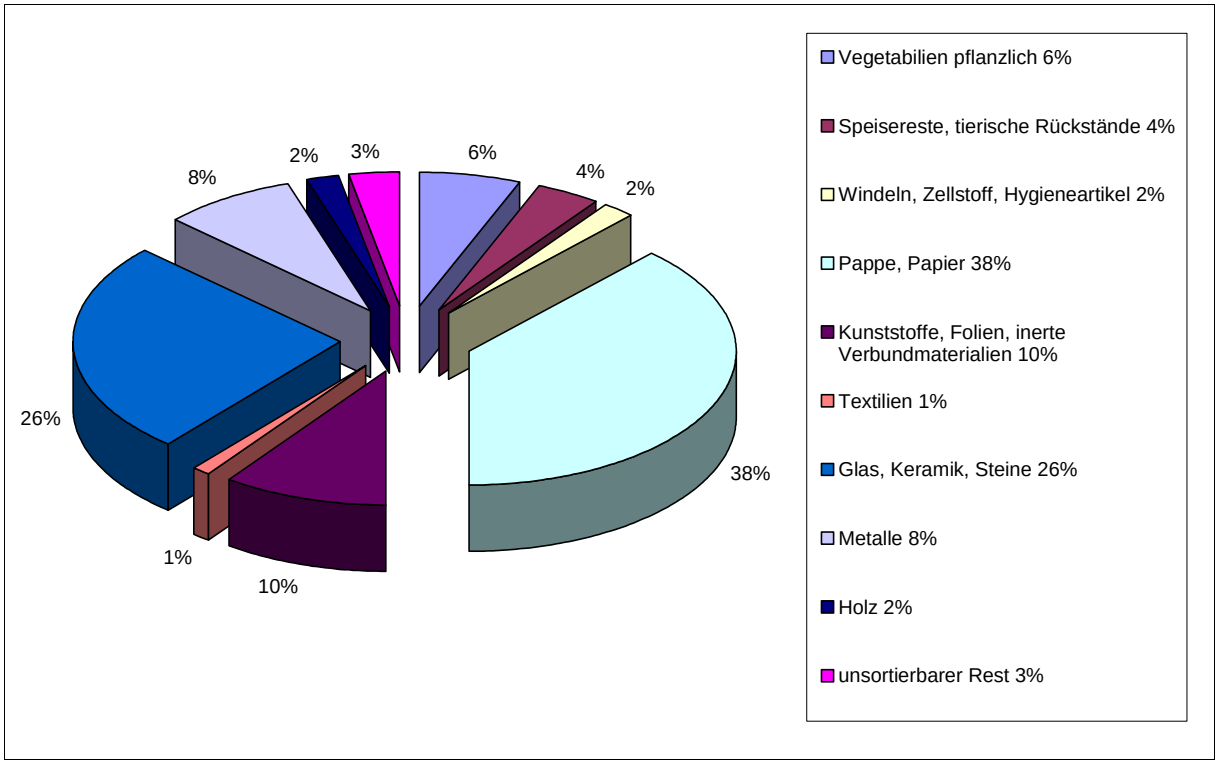


Abbildung 12: Sortieranalyse Einsatzstoff 3, Fraktion 10 – 50 mm

C 3.3.1.2 Elementaranalysen und Heizwerte

Die Einsatzstoffe 1 bis 3 wurden nach der Materialvorbereitung beprobt. Durchgeführt wurden Elementaranalysen und Heizwertbestimmungen. Die Ergebnisse der Analysen sind u. a. durch die zwischen Materialvorbereitung und Einsatz in der Verbrennung verstrichene Transport- und Lagerzeit der Versuchsmaterialien abweichend. Als weitere Gründe für Abweichungen sind die Heterogenität des Restabfalls und die Analytik über unterschiedliche Labore zu sehen. In den Tabellen 9 bis 11 werden die nachfolgend erläuterten Untersuchungsergebnisse aus der direkten Beprobung nach der Materialvorbereitung (Rückschub-Rostfeuerung/Walzenrost) und aus der unmitttelbar vor dem Einsatz in der thermischen Behandlung erfolgten Beprobung (stationäre Wirbelschicht, Schwel-Brenn-Verfahren) wiedergegeben. Der im Labor ermittelte Heizwert wird den aus der Elementaranalyse berechneten Heizwerten nach Boie (s. Abschnitt 4.2.2) und nach der Verbandsformel gegenübergestellt. Die Ergebnisse der Elementaranalysen wurden teilweise, je nach Labor, auf 100% Gesamtsumme umgerechnet. Die Ergebnisse sind auf die Originalproben der Abfälle und nicht auf die aufbereiteten Analysenproben bezogen.

Tabelle 9: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 1 (0 – 350 mm)

Parameter [Einheit]	CUTEC-Institut	EGK	Siemens AG/KWU	Noell[1]
Elementaranalyse				
C [Ma.-%]	26,50	23,36	–	27,00
H [Ma.-%]	3,98	3,33	–	4,5
O [Ma.-%]	14,56	17,70	–	26,9
N [Ma.-%]	0,90	0,35	–	0,54
S [Ma.-%]	0,35	0,21	–	0,26
Cl [Ma.-%]	0,53	0,50	–	0,58
F [Ma.-%]	–	–	–	–
Wassergehalt [Ma.-%]	35,0	38,1	28,5	30,0
Aschegehalt [Ma.-%]	16,9	14,9	24,2	20,3
Heizwert H_u				
Laborangabe DIN 51900 [kJ/kg]	10.230	8.505	13.400	9.376
n. Boie [kJ/kg]	10.623	8.453	–	9.650
n. Verbandsformel [kJ/kg]	10.797	8.371	–	9.424

– = nicht untersucht

[1] nachzerkleinert < 50 mm

Der kalorimetrisch bestimmte Heizwert und der aus der Elementaranalyse berechnete Heizwert entstammen derselben Einzelprobe. Die ermittelten Heizwerte zeigen daher eine gute Korrelation zwischen den Laborbestimmungen und den aus der Elementaranalyse berechneten Werten. Die nach Boie berechneten Heizwerte korrelieren besser mit den Laborbestimmungen als die nach der Verbandsformel berechneten Heizwerte. Die Heterogenität der Restabfälle kommt darin zum Ausdruck, daß verschiedene Chargen und/oder Beprobungen eines Einsatzstoffes zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen (Probenzufälligkeiten).

Tabelle 10: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 2 (10 – 350 mm)

Parameter [Einheit]	CUTEC-Institut	EGK	ZEUS GmbH	Siemens AG/KWU
Elementaranalyse				
C [Ma.-%]	40,08	27,5	37,15	–
H [Ma.-%]	5,67	3,7	2,27	–
O [Ma.-%]	15,61	18,1	11,15	–
N [Ma.-%]	0,47	0,6	0,80	–
S [Ma.-%]	0,18	0,2	0,13	–
Cl [Ma.-%]	1,50	0,9	0,60	–
F [Ma.-%]	–	–	0,01	–
Wassergehalt [Ma.-%]	27,40	40,1	28,97	27
Aschegehalt [Ma.-%]	6,60	10,9	18,97	17,7
Heizwert H_u				
Laborangabe [kJ/kg]	16.986	9.638	13.300	14.500
n. Boie [kJ/kg]	16.956	10.137	13.203	–
n. Verbandsformel [kJ/kg]	17.456	10.087	12.965	–

– = nicht untersucht

Für den hier untersuchten mechanisch-biologischen Restabfall der MBRA Horm ergeben sich Heizwerte für die Einsatzstoffe 1 und 2 in einem Bereich von 8.500 bis 17.000 kJ/kg. Einsatzstoff 1 und Einsatzstoff 2 weisen aufgrund ähnlicher Siebschnitte erwartungsgemäß Heizwerte in vergleichbaren Größenordnungen, aber mit erheblichen Schwankungen auf. Der niedrigere Heizwert (8.500 kJ/kg) des Versuchsmaterials für den Verbrennungsversuch bei EGK spiegelt den deutlichen Einfluß der rückläufigen Gewerbemüllanteile aus einer sinnvoll umgesetzten Kreislaufwirtschaft wieder. Der Siebschnitt 10 bis 50 mm des Einsatzstoffes 3 führt zu einem höheren Anteil an Inertien und Metallen sowie einem verringerten Anteil an heizwertreichen Fraktionen, wie Kunststoffen, Folien und Verbundverpackungen. Daraus ergibt sich ein niedrigerer Heizwert. Die in der Rostfeuerung bei CUTEC eingesetzte Charge weist einen auffällig niedrigen Heizwert von ca. 5.000 bis 6.000 kJ/kg auf.

Tabelle 11: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 3 (10 – 50 mm)

Parameter [Einheit]	**CUTEC-Institut**	**ZEUS GmbH**	**Kraftwerk Afferde** 1/6 Output Vorrotte 5/6 Altholz Masseanteile
Elementaranalyse			
C [Ma.-%]	17,72	26,44	33,6
H [Ma.-%]	2,57	2,34	5,39
O [Ma.-%]	16,29	18,64	31,82
N [Ma.-%]	0,18	0,67	0,51
S [Ma.-%]	0,06	0,23	0,19
Cl [Ma.-%]	0,33	0,40	0,57
F [Ma.-%]	–	0,04	–
Wassergehalt [Ma.-%]	29,0	29,1	28,1
Aschegehalt [Ma.-%]	39,4	22,1	13,5
Heizwert H_u			
Laborangabe [kJ/kg]	5.264	9.800	11.363
n. Boie [kJ/kg]	6.119	8.740	12.220
n. Verbandsformel [kJ/kg]	5.949	8.296	11.961

– = nicht untersucht

Der Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt, Wassergehalt und Heizwert ist aus den Analyseergebnissen deutlich ablesbar. Erhöhte Kohlenstoffgehalte führen zu einem höheren Heizwert, ein höherer Wassergehalt hat eine Senkung des Heizwertes zur Folge. Hohe Ascheanteile in der Elementaranalyse weisen auf Anteile an Inertien hin und korrelieren daher mit niedrigen Heizwerten.

C 3.4. Technik, Meßmethodik, Versuchsdurchführung TAB

C 3.4.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld

C 3.4.1.1 Rückschubrost-Pilotanlage

Die Versuche zur Verbrennung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall in einer Rostfeuerung wurden an der Rückschub-Rost-Pilotanlage der Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, CUTEC, in Zusammenarbeit mit dem Institut für Energieverfahrenstechnik und Brennstofftechnik der Technischen Universität Clausthal durchgeführt. [4]

Die Pilotanlage besteht aus folgenden Hauptanlagenkomponenten:

- Rückschub-Rostsystem (Fa. Martin, Coburg)
- Nachbrennkammer
- Wärmetauscher
- Rauchgasfilter

Die Beschickung der Anlage erfolgt über einen Vorlagenbehälter diskontinuierlich mit einem Stößel. Die Geschwindigkeit der Bewegung der Roststäbe zur Vermischung und zum Transport des Verbrennungsgutes durch die Brennkammer kann stufenlos eingestellt werden.

Das Reaktionsgas wird unterhalb des Rostes zugeführt und kann über die fünf Rostzonen hinsichtlich Massenstrom und Sauerstoffkonzentration variiert werden. Diese Einstellungen werden manuell vorgenommen. Der Rostdurchfall wird in jeder Rostzone getrennt erfaßt.

Danach durchströmt das Abgas die Nachbrennkammer, in der eine Sekundärluftzugabe erfolgen kann. Nach Passieren des Rauchgasfilters wird das gereinigte Abgas in die Atmosphäre entlassen.

C 3.4.1.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Mit jedem der drei Einsatzstoffe wurden mehrere Einzelversuche mit unterschiedlichen Einstellungen durchgeführt. Insgesamt wurden 15 Einzelversuche gefahren. Variiert wurden das Luftverhältnis λ und die Verteilung der Primärluftzuführung zu den fünf Rostzonen. Zu jedem Einzelversuch wurde mit den Messungen begonnen, sobald ein stationärer bzw. annähernd stationärer Betrieb eingestellt war. Teilweise konnte in den Einzelversuchen eine Optimierung erzielt werden. Im technischen Maßstab wäre mit einer Feuerungsleistungsregelung ein besseres Ergebnis als mit der an der Clausthaler Versuchsanlage eingesetzten Handregelung zu realisieren [8]. In der nachfolgenden Tabelle 12 sind die an den verfahrensspezifischen Meßstellen aufgenommenen Meßgrößen aufgeführt.

Tabelle 12: Übersicht zu den Meßgrößen CUTEC

Meßstelle	**Meßgrößen**
Rost	– Temperaturen: Feuerraum, Brennbett, Roststab – Massenströme: Input, Primärluft, Sekundärluft – Luftverhältnis λ
Abgasrohr	– Gaskonzentrationen: O_2, CO, CO_2, SO_2, NO_X – Massenströme: Abgas, Filterstaub – Temperatur: Abgas
Nachbrennkammer (Rohgas)	– Gaskonzentrationen: O_2, CO, CO_2, SO_2, NO_X, Gesamtstaub, HCl, HF, C_XH_Y, PAK, Chlorbenzol; Schwermetalle Cd, Hg, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn – Temperaturen: Nachbrennkammer, Anschlußgeometrie
Aschen (Rostasche, Rostdurchfall)	– Glühverluste: Rostasche, Rostdurchfall – Massenströme: Rostasche, Rostdurchfall – Aschequalität (nur Rostasche): TA Si, Anhang B (ohne mechanische Parameter)

C 3.4.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld

C 3.4.2.1 Großtechnische Rostfeuerung

Die MKVA Krefeld wurde 1975 in Betrieb genommen. Zunächst wurden zwei Verbrennungslinien errichtet und betrieben, die später um eine dritte Linie erweitert wurden. 1994 wurden eine neue Verbrennungslinie und eine neue 3-linige Rauchgasreinigungsanlage genehmigt. Seit Sommer 1995 ist die Rauchgasreinigungsanlage (RRA) in Betrieb. Der Kessel 1/neu ist seit Januar 1997 angeschlossen.

In der MKVA können jährlich bis zu 340.000 Mg Abfall und Klärschlämme verbrannt werden. Jede der alten Linien kann ca. 15 Mg/h Abfall verbrennen. Die Durchsatzleistung der Linie 1/neu beträgt heizwertabhängig im Dauerbetrieb bis zu 20,3 Mg/h.

Der angelieferte Hausmüll wird von den Anlieferfahrzeugen rückwärts in den Bunker gekippt. Der angelieferte Sperrmüll wird mit einer Sperrmüllschere zerkleinert. Zwei Polypgreifer mischen den inhomogenen Brennstoff "Abfall", um eine bessere Verbrennungsleistung zu erreichen.

Der zur Mitverbrennung anstehende Klärschlamm wird entwässert und als Granulat eingeblasen.

Der Abfall wird nach der Aufgabe über den Aufgabetrichter mittels Aufgabeschieber auf den Verbrennungsrost gefördert. Dieser ist bei Kessel 1/neu um ca. 20 °geneigt und besteht aus 6 einzelnen langsam drehenden Rostwalzen. Die Verbrennung des Abfalls erfolgt bei Temperaturen im Feuerraum (Horizontalzug) zwischen 950 und 1.200° C.

Die für die Verbrennung benötigte Primär- und Sekundärluft wird aus dem Bunker angesaugt, um dort der Geruchsentwicklung entgegenzuwirken.

Die Hauptmenge der Reststoffe nach der Verbrennung ist die Rostasche (ca. 300 kg/Mg Abfall). Diese Asche wird am Ende des Walzenrostes in einen Preßkolbenentascher abgeworfen und mit Wasser gekühlt. Von dort wird sie in den Rostaschebunker befördert.

Lkw transportieren die Asche zu einer nahegelegenen Aufbereitungsanlage, wo sie von Störstoffen befreit und in verschiedene Fraktionen getrennt wird. Nach eingehender Kontrolle findet sie im Straßen- und Wegebau Wiederverwertung. Aus der MKVA Krefeld können über 95 % der anfallenden Rostaschen recycelt werden.

Die Kesselasche sowie die Flugasche aus der Rauchgasreinigung finden im Bergbau als Versatzmaterial Verwendung. Der ebenfalls bei der Rauchgasreinigung entstehende Gips wird entwässert und kann als Ersatz für Naturgips in der Bauindustrie eingesetzt werden.

Die bei der Verbrennung entstehenden heißen Rauchgase gelangen in die Kessel, in denen die Verbrennungswärme zur Dampferzeugung genutzt wird. Der dort entstehende Dampf wird in den Turbosatz geführt, um dort die Turbinen zur Energiegewinnung anzutreiben. Ein Teil des Dampfes wird zur Wärmegewinnung genutzt (Kraft-Wärmekopplung).

Die erzeugte Energie reicht aus, um den Eigenbedarf der MKVA und des am gleichen Standort betriebenen Klärwerkes an Strom und Fernwärme zu decken. Darüber hinaus bleibt noch Energie übrig um ca. 6.000 Haushalte in Krefeld mit Strom zu versorgen.

Die Rauchgasreinigung der MKVA Krefeld umfaßt umfangreiche Reinigungsstufen.

Das ca. 250 °C heiße Rauchgas aus dem Kessel wird in einem Verdampfungskühler auf min. 150 °C abgekühlt. Dadurch wird die Neubildung von Dioxinen und Furanen vermindert.

Im Gewebefilter werden staubförmige Bestandteile mit ihren Anhaftungen (Schwermetalle, Dioxine, Furane) abgeschieden. Durch Zudosierung von Aktivkohlestaub mit großer effektiver Oberfläche kann diese Abscheidung noch verbessert werden. Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff werden in einem 2-stufigen Salzsäurewäscher (Wäscher 1) ausgewaschen. Schwefeldioxid und Schwefeltrioxid werden in einem 2. Wäscher (Wäscher 2) mittels Kalkmilchzugabe entfernt.

Im nachfolgenden Katalysator werden Stickoxide und die noch vorhandenen Dioxine und Furane zerstört.

Die Aufheizung der Rauchgase auf die dort notwendigen 320 °C erfolgt mit Hilfe von Plattenwärmetauschern und Kombibrennern. In diesen Brennern kommt das Faulgas zur Anwendung, daß bei der Ausfaulung des erzeugten Klärschlammes aus der Kläranlage der EGK gewonnen wird.

Der am Ende der Reinigungslinie angeordnete Gewebefilter, der wie der erste als sogenannter Flugstromadsorber ausgelegt ist, fungiert als "Polizeifilter". Minimale Restverunreinigungen, die bisher durch die "Netze" der Reinigung geschlüpft sind, werden hier abgefangen. Das so von Schadstoffen befreite Rauchgas gelangt über einen Kamin in die Atmosphäre. Vorab werden die Emissionen im Reingas ermittelt.

C 3.4.2.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Für den ersten Verbrennungsversuch wurde aus der MBRA Horm ca. 350 Mg mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfall bereitgestellt und zur Verbrennungsanlage transportiert. Die Zuführung zum Kessel 1/neu erfolgte über einen definierten Bunkerbereich, so daß keine Vermischung mit anderen Abfällen stattfinden konnte. Der Einsatzstoff konnte problemlos aufgegeben werden. Kernmeßzeit des Versuches am 19./20.05.98 war der Zeitraum vom 14:00 Uhr bis 01:00 Uhr. Als Kernmeßzeit wurde der Zeitraum definiert, ab dem mit dem neuen Brennstoff ein stationärer Betriebszustand eingestellt werden konnte. Die Fahrweise der Anlage entsprach der Betriebsweise mit unvorbehandelten Abfällen. [114]

Für den zweiten Verbrennungsversuch wurde von 280 Mg mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall mit einer mobilen Siebmaschine (Fabrikat Doppstadt, Trommelsieb, Quadratloch 10 mm) der Feinanteil abgesiebt. Die Massenverteilung betrug 188 Mg (67%) für den Siebüberlauf und 92 Mg (33%) für den Siebunterlauf. Der Siebüberlauf 10 – 350 mm wurde zur MKVA Krefeld transportiert.

Der insgesamt 12-stündige Versuch 2 teilt sich in zwei Versuchszeiträume auf. Zunächst wurde über einen Zeitraum von 8 h (Versuchszeitraum 1, 08:00 –16:00 Uhr) ausschließlich das Material 10 – 350 mm verbrannt. Zu Beginn dieses Versuchszeitraumes 1 wurde über einen Zeitraum von 2 h dem Verbrennungsprozeß wie im Normalbetrieb der MKVA Krefeld Faulgas aus der Klärschlammaufbereitung zugeführt. Als Kernmeßzeit des Versuchszeitraumes 1 wird der 6 h-Zeitraum von 10:00 – 16:00 Uhr ohne Faulgaszuführung gewertet. Ein Versuch mit 50%-iger Hausmüllbeimengung ohne Faulgaszuführung wurde unmittelbar anschließend während des 4-stündigen Versuchszeitraumes 2 gefahren (Versuchszeitraum 2 (= Kernmeßzeit Versuchszeitraum 2), 16:00 – 20:00 Uhr). Nachfolgend sind die Versuche mit den jeweiligen Zeiträumen tabellarisch dargestellt.

Tabelle 13: Versuche und Meßzeiten

Versuch	1	2	
		Versuchszeitraum	
		1	2
Einsatzstoff	Output Vorrotte MBRA Horm 0 – 350 mm	Output Vorrotte 10 – 350 mm	Output Vorrotte 10 – 350 mm 50%/ Hausmüll 50%
Zeitraum	08:00 – 01:00	08:00 – 16:00	16:00 – 20:00
Kernmeßzeit	14:00 – 01:00	10:00 – 16:00	16:00 – 20:00
Datum	19./20.05.98	10.03.99	

C 3.4.3. ZEUS GmbH, Duisburg

C 3.4.3.1 Wirbelschicht-Versuchsanlage

Die Wirbelschicht-Versuchsanlage der Firma ZEUS GmbH Umweltanalytik und Verfahrenstechnik, deren Grundfließbild in Abbildung 13 gezeigt wird, befindet sich in Duisburg. Die Anlage war ursprünglich für Versuche zur Verbrennung von Schlämmen und Holz vorgesehen. Die Verbrennung von Restabfällen war nicht geplant. Sie dient heute jedoch u. a. für Untersuchungen zur Erprobung des MultiCom-Verfahrens der Thyssen-Still-Otto Anlagentechnik GmbH, Bochum, zur Verbrennung kommunaler Abfälle. Die Versuchsanlage besteht aus den Hauptanlagenkomponenten:

- Wirbelbettofen
- Heißgaszyklon
- Luftvorwärmer
- Rauchgaskühler
- Wäscher
- Schlauchfilter
- Kamin

Der Wirbelschichtofen wird stationär und atmosphärisch betrieben. Der zylinderförmige, mehrschichtig ausgemauerte Ofen weist im oberen Ofenteil einen Durchmesser von 0,8 m und im unteren als Konus ausgeführten Düsenbodenbereich einen Durchmesser von etwa 0,6 m auf. Demgemäß beträgt die Düsenbodenfläche ca. 0,28 m². Die Ofenhöhe beträgt ca. 6,5 m. Direkt über dem Ofenboden, der mit 14 aufgesetzten Düsenstöcken bestückt ist, befindet sich das Wirbelbettmaterial. Die Wirbelschichtvorlage besteht aus Quarzsand. In einer Höhe von ca. 0,1 m über dem Düsenboden sind etwa um 180° versetzt Lanzen angeordnet, die ca. 0,1 m in das Wirbelbett ragen. Mit den Lanzen können Öl als Zusatzbrennstoff und Wasser zur Kühlung und Befeuchtung zugegeben werden. Die Aufgabe der Einsatzstoffe kann wahlweise über eine Doppelschubschleuse oder eine Aufgabeschnecke erfolgen.

