

Institut für Landtechnik  
der  
Technischen Universität München  
in Weihenstephan

**Verfahrenstechnische Untersuchungen  
zur Festmistkompostierung  
in einer Rottezeile**

Ludwig Popp

Vollständiger Abdruck der  
von der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau  
der Technischen Universität München  
zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Agrarwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Prof. Dr. H. Schnyder

Prüfer der Dissertation:

1. Prof. Dr. Dr. h.c. H. Schön
2. Prof. Dr. Dr. habil. J. Boxberger

Die Dissertation wurde am ..... bei der Technischen Universität München  
eingereicht und durch die Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau  
am ..... angenommen.

Meiner Schwiegermutter Karin Steindreischer †

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65  
66  
67  
68  
69  
70  
71  
72  
73  
74  
75  
76  
77  
78  
79  
80  
81  
82  
83  
84  
85  
86  
87  
88  
89  
90  
91  
92  
93  
94  
95  
96  
97  
98  
99  
100



Nach Abschluß der vorliegenden Arbeit möchte ich allen danken, die durch große und kleine Beiträge zum letztendlichen Gelingen beigetragen haben.

Die Untersuchungen wurden durchgeführt im Rahmen des Forschungsvorhabens "Wirtschaftlichkeit und Umweltverträglichkeit von Festmistverfahren", das in den Jahren 1990-1993 durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziert wurde. Für die Mittelbereitstellung möchte ich herzlich danken.

Mein besonderer Dank gilt auch der Deutschen Heraklith AG, die zur Finanzierung beigetragen hat und bei der Probenanalyse behilflich war.

Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. H. Schön danke ich für die Übernahme der Betreuung nach seinem Amtsantritt an der Landtechnik Weißenstephan. Ganz besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Dr. habil. J. Boxberger für seine unermüdliche Unterstützung und Aufmunterung sowie für die Übernahme des Koreferates. Herrn Prof. Dr. Schnyder sei für seine Bereitschaft gedankt, den Prüfungsvorsitz zu übernehmen.

Ohne die Unterstützung helfender Hände ist die Durchführung einer derartigen Arbeit nicht denkbar. Namentlich seien erwähnt:

- Herr Dr. Stanzel mit seinen Mitarbeitern, Herrn Bauer und Herrn Dallinger, die mir stets in meßtechnischen Fragen mit Rat und Tat zur Seite standen.
- Die Mitarbeiter der Konstruktions- und Zeichenbüros, Herr G. Rödel, Herr H. Eberlein, Frau J. Derichs sowie Herr H. Keller, die zur Lösung technischer Probleme beigetragen und diese graphisch aufbereitet haben.
- Die Werkstatt der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik, allen voran Herr Stadler, ohne die manch technisches Problem kaum lösbar gewesen wäre.
- Die ständigen und zeitweiligen Mitarbeiter der Abteilung "Bauwesen und Technik der Tierhaltung", insbesondere Frau Silvia Thran, Herr Horst Schürzinger, Frau Rita Unger, Herr Dr. Janoś Kostyu und Herr Lü Xinmin, die mit mir im Mist gewühlt haben.
- Frau Bilhildis Michel-Häusler, die in den Buchstaben nach Mist gewühlt hat.
- Das Institut für Pflanzenernährung, insbesondere Frau Charlotte Krabichler und Frau. Rita Kröner, die die Analysen durchgeführt haben.

Meinen Eltern und meiner Frau danke ich für ihre Geduld bis zur Fertigstellung.

Zum Schluß danke ich ganz besonders der Familie Braun, auf deren Betrieb die Versuchsanlage erstellt wurde. Ohne die Unterstützung durch den Betrieb Braun wäre die Durchführung der Untersuchungen nicht möglich gewesen.

Ihnen allen bin ich für Ihre wertvollen Beiträge und unermüdliche Hilfe verbunden.

**Inhaltsverzeichnis**

<b>1.</b>	<b>Einleitung und Problemstellung</b>	<b>17</b>
<b>2.</b>	<b>Stand des Wissens</b>	<b>19</b>
2.1	Grundlagen der Kompostierung	19
2.1.1	Mikrobiologie der Kompostierung	20
2.1.2	Bedeutung chemischer und physikalischer Faktoren	22
2.1.2.1	Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt	22
2.1.2.2	Wasser- bzw. Trockensubstanzgehalt	23
2.1.2.3	Struktur des Komposthaufens	25
2.1.2.4	Temperatur bei der Kompostierung	27
2.1.2.5	Nährstoffzusammensetzung und -verfügbarkeit	27
2.1.2.6	pH-Wert	28
2.1.3	Auswirkungen der Kompostierung auf Schaderreger	29
2.2	Emissionen bei der Kompostierung	29
2.3	Möglichkeiten der Einflußnahme auf den Prozeß	31
2.3.1	Beimpfung von Kompost mit Mikroorganismen	31
2.3.2	Wirkung von Zuschlagstoffen	32
2.3.3	Umsetzen des Kompostes	33
2.3.4	Belüftung der Kompostmieten	34
2.3.5	Bewässerung	35
2.4	Verfahrenstechnik der Kompostierung im landwirtschaftlichen Betrieb	36
2.4.1	Anforderungen an die Verfahrenstechnik	36
2.4.2	Kompostierungsformen	36
2.4.2.1	Mietenkompostierung	37
2.4.2.2	Technik zur Mietenkompostierung	38
<b>3.</b>	<b>Zielsetzung</b>	<b>41</b>
<b>4.</b>	<b>Verfahrensauswahl und Technische Optimierung der Versuchsanlage</b>	<b>43</b>
4.1	Kriterien und Verfahrensauswahl	43
4.2	Technische Ausführung und Optimierung	44
4.2.1	Bauliche Ausführung	45
4.2.2	Anforderungen an Maschinenform, -antrieb und Energieversorgung	46
4.2.2.1	Maschinenform	46
4.2.2.2	Antriebsaggregate	48
4.2.2.3	Form der Arbeitswerkzeuge	50
4.2.3	Beurteilung der Arbeitsweise der Umsetzmaschine	55
4.2.3.1	Mischwirkung	55
4.2.3.2	Auflockerungswirkung	55
4.3	Beispiele für die praktische Umsetzung des Verfahrens.	59

<b>5.</b>	<b>Optimierung des Prozeßablaufes</b>	<b>62</b>
5.1	Material und Methoden	62
5.1.1	Darstellung des Versuchsbetriebes und der Versuchsanlage	62
5.1.2	Charakteristika des verwendeten Festmistes und der Zuschlagstoffe	64
5.1.3	Ermittlung der Materialzusammensetzung	66
5.1.3.1	Probenahme	67
5.1.3.2	Ort der Probenahme	68
5.1.3.3	Zeitpunkt der Probenahme	69
5.1.4	Probenanalyse	69
5.1.4.1	Probenaufbereitung	69
5.1.4.2	Ermittlung physikalischer Parameter	71
5.1.4.3	Ermittlung chemischer Kenngrößen	71
5.1.5	Massebestimmung	71
5.1.5.1	Darstellung von Bezugsgrößen	72
5.1.6	Messung von Temperaturen	73
5.1.7	Sauerstoff/Kohlendioxid	74
5.1.8	Messung von NH <sub>3</sub> -Emissionen in der Abluft	75
5.1.8.1	Luftvolumenstrommessung	76
5.1.8.2	Probenahme und Probenanalyse	77
5.1.8.3	Zeitliche Verteilung der Probenahme	78
5.1.9	Statistische Auswertung	79
5.2	Faktorenmodell und Versuchsplan	80
5.3	Experimentelle Untersuchungen zur Festmistkompostierung	84
5.3.1	Temperaturverteilung und -verlauf im Haufwerk	84
5.3.1.1	Auswirkungen des Umsetzens auf die Temperatur	88
5.3.1.2	Auswirkungen der Belüftung auf die Temperatur	93
5.3.2	Sauerstoffversorgung in der Miete	96
5.3.2.1	Einfluß des Umsetzens	97
5.3.2.2	Einfluß kontrollierter Belüftung	99
5.3.2.3	Auswirkungen der Kombination von Umsetzen und Belüften	99
5.3.3	Bewertung der Rottebedingungen bei der Zeilenkompostierung	103
5.4	Veränderungen physikalischer und chemischer Parameter	105
5.4.1	Massereduzierung bei der Kompostierung	105
5.4.2	Feuchtegehalt	110
5.4.3	Struktur des Komposthaufens	112
5.4.4	Gehalte an Kalium und Phosphor im Substrat	113
5.4.5	Veränderungen im Stickstoffgehalt (Gesamt-N und NH-N)	115
5.4.5.1	Ammoniakemissionen	119
5.4.6	Veränderungen im Kohlenstoffgehalt	122
5.4.7	Veränderungen im C/N-Verhältnis	124
5.4.8	Veränderungen des pH-Wertes	125
5.4.9	Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und Beziehungen zwischen Inhaltsstoffen	127
5.4.10	Wirkung von Zuschlagstoffen auf den Rotteverlauf	129

---

5.4.11	Auswirkungen der Kompostzusammensetzung und des Rotteverlaufs auf die Nährstoffverluste .....	131
5.5	Folgerungen für die Prozeßführung bei der Festmistkompostierung	134
5.5.1	Zusammensetzung des Ausgangsmaterials .....	134
5.5.2	Umsetzhäufigkeit .....	134
5.5.3	Belüftungsintensität .....	134
<b>6.</b>	<b>Verfahrenstechnische Bewertung und Einordnung .....</b>	<b>136</b>
6.1	Arbeitszeitbedarf .....	136
6.2	Flächenbedarf .....	138
6.3	Investitionsbedarf .....	139
6.4	Betriebskosten .....	141
6.5	Auswirkungen auf die Umwelt .....	143
6.6	Einordnung der Verfahren .....	143
<b>7.</b>	<b>Vorschläge für weiterführende Arbeiten .....</b>	<b>145</b>
<b>8.</b>	<b>Zusammenfassung/Summary .....</b>	<b>146</b>
<b>9.</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>149</b>
<b>10.</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>158</b>

---

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Phasen der Kompostierung, Veränderung der Population der aktiven Mikroorganismen. . . . .	21
Abb. 2:	Mietenformen bei der Kompostierung. . . . .	38
Abb. 3:	Systematik der Umsetzverfahren für Kompostmieten. . . . .	39
Abb. 4:	Funktionsskizze der Zeilenkompostierung. . . . .	44
Abb. 5:	Schematischer Querschnitt der Rottezeile. . . . .	45
Abb. 6:	Ausführung des Belüftungssystems im Boden der Rottezeile. . . . .	46
Abb. 7:	Ursprüngliche Ausführung der Umsetzmaschine in der Rottezeile. . . . .	47
Abb. 8:	Umsetzmaschine in endgültiger Ausführung in der Rottezeile. . . . .	47
Abb. 9:	Endgültige Ausführung der Umsetzmaschine (Skizze, Seitenansicht). . . . .	48
Abb. 10:	Ursprüngliche Ausführung der Arbeitswerkzeuge. . . . .	51
Abb. 11:	Schleuderwalze und Umsetztrommel mit Werkzeugen. . . . .	51
Abb. 12:	Form und Ausführung der Zusatzschleuderwalzen. . . . .	52
Abb. 13:	Erste Änderung der Arbeitswerkzeuge. . . . .	53
Abb. 14:	Endgültige Ausführung der Umsetzwerkzeuge und Anordnung der Werkzeugträger auf dem Trommelumfang. . . . .	54
Abb. 15:	Anordnung der Arbeitswerkzeuge auf den Werkzeugträgern (Trommelumfang aufgebrochen). . . . .	54
Abb. 16:	Temperaturverteilung in der Kompostmiete vor und nach dem Umsetzen (graphisch aufbereitet). . . . .	56
Abb. 17:	CO <sub>2</sub> -Gehalte der Mietenluft vor und nach dem Umsetzen (graphisch aufbereitet). . . . .	57
Abb. 18:	Miete nach Umsetzen in Ost-West-Richtung. . . . .	57
Abb. 19:	Profil der Mietenoberfläche beim Umsetzen in Ost-West-Richtung. . . . .	58
Abb. 20:	Profil der Mietenoberfläche beim Umsetzen in West-Ost-Richtung. . . . .	58
Abb. 21:	KPW Neuburg, Umsetzer beim Einfahren von Lafette in Rottezeile. . . . .	60
Abb. 22:	KPW Neuburg, Umsetzer bei der Arbeit. . . . .	60
Abb. 23:	KPW Neuburg, Umsetzer von hinten, oben: Schlauch- und Kabeltrommeln. . . . .	60
Abb. 24:	KPW Neuburg, Umsetzer von vorne, Trommel abgesenkt. . . . .	60
Abb. 25:	KPW Osnabrück, Umsetzer im Tunnel. . . . .	60
Abb. 26:	KPW Wilsum, Umsetzer in der Rottezeile. . . . .	60
Abb. 27:	KPW Pinneberg, Lafette mit Umsetzer. . . . .	61
Abb. 28:	Schema der Zeilenkompostierungsanlage zur Versuchsdurchführung. . . . .	63
Abb. 29:	Schema des Bohrgerätes zur Probeentnahme. . . . .	68
Abb. 30:	Temperaturmeßlanze mit Datalogger. . . . .	73
Abb. 31:	Querschnitt der Versuchsanlage mit Ablufferfassung. . . . .	75
Abb. 32:	Gemessene Förderleistung des Abluftventilators in eingebautem Zustand . . . . .	76
Abb. 33:	Schema des Abluftkanals mit Gleichrichter und Meßgitter zur Luftvolumenstrommessung. . . . .	77
Abb. 34:	Faktorenmodell der Kompostierung. . . . .	81
Abb. 35:	Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist während einer Woche nach dem Aufsetzen. . . . .	92
Abb. 36:	Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist während 32 Tagen (16.01.-17.02.92). . . . .	92

Abb. 37:	Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist bei zu starker Belüftung während 10 Tagen nach dem Aufsetzen. ....	93
Abb. 38:	Absolute Masse des ein- und ausgetragenen Materials bei der Kompostierung von Rinderfestmist in drei ausgewählten Versuchen.	106
Abb. 39:	Relative Aschezunahme bei der Kompostierung von Rinderfestmist.	108
Abb. 40:	Relativer Aschegehalt der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	109
Abb. 41:	Vergleich der relativen und absoluten Zunahme des Aschegehaltes bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	110
Abb. 42:	Feuchtegehalt der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist (ausgewählte Versuche). ....	111
Abb. 43:	Kaliumgehalt (Basis Aschegehalt) ausgewählter Versuche bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	114
Abb. 44:	Phosphorgehalt (Basis Asche) in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	115
Abb. 45:	Relative Zunahme des Asche-, Phosphor- und Kaliumgehaltes in der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	116
Abb. 46:	Stickstoffgehalt (Basis Asche) in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	117
Abb. 47:	Stickstoffgehalt bezogen auf den Aschegehalt bei der Kompostierung von Rinderfestmist in ausgewählten Versuchen über einen Zeitraum von 5 bzw. 6 Wochen (Mittelwert aus je 4 Mietenbereichen). ....	118
Abb. 48:	Gehalt an Ammonium-N in der Frischsubstanz in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	119
Abb. 49:	Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist; Betrachtungszeitraum 10 Tage, V11. ....	120
Abb. 50:	Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist; Beobachtungszeitraum 23 Tage, V12. ....	121
Abb. 51:	Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist, Beobachtungszeitraum 24 Tage, V13. ....	121
Abb. 52:	Kohlenstoffgehalt in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	123
Abb. 53:	C/N-Verhältnis in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	125
Abb. 54:	Verlauf der pH-Werte bei der Kompostierung von Rinderfestmist. . .	126

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Organismen, die an der Kompostierung beteiligt sind. . . . .	20
Tab. 2:	Maximal zulässige Wassergehalte bei der Kompostierung. . . . .	25
Tab. 3:	Zeichnungslegende für Abbildung 28 . . . . .	64
Tab. 4:	Zusammensetzung von Festmist aus einem Tretmiststall. . . . .	65
Tab. 5:	Zusammensetzung der Reststoffe aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten. . . . .	66
Tab. 6:	Allgemeine Vorgaben bei der Korrelationsanalyse. . . . .	80
Tab. 7:	Allgemeine Vorgaben bei der Regressionsanalyse. . . . .	80
Tab. 8:	Versuchsplan. . . . .	82
Tab. 9:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 23.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (4 Tage nach dem Aufsetzen, Miete nur belüftet, 2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h). . . . .	85
Tab. 10:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m und 10 m. . . . .	86
Tab. 11:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 15 m und 20 m. . . . .	87
Tab. 12:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 25 m und 30 m. . . . .	88
Tab. 13:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 07.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m in der Haufwerksmitte vor und nach dem Umsetzen. . . . .	89
Tab. 14:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt) vor dem Umsetzen. . . . .	90
Tab. 15:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt) nach dem Umsetzen. . . . .	91
Tab. 16:	Temperaturverteilung im Komposthaufen am 23.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h). . . . .	94
Tab. 17:	Temperaturverteilung im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h). . . . .	95
Tab. 18:	Temperaturverteilung im Komposthaufen am 29.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h). . . . .	95
Tab. 19:	Temperaturverteilung im Komposthaufen am 01.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), ohne Belüftung seit 29.03.93. . . . .	96
Tab. 20:	Temperaturverteilung im Komposthaufen am 05.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h). . . . .	97
Tab. 21:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 23.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche. . . . .	98

Tab. 22:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 25.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche. ....	98
Tab. 23:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 29.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche. ....	99
Tab. 24:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 01.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche. ....	99
Tab. 25:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 05.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche. ....	100
Tab. 26:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 20.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche, Miete belüftet und umgesetzt (2 x/Woche). ....	100
Tab. 27:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 20.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche). ....	101
Tab. 28:	Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 20.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet (5 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche). ....	101
Tab. 29:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 22.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche, Miete belüftet und umgesetzt (2 x/Woche). ....	102
Tab. 30:	Temperaturverteilung (° C) im Komposthaufen am 22.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 15 m (Mietenteilquerschnitt wegen Meßgerätedefekt), Miete belüftet (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche). ....	102
Tab. 31:	Temperaturverteilung (° C) im Komposthaufen am 22.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet (5 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche). ....	103
Tab. 32:	Aschezunahme in der Frischmasse (= Abnahme der Frischmasse) bei der Kompostierung von Rindermist. ....	106
Tab. 33:	Massereduzierung in ausgewählten Versuchen zur Kompostierung von Rindermist. ....	107
Tab. 34:	Aschegehalt in Abhängigkeit verschiedener Zuschlagstoffe. ....	108
Tab. 35:	Trockensubstanz- bzw. Feuchtegehalt bei der Kompostierung von Rindermist. ....	111
Tab. 36:	Kaliumgehalt bei der Kompostierung von Rindermist. ....	113
Tab. 37:	Phosphorgehalt bei der Kompostierung von Rindermist. ....	115
Tab. 38:	Stickstoffgehalt bei der Kompostierung von Rindermist. ....	116
Tab. 39:	Relativer Stickstoffverlust bei der Kompostierung von Rindermist. . .	117
Tab. 40:	Gehalt an NH-Stickstoff bei der Kompostierung von Rindermist. . . .	118
Tab. 41:	Gehalt an Kohlenstoff bei der Kompostierung von Rindermist. . . . .	123
Tab. 42:	C/N-Verhältnis bei der Kompostierung von Rindermist. ....	124
Tab. 43:	pH-Wert bei der Kompostierung von Rindermist. ....	125
Tab. 44:	Korrelationen der Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials bei der Kompostierung von Rinderfestmist. ....	127

---

Tab. 45:	Korrelationen der Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials bei unterschiedlichen Bezugsgrößen und mit Rotteparametern bei der Kompostierung von Rinderfestmist. . . . .	128
Tab. 46:	Einfluß der Beimischung von Zuschlagstoffen auf Nährstoffgehalte und Rotteparameter bei der Kompostierung von Rinderfestmist. . . . .	130
Tab. 47:	Korrelation von gemessenen und berechneten Rotteparametern mit Nährstoffveränderungen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.	132
Tab. 48:	Arbeitszeitbedarf bei verschiedenem Verfahren der Kompostierung (AKh/100 m <sup>3</sup> Frischmaterial). . . . .	136
Tab. 49:	Flächenbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 1000 t Jahresdurchsatz). . . . .	138
Tab. 50:	Investitionsbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 1000 t Jahresdurchsatz). . . . .	140
Tab. 51:	Investitionsbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 3000 t Jahresdurchsatz). . . . .	142
Tab. 52:	Variable Kosten bei Kompostierung von Rindermist in der Rottezeile ( 150 m <sup>3</sup> Ausgangsmaterial je Charge, 12 Chargen/a) gegenüber herkömmlichen Stapelmistverfahren (110 m <sup>3</sup> /Monat). . . . .	142

## Verzeichnis der Abkürzungen und Einheiten

a	Jahr	m/h	Meter je Stunde
AKh/APh	Arbeitskraftstunde/ Arbeitspersonenstunde	m/s	Meter je Sekunde
AS	Asche	mg	Milligramm
C	Kohlenstoff	N	Stickstoff
CH <sub>4</sub>	Methan	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium-
C/N	Verhältnis Kohlenstoffgehalt zu Stickstoffgehalt	NH <sub>3</sub>	Ammoniak
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid	NO <sub>3</sub>	Nitrat
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid	o.g.	oben genannt
FS	Frischsubstanz	O <sub>2</sub>	Sauerstoff
GV	Großvieheinheit	org.	organisch
g/100 g AS	Gramm je 100 Gramm Aschegehalt	pH-Wert, pH	negativer dekadischer Logarithmus der Wasser- stoffionenaktivität
g/100 g FS	Gramm je 100 Gramm Frischsubstanz	P	Phosphor
g/100 g TS	Gramm je 100 Gramm Trockensubstanz	r	Korrelationskoeffizient
Gew.-%	Gewichtsprozent	R <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmaß
HWL	Reststoffe aus der Herstellung von Holzwolleleichtbauplatten	s.o.	siehe oben
HH	Holzhäckselmaterial	s.u.	siehe unten
h	Stunde	Stroh	Getreidestroh
H <sub>2</sub> S	Schwefelwasserstoff	Streu	Mähgut von Streuwiesen
i.d.R.	in der Regel	SW	Schafwolle
K	Kalium	t	Gewichtstonne
Ko	Kompost	T	Temperatur
kg	Kilogramm	TS	Trockensubstanz
kg/ha/a	Kilogramm je Hektar und Jahr	V1-V13	Versuchsnummern
l	Liter	Vol.-%	Volumenprozent
l/kg	Liter je Kilogramm	v <sub>A I</sub> , v <sub>A II</sub>	Arbeitsgeschwindigkeiten des Umsetzers
Lu	Luft	z.T.	zum Teil
m <sup>3</sup>	Kubikmeter	°C	Grad Celsius
m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h	Kubikmeter Luft je Kubikmeter Kompost und Stunde		

## 1. Einleitung und Problemstellung

Nach Erhebungen von SCHWAB et DÖHLER 1998 [139] fielen in den Jahren 1994-1997 in Deutschland jährlich rund 125-130 Mio m<sup>3</sup> Flüssigmist und etwa 44 Mio t Festmist an. Das heißt, daß Festmistverfahren im Bundesgebiet etwa ein Viertel der Tierhaltung ausmachen. In Bayern verschiebt sich das Verhältnis etwas in Richtung Flüssigmist, von dem in o.g. Zeitraum jährlich etwa 40 Mio m<sup>3</sup> als Dünger zur Verfügung standen. In Form von Festmist waren jährlich rund 11,5 Mio t, also gut ein Fünftel der gesamten Düngermenge aus der Tierhaltung, angefallen.

Trotz eines leichten Rückganges werden Festmistverfahren sicherlich auch langfristig eine ernstzunehmende Haltungsalternative darstellen. Unzweifelhaft ist, daß richtig geführte Festmistsysteme eine artgerechtere Tierhaltung ermöglichen, als dies bei den meisten Flüssigmistsystemen der Fall ist. Neben dem weichen Liegeplatz bietet Stroh eine hohe Wärmedämmung und ermöglicht so den Bau kostengünstiger Außenklimaställe. In der Schweinehaltung bietet Stroh den aktiven Tieren eine Beschäftigungsmöglichkeit. Durch die artgerechte Tierhaltung wird die langfristige Tiergesundheit und damit die Leistungsfähigkeit gefördert.

Festmistverfahren haben allerdings auch den Ruf, einen erheblich höheren Arbeitszeitaufwand sowie einen höheren Technikeinsatz zu benötigen. Betriebsspezifisch sind Einstreusysteme jedoch auch wirtschaftlich mit anderen Haltungssystemen vergleichbar (HAIDN et KRAMER 1997 [59]). Einem erhöhten Investitionsaufwand für Mechanisierungslösungen stehen Einsparungen im Bau- und Einrichtungsaufwand gegenüber (GEBBE 1992 [42]).

Die hygienischen Aspekte bei Festmistverfahren werden kontrovers diskutiert. Während in der Praxis teils die Meinung herrscht, daß im Strohlager die hygienische Situation für die Tiere ungünstiger ist, kann andererseits festgestellt werden, daß ein ausreichend häufiger Wechsel der Einstreu eher die Keimbildung und so den Krankheitsdruck vermindert. Außerdem können insbesondere in Mistmatratzen in Tretmist- und Tieflaufställen bereits Rotteprozesse entstehen, die keimhemmenden Einfluß haben. Problematisch sind allerdings Keime bzw. deren Dauerstadien, die mit dem Mist ausgebracht werden und über das Futter wieder zurück in den Stall gelangen.

Im Pflanzenbau erfordern Festmistverfahren andere Düngungsstrategien, weil das oftmals grobstrukturierte Material kaum in stehende Bestände ausgebracht werden kann. Zudem bewirkt die Bindungsform der Nährstoffe, daß diese größtenteils nicht unmittelbar der pflanzlichen Aufnahme zur Verfügung stehen.

Unzweifelhaft ist, daß es bei herkömmlichen Festmistverfahren zu einer Verschleppung von Unkrautsamen sowohl über das Futter und den Kot wie auch über die Einstreu kommt. Diese Unkrautverschleppung ist besonders stark, wenn neben Stroh auch Streu (Schnittgut von Streuwiesen) als Einstreumaterial zum Einsatz kommt.

Daneben treten bei Festmistverfahren teils erhebliche Emissionen auf. RUOFF [126] kritisiert bereits 1931, daß bei der Feucht- und Festlagerung von Festmist Stick-

stoffverluste von wenigstens 30% auftreten. ISERMANN 1988 [73] spricht bei Festmistverfahren von Verlusten zwischen 25-27% aufgrund der bei der anaeroben Gärung entstehenden Kohlenstoff- (Methan:  $\text{CH}_4$ ) und Stickstoffverbindungen (Ammoniak:  $\text{NH}_3$ ).

MEYER et STICHER 1983 [100] berichten außerdem über eine Anreicherung geruchsintensiver niederer Carbonsäuren. Während und nach der Ausbringung (großflächige Verteilung) besteht ein extrem hohes Emissionspotential für diese leichtflüchtigen Stoffe (v.a.  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$ , Stinkstoffe). In der Praxis führt dies zu den allgemein bekannten, teils erheblichen Geruchsbelästigungen.

Ein praktikabler und teils praktizierter Lösungsansatz zur Verbesserung der pflanzenbaulichen Verwertbarkeit aber auch zur Abtötung der Unkrautsamen im Bereich der Festmistkette ist die Kompostierung des Mistes. Kompostierung bewirkt einen mikrobiellen Ab- und Umbau der organischen Substanz und führt aufgrund der spezifischen Rotteprozesse zur einer Hygienisierung des Materials.

Die Kompostierung erfordert jedoch einen zusätzlichen Investitions-, Arbeits- und Verfahrensaufwand, der gemessen an den zu erwartenden Vorteilen in der Praxis sehr skeptisch betrachtet wird. Insbesondere der zusätzliche Arbeitszeitbedarf der in der Landwirtschaft gebräuchlichen Verfahren stellt vielfach eine Hemmschwelle dar. Daneben haben diese Verfahren einen hohen Flächenbedarf. Bei unzureichender Verfahrenstechnik und Prozeßführung kommt es zu erheblichen Emissionen, die neben ökologisch relevanten Umweltschäden zu einem ökonomisch relevanten Verlust an Düngemitteln führen.

Diese Problematik führte zur Aufgabenstellung, durch Entwicklung eines neuen automatisierten Verfahrens die arbeits- und betriebswirtschaftlichen Nachteile der bisherigen Praxis der Festmistkompostierung weitestgehend zu minimieren. Innerhalb dieses Verfahrens sollte der Prozeß optimiert werden, um sowohl ein pflanzenbaulich einwandfreies Düngemittel (Kompost) zu erhalten, gleichzeitig aber auch die Entstehung von Emissionen weitestgehend zu vermeiden.

Im Rahmen der folgenden Arbeit wird versucht, die Verfahrensentwicklung sowie die anschließende Optimierung anhand verschiedener Parameter aufzuzeigen. Neben der Verbesserung der biologischen Prozeßabläufe standen zunächst maschinenbauliche Veränderungen im Vordergrund. Abschließend soll eine verfahrenstechnische Einordnung in die bisherigen Verfahren die praktische Umsetzbarkeit des neuen Verfahrens beleuchten.

## 2. Stand des Wissens

Albrecht Thaer hebt bereits Anfang des 19. Jahrhunderts die Bedeutung tierischer Exkrememente für die Nährstoffversorgung im Pflanzenbau hervor und stellt Regeln zur Mistbehandlung auf, um die Nährstoffe möglichst vollständig zu erhalten (THAER 1807, 1809, 1839 [143, 144, 145]).

Die Nährstoffversorgung im Pflanzenbau kann heute durch Mineral- und Handelsdünger problemlos sichergestellt werden. Gerade den festen organischen Düngern werden darüber hinaus jedoch noch andere Eigenschaften zugeschrieben:

- Zufuhr von Nährstoffen und organischer Substanz (KROMER et RELOE 1992 [86], KLAPP 1954, 1958 [81, 82])
- Bodenverbesserung und Bodenschutz (KROMER et RELOE 1992 [86], KLAPP 1954 [81])
- Verminderung der Erosion und Verschlammungsneigung (LÖBBERT et RELOE 1991 [93])
- Phytosanitäre Wirkung bei Anwendung von Kompost und Kompostextrakten (DITTMER et al. 1990 [27])
- Verbesserung der Pflanzenqualität (MEIER-PLOEGER et al. 1989 [98]).

Darüber hinaus erbrachte die Anwendung von Festmist und Kompost, z.T. in Kombination mit mineralischen Düngern, in mehreren Versuchen einen deutlichen Mehrertrag von 4-20% gegenüber der reinen mineralischen Düngung, die als Sonderwirkung beschrieben wird (ASMUS 1992 [1], GUTSER 1992 [55], GUTSER et al. 1992 [56]).

Durch die Ausbringung wenig verrotteten, faulenden Stalldunges kann es nach FRANZ 1954 [39] zu einer Bodenschädigung durch Vertorfung des tief eingepflügten Düngers kommen. Auch andere Autoren lehnen die sog. konservierende anaerobe Mistbehandlung ab, weil sie zu keiner eigentlichen Bodenbildung durch Humusvermehrung führt (KÜHNELT 1950 [90] und NOVÁK 1971 [110]).

ROHDE 1956 [124] beschreibt eine mikrobielle Stickstoff- und auch eine Mineralstofffestlegung im Boden bei Frischmistanwendung, die Förderung des Unkrautbesatzes durch Ausbringung keimfähiger Samen sowie eine Keimhemmung durch die Zufuhr unzersetzter organischer Substanz.

Ausgehend vom Vorbild der Natur fordert ROHDE 1956 [124] die aerobe Verrottung organischer Reststoffe im Rahmen der Kompostierung.

### 2.1 Grundlagen der Kompostierung

Noch Anfang des 20. Jahrhunderts bezweifelten eine Reihe von Wissenschaftlern die ursächliche Beteiligung von Mikroorganismen an Zersetzungsprozessen in organischer Substanz (NIESE 1959 [107]). In der heutigen Zeit besteht kein Zweifel mehr an der Bedeutung von Mikroorganismen bei Zersetzungsprozessen, wenn auch nach wie vor nicht alle Einzelheiten bekannt sind (NIESE 1978 [108], GLATHE et al. 1985 [45]). Allerdings ist bekannt, daß die Kompostierung verschiedener organischer Materialien

nach demselben Prinzip verläuft, d.h. daß sich die Festmistkompostierung nicht grundsätzlich von anderen Kompostierungsformen unterscheidet. Zur Unterstützung der mikrobiellen Prozesse müssen verschiedene Rahmenparameter eingehalten und abhängig vom jeweiligen Material besonders beachtet werden.

### 2.1.1 Mikrobiologie der Kompostierung

Eine genaue Definition der an der Kompostierung beteiligten Mikroorganismen sowie die Quantifizierung deren mikrobieller Arbeit ist nach Aussagen verschiedener Autoren nicht möglich (GOLUEKE 1975 [47], NIESE 1978 [108], BOCKEMÜHL 1981 [11]). Die Gründe liegen in den ständig wechselnden mikro- und makroskopischen Umweltbedingungen.

GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53] geben mehrere Vertretergruppen der Mikro- wie auch der Makroflora und -fauna an, die bei der Kompostierung beteiligt sind (Tabelle 1).

Tab. 1: Organismen, die an der Kompostierung beteiligt sind (GRAY ET BIDDLESTONE 1973 [53]).

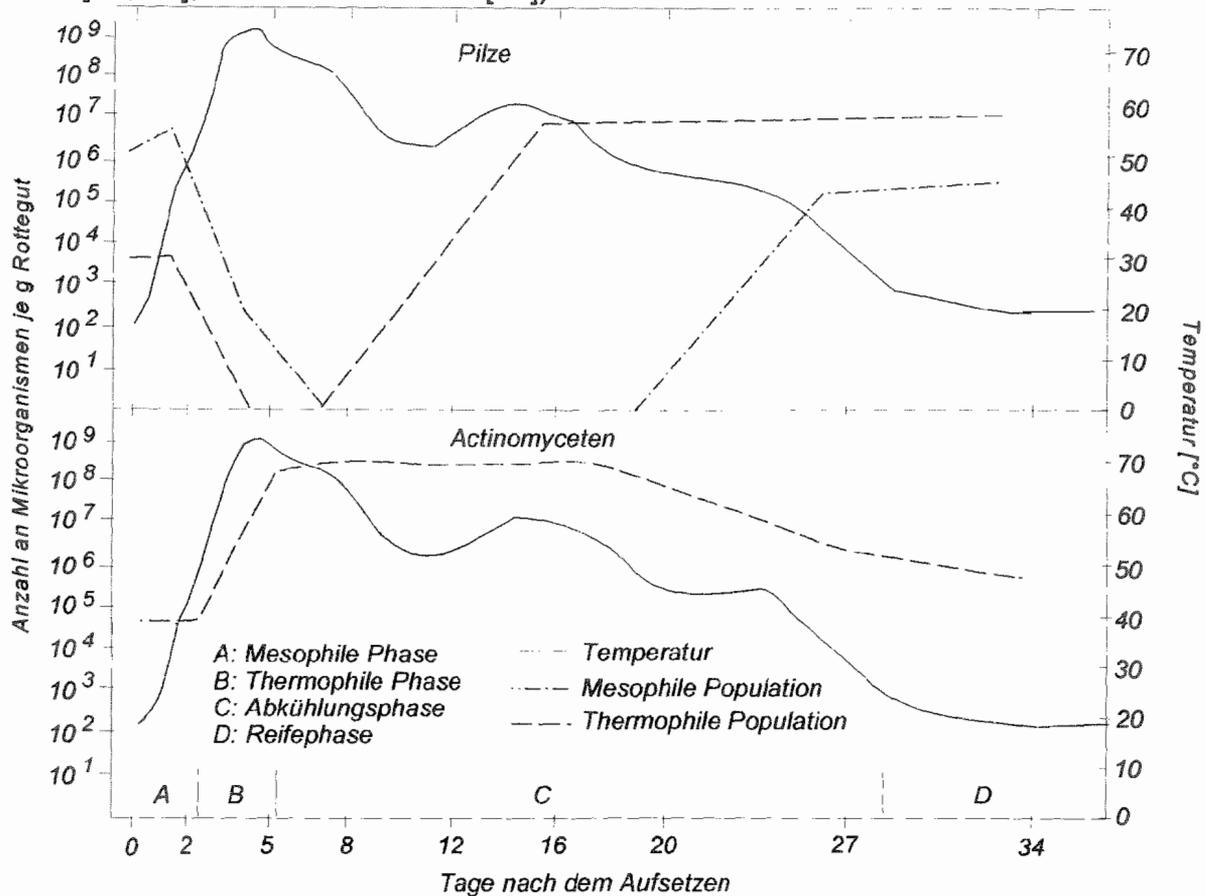
Mikroflora	Bakterien, Aktinomycceten, Pilze, Algen, Viren
Mikrofauna	Protozoen
Makroflora	Pilze
Makrofauna	Nematoden, Ameisen, Springschwänze, Tausendfüßler, Würmer

Makroorganismen sind bei der Kompostierung von untergeordneter Bedeutung. Sie treten i.d.R. erst gegen Ende des Prozesses in Erscheinung (GLATHE et al. 1985 [45]). Vor allem die Vertreter der Mikroflora nehmen die verfügbaren Bestandteile der organischen Masse auf (niedermolekulare Verbindungen) und nutzen sie zur Energiegewinnung und zum Aufbau von Körpereiweiß. Höhermolekulare Strukturen, die durch die Zellmembran der Mikroorganismen nicht diffundieren können, werden durch Enzyme zu kurzkettigen Verbindungen hydrolysiert. Diese Enzyme können nur wenige der Mikroorganismen absondern, die entstehenden Nährstoffe sind allen verfügbar (GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53], GLATHE et al. 1985 [45]).

Der Abbau der organischen Substanz durch Mikroben bei der Kompostierung ist ein exothermer Prozeß (HAUG 1979 [60], FINSTEIN et al. 1977 [36]). Ähnlich der Selbsterhitzung von Heu (MIEHE 1938 [101], NIESE 1956 [107]) kommt es zu einer Erwärmung des Haufwerks. Diese Erwärmung ist direkt proportional zur mikrobiellen Aktivität und läßt daher Rückschlüsse auf deren Intensität zu (GRAY et al. 1971 [52], MCKINLEY et al. 1985 [97], NAKASAKI et al. 1985 [105; 106], KRAUß et al. 1992 [85]).

In Anlehnung an die Temperaturentwicklung wird der Kompostierungsverlauf grob charakterisiert (POINCELOT 1972 [112], GOTTSCHALL 1988 [49]). Die Gesamtheit der einzelnen Abläufe stellt eine Kette biologischer Reaktionen dar, die zum Teil ineinander übergreifen und nicht eindeutig abgegrenzt werden können (Abbildung 1; GRAY et al.

1971 [51, 52]; GLATHE et al. 1985 [45]).



**Abb. 1:** Phasen der Kompostierung, Veränderung der Population der aktiven Mikroorganismen (nach GRAY et al. 1971 [51]).

Am Anfang steht eine mesophile Phase A, die in eine thermophile Phase B übergeht. Nach Abbau der leicht verfügbaren Nährstoffe kommt es zur Abkühlungsphase C und schließlich zur Reifephase D, in deren Verlauf organische Humusverbindungen aufgebaut werden.

Die Vertreter der Mikroflora bei der Kompostierung werden von GLATHE et al. 1985 [45] nach ihren Temperaturoptima gegliedert in Psychrotolerante (0 - 30 °C), Mesophile (10-45 °C) und Thermophile (25 - 80 °C). Während des Rotteverlaufs sind die einzelnen Mikrobenarten in unterschiedlicher Anzahl vertreten (POINCELOT (1975) [114], GRAY et al. 1971 [51], Anhang, Tabelle 53).

Psychrotolerante sind lediglich in der ersten Startphase sowie ggf. in der Reifephase von Bedeutung. Zunächst sind hauptsächlich mesophile Pilze und Bakterien (Kokken, Stäbchen und Spirillen) beteiligt (GOLUEKE 1975 [47]). Deren aktive Phase ist recht kurz, sie verbrauchen vor allem schnell verfügbare Kohlenstoffe und Proteine. Durch die rasche Vermehrung kommt es zu einem schnellen Temperaturanstieg. Sie benötigen relativ viel Feuchtigkeit, lediglich Endosporen überstehen größere Hitze und Trockenheit.