Aufgrund des ungünstigeren Verhältnisses von Oberfläche zu Volumen der Versuchsanlage sind die Wärmeverluste im Vergleich zu einer großtechnischen Anlage höher. Aus diesem Grund kann im oberen Bereich (Freibordraum) des Wirbelschichtofens ein Heizölbrenner betrieben werden, um eine gleichmäßige Temperaturführung im gesamten Ofen zu erreichen.

Das Rauchgas wird zur Entstaubung in einer ersten Reinigungsstufe dem Heißgaszyklon zugeführt, dessen Betriebstemperatur nur geringfügig unter der Abgastemperatur im Ofenkopf liegt. Im nachgeschalteten Luftvorwärmer, einem vom Ofenabgas durchströmten Wärmetauscher, wird die Verbrennungs- bzw. Wirbelluft vorgewärmt. Zur weitergehenden Gasreinigung wird das Rauchgas nach dem Rauchgaskühler dem Schlauchfilter und dem Naßwäscher zugeführt. Das so gereinigte Abgas wird über den Kamin in die Atmosphäre abgegeben.

In der Anlage können in der gewählten Versuchsanordnung folgende Aschen getrennt abgezogen und bilanziert werden:

- Wirbelbettasche
- Asche Heißgaszyklon
- Asche Luftvorwärmer
- Asche Rauchgaskühler
- Asche Schlauchfilter

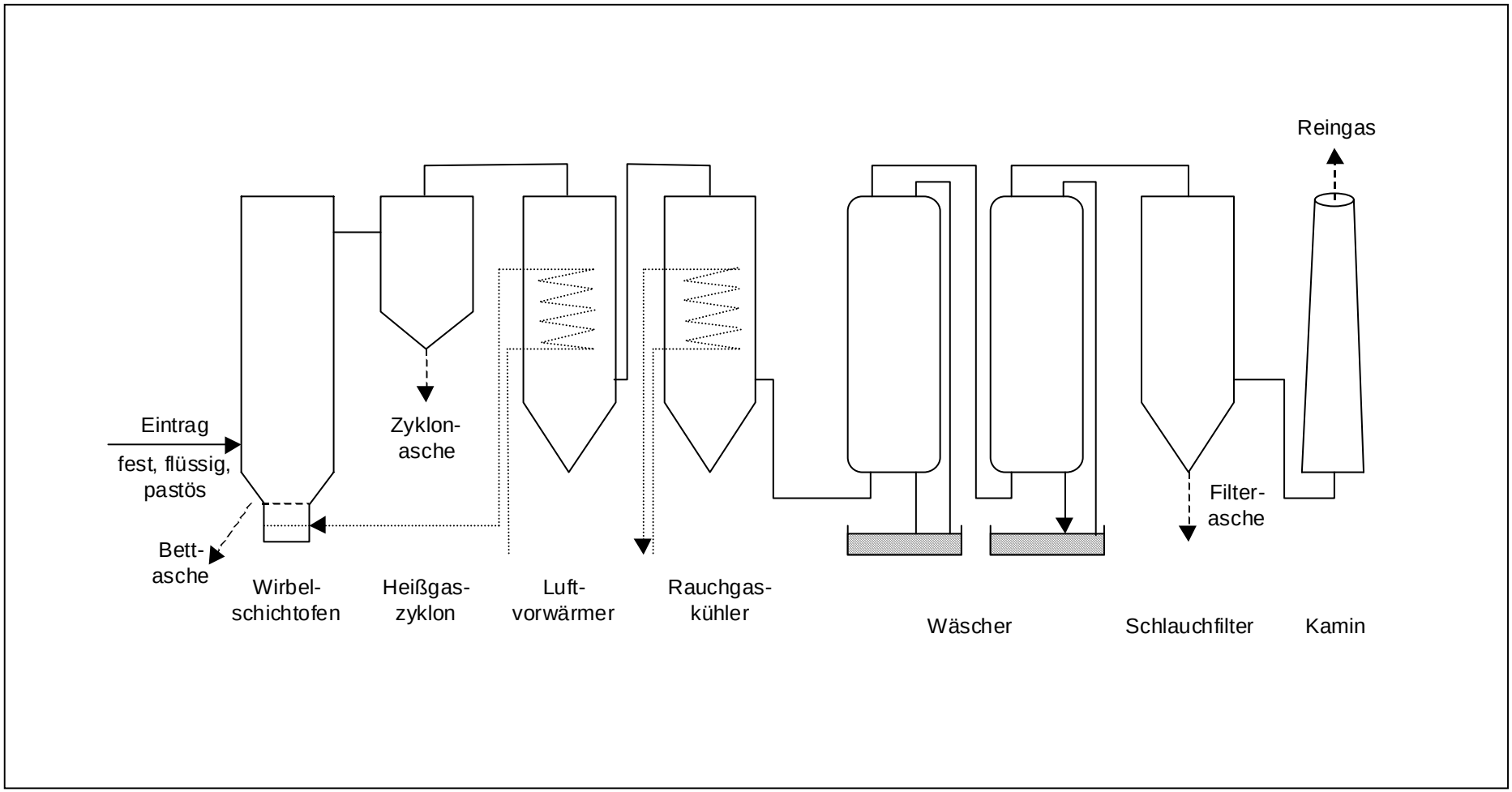


Abbildung 13: Grundfließbild der Wirbelschicht-Versuchsanlage, ZEUS Duisburg

C 3.4.3.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Um die Versuchsanlage in einen annähernd konstanten Temperaturzustand zu bringen, wurde diese an jedem Meß-/Versuchstag zunächst durch ausschließlichen Betrieb mit Zusatzbrennstoff in den Zustand stationärer Bedingungen für Wirbelbett- und Rauchgastemperaturen geführt. Darauf folgte eine Vorversuchsphase mit Materialaufgabe unter schrittweiser Reduzierung der Zusatzbrennstoffmenge bis zum selbstgängigen Betrieb. [47]

In den Versuchsreihen zeigte sich, daß die Wärmebelastung des Wirbelbettes durch den Eintrag des heizwertreichen Abfalls sowohl bei Einsatzstoff 2 als auch bei Einsatzstoff 3 zu hoch war. Während bei einer Großanlage bei heizwertreichen Brennstoffen ein Teil der bei der Verbrennung freiwerdenden Wärme zur energetischen Nutzung direkt im Wirbelbett über Tauchheizflächen zur Energienutzung abgeführt wird, bestand diese Möglichkeit in der Versuchsanlage nicht. Zur Vermeindung einer Überhitzung wurde daher der Müll befeuchtet bzw. wurde Wasser in das Wirbelbett eingedüst.

Insgesamt wurden die in Tabelle 14 im Überblick aufgeführten sieben Versuchsreihen gefahren. Die Versuchsreihen wurden in einzelne Unterabschnitte gegliedert, in denen unterschiedliche Versuchseinstellungen zur Optimierung getestet wurden. Variiert wurde die Zufuhr der einzelnen Stoffströme wie Brennstoff, Verbrennungsluft und Wasserzugabe. Nachdem zunächst die Doppelschubschleuse erprobt wurde, erwies sich der anschließende Einsatz der Aufgabeschnecke mit Positionierung in Höhe des ruhenden Wirbelbettes als optimal.

Tabelle 14: Versuche zur Wirbelschicht ZEUS

Versuchs-reihe	Einsatz-stoff	Aufgabe	Variationen
1	2	Doppelschubschleuse in das Wirbelbett	- ohne Befeuchtung - mit Befeuchtung
2	2	Doppelschubschleuse in das Wirbelbett	- mit Befeuchtung
3	3	Doppelschubschleuse in das Wirbelbett	- mit Oberbrenner - ohne Oberbrenner
4	2	Doppelschubschleuse in das Wirbelbett	- mit Oberbrenner - ohne Oberbrenner – Luftreduzierung
5	3	Doppelschubschleuse in das Wirbelbett	-mit Oberbrenner -ohne Oberbrenner –Luftreduzierung
6	3	Förderschnecke in das Wirbelbett	- mit Oberbrenner
7	3	Förderschnecke oberhalb des Wirbelbettes	- mit Oberbrenner - ohne Oberbrenner

C 3.4.4. Kraftwerk Afferde, Hameln

C 3.4.4.1 Großtechnische Wirbelschicht

Das von den Elektrizitätswerken Wesertal GmbH betriebene Kraftwerk Afferde in Hameln besitzt neben einer Müllverbrennungsanlage mit Rostfeuerung auch einen Fernwärmeblock nach dem Wirbelschichtprinzip. Der Wirbelschichtdampferzeuger nach dem Prinzip der stationären atmosphärischen Wirbelschicht hat 3 Brennkammern. Jede einzelne dieser Brennkammern hat einen Durchsatz von 10.000 kg/h und eine thermische Leistung von 41 MW. Die Brennkammer einschließlich des Wirbelbettes weist eine Höhe von 3 m bei einer Düsenbodenfläche von 24 m² auf. Eine der Brennkammern ist mit einer patentierten Zusatzeinrichtung ausgestattet. Bei diesem Verfahren handelt es sich um eine Art Glocke, welche in die Wirbelschicht eintaucht und in der die zu verbrennenden Stoffe getrocknet, vergast und ganz oder teilweise verbrannt werden. Die Nachverbrennung der Gase erfolgt direkt in der umgebenden

Wirbelschicht. Eingesetzt werden in dem Fernwärmeblock Althölzer, zukünftig sollen jedoch auch Brennstoffe aus Müll erprobt werden. [117]

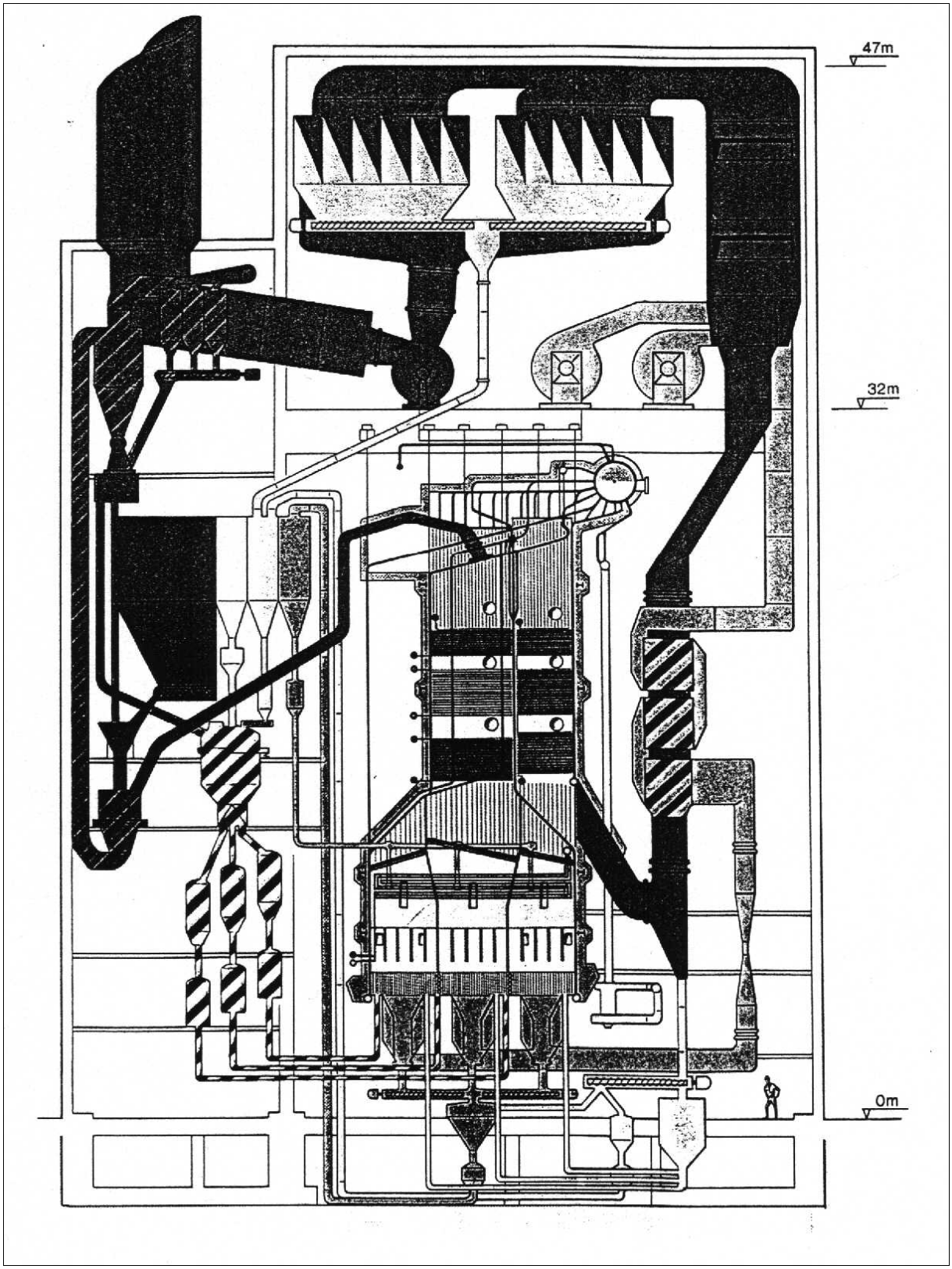


Abbildung 14: Wirbelschichtdampferzeuger für das Heizkraftwerk Afferde, Hameln

C 3.4.4.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Hauptziel des Verbrennungsversuches im Kraftwerk Afferde war die Überprüfung der Aufgabesystematik in eine großtechnische Wirbelschichtbrennkammer. Der Vorrang der Untersuchung der Aufgabetechnik wurde aufgrund der zuvor gesammelten Erfahrungen an der Wirbelschicht-Versuchsanlage bei ZEUS festgelegt.

Der Versuch wurde in einer der Brennkammern ohne Zusatzeinrichtung durchgeführt. Für den Versuch wurde Output Vorotte 10 – 50 mm verwendet. Einerseits empfahl sich die Verwendung des Einsatzstoffes 3 als mittelkalorische Fraktion, da durch den Einsatz eines hochkalorischen Verbrennungsinputs ein technischer Schaden aufgrund von Überhitzung des Kessel zu befürchten war. Für Wirbelschichtverfahren ist andererseits die Korngröße des Einsatzstoffes entscheidend. Das Material wurde daher vor Versuchsbeginn zur Vermeidung von Überkorn nochmals über ein Rüttelsieb mit einem Einsatz < 50 mm abgesiebt.

Trotz dieser Vorbereitung erwies sich die Aufgabeförderung in die Wirbelschichtanlage als problematisch. Das Material neigte zur Tunnelbildung über der Austragsschnecke der Vorlagecontainer und konnte nur mit manueller Nachhilfe gefördert werden. Zur Vermeidung von Störungen wurde daher ein Input von 5/6 des üblicherweise verwendeten Holzschreddergutes und nur zu 1/6 Output Vorrotte eingesetzt. Tabelle 15 zeigt die Ergebnisse der Elementaranalysen und Heizwertbestimmungen sowohl der Einzelfraktionen als auch des gemischten Einsatzstoffes. Dem anfangs beschriebenen Hauptziel des Versuches entsprechend war das Untersuchungsprogramm im Unterschied zum Technikumsversuch in der Wirbelschichtversuchsanlage bei ZEUS reduziert. In den Kapitel 3 und 4 sind infolgedessen für diesen Versuch keine Massenbilanzen und Ergebnisse von Reststoffuntersuchungen angegeben.

Tabelle 15: Einsatzstoffzusammensetzung Kraftwerk Afferde, Elementaranalysen und Heizwerte

Parameter [Einheit]	Output Vorrotte 10 – 50 mm, Analysenwerte	Altholz geschreddert, Analysenwerte	Einsatzstoff 1/6 Output Vorrotte 5/6 Altholz (Masseanteile), rechnerisch aus Spalte 2 und 3	Einsatzstoff 1/6 Output Vorrotte 5/6 Altholz (Masseanteile) Analysenwerte
Elementaranalyse				
C [Ma.-%]	23,70	39,10	36,5	33,6
H [Ma.-%]	4,74	5,76	5,6	5,39
O [Ma.-%]	25,78	41,18	38,6	31,82
N [Ma.-%]	0,48	0,43	0,4	0,51
S [Ma.-%]	0,3	< 0,08	0,1	0,19
Cl [Ma.-%]	0,45	0,08	0,1	0,57
F [Ma.-%]	–	–	–	–
Wassergehalt [Ma.-%]	36,9	21,0	23,7	28,1
Aschegehalt [Ma.-%]	9,1	2,8	3,9	13,5
Heizwert H_u				
Laborangabe [kJ/kg]	8.162	12.888	12.100	11.363
n. Boie [kJ/kg]	8.511	13.873	12.979	12.220
n. Verbandsformel [kJ/kg]	8.406	13.334	12.512	11.961

– = nicht untersucht

C 3.4.5. Siemens/KWU, Ulm Wiblingen

C 3.4.5.1 Schwel-Brenn-Technikumsanlage

Die Schwel-Brenn-Technikumsanlage Ulm-Wiblingen diente der Erprobung des Schwel-Brenn-Verfahrens der Firma Siemens/KWU. Nachdem mit dem Bau der großtechnischen Anlage in Fürth begonnen worden war, wurde die Technikumsanlage Ende 1996 demontiert. Bei der Ausführung der Fürther Anlage wurden die Erfahrungen aus der Technikumsanlage in Ulm-Wiblingen berücksichtigt.

Die Schwel-Brenn-Technikumsanlage bestand aus einer kombinierten Verbrennungstechnik mit den Behandlungsschritten Konversion und Hochtemperaturverbrennung.

Die Konversionstrommel diente dabei einerseits zum Aussortieren von Recyclingstoffen und andererseits zur Umwandlung des Restmülls zu den homogenen Brennstoffen Konversionsgas und kohlenstoffhaltiger Feinstaub. Diese wurden der Hochtemperaturverbrennung zugeführt.

Die maximale Durchsatzleistung der Technikumsanlage betrug 0,2 Mg/h. Die angelieferten Abfallfraktionen Einsatzstoffe 1 und 2 wurden mit einer Rotorschere auf eine Kantenlänge < 200 mm zerkleinert. Mit Hilfe einer Stopfschnecke wurde das Material in die Konversionstrommel gefördert. Der Abfall wurde bei ca. 450 °C verschwelt. Das dabei entstandene auf ca. 550 °C aufgeheizte Konversionsgas wurde für die Hochtemperaturverbrennung verwendet.

Die Rauchgasreinigung der Technikumsanlage in Ulm-Wiblingen war mit einstufigem Wäscher und ohne Rauchgasentstickung im Vergleich zu großtechnischen Anlagen technisch einfach ausgeführt.

Als Outputströme werden entprechend den großtechnischen Ausführungen des Schwel-Brenn-Verfahrens Inertien, Fe-/NE-Metalle und die verglaste Schlacke gewonnen.

C 3.4.5.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Die Versuche [135] begannen zunächst mit einer An- und Einfahrphase. Für den Versuchszeitraum wurden zwei Kernmeßzeiten definiert, in denen in der Kernmeßzeit 1 der Einsatzstoff 1 und in der Kernmeßzeit 2 der Einsatzstoff 2 thermisch behandelt wurde. Die Dauer der Kernmeßzeiten betrug jeweils 31 Stunden. Vor dem Wechsel auf Einsatzstoff 2 wurde eine ausreichend lange Übergangsphase von 17 Stunden berücksichtigt. Nach Ende der Kernmeßzeit 2 wurde die Anlage wieder abgefahren.

C 3.4.6. Noell-Konversionsverfahren, Freiberg

C 3.4.6.1 Pilotanlage

Die Pilotanlage der Noell-KRC Energie und Umwelttechnik GmbH am Standort Freiberg im Bundesland Sachsen ist seit 1996 zur Erprobung des Noell-Konversionsverfahrens in Betrieb. Die Demonstrationsanlage weist einen Durchsatz von 0,5 Mg/h auf. Schwerpunktmäßig wird die Vergasung von Klärschlämmen, aber auch die Konditionierung von Hausmüll untersucht. [133], [48]

Der in Rollcontainern angelieferte, grobzerkleinerte Abfall wird über Förderbänder und Trogkettenförderer dem Pyrolysedrehrohr aufgegeben. Die Zellradschleuse zum Pyrolysedrehrohr ist mit einer Waage ausgerüstet, so daß der Mengenstrom erfaßt und geregelt werden kann. In dem mit Erdgas unterfeuerten Drehrohr erfolgt die thermische Umsetzung unter Sauerstoffabschluß bei einer Temperatur von 550 °C. Der Abfall zersetzt sich dabei in das Pyrolysegas sowie den trockenen Pyrolysekoks. Nach dem Quenchen des Pyrolysegases wird dieses einem Verdichter zugeführt und mit dem notwendigen Betriebsdruck dem Vergaser aufgegeben. Der in einer Kugelmühle aufgemahlene Pyrolysekoks wird über ein Staubeinspeisesystem zusammen mit dem beim Quenchen durch Dekantieren abgetrennten Öl als Öl-Staub-Gemisch ebenfalls dem Vergaser zugeführt. Im Vergasungsreaktor werden Staub, Öl und Gas bei unterstöchiometrischer Sauerstoffzugabe zu einem CO- und H_2 reichen Rohgas umgesetzt. Die aufgeschmolzenen mineralischen Bestandteile werden als inertes Schlackegranulat abgezogen.

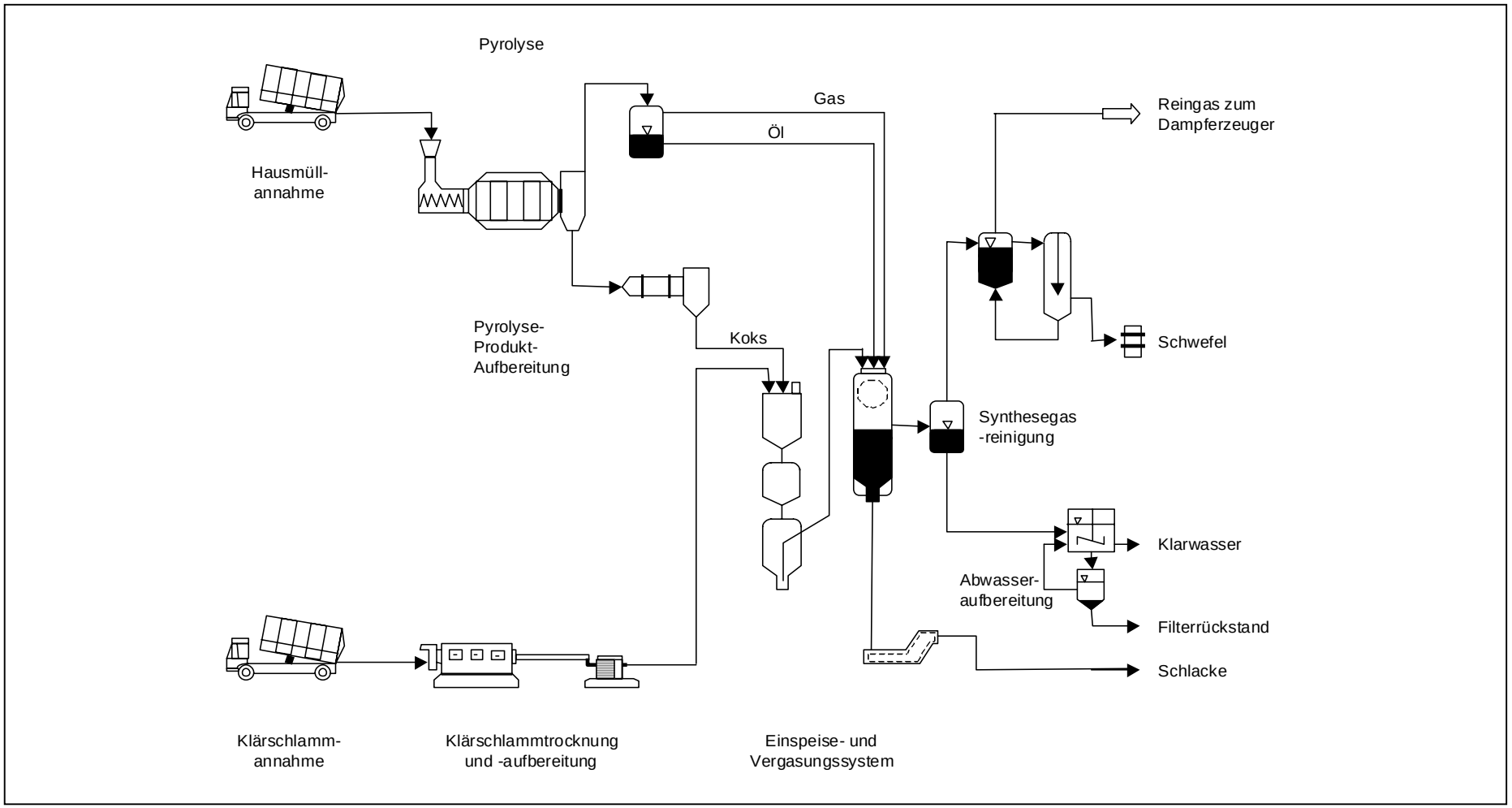


Abbildung 15: Grundfließbild der Pilotanlage Freiberg

C 3.4.6.2 Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Das Pyrolyserohr wurde vor Versuchsbeginn auf die Betriebstemperatur von 550 °C vorgeheizt. Der Abfall wurde dem Drehrohr in Schleusvorgängen von jeweils 60 – 80 kg zugeführt. Die Verweilzeit im Pyrolysedrehrohr betrug etwa 60 min. [73]

Das bei der Pyrolyse entstandene Gas wurde nach einer Verdichtung dem Flugstromvergaser zugeführt. Aufgrund der diskontinuierlichen Zufuhr des Abfalls und insbesondere durch Aufgabeprobleme schwankte der Anfall von Pyrolysegas stark. Der kontinuierliche Betrieb mit 100 m³/h Pyrolysegas war daher nur über den Zeitraum von 1 Stunde möglich. Eine repräsentative Probennahme war somit ebenfalls nicht durchführbar. Pyrolysekoks und Öl wurden zur Analyse und Bilanzierung separat erfaßt. Der Pyrolysekoks wurde zunächst mit Sieben von 6,3 und 1 mm Maschenweite gesiebt. Aus dem Siebschnitt >6,3 mm wurden Glas, Kermik und Metalle separiert und verwogen. Anschließend wurde der Pyrolysekoks aufgemahlen. Aufgrund der geringen Menge des angefallenen Pyrolysekokses konnte dieser nicht wie im Verfahren vorgesehen in der Vergasung eingesetzt werden. Aus dem gleichen Grund war eine Vergasung des Pyrolyseöls ebenfalls nicht möglich. Für den Versuch bei Noell entfallen daher in Kapitel 3. und 4. Betrachtungen über die Emissionen und die Reststoffqualitäten. [73]

C 3.5. Ergebnisse

C 3.5.1. CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld

C 3.5.1.1 Verbrennungsverhalten

Aus den allgemeinen Beobachtungen zum Verbrennungsverhalten waren die wichtigsten Erkenntnisse, daß die Einsatzstoffe selbstgängig brannten und stationäre Betriebszustände eingestellt werden konnten. Kurzfristige Schwankungen und Schadstoffspitzen bei der Abgasqualität sind vor allem auf Inhomogenitäten des Restabfalls zurückzuführen, die durch den geringen Durchsatz der Versuchanlage nicht ausgeglichen werden konnten. Probleme bei der Beschickung traten bei Einsatzstoff 2 deutlicher

als bei den anderen Einsatzstoffen auf. Grobe Plastikteile mit einer Größe zwischen 50 und 100 mm neigten dazu, bereits im Vorratsbehälter zu verschmelzen und zu verkleben. Dies führte zeitweise zu Behinderungen bei der Beschickung. Auf dem Rost kam es bei Einsatzstoff 3 zeitweise zum "Aufschoppen", d. h. der Restabfall bildete wellenartige Verwerfungen. Der Transport der Einsatzstoffe wurde dadurch unterbrochen und der Rost mußte freigeräumt werden. Die Verwerfungen bilden sich aufgrund der geringen Breite des Rostes, da der Restabfall an den Seitenwänden anhaftet. Als weitere mögliche Ursache für die Aufstauungen wurden Verbackungen im Materialstrom während der Hauptverbrennungsphase angesehen.

Bei der Betrachtung der Schlackenanalyse in Kapitel 3.5.1.3 Tabelle 17 fällt eine Grenzwertüberschreitung beim Parameter TOC im Feststoff des Einsatzstoffes 3 auf. Dies ist darauf zurückzuführen, daß Material z. T. unvollständig ausgebrannt vom Rost entfernt wurde. Das Verbrennungsverhalten der mechanisch-biologisch vorbehandelten Einsatzstoffe auf dem Rückschubrost kann jedoch zusammenfassend als ausgesprochen unproblematisch beurteilt werden. Die aufgetretenen Störungen sind auf die kleinmaßstäblichen Verhältnisse der Versuchsanlage zurückzuführen.

C 3.5.1.2 Emissionen

Die in Tabelle 16 angegebenen Emissionen aus der Verbrennung im Rohgas müssen unter Beachtung der Verhältnisse während des Versuchsbetriebs diskutiert werden. Zu Beginn der Versuchsreihen wurden zunächst orientierende Versuche mit Standardeinstellungen gefahren. Im weiteren Verlauf der Versuche konnten dann weitgehend optimierte Einstellungen ermittelt werden. Kontinuierliche Gasanalysen wurden an der Versuchsanlage zu O_2, CO_2, CO, SO_2, NO_X, HCl und HF durchgeführt. Alle weiteren Emissionsparameter wurden diskontinuierlich beprobt, d. h. meistens wurde ein Meßwert je Einsatzstoff aufgenommen. Aus den kontinuierlichen Gasanalysen wurden Mittelwerte über die Versuchsdauer berechnet. Dabei wurden Versuchszeiträume, in denen es zu Materialstauungen auf dem Rost kam, nicht berücksichtigt. Alle Angaben sind auf trockenes Abgas im Normzustand bei einem Volumengehalt an Sauerstoff von 11 % bezogen.

Der Gehalt an Kohlenmonoxid ist ein Indikator für den Ausbrand des Abgases und damit ein Zeichen für die Güte des Verbrennungsprozesses. Kohlenmonoxid wird in der Rauchgasreinigung nicht weiter reduziert. Die ermittelten Werte unterschreiten den Grenzwert nach 17. BImSchV deutlich.

Auffällig ist die Abhängigkeit der Gesamtstaubemissionen vom gewählten Siebschnitt. Im direkten Vergleich der Einsatzstoffe 1 und 2 entstehen durch den Feinanteil < 10 mm im Einsatzstoff 1 die höheren Gesamtstaubemissionen. Einsatzstoff 3 (10 - 50 mm) weist die höchsten Gesamtstaubemissionen auf. Alle gemessenen Werte bleiben aber unterhalb herkömmlicher Auslegungsbereiche von Staubabscheidern in der Rauchgasreinigung.

Für die weiteren angegebenen Rauchgasinhaltsstoffe gilt, daß diese ebenfalls in der Rauchgasreinigung durch entsprechende Verfahren vermindert werden können. Die gemessenen Werte liegen im Bereich durchschnittlicher Rohgaskonzentrationen für großtechnische Müllverbrennungsanlagen [22], [37]. Stickoxide können mit einer Rauchgasentstickungsstufe (Denox) verringert werden. Im Abgas werden vor allem die leicht flüchtigen Schwermetalle nachgewiesen. Diese werden mit dem Staub aus dem Abgas entfernt.

Das Emissionsverhalten der Rückschubrostfeuerung bei der Verbrennung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall kann als insgesamt unproblematisch beurteilt werden. Für die Rauchgasreinigung sind keine besonderen Belastungen zu erwarten.

Tabelle 16: Emissionen CUTEC Rohgas

Parameter	Meßwert Rohgas [mg/m³]			Grenzwert Reingas 17. BImSchV
	Einsatzstoff			
	1	2	3	[mg/m³]
CO	12	13	10	50^{T}
Gesamtstaub	230	152	1.279	10^{T}
C_{ges}	–	–	–	10^{T}
HCl	803	1.178	810	10^{T}
HF	–	–	1	1^{T}
SO_2	74	123	44	50^{T}
No_x	301	341	207	200^{T}
Metalle				
Cd + Tl	0,85*	0,36*	0,32*	$0,05^{P}$
Hg	0,05	0,012	0,513	$0,05^{P}$
Sb	–	–	–	
As	–	–	–	
Pb	3,25	3,01	6,18	
Cr	0,90	0,35	0,55	
Co	–	–	–	
Cu	1,43	0,58	1,40	
Mn	–	–	–	
Ni	–	–	–	
V	–	–	–	
Sn	–	–	–	
Summe (Sb-Sn)	5,58	3,94	8,13	$0,5^{P}$

Luft trocken im Normzustand 11% O_2; – = nicht untersucht; * nur Cadmium;
^{T} Tagesmittelwert; ^{P} Mittelwert über die jeweilige Probenahmezeit

C 3.5.1.3 Qualität der Reststoffe

Bei der Untersuchung der Rostfeuerung verblieben als Reststoffe Rostasche, Rostdurchfall und Filterstaub. Mit über 95% bilden die Rostasche und der Rostdurchfall zusammen den Hauptanteil der Reststoffe. Die Analysenwerte der Rostasche werden nachfolgend den Grenzwerten nach Anhang B der TA Si für die Deponieklasse I gegen-

übergestellt. Zur Untersuchung des Rostdurchfalls wurden mehrfach Bestimmungen des Glühverlustes durchgeführt. Eine vollständige Untersuchung des Rostdurchfalls nach TA Si Anhang B wurde aus Kostengründen und aufgrund der im Verhältnis zur Rostasche geringen Mengen nicht unternommen. Der Filterstaub aus der Rauchgasreinigung wurde nicht untersucht, da dieser grundsätzlich stark schadstoffbelastet ist und nach TA Abfall als Sonderabfall entsorgt werden muß. [61]

Die Tabelle 17 zeigt, daß die Grenzwerte nach TA Si für die Rostasche in der Regel eingehalten wurden. Ausgenommen davon sind die Grenzwertüberschreitungen für den Parameter Quecksilber bei Einsatzstoff 1 und 2 und den Parameter TOC bei Einsatzstoff 3. Die erhöhten Werte wurden durch Nachuntersuchungen bestätigt. Die angegebenen Werte für Quecksilber sind Mittelwerte aus zwei bzw. drei Messungen. Vermutlich wird das Quecksilber durch nicht ordnungsgemäß entsorgte Batterien eingetragen. Auch bei Hausmüllanalysen treten häufig erhöhte Meßergebnisse für Quecksilber auf. Der erhöhte TOC ergab sich durch Verwerfungen des Restabfalls auf dem Rost, wodurch ein Freiräumen des Rostes erforderlich wurde. Dadurch gelangte unvollständig verbranntes Material zum Reststoff Rostasche. Dieser Sachverhalt wurde bereits in Abschnitt 7.1.1. zum Verbrennungsverhalten näher erläutert. Eine nachgeschaltete Behandlung der Rostaschen, d. h. eine Rostaschenaufbereitung, würde eine weitere Verbesserung der Qualität im Sinne von Zuordnungswerten unter Z 2 für Einbauklassen nach LAGA bringen. Durch eine Rostaschenaufbereitung verbessern sich insbesondere die Analysenwerte für die Parameter pH-Wert und Leitfähigkeit unter die Grenzwerte nach Z 2. Außerdem könnten z. B. Metalle wiedergewonnen werden.

Wie Tabelle 18 zeigt, wird für den Rostdurchfall zumindest für den untersuchten Parameter Glühverlust der Grenzwert nach TA Si für die Deponieklasse I in keiner der untersuchten Proben überschritten. Die Glühverluste des Rostdurchfalls sind aufgrund der geringeren Verweilzeiten auf dem Rost durchschnittlich höher als die der Rostasche. Eine Verringerung wäre über eine Rückführung des Rostdurchfalls in die Verbrennung möglich. Dies ist jedoch aufgrund der insgesamt deutlich unter den Grenzwerten für Deponieklasse I liegenden Meßwerten nicht erforderlich. Der Ausbrand des Rostdurchfalls kann damit als gut bezeichnet werden.

Tabelle 17: Qualität der Rostasche

Parameter [Einheit]	Analysenwert Einsatzstoff 1	Analysenwert Einsatzstoff 2	Analysenwert Einsatzstoff 3	Grenzwert nach TA Si, Anhang B, Deponieklasse I
Organischer Anteil				
Glühverlust [Ma.-%]	0,54	0,63	0,55	3
TOC* [Ma.-%]	0,27	0,17	0,35	1
Extr. lipophile Stoffe				
[Ma-%]	–	–	–	0,4
Eluatkriterien				
pH-Wert	10,8	10,5	10,5	5,5-13,0
Leitfähigkeit [µS/cm]	1102	1.878	2.190	10.000
TOC [mg/l]	15,3	15,7	**33,3**	20
Phenole [mg/l]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,2
Arsen [mg/l]	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,2
Blei [mg/l]	< 0,15	< 0,15	0,08	0,2
Cadmium [mg/l]	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,05
Chrom-VI [mg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05
Kupfer [mg/l]	< 0,01	< 0,01	0,05	1
Nickel [mg/l]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,2
Quecksilber** [mg/l]	**0,01**	0,003	**0,006**	0,005
Zink [mg/l]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2
Fluorid [mg/l]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	5
Ammonium-N [mg/l]	1,08	1,75	0,6	4
Cyanid [mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,1
AOX [mg/l]	–	–	–	0,3
Wasserl. Anteil [Ma.-%]	< 0,1	< 0,1	0,22	3

– = nicht untersucht, < = Analysengrenze, **fett** = Grenzwertüberschreitung, * bestimmt wurde AOC abbaubarer organischer Kohlenstoff, ** Mehrfachbestimmung

Tabelle 18: Glühverlust des Rostdurchfalls

Einsatzstoff	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Grenzwert nach TA Si, Anhang B, Deponieklasse I
1	1,12	0,47	0,32	2,11	1,42	3
2	0,84	0,63	0,50	0,77	1,66	
3	1,48	1,37	0,53	1,45	1,25	

[Masse-%]

C 3.5.1.4 Massenbilanz

Aus der Summe der Meßreihen der Einzelversuche wurden die in der Tabelle 19 dargestellten Massenbilanzen errechnet. Diese repräsentieren einen Querschnitt der gesamten Meßreihen zum jeweiligen Einsatzstoff. Eine Bilanzierung einzelner optimierter Versuchsabschnitte war nicht möglich, da die Aschemengen zu jedem Einsatzstoff nur einmal verwogen wurden. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den verschiedenen Verfahren zu ermöglichen, wurden einige der getrennt gemessenen Massenströme, wie z. B. Primär-/Sekundärluft und diverse Ascheausträge, in den Stoffbilanzen zu Gruppen zusammengefaßt. Bei den Versuchen am Rückschubrost erfolgte die Zuführung der Verbrennungsluft fast ausschließlich als Primärluft. Eine Sekundärluftzugabe im Nachbrennkammersystem fand, gemessen an der Gesamtversuchsdauer, nur in kurzen Versuchsabschnitten statt.

Tabelle 19: Massenbilanzen CUTEC

Einsatzstoff	1 (0 – 350 mm)		2 (10 – 350 mm)		3 (10 – 50 mm)	
Stoffströme	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	–	1.000	–	1.000	–
aussortierte grobe Metallteile	–	5	–	3	–	0
aussortierte grobe Steine	–	20	–	16	–	0
Verbrennungsluft	5.044	–	5.630	–	3.063	–
Rostasche	–	176	–	146	–	218
Rostdurchfall	–	98	–	31	–	44
Filterstaub	–	1	–	2	–	3
Abgas	–	5.762	–	6.391	–	3.844
Summe	6.044	6.062	6.630	6.589	4.063	4.109

Angaben in kg

Die Massenbilanzen ergeben einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem gewählten Siebschnitt des Eingangmaterials und der anfallenden Menge an Rostdurchfall. Die Problematik des Rostdurchfalls wird daher detaillierter betrachtet.

Der beim Betrieb einer Rostfeuerung zwangsläufig entstehende Rostdurchfall war bei Einsatzstoff 1 mit Feinanteil < 10 mm gegenüber den Einsatzstoffen 2 und 3 ohne Feinanteil um 2/3 bzw. die Hälfte erhöht (s. Tabelle 20). Die Angaben zum Rostdurchfall beziehen sich auf die im jeweiligen Verbrennungsversuch eingesetzte Eingangsmenge an Restabfall.

Der Rostdurchfall großtechnischer Müllverbrennungsanlagen für Hausmüll beträgt 1 bis 3% bezogen auf die Eingangsmenge. Der Vergleich der aus den Versuchen gewonnenen Ergebnisse mit diesen Anhaltswerten zeigt, daß der Rostdurchfall für die Einsatzstoffe 2 und 3 in durchaus üblichen Bereichen liegt, für Einsatzstoff 1 jedoch gegenüber großtechnischen Anlagen deutlich erhöht ist. Grundsätzlich jedoch ist der Anfall eines Anteiles Rostdurchfalls verfahrensbedingt und unproblematisch. Der Rostdurchfall kann zur Verbesserung des Ausbrandes der Verbrennung erneut zugeführt

werden. Im Falle des Einsatzstoffes 1 macht der Rostdurchfall immerhin fast 10% des Input aus.

Aus der in Tabelle 20 außerdem gezeigten Verteilung des Rostdurchfalls über die fünf Rostzonen (Zonentrichter) ist deutlich zu erkennen, daß der Rostdurchfall hauptsächlich am Rostanfang anfällt. Die Angaben der Tabelle stammen aus beispielhaften Einzelversuchen zu den drei Einsatzstoffen.

Tabelle 20: Anteile und Verteilung des Rostdurchfalls

Einsatzstoff	Rost-durchfall	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
1	9,5	42	29	16	9	4
2	3,1	41	28	11	13	7
3	4,4	39	25	16	8	12

[Masse-%]

Die Menge der einzusetzenden Verbrennungsluft korreliert erwartungsgemäß mit dem Heizwert der Einsatzstoffe. Dies zeigt sich vor allem bei Einsatzstoff 3 deutlich. Die an der Versuchsanlage über die Versuchsdauer zum jeweiligen Einsatzstoff eingestellten mittleren Luftverhältnisse λ zeigt Tabelle 21. Diese werden in der Größenordnung durch die Berechnung der Luftverhältnisse aus den Elementaranalysen bestätigt. Großtechnische Rostfeuerungen weisen im Normalbetrieb Luftverhältnisse von 1,6 für Neuanlagen bis etwa 2 (Altanlagen) auf. Moderne Anlagen werden typischerweise mit Luftverhältnissen zwischen 1,6 und 1,8 gefahren. Die Ergebnisse der Versuche liegen damit im Rahmen üblicher Werte für Müllverbrennungsanlagen.

Tabelle 21: Mittlere Luftverhältnisse CUTEC

Einsatzstoff	Luftverhältnis λ [-]
1	1,58
2	1,60
3	1,58

C 3.5.2. Entsorgungsgesellschaft Krefeld

C 3.5.2.1 Verbrennungsverhalten

Aufgrund der geringeren Stückigkeit und größeren Homogenität des Materials wurden zur Erstbefüllung des Aufgabetrichters und des Rostes bei Versuch 1 ca. 45 Mg Material benötigt. Beim herkömmlichen Hausmüllgemisch reichen zur Erstbefüllung ca. 25 Mg Material aus. Der Ofen konnte aufgrund der problemlosen Einsatzstoffaufgabe gleichmäßig und kontinuierlich beschickt werden.

Die Durchsatzleistung des Kessels betrug 18,9 Mg/h im Durchschnitt über die Kernmeßzeit des Versuches 1. Die Durchsatzleistung für den ersten Zeitabschnitt des Versuches 2 betrug 19,0 Mg/h, für den zweiten Zeitabschnitt 17,5 Mg/h.

Die Aufzeichnung der Temperaturverläufe ergab keine nennenswerten Schwankungen. Die in der 17. BImSchV geforderte Temperatur von 850 °C über die Dauer von 2 Sekunden im Feuerraum wurde durch die Temperaturermittlung mit Thermoelementen und Akustikmessungen belegt. Der Mittelwert der Feuerraumtemperaturermittlung durch Thermoelemente wurde zum Zeitpunkt des Versuches 1 aufgrund eines Fehlers der Anzeige um rd. 500 °C zu hoch angegeben. Inzwischen wurde dieser Fehler im Rahmen einer TÜV-Nachkalibrierung behoben. Mit einem durchschnittlichen Sauerstoffgehalt von 7,5% wurde der geforderte Mindestsauerstoffgehalt von 6 Vol.-% während der gesamten Versuchszeiten sicher eingehalten.

Die Einsatzstoffe 1 und 2 brannten selbstgängig. Das Diagramm zur Feuerleistungsregelung belegt, daß Öl als Zusatzbrennstoff nur zum Vorheizen des Ofens auf Betriebstemperatur, nicht jedoch zur Stützfeuerung während des Versuches zugeführt werden mußte. Bei Einsatzstoff 2 wurden anfangs wie im Normalbetrieb der MKVA Faulgas aus der Klärschlammbehandlung zugeführt, danach wurde ein Beobachtungszeitraum ohne Faulgaszuführung durchgeführt. Die an der Leittechnik der MVA errechneten Heizwerte der Einsatzstoffe lagen durchschnittlich bei ca. 7.950 kJ/kg für Versuch 1, bei Versuch 2 wurden für den Versuchszeitraum 1 ca. 8.200 kJ/kg ermittelt, für den Versuchszeitraum 2 mit 50% Hausmüllanteil wurden ca. 8.500 kJ/kg bestimmt.

Die Laboranalysen werden nur für Versuch 1 in der Größenordnung bestätigt, bei Versuch 2 tritt eine Differenz von etwas über 1.000 kJ/kg auf. Die Abweichungen zu den Meßwerten der Leittechnik resultieren aus den Schwierigkeiten der Probennahme aufgrund der Inhomogenität der Restabfälle.

Das Brennbild ergab über die 6 Walzenroste einen sehr homogenen Eindruck. Zu beobachten war eine verkürzte Trocknungszeit auf dem Rost. Daraus resultierte ein früherer Zündzeitpunkt gegenüber einer Betriebsweise mit normalem Müll bei gleichem Heizwert. Die beiden ersten Walzen wurden daher hinsichtlich der Umdrehungsleistung angepaßt.

C 3.5.2.2 Emissionen

Für die dargestellten Emissionsparameter wie CO, O_2 und die Rauchgastemperaturen für Versuch 1 und 2 gilt, daß keine nennenswerten Schwankungen und Spitzen auftraten. Die Heißdampfproduktion zur Strom- und Fernwärmegewinnung konnte gleichmäßig erfolgen.

Die Grenzwerte nach 17. BImSchV wurden bei beiden Versuchen in jedem Fall unterschritten. Dabei wurden am Kamin Volumengehalte an Sauerstoff von 9,2% gemessen. Diese liegen unterhalb des Bezugssauerstoffgehaltes von 11% O_2 für das trockene Abgas, eine Umrechnung erfolgt daher nicht. Die bei Einsatzstoff 1 gegenüber Einsatzstoff 2 höheren Staubgehalte von 6,5 mg/m³ erklären sich durch die notwendige Nachrüstung der Schläuche im Polizeifilter, die im Anschluß an den ersten Verbrennungsversuch erfolgte. Zum weiteren Vergleich sind in der folgenden Tabelle 22 zusätzlich die Emissionen der MKVA Krefeld im Jahresmittel und einer weiteren großtechnischen MVA mit unvorbehandeltem Müll angegeben.