Wenn die Temperatur über 40 °C steigt, werden sie durch thermophile Bakterien,

Actinomyceten und Pilze ersetzt. Die thermophilen Bakterien zersetzen zunächst die leichter angreifbaren Kohlenstoffverbindungen im Kompost. Sie greifen auch Fette und Hemizellulosen an, nicht jedoch Zellulose und Lignin. Die thermophilen Bakterien und Pilze leisten die meiste Abbauarbeit. Ihr Temperaturoptimum liegt bei 45-50 °C (GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53], SCHUCHARDT 1988 [135]). Zellulose wird hauptsächlich von thermophilen Pilzen abgebaut. Sie sind in einem Temperaturbereich von 40-60 °C aktiv und sterben bei höheren Temperaturen ab.

Bei Temperaturen über 60-70 °C verwerten thermophile Actinomyceten vor allem Hemizellulose, zum Teil auch Zellulose (GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53], MIEHE 1930 [101]). Über 70 °C finden sich noch einige sporenbildende Bakterien (POINCELOT 1975 [112]).

NIESE 1978 [108] sieht die Optima der Mesophilen bei 40-45 °C, die der Thermophilen bei 50-60 °C. Über 65 °C konnte er neben Actinomyceten auch noch eine Reihe von Bakterien (z.B. *Bac. stearotherophilus*) isolieren. Er beschreibt mehrere Phasen, in denen der Temperaturanstieg verzögert war und führt dies darauf zurück, daß die Temperaturoptima der einzelnen Arten nicht fließend ineinander übergehen.

Der Ligninabbau geht sehr langsam vor sich und wird von Pilzen bei Temperaturen unter 50 °C während der Abkühlungsphase durchgeführt (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

## 2.1.2 Bedeutung chemischer und physikalischer Faktoren

Die Grundvoraussetzung für einen effektiven Ablauf biologischer Abbauvorgänge ist eine weitgehende Optimierung der Rahmenbedingungen. Die chemischen und physikalischen Parameter beeinflussen den Rotteverlauf und charakterisieren ihn andererseits gleichzeitig. Zwischen diesen Parametern bestehen teils komplexe Wechselwirkungen. Folgende Faktoren sind von Bedeutung (GLATHE et al. 1985 [45], POINCELOT 1972 [112], GOLUEKE 1975 [47]):

- Sauerstoff-/Kohlendioxidgehalt
- Temperatur
- Nährstoffverfügbarkeit
- Wasser-/Trockensubstanzgehalt
- pH-Wert
- Nährstoffzusammensetzung

### 2.1.2.1 Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt

Das ständige Vorhandensein von Sauerstoff stellt eine Lebensgrundlage für die aeroben Mikroorganismen bei der Kompostierung dar (vgl. 2.1.1). Dieser Sauerstoff wird während der mikrobiellen Aktivität zu Kohlendioxid veratmet. Nach KIRCHGESSNER (1987 [78]) wird im selben Maße, wie Sauerstoff von aeroben Organismen verbraucht wird, auch Kohlendioxid freigesetzt. Dies bedeutet, wenn die Konzentration eines der beiden Parameter bekannt ist, kann die Konzentration des anderen berechnet werden (Sauerstoffgehalt normaler Umgebungsluft ~ 21%, Kohlendioxidgehalt < 0,1%):

$$y = 21 - x \quad (1)$$

Hohe CO<sub>2</sub>-Konzentrationen sind - unter grundsätzlich aeroben Bedingungen - ein Zeichen hoher mikrobieller Aktivität. Zur Aufrechterhaltung des Prozesses muß jedoch ständig Sauerstoff nachgeliefert und das entstandene Kohlendioxid abtransportiert werden. Kohlendioxidkonzentrationen von über 21% lassen auf CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus anaeroben Prozessen schließen und weisen damit auf mangelhafte Sauerstoffversorgung hin (HELM 1995 [64]).

In einer Reihe von Untersuchungen wurde die Menge an Sauerstoff gemessen, die in einer bestimmten Zeiteinheit von einem Gramm organischer Masse veratmet wird (vgl. z.B. POINCELOT 1972, 1974 [112, 113]). SCHUCHARDT 1977 [133] fand eine direkte Abhängigkeit zwischen der im Haufwerk erreichten Temperatur, d. h. der Intensität der Rotte, und der Menge an verbrauchtem Sauerstoff. Er stellte selbst bei Sauerstoffkonzentrationen von nur 3,0% in der Abluft organoleptisch keine Fäulnis fest. CHROMETZKA 1968 [18] untersuchte den Sauerstoffverbrauch während der Rotte verschiedener Müllkomposte. Dabei zeigte sich, daß zu Rottebeginn der Sauerstoffbedarf noch sehr gering war. Im Rotteverlauf stieg der Sauerstoffverbrauch stark an, erreichte nach vier Wochen ein Maximum, um anschließend wieder zu sinken. Aufgrund der fehlenden Aussagen über die Form und Güte der verwendeten Verfahrenstechnik kann der von ihm gemessene zeitliche Verlauf nicht als allgemeingültig betrachtet werden.

DE BERTOLDI 1982 [8] fand die höchsten CO<sub>2</sub>-Gehalte fünf Tage nach dem Aufsetzen der Mieten. CERNY 1979 [16] stellt fest, daß für Schimmelpilze dann ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, wenn in Gegenwart von Kohlendioxid dessen Konzentration nicht unter 3 Vol.-% absinkt.

Die erforderliche Luftmenge für die Belüftung beträgt nach Autorenangaben (s. Anhang, Tabelle 54) zwischen 7 l/kg OS/h (IBRAHIM 1968 [72]) und 77 l/kg OS/h (GRAY et al. 1971 [52]). Dies ist mit einem erheblichen Energieaufwand verbunden. Eine pauschale Angabe ist hier nicht möglich, da abhängig vom Verfahren und der Mietenstruktur starke Strömungsverluste auftreten können. Eine Aufstellung diverser Arbeiten zum Sauerstoffbedarf und zu Belüftungsraten bei der Kompostierung zeigt Tabelle 54 im Anhang.

### 2.1.2.2 Wasser- bzw. Trockensubstanzgehalt

Mikroorganismen können ihre Nährstoffe nur in gelöster Form aufnehmen (GLATHE et al. 1985 [45]). Wasser spielt eine entscheidende Rolle bei der Kompostierung als Träger von Nährstoffen wie auch beim Abtransport von Stoffwechselprodukten (GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53]). Auch der Sauerstoff wird von den Mikroorganismen nach der Diffusion in die feuchte Phase aufgenommen (REHM 1971 [117]; POINCELOT 1972 [112]).

Mikrobielle Umsetzprozesse finden bei einem Feuchtegehalt zwischen 30-70% statt (KOST 1987 [84]). Bei weniger als 40% Feuchte wird der Prozeß verlangsamt, unter ca. 30% verhindert der Wassermangel die mikrobielle Aktivität nahezu vollständig (POINCELOT 1975 [114], GRAY et BIDDLESTONE [53]).

MIEHE 1930 [154] spricht davon, daß Zersetzungsprozesse in organischer Substanz erst bei Feuchtegehalten von weniger als 15% praktisch ausgeschlossen werden können.

Grundlage der mikrobiellen Aktivität sei nicht allein der relative Feuchtegehalt des Materials, sondern vielmehr die relative Dampfsättigung der Atmosphäre im Material. Die Dampfsättigung wiederum hängt entscheidend vom Wasserhaltevermögen des Materials ab. Mikrobielle Aktivität beginnt nach MIEHE 1930 [154] oberhalb einer Dampfspannung von 87%, was bei einer Feuchte der organischen Substanz von 15 % erreicht sei. Dieser Wert gilt auch heutzutage in der Praxis als Grenzwert für die Lagerstabilität von Getreide.

Bei extrem hohen Feuchtegehalten treten demgegenüber anaerobe Verhältnisse auf (POINCELOT 1975 [114]). Es kommt damit zu grundsätzlich anderen Abbau- und Stoffwechselfvorgängen. Dabei werden eine Reihe von unerwünschten Stoffwechselprodukten gebildet (Methan, Ammoniak, Geruchsstoffe), die nicht nur umweltbelästigend, sondern vielfach umweltschädigend sind (BUJSMAN et al. 1987 [15], KRAUß et al. 1992 [85], POINCELOT 1975 [114], WOOD 1938 [157], vgl. auch Kap. 2.1.3).

In der Literatur werden meist Werte zwischen den Extrema von ca. 30-80% Feuchtegehalt angegeben (SCHUCHARDT 1977 [133]). Viele Autoren fordern Werte um 50-60% Feuchte (vgl. SCHINDLAUER 1990 [130], POINCELOT 1975 [114]). GRAY et al. 1971 [52] und BIDLINGMAIER 1983 [9] sehen in der thermophilen Phase 50-60% Wassergehalt als optimal an, GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53] hingegen erlauben bei der Reaktorkompostierung bis zu 70% Feuchte.

Für die Kompostierung von Rindermist liegt der optimale Feuchtegehalt nach GOTTSCHALL 1988 [49] bei 55-70%. SCHUCHARDT 1987 [134] gibt für die Kompostierung von Festmist in unbelüfteten Mieten einen optimalen Wassergehalt von 70-80% an. Den selben Wert empfehlen auch BAADER et al. 1975 [3] für die Kompostierung von Feststoffen aus der Gülleseparierung. ATZKERN 1990 [2] arbeitete bei der Festmistkompostierung mit Ausgangsfeuchtegehalten zwischen 76-82% und beobachtete dabei einen erheblichen Sickerwasseranfall. KACK 1996 [75] erreichte bei der Feststoffkompostierung mit Ausgangsfeuchten um 75% keine Erhöhung sondern eine Reduzierung des Trockensubstanzgehaltes.

Nach GOLUEKE 1975 [47] ist ein theoretischer Feuchtegehalt von nahezu 100% denkbar, vorausgesetzt das Material wird ausreichend mit Sauerstoff versorgt (vgl. Güllebelüftung, EVANS et. al. 1986 [31]). GOLUEKE 1975 [47] definiert aus der Erkenntnis über die Materialstruktur verschiedener Substrate heraus die jeweils zulässigen Wassergehalte (Tabelle 2).

**Tab. 2: Maximal zulässige Wassergehalte bei der Kompostierung (nach GOLUEKE 1975 [47]).**

Material	Wassergehalt (%)
Stroh	75-85
Holzabfälle, Sägemehl	75-90
Papier	55-65
"Nasse" Abfälle (Gemüserüstabfälle)	50-55
Hausmüll, Rasenschnitt, Küchenabfälle	55-65
Mist (ohne Einstreu)	55-65

Der Feuchtegehalt sollte gegen Ende der Kompostierung abnehmen und in der Reifephase noch 40% betragen (FRICKE 1988 [41]). Dadurch wird das Substrat lagerstabil.

### 2.1.2.3 Struktur des Komposthaufens

Eine Reihe von Autoren (BIDLINGMAIER 1983 [9], POINCELOT 1972 [114], SCHINDLAUER 1990 [130], SCHUCHARDT 1977 [133]) weisen auf die Beziehung zwischen Wassergehalt und Porenverteilung hin. Letztere wird bestimmt durch die Struktur des Haufwerks, d. h. die "Art der räumlichen Anordnung der festen Bestandteile" (SCHUCHARDT 1977 [133]).

Feinporen füllen sich in der Regel mit Wasser, während Grobporen Luft enthalten. Bei zu hohem Wasseranteil und zu feiner Porenverteilung wird die Luft und damit der Sauerstoff aus dem Haufwerk verdrängt. Erst ab einer gewissen Porengröße wird Wasser nicht mehr durch Kapillarkräfte gehalten und tritt aus. Dies bedeutet, daß bei einem hohen Grobporenanteil an den Partikeloberflächen zwar genügend Wasser gehalten werden kann, wegen der aufgelockerten Struktur jedoch auch genügend Sauerstoff vorhanden ist. GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53] sprechen davon, daß sehr strukturreiches Material auch bei einer Ausgangsfeuchte von 85% noch kompostiert werden kann. POINCELOT 1972 [112] sieht schon bei Feuchtegehalten von über 60% die Gefahr der Anaerobie gegeben.

Neben der primären Wasser- und Sauerstoffversorgung ist aber der mittel- und langfristige Gasaustausch in der Miete entscheidend. Dies bedeutet, daß die bei der Veratmung organischer Substanz entstehenden Stoffwechselprodukte Wasserdampf und Kohlendioxid abgeführt und Frischluft herangeführt werden muß. In technisch nicht weiter unterstützten Systemen kommt es durch die in der Miete entstehenden Temperaturen (vgl. Kap. 2.1.1) zu einer Erwärmung der Mietenluft. In der Miete kommt eine Luftströmung selbsttätig in Gang, wobei die warme Mietenluft aufsteigt und von unten und der Seite Frischluft nachgesaugt wird, sofern die Möglichkeit dazu besteht (RELOE 1993 [121], HELM 1995 [64]). Die Frischluftzufuhr funktioniert umso besser, je kleiner das Mietenvolumen und je grober gleichzeitig die Mietenstruktur ist. Die kühle

Frischlufte wiederum muß sich erst erwärmen und kühlt damit gleichzeitig das Haufwerk ab (SCHULZE 1960 [137]). Im Idealfall herrscht ein Gleichgewicht zwischen Wärmenachlieferung aus der Miete und Abkühlung durch die zugeführte Frischlufte. Die Höhe des Gasaustausches wird durch die Haufwerksstruktur und damit den Anteil an Grobporen bestimmt. Je leichter die Luft durch die Miete strömen kann, umso intensiver wird der Gasaustausch und damit die Rotte. Im ungünstigen Fall (z.B. bei zu kalter Luft) kann es aber auch zu einer Abkühlung des Haufwerks und damit zu einem teilweisen oder vollständigen Erliegen der Rotte kommen, vor allem, wenn durch äußere Einflüsse (Witterung) die Konvektion zu stark erhöht wird (SCHUCHARDT 1990 [136], RELOE 1993 [121], HELM 1995 [64]).

Demgegenüber bremsen hohe Strömungswiderstände aufgrund kleiner Poren und langer Wege die Durchlüftungsrate. Dabei besteht eine eindeutige Wechselwirkung zwischen der Größe des Haufwerks, dem Anteil stabiler Strukturträger und dem Anteil großer Poren. Je höher der Eigendruck einer Miete ist, umso schlechter wird der Gasaustausch vor allem in den unteren Mietenregionen (BIDLINGMAIER 1983 [9]).

Der Anteil des Luftporenvolumens sollte nach BIDLINGMAIER 1983 [9] 30% nicht unterschreiten. SCHUCHARDT 1988 [135] gibt einen kritischen Bereich von 30-50% an. Ein Indikator für die Porenverteilung ist das Volumengewicht. Ein hohes Volumengewicht signalisiert das Fehlen luftführender Grobporen (BIDLINGMAIER 1983 [9], KEHRES 1991 [76]). Die Folge ist Sauerstoffmangel und Anaerobie, aus der verstärkte Emissionen von Geruchsstoffen und klimarelevanten Gasen resultieren (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

Mit zunehmender Größe einer Miete verringert sich das Verhältnis "Oberfläche : Volumen". Zudem wird die Entfernung von der Oberfläche zum Mietenkern größer. Dadurch verschlechtert sich auch der Gasaustausch vor allem im Mietenkern (GLATHE 1985 [43]). Die erforderlichen aeroben Verhältnisse können sich nicht einstellen, es kommt zu einem Erliegen des eigentlichen Kompostierungsprozesses in den tieferen Schichten des Haufwerks.

Daraus wird deutlich, daß eine sehr enge Wechselbeziehung zwischen Mietengröße, Mietenstruktur und Mietendurchlüftung besteht. Bis zu einer gewissen physikalisch vorgegebenen Größe kann ein Gasaustausch in Kompostmieten durch entsprechende Strukturträger gewährleistet werden. Bei intensiver Rotte wird aber ein Großteil des nachgelieferten Sauerstoffes bereits in den Mietenrandschichten verbraucht. Zudem bewirkt die Rotte einen Abbau der Strukturträger, der Anteil an Grobporen sinkt.

Demgegenüber beeinflußt auch der Zerkleinerungsgrad des Materials die Rotteintensität. Sowohl BAADER et al. 1975 [3] als auch MATTHIAS 1992 [95] fanden, daß mit zunehmendem Zerkleinerungsgrad die Rotteintensität steigt, solange der Gasaustausch noch gewährleistet ist. Die unterste Grenze liegt nach MATTHIAS 1992 [95] bei 2,5 mm Partikelgröße.

MEYER et STICHER 1983 [100] untersuchten den Einfluß des Zerkleinerungsgrades von Stroh auf die Kompostierung und stellten fest, daß eine feinere Zermahlung die organische Stickstofffixierung förderte. Später kam es durch die mangelnde Struktur zu anaeroben Verhältnissen und zu erneuten Stickstoffverlusten.

Um diesem Problem Rechnung zu tragen, ist der Einsatz geeigneter Techniken zur Verbesserung des Gasaustausches v. a. in größeren Mieten, sowie zur Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung einer ausreichenden Mietenstruktur erforderlich.

#### 2.1.2.4 Temperatur bei der Kompostierung

Setzt man optimale Rahmenbedingungen voraus, ist die Haufwerkstemperatur im wesentlichen abhängig vom Rottestadium (POINCELOT 1975 [114], HONG et al. 1983 [68]). Die Temperatur ist dabei Indikator der mikrobiellen Aktivität.

Der Temperaturverlauf bei der Kompostierung wird im allgemeinen vereinfacht dargestellt als stetige Kurve (vgl. Abbildung 1) an einem Mietenpunkt. Allerdings ist dabei zu beachten, daß an den Grenzflächen der Kompostmieten i.d.R. grundsätzlich andere Temperaturen vorliegen als im Haufwerk. Dies ergibt eine typische Temperaturverteilung in der Miete mit hohen Temperaturen im Mietenkern und einem deutlichen Temperaturgefälle in den Randzonen (FINSTEIN et al. 1977 [36], RELOE 1993 [121]). Dies deutet bereits darauf hin, daß die Mientemperatur auch durch das Oberflächen-Volumenverhältnis beeinflusst wird (GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53]).

Die optimale Abbaurrate liegt nach SIKORA et SOWERS (1985) [140] bei Temperaturen von 55 °C vor, wie in Gefäßversuchen ermittelt wurde. NIESE et NEUMAYER-SEEKATZ 1979 [109] fanden bei Temperaturen unter 65 °C einen starken Cellulose-Abbau. BEI KUTER et al. 1985 [91] war die höchste Aktivität bei Temperaturen unter 60 °C und gleichzeitig hoher Luftrate aufgetreten.

Die Haufwerkstemperatur ist maßgebend für die Zusammensetzung der Mikrobenpopulation. Insbesondere die Einwirkung hoher Temperaturen auf Schadorganismen ist von entscheidender Bedeutung (vgl. hierzu Kap. 2.1.3). Gleichzeitig schädigen Temperaturen > 60 °C aber auch die nützliche Mikroflora (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

Während der für sie jeweils ungünstigen Temperaturstadien überdauert ein Teil der Mikroorganismen in den äußeren Schichten (CHANG et HUDSON 1967 [17]). Nach Temperaturabfall kommt es dann zu einer erneuten Bevölkering des gesamten Haufwerks, was durch ein regelmäßiges Umsetzen und die damit verbundene Homogenisierung gefördert wird (SCHUCHARDT 1990 [136]).

#### 2.1.2.5 Nährstoffzusammensetzung und -verfügbarkeit

Die Zusammensetzung der Inhaltstoffe im Rottegut hat entscheidenden Einfluß auf die Nahrungsversorgung der beteiligten Mikroben. Dadurch ist sie mit ausschlaggebend für die Höhe der mikrobiellen Aktivität (RELOE 1993 [121]). Ein Hauptbestandteil organischer Masse ist Kohlenstoff. Er ist für die Mikroorganismen ein wichtiger Zellbaustein und ermöglicht gleichzeitig den Aufbau der Protoplasten. Über den Citrat-Zyklus dient Kohlenstoff in Glucose-Verbindungen als wichtigster Energieträger (z.B. KIRCHGESSNER 1987 [78]). Bei der Veratmung von Kohlenstoff in Anwesenheit von

Sauerstoff wird über mehrere Zwischenstufen Kohlendioxid und Wasser gebildet. Gleichzeitig wird Energie frei, die zum Teil ungenutzt als Wärme verlorengeht.

Neben Kohlenstoff ist Stickstoff der wichtigste Makronährstoff. Dieser Stickstoff ist organisch in Eiweißverbindungen gebunden und wird beim Abbau als Ammonium freigesetzt (HANSEN et al. 1990 [58]).

Mit zunehmender Kompostreife erhöht sich der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs (REINHOLD 1938 [118]). Reifer Kompost hat einen sehr geringen Ammoniumgehalt, der Nitratgehalt ist gegenüber dem Ausgangsmaterial höher.

Neben dem Gehalt des Rottesubstrates an Kohlenstoff und Stickstoff ist das Verhältnis der Komponenten zueinander von Bedeutung. Die organische Substanz der Mikroorganismen weist ein C/N-Verhältnis von 5-7:1 auf. Um diese organische Masse zu synthetisieren, wird die selbe Menge Kohlenstoff als Energielieferant verbraucht (RELOE 1993 [121]).

Die höchste Rotteintensität, gemessen an der Abbaurate von Cellulose, fand BIDLINGMAIER (1992) [10] bei einem C/N-Verhältnis von 20:1. SAUERLANDT et MÜLLER (1962) [129] stellen fest, daß bei der Kompostierung das C/N-Verhältnis stetig eingeengt wird, und daß bei einem C/N-Verhältnis von 10:1 die Rotte abgeschlossen ist. GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50] fordern ein Ausgangs-C/N-Verhältnis von 30:1, um die N-Verluste zu minimieren. Nicht allein das Vorhandensein, sondern auch die Verfügbarkeit o.g. Nährstoffe ist für den Rotteprozeß von Bedeutung. Ist die Verfügbarkeit von Kohlenstoff und Stickstoff nicht ausgeglichen, kommt es zu suboptimalen Rottebedingungen und zu erhöhten Emissionen der im Überschuß vorhandenen Fraktion (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

Weiterhin benötigen die Mikroben für Ihre Aktivität noch andere Mineralstoffe, wie Phosphor, Kalium, Magnesium und Calcium. GOLUEKE 1975 [47] fand, daß eine Zugabe dieser Elemente zur Rotteoptimierung nicht erforderlich war. Somit ist davon auszugehen, daß unter normalen Bedingungen diese Nährstoffe ausreichend vorhanden sind.

#### 2.1.2.6 pH-Wert

Die Aktivität von Mikroorganismen wird sowohl von der Temperatur als auch vom pH-Wert beeinflusst (KNÖSEL et RESZ 1973 [83]). Das Optimum liegt für die meisten Bakterien bei pH 6,0-7,5 und für Pilze bei pH 5,5-8,0 (GOLUEKE 1975 [47]). In den Untersuchungen von KUBOTA et NAGASAKI 1991 [89] zeigten sich optimale Rottebedingungen unterhalb pH 7,0. Bei pH-Werten unter 5 ist aber eine deutliche Reduzierung der Umsetzprozesse (WILEY 1956 [149]) festzustellen.

Ein niedriger pH-Wert ist ein Anzeichen für das Vorhandensein leichtflüchtiger kurzkettiger organischer Säuren (HAYS 1973 [62]) und ist damit ein Indikator von Anaerobie nicht optimaler Rottebedingungen (BIDLINGMAIER 1983 [9]).

Nach GRAY et al. 1971 [52] kommt es bei der Kompostierung zunächst zu einem

leichten Absinken des pH-Wertes durch die Freisetzung organischer Säuren beim Abbau organischer Substanz. FARKASDI 1966 [33] leitet daraus ab, daß die pH-Veränderung zu Beginn der Rotte als Indikator für den einsetzenden Prozeß gewertet werden kann. Die im weiteren Verlauf der Rotte vorherrschende thermophile Mikroflora verwertet diese Säuren wieder, so daß der pH-Wert auf 8-8,5 ansteigt, (GRAY et al. 1971 [52], JERIS et REGAN 1973 [74]). Anschließend bleibt der pH-Wert weitgehend konstant, sinkt erst in der Reifephase durch die Bildung von Huminsäuren wieder ab und kann Werte unter 7 erreichen.

### 2.1.3 Auswirkungen der Kompostierung auf Schaderreger (Hygienisierung)

Hohe Temperaturen bei der Kompostierung führen zur Abtötung von enthaltenen Mikro- und Makroorganismen sowie zur Abtötung von Unkrautsamen (RELOE 1993 [121]).

Nach STRAUCH 1994 [142] ist die Einwirkung hoher Temperaturen über einen längeren Zeitraum erforderlich, um eine ausreichende Hygienisierung des Materials zu erreichen, so z.B. die Einwirkung von mindestens 55 °C über 14 Tage.

RÜPRICH et STRAUCH 1984 [127] fanden neben der Temperatur einen Einfluß des pH-Wertes. STRAUCH et al. 1994 [142] sehen in toxischen Zersetzungsprodukten, z.B. antibiotikaähnlichen Hemmstoffen, die Ursache für die Abtötung von Salmonellen im Kompost, trotz unzureichender Temperaturen.

Die Abtötung von Nematoden bei der Kompostierung von Rübenanhängerde ist nach SCHLANG 1993 [131] auf das Einwirken von Abbauprodukten wie Schwefelwasserstoff, Methan und Ammoniak zurückzuführen. Diese Produkte sollten bei einer aeroben Kompostierung eigentlich nicht entstehen, da sie Indikatoren anaerober Gärung sind (z.B. BIDLINGMAIER 1983 [9]).

## 2.2 Emissionen bei der Kompostierung

Durch aerobe mikrobielle Aktivität kommt es in organischer Substanz zu stofflichen Veränderungen. Dabei werden hochmolekulare Verbindungen in Einzelbestandteile zerlegt. Diese Abbauprodukte liegen in gasförmiger oder gelöster Form vor. In der Folge kann es zu Emissionen unterschiedlicher Stoffe durch Ausgasung und Auswaschung kommen. Diese Emissionen führen immer zu einem Stoffverlust, der sowohl ökologisch wie auch ökonomisch unterschiedlich bewertet werden muß.

Reine Kohlenstoffverbindungen werden unter aeroben Bedingungen zu Kohlendioxid und Wasser abgebaut, wobei letzteres sowohl flüssig als auch dampfförmig vorkommt.

Viele organische Reststoffe enthalten weitere Bestandteile, hauptsächlich Stickstoff. Beim mikrobiellen Abbau dieser Proteine kommt es zunächst zur Freisetzung von Kohlendioxid und Energie, dabei entstehen komplexe Aminverbindungen und andere Produkte (HANSEN et al. 1990 [58]). Diese Aminokomplexe können entweder direkt dem Aufbau von Mikrobenmasse dienen und so in den Eiweißpool zurückgeführt werden. Der andere Weg geht in Richtung eines weiteren Abbaues zu einfacheren Bausteinen,

u. a. auch zu Ammonium und Ammoniak.

Andere Bestandteile organischer Substanz führen beim Abbau zur Entstehung organischer Säuren, die oftmals Quelle von Geruchsemissionen sind.

Je nach Aggregatzustand der entstehenden Produkte bzw. ihrer Löslichkeit treten Emissionen gasförmig, flüssig oder fest auf.

Während der Kompostierung treten feste und flüssige Stickstoffemissionen nur bei unzureichender Verfahrenstechnik auf. Verluste in fester Form sind bei ungeschützter, offener Mietenkompostierung durch starke Wind- und Wassererosion möglich (BERNER 1990 [7]).

Flüssige Emissionen entstehen, wenn es zu einem Austritt von Sickerwasser bei sehr hoher Mietenfeuchtigkeit oder zur Auswaschung durch Niederschläge kommt (BERNER 1990 [7], WILLING et DEWES 1993 [151], KLAGES-HABERKERN 1994 [80]). Neben Stickstoff wird vor allem Kalium ausgewaschen. Dadurch kommt es einerseits auf unbefestigtem Boden zu einem Nährstoffeintrag in den Bereich unter den Mieten bzw. Lagerstätten. Auf befestigtem oder verdichtetem Boden wird das Material abgeschwemmt und kann so in das Grundwasser gelangen. BERNER 1986 [6] sowie WILLING et DEWES 1993 [151] fanden, daß durch Verstopfung der Poren unter Mieten der direkte Nährstoffeintrag begrenzt wird, es in Folge jedoch zu einer Abschwemmung kommen kann.

KIRCHMANN 1985 [79] und POINCELOT 1972,1974 [112, 113] halten bei der Kompostierung N-Verluste durch Auswaschung für möglich. DEWES et al. 1991 [24] stellten Auswaschungsverluste in Höhe von 2-4% des Ausgangs-N-Gehaltes fest.

Problematisch sind vor allem gasförmige Emissionen, die zu Verlusten an wertgebenden Inhaltstoffen führen und eine subjektive oder objektive Beeinträchtigung der Umwelt verursachen. Eine subjektive Beeinträchtigung wird vor allem durch verschiedene Geruchs- bzw. Stinkstoffe verursacht (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

Daneben kommt es zu gasförmigen Emissionen in Form von Ammoniak, Lachgas und anderen Stickstoffverbindungen sowie von Methan und Schwefelverbindungen. Diese Gase sind in hohem Maße umweltgefährdend (BUIJSMANN 1987 [15], ISERMANN 1988 [73]).

Die größte Bedeutung haben gasförmige Stickstoffemissionen bei der Kompostierung (KIRCHMANN 1985 [79], POINCELOT 1972, 1974 [112, 113]) vor allem in Form von Ammoniak (NH<sub>3</sub>). WITTER et LOPEZ-REAL 1988 [153] berichten, daß bei ihren Versuchen praktisch der gesamte Stickstoffverlust auf die Ammoniakverflüchtigung während der ersten Kompostierungsstadien zurückzuführen war. Dabei wurden Werte zwischen 16 und 60% des Ausgangsstickstoffes je nach Vorbehandlung erreicht. Die Stickstoffverluste bei den Versuchen von BONAZZI et al. 1990 [12] zur Kompostierung von Geflügelmist erreichten 50-60% des Ausgangsgehaltes. Sie führen dies auf hohe Wassergehalte und ein enges C/N-Verhältnis zurück. Die Zugabe von Kohlenstoffträgern war aufgrund der Anlagenüberlastung nur bedingt möglich.

Die Emission von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) hängt von mehreren Faktoren ab, die von verschiedenen Autoren beschrieben werden (z.B. FRENEY et al. 1983 [40], FILLERY 1983 [35]). Die Zusammenhänge und Einflußfaktoren wurden von GRONAUER 1993 [54] in einem Modell dargestellt und am Beispiel "Flüssigmist" untersucht. Für nähere Einzelheiten sei daher auf die o.g. Arbeiten verwiesen. Die zahlreichen Ergebnisse aus dem Bereich "Flüssigmist" können zwar nicht direkt auf die Kompostierung übertragen werden, sie verdeutlichen jedoch die physikalisch-chemischen Grundzusammenhänge.

Ein grundlegender Unterschied ist das Vorhandensein einer aeroben Mikrobenpopulation in Kompostmieten. Diese Mikroben nutzen die bei biologischen und chemischen Umwandlungsprozessen entstandenen Stoffformen in unterschiedlicher Art und Weise. Dabei stellt Ammonium-Stickstoff eine wichtige Quelle für den Eiweißaufbau dar (HANSEN et al. 1989 [57]).

In verschiedenen Versuchen wurde ein Zusammenhang der Höhe der Ammoniakemissionen mit der Rottetemperatur (direkt proportional) und dem C/N-Verhältnis (umgekehrt proportional) festgestellt (HÜMBELIN et al. 1980 [71], MEYER 1982 [99], MORISAKI et al. 1989 [102]).

### 2.3 Möglichkeiten der Einflußnahme auf den Prozeß

Die Abhängigkeit des mikrobiellen Prozesses von den dargestellten Rahmenbedingungen zeigt, daß es sinnvoll oder notwendig ist, durch Einflußnahme auf die chemisch-biologischen und physikalischen Parameter den Prozeßverlauf zu optimieren. Im allgemeinen werden dazu folgende Strategien angewandt:

- Beimpfung mit Mikroorganismen
- Umsetzen des Kompostes
- Bewässern des Kompostes
- Beimischung von Zuschlagstoffen
- Belüften des Kompostes

#### 2.3.1 Beimpfung von Kompost mit Mikroorganismen

Vor allem PFEIFFER 1957 [111] vertritt die These, daß die Zugabe bestimmter Mikrobenstämme den Prozeßverlauf in die gewünschte Richtung beeinflusst und stellt die relative Vorzüglichkeit eines von ihm entwickelten Mikroben-Cocktails heraus.

GOLUEKE 1953, 1975 [46, 47] hingegen sieht keine Gründe für die Beimpfung von Frisch- oder gar Reifkompost mit Mikroorganismen. Er begründet dies damit, daß Mikroben grundsätzlich ubiquitär vorhanden sind und in einer geeigneten Umgebung sich auch entwickeln. In einer ungünstigen Umwelt gehen auch geimpfte Kulturen kurzfristig ein. Auch POINCELOT 1972 [112] und GLATHE et al. (1985) [45] sprechen sich aufgrund einer umfangreichen Literaturlauswertung grundsätzlich gegen eine Beimpfung aus. Lediglich in Ausnahmefällen, wenn das Material biologisch sehr inaktiv ist, kann eine Beimpfung sinnvoll sein. Auch HELM 1995 [64] kam zu dem Ergebnis, daß ein Beimpfen von Bioabfallkomposten nur in Ausnahmefällen Erfolg bringt. GLATHE et GLATHE 1968 [44] erwähnen eine Reihe von Untersuchungen, bei denen die Beimpfung

keine Wirkung gezeigt hat. GOLUEKE et DIAZ 1989 [48] sehen nur dann einen Sinn in der Beimpfung des Materials wenn:

- zu Anfang der Kompostierung durch das Einmischen von Fertigkompost eine "lag-Phase" überbrückt,
- eine wichtige neue Mikrobenart eingebracht,
- oder eine Mikrobenart eingebracht werden kann, die an das Substrat besser angepaßt ist.

Bei organischen Abfällen aus der Tierhaltung ist grundsätzlich nicht davon auszugehen, daß wichtige Mikrobenstämme fehlen, es sei denn, es fand vorab eine sterilisierende oder hygienisierende Behandlung statt. Der Nachweis einer besser angepaßten Art ist laut GOLUEKE 1975 [47] kaum zu führen.

### 2.3.2 Wirkung von Zuschlagstoffen

POINCELOT 1972 [112] fordert für den Einsatz von Zuschlagstoffen, daß sie nur dann zugegeben werden sollten, wenn die Materialzusammensetzung optimiert werden muß. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn chemische oder physikalische Materialparameter optimiert werden müssen, wie z. B. Struktur, Feuchtegehalt, Nährstoffzusammensetzung und Nährstoffverfügbarkeit. Vor allem strukturreiche Materialien, die meist auch eine Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes bewirken sollen, müssen ggf. vorher zerkleinert werden (RELOE 1990 [119], MATTHIAS 1992 [95]).

Basisch wirksame Stoffe, wie Kalk oder Holzasche, sollen dagegen nach HOWARD 1948 [69] ein Absinken des pH-Wertes zu Rottebeginn vermeiden. Die Zugabe von Kalk wirkt neben der Anhebung des pH-Wertes (GRAY et al. 1971 [52]) auch hygienisierend (STRAUCH 1992 [141]).

Bei der Hausmüllkompostierung im Labor konnte WILEY 1956 [149] kaum Einfluß auf den pH-Wert durch die Zugabe von Kalkstein erreichen. Die Kombination von Kalkstein mit gelöschtem Kalk führte zu einer deutlichen Erwärmung des Materials, erhöhte Stickstoffverluste wurden nicht beobachtet. Durch Zugabe von Essigsäure sank der pH-Wert, die Umsetzprozesse wurden erst unter pH 5 merklich reduziert.

In einem Versuchsreaktor konnten KUBOTA et NAGASAKI 1991 [89] durch Zugabe von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  zu organischen Abfällen ein Absinken des pH-Wertes unter 7 verhindern.

BAUER 1992 [5] sowie HELM 1995 [64] stellten bei Zusatz von Kalkstickstoff eine verzögerte Erwärmung fest. Dieses Ergebnis hatte auch schon BANNICK 1987 [4] in einem Versuch zur Mietenkompostierung von Laub und Stroh gewonnen. Die Zugabe von Kalkstickstoff engte das C/N-Verhältnis stärker ein, als die Zugabe von Harnstoff.

HUGENROTH et KLAGES 1978 [70] und MUDRACK et al. 1977 [103] konnten Geruchsstoffe und Schwefelwasserstoff durch die Zugabe von Kalkstickstoff zu Klärschlamm reduzieren.

SCHMID 1994 [132] und HELM 1995 [64] fanden keine Unterschiede zur Vergleichsvariante bei der Zugabe von Tonmehl oder Branntkalk. Bei Branntkalkzugabe

erwärmte sich die Miete aufgrund der exothermen Reaktion schneller, was eine schnellere Austrocknung und folglich eine Verminderung der Mikrobenaktivität zur Folge hatte. Durch die Zugabe von Tonmehl wurde die Reifeentwicklung geringfügig positiv beeinflusst. HELM 1995 [64] konnte keine Verminderung des Emissionspotentials durch die o.g. Zuschlagstoffe sowohl bei Geruchsstoffen als auch bei Ammoniak feststellen. Derartige Ergebnisse hatten bereits WITTER et LOPEZ-REAL (1988) [153] erzielt.

HOWARD 1948 [69] lehnt den Einsatz anorganischer zugunsten organischer Stickstoffquellen, wie Harn und Kot, ab.

In Versuchen mit verschiedenen Zuschlagstoffen, wie Schweinegülle, Pferdemist und Steinmehl konnte SCHINDLAUER 1990 [130] keinen Effekt auf den Rotteverlauf feststellen. Der Güllezusatz führte jedoch zu erhöhten Geruchsemissionen.

Die Versuche von RELOE 1993 [121] zur Wirkung stickstoffhaltiger Zuschlagstoffe bei der Kompostierung eines Stroh-Gras-Gemisches ergaben, daß durch Güllezusatz die Temperaturen länger auf einem hohen Niveau blieben.

REINHOLD (1938) [118] fand, daß verschiedene Zuschlagstoffe (Phosphat, Fäkalien, Jauche, Zuckerlösung u.a.) bei der Kompostierung von Gartenabfällen den Gehalt an freiem Carbonat während der sechsmonatigen Rottedauer nicht beeinflussten. Der Nitratgehalt war bei Fäkalienzusatz hoch, bei Zuckerzusatz niedrig. Bei Fäkalienzusatz war der Gesamt-N-Gehalt am höchsten.

DHAR et al. 1955 [25] beobachteten bei der Kompostierung einer Mischung aus Kuhmist, Stroh und Gras durch Zugabe von Boden und Rohphosphat eine Stickstoffzunahme durch bakterielle Fixierung.

### 2.3.3 Umsetzen des Kompostes

SCHUCHARDT 1990 [136] und RELOE 1993 [121] verfolgen durch das regelmäßige Umsetzen des Komposthaufens verschiedene Ziele:

- Auflockerung anaerober Zonen in der Kompostmiete,
- Homogenisierung des Mietenmaterials durch eine Durchmischung der Rand- und Kernzonen,
- Gewährleistung einer Hygienisierung des gesamten Mietenmaterials durch einen erneuten Temperaturanstieg.

REINHOLD 1938 [118] beobachtete bei mehrfach umgesetzten Pflanzenabfallkompostmieten einen höheren Zersetzungsgrad. HOWARD 1948 [69] fordert ein zweimaliges Wenden des Komposthaufens während der Rotte, wobei darauf geachtet werden muß, "... daß die in Berührung mit der Luft befindliche, unveränderte Schicht in das Innere des neuen Komposthaufens gebracht wird".

Die Erhöhung der Abbauintensität durch Umsetzen fand sich auch in neueren Versuchen (GOLUEKE 1975 [47]; FRICKE 1988 [41]).

Für GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50] ist ein Umsetzen erforderlich, um spezielle Mikrobenarten ausreichend mit dem Substrat zu vermischen und so eine optimale Nährstoffverfügbarkeit sicherzustellen.

GRAY et al. 1971 [51] stellten fest, daß durch häufiges Umsetzen die Mycelien von Pilzen und Actinomyceten zerstört werden. Eine ähnliche Aussage trifft auch PFEIFFER 1957 [111], räumt aber ein, daß ein Umsetzen unter gewissen Umständen zwingend erforderlich ist.