Tabelle 22: Emissionen

Parameter	Meßwert Reingas EGK [mg/m³] [1]			Grenzwert Reingas 17. BImSchV [mg/m³] [4]	Meßwert Reingas EGK [mg/m³] [5]	MVA Hamburg Reingas [mg/m³] [5]
Versuch	1 [1]	2				
	Einsatzstoff 1	Versuchs-zeitraum 1 [2] ausschließlich Einsatzstoff 2	Versuchs-zeitraum 2 [3] 50% Hausmüll-beimengung			
CO	4,9	9,0	7,5	50	3,8	2,7
Gesamtstaub	6,5	1,1	1,1	10	1,5	0,2
Organische Stoffe (C_{ges})	0,7	1,6	1,4	10	1,1	0,1
HCl	0,002	1,1	1,2	10	0,11	0,03
HF	###	###	###	1	0,02	0,1
SO_2	1,3	###	###	50	2	5,6
No_x	73	80	82	200	81	93

Reingas trocken im Normzustand Bezug max. 11 Vol.-% O_2; ### = nicht untersucht
[1] Durchschnittswerte für den Meßzeitraum 14:00 - 01:00
[2] Durchschnittswerte für den Meßzeitraum 10:00 – 16:00
[3] Durchschnittswerte für den Meßzeitraum 16:00 – 20:00
[4] Tagesmittelwerte; [5] Jahresmittelwerte

C 3.5.2.3 Qualität der Reststoffe

Der Reststoff Schlacke kann sowohl auf Deponien abgelagert als auch als Baustoff eingesetzt werden. Das gängigste Aufbereitungsverfahren für Rohschlacken ist die Alterung unter kontrollierten Bedingungen. In der folgenden Tabelle 23 werden die Analysenwerte der frischen Rohschlacke Grenzwerten nach TA Si und LAGA für aufbereitete Schlacken gegenübergestellt. Bereits ohne die Aufbereitung werden mit einer Ausnahme die hohen Anforderungen nach TA Si für die Deponieklasse 1 eingehalten. Lediglich für den Parameter Blei überschreiten die Meßwerte in allen untersuchten Proben den Grenzwert sowohl für die Deponieklasse 1 als auch für die Deponieklasse 2 (Grenzwert 1 mg/l) nach TA Si Anhang B. Nach der Aufbereitung der Rohschlacke durch 3-4-monatige Alterung werden die Grenzwerte sicher eingehalten. Die TA Si -gerechte Ablagerung auf Deponien und der Einsatz als Baustoff nach den Anforderungen der LAGA sind problemlos möglich. Die Schlacken aus dem Verbrennungsversuch unterscheiden sich nicht von den Schlacken der sonstigen Verbrennung.

Tabelle 23: Feststoff- und Eluatwerte des Reststoffes Rohschlacke

Parameter [Einheit]	Analysenwert			Vergleich mit:	
	Versuch 1 0 – 350 mm	Versuch 2 10 – 350 mm		TA Si Anhang B, Deponie-klasse I	LAGA Z 2 [1]
		Probe 1	Probe 2		
Organischer Anteil					
Glühverlust [Ma.-% TR]	2,5	2,4	0,8	3	3
TOC [Ma.-% TR]	0,58	0,57	0,35	1	1 [2]
Extr. Lipophile Stoffe [Masse-%]					
	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,4	###
Eluatkriterien					
pH-Wert	11,9	12,3	12,4	5,5-13,0	7 - 13
Leitfähigkeit [µS/cm]	4000	7.340	8.900	10.000	6.000
TOC [mg/l]	13,1	10,1	8,2	20	###
Phenole [mg/l]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2	###
Arsen [mg/l]	< 0,002	< 0,005	< 0,005	0,2	###
Blei [mg/l]	**1,42**	**2,53**	**4,9**	0,2	0,05
Cadmium [mg/l]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,05	0,005
$Chrom_{ges}$ [mg/l]	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,05	0,2
Kupfer [mg/l]	0,16	0,17	0,24	1	0,3
Nickel [mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,2	0,04
Quecksilber [mg/l]	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,005	0,001
Zink [mg/l]	0,14	0,35	0,67	2	0,3
Fluorid [mg/l]	< 0,5	< 0,5	0,7	5	###
Ammonium-N [mg/l]	1,16	0,6	0,58	4	###
Cyanid [mg/l]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,02
AOX [mg/l]	< 0,01	0,07	< 0,01	0,3	###
Wasserl. Anteil [Ma.-% TR]	1,2	2,1	3	3	###
Trockenrückstand [Ma.-%]	82,7	80,5	87,6	###	###
Wassergehalt [Ma.-%]	17,3	19,5	12,4	###	###
Sulfat [mg/l]	21	< 10	458	###	600
Chlorid [mg/l]	< 160	269	251	###	250

[1] Zuordnungswerte Z 2 für aufbereitete Hausmüllverbrennungschlacken nach Mitteilungen 19/20 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) [97] [98]

[2] für Altanlagen gilt 3 Masse-%

< = Analysengrenze, **fett** = Überschreitung der Werte nach TA Si

C 3.5.2.4 Massenbilanz

Die für Tabelle 24 berechneten Massenbilanzen wurden unter den technischen Gegebenheiten der MKVA Krefeld erstellt. Es konnten daher in Unterscheidung zu den Versuchen an den Pilotanlagen nicht alle Massenströme durch Wägungen bestimmt werden. Es wurden Annahmen u. a. zu Verschmutzungsgraden, Wirkungsgrad und mittleren Staubgehalten im Abgas getroffen.

Tabelle 24: Massenbilanzen

Versuch	1		2*	
Stoff	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	**###**	1.000	**###**
Verbrennungsluft	4.480	**###**	4.657	**###**
Rostasche	**###**	313	**###**	114
Rostdurchfall	**###**	29	**###**	11
Rauchgas ohne Flugstaub	**###**	5.252	**###**	5.565
Kühlwasser zum Entschlacker	129	**###**	48	**###**
Flugstaub im Rauchgas	**###**	12	**###**	12
Kesselstaub	**###**	3	**###**	3
Summe	5.609	5.609	5.705	5.705

Angaben in kg; * Massenbilanz über die Kernmeßzeit Versuchszeitraum 1 10:00 – 16:00 Uhr

Der Anteil der Primärluft an der zugeführten Verbrennungsluft insgesamt betrug bei beiden Versuchen rd. 75 %, der Anteil der Sekundärluft entsprechend rd. 25 %. Der Rostdurchfall wurde zusammen mit der Rostasche in den Entschlacker abgeworfen und in den Rostaschebunker geführt. Der Anteil des Rostdurchfalls beträgt ca. 10%. Die geringe Rostaschenmenge des Versuches 2 ergibt sich bei der Berechnung aus den Laborwerten des Aschenanteiles an der untersuchten Rostasche. Aus der Rauchgasreinigung verbleiben außerdem weitere teilweise verwertbare Reststoffe wie Gips in für die Bilanzierung vernachlässigbaren Anteilen. Der dem Entschlacker zugeführte Kühlwasserstrom schwankte in der Größenordnung zwischen rd. 2.500 kg/h (Versuch 1) und 900 kg/h (Versuch 2) entsprechend den angegebenen rund 130 kg bzw. 50 kg auf 1.000 kg Restabfall.

C 3.5.3. ZEUS GmbH, Duisburg

C 3.5.3.1 Verbrennungsverhalten

Die für Tabelle 25 berechneten Massenbilanzen wurden unter den technischen Gegebenheiten der MKVA Krefeld erstellt. Es konnten daher in Unterscheidung zu den Versuchen an den Pilotanlagen nicht alle Massenströme durch Wägungen bestimmt werden. Es wurden Annahmen u. a. zu Verschmutzungsgraden, Wirkungsgrad und mittleren Staubgehalten im Abgas getroffen.

Tabelle 25: Massenbilanzen

Versuch	1		2*	
Stoff	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	**###**	1.000	**###**
Verbrennungsluft	4.480	**###**	4.657	**###**
Rostasche	**###**	313	**###**	114
Rostdurchfall	**###**	29	**###**	11
Rauchgas ohne Flugstaub	**###**	5.252	**###**	5.565
Kühlwasser zum Entschlcker	129	**###**	48	**###**
Flugstaub im Rauchgas	**###**	12	**###**	12
Kesselstaub	**###**	3	**###**	3
Summe	5.609	5.609	5.705	5.705

Angaben in kg; * Massenbilanz über die Kernmeßzeit Versuchszeitraum 1 10:00 – 16:00 Uhr

Der Anteil der Primärluft an der zugeführten Verbrennungsluft insgesamt betrug bei beiden Versuchen rd. 75 %, der Anteil der Sekundärluft entsprechend rd. 25 %. Der Rostdurchfall wurde zusammen mit der Rostasche in den Entschlacker abgeworfen und in den Rostaschebunker geführt. Der Anteil des Rostdurchfalls beträgt ca. 10%. Die geringe Rostaschenmenge des Versuches 2 ergibt sich bei der Berechnung aus den Laborwerten des Aschenanteiles an der untersuchten Rostasche. Aus der Rauchgas-reinigung verbleiben außerdem weitere teilweise verwertbare Reststoffe wie Gips in für die Bilanzierung vernachlässigbaren Anteilen. Der dem Entschlacker zugeführte Kühlwasserstrom schwankte in der Größenordnung zwischen rd. 2.500 kg/h (Versuch 1)

und 900 kg/h (Versuch 2) entsprechend den angegebenen rund 130 kg bzw. 50 kg auf 1.000 kg Restabfall.

C 3.5.3.2 Emissionen

Die Meßstelle für den Abluftstrom befindet sich hinter dem Heißgaszyklon und vor Wäscher und Filter. Angegeben werden daher die vor einer weiteren Rauchgasreinigung ermittelten Rohgaswerte. Die in Tabelle 26 angegebenen Meßwerte stammen aus den jeweils letzten Versuchsabschnitten zu den Einsatzstoffen, d. h. aus Versuchsreihe 4 (Variation ohne Oberbrenner/Luftreduzierung) bzw. aus Versuchsreihe 7 (Variation ohne Oberbrenner). Sie stellen aus den kontinuierlichen Messungen gebildete Mittelwerte dar. Quecksilber wurde diskontinuierlich beprobt. Die angegebenen Werte sind hier Mittelwerte aus drei Messungen. Bei Einsatzstoff 3 konnte Quecksilber im optimierten Versuch nicht beprobt werden, daher wird ein im vorangegangenen, nicht optimierten Betrieb ermittelter Durchschnittswert angegeben. Alle angegebenen Werte gelten für trockenes Abgas im Normzustand bezogen auf einen Volumenanteil von 11% Sauerstoff.

Tabelle 26: Emissionen ZEUS Rohgas

Parameter	Meßwert Rohgas		Grenzwert Reingas 17. BImSchV
	Einsatzstoff		
	2	3	
CO	136	31	50^{T}
Gesamtstaub	1.310	1.250	10^{T}
C_{ges}	–	–	10^{T}
HCl	494	330	10^{T}
HF	< 0,5	0,68	1^{T}
SO_2	105	117	50^{T}
No_x	282	220	200^{T}
Metalle			
Cd + Tl	–	–	$0{,}05^{P}$
Hg	0,006	0,39*	$0{,}05^{P}$

[mg/m³]; Luft trocken im Normzustand 11% O_2; – = nicht untersucht; Sb - Sn nicht untersucht; * abweichender Versuchszeitraum; ^{T} Tagesmittelwert; ^{P} Mittelwert über die jeweilige Probenahmezeit

Der bei Einsatzstoff 2 deutlich überhöhte Meßwert für Kohlenmonoxid resultiert aus der zu diesem Zeitpunkt noch nicht optimierten Aufgabe über die Schubvorrichtung. Klar erkennbar ist eine Verringerung des Kohlenmonoxidgehaltes bei Einsatzstoff 3 im optimierten Versuch mit Aufgabe über die Aufgabeschnecke in Höhe des ruhenden Wirbelbettes. Nach Austausch der Aufgabevorrichtung konnte der Kohlenmonoxidgehalt deutlich unter den gesetzlich geforderten Grenzwert gesenkt werden. Dies muß vor dem Hintergrund betrachtet werden, daß Kohlenmonoxid in einer Rauchgasreinigung nicht weiter reduziert werden kann. Die Gesamtstaubgehalte liegen in typischen Auslegungsbereichen für Rauchgasreinigungen. Für die weiteren angegebenen Abgasbestandteile gilt, daß diese mit vertretbarem Aufwand aus dem Abgas entfernt werden könnten. Zur Entlastung der Rauchgasreinigung bietet sich bei der Wirbelschicht der Einsatz eines Zuschlagstoffes, z. B. von Kalkstein oder Dolomit, zur Primäreinbindung des Schwefels und teilweise der Halogene an.

C 3.5.3.3 Qualität der Reststoffe

Die Aschen aus Wirbelbett und Heißgaszyklon bilden bei den Versuchen zur Wirbelschichtverbrennung mit zusammen über 95% den Hauptanteil der Reststoffe. In der nachfolgenden Tabelle 27 werden die Analyseergebnisse der Aschen den Anforderungen nach TA Si gegenübergestellt. Sowohl die Wirbelbettasche als auch die Heißgaszyklonasche erfüllen alle Grenzwerte für die Deponieklasse I. Die Wirbelbettasche besteht nach Sichtprüfung zum einen aus körnigen, inerten Verbrennungsrückständen wie Aschepartikeln, Steinen, Keramik, und Glas. Die Wirbelbettasche enthält außerdem einen größeren Anteil des als Wirbelbettmaterial eingesetzten Quarzsandes. Der Quarzsand weist nach Datenblatt [47] einen Glühverlust $<0{,}2\%$ auf. Das Ergebnis der Untersuchung der Wirbelbettasche auf Ablagerungsfähigkeit nach TA Si wird durch den darin enthaltenen Quarzsandanteil offensichtlich verändert. Der tatsächliche Glühverlust der Verbrennungsrückstände ohne Quarzsandanteil liegt eventuell geringfügig höher. Bedingt durch die Kürze der Versuche konnte die Wirbelbettvorlage jedoch nicht wie im großtechnischen Betrieb aufgerieben, ausgetragen und durch eingetragene Partikel ersetzt werden. Erfahrungen mit ähnlichen Einsatzstoffen in Langzeitversuchen lassen aber vermuten, daß auch für Wirbelbettaschen mit geringerem Anteil an Vorlagenmaterial die Grenzwerte nach TA Si eingehalten werden. Für die Bettaschen aus rotierenden Wirbelschichten zur Abfallverbrennung in großtechnischen Anlagen Japans werden Restkohlenstoffgehalte $<5\%$ angegeben [60]. Die in der Wirbelbettasche enthaltenen Metalle sind nach Sichtprüfung für eine eventuelle Weiterverwertung von ausreichender Qualität. Im

großtechnischen Verfahren würden diese jedoch sinnvollerweise vor der Wirbelschicht separiert werden. Dadurch wird die Zerkleinerung der Metalle und die unnötige Mitbehandlung dieser inerten Anteile in der Verbrennung vermieden.

Die anfallenden Stäube aus der Rauchgasreinigung wurden nicht qualitativ untersucht, da diese wie bereits erwähnt als Sonderabfall entsorgt werden müssen.

Tabelle 27: Aschenqualität ZEUS

Parameter [Einheit]	Analysenwert				Grenzwert nach TA Si, Anhang B, Deponie-klasse I
	Einsatzstoff				
	2	3	2	3	
	Wirbelbettmaterial		Heißgaszyklon		
Organischer Anteil					
Glühverlust [Ma.-%]	< 0,1	0,14	< 0,1	< 0,1	3
TOC [Ma.-%]	0,005	0,02	0,10	0,11	1
Extr. Lipophile Stoffe [Ma.-%]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4
Eluatkriterien					
pH-Wert	11,4	10,7	11,4	11,1	5,5-13,0
Leitfähigkeit [µS/cm]	950	313	2.440	1.390	10.000
TOC [mg/l]	1,9	5,0	2,6	2,6	20
Phenole [mg/l]	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,2
Arsen [mg/l]	0,0017	0,004	< 0,001	< 0,001	0,2
Blei [mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,2
Cadmium [mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,05
Chrom-VI [mg/l]	0,024	0,043	< 0,01	< 0,01	0,05
Kupfer [mg/l]	0,036	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1
Nickel [mg/l]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,2
Quecksilber [mg/l]	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,005
Zink [mg/l]	0,01	0,014	< 0,010	< 0,010	2
Fluorid [mg/l]	< 0,1	0,11	< 0,1	< 0,1	5
Ammonium-N [mg/l]	< 0,1	< 0,1	0,37	< 0,1	4
Cyanid [mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,1
AOX [mg/l]	0,03	0,02	0,24	< 0,01	0,3
Wasserlösl. Anteil [Ma.-%]	0,04	0,02	0,19	0,16	3

– = nicht untersucht, < = Analysengrenze, **fett** = Grenzwertüberschreitung

C 3.5.3.4 Massenbilanz

Am Rauchgaskühler fallen konstruktionsbedingt nur geringe Aschemengen an. Während der hier diskutierten Versuche fielen am Rauchgaskühler während der gesamten Versuchsfahrten keine Aschen an. In den Massenbilanzen wird der Rauchgaskühler daher nicht weiter berücksichtigt.

Zur Erstellung der in den Tabelle 28 dargestellten Massenbilanzen wurden zunächst, wie bei den Bilanzen zur Rostfeuerung, jeweils Querschnitte über die gesamte Versuchsdauer mit den Einsatzstoffen 2 bzw. 3 berechnet. Es ergaben sich jedoch deutlich zu hohe Verbrennungs- und Abluftströme gegenüber nach Verbrennungsrechnung zu erwartenden Strömen. Grund dafür war einerseits der Versuchsbetrieb, in dem die unterschiedlichen Einstellungen erprobt wurden. Ein weiterer Grund war, daß erst nach dem Wechsel der Aufgabeeinrichtung zufriedenstellende Betriebszustände erzielt wurden. Die nachfolgende Massenbilanz zu Einsatzstoff 2 wurde daher über die Versuchsdauer des letzten Versuchsabschnittes in Versuchsreihe 4 (ohne Einsatz des Oberbrenners unter Luftreduzierung) berechnet. Die Massenbilanz zu Einsatzstoff 3 wurde über den Versuchszeitraum der letzten, optimierten Variation in Versuchsreihe 7 (ohne Oberbrenner) gebildet.

Tabelle 28: Massenbilanzen ZEUS

Einsatzstoff	1		2	
Stoffströme	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	–	1.000	–
Verbrennungsluft	8.414	–	4.969	–
Öl	0	–	1*	–
Wasser	372	–	298	–
Asche (Wirbelbett + Heißgaszyklon)	–	201	–	205
Staub (Luftvorwärmer + Schlauchfilter)	–	7	–	6
Abgas	–	9.588	–	6.057
Summe	9.786	9.796	6.268	6.268

Angaben in kg, * kurzzeitiger Oberbrennereinsatz

Der auffällige Unterschied zwischen Einsatzstoff 2 und 3 bezüglich der Menge der eingesetzten Verbrennungsluft kann u. a. durch die unterschiedlichen Heizwerte der Einsatzstoffe erklärt werden. Ausschlaggebend ist jedoch insbesondere, daß Einsatzstoff 2 über die Doppelschubschleuse in das Wirbelbett aufgegeben wurde. Die besonders bei Einsatzstoff 2 deutlich erhöhte Menge an Verbrennungsluft muß unter Beachtung der besonderen Verhältnisse in der halbtechnischen Versuchsanlage betrachtet werden. Die erhöhten Verbrennungsluftmengen sind auf die bereits beschriebenen Effekte durch den Abzug 200 mm über dem Düsenboden und den geringeren Querschnitt der Versuchsanlage zurückzuführen. In einer großtechnischen Anlage würde mit einer auf den speziellen Anwendungsfall abgestimmten Austragskonstruktion ein Abzug der abgesunkenen Schwerfraktion, wie z. B. von Steinen und größeren Metallteilen, erfolgen. Der Abzug der Grobfraktion würde dann direkt über dem Düsenboden erfolgen. Eine großtechnische Anlage würde mit einem gegenüber dem Versuchsbetrieb (optimierte Versuche ca. λ = 1,6 bis 1,9) verringerten Luftverhältnis von ca. 1,4 bis 1,6 betrieben werden können. Hierdurch vermindert sich die bereitzustellende Verbrennungsluftmenge und entsprechend auch der in der Rauchgasreinigung zu behandelnde Abgasstrom wesentlich.

Die zunächst als Wirbelbettvorlage eingesetzte Quarzsandmenge wird im Betrieb sukzessive durch aus dem Einsatzstoff eingetragene Partikel ersetzt. Während des regulären Betriebs wird nur gelegentlich Wirbelbettmaterial ergänzt. Ein kompletter Austausch der Wirbelbettmaterials wird nur bei Revisionen vorgenommen. Die im großtechnischen Maßstab einzusetzenden Mengen an Wirbelbettvorlage sind verglichen mit der Menge der behandelten Abfälle gering.

Der Versuchsreaktor weist keine Möglichkeit zur Wärmeauskoppelung auf, wie sie in großtechnischen Anlagen besteht. Der Einsatz von Wasser erfolgte daher nicht aus prinzipiellen Erfordernissen der Wirbelschichtverbrennung, sondern zur Kühlung des Versuchsreaktors. Im großtechnischen Prozeß wäre eine Wasserzugabe zur Wärmeabfuhr nicht erforderlich.

Die eingesetzten Ölmengen sind ebenfalls durch die besonderen Verhältnisse der Versuchsanlage bedingt. Die Versuchsanlage weist im Vergleich zur großtechnischen Ausführung einen bei ähnlicher Höhe geringeren Durchmesser auf. Die durch das ungünstigere Verhältnis von Volumen zu Oberfläche entstehenden Wärmeverluste müssen im oberen Abschnitt durch Zufeuerung von Öl ausgeglichen werden. In der großtechnischen Ausführung wäre bei einem für selbstgängige Verbrennung ausreichenden Heizwert des Einsatzstoffes keine Ölzugabe erforderlich.

C 3.5.4. Kraftwerk Afferde, Hameln

C 3.5.4.1 Verbrennungsverhalten

Der großtechnische Verbrennungsversuch bestätigte die Erfahrungen aus der Wirbelschicht-Versuchsanlage. Für die Aufgabe von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Material ist die Eintragstechnik von entscheidender Bedeutung. Wie bereits im Abschnitt zur Versuchsdurchführung beschrieben, wurde zur Verhinderung von Störungen durch Tunnelbildung über der Austragsschnecke der Vorlagecontainer ein Input von 5/6 des üblicherweise verwendeten Holzschreddergutes und nur zu 1/6 Output Vorrotte eingesetzt. Mit diesem Material konnte ein kontinuierlicher Betrieb bei einem Durchsatz von 10 Mg/h erreicht werden. Der Einsatzstoff brannte selbstgängig, eine Stützfeuerung war nicht erforderlich. Der Austrag der zum Wirbelbettboden sedimentierten Aschen war problemlos möglich. Die Wirbelbetttemperatur betrug zwischen 820 und 850 °C.

C 3.5.4.2 Emissionen

Die folgende Tabelle 29 zeigt den Vergleich der gemessenen Emissionswerte mit den Grenzwerten nach der 17. BImSchV. Die ermittelten Werte sind aufgrund des kurzen Versuchszeitraumes von 6 h nur im Vergleich mit Halbstunden-/Stundenmittelwerten diskussionsfähig. Für diese ergeben sich im Gegensatz zum Vergleich mit Tagesmittelwerten keine Grenzwertüberschreitungen. Aufgrund der betriebsbedingten Zusammensetzung des Eingangsstromes sind die ermittelten Werte nur für die Mitverbrennung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen aussagekräftig.