Die Abtötung der im Außenbereich der Mieten angesiedelten Parasiten und Keime kann nach GOLUEKE 1975 [47] und SCHUCHARDT 1990 [136] im wesentlichen durch Umsetzen erreicht werden. Die erforderliche Umsetzhäufigkeit richtet sich dabei auch nach der Mietengröße, da das Oberflächen-Volumenverhältnis die Wahrscheinlichkeit beeinflusst, mit der sich ein Kompostteilchen im heißen Mietenkern befindet (SCHUCHARDT 1990 [136]). Während der Hauptrottephase sollte mindestens fünfmal umgesetzt werden.

In den Versuchen von FRICKE 1988 [41] traten bei häufigerem Umsetzen Probleme mit der Hygienisierung durch Temperaturniedrigung auf. Außerdem fand er erhöhte Geruchsemissionen bei wöchentlichem Umsetzen.

Während des Umsetzens findet ein intensiver Gasaustausch statt, der auch zu einem Austrag an Wärme und Feuchtigkeit führt (GRAY et al. 1971 [51]). Häufiges Umsetzen bringt eine Erhöhung des TS-Gehaltes mit sich (FRICKE 1988 [41], ROTH et al. 1994 [125]). Die Umsetzintervalle sollten sich daher auch am Feuchtegehalt orientieren.

Bei Auftreten von Anaerobien, organoleptisch erkennbar am Faulgeruch, fordert SCHUCHARDT 1990 [136] tägliches Umsetzen, da dies zu einer indirekten Verbesserung der Sauerstoffversorgung durch Schaffung neuer Grobporen führt. HELM 1995 [64] fand, daß bereits 40 Minuten nach dem Umsetzen der Ausgangsgehalt an Sauerstoff wieder erreicht wird, wenn keine Nachlieferung durch entsprechende Kanäle erfolgt.

Im Modellversuch von Reloe 1993 [121] zur Kompostierung von Stroh und Grasschnitt in Containern zeigte sich, daß durch Umsetzen die Temperaturen über 50 °C länger aufrechterhalten wurden. Die Schüttdichte nahm bei strukturarmem Material zu, während sie bei strukturreichem Material abnahm. Das Umsetzen brachte zudem eine feinere Körnung und eine höhere Homogenität. SCHUCHARDT 1990 [136] stellte fest, daß bei feuchtem Material das Umsetzen zu partiellen Verdichtungen führen kann.

#### **2.3.4 Belüftung der Kompostmieten**

Die gezielte Belüftung von Komposthaufen zur Verbesserung der Rottebedingungen, insbesondere bei Siedlungsabfällen, wurde in einer Reihe von Arbeiten eingehend untersucht. RHEINBABEN 1993 [123] fand, daß in der Selbsterhitzungsphase mit zunehmender Belüftungsrate die Temperatur ansteigt. In der sich anschließenden thermophilen Phase verursachte eine Erhöhung der Belüftungsrate einen Temperaturrückgang. Ein schneller Temperaturanstieg zu Rottebeginn, ausgelöst durch eine intensive Belüftung, erbrachte den schnellsten Materialabbau.

SIKORA et SOWERS 1983 [140] fanden in Laborversuchen zur Klärschlammkompostierung eine höhere Abbaurate der organischen Substanz, wenn die Belüftungsrate so bemessen wurde, daß die Temperatur nicht über 55 °C anstieg. Die Erhöhung der Belüftungsrate führte zu einer stärkeren Materialaustrocknung.

MACGREGOR et al. 1981 [94] kompostierten Klärschlamm in belüfteten Mieten. Eine Begrenzung der Maximaltemperatur auf 60 °C brachte einen stabilen Kompostierungsprozeß. In der unbelüfteten Variante wurden Temperaturen von über 60 °C erreicht.

Die Untersuchungen von DE BERTOLDI et al. 1982 [8] führten zu dem Ergebnis, daß Belüften besser als Umsetzen und Druckbelüftung effektiver als Saugbelüftung ist. Demgegenüber fand RELOE 1993 [121] durch Umsetzen eine längere Temperatureinwirkung gegenüber der statischen und nur belüfteten Miete.

FERTIG 1981 [34] konnte in Laborversuchen zur Hausmüllkompostierung feststellen, daß der Sauerstoffbedarf in den einzelnen Rottephasen stark schwankt. Daher sollte die Belüftungsintensität dem Bedarf angepaßt werden.

Unter günstigen Bedingungen findet ein ausreichender selbständiger Gasaustausch in den Kompostmieten statt. Bestimmend wirken hierfür vor allem die Mietenform und das Oberflächen-/Volumenverhältnis.

Nach HELM 1995 [64] findet in Dreiecksmieten eine selbsttätige Konvektion statt, die zur Sauerstoffversorgung ausreicht, sofern der Mietenfuß nicht breiter als 2,5 m ist. Die in der Miete erwärmte Luft steigt in der Mitte nach oben (Kaminwirkung), dadurch ergibt sich ein Unterdruck, durch den von den Flanken her Frischluft nachgesaugt wird. Lediglich im innersten Mietenkern kommt es zu extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen.

Daraus kann geschlossen werden, daß auch in größeren Dreiecks- sowie in Trapez- und Tafelmieten in einer ca. 1 m dicken Randschicht ein ausreichender Gasaustausch stattfindet. Entscheidend ist in jedem Fall eine günstige Haufwerksstruktur mit einem ausreichend hohen Anteil an luftführenden Grobporen.

Um aber auch den Mietenkern ausreichend mit Sauerstoff zu versorgen, ist es erforderlich, über geeignete Techniken (z.B. perforierte Bodenplatte) eine Zwangsbelüftung (Einblasen oder Absaugen von Luft) durchzuführen. Eine Steuerung der Belüftung von Hand oder eine geregelte Belüftung anhand spezifischer Rotteparameter (z.B. O<sub>2</sub>-, CO<sub>2</sub>-Gehalt der Abluft, Temperatur) ist möglich und sinnvoll (HAUG 1993 [61], GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]).

### 2.3.5 Bewässerung

Die Temperaturerhöhung durch die mikrobielle Aktivität führt zum Verdampfen von Wasser. Dieser Wasserdampf wird aufgrund des erforderlichen intensiven Gasaustausches zur Sicherstellung der Sauerstoffversorgung ausgeatmet. Diese zum Teil erwünschte Erhöhung des TS-Gehaltes führt vielfach zu einer derart starken

Austrocknung, daß es zu einem Erliegen der mikrobiellen Aktivität kommt. Daher ist eine Rückbewässerung des Haufwerks erforderlich. Diese Rückbewässerung muß gleichmäßig über das gesamte Haufwerk vor oder während des Umsetzens erfolgen.

Eine Rückbewässerung allein durch Wasserdampfsättigung der Zuluft ist physikalisch nicht möglich, da es beim Eintritt der Zuluft in das Haufwerk zu einer weiteren Erwärmung kommt. Dadurch sinkt die relative Dampfsättigung ab. Zur Begrenzung der Rottetemperaturen ist die Zufuhr kühler Luft aber zwingend erforderlich (vgl. SIKORA et SOWERS 1983 [140], MACGREGOR et al. 1981 [94]).

Nach MATTHIAS 1992 [95] kann durch eine Zerkleinerung des Materials die Wasserhaltefähigkeit an den Aggregatoberflächen verbessert werden. Dadurch ergibt sich ein höherer relativer Wassergehalt, ohne die Sauerstoffversorgung zu verschlechtern. Die Notwendigkeit einer Rückbewässerung wird auf ein Minimum reduziert.

## **2.4 Verfahrenstechnik der Kompostierung im landwirtschaftlichen Betrieb**

Die Kompostierung der Reststoffe ist ein zusätzlicher Verfahrensschritt, der in den Gesamt-Betriebsablauf eingebunden werden muß. Dabei sind verfahrenstechnische, arbeitswirtschaftliche und ökonomische Gesichtspunkte zu betrachten.

### **2.4.1 Anforderungen an die Verfahrenstechnik**

Wie aus o.g. Ausführungen deutlich wird, besteht bei der Kompostierung ein großes Emissionspotential. Durch rottespezifische Vorgänge kommt es zu gasförmigen Emissionen, die zu einer Umweltbeeinträchtigung führen können. Daneben werden durch Witterungseinflüsse - vor allem Niederschläge - teils erhebliche Nährstoffauswaschungen verursacht. MÜNNICH (1992) [104] fordert daher zum Schutz des Grundwassers eine basisabgedichtete Fläche, zumindest für die erste Phase der Rotte.

Witterungseinflüsse (Wind, tiefe Temperaturen) können zu dramatischen Störungen des Rotteverlaufes führen (SCHUCHARDT 1990 [136], HELM 1995 [64]). Zum Schutz vor derartigen Witterungseinflüssen ist eine Abdeckung der Mieten (bei kleineren Anlagen) oder eine Überdachung des Kompostplatzes sinnvoll. Die Mietenabdeckung darf den Gasaustausch im Haufwerk und damit die Rotte nicht beeinträchtigen.

Die nötige externe Einflußnahme zur Optimierung der Rottebedingungen erfordert den Einsatz geeigneter Technik, die im landwirtschaftlichen Betrieb oft nicht oder nur zum Teil vorhanden ist.

Neben der Bereitstellung der notwendigen baulichen Einrichtungen und Maschinen fallen auch laufende Betriebskosten an. Außerdem muß Arbeitskapazität zur Durchführung der notwendigen Maßnahmen bereitgestellt werden.

## 2.4.2 Kompostierungsformen

In der landwirtschaftlichen Praxis werden derzeit verschiedene Formen der Kompostierung praktiziert, die sich im Verfahrensablauf aber auch in den Anforderungen an die Verfahrenstechnik sowie der Verfahrensintensität unterscheiden.

Die Flächenkompostierung ist die am weitesten verbreitete Kompostierungsform. Nach RELOE (1993) [121] findet bei jedem Verfahren zur Verwertung organischer Reststoffe, bei dem diese Reststoffe nach einer evtl. Zerkleinerung auf der Fläche gemulcht werden, eine Flächenkompostierung statt. Sie ist durch einen geringen Technikeinsatz gekennzeichnet. Wegen der großen spezifischen Oberfläche erwärmt sich das Rottegut nicht, es findet keine Hygienisierung statt. Er folgert daraus, daß bei hygienisch bedenklichem oder mit Unkrautsamen belastetem Material eine sogenannte Intensivkompostierung erforderlich ist, um die Verschleppung von Krankheiten und Unkrautsamen zu vermeiden.

Die Intensivkompostierung findet an einem zentralen Ort in Mieten oder speziellen Reaktoren statt und kann in drei Teilschritte (Vor-, Haupt- und Nachrotte) aufgeteilt werden. Je nach Aufteilung des Prozesses in Teilschritte spricht man von ein-, zwei- oder dreiphasigen Systemen (HELM 1995 [64]). In Abhängigkeit von Dauer und Intensität der Rotte kann eine unterschiedliche Kompostreife erzielt werden. Für den Einsatz in landwirtschaftlichen Kulturen ist dabei eine Charakterisierung nach Frisch- und Reifkompost ausreichend (HOFFMANN 1989 [67]). Bei Frischkompost ist in der Regel nur die thermo- und ggf. ein Teil der mesophilen Phase abgeschlossen; Reifkompost zeichnet sich durch eine gute Wurzelverträglichkeit aus und führt nicht mehr zur Stickstofffixierung (HOFFMANN 1989 [67], GUTSER et al. 1992 [56]). Eine genaue und zuverlässige Bestimmung des Reifegrades ist mit hohem Aufwand verbunden (POPP et FISCHER 1997 [116]) und für den landwirtschaftlichen Einsatz nicht erforderlich.

### 2.4.2.1 Mietenkompostierung

Die ersten Berichte über eine von Menschen gesteuerte "Intensiv-Kompostierung" datieren aus der Zeit um 5.000 v. Chr. in China (ROHDE 1956 [124]). Ziel war aufgrund der hohen Siedlungsdichte die Sicherung einer hohen Bodenfruchtbarkeit und die Verringerung der Abfallmenge (GOTTSCHALL 1988 [49]).

Das INDORE-Verfahren kann für die neuere Zeit als die erste Form einer gesteuerten Intensivkompostierung mit Aufrechterhaltung aerober Verhältnisse über den gesamten Rottezeitraum angesehen werden (HOWARD 1948 [69]).

Zwar standen für das INDORE-Verfahren die heutigen modernen Techniken noch nicht zur Verfügung, aufgrund der reichlich vorhandenen Arbeitskräfte der damaligen Zeit konnte eine Kompostierung mit hohem Handarbeitsaufwand erfolgreich praktiziert werden. Ausgangspunkt war die Vermischung von tierischem Dung mit verschiedenen organischen Reststoffen und die regelmäßige Umsetzung dieses Gemisches. Je nach Bedarf wurden die Reststoffe einer mechanischen Zerkleinerung unterzogen.

Die heutigen Verfahren der Mietenkompostierung können nach dem jeweiligen

Mietenquerschnitt unterteilt werden in Dreiecks- und Walmmieten, Rechteckmieten, Trapezmieten und Tafelmieten ( Abbildung 2, z.T. nach HELM 1995 [64]).

Dreiecksmieten mit spitz zulaufender oder Walmmieten mit leicht gewölbter Mietenoberfläche finden sich vor allem in kleineren Anlagen, wie sie in der Landwirtschaft vorherrschen.

Die Breite des Mietenfußes beträgt i.d.R. 1,5-4 m, die Mietenhöhe entsprechend 1-2 m, so daß sich ein Winkel der Mietenflanken von 45-60 ° zum Boden ergibt. Die Mietenlänge ist beliebig wählbar. In der Praxis werden meist Längen von 20-50 m realisiert.

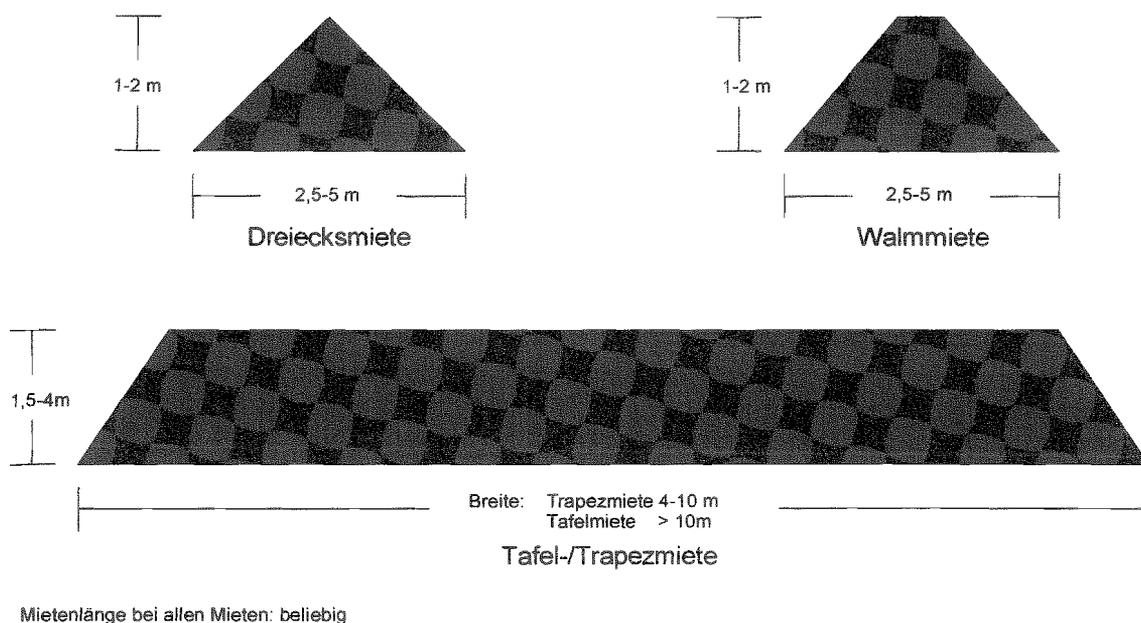


Abb. 2: Mietenformen bei der Kompostierung (z.T. nach HELM 1995 [64]).

Trapezmieten weisen gegenüber den Dreiecksmieten einen breiteren Mietenfuß von 4-10 m auf. Die Neigung der Mietenflanken zum Boden beträgt 45-60 °, die Mietenhöhe ist auf 2-4 m begrenzt, so daß ein trapezförmiger Mietenquerschnitt resultiert. Die Länge ist beliebig, sie beträgt in der Praxis ca. 50 m.

Noch breitere Mieten werden als Tafelmieten bezeichnet. Praxisübliche Abmessungen reichen von 10x30 m bis hin zu 50x100 m bei einer Höhe von 2-4 m. Derartige Mietengrößen haben bei der Kompostierung landwirtschaftlicher Reststoffe kaum Bedeutung.

#### 2.4.2.2 Technik zur Mietenkompostierung

Bei den frühen Mistbehandlungs- und Kompostierungsverfahren erfolgte das Umsetzen bis in die Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts noch manuell (vgl. z.B. HOWARD 1948 [69], ROHDE 1956 [124]). Im Rahmen der zunehmenden Technisierung wurde in den

letzten Jahrzehnten eine Vielzahl von Kompostumsetzern entwickelt, anfänglich vor allem für die Herstellung von Champignonkultursubstraten (SCHUCHARDT 1990 [136]). Die heute gängigen Umsetzverfahren lassen sich nach RELOE 1993 [121] in verschiedene Gruppen einteilen (Abbildung 3).

Man kann grundsätzlich zwischen mietenformabhängigen und mietenformunabhängigen Systemen unterscheiden. Eine weitere Unterscheidungsmöglichkeit bietet die Ausführung des eigentlichen Umsatzaggregates.

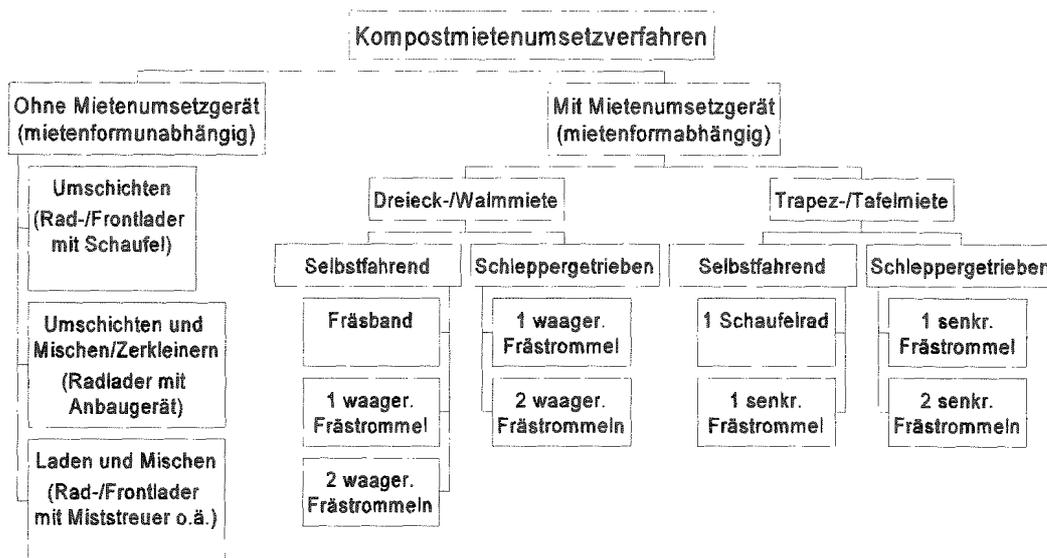


Abb. 3: Systematik der Umsetzverfahren für Kompostmieten (nach RELOE 1993 [121]).

Die einfachste Variante stellt der Einsatz des Front- oder Radladers mit Gabel oder Schaufel dar (SCHUCHARDT 1990 [136], POPP 1992 [115]). Das Rottegut wird einfach aufgenommen und zu einer neuen Miete abgekippt. Eine Auflockerung und Homogenisierung des Materials findet dabei nur unzureichend statt (RELOE 1993 [121]). Vielmehr kann es beim Aufnehmen des Materials zu zusätzlichen Verdichtungen kommen.

In einer weiteren Stufe wird zusätzlich ein Gerät zur Auflockerung und Durchmischung eingesetzt. Dies kann im landwirtschaftlichen Betrieb ein Miststreuer mit Schmalstreuwerk (POPP 1992 [115]) sein. Auch spezielle Anbaugeräte an den Radlader sind auf dem Markt, bei denen das Material direkt aus der Schaufel ausgefräst und zu einer neuen Miete aufgesetzt wird.

Mietenabhängige Geräte sind eng an das gewählte Verfahren gebunden. Bei den Trapez- und Tafelmietenumsetzern ist die Mietengröße variabel. Die Miete wird stets von einer Seite durch stehende Fräsrollen oder durch Schaufelräder abgefräst, auf ein Förderband übergeben und zu einer neuen Miete aufgesetzt.

In der landwirtschaftlichen Festmistkompostierung werden hauptsächlich Dreiecks- oder Walmmietenverfahren eingesetzt (MÜNNICH 1992 [104]). Der Mietenquerschnitt hängt vom eingesetzten Gerät ab, die Mietenlänge ist variabel.

Schleppergezogene Dreiecksmietenumsetzer arbeiten stets mit einer oder mehreren waagrecht liegenden Frästrummeln, Selbstfahrer werden auch mit Fräsband angeboten. Die genaue Ausformung und Arbeitsweise der Umsetzaggregate ist je nach Hersteller stark verschieden. Zu den Aufgaben der Umsetzwerkzeuge zählt neben der Auflockerung und Durchmischung auch das Aufsetzen optimal geformter neuer Mieten, was jedoch nicht immer gelingt (TRITSCHER 1993 [146]).

Diese Verfahren erfordern alle einen zusätzlichen Arbeitsaufwand, da jeder der Verfahrensschritte manuell gesteuert werden muß. Er liegt in den Untersuchungen von MÜNNICH 1992 [104] bei 8-23 min für das Umsetzen von 100 m<sup>3</sup> Kompost. RELOE 1990 [120] gibt als Umsetzleistung 350-650 m<sup>3</sup>/h an und liegt damit in der selben Größenordnung. Hinzu kommen die Zeiten für Rüst- und Wartungsarbeiten. Laut RELOE et SCHUCHARDT 1993 [122] liegt der Arbeitszeitbedarf beim Umsetzen mit Frontladerschlepper und Miststreuer bei 1,8 h/100 m<sup>3</sup>. Der Einsatz eines Radladers mit einer 3-m<sup>3</sup>-Schaufel (ohne weiters Auflockern) reduziert den Arbeitszeitbedarf auf 0,45 h/100 m<sup>3</sup>. Für gezogene Umsetzgeräte geben sie 0,8 h/100 m<sup>3</sup> an. Die Verfahrensleistung beim Umsetzen ist grundsätzlich abhängig von der Mietenform, dem eingesetzten Umsetzgerät und einer Reihe weiterer verfahrensspezifischer Kennwerte (Mietenlänge, Mietengröße etc.).

Arbeitswirtschaftliche Vorteile bieten demgegenüber teil- oder vollautomatisierbare Zeilen- und Tunnelverfahren (vgl. RELOE 1993 [121]). Zeilen- und Tunnelverfahren haben eine annähernd so hohe Flächenausnutzung wie Tafelmietenverfahren, die Maschinenteknik ist jedoch erheblich billiger (HELM 1995 [64]). Diese Verfahren werden heute hauptsächlich in der Kompostierung von Siedlungsabfällen angewandt, da sie wegen der kompakten Bauweise eine einfache Ablufferfassung ermöglichen. Daneben benötigen diese Verfahren weniger Personal.

Zu Beginn der Untersuchungen lagen kaum Verfahrenskennwerte über den Einsatz automatischer Kompostierungsverfahren vor. Insbesondere fehlten diese Kennwerte für den Einsatz in der landwirtschaftlichen Festmistkompostierung.

### 3. Zielsetzung

Wie aus der Literatur hervorgeht, werden an ein Kompostierungsverfahren für Festmist eine Reihe von Anforderungen gestellt. Oberstes Ziel ist die Verbesserung des vorhandenen Mistes in seiner Wirkung und seiner Verwendbarkeit im Pflanzenbau. Die Verbesserung der Düngewirkung kann daran gemessen werden, daß letztlich mehr Nährstoffe für die Pflanzenversorgung zur Verfügung stehen. Die Gesamtnährstoffverluste bei Kompostierungsverfahren sollten also geringer sein, als bei herkömmlichen Stapelmistverfahren. Außerdem können die bodenphysikalischen Eigenschaften (z.B. Erosionsschutz) verbessert sein.

Die Erweiterung der Anwendungsmöglichkeiten bei Kompost erfordert, daß er nach Möglichkeit ein breiteres Einsatzspektrum aufweist, als dies bei Festmist der Fall ist. Dort wo Festmist aufgrund seiner klumpigen Struktur und einer zu befürchtenden hohen Keim- und Unkrautsamenbelastung nicht eingesetzt werden kann (z.B. auf Weiden), soll der erzeugte Kompost anwendbar sein, d.h. er muß eine feinkrümelige Struktur aufweisen und gleichzeitig hygienisiert sein.

Neben diesen materialspezifischen Parametern sind verfahrensspezifische Parameter zu beachten, die von den bisher angewandten Mietenkompostierungsverfahren nur unzureichend erfüllt werden.

Die Erzeugung gleichbleibend hoher Kompostqualitäten erfordert einen kontrollierbaren Prozeß durch Einsatz verschiedener Möglichkeiten der Rottesteuerung und durch Vermeidung unkontrollierter Störeinflüsse, wie Niederschlag, Wind oder Kälte.

Daneben sind arbeitswirtschaftliche Aspekte von Bedeutung. Die Kompostierung soll keine oder nur geringe Nachteile gegenüber herkömmlichen Stapelmistverfahren aufweisen. Die zusätzlichen Verfahrenskosten der Kompostbereitung dürfen nicht höher liegen als der zusätzliche Gewinn, der durch die Verbesserung der Düngeeigenschaften sowie den geringeren Ausbringungsaufwand erzielt wird.

Geringere Nährstoffverluste bedeuten auch, daß ökologisch bedenkliche Emissionen reduziert werden. Jedoch muß sichergestellt sein, daß durch die Umstellung des Verfahrens die zwar mengenmäßig geringeren Emissionen nicht aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung ein größeres Umweltgefährdungs- oder Umweltbelästigungspotential aufweisen. Auch das Verfahren an sich darf keine zusätzlichen Umweltschäden verursachen.

Ein großer Teil der dargestellten Forderungen war mit den bisherigen Kompostierungsverfahren der offenen Mieten nicht zu erfüllen. Die Untersuchungen widmeten sich daher folgenden Teilzielen:

- Entwicklung eines automatisierbaren Kompostierungsverfahrens, so daß eine möglichst geringe Arbeitsbelastung durch das Verfahren zu erwarten war. Wenn möglich sollte das gesamte Verfahren zu einer Arbeitszeiteinsparung führen. Die Automatisierbarkeit erforderte gleichzeitig ein kompaktes Verfahren, so daß nur ein geringer Flächenverbrauch erfolgte. Eine Überdachung sollte den Einfluß unkontrollierbarer Witterungseinflüsse minimieren.

- In einem zweiten Schritt mußte der Prozeßablauf so optimiert werden, daß die erzeugten Kompostqualitäten den bisherigen Verfahren gleich- bzw. höherwertig waren. Die Prozeßoptimierung sollte durch Beimischung geeigneter Zuschlagstoffe sowie durch gezieltes Umsetzen und Belüften erreicht werden. Die Prozeßoptimierung erfolgte auch unter dem Gesichtspunkt, das Potential gasförmiger Emissionen insbesondere in Form von Ammoniak zu minimieren. Feste und flüssige Emissionen waren aufgrund des befestigten Untergrundes und der Überdachung von vornherein auszuschließen.
- Am Schluß stand die Bewertung und Einordnung des Verfahrens im Hinblick auf Arbeitswirtschaft, Flächenbedarf, Investitionen, Betriebskosten und ökologische Auswirkungen. Diese Bewertung erfolgt einerseits gegenüber den herkömmlichen Stapelmistverfahren aber auch gegenüber praktizierten Verfahren der Mietenkompostierung.

Die geplanten Untersuchungen wurden aus verschiedenen Gründen im Praxismaßstab durchgeführt. So sind viele der in der Literatur beschriebenen Ergebnisse im Labor gewonnen worden. Die Übertragbarkeit in die Praxis wurde vielfach nicht nachgewiesen. Gerade aufgrund der Komplexität des biologischen Prozesses herrschen im Labor jedoch oftmals Rahmenbedingungen, die in der Praxis nicht erreicht werden können. Die Verfahrensentwicklung und -optimierung schien nur im Praxismaßstab durchführbar, vor allem um die Arbeitsweise eines Kompostumsetzers beurteilen zu können. Nur so konnten physikalische Rahmenbedingungen realistisch erfaßt und geändert werden.

Die Verfahrensweise bedingte zwangsläufig eine Reihe von Nachteilen für die Versuchsdurchführung. Im Vordergrund stand jedoch die Verfahrensentwicklung, die nur im Praxismaßstab erfolgversprechend schien. Aufgrund verschiedener Tests in Vorversuchen ließ die Wahl der Methoden zur Versuchsdurchführung trotz aller Schwierigkeiten verwertbare Ergebnisse erwarten, die im Folgenden dargestellt werden:

- Aufgrund der Durchführung in einem landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetrieb mußte sich der Versuchsplan zwangsläufig am normalen Betriebsablauf orientieren. So wurde der Mist - um eine ausreichende Menge zu erhalten - über einen Zeitraum von 4-6 Wochen gesammelt. Dadurch war es nicht möglich, homogenes Material in die Versuchszeile einzubringen.
- Die Durchführung verschiedener Versuchsansätze war aufgrund der Anlagengröße nur in zeitlicher Reihenfolge möglich. Dies führte zum einen zu Schwankungen in der Materialzusammensetzung (fütterungsbedingt) aber auch in den Witterungseinflüssen sowohl während der Sammel- als auch der Versuchsperiode. Die langsam fortschreitende Längsdurchmischung beim Umsetzen verhinderte, daß die Rottezeile in mehrere Längsabschnitte mit verschiedenen Versuchsabschnitten unterteilt werden konnte - ausgenommen bei einem Versuch, bei dem der Versuchsansatz ein Umsetzen nicht vorsah.

Da unter diesen Gesichtspunkten eine Versuchsdurchführung "ceteris paribus" im Hinblick auf die Optimierung prozeßspezifischer Parameter von vornherein nicht möglich war, sollte anhand einer statistischen Überprüfung der ermittelten Versuchsergebnisse versucht werden, mögliche Einflußfaktoren festzustellen.

#### 4. Verfahrensauswahl und technische Optimierung der Versuchsanlage

Anhand des dargestellten Standes der Technik sowie der Untersuchungsziele wurde ein Kriterienkatalog zur Auswahl eines geeigneten Kompostierungsverfahrens erstellt. Anschließend errichtete der landwirtschaftliche Praxisbetrieb eine entsprechende Pilotanlage. Die Ausstattung mit zusätzlichen Einrichtungen zur Prozeßüberwachung und Meßdatenerfassung erfolgte im Rahmen des Untersuchungsvorhabens.

##### 4.1 Kriterien und Verfahrensauswahl

Nach den Erkenntnissen aus Literatur und Praxis sind an ein weiterentwickeltes Verfahren der Festmistkompostierung folgende Anforderungen zu stellen:

- ◆ Erzeugung eines hochwertigen Qualitätskompostes mit hohem Nährstoffgehalt (v.a. organisch gebunden), feinkrümeliger Struktur und guter Lagerstabilität durch einen optimalen Prozeßverlauf
  - Konfektionierung des Ausgangssubstrates durch Beimischung erforderlicher und geeigneter Zuschlagstoffe
  - Vermeidung von Störeinflüssen (z.B. Witterung)
  - Überwachung des Prozeßablaufes
  - Steuerung des Prozeßablaufes durch Umsetzen und Belüften. Das Umsetzen soll die Homogenisierung des Materials sicherstellen, um die immobile Mikrobenpopulation immer wieder neu mit dem Material zu vermischen, so daß für die einzelnen Stämme neue Nahrungsquellen erschlossen werden. Daneben müssen die unterschiedlichen Materialschichten horizontal und vertikal gut durchmischt werden und Material vom kalten Äußeren der Miete muß in den heißen Kern gelangen. Über eine gezielte Belüftung wird die Sauerstoffversorgung gewährleistet.
  - Anlagenkapazität für den Mistanfall von ca. 30 GV
- ◆ Geringes Emissionspotential sowohl für feste, flüssige und gasförmige Emissionen
  - kompakte überdachte Anlage, um Wind und Niederschläge abzuhalten
- ◆ Verringerung der Gesamtarbeitsbelastung im Verfahren
  - hohe Automatisierbarkeit
- ◆ Geringe Verfahrenskosten
  - einfache, kostengünstige, störungsunempfindliche Maschinen- und Anlagentechnik

Diese Anforderungen führten in Zusammenarbeit mit dem landwirtschaftlichen Betrieb (Betrieb I.+J. Braun, Freising) sowie einem Hersteller von Kompostumsetzmaschinen (Engeler GmbH, Saerbeck) zur Entwicklung eines Zeilenkompostierungsverfahrens. Dieses Verfahren bot aufgrund seiner vergleichsweise hohen Flächenausnutzung die Möglichkeit, den zusätzlichen Flächenverbrauch für die Kompostierung zu minimieren und gleichzeitig die gesamte Anlage in ein Gebäude zu integrieren. Die kompakte ortsgebundene Anlage erlaubte gleichzeitig den Einbau einer Belüftungseinrichtung

sowie eines teilautomatischen Kompostumsetzers.

## 4.2 Technische Ausführung und Optimierung

Bei der Zeilenkompostierung handelt es sich grundsätzlich um eine Mietenkompostierung, wobei die Miete rechteckigen Querschnitt hat. Diese Rechteckmieten sind im Champignonanbau schon seit längerem bekannt, wo i.d.R. strohreicher Festmist aus der Pferdehaltung verwendet wird. Der rechteckige Querschnitt wird dort durch spezielle bodengeführte Umsetzmaschinen mit gezogenen Blechkanälen geformt. Der Kompostierungsprozeß wird im Champignonanbau bereits nach wenigen Tagen unterbrochen, bevor die strukturstabilen Substanzen abgebaut sind. Bei der herkömmlichen Festmistkompostierung dauert der Gesamtprozeß länger. Der rechteckige Mietenquerschnitt kann daher nur durch entsprechende Seitenwände aufrechterhalten werden. Zweckmäßigerweise kommt dann ein Umsetzgerät zum Einsatz, das auf der Oberkante dieser Seitenwände fährt (Abbildung 4).

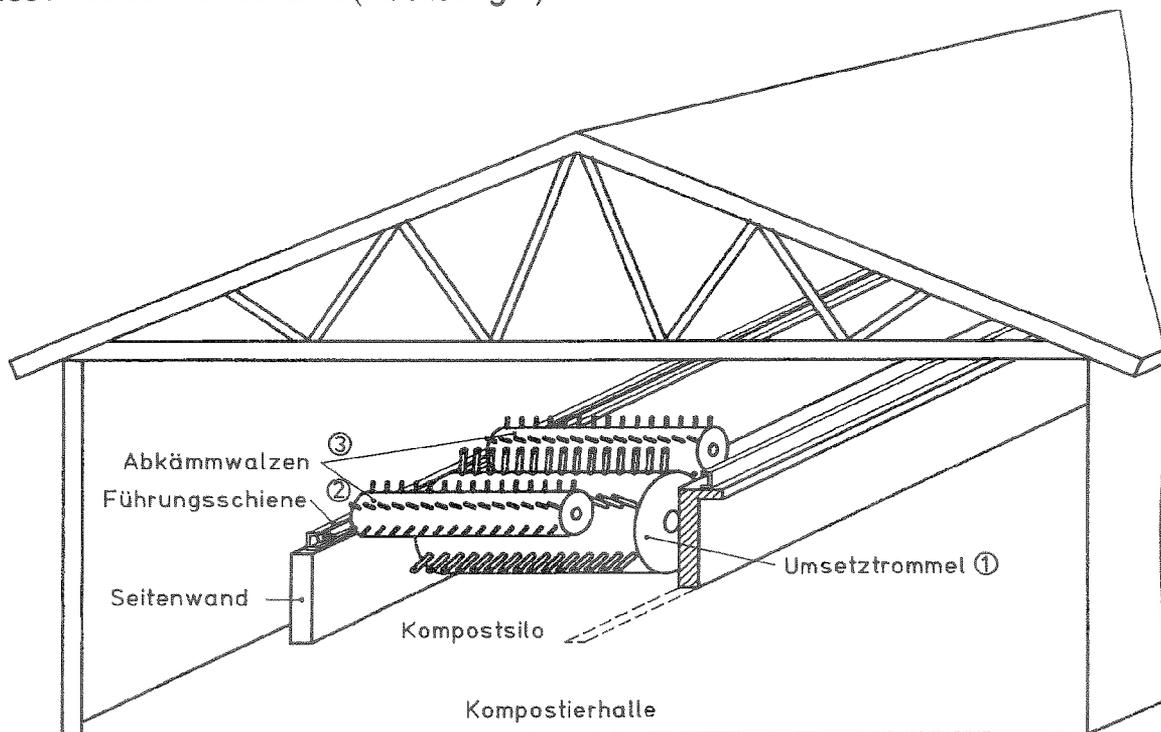


Abb. 4: Funktionsskizze der Zeilenkompostierung.

Für die Zeilenkompostierung von Festmist aber auch von anderen Substraten lagen in den Jahren 1990 und 1991 praktisch keine Erfahrungen vor. Insbesondere betraf dies die Maschinenkonzeption, den Leistungsbedarf, sowie Form und Ausgestaltung der Umsetzwerkzeuge. In der Ausgangssituation war zunächst geplant, den im Stall anfallenden Festmist ohne weitere Zuschlagstoffe zu kompostieren. Daher wurde die Umsetzmaschine zunächst nach diesem Gesichtspunkt konstruiert. Im praktischen Einsatz stellten sich jedoch bald vielfältige Probleme heraus.

#### 4.2.1 Bauliche Ausführung

Die maschinentechnischen Vorgaben erforderten eine Betonwanne mit einer Breite von 3,00 m und einer Wandhöhe von 1,6 m (Schütthöhe des Materials: 1,5 m, Abbildung 5). Über den Sammlungszeitraum von jeweils vier Wochen wurde ein Festmistanfall von rund 90 m<sup>3</sup> aus dem Betrieb erwartet. Im Hinblick auf nötige Materialzumischungen sowie einer evtl. Kapazitätserweiterung wurde die nutzbare Silolänge mit 30 m festgelegt (Nutzvolumen 135 m<sup>3</sup>). Da die Umsetzmaschine rund 4 m als Parkposition benötigt, ergab sich eine Gesamtlänge des Silos von 34 m.

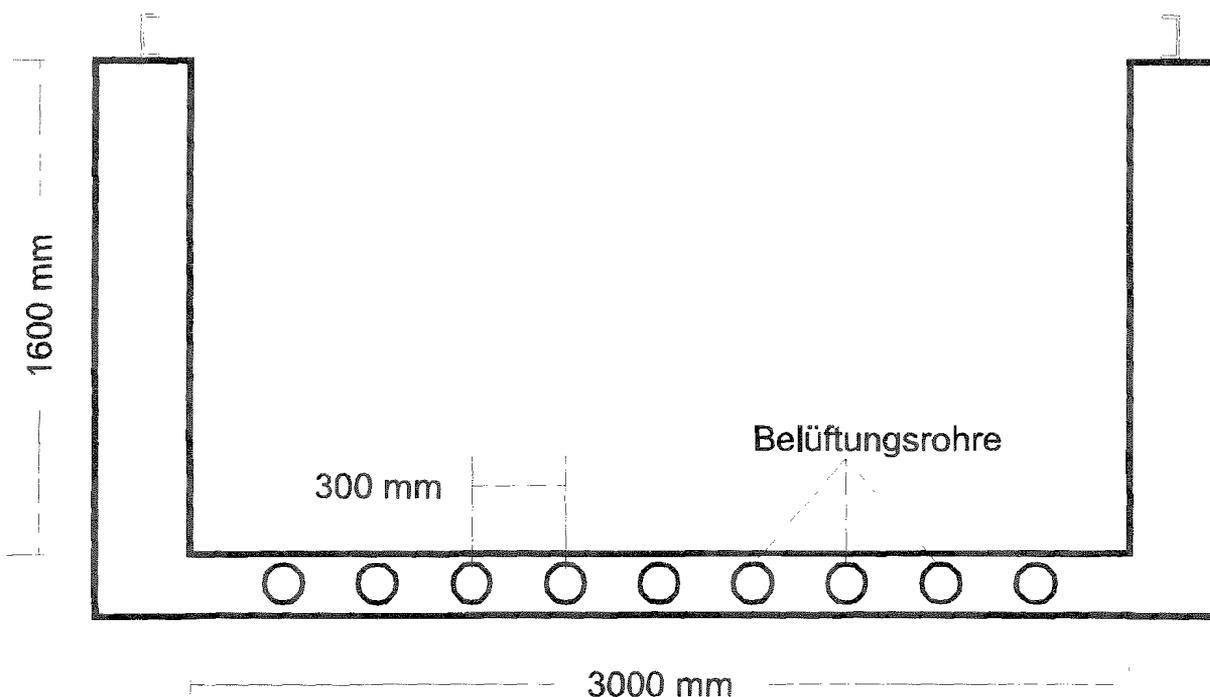


Abb. 5: Schematischer Querschnitt der Rottezeile.