Tabelle 29: Emissionen Reingas Kraftwerk Afferde Einsatzstoff 3

Parameter	Meßwert Reingas [mg/m³]	Grenzwert Reingas 17. BImSchV [mg/m³]	
		Tagesmittel	Halbstunden-/ Stundenmittel[1]
CO	11	50	100[1]
Gesamtstaub	< 1	10	30
SO_2	**100 – 170**	50	200
No_x	**210 – 260**	200	400

vor Kamin, Luft trocken im Normzustand 7 Vol.-% O_2, Meßzeitraum 6h

fett = Grenzwertüberschreitung Tagesmittel

C 3.5.5. Siemens KWU, Ulm-Wiblingen

C 3.5.5.1 Verbrennungsverhalten

Bei der Technikumsanlage traten in der Schwelgasleitung oft Verstopfungen auf. Die Schwelgasleitung setzte sich aufgrund der in beiden Einsatzstoffen enthaltenen Glasfaserbestandteile und der Geometrie der Leitung (geringer Durchmesser von 80 mm und zwei 90° Umlenkungen) zeitweise zu. Für die übrige Zeit konnte jedoch ein stabiler und kontinuierlicher Versuchsbetrieb ohne Unterbrechungen mit einer Verfügbarkeit von 100% erreicht werden. Der Betrieb sowohl der Konversionstrommel als auch der Hochtemperaturverbrennung konnte ohne Störungen und mit stabilen Temperaturniveaus durchgeführt werden. Mit Durchsätzen von 164 bzw. 142 kg/h für die Einsatzstoffe wurde ein optimales Ergebnis bezogen auf den maximalen Durchsatz von rd. 200 kg/h erreicht. Bei der großtechnischen Anlage in Fürth sind entsprechend den Erfahrungen mit der Versuchsanlage in Ulm-Wiblingen Dimensionierung und Ausführung der Schwelgasleitung modifiziert worden.

C 3.5.5.2 Emissionen

Abweichend von den Versuchen zur Rostfeuerung und zur Wirbelschicht konnte an der Technikumsanlage in Ulm-Wiblingen die Abgasqualität nur am Kamin untersucht werden. Aufgrund der somit eingeschränkten Analytik liegt zum Schwel-Brenn-Verfahren eine reduzierte Zahl an Meßergebnissen zum Emissionsverhalten vor. Im Unterschied zu den anderen beiden Verfahren wird daher beim Schwel-Brenn-Verfahren die Qualität des Reingases diskutiert.

Die in der Tabelle 30 für die Einsatzstoffe 1 und 2 angegebenen Emissionswerte sind Mittelwerte über die gesamte Versuchsdauer, bezogen auf trockene Luft bei Normbedingungen und den Sauerstoffgehalt im Kamin von 9,8%. Der hohe Sauerstoffanteil im Kamin wird mit Undichtigkeiten der Technikumsanlage erklärt. In der 17. BImSchV wird für die Verbrennung des Gases nach einer Pyrolyse ein Mindestsauerstoffgehalt von 3% im Abgas gefordert.

Die Werte für Kohlenmonoxid liegen weit unter den Grenzwerten und kennzeichnen den sehr guten Ausbrand der Abgase. Dieses Ergebnis ist auf die hohen Temperaturen von ca. 1.300 °C in der Hochtemperaturbrennkammer zurückzuführen. Die ermittelten Werte für Schwefeldioxid liegen ebenfalls unter den Anforderungen nach 17. BImSchV. Der Grenzwert für Stickoxide konnte auch ohne den Einsatz einer Rauchgasentstickung eingehalten werden.

Tabelle 30: Emissionen Reingas Siemens/KWU

Parameter	Meßwert Reingas		Grenzwert Reingas 17. BImSchV[T]
	Einsatzstoff		
	1	2	
CO	0,71	0,15	50
SO_2	0,51	1,26	50
No_x	152	133	200

[mg/m³]; im Kamin, Luft trocken im Normzustand 9,8% O_2; – = nicht untersucht;
[T] Tagesmittelwerte

C 3.5.5.3 Qualität der Reststoffe

Da gemäß der in Tabelle 31 gezeigten Qualität des Schmelzgranulates keine Grenzwertüberschreitung nach TA Si vorliegt, könnte dieses auf Deponien der Deponieklasse I abgelagert werden. Das Schmelzgranulat erfüllt außerdem Zuordnungswerte nach Mitteilung Nr. 20 der LAGA für die Zuordnungsklasse Z 1 (eingeschränkter Einbau). Die grundsätzlich anzunehmenden Werte nach Z 1.1 werden nur teilweise bzw. leicht überschritten oder sind im Rahmen der Analysengenauigkeit nicht nachprüfbar. Unter besonderen hydrogeologischen Voraussetzungen und bei Einhaltung von Auflagen, wie dem Aufbringen einer Vegetationsschicht, sind die weniger strikten Grenzwerte nach Z 1.2 maßgeblich. Diese werden mit dem Schmelzgranulat des Schwel-Brenn-Verfahrens in jedem Fall eingehalten. Das Schmelzgranulat weist damit eine Qualität auf, die eine weitere Verwendung, wie z. B. im Straßenbau als Unterbau/Tragschicht, sicher ermöglicht. Das Schwel-Brenn-Verfahren unterscheidet sich hiermit positiv von den beiden anderen untersuchten Verfahren, bei denen entsprechende Qualitäten erst nach einer gesonderten Aufbereitung der Rohschlacken zu erwarten sind.

Die getrennt anfallende Fraktion der Fe-Metalle ist nach Sichtprüfung von sehr guter Qualität. Die Oberflächen weisen keine Kohlenstoffanhaftungen oder Farbreste auf. Gleiches gilt für die NE-Metallfraktion, die zu ca. 70% aus Aluminium besteht. Die übrigen 30% werden aus Buntmetallen wie Kupfer und Legierungen wie Messing gebildet.

Tabelle 31: Qualität des Schmelzgranulates Siemens/KWU

Parameter [Einheit]	Analysenwert Einsatzstoff 1	Analysenwert Einsatzstoff 2	Grenzwert nach:		
			TA Si, Anhang B, Deponieklasse I	LAGA 1.1	LAGA 1.2
Organischer Anteil					
Glühverlust [Ma.-%]	0,2	0,4	3	–	–
TOC [Ma.-%]	< 0,1	< 0,1	1	–	–
Extr. lipophile Stoffe					
[Ma.-%]	< 0,04	< 0,04	0,4	–	–
Eluatkriterien					
pH-Wert	7,7	8,8	5,5-13,0	6,5-9	6-12
Leitfähigkeit [µS/cm]	57	60	10.000	500	1.000
TOC* [mg/l]	< 0,5	< 0,5	20	–	–
Phenole [mg/l]	< 0,015	< 0,015	0,2	0,01	0,05
Arsen [mg/l]	0,0026	0,0015	0,2	0,01	0,04
Blei [mg/l]	< 0,200	< 0,200	0,2	0,04	0,1
Cadmium [mg/l]	< 0,0002	< 0,0002	0,05	0,002	0,005
Chrom-VI [mg/l]	< 0,002	< 0,002	0,05	–	–
Kupfer [mg/l]	< 0,040	**0,069**	1	0,05	0,15
Nickel [mg/l]	< 0,01	< 0,01	0,2	0,05	0,15
Quecksilber [mg/l]	< 0,0002	< 0,0002	0,005	0,0002	0,001
Zink [mg/l]	0,025	0,027	2	0,1	0,3
Fluorid [mg/l]	< 0,05	< 0,05	5	–	–
Ammonium-N [mg/l]	< 0,1	< 0,1	4	–	–
Cyanid [mg/l]	< 0,1	< 0,1	0,1	0,01	0,05
AOX [mg/l]	< 0,01	< 0,01	0,3	–	–
Wasserl.Anteil[Ma.%]	0,06	< 0,05	3	–	–

< = Analysengrenze, **fett** = Grenzwertüberschreitung nach TA Si bzw. LAGA, * bestimmt als DOC (gelöster organischer Kohlenstoff gesamt)

C 3.5.5.4 Massenbilanz

Die Angaben zu den Versuchen bei Siemens/KWU sind zum jeweiligen Einsatzstoff gemittelte Werte über die gesamte Kernmeßzeit. Die Massenbilanzen der Tabelle 32 ergeben für die Einsatzstoffe 1 und 2 jeweils ähnliche Daten. Bedingt durch die ähn-

lichen Siebschnitte und Heizwerte ist dieses Ergebnis plausibel. Eine Besonderheit des Schwel-Brenn-Verfahrens ist die Trennung der anfallenden Reststoffströme. Die Versuchsanlage wies wie die meisten Anlagen Undichtigkeiten auf, so daß ein Teil der Abgasvolumenströme eventuell auf Falschluft zurückzuführen ist.

Die Filterstaubmengen wurden bei den Versuchen zum Schwel-Brenn-Verfahren nicht gemessen. Bei der thermischen Behandlung von Hausmüll bleiben nach Angaben von Siemens etwa 3 kg Rauchgasreinigungsrückstände je 1.000 kg Restabfall übrig, die als Sonderabfälle zu entsorgen sind.

Tabelle 32: Massenbilanzen Siemens/KWU

Einsatzstoff	1		2	
Stoffströme	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	–	1.000	–
Verbrennungsluft	–*	–	–*	–
Inertien	–	84	–	79
Schmelzgranulat	–	133	–	68
Fe-Metalle	–	20	–	23
NE-Metalle	–	5	–	6
Abgas	–	5.741	–	6.382
Summe	–*	5.983	–*	6.558

Angaben in kg, * nicht angegeben/nicht sinnvoll

C 3.5.6. Noell, Freiberg

C 3.5.6.1 Verbrennungsverhalten

Der Versuch wurde maßgeblich durch die Verstopfungsprobleme der Eintragsschleuse beeinflußt. Insgesamt wurden bei dem Versuch 1,4 Mg Abfall von den angelieferten 5,4 Mg Abfall in die Pyrolyse aufgegeben, bevor die Anlage aufgrund von Störstoffen in der Eintragsschleuse abgefahren werden mußte. Die Abmessungen der gefundenen

Störstoffe wie Draht, Gläser und Folie lagen deutlich über dem bei der Materialvorbereitung vorgenommenen Siebschnitt. Die Störstoffe stammen daher vermutlich nicht aus dem vorgesehenen Versuchsmaterial. Aufgrund der Verstopfungsprobleme der Eintragsschleuse war der Befüllungsgrad der Pyrolysetrommel nicht optimal. Als weitere Folge schwankten der Anfall und Zusammensetzung des Pyrolysegases stark. Es ergaben sich Heizwerte des Pyrolysegases zwischen 15 und 16,5 MJ/Nm³. Die Pyrolysetemperaturen in den 3 Heizzonen betrugen 500 bis 550 °C, die gemessenen Rauchgastemperaturen in den 3 Heizzonen zwischen 505 und 585 °C.

C 3.5.6.2 Massenbilanz

Die folgende Tabelle 33 zeigt die ermittelten Massen um den untersuchten Verfahrensabschnitt Pyrolyse. Bezogen auf das Inputmaterial gingen ca. 64 % des mechanisch-biologischen vorbehandelten Restabfalls in die Gasphase, während ca. 34 % als Pyrolysekoks anfielen. Der Pyrolysekoks besteht zu rund 20 % aus Kohlenstoff und 80 % inerten weiteren Bestandteilen. Die Metalle und Inertien wurden manuell aus dem festen Pyrolyserückstand separiert. Die verbleibende Hauptmenge des Pyrolysekokses enthielt durch Sichtprüfung erkennbare geringe Anteile fein verteilter Glas/Keramik und Metallbestandteile. Der Pyrolysevorgang erfolgt in sauerstoffarmer Atmosphäre. In diesem Verfahrensschritt wird als Verbrennungsluft nur Umgebungsluft zur Beheizung der Pyrolysetrommel benötigt. Die Umgebungsluft wurde nicht gemessen und ist in der Massenbilanz nicht dargestellt. Das entstandene Pyrolyseöl mit Staubanteilen (Slurry) wurde am Dekanter abgetrennt. Aufgrund des im Verhältnis zur Versuchsdauer großen Fassungsvermögens des Dekanters wurden nur geringe Mengen Öl aufgefangen. Bezogen auf den Input kann die Menge des anfallenden Pyrolyseöls mit 10 bis 15 % abgeschätzt werden. Im großtechnischen Verfahren können die separierten Fe-Metalle Altmetallverwertern zum Einsatz in Hochöfen und die NE-Metalle ebenfalls weiter verwertet werden. Gleiches gilt für die hier manuell separierten Glas- und Keramikbestandteile, die z. B. im Baubereich eingesetzt werden können. Besonders vorteilhaft bei Separierung nach der Pyrolyse ist die von Anhaftungen befreite und trockene Oberfläche.

Tabelle 33: Massenbilanz NOELL Verfahrensschritt Pyrolyse Einsatzstoff 3

Stoff	Eingang	Ausgang
Restabfall	1.000	–
in Pyrolysegas umgewandelt	–	640
Pyrolyseöl (Slurry)	–	100 - 150
Pyrolysekoks	–	321
Metalle > 6,3 mm (Fe- und NE)	–	21
Glas/Keramik > 6,3 mm	–	15
Summe	–*	1.097 – 1.147

Angaben in kg, * nicht angegeben/nicht sinnvoll

C 4. Vergleichende Bewertung

Im vorangegangenen Hauptkapitel wurden die Versuche zu den thermischen Restabfallbehandlungsverfahren Rostfeuerung (Rückschubrost-Pilotanlage und großtechnisches Walzenrost), stationäre Wirbelschicht (Versuchsanlage und großtechnisch), Schwel-Brenn-Verfahren und NOELL-Konversionsverfahren einzeln betrachtet. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse vergleichend gegenübergestellt. Analog zu den Einzelversuchen wird dabei die Gliederung nach den Kriterien Verbrennungsverhalten, Emissionen, Qualität der Reststoffe und Massenbilanz beibehalten.

Ziel ist die Hervorhebung der Vor- und Nachteile der Verfahren für die thermische Behandlung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall. Die vergleichende Gegenüberstellung erfolgt stets vor dem Hintergrund der verfahrenstechnischen Besonderheiten jeder Anlage. Für vergleichende Betrachtungen ist Einsatzstoff 2 bedeutend, da dieser in vier der sechs Anlagen eingesetzt werden konnte.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muß beachtet werden, daß es sich teilweise um Ergebnisse aus Versuchsanlagen handelt. Die durch die Verschiedenheit der Verfahren bereits reduzierten Vergleichsmöglichkeiten werden durch die technischen Besonderheiten der Technikumsanlagen weiter eingeschränkt. Als Beispiel sei angeführt, daß bei CUTEC und ZEUS das Rohgas analysiert wurde, während beim Schwel-Brenn-Verfahren nur das Reingas beprobt und untersucht werden konnte.

Weiterhin sind Teilergebnisse durch die bereits in den Einzelauswertungen ausführlich beschriebenen besonderen Vorkommnisse während bestimmter Versuchsabschnitte bedingt. Diese werden daher mit entsprechenden Anmerkungen diskutiert. Dies gilt vor allem für die Versuche in der stationären Wirbelschicht mit Einsatzstoff 2, da aufgrund der zu diesem Zeitpunkt noch nicht optimierten Aufgabemechanik durch die Doppelschubschleuse kein kontinuierlicher Betrieb erreicht wurde. Beim NOELL-Konversionsverfahren konnte nur der Verfahrensschritt der Pyrolyse untersucht werden. Für die großtechnische Wirbelschicht des Kraftwerkes Afferde ergeben sich Einschränkungen, weil das Eingangsmaterial betriebsbedingt mit einem 5/6 Anteil Altholz vermischt werden mußte.

C 4.1. Verbrennungsverhalten

Hauptkriterien für die vergleichende Gegenüberstellung des Verbrennungsverhaltens der Verfahren sind ein stationärer Betriebszustand, eine selbstgängige Verbrennung ohne Zufeuerung und ein störungsfreier Betrieb. Für die Versuchsanlagen bedürfen die Beobachtungen der Beachtung der besonderen Verhältnisse des Versuchsbetriebs.

Für alle Verfahren gilt, daß zunächst Tastversuche und Einfahrzeiträume gefahren werden mußten, da zur thermischen Behandlung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall bislang keine Erfahrungen vorlagen. Bei der Rückschubrostfeuerung von CUTEC waren vor allem zunächst geeignete Verteilungen der Primärluftzuführung über die Rostzonen zu finden. Bei der Wirbelschicht wurden stabile Betriebszustände erst nach Wechsel der Aufgabevorrichtung und Optimierung der Aufgabehöhe erreicht.

Die beobachteten Probleme im Verbrennungsverhalten resultierten fast ausschließlich aus den Besonderheiten der Versuchsanlagen. Als besonders problematisch stellte sich an allen Versuchsanlagen mit Ausnahme des Schwel-Brenn-Verfahrens die Beschickung dar. Probleme traten an der Rückschubrost-Pilotanlage bezüglich Verschmelzungen im Bereich der Beschickungseinrichtung durch Wärmeabstrahlung aus dem Ofen auf. Dieser Effekt tritt am großtechnischen Walzenrost aufgrund der größeren Abmessungen nicht auf.

Bei der Überprüfung der Ergebnisse aus der Pilotanlage auf dem großtechnischen Walzenrost ergaben sich bei der Materialzuführung aufgrund des homogeneren und kleinstückigeren Materials keinerlei Schwierigkeiten. Zwar waren zur Erstbefüllung des großtechnischen Aufgabetrichters 45 Mg mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall erforderlich, wohingegen beim herkömmlichen unvorbehandelten Hausmüllgemisch zur Erstbefüllung des Trichters ca. 25 Mg Material ausreichen. Hieraus ergeben sich jedoch keine Änderungen für die Betriebsweise.

Die Aufgabe in die Wirbelschicht-Versuchsanlage wird vor allem durch pulsierende Druckschwankungen aus dem Wirbelbett beeinträchtigt. Besonders ausgeprägt zeigten sich die Probleme bei der Beschickung in die Wirbelschicht mit Einsatzstoff 2. Stationäre Betriebszustände waren erst nach Wechsel der Aufgabevorrichtung realisierbar. Aus den Beschickungsproblemen resultierten Durchsatzschwankungen wie auch CO-Spitzen im Abgas. Der Versuch im Kraftwerk Afferde bestätigte die Bedeutung der Aufgabetechnik für die Wirbelschicht im industriellen Maßstab. Im Kraftwerk Afferde wird ein Vorlagecontainer mit mittig angeordneter Austragsschnecke eingesetzt. Bei

dieser Technik kam es zur Tunnelbildung des Materials über der Austragsschnecke. Die für die Wirbelschicht geschilderten Beschickungsprobleme durch Druckschwankungen sind verfahrenstypisch und beherrschbar. Die an der großtechnischen Wirbelschicht festgestellte Tunnelbildung über der Austragsschnecke der Vorlagecontainer ist durch eine Nachrüstung zu beheben. An der Versuchsanlage für das NOELL-Konversionsverfahren ergaben sich ebenfalls deutliche Probleme durch Verstopfer der Eintragsschleuse. Die Verstopfer sind auf in die Charge gelangte Störstoffe zurückzuführen, die aufgrund ihrer Größe nicht aus dem Einsatzstoff 1 stammen konnten. Beim Schwel-Brenn-Verfahren war die Beschic??kung der Versuchsanlage nach Befeuchtung des vorbehandelten Materials unproblematisch.

Die Stauungen bei CUTEC waren auf die geringe Breite des Rückschubrostes zurückzuführen. Mit der auffallend niederkalorischen Charge des Einsatzstoffes 3 wurde die untere Grenze für eine selbstgängige Verbrennung auf dem Rost erreicht. Dieser Heizwert von lediglich ca. 6.000 kJ/kg stellt eine einmalige Ausnahme dar. Das Verbrennungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall in Rostfeuerungen ist dem Verbrennungsverhalten von Hausmüll ähnlich, beobachtet wurde aber ein homogeneres Brennbild. Als weitere Verbesserung kann die verkürzte Trocknungszeit auf dem Rost angesehen werden, die zu einem früheren Zündzeitpunkt führte. Dadurch resultierte in Kombination mit dem gegenüber unvorbehandeltem Restabfall kleinstückigeren Material ein besserer Ausbrand. Für das Verbrennungsverhalten in Rostfeuerungen ergeben sich somit sowohl beim Rückschub-Rost als auch beim großtechnischen Walzenrost Vorteile. Eine Anpassung der Technik ist nicht erforderlich.

Beim Schwel-Brenn-Verfahren resultierten die Verstopfungen in der Schwelgasleitung aus der beschriebenen Geometrie und Verlegung der Schwelgasleitung in der Versuchsanlage in Ulm-Wiblingen.

In allen Versuchen wurden die Unterschiede zwischen den Einsatzstoffen durch die Verschiedenheit der Verfahren teilweise überlagert. Bei den Versuchsanlagen ist als Hintergrund dazu zu sehen, daß die Einsatzstoffe nach Anlieferung aufgrund der Geometrien und Ausführungen der Beschickungsvorrichtungen einer weiteren Störstoffauslese und Nachzerkleinerung unterzogen werden mußten. Dadurch ergab sich eine Angleichung der Einsatzstoffe bezüglich des Anteils grober Stücke und des oberen Siebschnittes.

Tabelle 34: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 1

Einsatzstoff 1 (0 – 350 mm)		
CUTEC	**EGK**	**Siemens/KWU**
+ selbstgängige Verbrennung – Kurzfristige O_2-Schwankungen verbunden mit CO-Spitzen – Feinanteil < 10 mm setzte sich auf dem Rost als Schicht ab – durch z. T. grobstückige Konsistenz der Reststoffe wurde der Austrag behindert	+ unproblematische Aufgabe des homogenen Materials + verkürzte Trocknungszeit und früherer Zündzeitpunkt auf dem Rost als mit unvorbehandeltem Restabfall + selbstgängige Verbrennung + sehr homogenes Brennbild + konstante Temperaturniveaus + stabiler Betriebszustand + gleichmäßige Heißdampfproduktion + Rohschlacke ohne größere unvollständig ausgebrannte Bestandteile	+ Aufgabe in die Konversionstrommel problemlos möglich + selbstgängige Verbrennung + konstante Temperaturniveaus + stabiler Betriebszustand + verfahrensintegrierte Reststoffaufbereitung unproblematisch – Charge enthielt Glasfaserbestandteile – Schwelgasleitung setzte sich durch die Glasfaserbestandteile zeitweise zu

Tabelle 35: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 2

Einsatzstoff 2 (10 – 350 mm)			
CUTEC	**EGK**	**ZEUS**	**Siemens/KWU**
+ selbstgängige Verbrennung – Probleme bei der Aufgabe durch Verschmelzungen/ Verklebungen grober Plastikteile schon in der Beschickungs-einrichtung – stellenweise wellenförmige Materialver-werfungen auf dem Rost ("Aufschoppen") – Konstantes CO-Niveau, jedoch mit CO-Spitzen – teilweise Ver-backungen der Verbrennungs-rückstände im Bereich der Haupt-verbrennungszone – Durchsatz-schwankungen aufgrund der Aufgabeprobleme	+ unproblematische Aufgabe des homogenen Materials + verkürzte Trocknungszeit und früherer Zündzeit-punkt auf dem Rost als mit unvorbe-handeltem Restabfall + selbstgängige Verbrennung + sehr homogenes Brennbild + konstante Temperaturniveaus + stabiler Betriebszustand + gleichmäßige Heißdampf-produktion + Rohschlacke ohne größere unvoll-ständig ausgebrannte Bestandteile	+ selbstgängige Verbrennung – keine stationären Betriebszustände einstellbar – Temperaturverteilung im Reaktor nicht optimal – deutliche CO-Schwankungen – Durchsatz deutlich geringer als bei Einsatzstoff 3	+ Aufgabe in die Konversionstrommel problemlos + selbstgängige Verbrennung + konstante Temperaturniveaus + stabiler Betriebszustand + Reststoffaufbereitung unproblematisch – Charge enthielt Glasfaserbestandteile – Schwelgasleitung setzte sich durch die Glasfaserbestandteile zeitweise zu

Tabelle 36: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 3

Einsatzstoff 3 (10 – 50 mm)	
CUTEC	**ZEUS**
– untere Grenze für selbstgängige Verbrennung erreicht – Verbackungen im Bereich der Hauptverbrennungszone – stellenweise wellenförmige Materialverwerfungen auf dem Rost ("Aufschoppen") – CO-Spitzen – Stauungen auf dem Rost, manuelles Freiräumen des Rostes war erforderlich – Durchsatzschwankungen aufgrund des diskontinuierlichen Verbrennungsvorganges	+ selbstgängige Verbrennung + stationäre Betriebszustände einstellbar + Temperaturverteilung im Reaktor optimal + geringe CO-Schwankungen + Durchsatz deutlich höher als bei Einsatzstoff 2

C 4.2. Emissionen

Der hier unternommene Vergleich der Verfahrensemissionen soll aufgrund unterschiedlich aufwendiger Rauchgasreinigungssysteme der verschiedenen Anlagen hauptsächlich anhand von Rohgaswerten erfolgen. Bei EGK und Siemens wurden aufgrund der meßtechnischen Gegebenheiten vor Ort Reingaswerte ermittelt. Für diese Verfahren kann daher die Genehmigungsfähigkeit nach 17. BImSchV zur thermischen Behandlung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall abschließend festgestellt werden.