Die Bodenplatte wurde so ausgeführt, daß per Druckbelüftung Luft in die Kompostmiete eingebracht werden kann. Gleichzeitig fließt auftretendes Sickerwasser ab. Im vorliegenden Fall kam die "Grüne Rinne" der Fa. MIK zum Einsatz (Abbildung 6). Diese besteht aus Kunststoffrohren mit einer Nennweite von 125 mm. Die Rohre sind im Abstand von je 300 mm mit Düsen der Nennweite 15 mm versehen. Diese Düsen erweitern sich nach unten konisch, so daß hineinfallendes Material nicht zur Verstopfung führt.

Die Kunststoffrohre sind längs im Boden jeweils im Abstand von 300 mm verlegt. Dadurch ergibt sich ein Gitterabstand der Belüftungsdüsen von 300 mm.

Die Rottezeile wurde in zwei Hälften unterteilt, die getrennt voneinander zu belüften sind. Die quer zur Betonwanne laufenden Versorgungsschächte befinden sich in der Mitte der Zeile. Dort ist daher ein Bereich von ca. 4 m Länge nicht belüftet. Dieser Bereich sollte gleichzeitig als Parkposition für die Umsetzmaschine dienen (vgl. Abbildung 28).

Bei der Erstellung des Kompostsilos wurde Wert auf hohe Genauigkeit gelegt, um eine möglichst gute Anpassung an die Umsetzmaschine zu erreichen. Die Vorgaben des Maschinenherstellers für die Bodenplatte betragen  $+0/-10$  mm, die lichte Silobreite sowie die Wandhöhe sollten mit einer Genauigkeit von  $+5/-5$  mm ausgeführt werden.

Der verwendete Beton entsprach der Festigkeitsklasse B 25 wu (wasserundurchlässig). Säureeinwirkung war aufgrund der alkalischen Verhältnisse im Festmist und Kompost nicht zu erwarten, so daß ein Schutzanstrich gegen Säureeinwirkung nicht erfolgte.

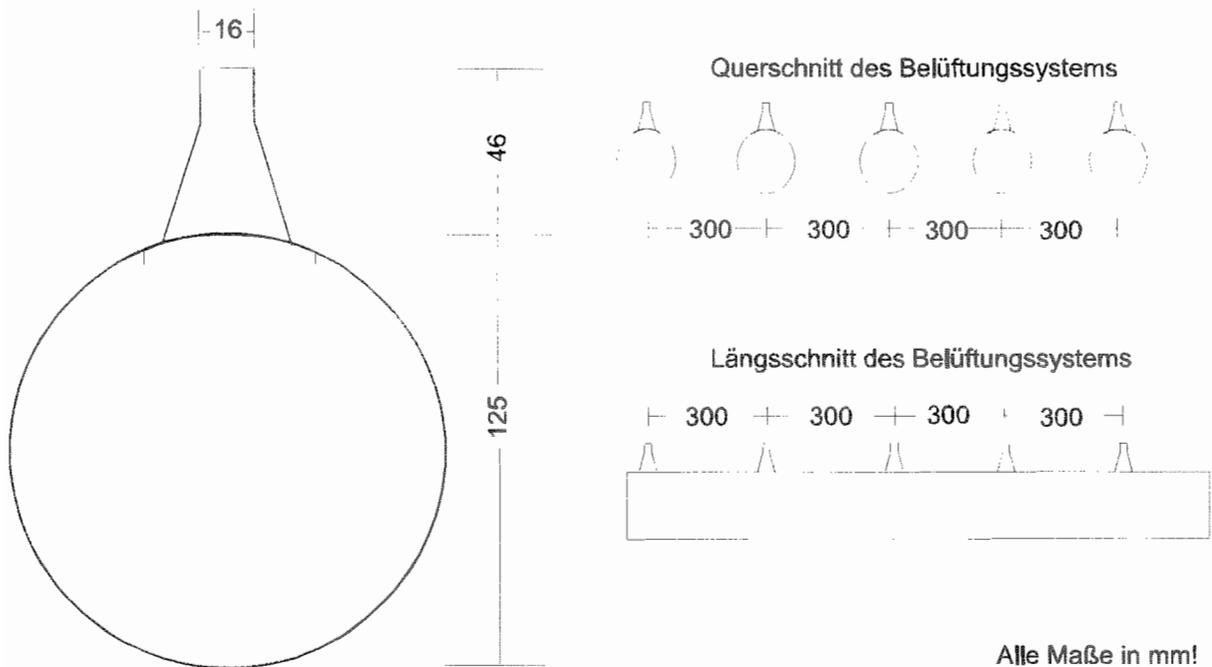


Abb. 6: Ausführung des Belüftungssystems im Boden der Rottezeile.

#### 4.2.2 Anforderungen an Maschinenform, -antrieb und Energieversorgung

Die Umsetzmaschine soll beim Umsetzen des Kompostes verschiedene Vorgaben erfüllen. Insbesondere sind dies eine Auflockerung auch partieller Verdichtungen und eine erneute Durchmischung des Materials. Im vorgegebenen Fall erfolgte das Umsetzen teilautomatisch. Der Energieverbrauch sollte möglichst gering sein.

##### 4.2.2.1 Maschinenform

Die Ausführung der Umsetzmaschine war abgestimmt auf die baulichen Anforderungen. Dies waren insbesondere:

- Die Maschinengröße war aus statischen Gründen auf 3 m Breite und 1,8 m Trommeldurchmesser begrenzt.
- Während des Umsetzens durfte kein Material aus dem Silo geworfen werden. Dies erforderte verschiedene Leitbleche, um die Wurfbahn des umgesetzten Materials zu beeinflussen.

In der ursprünglichen Maschinenkonzeption bestand die Kompostumsetzmaschine aus einem rechteckigen Tragrahmen, an dem die wichtigen Aggregate, wie Fahrgestell und Umsetztrommel, sowie alle Antriebsaggregate angebaut waren (Abbildung 7). Dieser Rahmen war zum Schutz vor Verschmutzungen mit Blechen verkleidet. Zusätzlich zu dieser Verkleidung waren Leitbleche an den beiden Stirnseiten angebracht, die das Aufsetzen der Miete verbessern sollten. Die Leitbleche waren auf Höhe der Silowände heruntergezogen.

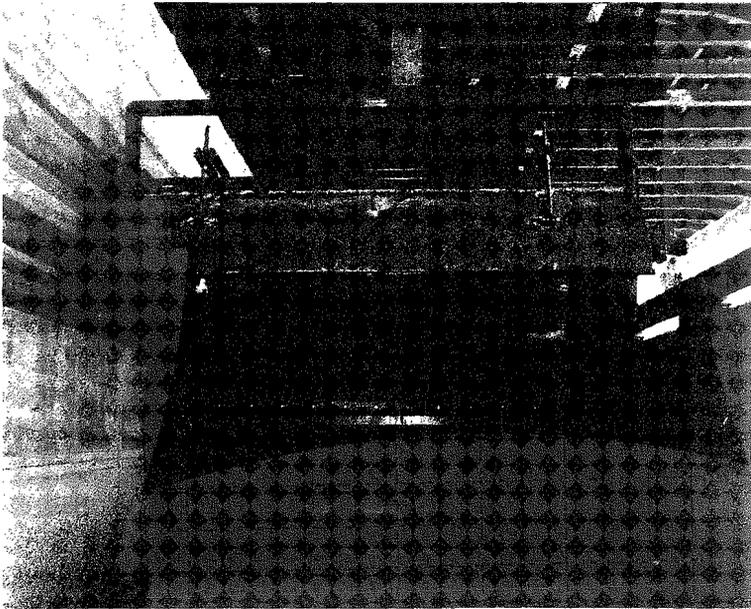


Abb. 7: Ursprüngliche Ausführung der Umsetzmaschine in der Rottezeile.

Bereits bei den ersten Umsetzversuchen wurde deutlich, daß die Leitbleche zwar zu keiner direkten Verstopfung der Maschine führten. Sie behinderten jedoch die Flugbahn des von den Trommeln aufgeworfenen Kompostes sehr stark. Dies bedeutete, daß das Material jeweils direkt hinter der Maschine nach unten geworfen wurde. Da beim Umsetzen das Material stark aufgelockert wurde, nahm die neue Miete erheblich mehr Volumen ein als die abgefräste Miete. Die Mietenbreite war durch die Silobreite, die Mietenhöhe durch die o. g. Leitbleche begrenzt, da diese verhinderten, daß das Material weiter nach hinten geworfen wurde. Damit rutschte die neu aufgesetzte Miete nach kurzer Zeit unweigerlich von hinten in die Trommel und brachte diese zum Stillstand. Daher wurden die Leitbleche im Laufe der Zeit immer wieder umgebaut, um möglichst wenig Beeinträchtigung der Kompostflugbahn und somit eine größere Mietenhöhe zu erreichen.

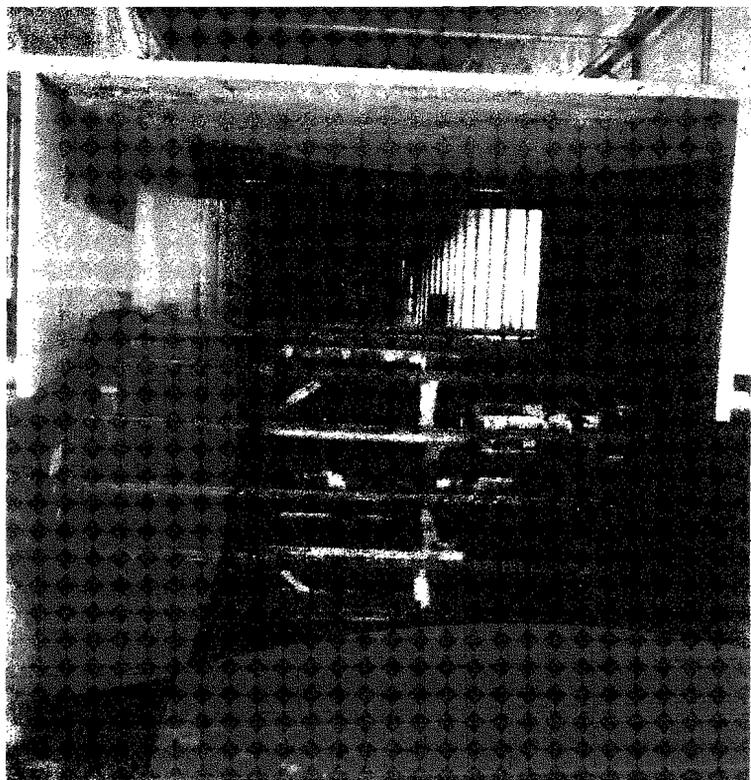


Abb. 8: Umsetzmaschine in endgültiger Ausführung in der Rottezeile.

In der letzten Umbaustufe, nach der unten beschriebenen Optimierung von Antrieb und Umsetzwerkzeugen, wurde der gesamte Maschinenrahmen um 40 cm erhöht (vgl. Abbildung 9,

Abbildung 9). Gleichzeitig wurden auch die seitlichen Leitbleche verlängert und etwas nach innen gezogen, um die Verschmutzung der seitlichen Laufschiene zu verringern. Die Verkleidung dient nunmehr lediglich als Schutz vor Verschmutzungen, die Funktion von Leitblechen zur Formung der Miete ist vollkommen entfallen.

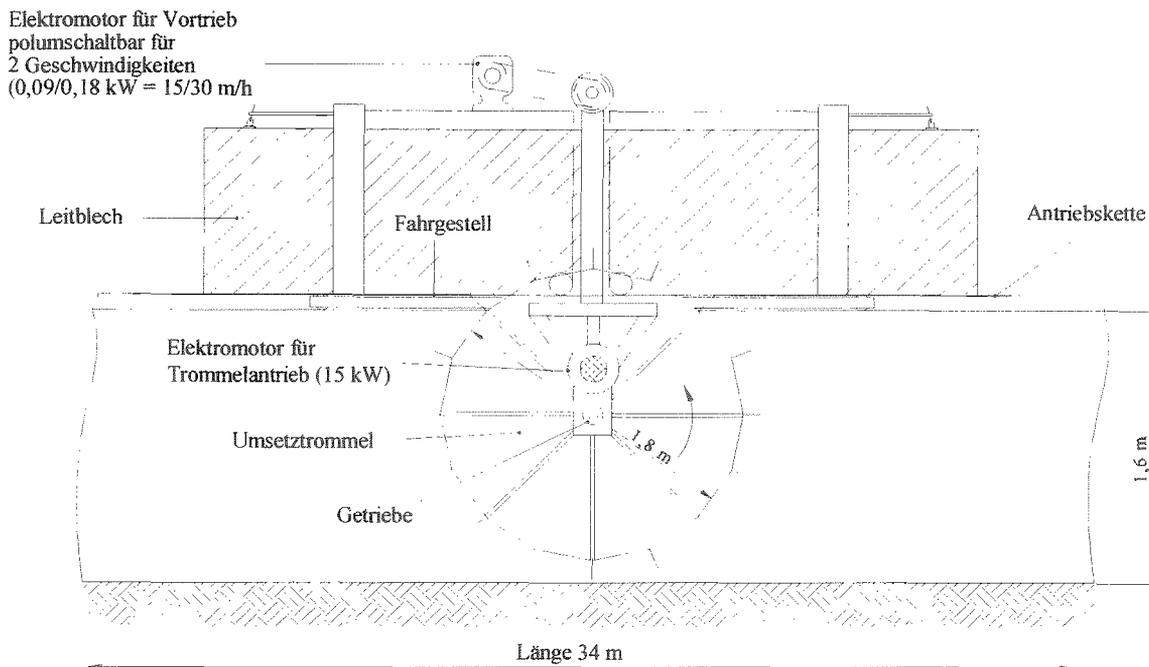


Abb. 9: Endgültige Ausführung der Umsetzmaschine (Skizze, Seitenansicht).

#### 4.2.2.2 Antriebsaggregate

In einem Vorversuch, bei dem Rinderfestmist in einer offenen Miete mit schleppergezogenem Umsetzer kompostiert worden war (ATZKERN 1990 [2]), wie auch bei diversen Praxisvorführungen hatte sich gezeigt, daß, abhängig von der Ausführung der Umsetzwerkzeuge (verschiedene Hersteller), die erforderliche Vorfahrtgeschwindigkeit stark variierte.

Die Umsetzmaschine war für die Flachsilokompostierung zunächst mit ölhydraulischen Antrieben konzipiert worden, um die Arbeitsgeschwindigkeiten sowohl der Umsetztrommel wie auch des Fahrtriebes frei wählen zu können (vgl. Abbildung 7, oben). Die jeweils dazugehörigen Ölpumpen wurden durch einen Elektromotor angetrieben.

Das Umsetzen sollte wahlweise in zwei Richtungen erfolgen. Der Kompost wurde von der großen Umsetztrommel, deren Drehsinn jeweils entgegen der Fahrtrichtung des Umsetzers läuft, von der bestehenden Miete abgefräst und nach oben über die Trommel nach hinten geworfen. Dort lief eine weitere Schleuderwalze im selben Drehsinn, die das Gut von der Umsetztrommel übernahm und weiter nach hinten schleuderte. Damit sollte erreicht werden, daß hinter der Umsetztrommel immer genügend Raum frei blieb, so daß kein frisch umgesetztes Material von hinten in die Umsetztrommel zurückfallen und so eine Blockade verursachen konnte (s. o.).

Bei der ursprünglichen Maschinenkonzeption war nicht ausreichend berücksichtigt worden, daß eine Drosselung des Ölstromes nicht nur eine Verringerung der Geschwindigkeit bewirkt, sondern stets auch eine Leistungsminderung bedeutet. Gleichzeitig war der Kraftverlust (Schlupf) beim hydraulischen Antrieb unterschätzt worden. Bereits bei den ersten Versuchen zeigte sich, daß eine Drosselung der Trommeldrehzahl sehr schnell zum völligen Stillstand der Umsetztrommel führte. Daher mußte stets mit voller Trommeldrehzahl gefahren werden, um ein Umsetzen überhaupt zu gewährleisten. Gleichzeitig mußte die Vorfahrtgeschwindigkeit der Maschine auf den Minimalwert von ca. 15 m/h gedrosselt werden.

Eine einordnende Leistungsmessung ergab, daß der Elektromotor - trotz der zu diesem Zeitpunkt bereits erfolgten Optimierung der Umsetzwerkzeuge (s.u.) - stets die volle Leistung von 22 kW und darüber aufnahm, ein Wert, der bei der niedrigen Vorfahrtgeschwindigkeit als zu hoch eingestuft wurde.

Infolge des Kraftverlustes im hydraulischen Antrieb kam es zu einer starken Erwärmung des Öls. Dies führte zu vermehrtem Schlupf und damit zu einer weiteren Leistungsminderung. Die Ölerwärmung bewirkte bereits nach Umsetzen der halben Miete einen vollständigen Stillstand der Maschine, was eine Pause bis zum nächsten Tag erforderte, um eine ausreichende Abkühlung des 400-l-Ölvorrates zu erreichen, damit der Umsetzvorgang abgeschlossen werden konnte.

Der zunehmende Schlupf im Hauptölmotor der Umsetztrommel bewirkte auch eine stetig abnehmende Umdrehungsgeschwindigkeit und damit eine Verschlechterung des Abwurfverhaltens. Dies führte regelmäßig zum Verstopfen der Umsetzmaschine, die dann jeweils von Hand wieder freigeschaufelt werden mußte.

Aufgrund der als zu niedrig eingestuften Umdrehungsgeschwindigkeit wurde zunächst versucht, entsprechend schneller laufende Ölmotoren einzusetzen. Wegen der Leistungscharakteristik von Ölpumpe und zugehörigem Ölmotor sank dabei jedoch das verfügbare Drehmoment ab, so daß es wiederum sehr schnell zum Stillstand der Maschine kam.

Als optimale Umdrehungsfrequenz stellte sich etwa 1 Hz heraus. Das bedeutet beim vorliegenden Trommeldurchmesser von 2,0 m eine Umfangsgeschwindigkeit von 6,3 m/s. Dies entspricht ungefähr dem Wert, der auch von verschiedenen Herstellern anderer Kompostumsetzmaschinen angegeben wurde<sup>1</sup>.

Bei niedrigerer Umfangsgeschwindigkeit konnte kein befriedigendes Abwurfverhalten erreicht werden, bei höheren Drehzahlen war keine entscheidende Verbesserung festzustellen, gleichzeitig wurde eine vermehrte mechanische Zerstörung der Strukturträger befürchtet.

Aus den Erfahrungen mit dem ölhydraulischen Antrieb wurde zur Verbesserung der Energieausnutzung und zur besseren Abpufferung von Leistungsspitzen die Umsetzmaschine auf einen elektrischen Antrieb umgebaut (Abbildung 9). Da die Maschine

---

<sup>1</sup>mündliche Mitteilung nach Anfrage

grundsätzlich für relativ kleine Ölmotoren konzipiert worden war, mußte zunächst durch konstruktive Änderungen der Umsetztrommel ausreichend Raum für einen Elektromotor geschaffen werden. Dieser Elektromotor mit einer Nennleistung von 15 kW wurde - angeflanscht an ein entsprechend ausgelegtes Getriebe - in die Umsetztrommel eingebaut. Der Fahrtrieb erfolgt durch einen zweiten Motor, der ebenfalls an ein Getriebe angeflanscht ist. Dieser zweite Motor kann polumschaltbar auf zwei Arbeitsgeschwindigkeiten eingestellt werden. Die Nennleistung beträgt bei Arbeitsgeschwindigkeit I ( $v_{AI}$ , Fahrgeschwindigkeit=15 m/h) 0,09 kW, bei Arbeitsgeschwindigkeit II ( $v_{AII}$ , Fahrgeschwindigkeit=30 m/h) 0,18 kW. Arbeitsgeschwindigkeit I ist jeweils nur beim ersten, evtl. zweiten Umsetzen einer neu aufgesetzten Miete erforderlich. Die frisch aufgesetzten Mieten sind i.d.R. so hoch verdichtet (schichtweises Einfahren des Materials mit dem Radlader), daß der Kraftaufwand zum Auflockern der Strukturen sehr hoch ist (s. u.). Beide Motoren arbeiten in zwei Richtungen.

Mit dieser Antriebskonzeption wurden - nach Abschluß der weiter unten beschriebenen Optimierung der Umsetzwerkzeuge - mehrere einordnende Leistungsmessungen durchgeführt. Der Leistungsbedarf beim ersten Umsetzen mit  $v_{AI}$  liegt dabei im Bereich der Maximalleistung des Trommelmotors (15 kW), gelegentlich treten Arbeitsspitzen mit einer Überforderung von 25% auf. Dieses Problem ist auch beim zweiten Umsetzen mit  $v_{AII}$  in abgeschwächter Form noch vorhanden. Erst ab dem dritten Umsetzen kann von einer Leistungsaufnahme ausgegangen werden, die den Trommelmotor nicht mehr überfordert.

#### 4.2.2.3 Form der Arbeitswerkzeuge

Sehr großen Einfluß auf das Umsetzen hat die Form der Arbeitswerkzeuge. Diese Arbeitswerkzeuge sind für das Abfräsen der alten Miete, das Homogenisieren des Materials und das Aufsetzen der neuen Miete von Bedeutung. Wichtig ist, daß von der bestehenden Miete nur jeweils kleine Teile abgerissen werden, damit bei neu aufgesetzten Mieten die einzelnen Materialien möglichst gut durchmischt werden (SCHUCHARDT 1990 [136]). Außerdem werden bei bereits kompostierten Mieten Strukturen zerrissen und Klumpen zerschlagen, die zu partiellen Anaerobien führen könnten.

Die neue Miete muß so aufgesetzt werden, daß ein möglichst hohes Luftporenvolumen vorhanden ist, um überall im Haufwerk optimale Sauerstoffversorgung zu gewährleisten. Dabei kommt es auch darauf an, daß diese Strukturen möglichst stabil bestehen bleiben und so eine gleichmäßige Sauerstoffnachlieferung erlauben (RELOE 1993 [121], HELM 1995 [64]).

In der Ausgangskonzeption der Maschinenwerkzeuge war bei Rindermist von einem wenig strohigen, "schaufelfähigen" Material ausgegangen worden. Dies führte zu einer Gestaltung der Umsetztrommel mit wenig reißennder, dafür mehr schaufelnder Wirkung (Abbildung 10). Auf einer rundum geschlossenen Trommel waren 8 Werkzeugträgerleisten (T-Leisten) mit einem maximalen Fördereingriff von 100 mm angebracht. Auf jeder dieser Trägerleisten waren jeweils versetzt im Abstand von 600 mm Reißfinger mit einem zusätzlichen Eingriff von 50 mm aufgeschweißt. Bei einer Trommelumdrehung resultierte ein Strichabstand der Finger von 75 mm.

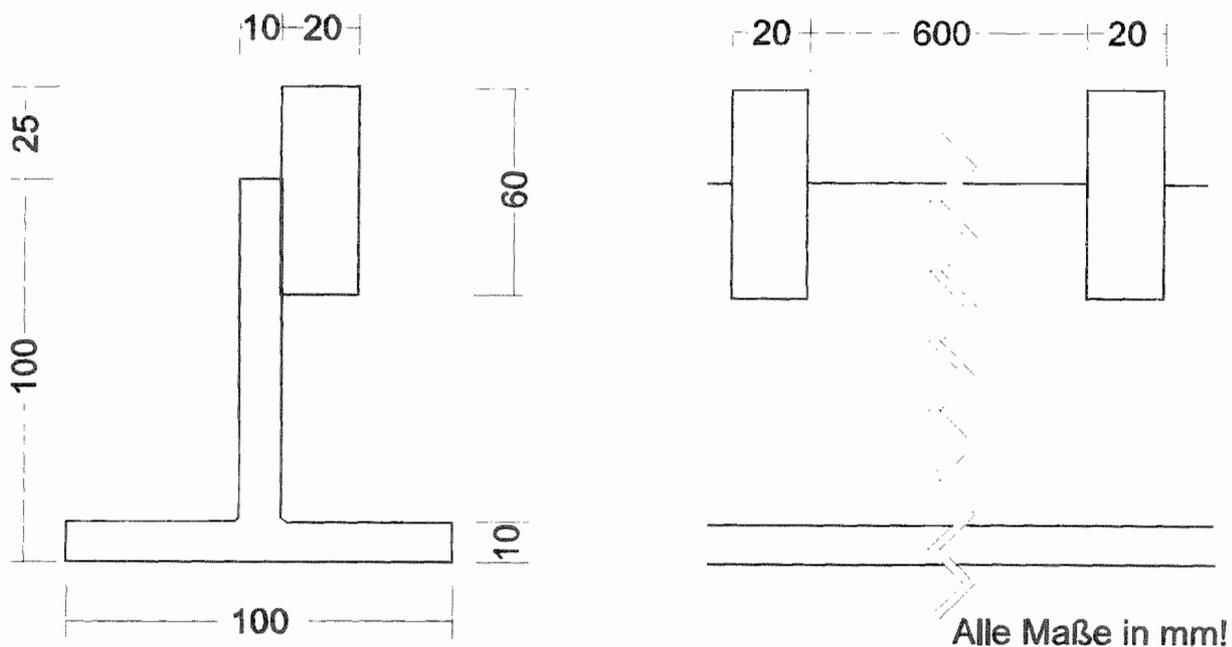


Abb. 10: Ursprüngliche Ausführung der Arbeitswerkzeuge.

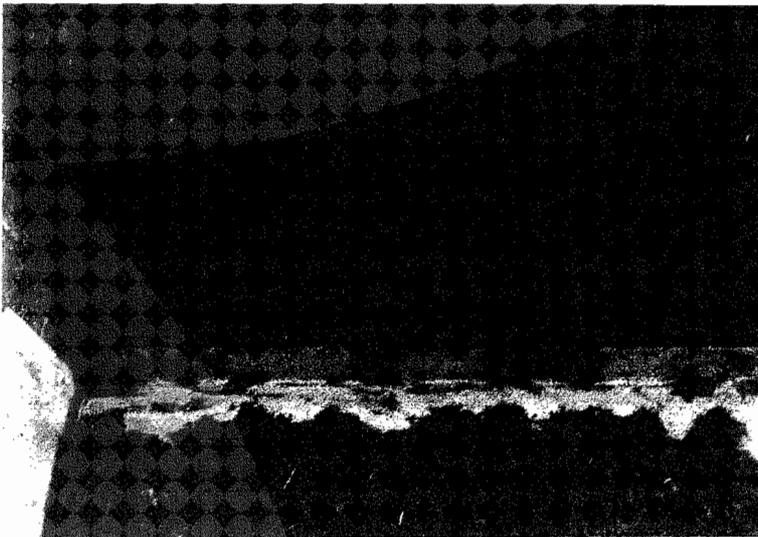


Abb. 11: Schleuderwalze und Umsetztrommel mit Werkzeugen (1. und 2. Version).

Wie bereits erwähnt (s. o.) waren neben der Hauptumsetztrommel, die in zwei Richtungen arbeitete, zusätzliche Schleuderwalzen mit Gummiförderleisten angebracht (Abbildung 11, Abbildung 12). Diese zwei Schleuderwalzen waren gegeneinander höhenverstellbar. Dabei wurde die in Fahrtrichtung jeweils hintere Walze abgesenkt und in Arbeitsstellung gebracht, die jeweils vordere Walze wurde in Ruhestellung angehoben. Die Gummiförderleisten der Schleuderwalzen, waren so ausgespart, daß die Reißfinger der Umsetztrommel

in diese Aussparungen eingriffen. Der Drehsinn der arbeitenden Schleuderwalzen entsprach jeweils dem Drehsinn der Umsetztrommel. Dadurch sollte gewährleistet werden, daß das Kompostmaterial von der Umsetztrommel abgekämmt, weiter nach hinten abgeworfen und zu einer neuen Miete aufgesetzt wurde.

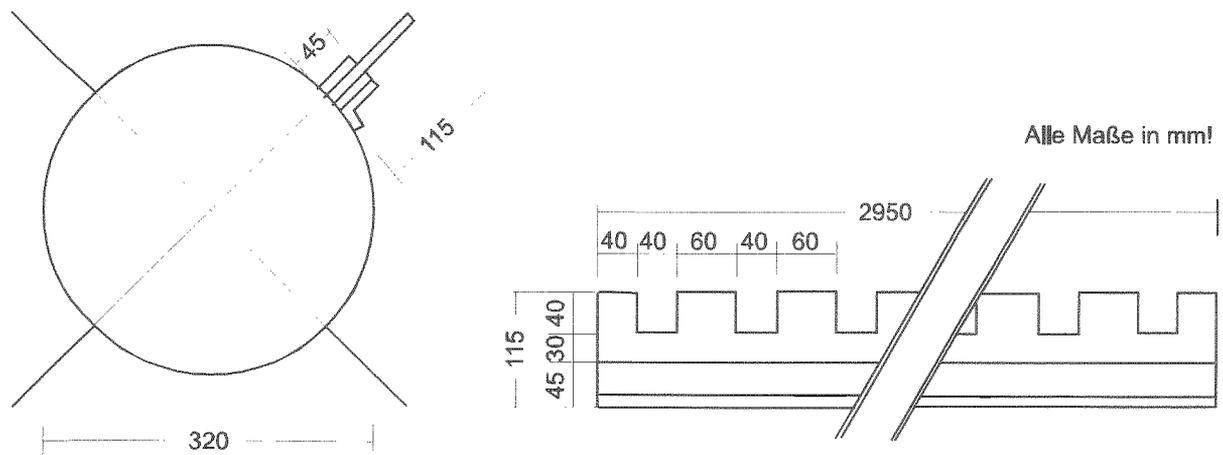


Abb. 12: Form und Ausführung der Zusatzschleuderwalzen.

Nach den ersten Umsetzversuchen war bereits festzustellen, daß in der Maschinenkonzeption von teils falschen Vorgaben ausgegangen worden war. D. h. die Umsetzwerkzeuge waren nicht geeignet, das Material von der alten Miete loszureißen. Vielmehr war die Reißwirkung zu gering, die Schaufelwirkung zu hoch. Infolge davon wurde die Miete auf eine Länge von ca. 10 m zwar in Vibrationen versetzt, jedoch kaum Material umgesetzt. Zudem verschmutzten die einzelnen Trommeln durch anhaftendes Material sehr stark.

Da, wie erwähnt, die anfänglich eingebauten Umsetzwerkzeuge eine nur unbefriedigende Arbeitsqualität lieferten, wurde nach einer schnellen Lösung des Problems gesucht. Es lag nahe, die Zahl der Reißwerkzeuge auf dem Träger zu erhöhen. Gleichzeitig sollte durch diese Reißwerkzeuge ein besseres Abfräsen der Mieten erreicht werden. Dazu wurden auf die vorhandenen Werkzeugträger zusätzliche flache Finger aufgebracht (Abbildung 13; vgl. Abbildung 11). Diese Finger waren je 50 mm breit und mit einem Strichabstand von 0 mm angeordnet, so daß bei einer Trommelumdrehung der gesamte Mietenquerschnitt überstrichen wurde. Um eine Kollision mit den Zusatzschleuderwalzen zu verhindern, wurden diese in Arbeitsstellung etwas angehoben.

Weitere Versuche zeigten, daß die Zusatzschleuderwalzen den Umsetzvorgang kaum positiv beeinflussten. Sie wurden deshalb zunächst in eine Neutralstellung gebracht und zu einem späteren Zeitpunkt vollständig entfernt.

Ein anderes Problem ergab sich durch die anfänglich geschlossene Umsetztrommel, in deren Inneren geschützt der Antriebsmotor und ein Untersetzungsgetriebe lagen. Durch den konstruktiv bedingten Spalt zwischen Trommel und Silorand (vgl. Abbildung 11, links) waren bei jedem Umsetzen geringe Mengen an Kompost ins Trommelinnere gefallen. Dadurch hatte sich dort nach einiger Zeit soviel Material angesammelt, daß ein Anlaufen der Trommel verhindert wurde. Nach einigen manuellen Reinigungsversuchen wurden die beiden äußeren Trommelsegmente geöffnet, d. h. die Abdeckbleche zwischen den Werkzeugträgern herausgetrennt. Wegen der hohen Trommelumfangsgeschwindigkeit von mehr als 6 m/s war davon auszugehen, daß beim Umsetzen nur wenig Material zwischen den Werkzeugträgern durchfallen konnte. Gleichzeitig konnte

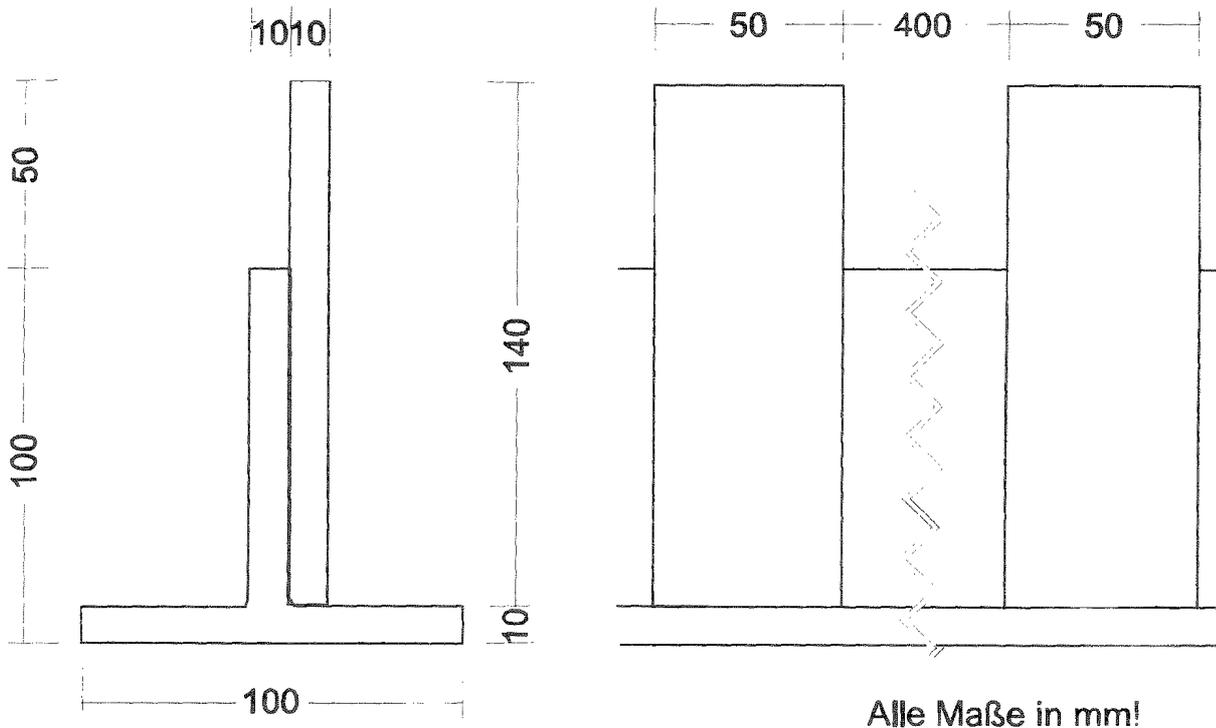


Abb. 13: Erste Änderung der Arbeitswerkzeuge.

kein Material im Trommelinneren mehr verbleiben. Lediglich Motor und Getriebe mußten durch eine gesonderte Abdeckung geschützt werden.

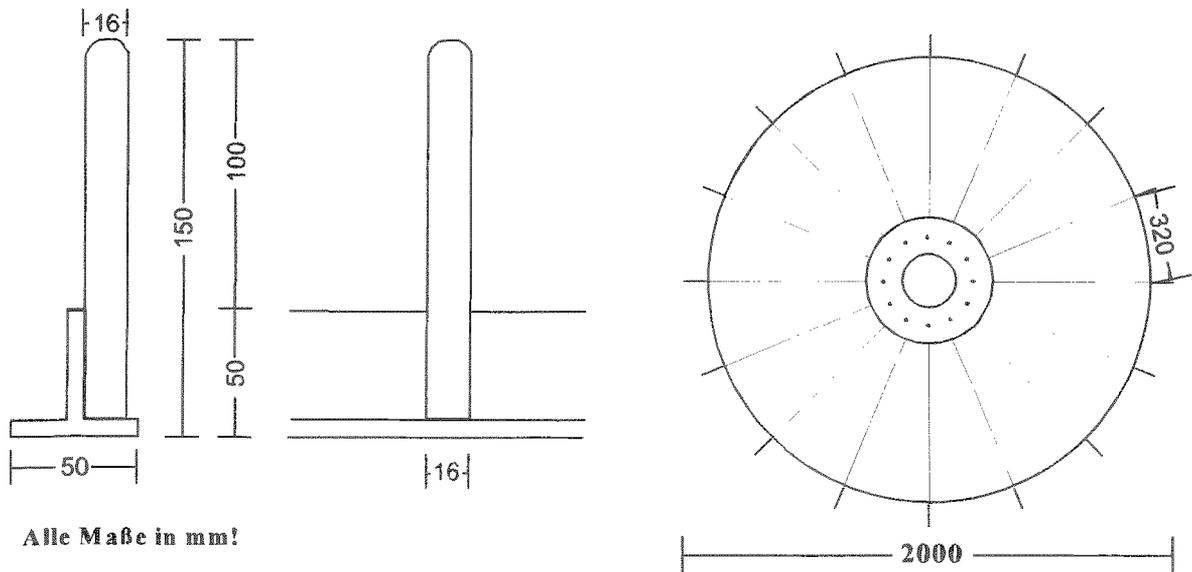
Überraschenderweise zeigte sich, daß die beiden äußeren, nunmehr offenen Segmente gegenüber dem mittleren geschlossenen Segment ein erheblich verbessertes Abwurfverhalten aufwiesen. Dies verbesserte das Aufsetzen der neuen Miete und verringerte die Gefahr, daß es durch nachrutschendes Material hinter der Trommel zu einem Stillstand der Maschine kam. Daraufhin wurde auch das mittlere Segment geöffnet, so daß nun eine vollständig offene Trommel mit acht Werkzeugträgern vorhanden war.

Die Qualität des Umsetzen war aber nach wie vor nicht befriedigend. Vor allem das Mischen der einzelnen Komponenten bei einer neu aufzusetzenden Miete wie auch das Auflockern der bestehenden Mieten entsprachen noch nicht den Erwartungen. Gleichzeitig war durch das Entfernen der Trommel-Abdeckbleche die Stabilität der Werkzeugträger stark vermindert worden, so daß zusätzliche Versteifungen erforderlich wurden.

So lag ein kompletter Austausch der Umsetzwerkzeuge samt Werkzeugträgern, verbunden mit einer Optimierung der Werkzeugform, nahe. Dabei wurde besonderer Wert auf eine verbesserte Reißwirkung der Werkzeuge gelegt, die zugleich auch eine bessere Auflockerung der Mieten bewirken sollten.

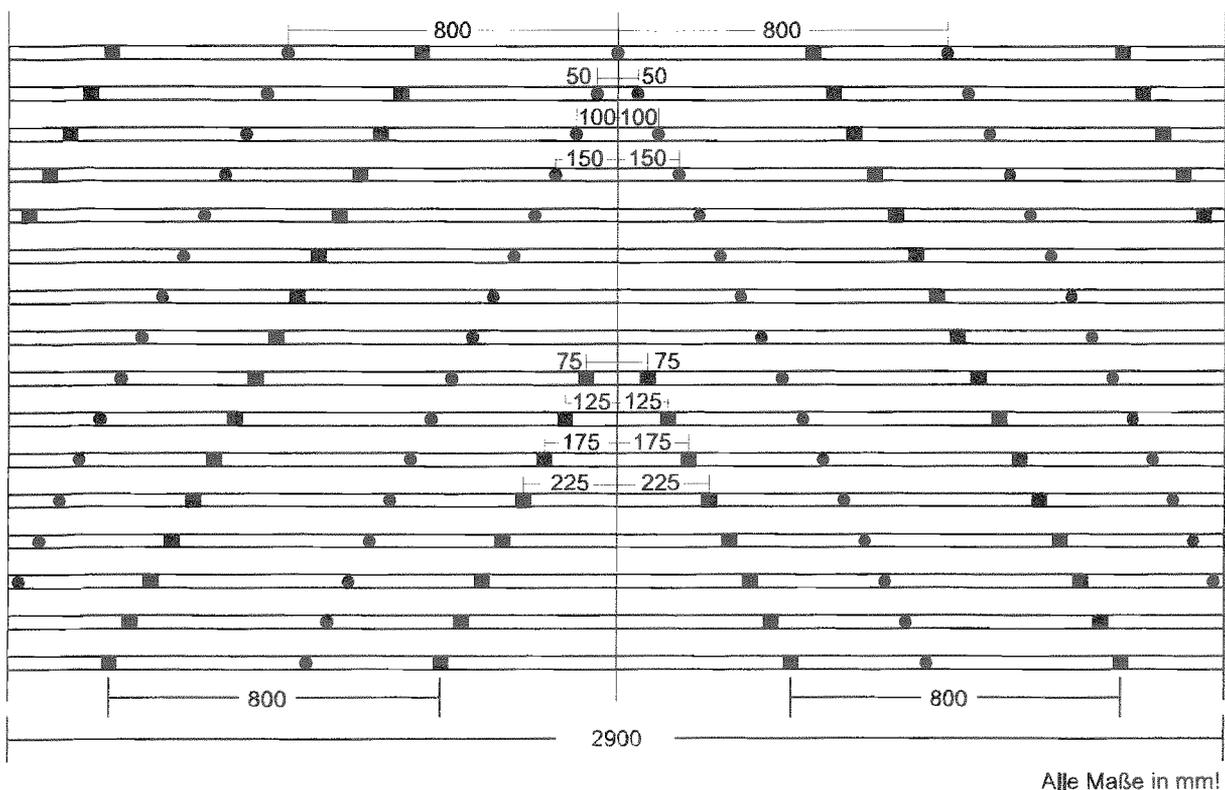
Als Werkzeugträger kamen T-Schienen mit einer Flankenbreite von 50 mm zum Einsatz. Darauf wurden Stahlfinger mit einem Durchmesser von 16 mm und einer Länge von 150 mm aufgeschweißt (Abbildung 14). Damit ergab sich ein Eingriff der Finger von ca. 100 mm. Die Anzahl der Werkzeugträger wurde verdoppelt, so daß insgesamt 16 Werkzeugträger angebracht waren. Die Werkzeuanordnung auf dem Trommelumfang war schneckenförmig von der Mitte nach außen laufend (Abbildung 15, Trommelumfang

aufgebrochen). Die Verdoppelung der Werkzeuge führte dazu, daß der Eingriff je Werkzeug auf ein Minimum reduziert werden konnte (Strichabstand 25 mm). Die Finger haben dadurch in erster Linie eine lockernde Wirkung.



Alle Maße in mm!

Abb. 14: Endgültige Ausführung der Umsetzwerkzeuge und Anordnung der Werkzeugträger auf dem Trommelumfang.



Alle Maße in mm!

Abb. 15: Anordnung der Arbeitswerkzeuge auf den Werkzeugträgern (Trommelumfang aufgebrochen).

### 4.2.3 Beurteilung der Arbeitsweise der Umsetzmaschine

Die Arbeitsqualität einer Kompostumsetzmaschine läßt sich anhand der Misch- und Auflockerungswirkung beurteilen (SCHUCHARDT 1990 [136]).

Während die Mischwirkung meist gemessen wird, indem die Lage definierter Körper vor und nach dem Umsetzen im Haufwerk bestimmt wird, kann die Auflockerungswirkung nur sehr schwer bestimmt werden.

In den vorliegenden Untersuchungen wurde die Mischwirkung des Umsetzers anhand der Temperaturverteilung im Haufwerk direkt vor und unmittelbar nach dem Umsetzen beurteilt. Dadurch ergab sich gleichzeitig die Möglichkeit, innerhalb bestimmter Grenzen die Höhe des Haufwerks zu bestimmen (Höhe des jeweils letzten Meßpunktes über dem Boden). Da die sonstige Mietenform (Länge und Breite) im Flachsilo baulich definiert ist, erhält man ein Maß für die Volumenvergrößerung im Haufwerk, die letztlich nur durch eine Auflockerung zu erreichen ist.

#### 4.2.3.1 Mischwirkung

Die Rottevorgänge im Haufwerk sind nicht überall gleich, sondern werden durch Randeffekte stark beeinflußt. In erster Linie wird dies durch ein Temperaturgefälle vom Mietenkern zum Mietenrand hin deutlich. An den Mietenrändern kommt es je nach Umgebungstemperatur zu einer erheblichen Temperaturabstrahlung und damit zu einer Verlangsamung der Rotte (vgl. Kap. 2.1.2.4). Dieser Effekt tritt auch bei der Flachsilo-kompostierung auf. Dabei werden im Mietenkern Temperaturen von über 60 °C erreicht. Im Randbereich liegen die Temperaturen dagegen nur bei 10-20 °C (Abbildung 16, oben). Nach dem Umsetzen ist über den gesamten Mietenquerschnitt eine einheitliche Temperaturverteilung festzustellen (Abbildung 16, unten). Dies bedeutet, daß das Umsetzen nicht nur zu einer Temperaturerniedrigung im Mietenkern, sondern auch zu einer Neudurchmischung des Materials geführt hat (deutlich zu sehen am Mietenfuß).

Gleichzeitig wird durch das Umsetzen ein intensiver Gasaustausch in der Miete möglich, wie die Messung der Kohlendioxidkonzentrationen in der Mieluft vor und nach dem Umsetzen zeigt (Abbildung 17). Hier wird auch deutlich, wie schnell die CO<sub>2</sub>-Konzentration nach dem Umsetzen wieder ansteigt. Während die Messung bei Mietenlänge 30 m etwa 5 min nach dem Umsetzen begann, waren bis zur Messung bei Mietenlänge 25 m schon 25 min und bei Mietenlänge 20 m verfahrensbedingt bereits 45 min verstrichen. Die Meßwerte bei Mietenlänge 15 m sind je nach Umsetzrichtung durch Randeffekte beeinflußt und für die Vergleiche nur bedingt geeignet.

#### 4.2.3.2 Auflockerungswirkung

Die Messung der Temperaturverteilung im Haufwerk nach der im Kapitel "Material und Methoden" beschriebenen Methode gibt gleichzeitig Aufschluß über das Mietenvolumen. Dabei wird deutlich, daß die mittlere Mietenhöhe vor dem Umsetzen (Tabelle 14, S. 89) um ca. 10% niedriger war als nach dem Umsetzen (Tabelle 15, S. 91). Dies ist ein eindeutiger Hinweis darauf, daß das Porenvolumen im Haufwerk durch das

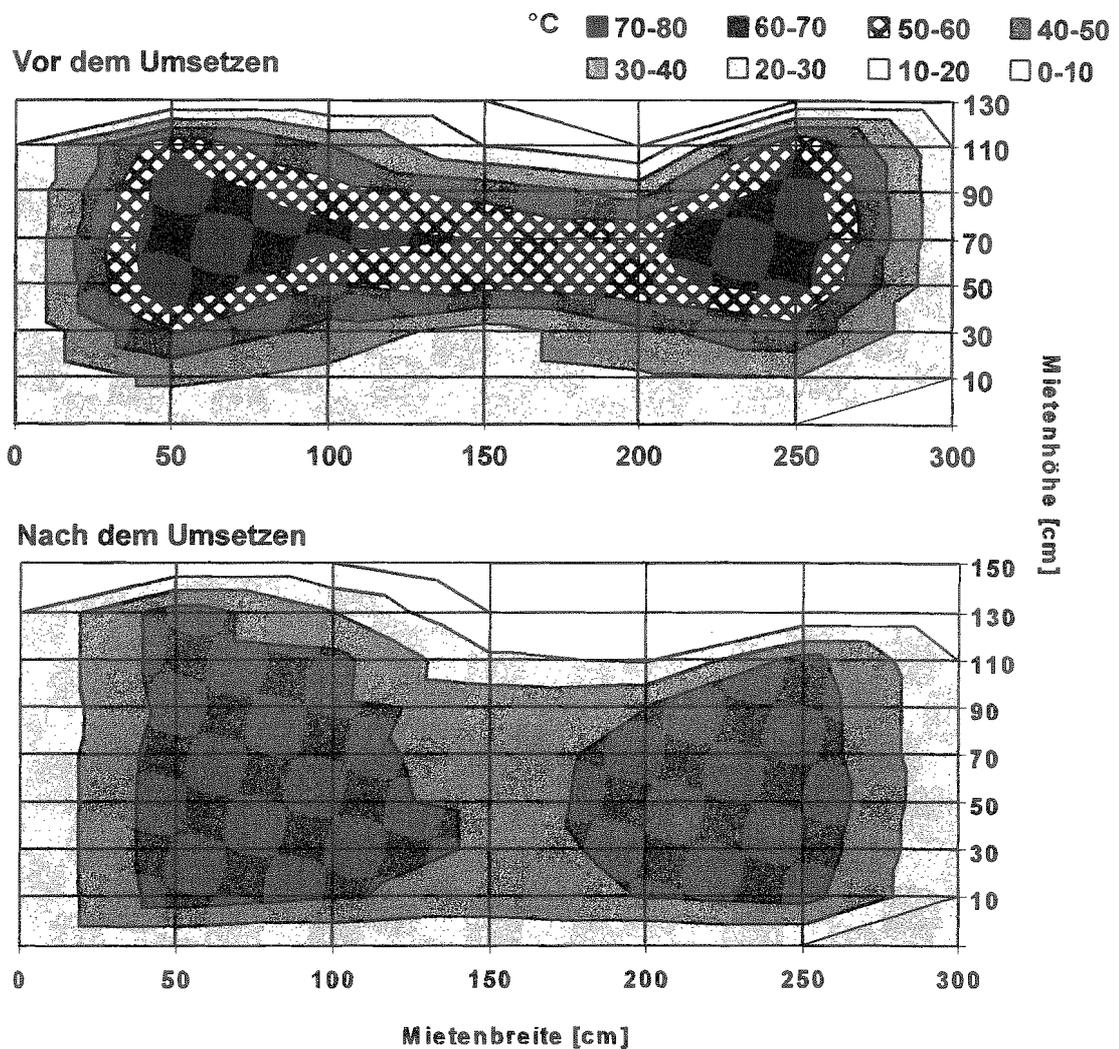


Abb. 16: Temperaturverteilung in der Kompostmiete vor und nach dem Umsetzen (graphisch aufbereitet, Originaldaten vgl. Tabellen 14 und 15, S. 91).

Umsetzen vergrößert wurde, und dadurch ein besserer Gasaustausch möglich ist. Dieses Ergebnis wird verstärkt durch die subjektive Beobachtung, daß jeweils nach dem Umsetzen das Einstechen der Temperatursonde deutlich leichter möglich war.

Durch die schneckenförmige Anordnung der Werkzeuge wurde erreicht, daß beim Umsetzen des Kompostes nicht nur eine vertikale, sondern auch eine intensive horizontale Durchmischung stattfand. Dies kann anhand des Mietenprofils eindeutig belegt werden. So ergab sich beim Umsetzen jeweils ein Wellenprofil der Mietenoberfläche. Beim Umsetzen von Ost nach West lag in der Mitte ein Wellental, an den Rändern je ein Wellenberg, d.h. das Material wurde zum Rand hin gefördert (Abbildung 19 und 18). In umgekehrter Arbeitsrichtung (von West nach Ost) lag der Wellenberg in der Mitte, während außen Wellentäler vorzufinden waren, d.h. das Material wurde zur Mitte hin gefördert (Abbildung 20).

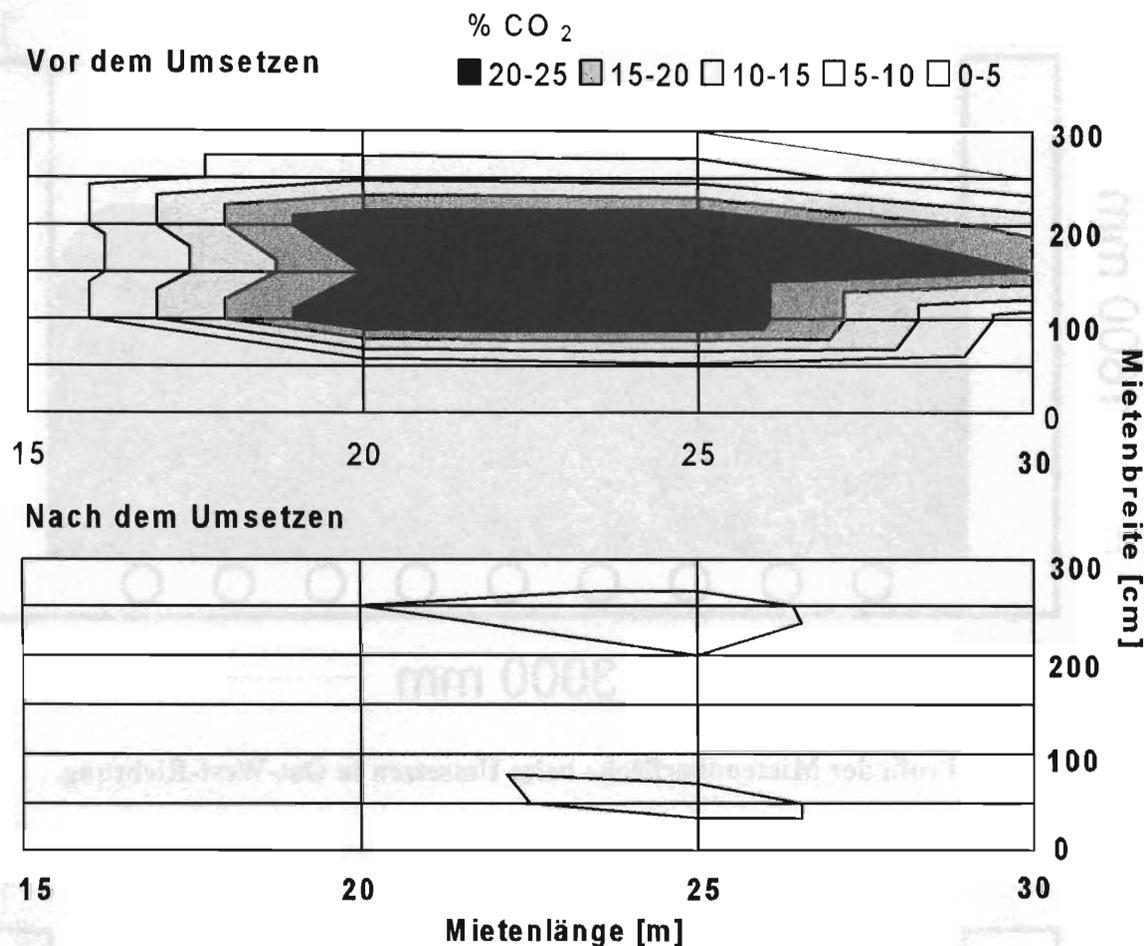
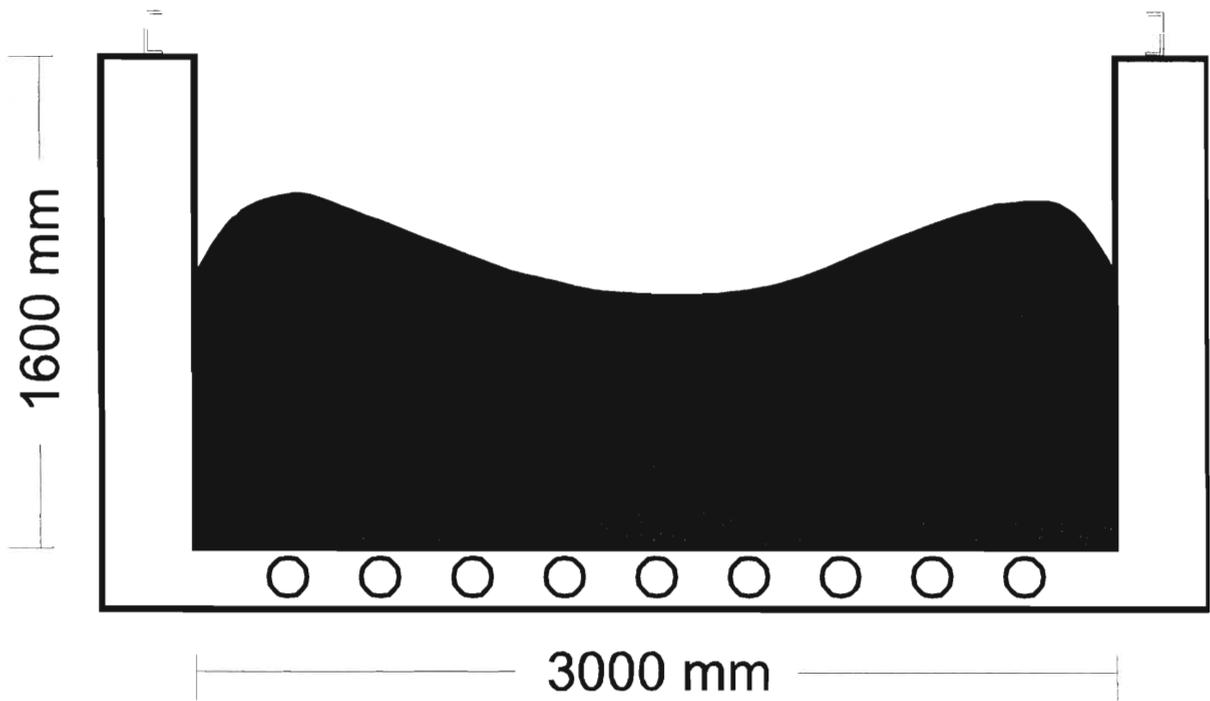


Abb. 17: CO<sub>2</sub>-Gehalte der Mietenluft vor und nach dem Umsetzen (graphisch aufbereitet, Originaldaten vgl. Tabelle 22, S. 98).

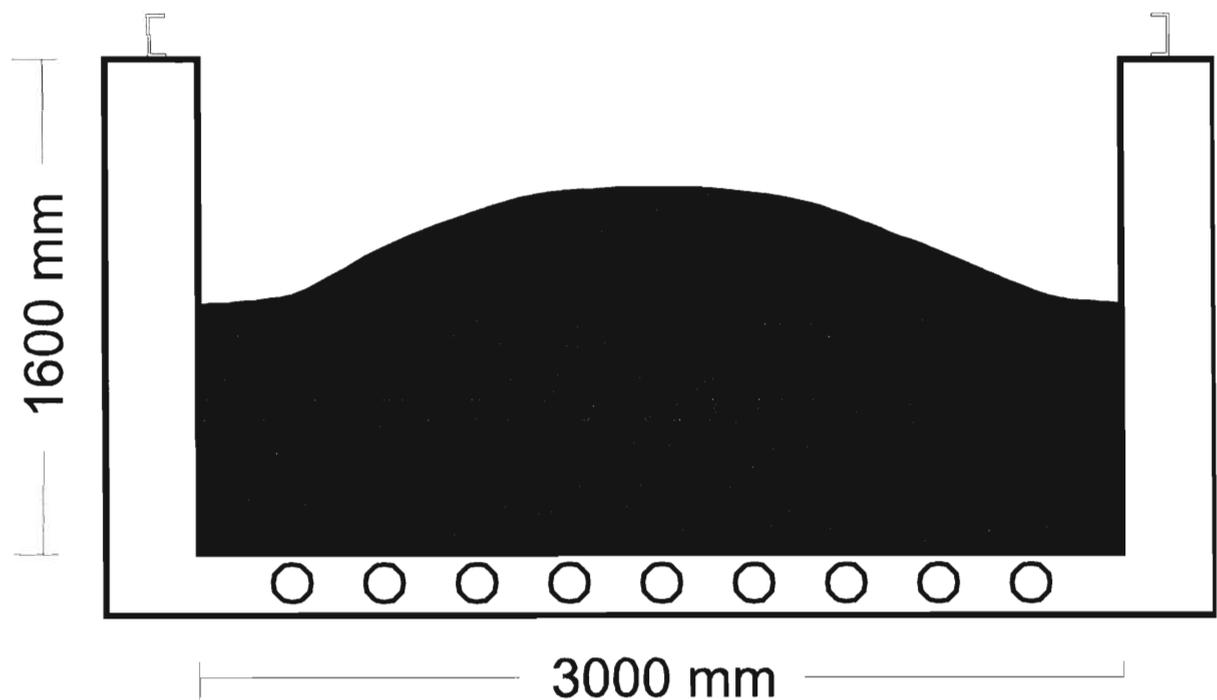
Diese Förderwirkung trat mit hoher Wiederholbarkeit bei jedem Umsetzen auf. Das Wellenprofil war bei strohareichem Mist nur leicht ausgeprägt, wurde mit zunehmender Kompostreife (höhere spezifische Dichte) jedoch deutlicher. Das heißt, daß durch die Anordnung der Werkzeuge auf der Trommel die Mietenoberfläche beeinflusst werden kann.



Abb. 18: Miete nach Umsetzen in Ost-West-Richtung.



**Abb. 19:** Profil der Mietenoberfläche beim Umsetzen in Ost-West-Richtung.



**Abb. 20:** Profil der Mietenoberfläche beim Umsetzen in West-Ost-Richtung.

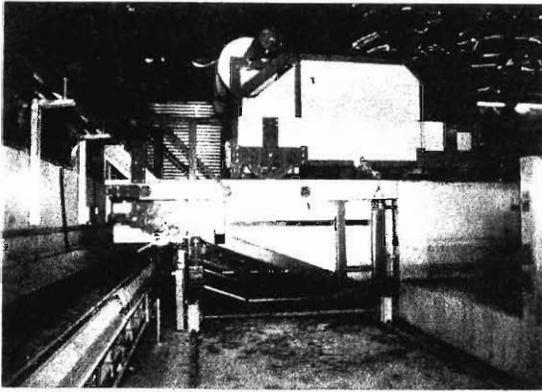
### 4.3 Beispiele für die praktische Umsetzung des Verfahrens

Bereits während sowie nach Abschluß der technischen Optimierungsphase wurden weitere Zeilenkompostierungsanlagen für die unterschiedlichen Einsatzzwecke geplant und gebaut. Die Planung und Realisierung dieser Anlagen erfolgte zunächst durch die im Projekt beteiligte Engeler GmbH, Saerbeck, sowie nach deren Liquidation im Januar 1995 durch andere Unternehmen.

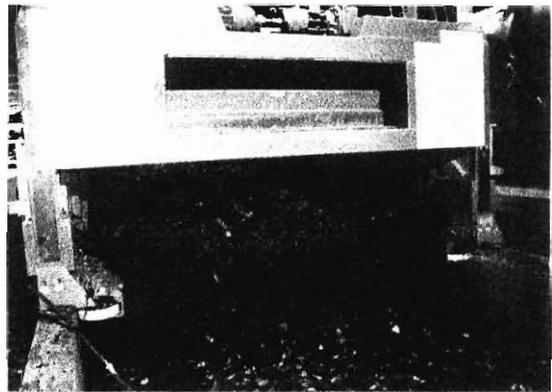
Die meisten der Anlagen arbeiten nach dem sogenannten Batch-Betrieb, d.h. die Miete wird aufgesetzt und nach einem definierten Prozeßzeitraum wieder entnommen. Zwei der Anlagen arbeiten quasikontinuierlich, d.h. das Material wird an einem Ende eingefüllt, in einer Richtung zum anderen Ende hin umgesetzt und dort wieder entnommen. Die Umsetzhäufigkeit bestimmt die Verweildauer in der Zeile. Alle Anlagen haben einen perforierten Boden und werden druck- oder saugbelüftet.

- Zeilenkompostierungsanlage zur Klärschlammkompostierung der EWE AG in Rodenkirchen, Schleswig-Holstein. Anlage mit zwei Zeilen (Miete 3x1,5 m), ca. 2.000 t/a. Anlage seit Ende 1994 aufgrund gesetzlicher Vorschriften (Vermischungsverbot verschiedener Klärschlämme) stillgelegt.
- Tunnelkompostierungsanlage zur Klärschlammkompostierung der EWE AG in Leer, Schleswig-Holstein. Anlage mit einem Tunnel (oben geschlossene Zeile, Miete 3x1,5 m), ca. 1.000 t/a.
- Tunnelkompostierungsanlage zur Bioabfallkompostierung der Fa. Bauer, Bad Rappenau, Hessen. Anlage mit zwei Tunneln (Miete 5x2 m), quasikontinuierlich, ca. 5.000 t/a.
- Zeilenkompostierungsanlage zur Bioabfallkompostierung des Landkreises Neuburg-Schrobenhausen, Bayern. Anlage mit sechs Zeilen, quasikontinuierlich, vollständig eingehaust, ca. 5.000 t/a (Abbildung 21-24).
- Tunnelkompostierungsanlage zur Bioabfallkompostierung der K.R.O. GmbH in Bohmte-Hunteburg, Niedersachsen. Anlage mit 30 Tunneln (Miete 5x2 m), ca. 35.000 t/a (Abbildung 25).
- Tunnelkompostierungsanlage zur Bioabfallkompostierung der beko GmbH in Wilsum, Niedersachsen. Anlage mit 7 Tunneln und 7 Zeilen (Miete 5x2,5 m), ca. 25.000 t/a (Abbildung 26).
- Tunnelkompostierungsanlage zur Bioabfallkompostierung der GAB in Pinneberg, Schleswig-Holstein. Anlage mit 11 Tunneln (Miete 5x2 m), ca. 20.000 t/a (Abbildung 27).

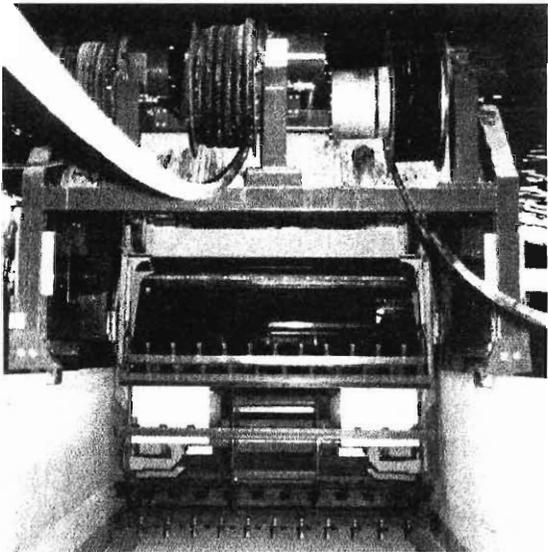
Alle Umsetzer arbeiten vollautomatisch, die Versorgungsleitungen werden über entsprechende Trommeln ab- bzw. aufgewickelt (Abbildung 23). Die Energie und Steuerleitungen sind zum Teil in einem Kabel kombiniert, die Versorgung mit Regenwasser erfolgt über einen Schlauch, so daß zwei bzw. drei Leitungen erforderlich sind. Die quasi-kontinuierlich arbeitenden Systeme verfügen über eine höhenverstellbare Trommel, die bei der Rückfahrt ausgehoben werden kann.



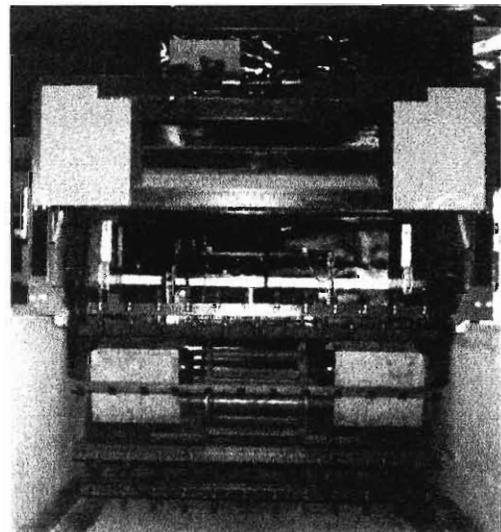
**Abb. 21:** KPW Neuburg, Umsetzer beim Einfahren von Lafette in Rottezeile.



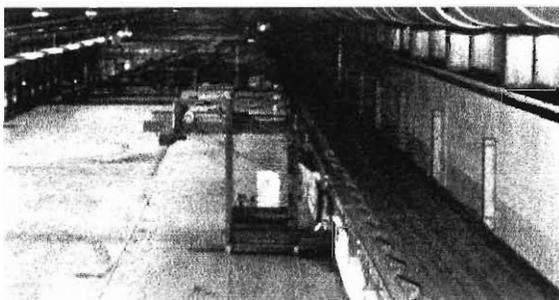
**Abb. 22:** KPW Neuburg, Umsetzer bei der Arbeit



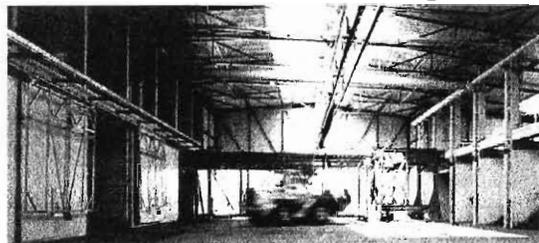
**Abb. 23:** KPW Neuburg, Umsetzer von hinten, oben: Schlauch- und Kabeltrommeln.



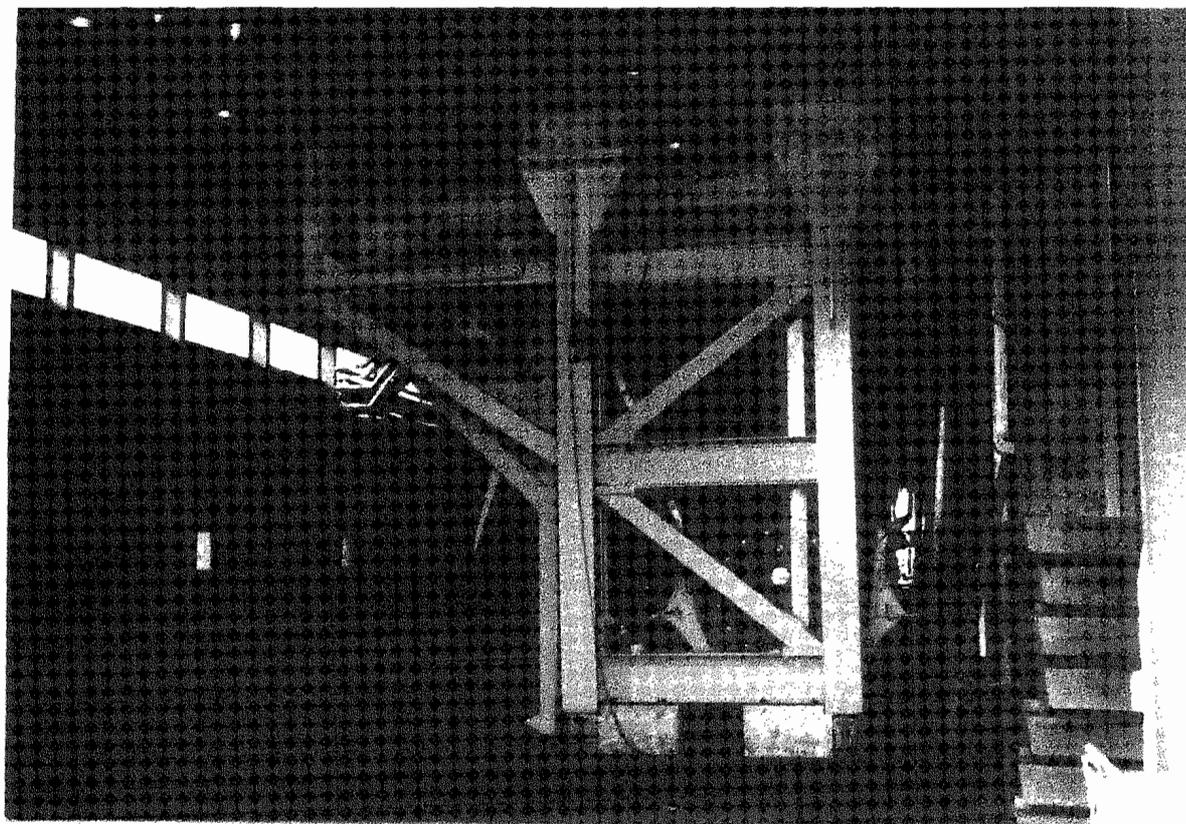
**Abb. 24:** KPW Neuburg, Umsetzer von vorne, Trommel abgesenkt.



**Abb. 25:** KPW Osnabrück, Umsetzer im Tunnel, in der Bildmitte ist die Lafette zu sehen.



**Abb. 26:** KPW Wilsum, Umsetzer in der Rottezeile, rechts im Bild die Lafette.



**Abb. 27:** KPW Pinneberg, Lafette mit Umsetzer.

## **5. Optimierung des Prozeßablaufes**

Nach der technischen Optimierung der Umsetzmaschine konnte mit den Untersuchungen zur Verbesserung des Prozeßablaufes begonnen werden. Bereits während der technischen Optimierung wurde die Methodensuche und -entwicklung durchgeführt.

Schwerpunkt der Prozeßoptimierung war einerseits die Gewinnung von Meßdaten bei unterschiedlichen Betriebszuständen. Darauf aufbauend wurden unterschiedliche Zuschlagstoffe in ihrer Eignung für die Festmistkompostierung in Verbindung mit verschiedenen Behandlungsvarianten (Umsetzen und Belüften) getestet.

Die gewonnenen Daten wurden statistisch verrechnet, um Anhaltswerte für die optimale Prozeßführung bei unterschiedlichen Betriebszuständen zu erhalten.

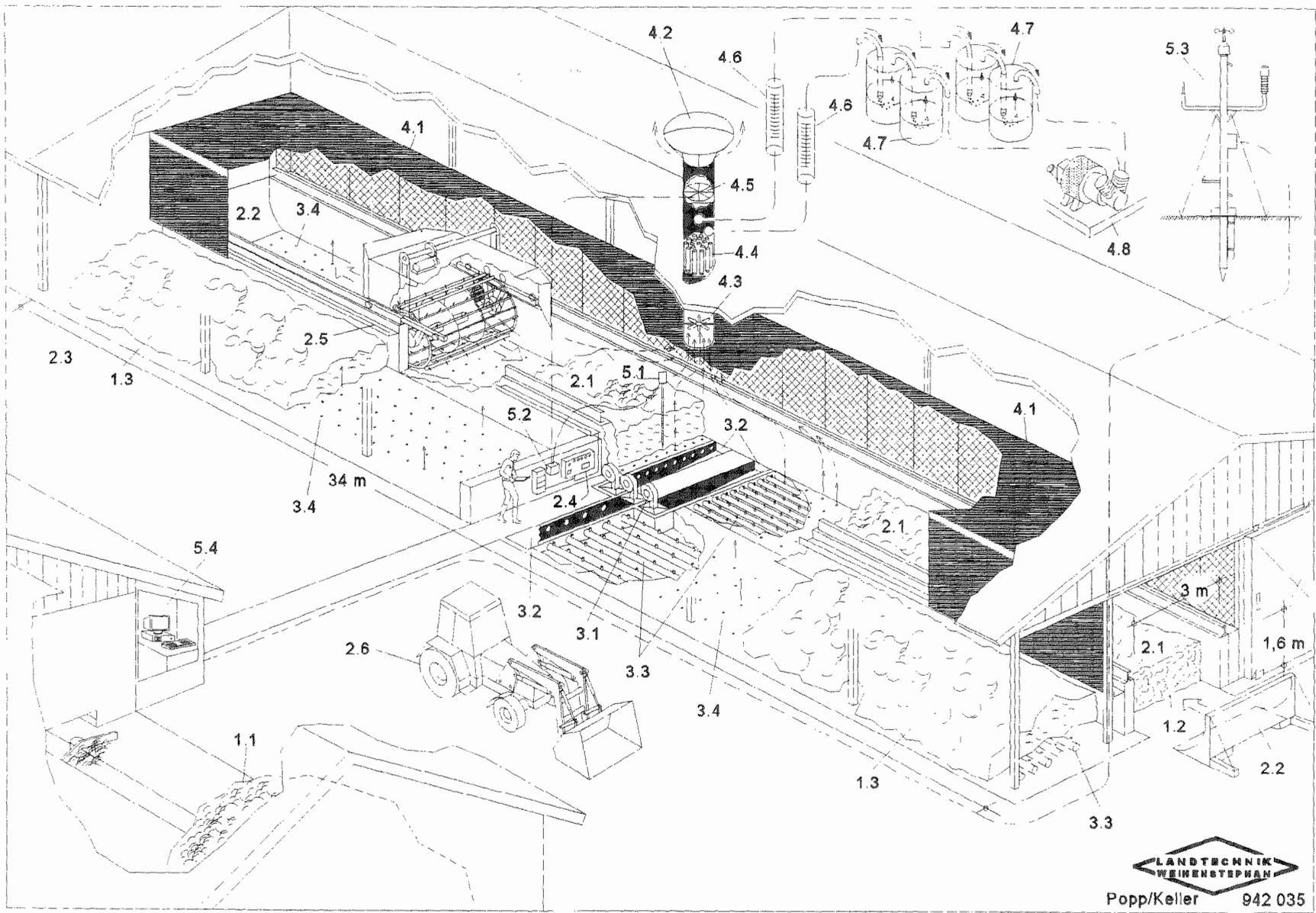
### **5.1 Material und Methoden**

Im Hinblick auf die durchzuführenden Untersuchungen zur Prozeßoptimierung mußte die Versuchsanlage angepaßt werden. Neben der Auswahl geeigneter Substrate bereiteten vor allem die Methoden der Meßwerterfassung sowie der Probenahme und Probenaufbereitung Probleme, so daß diese teils neu angepaßt bzw. weiterentwickelt wurden. Die Probenanalyse sowie die statistische Auswertung entsprechen dem allgemeinem Standard und sind am Schluß des Kapitels kurz erläutert.

#### **5.1.1 Darstellung des Versuchsbetriebes und der Versuchsanlage**

Beim Versuchsbetrieb Braun, Dürneck 23, 85354 Freising, handelt es sich um einen landwirtschaftlichen Vollerwerbsbetrieb mit biologisch-organischem Landbau. Der Mist aus einem Tretmiststall für rund 20 Milchkühe mit weiblicher Nachzucht ist das Ausgangssubstrat für die Kompostierungsversuche. Die Aufbereitung des Mistes durch Kompostierung soll auf dem Betrieb die Nährstoffversorgung der Böden sicherstellen. Gleichzeitig ist die Hygienisierung wichtig, um eine Unkrautverschleppung zu vermeiden.

Vor dem Hintergrund der durchzuführenden Untersuchungen wurde die Anlagengestaltung etwas modifiziert, um bessere Voraussetzungen für die Versuchsdurchführung zu erhalten, und im Herbst 1990 realisiert (Abbildung 28).



Popp/Keller 942 035

Abb. 28: Schema der Zeilenkomposterungsanlage zur Versuchsdurchführung.  
Standort: Betrieb Braun, Dürneck 23, 85354 Freising.  
Legende: siehe Tabelle 3

Tab. 3: Zeichnungslegende für Abbildung 28.

<b>Zeichnungslegende:</b>		4.1	Gashaube zur Ablufferfassung
		4.2	Luftabsaugkanal
1.1	Frischmist im Stapel	4.3	Absaug-Ventilator
1.2	Kompost in der Hauptrottephase	4.4	Meßeinrichtung zur Luftvolumenstrommessung
1.3	Kompost in der Nachrottephase	4.5	Gasprobenahme mit Volumenstrommessung
2.1	Rottezeile (34*3*1,6 m)	4.6	Gaswaschflaschen zur NH <sub>3</sub> -Fällung
2.2	Kompostumsetzmaschine	4.7	Probegaspumpe
2.3	Frontladerschlepper zur Befüllung und Entleerung der Rottezeile		
3.1	Druckluft-Ventilator	5.1	Temperaturmeßlanze
3.2	Luftverteilkanal	5.2	Datalogger für Temperaturmeßlanze
3.3	Lüftungsrohre mit Düsen	5.3	Wetterstation zur Klimaüberwachung
3.4	Lüftungsloch im Boden	5.4	PC zur Datenauswertung

Der Festmist wurde durchschnittlich über vier Wochen gesammelt und anschließend in die Kompostierungsanlage gebracht (wo er kompostiert wurde). Die Versuchsdurchführung und die Überwachung der Rotteparameter erfolgte im Rahmen der nachfolgend dargelegten Fragestellungen und Methoden.