Für die an den Versuchsanlagen durchgeführten Versuche ergeben sich aufgrund der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf großtechnische Anlagen zumindest abschätzende Aussagen bezüglich zu erwartender Auswirkungen auf die Umwelt. Eindeutige Aussagen sind darüber möglich, ob für den großtechnischen Betrieb die Einhaltung der 17. BImSchV erwartet wird.

Der Kohlenmonoxidgehalt gibt den Ausbrand des Abgases an und ist damit ein Indikator für eine möglichst vollständige Verbrennung. Der CO-Gehalt im Rohgas wird durch eine Rauchgasreinigung nicht verändert, daher können die CO-Gehalte des Rückschubrostes (Rohgas) und der Wirbelschichtversuchsanlage (Rohgas) mit denen des Schwel-Brenn-Verfahrens (Reingas am Kamin) und dem großtechnischen Walzenrost (Reingas) verglichen werden. Der Vergleich der Emissionen baut auf der

Datengrundlage der Tabelle 37 auf. Die Emissionen an Kohlendioxid, Schwefeldioxid und Stickoxiden werden in den Abbildungen 16 - 18 zusätzlich graphisch dargestellt. Das NOELL-Konversionsverfahren und die großtechnische Wirbelschicht werden aufgrund der Besonderheiten bei der Versuchsdurchführung für den Vergleich der Emissionen nicht berücksichtigt.

Tabelle 37: Gegenüberstellung der Emissionen

Firma/Institut	CUTEC Rohgas			EGK Reingas		ZEUS Rohgas	
Einsatzstoff	1	**2**	3	1	**2**	**2**[2]	3
CO [mg/m³]	12	**13**	10	4,9	**9,0**	**135,8**	31
Gesamtstaub [mg/m³]	230	**152**	1.279	6,5	**1,1**	**1.310**	1.250
HCl [mg/m³]	803	**1.178**	810	0,002	**1,1**	**494**	330
HF [mg/m³]	**###**	**###**	1,0	**###**	**###**	**< 0,5**	0,68
SO_2 [mg/m³]	74	**123**	44	1,3	**###**	**105**	117
NO_X [mg/m³]	301	**341**	207	73	**80**	**282**	220
Bezug: O_2 [Vol.-%][1]	max. 11			7,5		max. 11	

= nicht untersucht; [1] trockene Luft im Normzustand; [2] Aufgabe mit Doppelschubschleuse; [3] Tagesmittelwerte

Für den Parameter Kohlenmonoxid finden sich für Rückschub- und Walzenrost ähnlich gute Meßergebnisse. Die Versuche bezüglich Rostfeuerungstechnik belegen damit zumindest für diesen wichtigen Parameter eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse der Verbrennung mechanisch-biologischer Abfallbehandlung vom Technikums- auf den großtechnischen Maßstab (scale-up). Der deutlich überhöhte CO-Meßwert für den Einsatzstoff 2 in der Wirbelschicht ist durch die zu diesem Zeitpunkt noch nicht optimierte Materialaufgabe bedingt. Nach erfolgter Änderung der Aufgabehöhe wurde der CO-Gehalt im Abgas auf einen Wert von ca. 30 mg/m³ verbessert. Damit wird zwar der Grenzwert für Kohlenmonoxid von 50 mg/m³ eingehalten, jedoch kein mit den anderen Verfahren vergleichbares Ergebnis erzielt. Durch die Versuche wird damit nachdrücklich die Bedeutung der Positionierung des Materialaufgabepunktes für die Wirbelschicht nachgewiesen. Beim Schwel-Brenn-Verfahren sind die Kohlenmonoxidwerte am niedrigsten und resultieren aus den optimierten Prozeßbedingungen in der Hochtemperaturverbrennung des Schwelgases. Dazu gehören die gute Vermischung mit der Verbrennungsluft, die geringen Luftüberschüsse und die ausreichende Verweilzeit des Prozeßgases in der Hochtemperaturverbrennungskammer.

Bei der Rostfeuerung findet man für alle Einsatzstoffe ähnliche CO-Gehalte. Auch die Meßwerte zum Schwel-Brenn-Verfahren zeigen bezogen auf die Einsatzstoffe keine signifikanten Unterschiede. Für die Kohlenmonoxidemissionen gilt daher, daß die Art des Verfahrens die durch die Unterschiede der Einsatzstoffe 1 bis 3 hervorgerufenen Effekte überlagert. Diese Aussage wird durch die Untersuchung der weiteren Parameter gestützt.

Diese ergeben bei den Technikumsanlagen zur Rostfeuerung und zum Wirbelschichtverfahren leichte Vorteile für die Wirbelschicht, die besonders bei Betrachtung des optimierten Betriebes mit Einsatzstoff 2 deutlich werden. Dies gilt jedoch nicht für den Gesamtstaubgehalt im Abgas. Dieser ist zumindest bei den Einsatzstoffen mit weniger Feinanteil bei der Rostfeuerung deutlich geringer als bei der Wirbelschicht. Die Gesamtstaubgehalte im Rohgas liegen bei der Wirbelschicht so hoch wie der höchste bei der Rostfeuerung im nicht optimierten Betrieb gemessene Wert. Die Verringerung der Stickoxide durch die Wirbelschichttechnik ist anhand der Versuchsergebnisse zwar zu vermuten, jedoch nicht eindeutig nachzuweisen. Beim Vergleich der Emissionen ist außerdem von Bedeutung, daß die Wirbelschicht insgesamt die höchsten spezifischen Abgasströme bezogen auf die eingesetzten Restabfallmengen aufweist. Aus der Betrachtung von Schadstofffrachten anstelle der Schadstoffkonzentrationen folgt somit eine weitere Verschiebung zu Ungunsten des Wirbelschichtverfahrens. Der Vergleich der

weiteren untersuchten Abgasparameter bestätigt für das Schwel-Brenn-Verfahren die Leistungsfähigkeit des Verfahrens. Die anhand der Ergebnisse belegte Leistungsfähigkeit moderner Rauchgasreinigungsanlagen (EGK) führt zu dem Schluß, daß in großtechnischen Anlagen gegenüber den Technikumsanlagen mit weiter verbesserten Werten gerechnet werden kann.

Die Einhaltung der Grenzwerte nach 17. BImSchV wurde sowohl für den großtechnischen Walzenrost als auch für das Schwel-Brenn-Verfahren über die Reingasmeßwerte eindeutig nachgewiesen. Da die Rauchgasreinigung der Versuchsanlage zum Schwel-Brenn-Verfahren mit einstufigem Wäscher und ohne Rauchgasreinigung vergleichsweise einfach aufgebaut war, steht aufgrund des bereits mit dieser Technik erzielten guten Ergebnisses mit Sicherheit fest, daß das Schwel-Brenn-Verfahren großtechnisch alle Anforderung der 17. BImSchV ebenso einhalten wird. Das an der Wirbelschicht-Versuchsanlage erzielte vergleichsweise mäßige Ergebnis ist zum Teil durch die zunächst nicht optimierte Aufgabe des Materials in die Wirbelschicht bedingt. Die Grenzwerte der 17. BImSchV werden von der Wirbelschichtfeuerung im großtechnischen Verfahren eingehalten werden, da der übliche Auslegungsbereich einer Rauchgasreinigung nicht überschritten wird. Die Auswertung der Versuche läßt keine großen Abweichungen des Emissionsverhaltens mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfalls zu unvorbehandeltem Restabfall erkennen. Für den Einsatz von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall im NOELL-Konversionsverfahren kann daher die Genehmigungsfähigkeit nach 17. BImSchV angenommen werden.

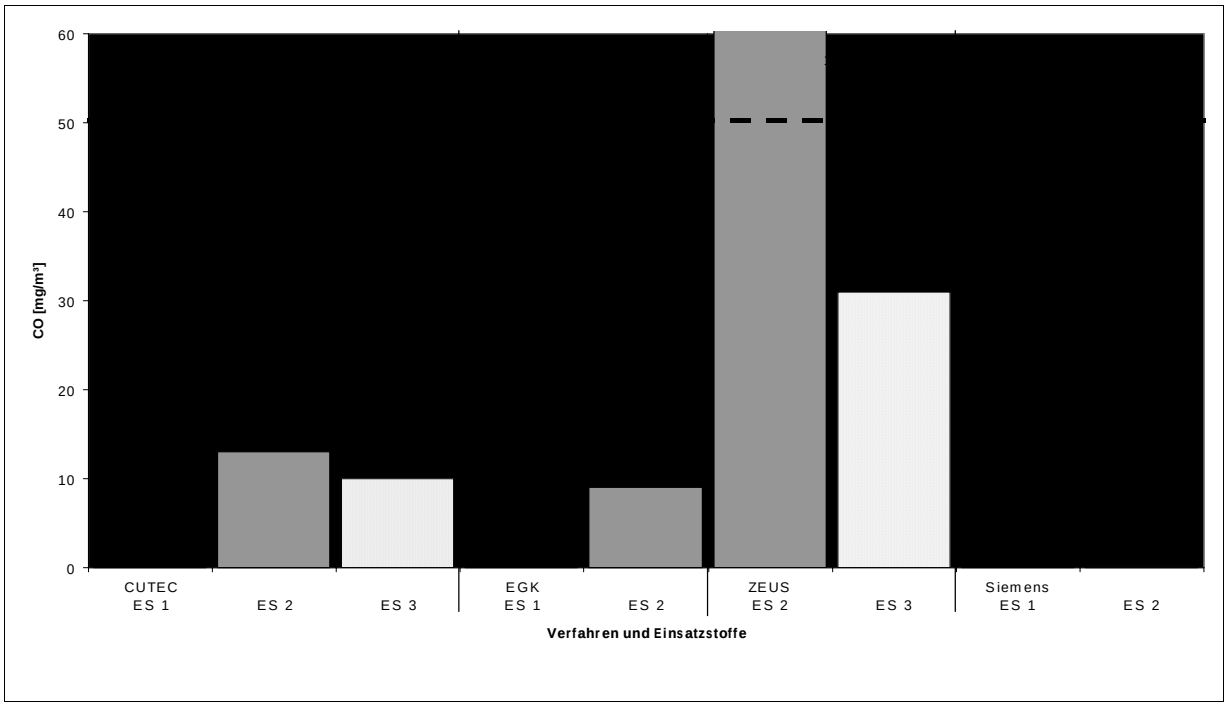


Abbildung 16: Vergleich der CO-Emissionen

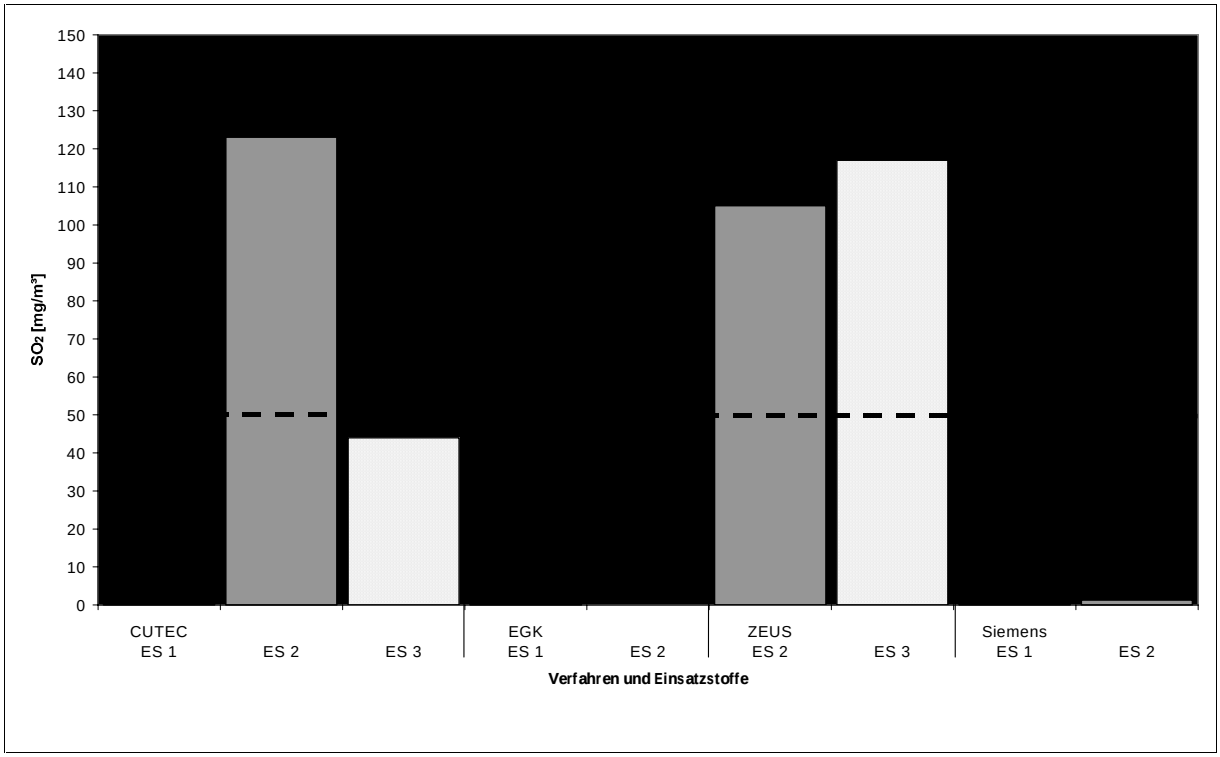


Abbildung 17: Vergleich der SO_2-Emissionen

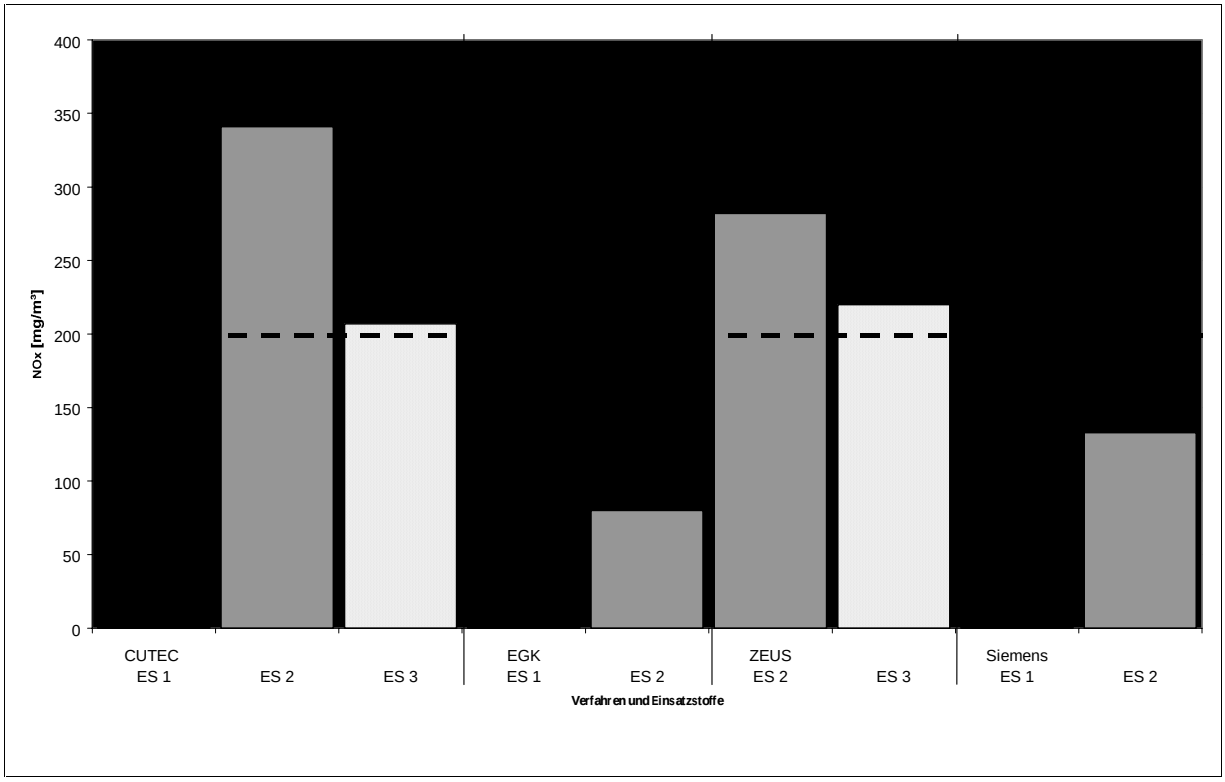


Abbildung 18: Vergleich der NO_x-Emissionen

C 4.3. Qualität der Reststoffe

Die vergleichenden Aussagen zur Qualität der Reststoffe basieren auf den in Tabelle 38 aufgeführten Daten. Da die Aschen und das Schmelzgranulat den mengenmäßig größten Teil der Reststoffe ausmachen, ist die Einhaltung der diesbezüglichen Grenzwerte nach TA Si Anhang B für die Genehmigungsfähigkeit einer Kombination mechanisch-biologischer mit thermischen Verfahren von großer Bedeutung. Bei Einhaltung der Ablagerungskriterien für die Deponieklasse I wird die kostengünstige Ablagerung auf diese weniger aufwendigen Deponien ermöglicht.

Kann außerdem der Nachweis einer besonderen Reststoffqualität über Zuordnungswerte nach LAGA geführt werden, ist eine Verwendung der Reststoffe als Baustoff ohne weitere Aufbereitung möglich. Dies trifft für das Schmelzgranulat aus dem Schwel-Brenn-Verfahren zu, welches aufgrund seiner Qualität direkt einer Verwertung im Straßenbau etc. zugeführt werden kann. Das NOELL-Konversionsverfahren und die großtechnische Wirbelschicht des Kraftwerkes Afferde werden in diesem Vergleich aufgrund der bereits beschriebenen eingeschränkten Untersuchungsmöglichkeiten nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse von ZEUS können jedoch für großtechnische Wirbelschichtanlagen als Anhaltswerte dienen. Trotz einzelner Überschreitungen wird die Einhaltung der Grenzwerte bei allen Verfahren und Einsatzstoffen erwartet.

Der Parameter Glühverlust sollte Aufschluß über den Ausbrand der Reststoffe geben. Der Glühverlust ist damit ein Anhaltspunkt für die Inertisierung der Reststoffe und im Einzelfall in Verbindung mit dem TOC zu beurteilen. Zukünftige Altlasten können durch die möglichst vollständige Reduzierung der organischen Bestandteile vermieden werden. In der Tabelle 38 wird der Glühverlust der mengenmäßig bedeutendsten Aschefraktion für jedes Verfahren angegeben (Glühverlust Asche). Dabei handelt es sich um die Rostasche (CUTEC, EGK), das Wirbelbettmaterial (ZEUS) bzw. das Schmelzgranulat des Schwel-Brenn-Verfahrens (Siemens/KWU). Tabelle 38 zeigt außerdem die bei der Wirbelschichtfeuerung verbliebene mengenmäßig weniger bedeutende Aschefraktion Heißgaszyklonasche und den zusammen mit dem Hauptanteil der Aschen ausgetragenen Rostdurchfall (Glühverlust sonstige Aschen).

Für das Wirbelbettmaterial von ZEUS ergeben sich die niedrigsten Glühverluste gefolgt von Siemens, CUTEC und EGK. Der Glühverlust der Asche aus dem Heißgaszyklon stellt mit $<0{,}1\%$ ein sehr gutes Ergebnis für den vollständigen Ausbrand der eingesetzten Stoffe dar. Der ebenfalls niedrige Glühverlust des Wirbelbettmaterials ($<0{,}1/<0{,}14\%$) bedarf jedoch einer Anmerkung. Das untersuchte Wirbelbettmaterial

enthielt bei Abzug aus der Wirbelschicht einen großen Anteil der eingesetzten Wirbelbettvorlage aus Quarzsand. Der Quarzsand weist einen Glühverlust von $<0{,}2\%$ auf. Der tatsächliche Glühverlust der reinen Wirbelbettasche ist damit nicht bestimmbar und liegt deutlich höher. Für eine genauere Untersuchung müßten Langzeitversuche unternommen werden, in denen die Wirbelbettvorlage zu großen Anteilen durch eingetragene Partikel ersetzt wird. Bei den Rostfeuerungsanlagen wurde mit der Rückschubrost-Pilotanlage ein besserer Ausbrand erreicht als mit dem großtechnischen Walzenrost.

Für die angefallenen Stäube wurden keine qualitativen Untersuchungen durchgeführt, da diese aufgrund ihrer Eigenschaften gesondert entsorgt werden müssen. Die in großtechnischen Anlagen eingesetzten Rauchgasreinigungseinrichtungen wären vergleichsweise aufwendiger als die vereinfachten Rauchgasreinigungskomponenten der Versuchsanlagen. Die Qualität der Stäube aus der Rauchgasreinigung kann auch aus diesem Grund nicht auf großtechnische Anlagen übertragen werden und wird nicht weiter diskutiert.

Eine Besonderheit des Schwel-Brenn-Verfahrens sind die separat anfallenden Inertien, Fe- und NE-Metalle. Die im Wirbelbettmaterial der Wirbelschichtversuchsanlage enthaltenen Metalle sind von ähnlich guter Qualität wie die Metalle aus dem Schwel-Brenn-Verfahren, müßten jedoch erst noch in einem weiteren Verfahrensschritt aus dem Wirbelbettmaterial mittels Fe- und NE-Abscheidern separiert werden. Eine Abscheidung hochwertiger Metallequalitäten wäre aufgrund der sehr geringen Restfeuchte des Wirbelbettmaterials unproblematisch.