### 5.1.2 Charakteristika des verwendeten Festmistes und der Zuschlagstoffe

Ausgangssubstrat für die Untersuchungen war Festmist aus einem Tretmiststall für Milchvieh. Die tägliche Einstreumenge betrug ca. 5 kg Stroh/GV/d. Zusätzlich wurden rund 2 kg Gesteinsmehl/GV/d zugesetzt. Der gesamte anfallende Harn war dadurch im Mist gebunden. Aufgrund des Haltungssystems hatte der Mist z.T. eine gewisse Rotte durchlaufen. Diese Rotte begann im Stall auf der Mistmatratze (BOXBERGER et al. 1991 [13], HELLENTHAL 1992 [63]) und setzte sich im Stapel fort, wo der Mist jeweils vier Wochen gesammelt wurde. Dieses Sammeln war erforderlich, um ausreichend Material für eine Silofüllung zu erhalten. Bezüglich der chemischen Zusammensetzung des Frischmistes wurde z.T. auf die Ergebnisse von ATZKERN 1990 [2] zurückgegriffen (Tabelle 4).

Als Zuschlagstoffe kamen in erster Linie Getreidestroh zum Einsatz - aufgrund des biologischen Anbaus weder mineralisch gedüngt noch gespritzt - sowie Mähgut aus der Pflege ökologischer Ausgleichsflächen. Als weiterer strukturgebender Zuschlagstoff wurde in zwei Versuchen Holzhäckselmaterial aus der Biotop-Pflege eingesetzt.

Tab. 4: Zusammensetzung von Festmist aus einem Tretmiststall für Milchkühe.

Parameter	ATZKERN 1990 [2] ø aus 3 Wiederholungen	Eigene Probenahme ø aus 2 Wiederholungen
pH-Wert	8,7	8,9
Trockensubstanz (g/100g FS)	23,1	28,2
N <sub>t</sub> (g/100 g FS)	0,44	0,59
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (g/100 g FS)	0,03	0,07
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (% von N <sub>t</sub> )	8,0	4,1
C (g/100 g TS)	35,3	32,5
C/N	18,6	15,5
Asche (g/100 g TS)	33,14	34,5
P (g/100 g TS)	0,46	0,57
K (g/100 g TS)	2,65	3,16

Die Beimischung von Erde diente zunächst hauptsächlich zur Regulierung des Feuchtegehaltes. Es handelte sich - aufgrund der geographischen Lage des Betriebes in der "Münchener Schotterebene" nahe der Isar - um sandigen Lehm (sL) bis lehmigen Sand (IS) mit einem hohen Humusanteil (flachgründiger Oberboden).

Die genannten Zuschlagstoffe wurden in ihrer chemischen Zusammensetzung nicht einzeln analysiert, die Analyse wurde nur für das jeweils fertig gemischte Kompost-Ausgangssubstrat durchgeführt. Dies gilt auch für die ebenfalls in Versuch V6 beigemischte Reststoffe aus der Schafwollverarbeitung.

Für das in den Versuchen V5 und V11 beigemischte Shreddermaterial aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten (HWL) wurde auf die Angaben des Herstellers zurückgegriffen (Tabelle 5).

Diese Analysewerte decken sich auch mit den Werten, die LIEBCHEN 1998 [92] veröffentlicht hat. Die Zusammensetzung unterliegt zwar einer gewissen Schwankung, bleibt jedoch weitgehend konstant.

**Tab. 5: Zusammensetzung der Reststoffe aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten.**

Parameter	Analysewert	Einheit
Feuchte	13,0	g/100 g FS
chem. gebundenes Wasser	9,5	g/100 g FS
Kohlenstoff	18,7	g/100 g TS
Stickstoff	0,2	g/100 g TS
Schwefel	1,9	g/100 g TS
Magnesit	40	g/100 g FS
MgSO <sub>4</sub>	5,5	g/100 g FS
Glühverlust 550 °C	42,0	g/100 g FS
<b>Zusammensetzung des Magnesit</b>		
Glühverlust 1050 °C	13,04	g/100 g
SiO <sub>2</sub>	6,99	g/100 g
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,37	g/100 g
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,49	g/100 g
Mn <sub>3</sub> O <sub>4</sub>	0,17	g/100 g
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-	g/100 g
CaO	3,46	g/100 g
MgO (Differenz)	71,48	g/100 g
MgO frei	58,1	g/100 g

### 5.1.3 Ermittlung der Materialzusammensetzung

Um Veränderungen im eingesetzten Material dokumentieren zu können, wurden repräsentative Kompostproben während der verschiedenen Rottestadien genommen und für die chemische Materialanalyse aufbereitet.

In den Untersuchungen wurden die stofflichen Veränderungen des Mistes bis zum Eintrag in die Kompostierungsanlage nicht berücksichtigt. Dies liegt zum einen daran, daß eine repräsentative Probenahme im dem relativ großen Stapel kaum möglich ist. Statt dessen kommt es in der Regel zu einer Überbewertung der Randschichten, während der Stapelkern unterbewertet wird. Gleichzeitig ist auch der Stapel in seiner Zusammensetzung sehr inhomogen, da er jeweils über einen Zeitraum von vier Wochen gesammelt wird. Länger gelagerter Mist kann daher gegenüber dem frischen Mist

bereits eine gewisse Rotte durchlaufen.

### 5.1.3.1 Probenahme

Besondere Probleme bereitet in der Regel die Art der Probenahme. Vor allem bei frischem Ausgangsmaterial besteht die Gefahr, daß die Proben nicht repräsentativ sind, d. h. nicht dem Mittel der jeweiligen Charge entsprechen. Dies rührt vor allem daher, daß zum einen das Ausgangsmaterial aus sehr unterschiedlich strukturierten Bestandteilen besteht. Je nach Zuschlagstoffen sind sehr langfasrige Anteile, wie Stroh, Mähgut von Streuwiesen etc., und harte Bestandteile (Holzhäcksel, Erde) vorhanden. Demgegenüber weist das Kot-/Harnmisch eine zähflüssige schleimige Struktur auf. Die Nährstoffe sind zum größten Teil darin enthalten. Eine repräsentative Probenahme wird durch die Zuschlagstoffe erschwert.

Nach mehreren Probenahme-Versuchen, die keine befriedigenden Ergebnisse erbrachten, wurde eine Entwicklung des Instituts für Landtechnik, Bonn (RELOE 1993 [121]), aufgegriffen und diese weiter verbessert. Dabei steht die Erfassung eines repräsentativen Querschnittes im Vordergrund. Dem liegt die Annahme zugrunde, daß beim Umsetzen keine vertikale, sondern allenfalls eine horizontale Schichtung zu erwarten ist. D.h. durch die unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften der einzelnen Komponenten ist es möglich, daß sich Teilchen mit höherer Dichte in Bodennähe ansammeln, während Teilchen mit geringerer Dichte eine Deckschicht bilden.

Das verwendete Probenahmegerät ist daher speziell darauf ausgerichtet, die Kompostprobe in Form eines vertikalen Bohrkerns zu erfassen (Abbildung 29). Aus technischen Gründen hatte dieser Bohrkern eine maximale Länge von 100 cm. Am Anfang der einzelnen Versuche, solange die Mietenhöhe dieses Maß überschritt, mußte mittels einer speziellen Verlängerung der Probenbohrer ein zweites Mal eingedreht werden. Kernstück des Gerätes ist eine Schnecke, die zu Anfang senkrecht in die Kompostmiete gedreht wird. Anschließend wird die Bohrhülse über die Schnecke in den Haufen gedrückt. Der hohle Bohrkopf weist eine scharfe Schneide auf. Der Außendurchmesser der Schnecke entspricht dem Innendurchmesser des Bohrkopfes. Dadurch kommt es zu einem Abschneiden langfasriger Bestandteile zwischen Schnecke und Bohrkopf, so daß tatsächlich ein repräsentativer Bohrkern erfaßt wird. Gleichzeitig wird durch die Schnecke verhindert, daß das Material beim Herausziehen des Gerätes aus der Miete wieder nach unten fällt. Dies ist vor allem gegen Ende der Kompostierung wichtig, wenn das Material bereits eine feinkrümelige Struktur aufweist.

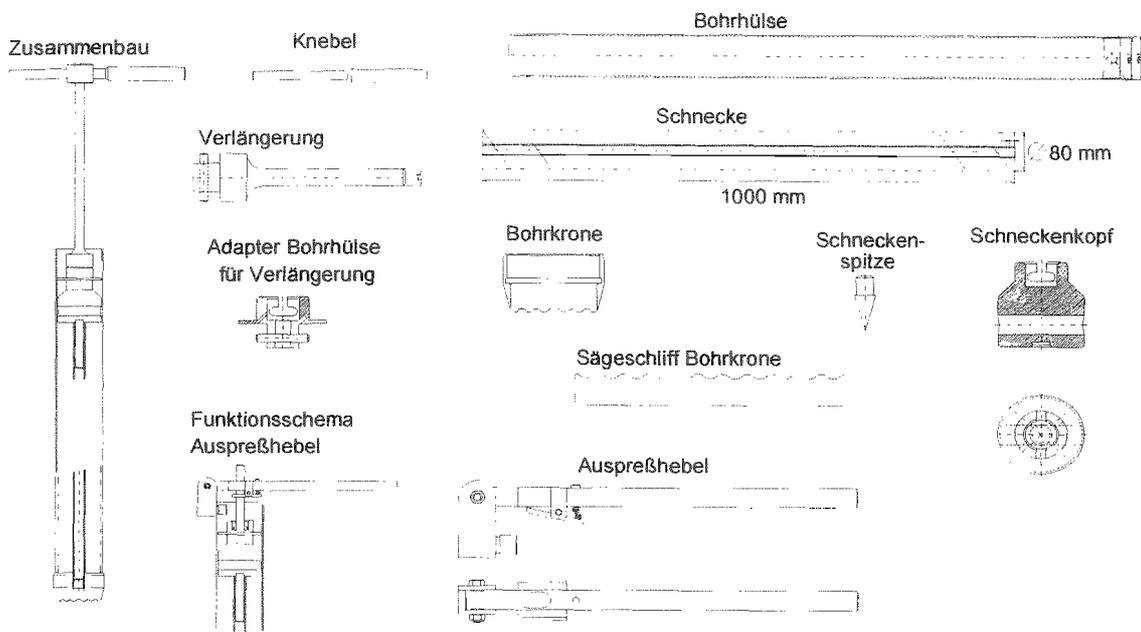


Abb. 29: Schema des Bohrgerätes zur Probeentnahme (weiterentwickelt nach RELOE 1993 [121]).

Beim Eindrehen der Bohrhülse über die Schnecke kommt es häufig zu einem Festklemmen langfasriger Teile zwischen Schnecke und Hülse. Daher ist es relativ schwierig, die Schnecke wieder aus dem Rohr zu entfernen und so die Probe zu gewinnen. Aus diesem Grunde wurde ein Auspresshebel konstruiert (Abbildung 29). Ein Metallstab wird von hinten durch die Bohrhülse auf die Schnecke gesetzt und über eine Hebelübersetzung das Rohr gegen die Schnecke hochgezogen, so daß das Probenmaterial herausfallen kann. Zweckmäßigerweise sollte das Gerät in einem Gefäß mit stabilem Boden stehen, in dem das Probenmaterial direkt aufgefangen werden kann.

Im Laufe der Zeit wurden mehrere Veränderungen am Probeentnahmegerät vorgenommen und das Gerät dabei für den Einsatzzweck weitgehend optimiert.

### 5.1.3.2 Ort der Probenahme

Während der Kompostierung wirken unterschiedliche Umweltfaktoren auf den Prozeß ein (vgl. Kap. 3). Daher ist es nötig, möglichst aus dem gleichen Material und im gleichen Zeitraum mehrere Wiederholungen durchzuführen. Da jedoch nur eine Kompostierungsanlage zur Verfügung stand, war es notwendig, diese Anlage in mehrere Bereiche zu unterteilen. Die Anlage wurde dazu in vier Bereiche von ca. 7,5 m Länge unterteilt, wobei jeder Bereich als eigene Wiederholung gewertet wurde. Jeder Bereich wurde gesondert beprobt. Bei der Materialanalyse stellte sich dann heraus, daß zwischen den Bereichen teils erhebliche Unterschiede in der Materialzusammensetzung bestanden. Dies wird dadurch bedingt, daß nicht ein von vornherein gemischtes Material gleichmäßig in die Anlage eingebracht wird, sondern die einzelnen Komponenten geschichtet werden. Eine Homogenisierung erfolgt erst später durch die Umsetzmaschine.

Die Probenahmestellen wurden innerhalb bestimmter Grenzen jeweils vollkommen

willkürlich durch den Probennehmer gewählt. Durch das Umsetzen des Kompostes erfolgt eine räumliche Verlagerung des Materials in drei Dimensionen sowie auch eine Neudurchmischung. Die Festlegung auf definierte Probenahmepunkte hätte daher keine Verbesserung erzielt.

### **5.1.3.3 Zeitpunkt der Probenahme**

Ein wichtiger Aspekt bei der Beprobung von verrottendem Material ist der Zeitpunkt der Probenahme. Dabei ist abzuwägen zwischen der Darstellung eines möglichst lückenlosen Verlaufes und der technischen Durchführbarkeit. Dies bedeutet in der Praxis, daß aus arbeitstechnischen und finanziellen Gründen der Probenumfang begrenzt bleiben muß. In den vorliegenden Untersuchungen wurde ein wöchentlicher Beprobungszeitraum gewählt. Dabei wurde jeweils eine Probe am Anfang einer Versuchscharge gezogen. Anschließend erfolgte im wöchentlichen Abstand die Ziehung einer weiteren Probe bis zum Abschluß der Charge. Die Probenahme wurde jeweils nach dem Umsetzen durchgeführt, um eine möglichst gute Homogenität des Materials zu gewährleisten (Ausnahme: Versuche ohne Umsetzen).

Die Dauer einer Charge war im Regelfall vier Wochen, so daß fünf Proben je Charge anfielen. Lediglich bei einigen Versuchsvarianten wurde die Aufenthaltsdauer im Silo verlängert. Dies wurde möglich, da der Mistanfall aus dem Stall teilweise geringer ausfiel als erwartet und so länger gesammelt werden mußte. Gleichzeitig ergab sich die Möglichkeit, zu untersuchen, welche Veränderungen durch eine verlängerte Rotte bewirkt wurden.

Für die vergleichende Auswertung wurde nur jeweils der 4-Wochen-Zeitraum herangezogen.

### **5.1.4 Probenanalyse**

Nach der Probenziehung und einer kurzfristigen Lagerung in tiefgefrorenem Zustand erfolgte eine Probenaufbereitung und anschließend die Analyse einiger physikalischer und chemischer Parameter.

#### **5.1.4.1 Probenaufbereitung**

Wegen der oben beschriebenen Inhomogenität des Kompostes (grobe und feine Bestandteile) war eine intensive Aufbereitung des Materials zur Zerkleinerung und Homogenisierung zwingend notwendig. Vor allem für die chemische Materialanalyse werden teils nur wenige Gramm bzw. Milligramm aus einem Gesamtvolumen von 0,5-1 kg benötigt.

Diese Zerkleinerung warf vor allem bei Frischmaterial große Probleme auf. Nach

Erfahrungen von REENTS 1992<sup>2</sup> schienen dazu Geräte aus der Nahrungsmittelverarbeitung geeignet. Diese Geräte weisen nicht nur eine gute Zerkleinerungswirkung auf, sie sind vor allem auch für feuchte bzw. nasse Materialien geeignet und verhältnismäßig leicht zu reinigen. REENTS<sup>3</sup> hatte sehr gute Erfahrungen mit einem Metzgereikut-ter gemacht. Ein derartiges Gerät schied in den vorliegenden Untersuchungen aus, da die Probenmengen zu klein waren. Daher kam zunächst eine Haushaltsküchenmaschine zum Einsatz. Dieses Gerät hat einen Kunststoffbehälter von 1,5 l Inhalt mit einem horizontal rotierenden Messer. Das Material wird im freien Schnitt zerkleinert.

Das Gerät arbeitete bei sehr feuchtem und sehr trockenem Material mit ausreichender Zerkleinerungs- und Mischwirkung. Probleme traten jedoch gerade in dem Feuchtigkeitsbereich auf, der sich für die Kompostierung als optimal herausgestellt hatte. Zudem war es nicht möglich, holzige Zuschlagstoffe ausreichend gut zu zerkleinern. Weiterhin kam es beim Zerkleinern zu einer Erwärmung des Materials, so daß Einflüsse auf den Gehalt an Inhaltsstoffen zu befürchten waren.

Als möglicher Lösungsansatz wurde mit einem Fleischwolf experimentiert. Durch die Zwangszuführung mittels Schnecke zu einer Schneidvorrichtung schien auch die Zerkleinerung holziger Bestandteile ausreichend gewährleistet.

Das Zerkleinerungsprinzip des eingesetzten Fleischwolfs, Fabrikat Edertal, EM 70 V-3RF, basiert auf verschiedenen Systemen. Zunächst kommt es zwischen Förderschnecke und Schneckengehäuse zu Schervorgängen und damit zu einer Auffaserung holziger Bestandteile. Anschließend wird das Material durch die eigentliche Vorzerkleinerungseinrichtung gepreßt und vom rotierenden Schneidmesser vorgeschnitten. Dieser Vorgang wird an der folgenden Lochscheibe wiederholt. Durch die Lochgröße der zweiten Scheibe wird der Zerkleinerungsgrad bestimmt.

Für das Probenmaterial stellte sich heraus, daß mit einer Lochgröße von 13 mm eine ausreichende Zerkleinerung und Mischung möglich war. Dies war die größte, im Handel erhältliche Lochscheibe. Zugleich ergab diese Lochscheibe auch den höchsten Durchsatz.

Bei der Probenaufbereitung traten vor allem bei Frischmaterial immer wieder Probleme auf. Dies äußerte sich dahingehend, daß es bei dem relativ feuchten Material im Fleischwolf zu einer Separierung von fasrigen und schleimigen Bestandteilen kam, und der Fleischwolf verstopfte. Gleichzeitig erwärmte sich das Material sehr stark, was wiederum die Gefahr gasförmiger Verluste von Inhaltsstoffen (v. a. NH<sub>3</sub>) mit sich brachte. Dieses Problem konnte dadurch gelöst werden, daß nur noch leicht gefrorenes Material zerkleinert wurde. Der Materialdurchsatz konnte dadurch optimiert werden, eine Materialerwärmung wurde zuverlässig verhindert.

Zur weiteren Analyse einiger Parameter mußte ein Teil des Materials getrocknet und anschließend staubförmig vermahlen werden. Die Trocknung erfolgte im Trocken-

---

<sup>2</sup>pers. Mitteilung

<sup>3</sup>pers. Mitteilung

schränk bei 105 °C über 48 h. Damit war eine vollständige Trocknung gewährleistet. Anschließend wurde das Material in einer Schneidmühle, Fabrikat RETSCH, staubförmig vermahlen. Dieses Gerät arbeitet mit einer radial schneidenden rotierenden Schneidwelle. Die Schneidwerkzeuge auf dieser Welle sind versetzt angeordnet, so daß der Kraftbedarf minimiert wird. Die Zerkleinerung erfolgt an mehreren Schneidkanten sowie durch ein Lochsieb, das den Zerkleinerungsgrad bestimmt. In den Untersuchungen kam ein Lochsieb mit Maschenweite 1 mm zum Einsatz. Dadurch war eine ausreichende Feinheit des Materials gewährleistet.

#### 5.1.4.2 Ermittlung physikalischer Parameter

Da durch die Art der Probenahme eine starke Zerstörung der Materialstruktur bedingt war, eine andere Art der Probenahme aber kaum eine repräsentative Stichprobe liefern konnte, wurde auf die Messung physikalischer Materialparameter wie Dichte, Struktur und Porenvolumen verzichtet. Diese Parameter wurden statt dessen jeweils während des Kompostierungsprozesses augenscheinlich beurteilt. Bei ungünstiger Ausgangssituation wurde dann ggf. durch Zugabe von Strukturmaterial eine Verbesserung herbeigeführt. Im Mittelpunkt stand stets die Aufrechterhaltung des optimalen Kompostierungsprozesses.

Als einziger physikalischer Materialparameter wurde der Feuchtegehalt des Materials bestimmt. Diese Messung erfolgte z. T. vor der Materialaufbereitung, i. d. R. nach der Materialzerkleinerung. Die Trocknung wurde im Trockenschrank bei 105 °C solange durchgeführt, bis keine weitere Gewichtsreduktion mehr festzustellen war.

#### 5.1.4.3 Ermittlung chemischer Kenngrößen

Die Materialzusammensetzung wurde durch chemische Analysen im Labor nach VDLUFA-Methoden bestimmt:

TS-Gehalt: Trocknen eines Aliquots der Mischprobe bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz.

Glühverlust: Veraschen einer getrockneten und im Exsikator abgekühlten Probe über 4 Stunden bei 550 °C.

pH-Wert: Suspension der Frischsubstanz (zerkleinertes Aliquot mit 0,01 ml CaCl<sub>2</sub>)  
Verhältnis 1:10 mit pH-Meter

Stickstoff: Aufschluß nach Kjehldal

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: N<sub>min</sub>-Methode

Phosphor: Makrovanadat-Methode

Kalium: flammenphotometrisch

Nitrat: nicht gemessen, da nicht zu erwarten (pH > 8; Grabbe et Schuchardt 1993 [50])

#### 5.1.5 Massebestimmung

Bei den Versuchen V4, V5, V11 wurde die ein- und ausgetragene Masse, bei den

Versuchen V12 und V13 jeweils die ausgetragene Masse bestimmt. Die Masse der Zuschlagsstoffe konnte mit einer Zugwaage am Frontlader bestimmt werden. Zur Festmistwiegung wurde ein Miststreuer auf Radlastenwaagen gestellt und befüllt. Bei jeder Füllung ist die Anfangs- und Endmasse des Streuers erfaßt worden. Der Fehler der Masseerfassung war < 1%.

### 5.1.5.1 Darstellung von Bezugsgrößen

Bei der Kompostierung finden biologische Abbauprozesse statt, die zu einer Veränderung der stofflichen Zusammensetzung und zu einer Verschiebung der Relationen zueinander führen. Grundsätzlich wäre es natürlich möglich, die Veränderungen der Anteile von Inhaltsstoffen auf die Veränderungen in der Gesamtmasse zu beziehen. Die Erfassung der Gesamtmasse ist im technischen Maßstab jedoch mit großem Aufwand verbunden (s.o.). Vor diesem Hintergrund ist die Wahl einer Bezugsgröße notwendig, die von biologischen Abbauprozessen unbeeinflusst bleibt. Eine Größe dieser Art stellen die mineralischen Bestandteile der organischen Substanz dar. Hier bietet sich der Aschegehalt der organischen Substanz an (DEWES et AHRENS 1989 [23]). Es muß jedoch sichergestellt werden, daß keine Sickerwasserverluste auftreten (DEWES 1990 [22]).

Ausgehend von dieser These können relative Veränderungen der Inhaltsstoffe auf den Ascheanteil (AS) bezogen werden. Sofern die absolute Masse der Asche bekannt ist, können auch absolute Veränderungen dargestellt werden. Die Massereduzierung relativ zum Ausgangswert ist gleichzusetzen mit der Aschezunahme relativ zum Endwert nach folgender Formel:

$$AS\text{-Zunahme} = \frac{AS_{\text{Ende}} \text{ (g/100 g FS)} - AS_{\text{Anfang}} \text{ (g/100 g FS)}}{AS_{\text{Ende}} \text{ (g/100g FS)}} \quad (2)$$

Entsprechend gilt für die Berechnungen der Veränderungen von Inhaltsstoffen (x):

$$\Delta x = x_{\text{Anfang}} \text{ (g/100 g AS)} - x_{\text{Ende}} \text{ (g/100 g AS)} \quad (3)$$

wobei:

$$x \text{ (g/100 g AS)} = \frac{x \text{ (g/100 g FS)}}{AS \text{ (g/100 g FS)}} * 100 \quad (4)$$

Diese Vorgehensweise läßt sich analog für Analysenwerte anwenden, die anhand der Gehalte in der TS erhoben worden sind, bzw. wenn Veränderungen auf den TS-Gehalt bezogen werden sollen.

### 5.1.6 Messung von Temperaturen

Aufgrund von Randeffekten kommt es in der Kompostmiete zu keiner gleichmäßigen Erwärmung (z.B. RELOE 1993 [121]). Vielmehr tritt in einem heißen Kern die höchste Temperatur auf, während die Randschichten wegen der Temperaturabstrahlung weit kühler sind. Gleichzeitig muß man vor allem bei inhomogenem Material davon ausgehen, daß es auch innerhalb des Haufwerks teils erhebliche Unterschiede im Rotteverlauf und damit in der Temperaturentwicklung gibt (EHLERT et ADAMEK 1995 [30]).

Bei Versuchen zur Temperaturerfassung in der Mistmatratze von Tretmistställen (BOXBERGER et al. 1991 [13]) zeigte sich ein erheblicher Zeitbedarf, die Temperaturen in verschiedenen Schichttiefen mit herkömmlichen Geräten zu erfassen und so einen Temperaturquerschnitt zu erhalten. Aus diesem Grunde wurde für die Erfassung von Temperaturentwicklung und -verteilung im Haufwerk ein spezielles Thermometer konstruiert (Abbildung 30). Ein Ziel war dabei, bei einem Einstich in bis zu 1,5 m hohe Kompostmieten, die Temperatur in mehreren Schichthöhen gleichzeitig zu erfassen. Dazu wurden mehrere Meßfühler in definierten Abständen auf einer Einstechlanze angebracht. Gleichzeitig durfte diese Einstechlanze die Temperatur am Meßpunkt möglichst wenig beeinflussen. Das Lanzenmaterial mußte daher eine geringe spezifische Wärmekapazität sowie eine geringe Wärmeleitfähigkeit aufweisen. Ein hohler Lanzenkörper sollte die Verkabelung der Meßpunkte ermöglichen und gleichzeitig eine hohe Stabilität gewährleisten.

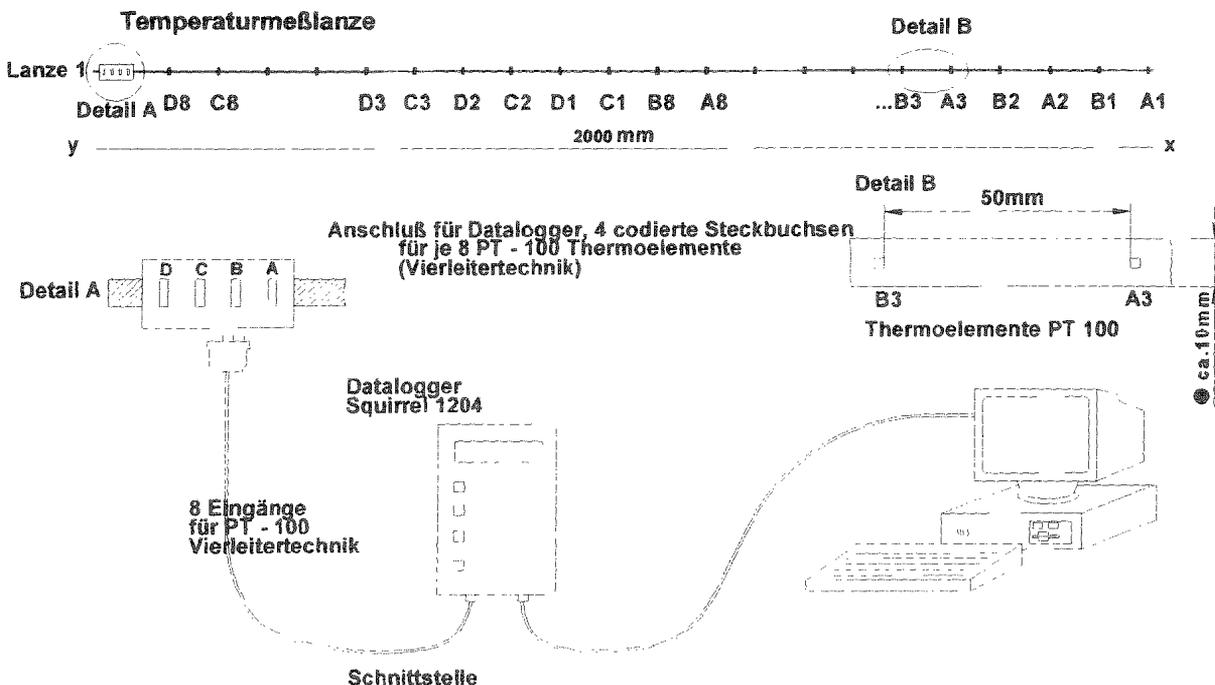


Abb. 30: Temperaturmeßlanze mit Datalogger.

Für den Einsatzzweck schien eine handelsübliche Angelrute aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) geeignet. Von dieser Angelrute wurden zunächst alle Ösen entfernt, bis der Rutenkörper vollkommen glatt war. Anschließend wurde die Rute auf die erforderliche Länge von 1.800 mm gekürzt. Der schlanke Rutenkörper sollte ein leichtes

Einstecken gewährleisten. Der Rutendurchmesser betrug 8 mm an der Spitze und erweiterte sich auf 20 mm an der Basis. Zum besseren Einstecken war eine Metallspitze eingeklebt. Bei der ersten Rute betrug der Abstand der Meßpunkte je 50 mm. Dazu wurde die Lanze perforiert und Thermoelemente Pt 100 mit Vierleiter-Technik installiert. Insgesamt waren 32 Temperatur-Meßpunkte über eine Länge von 1.600 mm vorhanden. Um ein Einstecken auch unter schwierigen Bedingungen zu gewährleisten, waren zwei Metalllanzen zum Vorstecken vorhanden (1800 mm \* 16 mm Ø; 1000 mm \* 8 mm Ø).

Der eingesetzte Datalogger Squirrel SQ 1200 wies lediglich acht Erfassungskanäle für Vierleitermeßtechnik auf. Daher war es nötig, die Lanze in vier Abschnitte mit je acht Meßpunkten zu unterteilen (vgl. Abbildung 30). Jede dieser Gruppen war mit einer elektronischen Kennung versehen, so daß bei der späteren Datenauswertung eine eindeutige Zuordnung erfolgen konnte. Die Abfrage erfolgte durch Umstecken des Datenkabels auf die vier verschiedenen Stecker an der Meßlanze. Damit konnte relativ zügig ein Temperaturprofil einer Miete gewonnen werden.

Nach Abschluß einer Reihe von Messungen wurde eine zweite Lanze konstruiert. Diese Lanze erhielt nur noch acht Meßpunkte im Abstand von je 200 mm, so daß bei einer einmaligen Abfrage die gesamte Mietenhöhe im Silo erfaßt werden konnte. Verwendet wurde diesmal ein sog. Rutenblank (Rute zur Eigenmontage ohne Griff, Spulenhalter, Ösen), wegen der höheren Steifigkeit aus Kevlar.

Bei diesen beiden ersten Ruten konnte lediglich an einer Einstechstelle im Kompost die Temperatur kontinuierlich aufgezeichnet werden. Nach einem erneuten Defekt der Meßlanze kamen deshalb zwei neue Meßlanzen zum Einsatz, die grundsätzlich nach dem selben Prinzip aufgebaut waren. Abgefragt wurde aber nur noch je ein Meßpunkt in einer Höhe von 550 mm über dem Boden, also im Kernbereich der Miete.

Eine Lackierung der Lanzen mit PU-Klarlack erbrachte keine Verbesserung (Glattheit, Schutz der Thermoelemente), da dieser Lack bereits nach kurzer Zeit mikrobiell zersetzt wurde.

### 5.1.7 Sauerstoff/Kohlendioxid

Die aerobe Rotte in der Miete ist stark abhängig von der Zusammensetzung der Mietenluft. Dabei ist der Sauerstoffgehalt ausschlaggebend. Aus Gründen einer einfacheren Messung wurde in den vorliegenden Untersuchungen der  $\text{CO}_2$ -Gehalt herangezogen, da davon auszugehen ist, daß der Sauerstoffgehalt in der Miete sich umgekehrt proportional zum  $\text{CO}_2$ -Gehalt verhält. Bei einer einordnenden Messung wurden zunächst einige Abluftproben gezogen und mit einem Binos-Meßgerät (ATZKERN 1990 [2]) auf ihren  $\text{CO}_2$ - und  $\text{CH}_4$ -Gehalt untersucht. In weiteren Untersuchungen stand - ähnlich den Untersuchungen bei der Temperaturmessung - die Erfassung eines  $\text{CO}_2$ -Profils in Mieten mit unterschiedlichen Behandlungsvarianten im Vordergrund. Die Messung wurde vor Ort mit einem  $\text{CO}_2$ -Indicator Testoryt Ind 20 der Fa. BRIGON MEßTECHNIK MICHAEL IHRIG, Rodgau, durchgeführt. Der Meßbereich des Gerätes liegt nach Herstellerangaben bei 0-20 Vol.-%  $\text{CO}_2$  (Skala des Gerätes bis 25 Vol.-%) mit einer Auflösung von 0,5 Vol.-% und einem Meßfehler von ebenfalls 0,5 Vol.-%.

### 5.1.8 Messung von $\text{NH}_3$ -Emissionen in der Abluft

Eines der Hauptziele der Untersuchungen lag in der Erfassung der Stickstoffverluste bei der Kompostierung. Durch die Analyse der Mietenabluft sollte versucht werden, die gasförmigen Stickstoffemissionen und hier vor allem den Anteil an Ammoniak zu erfassen.

Zur vollständigen Erfassung der Mietenabluft wurde das gesamte Kompostsilo mit einer weitgehend gasdichten Haube aus durchsichtiger PE-Folie (Silofolie, 0,12 mm) eingehaust (Abbildung 31). Vor allem an den Anschlußstellen an das Silo war eine Gasdichtigkeit jedoch nicht zu gewährleisten. Diese Haube wurde durch einen zentralen Abluftkamin mit Abluftventilator abgesaugt. Der Absaugkamin bestand aus einem gedämmten Edelstahlrohr mit einem Durchmesser von exakt 500 mm. Am unteren Ende des Abluftkamins befand sich ein Absaugventilator, wie er in der Stalllüftungstechnik eingesetzt wird. Die Fördermenge des Ventilators im Abluftkanal zeigt Abbildung 32.

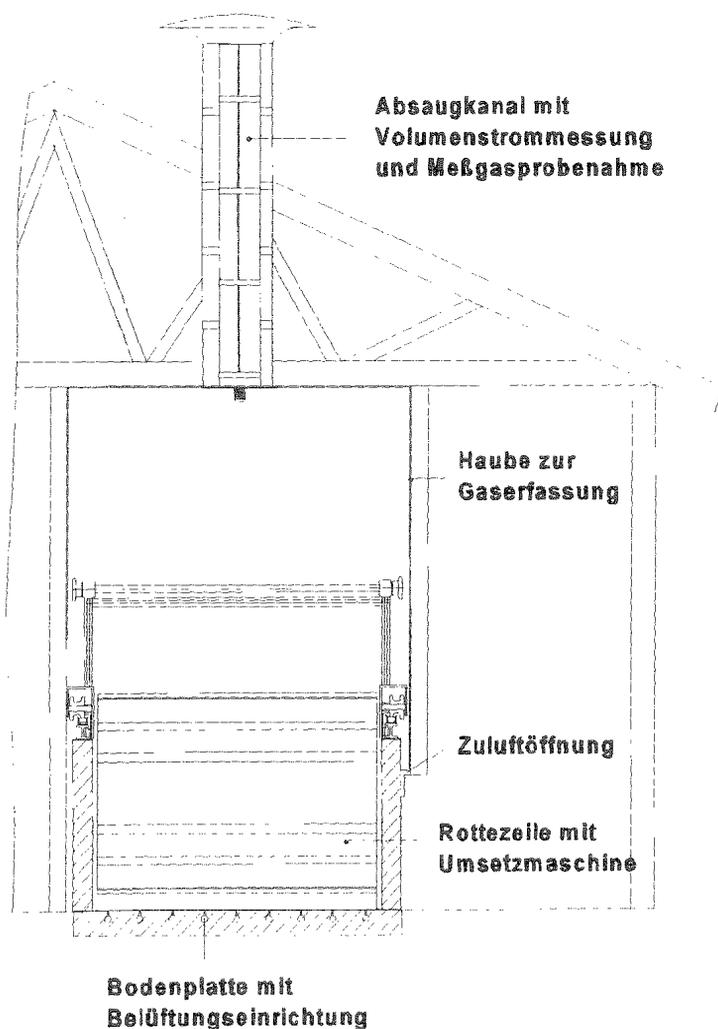


Abb. 31: Querschnitt der Versuchsanlage mit Ablufferfassung.

Der Absaugventilator wurde während der Messungen bei einer Potentiometereinstellung von konstant 70%, d.h. bei ca. 190 V betrieben, die Luftmenge stichprobenartig kontrolliert. Die Abweichungen vom Nennwert betragen, abhängig von der äußeren Windgeschwindigkeit, ca. 2%.

Während der Messungen wurde im Silo ein ca. 20-facher Luftwechsel je Stunde aufrechterhalten. Diese hohe Luftwechselrate sollte sicherstellen, daß durch sämtliche unkontrollierbaren Öffnungen der Gashaube ein Luftzustrom mit ausreichender Geschwindigkeit erfolgen mußte, so daß die einströmende Luft die Feuchtigkeit an der Folie aufnahm. Dadurch sollte ein Abtropfen von Kondenswasser an der Haubenfolie und nicht erfassbare Stickstoffausträge verhindert werden.

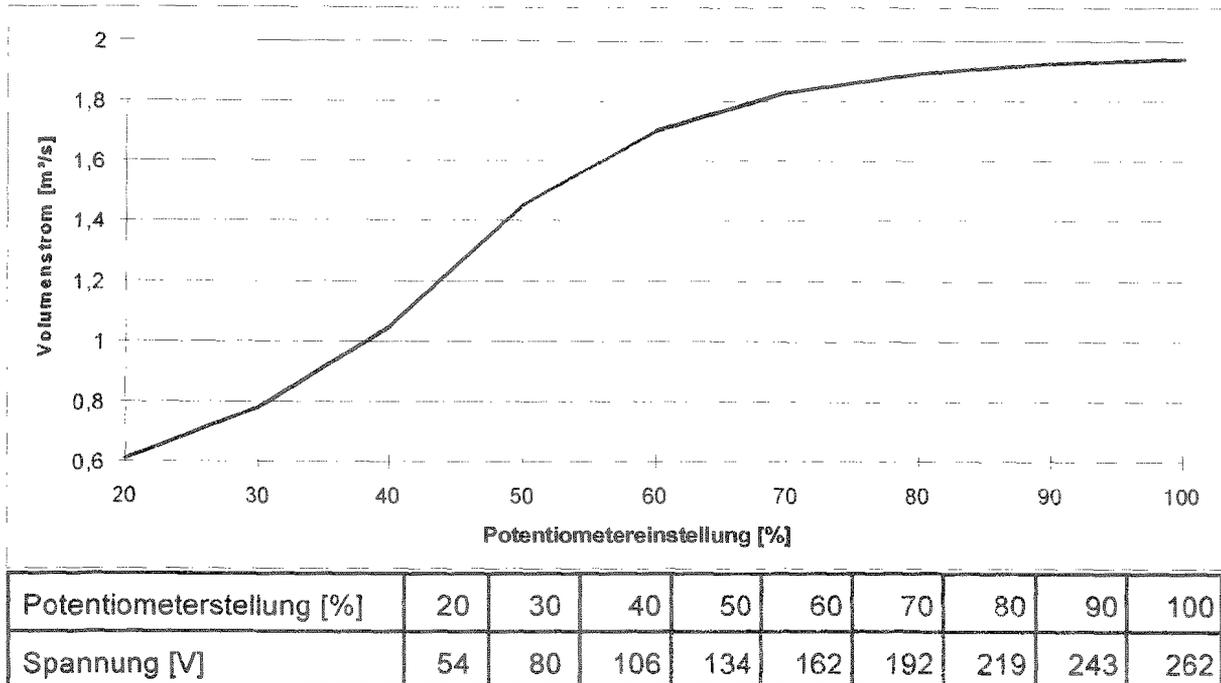


Abb. 32: Gemessene Förderleistung des Abluftventilators im eingebauten Zustand.

#### 5.1.8.1 Luftvolumenstrommessung

Die Luftvolumenstrommessung im Abluftkamin erfolgte mit einem Staudruckgitter der Firma Wilson. Dieses besteht für den Einsatz in runden Kanälen aus acht sternförmig angeordneten Rohren mit geschlossenen Enden (Abbildung 33). Ein Teil der Rohre weist frontal gegen die Strömungsrichtung Bohrungen auf. Der dadurch gemessene Gesamtdruck wird im Mittelstück zusammengefaßt und zum Anschlußstutzen geführt. Andere Rohre nehmen durch entsprechende Öffnungen an der durch das Staugitter verengten Meßstelle einen "sub-statischen" Druck auf, der ebenfalls zusammengefaßt und zu einem zweiten Anschlußstutzen geführt wird. Der an den beiden Anschlußstutzen ermittelte Differenzdruck steht in einem bestimmten Verhältnis zur mittleren Strömungsgeschwindigkeit.

Der Hersteller schreibt für den Einbau des Staudruckgitters bestimmte Abstände zu Hindernissen im Rohrquerschnitt vor, um eine möglichst hohe Genauigkeit der Messung zu erreichen. Die Kanallänge, und damit der Abstand des Staugitters vom letzten Hindernis, dem Ventilator, betrug im konkreten Fall 2,8 m und entsprach damit den Herstelleranforderungen nach einem Abstand von mindestens dem 5-fachen Rohrdurchmesser (0,500 m). Durch den Ventilator wurde jedoch ein starker Drall im Rohr erzeugt, so daß die Luftströmung nicht parallel zum Rohrverlauf, sondern schraubenförmig nach oben gerichtet war. Dies ließ den Einbau eines Gleichrichters zwingend erforderlich erscheinen, um die Turbulenz im Abluftkanal zu verbessern.

Die VDI-Richtlinien schreiben für den Einbau eines Röhrengleichrichters eine Mindestlänge von 20 d (zwanzigfacher Durchmesser der Einzelröhren) vor. Diese Länge konnte unter den gegebenen Umständen sowohl aus Gründen der Höhe über dem Dach wie auch der Masse nicht eingehalten werden. Daher wurden mit einem stark verkürzten Gleichrichter Messungen durchgeführt, um die Wirkung zu testen. Der Gleichrichter

bestand aus zwei Teilstücken von je 120 mm Länge (Abbildung 33). Diese Teilstücke waren aus je 50 Edelstahlröhren mit einem Innendurchmesser von 38,0 mm und einer Wandstärke von 1,0 mm zusammengesetzt. Die Gleichrichter wurden leicht gegeneinander verdreht eingebracht. Messungen zeigten, daß eine Anordnung der Gleichrichter unmittelbar hinter dem Ventilator den Drall vollständig eliminieren konnte. Dies wurde mit einem in den Luftstrom eingebrachten Wollfaden bewiesen. Die Strömungsrichtung war vollkommen parallel zum Abluftkamin.

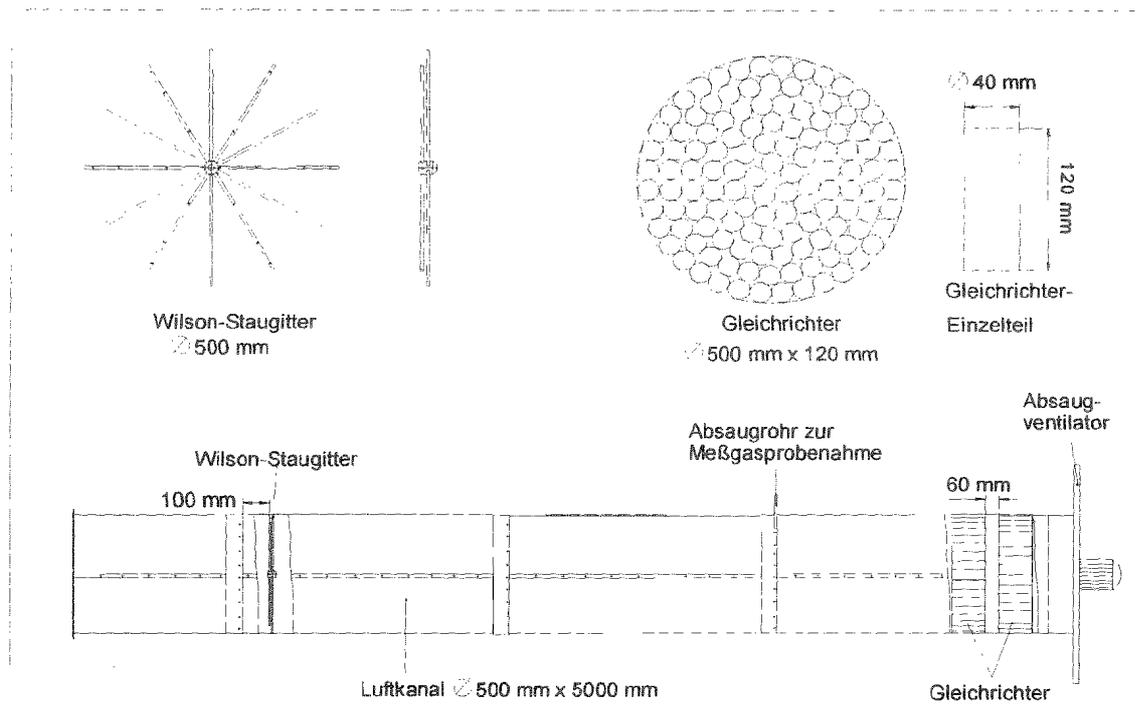


Abb. 33: Schema des Abluftkanals mit Gleichrichter und Meßgitter zur Luftvolumenstrommessung.

Die Erfassung der Strömungsverteilung im Kamin ergab, daß an den Seiten ein wesentlich stärkerer Luftstrom zu verzeichnen war als in der Mitte des Kamins (Abbildung 33). Dies wird durch den eingesetzten Axialventilator bedingt, bei dem in der Mitte der Motor sitzt, so daß hier keine Luft nachströmen kann. Demgegenüber wird durch die Arbeitsweise des Ventilatorflügels die strömende Luft in Rotation versetzt, so daß es zu Fliehkräfterscheinungen kommt. Durch den Gleichrichter kann diese Rotation eliminiert werden. Um eine gleichmäßige (annähernd laminare) Strömung zu erreichen, wäre jedoch eine sehr viel längere Beruhigungsstrecke erforderlich, als diese im Kamin zur Verfügung stand. Mit dem eingesetzten Staudruckgitter wurde die Luftströmung über den gesamten Kanalquerschnitt ermittelt, so daß dieses Phänomen die Messungen nicht verfälschte. Dies bestätigte der Vergleich mit anderen Meßgeräten.

#### 5.1.8.2 Probenahme und Probenanalyse

Aus dem Abluftkamin wurde während des Meßzeitraumes eine aliquote Luftmenge zur Analyse abgesaugt. Dazu wurden in den Kamin an zwei unterschiedlichen Stellen

Röhren eingebracht (Abbildung 33). Durch diese beiden Röhren wurde Luft zunächst durch eine Kondensationsfalle gesaugt. Anschließend erfolgte die Luftmengenregelung durch Schwebemeßkörper. In Gaswaschflaschen mit einer 0,1-N HCL-Lösung wurde nachfolgend Ammoniak ausgefällt.

Die Bestimmung der Ammoniumkonzentration erfolgte photometrisch durch Reaktion des Ammoniums mit Neßler-Reagenz und Messung der konzentrationsabhängigen Absorption bei der spezifischen Wellenlänge. Zum Einsatz kam ein Hewlett Packard 8452A Diode Array Spectrophotometer mit einer 1 cm Küvette (Quarzglas).

Anhand des Meßwertes wurde dann auf die Ammoniakkonzentration in der Abluft nach folgender Formel zurückgerechnet:

$$\frac{C_{Lsg.} * Abs. * F}{L} = mg \text{ Ammoniak } l \text{ m}^3 \quad (5)$$

- $C_{Lsg.}$  =  $NH_4$ -Konzentration der Absorptionslösung in mg/l  
*Abs.* = Menge der Absorptionslösung in l  
*L* = Luftmenge, mit der *Abs.* beaufschlagt wurde in l  
*F* = Umrechnungsfaktor von  $NH_4$  auf  $NH_3$

### 5.1.8.3 Zeitliche Verteilung der Probenahme

Aus arbeitstechnischen Gründen war es nicht möglich, eine kontinuierliche Probenahme durchzuführen. Daher wurde versucht, durch eine sinnvolle Verteilung der Stichproben einen möglichst genauen Schätzwert zu erhalten.

Beim ersten Versuchsdurchlauf (V11) wurde ein Aliquot von 600 l aus dem Abluftkanal über einen Zeitraum von vier Stunden abgesaugt. An Tagen mit Umsetzen zweimalige Beprobung, unmittelbar während des Umsetzens und danach, anschließende Wiederholung, ebenfalls über vier Stunden. Für die Zeiträume, die nicht beprobt wurden, wurde ein plausibler Wert geschätzt (Anpassung an die Regressionskurve). Anschließend wurden die gemessenen und geschätzten Werte mit der jeweils in diesem Zeitraum abgesaugten Luftmenge multipliziert und daraus die Gesamtemissionsmenge errechnet.

Beim zweiten (V12) und dritten (V13) Versuchsdurchlauf wurde ein Aliquot von 600 l aus dem Abluftkanal über einen Zeitraum von 24 Stunden abgesaugt. Die Absaugpumpe schaltete sich - über eine Zeitschaltuhr gesteuert - alle 1,5 h jeweils für 15 min ein. Somit ergab sich eine Gesamtbeprobungsdauer von 4 h über den Tag verteilt. Später, nachdem zu erwarten war, daß die meisten Emissionsmengen erfolgt waren, wurden die Beprobungsintervalle verdoppelt und über einen Zeitraum von 48 bzw. zum Schluß 96 h gemittelt. Auch diese Ammoniakkonzentrationswerte wurden mit der gemessenen Abluftmenge multipliziert und daraus eine Gesamtemissionsmenge errechnet.

### 5.1.9 Statistische Auswertung

Die Meßdaten wurden zunächst innerhalb der Versuche auf Normalverteilung geprüft nach der Methode (SACHS 1992 [128]):

$$\bar{x} \geq 3 \sigma \quad \text{und} \quad 0,9 \leq \bar{x}/\mu \leq 1,1$$

wobei:

$$\begin{aligned} \bar{x} &= \text{Mittelwert der Stichprobe aus 4 Probenahmepunkten} \\ \sigma &= \text{Standardabweichung} \\ \mu &= \text{Median} \end{aligned} \quad (6)$$

Alle Meßwerte waren innerhalb der Versuche normalverteilt mit Ausnahme einiger Werte für den Ammonium-N-Gehalt ab dem zweiten Probenahmetermin und später. Da der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt in diesen Fällen jedoch im Bereich der Nachweisgrenze lag, ist der Einfluß von Analysefehlern sehr groß.

Die weitere statistische Auswertung erfolgte mit dem PC-Programm SPSS für Windows, Version 7.5.2G.

Für die Durchführung der statistischen Analysen wurden in der Regel die Absolutwerte und nur in einigen Fällen die Relativwerte herangezogen.

Um einen Überblick über mögliche Wechselbeziehungen zwischen den gemessenen Parametern zu erhalten, wurde unterstellt, daß es sich bei den Meßwerten um unabhängige Stichproben handelt. Dann wurden mehrere Korrelationsanalysen durchgeführt. Es wurde der Korrelationskoeffizient nach Pearson berechnet (Standardeinstellung des Programms). Die Vorgaben zeigt Tabelle 6.

Ausgehend von den gezeigten Korrelationen wurden dann für die plausiblen Einflußfaktoren eine Regressionsberechnung durchgeführt. In allen Regressionsmodellen wurden lineare Zusammenhänge unterstellt. Logarithmische oder exponentielle Abhängigkeiten wurden auf Grund der Datenstruktur und der geringen Anzahl der Beobachtungen für einige Versuchsanstellungen nicht untersucht. Die Vorgaben für die Regressionsanalyse zeigt Tabelle 7. Die Vorgehensweise erfolgte schrittweise, d.h. die möglichen Einflußvariablen wurden nacheinander in das Modell aufgenommen, solange bis das Bestimmtheitsmaß nicht mehr gesteigert wurde. Abhängige Variablen wurden ggf. wieder aus dem Modell entfernt. Für alle durchgeführten Regressionsanalysen findet sich die vollständige Auswertung im Anhang.

Die Korrelationsanalysen dienten auch der Überprüfung systematischer Einflüsse durch die Parameter Versuchsmonat, Jahreszeit und Siloquartal. Es konnte kein Einfluß dieser Parameter festgestellt werden.

In die statistische Auswertung wurden nur Ausgangsgehalte sowie Differenzwerte zwischen Ausgangsgehalt bei T0 und Gehalt bei T4 einbezogen (i.d.R. Endgehalt nach vier Wochen Versuchsdauer).

Tab. 6: Allgemeine Vorgaben bei der Korrelationsanalyse.

<b>Anzahl der Fälle</b>	52
<b>Verwendete Fälle</b>	Die Statistik für jedes Variablenpaar basiert auf allen Fällen, die gültige Daten für dieses Paar aufweisen. Alle Fälle weisen gültige Daten auf.
<b>Syntax</b>	CORRELATIONS /VARIABLES= Variablen angegeben in den Reihen- und Spaltenköpfen /PRINT=TWOTAIL NOSIG /MISSING=PAIRWISE .

Tab. 7: Allgemeine Vorgaben bei der Regressionsanalyse.

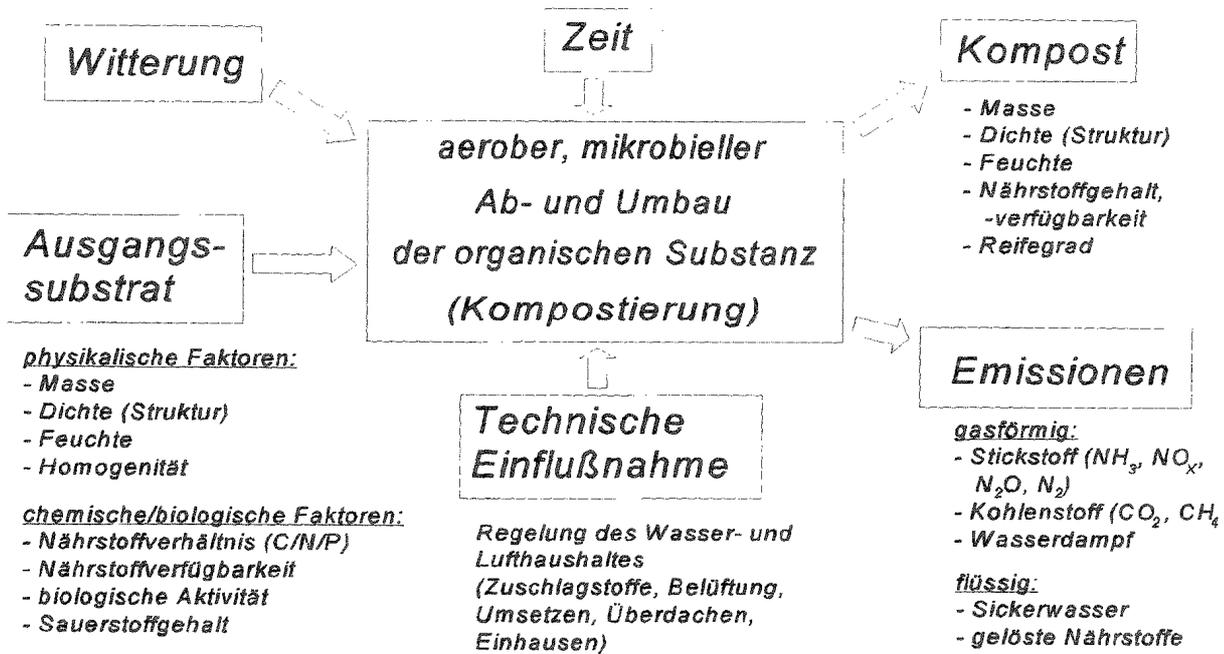
<b>Anzahl der Fälle</b>	52
<b>Verwendete Fälle</b>	Die Statistiken basieren auf Fällen, bei denen für keine verwendete Variable Werte fehlen. Alle Werte waren gültig vorhanden.
<b>Syntax</b>	REGRESSION /MISSING LISTWISE /STATISTICS COEFF OUTS R ANOVA /CRITERIA=PIN(.05) POUT(.10) /NOORIGIN /DEPENDENT Abhängige Variable des jeweiligen Modells /METHOD=STEPWISE Mögliche Einflußvariablen des jeweiligen Modells.

## 5.2 Faktorenmodell und Versuchsplan

Zur genaueren Definition der zu untersuchenden Faktoren wurde zunächst ein Faktorenmodell gebildet, das die Einflußgrößen bei der Kompostierung noch einmal bildlich darstellt (Abbildung 34).

Im Mittelpunkt steht der mikrobielle Ab- und Umbau der organischen Substanz. Dieser Prozeß benötigt Zeit. Durch gezielte Einflußnahme sollen die Rahmenbedingungen optimiert werden. Insbesondere gilt es zunächst, unkontrollierbare Störeinflüsse, z.B. durch Witterung, zu vermeiden.

Für den Prozeß sind physikalische, chemische und biologische Parameter zu beachten. Für die Festmistkompostierung stellt sich konkret die Frage, welche Zuschlagstoffe in welchen Mengen verwendbar sind, um Feuchtegehalt, Struktur und C/N-Verhältnis zu verbessern.



**Abb. 34: Faktorenmodell der Kompostierung.**

Bei Festmist konnte man von einem hohen Mikrobenbesatz ausgehen, so daß eine Impfung des Materials von Beginn an nicht erforderlich schien.

Von besonderem Interesse war jedoch der Wasser- und Lufthaushalt während des Prozesses sowie die Auswirkungen technischer Einflußnahme. Witterungseinflüsse waren verfahrensbedingt nicht vollständig auszuschließen.

Je nach Rotteintensität sowie der Art und Zusammensetzung des eingesetzten Materials war ein Kompost zu erwarten, der durch physikalische und chemische Parameter charakterisiert werden kann.

Dieser Kompost unterscheidet sich in Masse, Volumen und Nährstoffgehalt vom Ausgangsmaterial. Die Differenz in den einzelnen Parametern kommt durch gasförmige, flüssige und feste Emissionen zustande. Es liegen jedoch kaum konkrete Aussagen darüber vor, ob sich die Höhe der Emissionen gravierend von anderen Verfahren unterscheidet. Zudem war zu klären, wie diese Emissionen verringert werden können.

Aus den dargestellten Erkenntnissen wurde eine Reihe von Untersuchungsvarianten festgelegt und ein Versuchsplan erstellt (Tabelle 8). Die Schwerpunkte lagen im Einsatz verschiedener Zuschlagstoffe zum vorhandenen Festmist und in der Variation technischer Einflußnahme, um deren Einfluß auf den Rotteverlauf, die Nährstoffgehalte und die Stickstoffverluste festzustellen.

Bei jeder Silofüllung wurden 30-40 t Material in die Anlage eingebracht. Dieses Material bestand in den Versuchen ohne Erdzusatz (V4-V7, V11, V12) aus ca. 90 Gew.-% Festmist und ca. 10 Gew.-% Stroh bzw. Mähgut von Streuwiesen (Streu). Bei den Versuchen mit Erdzusatz wurden ca. 5 Gew.-% (V3, V8) bzw. ca. 10 Gew.-% (V1, V2,

Tab. 8: Versuchsplan.

Versuch		Behandlungsvariante									
	Beginn	Zuschlagstoff						Umsetzen		Belüftung	
Nummer	Datum	Erde	Stroh	Streu	HWL	HH	SW	Vorne	Hinten	Vorne	Hinten
V1	16.04.92	2	0	1	0	0	0	2	2	2	5
V2	15.05.92	2	1	0	0	0	0	2	2	2	5
V3	10.08.92	1	0	1	0	0	0	2	2	2	5
V4	15.09.92	0	0	1	0	0	0	2	2	2	5
V5	16.10.92	0	1	0	1	0	0	2	2	2	5
V6	14.11.92	0	0	0	0	0	1	2	2	2	5
V7	11.02.93	0	1	0	0	1	0	2	2	2	5
V8	19.03.93	1	1	0	0	1	0	0	2	2	0
V9	16.04.93	2	1	0	0	0	0	2	2	2	5
V10	13.05.93	2	1	0	0	0	0	2	2	2	5
V11	18.06.93	0	1	0	1	0	0	2	2	2	5
V12	02.08.93	0	1	0	0	0	0	2	2	2	5
V13	01.09.93	2	1	0	0	0	0	2	2	2	5

Legende:

Erde:	Zumischung von Erde in verschiedenen Gewichtsanteilen
Stroh:	Beimischung von Stroh als Strukturträger und zur Erhöhung des TS-Gehaltes
Streu:	Beimischung von Streuwiesenschnittgut als Strukturträger und zur Erhöhung des TS-Gehaltes
HWL:	Beimischung von Reststoffen aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten (HWL)
HH:	Beimischung von Holzhäckseln als Strukturträger und zur Erhöhung des TS-Gehaltes
SW:	Beimischung von Reststoffen aus der industriellen Schafwollverarbeitung
Umsetzen:	Umsetzen des Kompostes 2 x /Woche
Belüftung:	Belüften des Kompostes in den Stufen 2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h (vordere Silohälfte) und 5 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h (hintere Silohälfte)

V9, V10, V13) Erde zugesetzt. Weiterhin wurden industrielle Reststoffe aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten (ca. 10 Gew.-%, V5, V11) und aus der Schafwollverarbeitung (V6) beigemischt.

Eine genaue Angabe der Zusammensetzung nach Gewichtsanteilen in den praxisnahen Versuchen ist aus verschiedenen Gründen nicht möglich:

- Das Wiegen des Materials erforderte einen hohen technischen und personellen Aufwand und wurde nur bei einigen ausgewählten Versuchen durchgeführt.
- Die Zusammensetzung des Materialgemisches wurde in den jeweils ersten Tagen

augenscheinlich auf den zu erwartenden Kompostierverlauf beurteilt. Die Beurteilung erfolgte nach einer Handprobe, bei der das Material in der Hand gequetscht wurde. Die Materialfeuchte sollte so sein, daß keine Flüssigkeit abtropfte, die Handflächen jedoch gut feucht waren. Dies hatte sich nach den Erfahrungen verschiedener Praktiker als optimale Ausgangsfeuchte herausgestellt. Abhängig davon war es teils nötig, nach einigen Tagen nochmals Strukturträger zuzumischen bzw. das Material zu befeuchten. Diese Verfahrensweise zeigte sich sehr stark abhängig von den jeweiligen Witterungsverhältnissen. In erster Linie schien hier die relative Luftfeuchte in Verbindung mit der Lufttemperatur ausschlaggebend zu sein, die sich zum Teil erheblich änderte. Dies wiederum bewirkte einen stark unterschiedlichen Wasserdampfaustrag aus dem Haufwerk, der dann unterschiedliche Mengen an Zuschlagstoffen erforderlich machte.

### 5.3 Experimentelle Untersuchungen zur Festmistkompostierung

Nach Abschluß der technischen Optimierung der Maschinen- und Anlagentechnik konnte mit der Durchführung der eigentlichen Untersuchungen begonnen werden. Zunächst wurde untersucht, ob das Verfahren der Zeilenkompostierung in der Lage ist, einen erwünschten Prozeßverlauf zu gewährleisten. Dazu wurde in verschiedenen Versuchsanstellungen die Temperaturverteilung, der Temperaturverlauf und die CO<sub>2</sub>-Entwicklung in der Miete gemessen.

Weiterhin wird dargestellt, welchen Einfluß die Kompostierung auf die stoffliche Zusammensetzung des Rinderfestmistes hatte. Dies bezieht sich auf Veränderungen der Gesamtmasse (hauptsächlich durch den Verlust an Kohlendioxid und Wasser) sowie auf Nährstoffverluste. Besonderes Augenmerk gilt dem Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe auf Rotteverlauf und Nährstoffverluste.

#### 5.3.1 Temperaturverteilung und -verlauf im Haufwerk

Temperaturdaten über den zeitlichen Verlauf werden als Liniendiagramme dargestellt. Die räumliche Temperaturverteilung über den Mietenquer- und Längsschnitt und die CO<sub>2</sub>-Verteilung über der Mietengrundfläche sind in tabellarischer Form anhand der jeweiligen Einzelwerte angegeben. Zur besseren Veranschaulichung sind die Temperaturwerte in 10er-Schritten, die CO<sub>2</sub>-Werte in 5er-Schritten mit unterschiedlichen Farben hinterlegt.

Die Temperaturverteilung im Haufwerk wird durch äußere Einflüsse (Randeffekte, Witterung, technische Einflußnahme) verändert (HELM 1995 [64], RELOE 1993 [121], SCHUCHARDT 1990 [136]). Vor allem die Randzonen können aufgrund der Umgebungstemperatur und durch Wind auskühlen. Dies gilt für die Zeilenkompostierung nur bedingt. Durch die bauliche Ausführung ist Windeinfluß praktisch ausgeschlossen. Effekte der Umgebungstemperatur sind abgeschwächt.

Die Temperaturverteilung über den Haufwerksquerschnitt war z.T. inhomogen (Tabellen 10-12). Im Mietenkern traten hohe Temperaturen auf und nahmen zu den Randschichten immer mehr ab. An den Betonwänden (Mietenbreite 0 cm und 300 cm) tritt eine deutliche Randschicht auf (Tabelle 9), in der die Temperaturen sowohl in Winter-, wie auch in Sommersversuchen relativ konstant im Bereich von ca. 20 °C lagen. Ein deutlicher Einfluß der Witterung war am Mietenfuß (Frischlufteintritt) sowie an der Mietenoberfläche festzustellen. Während im Sommer bei Lufttemperaturen von ca. 25 °C bereits in 10 cm Höhe (Lufteintritt) die Komposttemperatur teilweise weit über 40 °C liegt (Tabellen 10-12), werden im März bei Lufttemperaturen von 1-5 °C dort nur 20 °C erreicht (Tabelle 9).

**Tab. 9:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 23.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (4 Tage nach dem Aufsetzen, Miete nur belüftet,  $2 \text{ m}^3 \text{ l/m}^3 \text{ K/h}$ ).

Meßstelle	Mietenbreite	0 cm	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	300 cm	
5 m	Mietenhöhe	90 cm		56,1	37,8	21,2	25,7	36,1	
		70 cm	11,4	65,4	62,3	61,6	42,6	62,0	24,8
		50 cm	16,9	62,6	56,1	56,1	53,0	57,5	26,4
		30 cm	23,9	55,1	45,9	46,4	58,4	49,1	26,6
		10 cm	18,7	40,5	27,9	26,0	17,8	27,6	24,6
10 m	Mietenhöhe	90 cm		45,7	42,2	52,9	53,1	55,7	
		70 cm	13,4	64,3	62,8	55,6	49,7	63,7	25,0
		50 cm	19,9	60,4	57,7	47,7	39,5	58,6	28,7
		30 cm	25,2	45,5	48,0	36,4	24,7	50,0	25,8
		10 cm	25,1	24,2	29,7	21,6	17,0	35,1	24,0
15 m	Mietenhöhe	90 cm		65,7	71,0	54,5	61,0	67,2	
		70 cm	15,3	68,1	72,2	74,2	72,4	72,4	23,0
		50 cm	25,0	65,3	68,0	70,0	65,0	68,3	28,0
		30 cm	28,4	57,1	61,0	60,8	49,8	60,3	28,0
		10 cm	25,1	36,6	47,5	40,9	29,8	44,8	24,5

Die Temperaturprofile zeigen, daß trotz der Bemühungen, homogene Mieten zu erhalten, in der Praxis mit erheblichen Schwankungen sowohl in der Mietenzusammensetzung wie daraus folgend auch im Ablauf der Rotteintensität zu rechnen ist.

Die Darstellung der Temperaturschichtung mit einer höheren Auflösung bringt keinen erheblichen Informationszuwachs (Tabellen 10-12). Zwar wird deutlich, daß ein Abstand der Meßpunkte von 5 cm Temperaturunterschiede von fast  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  bedeuten kann (Tabelle 10, Meßstelle 10 m, Mietenhöhe 120-125 cm). Allgemein erstrecken sich Zonen vergleichbarer Temperaturen jedoch über Schichthöhen von mehr als 20 cm.

**Tab. 10: Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m und 10 m.**

Mietenhöhe	Meßstelle 5 m			Meßstelle 10 m		
	Mietenbreite			Mietenbreite		
	50 cm	150 cm	250 cm	50 cm	150 cm	250 cm
130 cm					32,6	
125 cm		30,2			39,9	30,8
120 cm	28,1	38,1	29,5	28,7	48,3	34,7
115 cm	29,8	46,0	31,3	28,1	52,0	42,3
110 cm	35,1	51,5	33,3	31,4	56,1	46,4
105 cm	44,8	54,8	36,8	34,7	58,4	50,3
100 cm	50,9	57,4	43,3	37,9	60,6	52,1
95 cm	55,0	58,9	47,6	40,4	61,3	52,8
90 cm	57,5	60,4	52,2	44,1	62,1	56,5
85 cm	59,0	61,0	55,3	47,5	62,1	60,2
80 cm	59,3	60,9	57,2	49,4	61,0	62,4
75 cm	60,3	60,3	58,2	50,9	59,4	63,7
70 cm	62,0	59,4	59,6	53,8	58,8	64,8
65 cm	62,8	58,3	60,0	54,7	57,7	65,0
60 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
55 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
50 cm	64,8	55,4	61,0	56,6	55,7	65,0
45 cm	65,2	53,3	61,6	59,9	54,7	65,3
40 cm	65,2	52,0	61,6	60,3	kein Meßwert	64,8
35 cm	64,9	51,6	60,3	60,4	52,8	64,0
30 cm	64,5	50,9	58,9	60,2	51,7	62,7
25 cm	63,1	50,0	56,9	58,8	50,5	60,6
20 cm	61,4	48,9	53,7	57,2	48,9	58,2
15 cm	58,2	47,1	51,0	54,7	47,8	55,0
10 cm	53,7	44,6	45,9	51,5	45,0	51,2
5 cm	46,8	41,8	40,2	45,7	42,2	45,8

Demgegenüber bewirkt die Erhöhung des Querabstandes von 0,5 m auf 1,0 m einen deutlichen Informationsverlust. Der Abstand der Meßpunkte auf der Mietenlänge von 5 m zeigt deutlich, daß die Temperaturen zwar jeweils im selben Größenordnungsbereich liegen. Die einzelnen Querschnitte sind in der Verteilung der Temperaturzonen nur bedingt vergleichbar.

**Tab. 11: Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 15 m und 20 m.**

Mietenhöhe	Meßstelle 15 m			Meßstelle 20 m		
	Mietenbreite			Mietenbreite		
	50 cm	150 cm	250 cm	50 cm	150 cm	250 cm
115 cm				30,6	28,5	27,3
110 cm	29,7	28,1	27,0	31,0	29,8	28,5
105 cm	35,5	29,5	27,2	31,5	33,1	32,8
100 cm	41,0	28,9	26,9	35,6	37,3	41,6
95 cm	43,7	30,5	27,1	38,2	39,9	47,9
90 cm	46,2	29,4	28,6	40,8	43,5	52,3
85 cm	48,1	34,0	31,9	44,4	46,1	54,4
80 cm	49,3	35,5	35,3	46,0	49,2	54,2
75 cm	51,5	42,5	39,4	46,3	49,7	53,8
70 cm	54,3	46,1	43,7	49,1	52,7	55,9
65 cm	55,7	50,5	48,3	50,0	52,6	56,6
60 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
55 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
50 cm	60,3	59,3	57,4	53,1	57,5	59,6
45 cm	61,0	59,9	58,6	55,0	57,7	59,3
40 cm	61,7	59,5	59,2	57,4	59,0	59,0
35 cm	61,1	57,9	59,1	56,6	56,3	57,8
30 cm	61,0	55,5	59,0	57,5	55,4	56,2
25 cm	59,0	52,3	57,6	56,1	52,7	53,5
20 cm	57,5	49,1	56,2	56,4	50,6	51,9
15 cm	54,7	46,7	53,7	53,1	48,6	50,2
10 cm	51,6	43,2	50,6	51,2	46,4	49,9
5 cm	46,2	39,9	44,8	45,8	44,0	47,5

3.3.1.1 Auswirkungen des Umrüstens auf die Temperatur

Durch das Umrüsten wurden die Temperaturen in den Mieten insgesamt abgelesen. Das Niveau war über den gesamten Mietenbereich einheitlich (Tabellen 13-15).

Die relativ gleichmäßige Temperaturverteilung ist in der Regel nur von kurzer Dauer. Bereits wenige Stunden nach dem Umrüsten steigt die Temperatur abhängig von der Lage im Komposthaufen wieder merklich an (Abbildung 35 u. 36). Der Anstieg im Mietenkern ist relativ steil, so daß nach etwa 24 Stunden der Maximumwert erreicht wird (Meßpunkte 70 cm und 80 cm). Je näher die Meßstelle am Fuß der Miete, d.h. am Lufteintrittspunkt liegt (50 cm - 10 cm), um so flacher ist der Temperaturanstieg.

**Tab. 12: Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 05.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 25 m und 30 m.**

Mietenhöhe	Meßstelle 25 m			Meßstelle 30 m		
	Mietenbreite			Mietenbreite		
	50 cm	150 cm	250 cm	50 cm	150 cm	250 cm
125 cm			37,9			
120 cm			42,1			
115 cm	27,1		42,3			
110 cm	32,5	27,2	44,6			
105 cm	38,1	29,9	48,3	32,4		
100 cm	42,6	31,4	50,6	31,2		27,1
95 cm	46,3	34,6	52,8	34,4	29,1	28,4
90 cm	49,9	34,1	55,5	32,5	29,4	36,4
85 cm	52,1	37,9	55,4	36,4	31,2	45,6
80 cm	53,2	43,5	54,9	43,4	34,7	46,1
75 cm	53,6	48,0	54,7	52,3	44,4	47,6
70 cm	55,0	52,3	56,9	61,2	43,8	52,7
65 cm	55,7	54,7	55,9	63,3	52,0	53,6
60 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
55 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
50 cm	57,4	51,8	49,7	66,6	54,7	59,6
45 cm	58,1	47,7	46,4	67,2	51,7	61,9
40 cm	58,4	44,6	43,4	68,2	52,7	65,2
35 cm	58,3	44,3	41,4	65,8	58,6	63,9
30 cm	59,6	42,9	40,1	67,3	61,1	66,5
25 cm	58,1	42,9	38,9	63,8	61,3	64,8
20 cm	57,1	40,4	37,9	63,8	63,2	64,5
15 cm	54,1	39,7	37,3	59,3	60,0	61,2
10 cm	52,5	36,9	36,7	56,2	58,7	57,5
5 cm	47,8	35,4	36,6	51,1	51,7	52,0

### 5.3.1.1 Auswirkungen des Umsetzens auf die Temperatur

Durch das Umsetzen wurden die Temperaturen in den Mieten insgesamt abgesenkt, das Niveau war über den gesamten Mietenquerschnitt einheitlich (Tabellen 13-15).

Die relativ gleichmäßige Temperaturverteilung ist in der Regel nur von kurzer Dauer. Bereits wenige Stunden nach dem Umsetzen steigt die Temperatur abhängig von der Lage im Komposthaufwerk wieder merklich an (Abbildung 35 u. 36). Der Anstieg im Mietenkern ist relativ steil, so daß nach etwa 24 Stunden der Maximalwert erreicht wird (Meßpunkte 70 cm und 80 cm). Je näher die Meßstelle am Fuß der Miete, d.h. am Lufteintrittsbereich liegt (50 cm - 10 cm), um so flacher ist der Temperaturanstieg.

**Tab. 13:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 07.08.91 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m in der Haufwerksmitte vor und nach dem Umsetzen.

Mieten- höhe	vor dem Umsetzen bei Mietenlänge			nach dem Umsetzen bei Mietenlänge		
	5 m	10 m	15 m	5 m	10 m	15 m
	Mietenbreite			Mietenbreite		
	150 cm	150 cm	150 cm	150 cm	150 cm	150 cm
140 cm				30,3	30,7	32,2
135 cm				30,5	31,6	33,9
130 cm		29,2		30,7	35,6	39,5
125 cm		29,3		31,4	41,2	43,9
120 cm	28,2	30,2	27,2	33,3	44,6	46,7
115 cm	29,1	34,5	28,2	39,5	45,1	45,7
110 cm	30,9	40,4	30,2	44,8	47,0	46,1
105 cm	33,8	45,0	33,6	47,4	47,4	46,2
100 cm	37,6	49,5	40,9	48,8	47,6	47,1
95 cm	40,0	53,6	46,3	49,4	47,3	47,6
90 cm	43,2	57,9	48,5	49,4	48,0	47,6
85 cm	45,4	60,4	53,7	47,7	48,5	47,8
80 cm	46,4	60,6	56,1	44,9	48,2	47,2
75 cm	46,7	60,1	56,5	52,1	46,6	46,8
70 cm	47,5	60,6	57,3	39,8	46,3	46,6
65 cm	47,4	58,9	56,7	38,3	45,1	46,2
60 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
55 cm	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt	Fühler defekt
50 cm	47,5	54,4	5,8	39,7	45,3	46,7
45 cm	47,6	53,7	52,1	38,8	47,8	47,6
40 cm	47,7	52,8	51,0	38,6	47,5	47,7
35 cm	47,8	52,0	50,3	38,8	47,5	47,7
30 cm	48,0	51,3	49,2	38,7	48,0	48,0
25 cm	47,6	49,8	48,0	38,7	47,5	47,9
20 cm	47,6	48,3	46,8	39,2	48,4	47,8
15 cm	47,0	46,4	45,2	40,1	48,9	48,0
10 cm	46,1	44,6	44,1	41,0	48,2	48,5
5 cm	44,0	42,3	42,3	41,6	47,2	47,8

**Tab. 14:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt) vor dem Umsetzen.

Meßstelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm
20 m	Mietenhöhe				52,9	
	110 cm					
	90 cm	49,2	48	35,6	66,8	64,5
	70 cm	60,9	61,3	61,4	60,7	66,2
	50 cm	63,1	55	48,2	48,9	67
	30 cm	66,3	38,9	34,2	34,8	58,2
	10 cm	63,6	25,3	23,5	23,4	33,5
25 m	Mietenhöhe					
	110 cm	57,8	40,3	20,1		59,4
	90 cm	66,5	54,7	47,2	36,7	67,6
	70 cm	71,5	63,4	60,1	58,3	70,4
	50 cm	69,1	49,9	53,8	56,8	64,5
	30 cm	51	36,5	25,4	37,8	46,9
	10 cm	32,8	27,2	25,4	28,6	29,8
30 m	Mietenhöhe					
	110 cm	45	19,7	56,1	48,3	21,9
	90 cm	51,3	64,5	72	71,8	49,3
	70 cm	47,1	67,6	68,6	72,7	54,7
	50 cm	46,1	69,2	63,2	70,7	60,4
	30 cm	56	71,4	57,6	67,8	63,8
	10 cm	58,5	61,7	48	57,5	60,1

Ein derartiger Temperaturverlauf konnte mehrfach beobachtet werden. Lediglich die Temperaturniveaus und die allgemeine Temperaturentwicklung unterschieden sich abhängig von der Jahreszeit.

So sind die Ausgangstemperaturen im Winter erheblich niedriger (Abbildung 35). Nach wenigen Tagen entwickeln sich jedoch auch hier hohe Temperaturen von über 60 °C, sofern die Rahmenbedingungen dem nicht entgegenstehen (s.u.). Deutlich wird die gleichmäßige Haufwerkstemperatur nach jedem Umsetzen; ab diesem Zeitpunkt steigt die Temperatur jeweils innerhalb von ca. 24 Stunden auf einen Maximalwert.