Tabelle 38: Qualität der Reststoffe im Vergleich

Firma/Institut	CUTEC			EGK		ZEUS		Siemens/KWU	
Einsatzstoff	1	**2**	3	1	**2**	**2**	3	1	**2**
Glühverlust Asche [Ma.-%]	0,54[1]	**0,63[1]**	0,55[1]	2,5[1]	**1,6[1]**	**<0,1[2]**	0,14[2]	0,2[3]	**0,4[3]**
Glühverlust sonstige Aschen [Ma.-%]	1,03[4]	**0,88[4]**	1,22[4]	**###**	**###**	**<0,1[5]**	<0,1[5]	**###**	**###**
Aschen erfüllen Deponieklasse I	ja	**ja**	ja	Ja	**ja**	**ja**	ja	ja	**ja**
Aschen erfüllen LAGA Z 1 (ohne Aschen-aufbereitung)	nein	**nein**	nein	Nein	**nein**	**nein**	nein	ja	**ja**
Wertstoffaustrag: Inertien, Fe-Metalle, NE-Metalle	**###**			**###**		**###**		jeweils sorten-rein, ohne Kohlenstoff-anhaftungen und Farbreste	

[1] Rostasche; [2] Wirbelbettmaterial; [3] Schmelzgranulat; [4] Rostdurchfall; [5] Heißgaszyklon

C 4.4. Massenbilanzen

Die verbleibenden Reststoffe der Verfahren können in die Hauptgruppen Aschen bzw. Schmelzgranulat, Stäube und sonstige Wertstofffraktionen eingeteilt werden. Tendenzielle Aussagen können ferner zu den Verbrennungsluft- bzw. Abgasströmen getroffen werden. Tabelle 39 gibt die Datengrundlage der folgenden Ausführungen zu den Massenbilanzen wieder. Die Abbildung 19 zeigt für die drei untersuchten Einsatzstoffe die den Massenbilanzen entsprechende prozentuale Aufteilung der Reststoffe.

Bei der großtechnischen Wirbelschicht des Kraftwerkes Afferde wurden keine Reststoffmassen ermittelt. Da beim NOELL-Konversionsverfahren nur der Verfahrensschritt Pyrolyse untersucht werden konnte, ist für dieses Verfahren eine Aussage zu verbleibenden Reststoffen ebenfalls nicht möglich. Die Vergleichsmöglichkeiten zu den anderen Verfahren sind daher für diese beiden Anlagen eingeschränkt. In den Bilanzen

von CUTEC wurden bei der vergleichenden Gegenüberstellung die vor Versuchbeginn aussortierten groben Metallteile und Steine nicht berücksichtigt.

Den größten Anteil der Reststoffe bilden bei der Rostfeuerung und im Wirbelschichtverfahren die **Aschen**. Diese Reststoffe müssen ohne Aufbereitung auf Deponien verbracht werden. Durch eine der Rostfeuerung nachgeschalteten Rostaschenaufbereitung könnten die Aschenmengen weiter verwertet bzw. reduziert werden. Bei EGK werden durch diese Aufbereitung nach der großtechnischen Rostfeuerung bereits mehr als 95 % der Aschen als Baustoffe wiederverwendet. Beim MultiCom-Verfahren [129], dem in Zusammenarbeit mit ZEUS erarbeiteten großtechnischen Konzept der Thyssen Still Otto Anlagentechnik, ist die Separierung von Wertstoffen hingegen vor dem Verbrennungsprozeß vorgesehen. Bei einer Kombination von mechanisch-biologischer Aufbereitung und der Wirbelschicht würde dieser Verfahrensschritt in der MBA erfolgen. Beim MultiCom-Verfahren werden die Aschen auf einer Deponie der Klasse I abgelagert.

Beim Schwel-Brenn-Verfahren fällt ein großer Anteil **Schmelzgranulat** an. Eine weitere Aufbereitung ist nicht mehr erforderlich. Der Zielsetzung „Verbesserung der Reststoffqualitäten“ der neueren thermischen Verfahren entsprechend wird dieser Vorteil auch für das Granulat des NOELL-Konversionsverfahren zutreffen.

Der verfahrensübergreifende Vergleich zu den Aschen bzw. zum Schmelzgranulat zeigt deutlich, daß bei Einsatzstoff 1 (Fraktion 0 – 350 mm) eine größere Reststoffmenge zur Deponierung bzw. als Baumaterial verbleibt als beim Einsatzstoff 2 (Fraktion 10 – 350 mm). Hervorgerufen wird dies durch die in Einsatzstoff 1 enthaltenen größeren Anteile an Inertien im Feinkornanteil.

Eine Besonderheit des Schwel-Brenn-Verfahrens sind die getrennt anfallenden und sortenreinen **Wertstofffraktionen** Inertien, Fe- und NE-Metalle. In den zwei Versuchen wurden durchschnittlich insgesamt ca. 11% dieser Wertstoffe in sehr guter Qualität zurückgewonnen (s. Kapitel 3.5.5.). Als verwertbare Reststoffe des NOELL-Konversionsverfahrens verbleiben ebenfalls Fe- und NE-Metalle, die Inertienabtrennung ist bei diesem Verfahren optional. Bei der Rostfeuerung können diese Wertstoffe aus einer nachschaltbaren Schlackenaufbereitung gewonnen werden. Dieser Verfahrensschritt wird für die Rostaschen von EGK durchgeführt.

Als weitere Reststoffgruppe bleiben die **Stäube** aus der Rauchgasreinigung übrig. Stäube fallen zwar in geringeren Mengen als Aschen und Granulat an, müssen jedoch einer kostenintensiven Sonderabfallentsorgung zugeführt werden. Bei den Versuchen zum

Schwel-Brenn-Verfahren wurde die Masse der Stäube aus der Rauchgasreinigung nicht gemessen. Daher wird ein Literaturwert für die thermische Behandlung von Hausmüll mit dem Schwel-Brenn-Verfahren angegeben [57]. Im Vergleich ergeben sich an den Versuchsanlagen für CUTEC und Siemens/KWU im Rahmen der Versuchsgenauigkeiten etwa gleiche Staubmengen. Bei der Wirbelschicht verblieben bei beiden Versuchen mindestens doppelt so große Sonderabfallmengen. Die höchsten Staubmassen ergeben sich bei den Bilanzen der großtechnischen Rostfeuerung von EGK, hier verbleiben jeweils insgesamt 1,5 % des Inputs zur Ablagerung auf Deponien der Klasse I.

Aus den Massenbilanzen lassen sich tendenzielle Aussagen zum entstandenen **Abgasmassenstrom** und damit auch zur Menge der benötigten Verbrennungsluft ableiten. Bei den Versuchen zum Schwel-Brenn-Verfahren wurde die Verbrennungsluftmenge nicht gemessen. In der vergleichenden Gegenüberstellung werden daher die Abgasmassen betrachtet. Die Messungen an den Versuchsanlagen sind u. a. aufgrund von eventuellem Falschlufteintritt nur zur Abschätzung der großtechnisch zu erwartenden Abluftströme geeignet. Insbesondere die Schwel-Brenn-Anlage in Ulm-Wiblingen wies Undichtigkeiten auf. Die Wirbelschichtversuchsanlage mußte aufgrund der schon beschriebenen Ablagerungen auf dem Düsenboden mit erhöhtem Luftdurchsatz gefahren werden.

Der verfahrensübergreifende Vergleich der spezifischen Abgasmassen je 1.000 kg Restabfall zeigt, daß sich für die Rostfeuerung bei CUTEC und die Schwel-Brenn-Versuchsanlage in Ulm-Wiblingen mit den gleichen Einsatzstoffen annähernd gleiche Abgasmassen ergeben. Die Wirbelschicht bei ZEUS liegt vergleichsweise höher.

Der Vergleich der Einsatzstoffe 1 und 2 bestätigt in allen Verfahren und Versuchen für die Fraktion 10 –350 mm höhere Abgasströme. Dies erklärt sich durch den größeren Anteil der im Verbrennungsprozeß zu CO_2 umgesetzten organischen Abfallbestandteile und korrespondiert mit der bereits beschriebenen geringeren Reststoffmenge. Ein weiterer Hinweis auf diesen Zusammenhang findet sich bei der Betrachtung des Einsatzstoffes 3. Aufgrund der gegenüber Einsatzstoff 2 weiter verringerten Anteile an organischen Bestandteilen und des entsprechend höheren Inertstoffanteils entstehen dabei die geringsten Abgasmassenströme.

Tabelle 39: Massenbilanzen der Versuche im Vergleich in kg/1.000 kg Restabfall

Firma/Institut	CUTEC			EGK		ZEUS		Siemens/KWU	
Einsatzstoff	1	**2**	3	1	**2**	**2**	3	1	**2**
Aschen Deponieklasse I	274	**177**	262	313	**114**	**201**	205	0	**0**
Schmelzgranulat	0	**0**	0	0	**0**	**0**	0	133	**68**
Stäube Sonderabfall	1	**2**	3	15	**15**	**7**	6	1-3*	**1-3***
Inertien	0	**0**	0	0	**0**	**0**	0	84	**79**
Fe-Metalle	0	**0**	0	0	**0**	**0**	0	20	**23**
NE-Metalle	0	**0**	0	0	**0**	**0**	0	5	**6**
Abgas	5.762	**6.391**	3.844	5.252	**5.565**	**9.588**	6.057	5.741	**6.382**

[kg/1.000 kg Restabfall]; * im Versuch nicht gemessen, Angabe Siemens für Hausmüll [57]

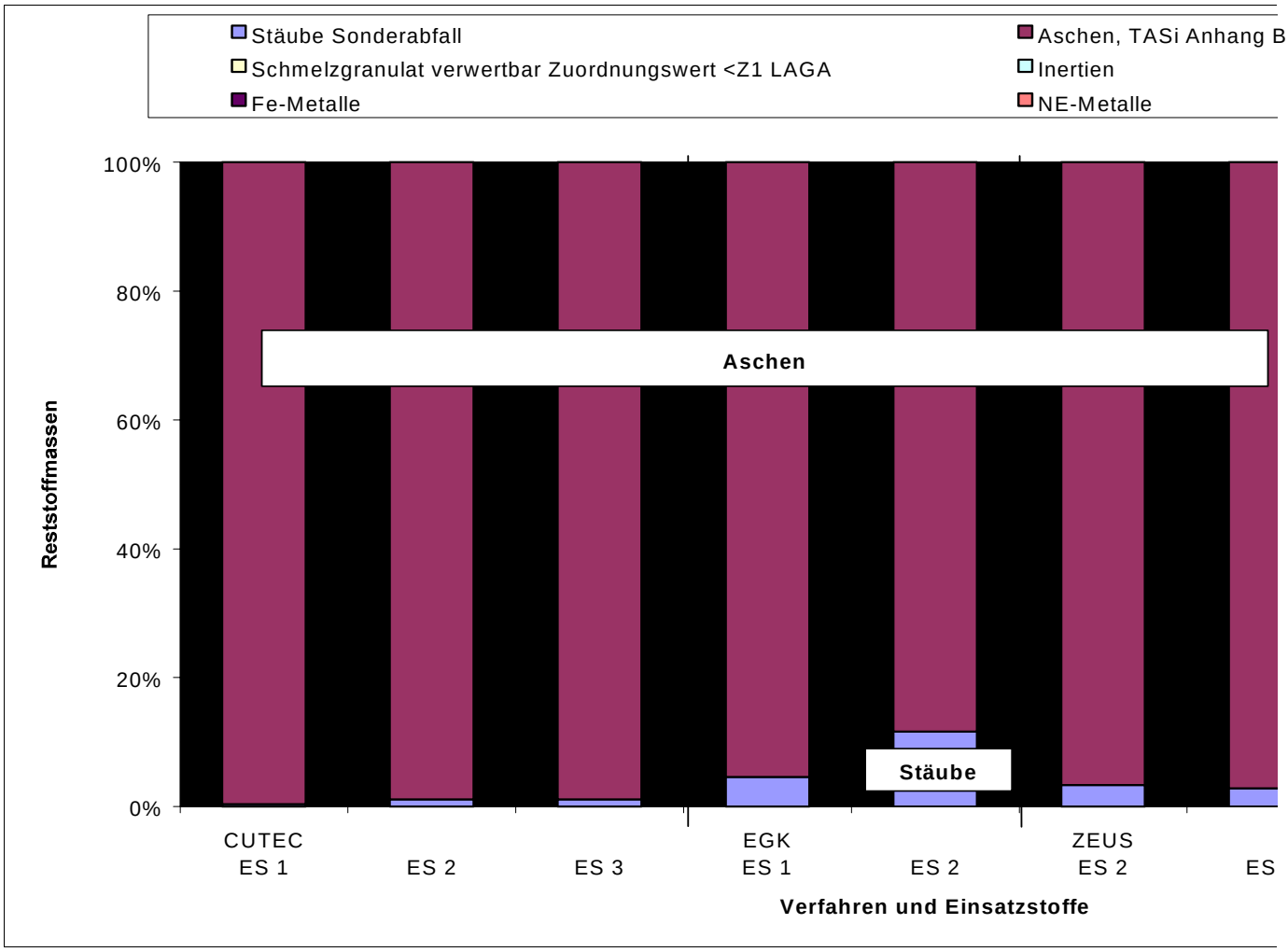


Abbildung 19: Vergleich der Reststoffverteilung Einsatzstoffe 1 - 3

C 4.5. Soffstromdiagramme

Aus den in den Versuchen ermittelten Werten lassen sich Darstellungen ableiten, in denen die Stoffströme bezogen auf Einwohnerjahreswerte ablesbar werden. Die entsprechenden Abbildungen finden sich im Anhang zu Teil C (C 8).

C 5. Zusammenfassung Teil C

Die vorliegende Arbeit ermöglicht einen Überblick über die Kombinationsmöglichkeiten aus mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlung. Ausgehend von einer mechanischen Abfallbehandlungsstufe, die zur Separierung von Wertstoffen und Schadstoffen aus den angelieferten Abfallströmen dient, über die Fraktionierung und Homogenisierung, die ein optimales Eingangsmaterial in die biologische Behandlungsstufe bilden, ermöglicht die MBA-Technologie eine verfahrenstechnisch angepaßte Separierungsstufe für thermisch zu behandelnde bzw. zu verwertende Abfallfraktionen.

Aus den vorgestellten thermischen Abfallbehandlungsverfahren stellten sich die Rostfeuerungsverfahren als flexibles und zuverlässiges Behandlungsverfahren heraus. Bei den halbtechnischen bzw. Versuchsanlagen waren zur Durchführung eines kontinuierlichen Anlagenbetriebes spezifische Modifikationen in der Aufgabetechnik notwendig.

Die Wirbelschichttechnik eignet sich vorzugsweise für kleinstückige Inputströme mit einer Korngröße unterhalb von 50 mm. Hinsichtlich der Wiederverwertung der Outputströme stellte sich das Schwel-Brenn-Verfahren (Technikumsanlage) als besonders vorteilhaft heraus. Eine starke Zerkleinerung bzw. ein hoher Feinanteil im Einsatzstoff für eine thermische Behandlungsstufe führen zu erhöhtem Rostdurchfall und erhöhten Staubgehalten im Rohgas. Beachtet werden muß, daß durch Reduzierung des Wassergehaltes der Restabfälle in der biologischen Behandlung der Auslegungsbereich von Rostfeuerungsanlagen (Heizwerte bis ca. 12.000 kJ/kg) überschritten werden kann, wodurch dann eine Reduzierung des Durchsatzes erforderlich wird.

Unter Berücksichtigung des Berichtes zur „Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung“ [77] des Umweltbundesamtes Berlin vom Juli 1999 sind die Perspektiven der zukünftigen Einsatzmöglichkeiten der MBA-Technik klar umschrieben. Das UBA favorisiert eindeutig die thermische Behandlung der Outputströme einer MBA vor der Endablagerung in der Deponie, da die Ablagerungskriterien nach TA Si Anhang B von MBA-Outputstömen nicht umfassend eingehalten werden.

Aus den in Kürze zu erwartenden genehmigungsrechtlichen Vorgaben für MBA und der vom Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit formulierten

Vision bis spätestens 2020 die Deponierung von Siedlungsabfällen zu beenden [81], läßt sich direkt die Aktualität der anfänglich gestellten Frage nach der Bewertung von Kombinationsmodellen aus kalter und warmer Restabfallbehandlung auch noch weit bis in das 21. Jahrhundert ableiten.

Die Ergebnisse aus den beschriebenen Versuchen dokumentieren einen Einblick in eine Behandlungstechnologie, die kurzfristig wie mittelfristig eine wichtige Rolle bei der Realisierung einer umweltgerechten Abfallentsorgung einnehmen wird.

C 6. Literatur Teil C

[1] Bachner, E.:
Schlacken aus Müllverbrennung. Literaturrecherche, Trienekens GmbH, unveröffentlicht, 1997.

[2] Baehr, H. D.:
Thermodynamik. 6., überarb. u. erw. Auflage. Berlin: Springer 1988.

[3] Barin, I.; Igelbüscher, A.; Zens, F.-R.:
Thermodynamische Modelle zur Analyse der Verfahren für die thermische Entsorgung von Müll. In: Handbuch zum VDI-Seminar "Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren thermisch/mechanisch-biologisch. Düsseldorf: VDI-Verlag 1996.

[4] Beckmann, M.; et al.:
Verbrennungsversuche mit mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll. Unveröffentlicht, Clausthal, 1996.

[5] Berghoff, R.:
Einordnung von Kombinationsverfahren nach dem KrW-/AbfG. und TA Si. Landesumweltamt Nordrhein Westfalen, Essen, 1996.

[6] Bilitewski, B.:
Vorschaltanlage vor der Verbrennung. In: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitewski (Hrsg.). Berlin, 1996, S. 92 - 104.

[7] Boeckh, M.:
Übersicht über die klassische Müllverbrennung und deren Alternativen. Umwelttechnik, 8/1998, S. 16 - 28.

[8] Born, M.:
Technologische und thermodynamische Randbedingungen der thermischen Abfallbehandlung - Möglichkeiten der Kostensenkung durch Optimierung der Prozeßgestaltung. In: Handbuch zum VDI-Seminar "Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren thermisch/mechanisch-biologisch". Düsseldorf: VDI-Verlag 1996.

[9] Born, R.; Cichon, W.:
Wirbelschichtfeuerung. In: Müllverbrennung und Umwelt 5, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[10] Braun, H.-J.:
Südhessische Arbeitsgemeinschaft Abfallwirtschaft - Ausgangssituation und Zielsetzung. In: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Fraktionen für Teilfraktionen, 48. Darmstädter Seminar Abfalltechnik. TH Darmstadt, 1996.

[11] Brunner, M.:
Thermische Restabfallbehandlung nach dem Duothermverfahren. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61. Bielefeld: Erich Schmidt 1995, S. 81 - 99.

[12] Collins, H.-J.:
Integrierte Abfallbehandlung: Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Verfahren. iuta-Workshop, Duisburg, 1996.

[13] Comfère, W.:
Erfahrungen mit Abfallverbrennung. In: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitewski (Hrsg.). Berlin, 1996, S. 105 - 119.

[14] Cosson, R.:
Rechtssicherheit ist ein rares Gut. In: Entsorga-Magazin, H. 9, 1997, S. 31 - 33.

[15] Damiecki, R.; Horch, K.; Freding, T. B.:
Die ″kalte Vorbehandlung″ als Alternative oder Ergänzung zur thermischen Abfallbehandlung? In: Handbuch zum VDI-Seminar ″Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren thermisch/ mechanisch-biologisch. Düsseldorf: VDI-Verlag 1996.

[16] Doedens, H.:
Keine mechanisch-biologische Behandlung ohne Verbrennung. In: Euwid, 1996.

[17] Doedens, H.:
Stand der mechnisch-biologischen Restabfallbehandlung: Technologien, bestehende Anlagen sowie Möglichkeiten zur Genehmigung. In: 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband), Gallenkemper. B. et al. (Hrsg.), Münster, 1999.

[18] Doedens, H.; Bogon, H.; Kirschner, K. E.:
Ist eine Zentralisierung der mechanisch-biologischen Vorbehandlung und Ablagerung von Siedlungsabfällen sinnvoll?. In: Müll und Abfall, H. 9, 1994, S. 574 - 590.

[19] Doedens, H.; Cuhls, C.:
MBA vor Deponie - neue Erkenntnisse aus laufenden Forschungsvorhaben. In: Handbuch zum VDI-Seminar ″Planung von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen″. Düsseldorf: VDI-Verlag 1997.

[20] Doering, K.:
Verlängerung der Nutzungsdauer von Altdeponien durch einfache mechanisch-biologische Behandlung am Beispiel der Zentraldeponie Nienburg. In: Seminarband "Die verantwortbare Alt-deponie- betriebliche und technische Möglichkeiten", UTECH Umwelttechnologieforum, Berlin, 1996.

[21] Faulstich, M.:
Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung - Behandlungs- und Verwertungsverfahren im Überblick. In: Thermische Restabfallbehandlung, Bilitewski, B. (Hrsg.). Berlin: Erich Schmidt 1996, S. 261 - 269.

[22] Fischer, K.; Thomanetz, E.:
Emissionen moderner Anlagen der thermischen Restabfallbehandlung in Betrieb. Vortrag auf dem 64. Abfalltechnischen Kolloquium der Universität Stuttgart, 1993.

[23] Freding, T. B.; Paraknewitz-Kalla, C.:
Kostenoptimierung durch Kombination von MBA und MVA in Abfallwirtschaftskonzepten. Vortrag auf VDI-Seminar, 15./16.06.98, Mannheim i. R. der Envitech, 04./05.03.98, Düsseldorf.

[24] Freding, T. B.; Paraknewitz-Kalla, C.; Glorius, T.:
Mechanisch-biologische Vorbehandlung in Kombination mit thermischen Verfahren. Vortrag auf VDI-Seminar i. R. der Envitech, 04./05.03.98, Düsseldorf.

[25] Fricke, K.; et al.:
Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: AJ, H. 5, 1997, S. 25 - 26.

[26] Fricke, K.; et al.:
Massenbilanz, Stabilität der organischen Substanz und Qualität des Eluats - Untersuchung am Beispiel Quarzbichl. In: Biologische Abfallbehandlung, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1995.

[27] Fricke, K.; et al.:
Stand der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallaufbereitung. Beiheft 33 zu Müll und Abfall, B. Bilitewski (Hrsg.). Berlin: Erich Schmidt 1997.

[28] Fricke, K.; et. al.:
Methodische Ansätze zum Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TA Si für den KAEV Niederlausitz. Tagungsunterlage, Ruppiner Abfalltage, 1997.

[29] Fricke, K.; Jager, J.:
Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. Zwischenbericht, unveröffentlicht, TH Darmstadt, 1997.

[30] Friedl, C.:
Müllverbrennung: Qual der Wahl. In: VDI Nachrichten, 04.10.1996.

[31] Friedl, C.:
Small is beautiful. In: VDI Nachrichten, 06.09.1996.

[32] Fritz, P.; Schingnitz, M.:
Thermische Restabfallbehandlung nach dem NOELL-Konversionsverfahren. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61. Bielefeld: Erich Schmidt 1995, S. 101 - 119.

[33] Gassner, H.; Siederer, W.:
Zulässigkeit und Voraussetzungen von Abweichungen von den Zuordnungswerten des Anhangs B, TA Si. Berlin: Erich Schmidt Verlag 1997.

[34] Geulen, R.:
Kriterien zur Auslegung der TA Si. Rechtsgutachten im Auftrage des MURL, NRW, 28.02.1997.

[35] Glorius, Th.:
Erfahrungen mit Produktion und Einsatz qualitätsgesicherter, anpellertierter Sekundärbrennstoffe auf Basis produktionsspezifischer Gewerbeabfälle. Vortrag auf der UTECH, 17./18.02.98, Berlin.

[36] Habichtsberg, L.:
Persönliche Mitteilungen. Mönchengladbach, 1997-1999.

[37] Hackl, A. E.:
Systeme zur Rauchgasreinigung. In: Müllverbrennung und Umwelt 5, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[38] Haltiner, E. W.:
Energie aus Abfall - ein Systemvergleich. In: Müll und Abfall, H. 3, 1997, S. 140 - 143.

[39] Haltiner, E. W.:
Systemwahl nach der Nettoenergiegewinnung? Energiebilanzen verschiedener Müllverbrennungssysteme. In: UmweltMagazin, H. 3, 1997, S. 36 - 37.

[40] Hämmerli, H.:
Grundlagen zur Berechnung von Rostfeuerungen. In: Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung, Reimann, D. O. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[41] Heering, B.-M.; Heering, M.; J.; Heil, J.:
Aufbereitung von Restabfall zu vewertbaren Teilfraktionen mit dem Herhof-Trockenstabilatverfahren. In: AUFBEREITUNGS-TECHNIK 40 Nr. 1, 1999.

[42] Heering, M.; Heil, J.; Hagen, B.-M.:
Modell Aßlar - Vor Inbetriebnahme einer Anlage für 120.000 Jahrestonnen. In: Bio- und Restabfallbehandlung biologisch - mechanisch - thermisch, Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.). Witzenhausen: M.I.C. Baeza 1997.

[43] Heil, J.; Simons, U.:
Konventionelle und neue thermische Verfahren im Vergleich. In: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitewski (Hrsg.).
Berlin: Erich Schmidt 1996, S. 228 - 252.

[44] Herpertz, S.:
Die Integration von mechanisch-biologischen Anlagen in die zukünftige Abfallwirtschaft. Korrespondenz Abwasser 1999 (46) Nr. 4.

[45] Hiersche, E. U.; Wörner, T.:
Verwendung von Müllverbrennungsaschen im Straßenbau. In: Handbuch zum VDI-Seminar "Reststoffe aus der Thermischen Abfallbehandlung". Düsseldorf, 1989, S. 167 - 179.

[46] Hösel, G.:
Unser Abfall aller Zeiten - eine Kulturgeschichte der Städtereinigung. 2., erw. Auflg., Verbund Kommunaler Städtereinigungsbetriebe e. V. (Hrsg.). München: Kommunalschriftenverlag J. Jehle GmbH 1990.

[47] Igelbüscher, A.; Zenz, F.-R.:
Thermische Behandlung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall in einem stationären Wirbelschichtreaktor. Versuchsbericht der Firma ZEUS Umweltanalytik und Verfahrenstechnik. Duisburg: unveröffentlicht 1997.

[48] Jaeger, M.; Mayer, M.:
Das NOELL-Konversionsverfahren – Bau einer Pilotanlage in Freiberg/Sachsen. Forschung, Planung und Betrieb 21, 1995.

[49] Jager, J.; et al.:
Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. Zwischenbericht, unveröffentlicht, TH Darmstadt, 1997.

[50] Jager, J.; Herr, C.:
Auswertung der Verbrennungsversuche zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben "Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. In: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Fraktionen für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar Abfalltechnik, Schriftenreihe WAR 90, TH Darmstadt, 1996.

[51] Jahn, G.-U.:
Stand der Realisierung mechanisch-biologischer Abfallbehandlungsverfahren im Land Brandenburg. In: Tagungsband der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung, 2. Niedersächsische Abfalltage, Fachtagung Stand der Technik der MBA. Oldenburg, 1998.

[52] Johnke, B.:
Entwicklungstendenzen bei der thermischen Behandlung von Abfällen. Unveröffentliches Manuskript zur UTECH 96. Berlin, 1996.

[53] Johnke, B.:
Thermische Restabfallbehandlung und Abfall als Brennstoff. In: Möglichkeiten der thermischen Abfallbehandlung und -verwertung. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 55. Bielefeld, 1993, S. 17 - 23.

[54] Kalla, Christine:
Zwischenbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, 2/96, Potsdam.

[55] Kalla, Christine:
Zwischenbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, 3/96, Potsdam.

[56] Kalla, Christine:
Zwischenbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, 1/97, Potsdam.

[57] Kanczarek, A.; Schneider, T.:
Das Siemens-KWU Schwel-Brenn-Verfahren. Erlangen, 1996.

[58] Kempin, T.:
Verfahrensüberblick und -auswahl aus der Sicht eines Betreibers; Wirbelschichtfeuerung - eine Alternative zur Rostfeuerung? In: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitewski (Hrsg.). Berlin: Erich Schmidt 1996, S. 207 - 227.

[59] Ketelsen, et al.:
Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. Abschlußbericht der Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Berlin: Umweltbundesamt (Hrsg.), 1999.

[60] Kitzerow, H.-G.; Rompel, H.-D.:
Anwendung der rotierenden Wirbelschicht für die Verbrennung von Haushaltsabfällen. In: Müllverbrennung und Umwelt 4, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1990.

[61] Knoch, J.:
Reststoffe aus der Hausmüllverbrennung, Verwertung oder Deponierung? In: Handbuch zum VDI-Seminar ″Reststoffe aus der Thermischen Abfallbehandlung″. Düsseldorf. VDI-Verlag 1989, S. 91 - 100.

[62] Kowalski, H.-D.:
Können thermische Verfahren durch andere Behandlungsverfahren ersetzt werden?. In: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitewski (Hrsg.). Berlin, 1996, S. 349 - 374.

[63] Kuchling, H.:
Taschenbuch der Physik. 13., korrigierte Aufl.. Thun; Frankfurt/Main: Deutsch 1991.

[64] Kuchta, K.; Jager, J.:
Mögliche Kombinationsverfahren von Behandlungstechniken in Abfallbehandlungsanlagen. In: Handbuch zum VDI-Seminar ″Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren thermisch/ Mechanisch-biologisch. Düsseldorf: VDI-Verlag 1996.

[65] Küffner, G.:
Trotz geringerer Restmüllmengen höhere Kosten der Abfallbehandlung. In: FAZ, 25.02.97.

[66] Lahl, U.:
Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) - ein Status-quo-Bericht. In: Handbuch zum Seminar "Abfallbehandlung mit Kombinationsverfahren - thermisch/mechanisch-biologisch", Mannheim, 1996.

[67] Lahl, U.; Zeschmar-Lahl, B.:
MBA/Energetische Verwertung - Bewertungsmethoden. Handbuch zum VDI-Seminar "Planung von biologisch-mechanischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) Betriebserfahrungen, Risiken". Düsseldorf, 1997, S.1..16.

[68] Leikam, K.; Stegmann, R.:
Stellenwert der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: AJ, H. 9, S. 39 - 44.

[69] Lent, M.:
Thermische Verwertung und Entsorgung. Vorlesungsskriptum, Fachhochschule Niederrhein, Fachbereich Maschinenbau und Verfahrenstechnik, 1996.

[70] Martin, A.:
Stand der Wirbelschichtverbrennung von Haushaltsabfall. In: Müllverbrennung und Umwelt 4, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1990.

[71] Martin, J. J. E.:
Moderne Abfallverbrennung nach dem Martin-System. In: Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung, Reimann, D. O. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[72] Mayer, F.; Rasch, R.; Schwarz, V.:
Verfahrensvergleich zur Restabfallbehandlung Biologisch-mechanische Verfahren und Schwel-Brenn-Verfahren: In: Müll und Abfall, H. 8, 1993, S. 569 - 584.

[73] Mayer, M.; Spaniol, H.:
Pyrolyse von Haus- und Gewerbeabfällen nach einer Vorrotte. Unveröffentlicht, Würzburg, 1997.

[74] Mergler, R.; Eschenburg, J.; Nindelt, G.:
Thermische Abfallbehandlung in der zirkulierenden Wirbelschicht. In: AJ, H. 3, 1997, S. 32f.

[75] N. N.:
Abfall zu Brenngas, Brenngas zu Strom: Aus Abfällen wird in der zirkulierenden Wirbelschicht Brenngas erzeugt. In: Umwelttechnik , H. 3, 1997, S. 46 - 47.

[76] N. N.:
Abfallverbrennung und Entsorgung. Sonderteil der Zeitschriften Brennstoff-Wärme-Kraft/Technische Überwachung/Umwelt. 10/1998.

[77] N. N.:
Bericht zur ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Umweltbundesamt, Berlin, Juli 1999.

[78] N. N.:
Bezwinger des Feuers. In: Umwelt & Technik, H. 12, 1994.

[79] N. N.:
Die energetische Vewertung von Abfällen mit dem Schwel-Brenn-Verfahren. Umwelttechnik, 8/1998, S. 46 - 48.

[80] N. N.:
Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstiger Entsorgung von Siedlungsabfällen (TA Siedlungsabfall) vom 14.05.1993.

[81] N. N.:
Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen. Pressemitteilung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). 20.08.99, Bonn.

[82] N. N.:
Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft-(TA Luft) vom 27.02.1986.

[83] N. N.:
Entsorgung `99 Taschenbuch für die Entsorgungswirtschaft. BDE Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft E.V (Hrsg.). Bonn: Friedhelm Merz Verlag 1999.

[84] N. N.:
Erste Ausnahmen von der TA Si. In: EP, H. 9, 1997, S. 4.

[85] N. N.:
Flexibles Restabfallmanagement. In: Umwelt, Bd. 27, Nr. 7/8, Juli/August 1997.

[86] N. N.:
Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW- /AbfG) vom 27.09.1994, BGBl. I, S. 2705.

[87] N. N.:
Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) idf der Bek. vom 14.05.1990, BGBl. I S. 880.

[88] N. N.:
Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TA Si für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Friedrich R. und Fricke K. (Hrsg.). Berlin: Erich Schmidt, 1998.

[89] N. N.:
Hoher Wiederverwertungsgrad. In: Verfahrenstechnik Achema Report 1997.

[90] N. N.:
In: Umwelt, Bd. 27, Nr. 9/10, Sept./Okt. 1997.

[91] N. N.:
Jahresbericht 1996 der Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG) (Hrsg.). Hürtgenwald, 1996.

[92] N. N.:
Jahresbericht 1997 der Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG) (Hrsg.). Hürtgenwald, 1997.

[93] N. N.:
Jahresbericht 1998 der Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG) (Hrsg.). Hürtgenwald, 1998.

[94] N. N.:
Jahresübersicht 1995 der Dürener Deponiegesellschaft mbH 1995 für die Deponie mit Mechanisch-Biologischer Restmüllbehandlungsanlage in Hürtgenwald-Horm. Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG) (Hrsg.). Hürtgenwald, 1995.

[95] N. N.:
Leitfaden - Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Düsseldorf, 1998.

[96] N. N.:
MBA ein wichtiger Beitrag zur Kreislaufwirtschaft. In: AJ, H. 4, 1997, S. 5.

[97] N. N.:
Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 19: Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle. Berlin: Erich Schmidt 1994.

[98] N. N.:
Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/ Abfällen - Technische Regeln. Berlin: Erich Schmidt 1995.

[99] N. N.:
Müllverbrennung wird billiger. In: Umwelttechnik, H. 3, 1997, S. 12 - 15.

[100] N. N.:
Müllverbrennungsanlagen in Deutschland. In: Entsorga Magazin, H. 5, 1997, S. 12.

[101] N. N.:
Schnelle und flexible Lösungen für die Restabfallbehandlung. In: AJ, H. 3, 1997, S. 6.

[102] N. N.:
Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes: Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV) vom 23.11.1990, BGBl. III 2129-8-17.

[103] N. N.:
Statistisches Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland 1997. Statistisches Bundesamt Wiesbaden (Hrsg.). Stuttgart: Metzler Poeschel 1997.

[104] N. N.:
Stellungnahme der Siemens AG/KWU. Erlangen, 22.02.1999.

[105] N. N.:
Studien zum Bedarf an MVA in Deutschland haben Konjunktur. In: Entsorga Magazin, H. 9, 16. Jg., Sept. 1997, S. 9.

[106] N. N.:
Thermische Behandlung/Energetische Nutzung, Kreislaufwirtschaft in der Praxis, Nr. 5. Entsorga gemeinnützige Gesellschaft mbH (Hrsg.); Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (BDE), (Mit-Hrsg.), Köln, 1997.

[107] N. N.:
Übersicht der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Berlin, 1997.

[108] N. N.:
Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (TA Abfall) vom 10.04.1990.

[109] Nieminen, J.:
Zirkulierende Wirbelschicht plus Vergasungstechnik – das Optimum aus zwei Verfahren. Wasser, Luft und Boden 11-12/1998, S. 53 - 56.

[110] Niesar, M.; et al.:
Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes "Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren". In: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Fraktionen für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar Abfalltechnik, Schriftenreihe WAR 90, TH Darmstadt, 1996.

[111] Nitsche, R.:
Dezentrales Anlagenkonzept zur standort- und energieoptimierten Abfallbehandlung. Umwelttechnik, 8/1998, S. 42 - 44.

[112] Nitsche, R.; Kirchberg, W.:
Thermische Abfallbehandlung in bedarfs- und standortgerechten Kombikraftwerken. In: AJ, H. 4, 1997, S. 40 - 44.

[113] Pahl, U.:
Anforderungen an einen Verfahrensvergleich. In: Noell-Konversionsverfahren zur Verwertung und Entsorgung von Abfällen, Carl, J.; Fritz, P. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag, 1996, S. 135 - 152.

[114] Paraknewitz-Kalla, C.; Allen, C.:
Verbrennungsversuche mit mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll aus der MBRA Horm bei EGK (Walzenrost). Unveröffentlicht, Mönchengladbach, 1999.

[115] Paraknewitz-Kalla, Christine.:
Beitrag zum Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ 17.-19.03.98, Potsdam.

[116] Paraknewitz-Kalla, Christine.:
MBRA Horm – Optimierung und Kombination mit thermischen Verfahren. Ergebnispräsentation des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ 07./08.09.99, Potsdam.

[117] Paulsen, W.:
Ein MVA-Konzept aus der Sicht eines Betreibers. In: AJ, H. 10, 1996, S. 48 - 51.

[118] Plass, L.; Hirschfelder, H.; Loeffler, J.:
Thermische Restabfallbehandlung mittels Wirbelschichtvergasung. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61. Bielefeld, 1995, S. 61 - 79.

[119] Radde, C.-A.:
Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung - Bericht der Bundesregierung an den Bundesrat. In: Handbuch zum VDI-Seminar ″Planung von biologisch-mechanischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) Betriebserfahrungen, Risiken″. Düsseldorf: VDI-Verlag 1997.

[120] Regler, H.:
Müllverbrennungsschlacke - ein geeigneter Baustoff? In: Thermische Restabfallbehandlung, Bilitewski, B. (Hrsg.). Berlin, 1996, S. 313 - 329.

[121] Reimann, D. O.:
Abfallentsorgung mit integrierter Abfallverbrennung - Verfahren von gestern und heute -. In: Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung, Reimann, D. O. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[122] Reimann, D. O.:
Die Entwicklung der Rostfeuerungstechnik für die Abfallverbrennung. In: Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung, Reimann, D. O. (Hrsg.). Berlin EF-Verlag 1991.

[123] Reimann, D. O.:
Menge, Beschaffenheit und Verwertungsmöglichkeiten von MV-Schlacke – Gesamtübersicht. In: Müll und Abfall, Beiheft 31, 1994.

[124] Reimann, D. O.:
Synergie von Abfall und thermischer Behandlung. In: Müll und Abfall, H. 12, 1996, S. 797 - 800.

[125] Reimann, D. O.:
Verwertungsmöglichkeiten von Müllverbrennungsschlacke. In:
Müll und Abfall, H. 9, 1992, S. 609 - 737.

[126] Rompel, H.-D.; Kitzerow, H.-G.:
Rotierende Wirbelschichtverbrennung. In: Müllverbrennung und Umwelt 5, Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1991.

[127] Roos, C. et al.:
Kombinationsmodelle von biologisch-mechanischen und thermischen Restabfallbehandlungsanlagen. In: AJ, 7. Jg., Nr. 11, 1995, S. 684 - 689.

[128] Roos, H.-J.; Buer, Th.:
Abfallpotentiale zur Verwertung in thermischen Prozessen. Unveröffentlicht, Trienekens, Viersen, 1997.

[129] Rubach, T.:
Dezentrales Konzept zur thermischen Behandlung kommunaler Reststoffe: Das MultiCom-Verfahren als Alternative zu herkömmlichen Verfahren. In: UmweltMagazin, H. 5, 1997, S. 32 - 33.

[130] Ruchay, D.:
Ziele des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und Schnittstellen zu anderen relevanten Gesetzen. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 61. Bielefeld: Erich Schmidt 1995, S. 9 - 36.

[131] Sattler, K.; Emberger, J.:
Behandlung fester Abfälle. 3. überarbeitete Auflage. Würzburg, 1992, S. 45 - 230.

[132] Saure, T. et al.:
Flexible Verbindung: Die Kombination aus biologisch-mechanischer und thermischer Restabfallentsorgung kann eine sinnvolle Verfahrensvariante darstellen: In: Müllmagazin, H. 3, 1996, S. 61 - 66.

[133] Schingnitz, M.:
Darstellung des NOELL-KONVERSIONSVERFAHRENS. In: Noell-Konversionsverfahren zur Verwertung und Entsorgung von Abfällen, Carl, J.; Fritz, P. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag, 1996, S. 24 - 53.

[134] Schneider, T.:
Persönliche Mitteilung, Erlangen, 1997.

[135] Schneider, T.; Werdinig, H.:
Nachweis der betrieblichen Handhabung des Schwel-Brenn-Verfahrens in der Versuchsanlage Ulm-Wiblingen mit Rottematerial aus der MBRA Düren - Trienekens. Versuchsbericht der Siemens/KWU, Erlangen, 1997.

[136] Scholz, R.; Schulenburg, F.:
Prozeßführung bei Verfahren zur thermischen Restabfallbehandlung in Kombination mit mechanisch-biologischer Vorbehandlung. Utech-Seminar, Berlin 1996.

[137] Schwing, E. et al.:
Untersuchungen zur Verbrennung von mechanisch vorbehandeltem Restmüll. In: EP, Jg. 7, H. 8, 1996, S. 38 - 44.

[138] Schwing, E.; Jager, J.:
"Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen" Vergleich mit anderen Forschungsaktivitäten. In: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Fraktionen für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar Abfalltechnik, Schriftenreihe WAR 90, TH Darmstadt, 1996.

[139] Spillmann, P.:
Stoffgerechte Behandlung undefinierter Restabfallmenge durch Kombination biochemischer und thermischer Behandlungsverfahren (″Bio-Select-Verfahren″). In: Müll und Abfall, H. 7, 1994, S. 416 - 431.

[140] Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.):
Thermische Abfallbehandlung. Berlin: EF-Verlag 1994.

[141] Thomé-Kozmiensky, K. J.:
Thermische Behandlung von Restmüll. In: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum, Fricke, K.; Thomé-Kozmiensky, K. J.; Neumüller, G. (Hrsg.). Berlin: EF-Verlag 1993, S. 535 - 607.

[142] Tobler, H. P.:
Bewertungskriterien für Reststoffe. In: Handbuch zur Tagung ″Reststoffe aus der Thermischen Abfallbehandlung″. Düsseldorf, 1989, S. 111 - 117.

[143] Urban, A. I.; Fiedel, M.:
Behandlung von Stoffströmen unterschiedlicher Herkunft in thermischen Anlagen. In: Bio- und Restabfallbehandlung biologisch - mechanisch - thermisch, Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.). Witzenhausen: M.I.C. Baeza 1997.

[144] Vogel, B.:
Thermische Verwertung heizwertreicher Frakionen. In: Bd. 10, Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband), 1997.

[145] Wiegel, U.; Pohlmann, M.; Hensel, J.:
Effektiver Nutzen. In: Müllmagazin, H. 2, 1997, S. 64 - 69.

[146] Zahlten, M.:
Thermische Behandlung von aufbereiteten Abfällen. In: Bio- und Restabfallbehandlung biologisch - mechanisch - thermisch, Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.). Witzenhausen: M.I.C. Baeza 1997.

C 7. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis Teil C

C 7.1. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Abfallaufkommen in Deutschland 1993 gemäß amtlicher Abfallstatistik, [128] nach [103] 5

Abbildung 2: Rostfeuerung: Mehrstufiger Vorschubrost [122] 18

Abbildung 3: Walzenrost, Gleichstromfeuerung 19

Abbildung 4: Aufbau stationärer Wirbelschichtfeuerungen [141] 22

Abbildung 5: Rotierende Wirbelschicht, Doppelbettvariante (TIF) [60] 23

Abbildung 6: Zirkulierende Wirbelschicht [141] 24

Abbildung 7: Grundfließbild Schwel-Brenn-Verfahren 27

Abbildung 8: Grundfließbild NOELL-Konversionsverfahren 30

Abbildung 9: Einbauklassen mit Zuordnungswerten [98] 42

Abbildung 10: Sortieranalyse Einsatzstoff 1 (Output Vorrotte), Fraktion 0 – 350 mm 45

Abbildung 11: Sortieranalyse Einsatzstoff 2, Fraktion 10 – 350 mm 46

Abbildung 12: Sortieranalyse Einsatzstoff 3, Fraktion 10 – 50 mm 47

Abbildung 13: Grundfließbild der Wirbelschicht-Versuchsanlage, ZEUS Duisbur 59

Abbildung 14: Wirbelschichtdampferzeuger für das Heizkraftwerk Afferde, Hameln 62

Abbildung 15: Grundfließbild der Pilotanlage Freiberg 67

Abbildung 16: Vergleich der CO-Emissionen 105

Abbildung 17: Vergleich der SO_2-Emissionen 106

Abbildung 18: Vergleich der NO_x-Emissionen 106

C 7.2. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: MBA zur Restabfallbehandlung in Deutschland in Betrieb 9

Tabelle 2: Alternative thermische Restabfallbehandlungsverfahren 12

Tabelle 3: Thermische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland und deren Kapazitäten 13

Tabelle 4: Heizwert unterschiedlicher Stoffe, Durchschnitts- und Anhaltswerte 16

Tabelle 5: Heizwert von Restabfallsiebschnitten, Düren, 1996 17

Tabelle 6: Charakteristika thermischer Vorgänge auf dem Rost 20

Tabelle 7: Versuchsmischungen 34

Tabelle 8: Verbrennungsversuche mit Output Vorrotte der MBRA Horm 40

Tabelle 9: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 1 (0 – 350 mm) 48

Tabelle 10: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 2 (10 – 350 mm) 49

Tabelle 11: Elementaranalyse und Heizwerte Einsatzstoff 3 (10 – 50 mm) 50

Tabelle 12: Übersicht zu den Meßgrößen CUTEC 52

Tabelle 13: Versuche und Meßzeiten 56

Tabelle 14: Versuche zur Wirbelschicht ZEUS 61

Tabelle 15: Einsatzstoffzusammensetzung Kraftwerk Afferde, Elementaranalysen und Heizwerte 64

Tabelle 16: Emissionen CUTEC Rohgas 71

Tabelle 17: Qualität der Rostasche 73

Tabelle 18: Glühverlust des Rostdurchfalls 74

Tabelle 19: Massenbilanzen CUTEC 75

Tabelle 20: Anteile und Verteilung des Rostdurchfalls 76

Tabelle 21: Mittlere Luftverhältnisse CUTEC 76

Tabelle 22: Emissionen 79

Tabelle 23: Feststoff- und Eluatwerte des Reststoffes Rohschlacke 80

Tabelle 24: Massenbilanzen 81

Tabelle 25: Massenbilanzen 82

Tabelle 26: Emissionen ZEUS Rohgas 83

Tabelle 27: Aschenqualität ZEUS 85

Tabelle 28: Massenbilanzen ZEUS 86

Tabelle 29: Emissionen Reingas Kraftwerk Afferde Einsatzstoff 3 89

Tabelle 30: Emissionen Reingas Siemens/KWU 90

Tabelle 31: Qualität des Schmelzgranulates Siemens/KWU 92

Tabelle 32: Massenbilanzen Siemens/KWU 93

Tabelle 33: Massenbilanz NOELL Verfahrensschritt Pyrolyse Einsatzstoff 3 95

Tabelle 34: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 1 99

Tabelle 35: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 2 100

Tabelle 36: Vergleich des Verbrennungsverhaltens, Einsatzstoff 3 101

Tabelle 37: Gegenüberstellung der Emissionen 103

Tabelle 38: Qualität der Reststoffe im Vergleich 109

Tabelle 39: Massenbilanzen der Versuche im Vergleich in kg/1.000 kg Restabfall 112

C 8. Anhang Teil C