Überraschend ist der Temperaturverlauf am Tag 6 der Messung, wo die Temperatur im Mietenkern (65 cm und 75 cm) zunächst steil ansteigt und anschließend wieder abfällt, während gleichzeitig an den Meßstellen 45 cm und 55 cm ein überdurchschnittlich starker Anstieg erfolgt. Als Erklärung für diesen Effekt sind zwei unterschiedliche Ursachen denkbar. So kann z.B. eine starke Zunahme der biologischen Aktivität in den bodennahen Schichten zu einem vermehrten Sauerstoffverbrauch geführt haben, so daß die darüber liegenden Schichten unterversorgt waren. Möglich ist aber auch eine lokale Verdichtung durch den Abbau von Strukturträgern an genau dieser Stelle im Mietenkern, die zu einer Behinderung der Luftströmung geführt hat. Damit wurden auch die darunterliegenden Schichten nicht mehr so stark durchströmt, der Abkühlungseffekt

wurde vermindert und die biologische Aktivität konnte ansteigen.

Bei beiden Erklärungsversuchen kann man jedoch davon ausgehen, daß der Effekt nur an genau dieser lokal sehr eng begrenzten Stelle aufgetreten ist und nur zufällig beobachtet wurde.

**Tab. 15:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt) nach dem Umsetzen.

Meß- stelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	
20 m	Mietenhöhe	110 cm	42,6	45,7		23,2	42,8
		90 cm	44,7	41,1	37,7	39,7	42,4
		70 cm	44	40,1	38,1	38,7	45,5
		50 cm	43,1	40,7	37,2	37,2	44
		30 cm	43,8	40,2	37,8	39,4	43,5
		10 cm	43,3	37,5	36,2	39,1	43,3
25 m	Mietenhöhe	130 cm	45,7	30,2			
		110 cm	45,7	43	21,7	18,9	43,6
		90 cm	44,2	42,3	37	39,9	46,2
		70 cm	46,2	41,7	37,7	41,7	47
		50 cm	46,7	42,2	38	41,9	49
		30 cm	46,7	47,8	38,2	41,2	46,7
		10 cm	45,6	40,8	37,3	40,2	43,7
30 m	Mietenhöhe	130 cm	22,6	29			
		110 cm	40,9	49,8			35,3
		90 cm	42,6	50,3	30,5	41,6	37
		70 cm	44,8	49,3	48,1	47	37,1
		50 cm	44,4	49,2	45,9	43,3	33,9
		30 cm	41,6	47,2	46,5	40,6	31,6
		10 cm	40,4	47,8	47,1	36,9	28,9

Über einen gesamten Zyklus wird die grundsätzliche Übereinstimmung mit der von GRAY et al. [51] dargestellten Temperaturkurve bei der Kompostierung deutlich (Abbildung 36). Zunächst erfolgt ein starker Temperaturanstieg in die thermophile Phase und anschließend der langsame Temperaturabfall. Durch ein Umsetzen des Haufwerkes wird der Kompost neu durchmischt und Sauerstoff eingebracht, was zu einer grundsätzlichen Verlängerung der intensiven Phase führt. Die Temperaturen in den einzelnen Schichten unterscheiden sich teils deutlich voneinander.

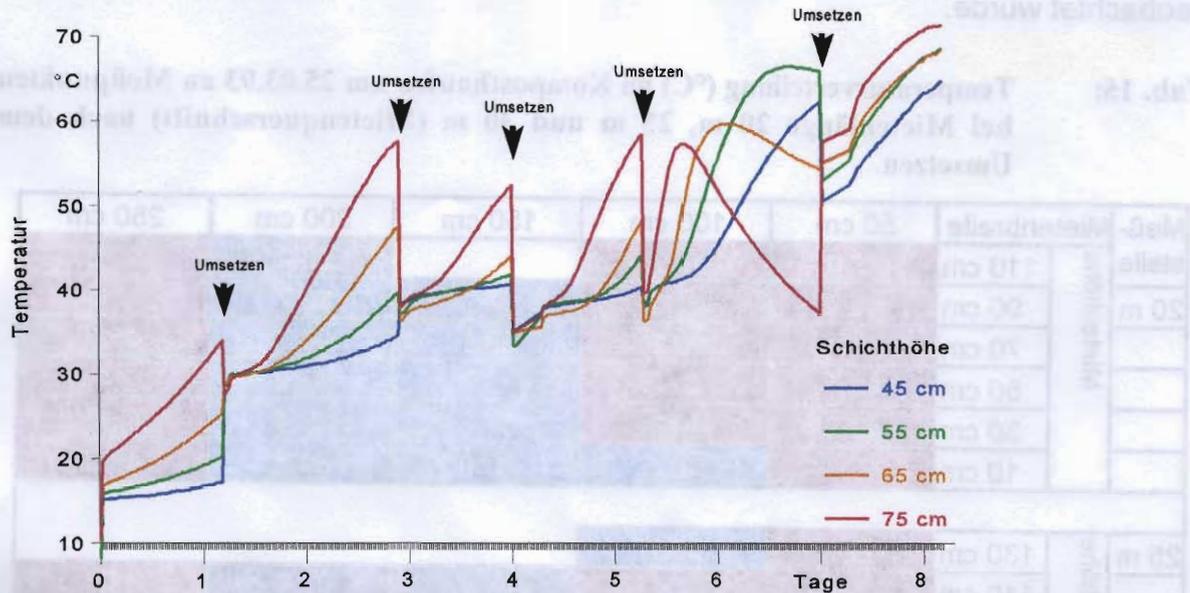


Abb. 35: Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist während einer Woche nach dem Aufsetzen.

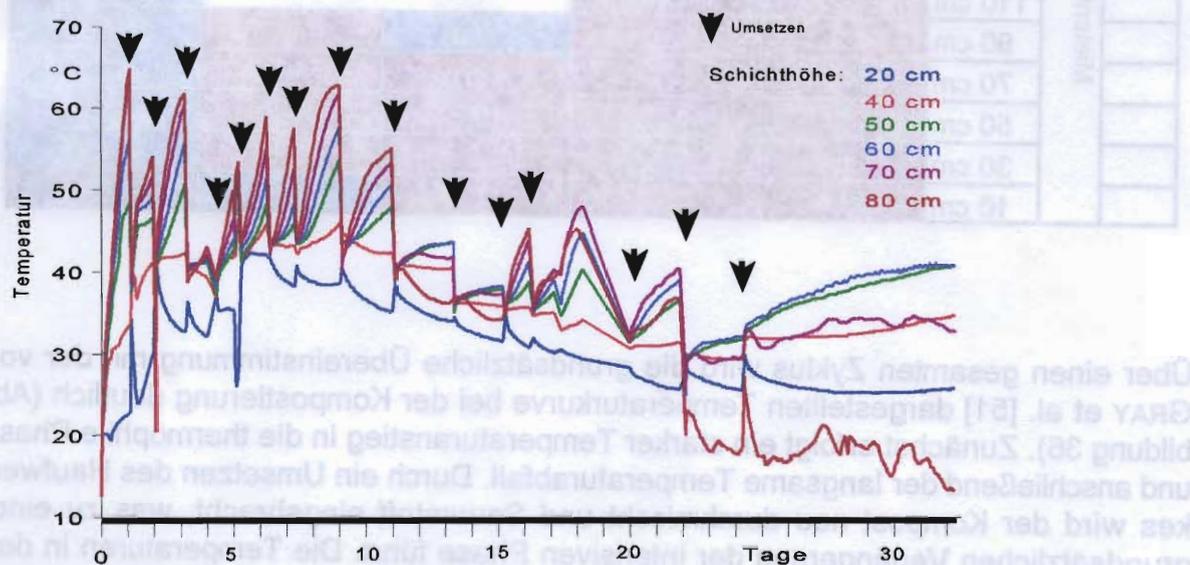
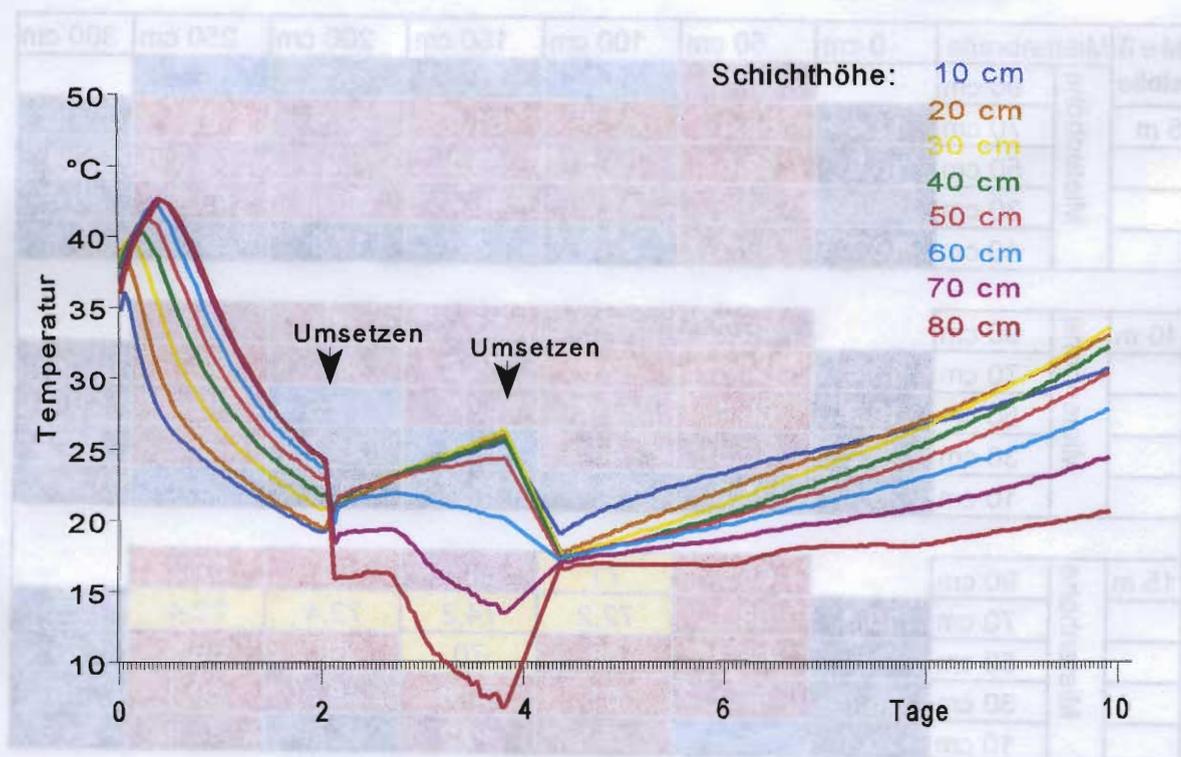


Abb. 36: Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist während 32 Tagen (16.01.-17.02.92).

### 5.3.1.2 Auswirkungen der Belüftung auf die Temperatur

Der Einfluß der Mietenbelüftung war von der Umgebungstemperatur abhängig. Für die Mietenbelüftung wurde Frischluft angesaugt. Bei kühler Witterung führte dies zu Anfang der Versuche mehrfach dazu, daß die Mieten aufgrund zu starker Belüftung auskühlten (Abbildung 37).

Nach dem Aufsetzen steigt die Temperatur zügig an. Durch die zu starke Belüftung kommt es zu einer Auskühlung der Miete und die Temperatur fällt innerhalb 24 h stark ab. Das darauffolgende Umsetzen bewirkt zunächst eine weitere Abkühlung des Materials, das sich dann im Kern wieder erwärmt, während die Randschichten weiter auskühlen. Ein weiteres Umsetzen am Tag darauf egalisiert die Temperaturunterschiede wieder. Der erneute Temperaturanstieg geht jedoch äußerst langsam voran.



**Abb. 37:** Temperaturverlauf in verschiedenen Schichthöhen bei der Kompostierung von Rinderfestmist bei zu starker Belüftung während 10 Tagen nach dem Aufsetzen.

Die Gründe hierfür können verschieden sein. Einerseits ist es denkbar, daß in der anfangs noch mesophilen Phase die leicht verfügbaren Nährstoffquellen bereits soweit verbraucht wurden, daß in der anschließend induzierten, psychrophilen Phase nicht mehr ausreichend Nahrung vorhanden war. Andererseits könnte während der mesophilen Phase die psychrophile Mikrobenpopulation bereits soweit geschädigt worden sein, daß deren Aktivität zu gering war, um eine schnelle Wiedererwärmung zu bewirken. Wahrscheinlicher scheint jedoch der erste Erklärungsansatz.

Im März/April 1993 wurde ein Versuch durchgeführt, der den Unterschied zwischen

zwei Behandlungsvarianten aufzeigen sollte. Eine Hälfte der Rottezeile wurde dabei nur umgesetzt (2 x wöchentlich) und nicht belüftet. Die Ergebnisse dieser Variante sind zum Teil bereits oben dargestellt (Tabellen 14 und 15).

Die zweite Hälfte wurde ausschließlich belüftet ( $2 \text{ m}^3 \text{ Luft/m}^3 \text{ Kompost/h}$ ) und nur beim Aufsetzen zweimal direkt hintereinander umgesetzt, um so eine möglichst intensive Durchmischung zu erreichen. Am 22.03. wurde aufgrund des augenscheinlich zu hohen Feuchtegehaltes nochmals Stroh zugemischt und dabei erneut umgesetzt. Die Temperaturen im belüfteten Bereich stiegen daraufhin zügig an, so daß am 23.03. die Temperaturen im Mietenkern im thermophilen Bereich lagen (Tabelle 16). Am Mietenfuß führte die kalte Frischluft zu einer stärkeren Abkühlung.

**Tab. 16:** Temperaturverteilung im Komposthaufen am 23.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet ( $2 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$ ).

Meßstelle	Mietenbreite	0 cm	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	300 cm	
5 m	Mietenhöhe	90 cm		56,1	37,8	21,2	25,7	36,1	
		70 cm	11,4	65,4	62,3	61,6	42,6	62	24,8
		50 cm	16,9	62,6	56,1	56,1	53	57,5	26,4
		30 cm	23,9	55,1	45,9	46,4	58,4	49,1	26,6
		10 cm	18,7	40,5	27,9	26	17,8	27,6	24,6
10 m	Mietenhöhe	90 cm		45,7	42,2	52,9	53,1	55,7	
		70 cm	13,4	64,3	62,8	55,6	49,7	63,7	25
		50 cm	19,9	60,4	57,7	47,7	39,5	58,6	28,7
		30 cm	25,2	45,5	48	36,4	24,7	50	25,8
		10 cm	25,1	24,2	29,7	21,6	17	35,1	24
15 m	Mietenhöhe	90 cm		65,7	71	54,5	61	67,2	
		70 cm	15,3	68,1	72,2	74,2	72,4	72,4	23
		50 cm	25	65,3	68	70	65	68,3	28
		30 cm	28,4	57,1	61	60,8	49,8	60,3	28
		10 cm	25,1	36,6	47,5	40,9	29,8	44,8	24,5

Zwei Tage später lagen die Temperaturen insgesamt bereits deutlich niedriger, nur am Meßpunkt 15 m war das Temperaturniveau annähernd gleich (Tabelle 17). Bei der Probenziehung war eine deutliche Verdichtung des Materials festzustellen, die sich in einem erschwerten Einstechen deutlich machte. Das Material wies eine klare Feuchtigkeitsschichtung auf. Während der untere Bereich stark ausgetrocknet war, zeigte sich im Mittelteil Pilzmycel, die oberste Schicht war sehr feucht und klumpig. Weitere vier Tage später, am 29.03., war die Miete praktisch kalt und biologisch inaktiv, mit Ausnahme der Meßstelle 15 m, wo noch geringe Aktivität vorhanden war (Tabelle 18).

**Tab. 17:** Temperaturverteilung im Komposthaufen am 25.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet ( $2 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$ ).

Meß- stelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm
5 m	Mietenhöhe					
	90 cm	23,2				
	70 cm	52,7	45,2	43,4	38,5	37,9
	50 cm	49,7	42,1	42,5	35,4	37,3
	30 cm	44	36,3	35,4	30,7	33,6
	10 cm	27,5	24,8	23,2	21,3	20,9
10 m	Mietenhöhe					
	90 cm			26,3	26,4	25,5
	70 cm	49,2	48,5	38,8	33	46,6
	50 cm	45,1	45	32,6	26,2	43,4
	30 cm	35,4	37,8	26,4	20,3	39,6
	10 cm	17,5	25,9	16,4	14,3	27,4
15 m	Mietenhöhe					
	90 cm	48,8	40,7			44,8
	70 cm	59,3	65,5	65,5	62,8	63,1
	50 cm	58,6	63,8	63,7	60,6	62,7
	30 cm	53,7	60,4	57,5	53,2	58,1
	10 cm	39,9	49,5	38,8	37,5	42,5

**Tab. 18:** Temperaturverteilung im Komposthaufen am 29.03.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet ( $2 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$ ).

Meß- stelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm
5 m	Mietenhöhe					
	70 cm	21,6	21	19,3	18,4	17,4
	50 cm	20,7	19,6	19,2	18,1	17
	30 cm	18,3	17,7	17,2	16,5	15,8
	10 cm	13,6	14,3	14,1	13,8	12,1
10 m	Mietenhöhe					
	70 cm	21,7	24,7	23	19,1	22,2
	50 cm	22	22,6	20,2	16,6	20,5
	30 cm	18,5	19,7	17,4	17,7	17,6
	10 cm	11,9	15,5	12,6	10,7	14,6
15 m	Mietenhöhe					
	90 cm	15,3		8,2	5,9	
	70 cm	29	41,6	45	36	37,1
	50 cm	26,6	35,9	42	34,6	33,8
	30 cm	22,4	31,9	37,6	29,7	28,6
	10 cm	16,1	25,7	28,2	20,4	21,3

**Tab. 19:** Temperaturverteilung im Komposthaufen am 01.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), ohne Belüftung seit 29.03.93.

Meßstelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	
5 m	Mietenhöhe	110 cm			18,3		
		90 cm		15,8	16,2	16,8	
		70 cm	15,9	31,3	20,3	19,6	16,8
		50 cm	22,3	51,2	42,6	53,3	31
		30 cm	28,3	57,5	52,1	57,9	38,6
		10 cm	29,3	47,9	45,2	46,1	32,6
10 m	Mietenhöhe	110 cm			16,9		
		90 cm	15	15,4	16,2	41	18,5
		70 cm	22,9	32,1	33,6	65,3	30,4
		50 cm	35,7	48,1	54,1	68,6	41,1
		30 cm	45,3	54,1	57,6	65,2	45,9
		10 cm	43,1	44,9	50,1	52	39,9
15 m	Mietenhöhe	110 cm	16,4	16,7	17	17,4	16,4
		90 cm	22	26,6	23,3	22,7	22,4
		70 cm	43,5	63,4	57,9	68,5	40,6
		50 cm	38,8	64,7	62,6	70,8	37,1
		30 cm	33,7	59,6	57,5	68,4	34,1
		10 cm	35,5	48,7	41,6	56,8	30,3

Stichprobenartige Messungen zeigten, daß auch an anderen Stellen im Haufwerk die Miete praktisch ausgekühlt war. Aus diesem Grund wurde der Versuchsansatz kurzfristig modifiziert. Die Zeilenhälfte wurde am 29.03. zweimal umgesetzt und anschließend die Belüftung für zwei Tage ausgeschaltet, um einen Kühlungseffekt zu vermeiden. Da die Gebläseleistung im Versuch wegen der niedrigen Außenlufttemperaturen bereits auf die niedrigste Stufe reduziert worden war, kam nur ein vollständiges Ausschalten in Frage.

Die Haufwerkstemperaturen stiegen daraufhin bis zum 01.04. stark an (Tabelle 19), fielen nach Wiedereinschalten der Druckbelüftung bis zum 05.04. jedoch wieder so stark ab (Tabelle 20), daß der Versuch beendet wurde.

### 5.3.2 Sauerstoffversorgung in der Miete

Neben der Rottetemperatur ist die ausreichende Sauerstoffversorgung der Mikroben von zentraler Bedeutung für den Kompostierungsprozeß. Untersucht wurde, wie Kohlendioxid- und Sauerstoffgehalt der Mieten durch Umsetzen und Belüften beeinflußt werden.

**Tab. 20: Temperaturverteilung im Komposthaufen am 05.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete nur belüftet ( $2 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$ )**

Meßstelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm
5 m	Mietenhöhe 90 cm	7	6	5,6	6	6,5
	70 cm	22,5	18,3	14,6	14,6	17,2
	50 cm	20,5	17	18	15,9	17,3
	30 cm	18,6	16,1	17,7	15,5	15,9
	10 cm	17	14,5	15,5	14,1	12,4
10 m	Mietenhöhe 90 cm	7,7	7,3	7	7,7	7,9
	70 cm	22,3	23,2	18,7	14,8	18,5
	50 cm	18,6	22,5	18,4	23,5	17,6
	30 cm	14,4	20	16,7	12,1	16,1
	10 cm	17,1	17,5	14	11,2	14,3
15 m	Mietenhöhe 90 cm	10	6	7,9	7,9	9,5
	70 cm	24,1	18,3	27,5	15,5	15
	50 cm	24,2	17	29,2	21,1	20,2
	30 cm	21,3	16,1	25	17,2	18,2
	10 cm	18,7	14,5	20,9	14,1	13,7

Die Tabellen zeigen die Ergebnisse punktueller Messungen an verschiedenen Tagen innerhalb eines Beobachtungszeitraumes. Ein grober zeitlicher Verlauf ergibt sich aus der Reihenfolge der einzelnen Tabellen (dies gilt analog für die oben gezeigten Temperaturwerte).

### 5.3.2.1 Einfluß des Umsetzens

Erwartungsgemäß wurde in V8 im nicht belüfteten Mietenbereich ein sehr hoher  $\text{CO}_2$ -Anteil in der Mietenluft festgestellt (Tabelle 21). Dies resultiert aus einem hohen Sauerstoffverbrauch aufgrund intensiver Rotte. Verfahrenstechnisch bedingt konnte keine Sauerstoffnachlieferung und somit kein ausreichender Gasaustausch erfolgen. Der Kohlendioxidgehalt war am Mietenrand etwas geringer. Dies kann dadurch erklärt werden, daß wahrscheinlich am Mietenrand an der Trennfläche zwischen Wand und Miete etwas Luft einströmen konnte und durch die Thermik im Mietenkern auch nachgesaugt wurde.

Durch das Umsetzen des Kompostes konnte jeweils eine kurzfristige Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Haufwerk erreicht werden. Kohlendioxid und Wasserdampf konnten entweichen, das frisch aufgesetzte Haufwerk hatte wieder einen höheren Sauerstoffgehalt (Messung am 25.03. vor und nach dem Umsetzen sowie am 29.03. nach dem Umsetzen; Tabellen 22 u. 23).

**Tab. 21:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 23.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche.

		Belüften (2m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h)			Umsetzen (2x/Woche)		
Meßstelle		5m	10m	15m	20m	25m	30m
Mietenbreite	50 cm	0,5	0,5	3,5	6,5	12	1,5
	100 cm	0,5	1	2	24	25	25
	150 cm	0	0,5	3	25	25	25
	200 cm	0	0,5	3,5	25	25	25
	250 cm	0,5	2	4	19	19,5	1

Bei den Messungen zeigten sich jeweils kurz vor dem Umsetzen sehr hohe Kohlendioxidkonzentrationen im Haufwerk. Die Messung der Konzentrationen zu (methodenbedingt) verschiedenen Zeiten nach dem Umsetzen ergab, daß nach ca. 5 min (Meßstelle 30 m) die Konzentrationen noch sehr gering war. Bereits nach 25 min (Meßstelle 25 m) war ein deutlicher höherer CO<sub>2</sub>-Gehalt feststellbar. Nach 45 min (Meßstelle 20m) ergaben sich in der biologisch aktiven Miete Werte, die an einigen Punkten im Mietenkern bereits wieder im kritischen Bereich lagen. Auch andere Autoren (z.B. HELM 1995 [64], FISCHER et JAUCH 1988 [38]) hatten festgestellt, daß der Sauerstoffeintrag durch das Umsetzen nur für ca. 45 min ausreicht.

Deutlich erkennbar war die Volumenvergrößerung durch das Umsetzen. Diese Volumenvergrößerung ist eine Folge des höheren Grobporenanteils. Luftführende Grobporen verbessern den Gasaustausch und sind damit Voraussetzung für eine längerfristige Sauerstoffversorgung (vgl. S. 112). Im vorliegenden Versuch konnte dieser Effekt allenfalls in den oberen Randschichten wirksam werden, da die Luftzufuhr von unten gezielt unterbrochen war.

**Tab. 22:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 25.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche.

		Belüften (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h)			Umsetzen (2x/Woche), vorher		
Meßstelle		5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m
Mietenbreite	50 cm	0	0	1	1,5	3,5	0
	100 cm	0	0,5	3,5	25	25	2,5
	150 cm	0	0,5	2,5	20	25	20
	200 cm	0	0,5	1	25	25	13
	250 cm	0	0,5	2,5	9	8	0,5

		Umsetzen (2x/Woche), nachher		
Mietenbreite	50 cm	3	7	0,5
	100 cm	3,5	2	0,5
	150 cm	3,5	1	1,5
	200 cm	4	5	0,5
	250 cm	5	7	0

**Tab. 23:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 29.03.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche.

Meßstelle		Belüften (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h)			Umsetzen (2x/Woche, nachher)		
		5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m
Mietenbreite	50 cm	0	0	0	0	0,5	0
	100 cm	0	0	0	4,5	0,5	0
	150 cm	0	0	0	6,5	1	0
	200 cm	0	0	0	1	8,5	0
	250 cm	0	0	0	4	2	0

### 5.3.2.2 Einfluß kontrollierter Belüftung

ATZKERN 1990 [2] hatte in seinen Versuchen mit dem gleichen Ausgangsmaterial aber geringeren Mengen an Strukturträgern sowie einer anderen Verfahrenstechnik bis zu 40% Methangehalt in der Mietenluft gefunden. Daher wurde in einem der Vorversuche stichprobenartig das Auftreten von Methan (CH<sub>4</sub>) und Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) als Indikatoren unerwünschter anaerober Verhältnisse untersucht. Schwefelwasserstoff konnte nicht nachgewiesen werden. Methan konnte im unbelüfteten Mittelteil der Rottezeile mit bis zu 5 Vol.-% nachgewiesen werden.

Im Versuch V8 (Festmist mit Zusatz von Erde, Stroh und Holzhäcksel) konnten während des Belüftungszeitraumes keine kritischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Haufwerk gefunden werden. Dies ist ein Hinweis darauf, daß durch gezielte Belüftung die Sauerstoffversorgung im Haufwerk sichergestellt werden kann.

Der Prozeßverlauf erforderte ein zwischenzeitliches Umsetzen (s. S. 96) und das Ausschalten der Belüftung für zwei Tage. Gleichzeitig mit dem Temperaturanstieg stiegen auch die Kohlendioxidkonzentrationen bis zum 01.04.93 in der gesamten Miete zumindest im Kernbereich stark an und fielen nach Wiedereinschalten der Belüftung ab. Gleichzeitig brach der Prozeß erneut zusammen (Tabellen 24 u. 25).

**Tab. 24:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 01.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche.

Meßstelle		Belüften (0% seit 29.03.93)			Umsetzen (2x/Woche)		
		5m	10m	15m	20m	25m	30m
Mietenbreite	50 cm	0,5	0,5	0	3	1,5	0,5
	100 cm	10,5	19,5	3	16,5	10	1,5
	150 cm	20,5	19	25	3	17	8
	200 cm	15	8	8,5	19	8	1
	250 cm	2	0	0	3	1	0,5

### 5.3.2.3 Auswirkungen der Kombination von Umsetzen und Belüften auf die Rottebedingungen

In einem weiteren Versuch wurde die Kombination von Umsetzen und Belüften als

**Tab. 25:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 05.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche.

		Belüften (2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h)			Umsetzen (2x/Woche)		
Meßstelle		5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m
Mietenbreite	50 cm	0	0	0	6	0	12,5
	100 cm	0	0	0	3,5	14,5	1,5
	150 cm	0	0	0	0,5	4	2
	200 cm	0	0	0	4	4	4,5
	250 cm	0	0	0	14	1	2

scheinbar optimale Möglichkeit zur Prozeßunterstützung geprüft.

Die Ergebnisse konnten die Erwartungen nur zum Teil erfüllen. Die Belüftungsintensität von 2 m<sup>3</sup> Luft je m<sup>3</sup> Kompost und Stunde im vorderen Teil der Miete (Meßreihe 5, 10 und 15 m) erzielte keine ausreichende Sauerstoffversorgung. Die Belüftungsrate von 5 m<sup>3</sup> Luft je m<sup>3</sup> und Stunde ergab nur an den Meßreihen 25 und 30 m einen ausreichenden Sauerstoffgehalt. Die Meßreihe 20 m, in der Mitte der Miete nahe des unbelüfteten Bereiches gelegen, hat auch hier keine ausreichende Sauerstoffversorgung (Tabelle 26).

Die Temperaturquerschnitte an den einzelnen Meßreihen zeigen, daß der hohe Kohlendioxidgehalt nicht eine Folge hohen Sauerstoffverbrauches aufgrund einer intensiven Rotte ist. Die höchsten Temperaturen traten vielmehr dort auf, wo gleichzeitig eine ausreichende Sauerstoffversorgung herrschte (Tabellen 27 und 28).

**Tab. 26:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 20.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche, Miete belüftet und umgesetzt (2 x/Woche).

		Umsetzen + Belüftung 2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h			Umsetzen + Belüftung 5 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h		
Meßstelle		5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m
Mietenbreite	50 cm	25	2	25	25	1,5	2
	100 cm	25	18	25	25	1	3
	150 cm	25	25	25	25	1	2,5
	200 cm	5	25	25	25	1	2,5
	250 cm	2	25	25	25	1	3

Bei der Mietenbeprobung zeigte sich, daß die Miete vor allem im Bereich von 0-20 m zu feucht war und zu wenig Struktur aufwies. Innerhalb der Gashaube war ein stechender Ammoniakgeruch bemerkbar. Daraufhin wurde nochmals Stroh zugemischt.

Die gegenüber dem Rest der Miete höheren Temperaturen im Bereich der Meßstelle 30 m überraschen zunächst. Sie sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einen nicht geplanten Störeinfluß durch das unbedachte Einbringen von ca. 0,5 m<sup>3</sup> verschimmelter Ganzpflanzensilage zurückzuführen.

**Tab. 27:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 20.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 5 m, 10 m und 15 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet (2 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche).

Meßstelle	Mietenbreite	50	100	150	200	250	
5 m	Mietenhöhe	90 cm	18,2	17,7	18,1	18,5	57,6
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	54	45,6	44,5	61,8	59
		30 cm	55,7	47,6	48,4	57,7	45,9
		10 cm	47,5	42,3	43,5	44,3	26,6
10 m	Mietenhöhe	90 cm	65,9	30,7	22,6	19,7	37,4
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	66,5	67,4	52,4	52,5	55,3
		30 cm	59,3	62,1	49,3	50,4	53,7
		10 cm	52,7	47,6	40,8	42,3	44
15 m	Mietenhöhe	90 cm	49	27,9	23,9	33,8	42,3
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	53,7	49,9	44,3	40,1	42,5
		30 cm	51	44,2	39,1	39,6	44,1
		10 cm	40,8	35,9	33,5	36,6	39,1

**Tab. 28:** Temperaturverteilung (°C) im Komposthaufen am 20.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet (5 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche).

Meßstelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	
20 m	Mietenhöhe	110 cm	28,7				
		90 cm	46,9	40,5	28,5	36,1	50
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	42,3	37,2	37,3	41,8	58,6
		30 cm	41,7	37,1	37,5	43,3	58,2
	10 cm	37,1	34,3	35,4	39,8	47,3	
25 m	Mietenhöhe	90 cm	46,4	31,2	23,6	20,5	24,5
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	62	63	67,7	64,5	63,8
		30 cm	51,2	55	58,3	56,4	56,1
		10 cm	30,2	45	43,5	44	42,3
30 m	Mietenhöhe	90 cm	68	63,2	36,7	28,3	69,1
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	65,9	70,8	71,2	72	72,7
		30 cm	54,8	65,9	66,8	66,5	68,9
		10 cm	45,7	48,2	55,1	53	59,6

Ein ähnliches Bild in der CO<sub>2</sub>-Verteilung ergab sich auch nach zwei Tagen am 22.04.93 (Tabelle 29). Lediglich an der Meßstelle 30 m herrschte eine geringe Kohlendioxidkonzentration und damit eine ausreichende Sauerstoffversorgung. An den Meßstellen 15 m - 25 m lag die CO<sub>2</sub>-Konzentration lediglich in den Randbereichen unterhalb des kritischen Bereiches.

**Tab. 29:** CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (% der Mietenluft) im Komposthaufen; Messung am 22.04.93 an verschiedenen Meßpunkten je ca. 40 cm unter der Oberfläche, Miete belüftet und umgesetzt (2 x/Woche).

Meßstelle		Belüftung 2 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h			Belüftung 5 m <sup>3</sup> L/m <sup>3</sup> K/h		
		5 m	10 m	15 m	20 m	25 m	30 m
Mietenbreite	50 cm	Meßblanze gebrochen		2,5	9,5	2,5	0
	100 cm	Meßblanze gebrochen		3	25	20	0,5
	150 cm	Meßblanze gebrochen		25	25	25	0,5
	200 cm	Meßblanze gebrochen		25	25	18	1
	250 cm	Meßblanze gebrochen		16	9	7	1

Wegen eines Defektes am Meßgerät konnten die Meßpunkte bei 5 m und 10 m nicht mehr erfaßt werden. Auch die weitere Versuchsüberwachung mußte abgebrochen werden. Eine Versuchswiederholung war technisch und zeitlich nicht mehr möglich.

Die Temperaturverteilung am 22.04.93 zeigte, daß auch der übrige Mietenbereich ein thermophiles Niveau erreicht hatte (Tabellen 30 und 31). Während bei Meßstelle 30 m die Höchsttemperaturen nur mehr um 60 °C lagen, traten in der übrigen Miete kritische Temperaturen von über 70 °C auf (z.B. Meßstelle 15 m).

**Tab. 30:** Temperaturverteilung (° C) im Komposthaufen am 22.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 15 m (Mietenteilquerschnitt wegen Meßgerätedefekt), Miete belüftet (2 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h) und umgesetzt (2 x/Woche).

Meß- stelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm
5 m		Meßblanze gebrochen				
10 m		Meßblanze gebrochen				
15 m	Mietenhöhe	110 cm	58,9	58,2	33,9	Meßblanze gebrochen
		90 cm	68,7	76,6	62,7	
		70 cm	kein Meßwert	kein Meßwert	kein Meßwert	
		50 cm	63	69,5	57,1	
		30 cm	49	73,7	50,1	
		10 cm	30,8	53,8	40,2	

Dies deutet darauf hin, daß durch die oben erwähnte Zumischung von Strukturmaterial in diesem Bereich eine Verbesserung der Rottebedingungen erreicht werden konnte.

**Tab. 31:** Temperaturverteilung ( $^{\circ}$  C) im Komposthaufen am 22.04.93 an Meßpunkten bei Mietenlänge 20 m, 25 m und 30 m (Mietenquerschnitt), Miete belüftet ( $5 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$ ) und umgesetzt (2 x/Woche).

Meß- stelle	Mietenbreite	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm	250 cm	
20 m	Mietenhöhe	130 cm			33,9	46,6	
		110 cm	67,5	54,1	52,7	54,6	65,2
		90 cm	70	49,4	50,2	49,5	68,4
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	52,6	40,9	40,1	43,4	56,3
		30 cm	41,2	37,5	37,4	39,9	46,9
		10 cm	30,8	30,3	30,6	31,8	34,6
25 m	Mietenhöhe	110 cm	65,2	73,6	37,5	39,8	64,3
		90 cm	69,9	76,2	58,9	68,2	70,1
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	68,1	72,7	55,4	71	70,8
		30 cm	62,6	66,6	46,6	67,8	67,1
		10 cm	50,1	46,6	36,1	53,1	56,0
30 m	Mietenhöhe	110 cm	37,1	26	23,9	22,2	25
		90 cm	54,7	61,8	64,1	64,2	65,4
		70 cm	kein Meßwert				
		50 cm	33,1	56,2	57,5	59,7	58,1
		30 cm	37,6	49,6	52,7	52,1	51,5
		10 cm	28	39,5	40,3	40,7	39,5

### 5.3.3 Bewertung der Rottebedingungen bei der Zeilenkompostierung von Festmist

Die Temperaturen bei der Festmistkompostierung lagen meist im erwünschten Bereich. So wurden im Mietenkern Temperaturen von über  $60^{\circ}\text{C}$  in jedem Fall kurzzeitig, von über  $50^{\circ}\text{C}$  längerfristig, erreicht und damit eine ausreichende Hygienisierung sichergestellt (FAECHEM et al. 1985 [32], STRAUCH et al. 1994 [142]).

Durch die Änderung technischer Parameter konnte der Rotteverlauf bedingt beeinflusst werden. Der Verzicht auf ein Umsetzen des Kompostes bewirkte eine starke Verdichtung der Miete und damit ein Ende des Rotteprozesses. Durch Belüftung konnte die Rotte ebenfalls gesteuert werden. Allerdings war eine deutliche Wechselwirkung der Belüftungsintensität mit der Lufttemperatur feststellbar. Eine Belüftungsrate von  $10 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$  führte in einem Fall mit Außentemperaturen um  $0^{\circ}\text{C}$  zu einem Auskühlen der Miete. Bemerkenswert ist, daß in diesem Fall der Prozeß nur sehr schleppend wieder in Gang kam. Dies überrascht aufgrund der Aussagen von CHANG et HUDSON 1966 [17], die davon ausgehen, daß die Mikroorganismen für sie ungünstige Stadien gut überdauern.

Die Differenz in der Belüftungsintensität von 2 und 5 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h führte bei den beobachteten Versuchen zu keinen merklichen Unterschieden weder in der Temperaturentwicklung noch im CO<sub>2</sub>-Gehalt der Mietenluft. Allerdings ist auch hier zu bemerken, daß andere Einflüsse diesen Effekt durchaus überlagert haben könnten. Zudem lag die Belüftungsrate eher im unteren Bereich der in der Literatur gefundenen Werte, so daß deutliche Differenzen von vornherein nicht zu erwarten waren.

Im Versuch V8u mit ausschließlichem Umsetzen war sensorisch laufend eine erhöhte Ammoniakkonzentration gegenüber der Variante V8b mit Belüftung beobachtet worden. Diese Beobachtung wurde durch die Analyseergebnisse bestätigt (s.u.). Danach lag auch gegen Versuchsende die Ammoniakkonzentration des Kompostes tendenziell höher als in der belüfteten Miete. Gleichzeitig waren die Gesamt-N-Verluste tendenziell niedriger. Sowohl die Erhöhung der Ammoniakkonzentration als auch der erhöhte CO<sub>2</sub>-Gehalt legen den Schluß nahe, daß es in diesem Mietenbereich zu einem Sauerstoffmangel und damit zu teils anaeroben Verhältnissen gekommen war. Durch reines Umsetzen ohne Belüftung konnte also die Sauerstoffversorgung zwar kurzfristig optimiert, eine langfristige Sauerstoffversorgung der Miete jedoch nicht gewährleistet werden. Dies berichtet auch HELM 1995 [64].

Die Kombination der beiden Behandlungstechniken Umsetzen und Belüften versprach somit die besten Voraussetzungen für die Kompostierung und wurde in den meisten Versuchen angewandt. Allerdings zeigte sich bei den Messungen in V9, daß es auch bei Kombination der Behandlungstechniken zu erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen und damit zu anaeroben Bereichen kommen kann, so daß weitere Einflußfaktoren zu berücksichtigen sind.

Aus Tabelle 26 geht z.B. hervor, daß die erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Mietenbereich von 5-20 m auftreten, wo das Material zu feucht war und damit zu wenig Struktur aufwies. Dies machte sich auch durch eine verzögerte Temperaturentwicklung bemerkbar. Die Mietenbereiche 25 m und 30 m waren trotz der hohen Rotttemperaturen ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Luftrate betrug hier 5 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h. Im Bereich 5 m, 10 m und 15 m war zum einen die Luftversorgung mit 2 m<sup>3</sup> L/m<sup>3</sup> K/h deutlich niedriger. Zum anderen mußte im Bereich 15 m und 20 m immer mit Randeffekten durch den vollkommen unbelüfteten Mittelteil der Miete gerechnet werden.

Die Rottebedingungen innerhalb der Mieten schwankten teils deutlich. Diese Problematik berichten auch BERNER 1990 [7] sowie EHLERT et ADAMEK 1995 [30].

Durch Umsetzen konnte eine gute Homogenisierung erreicht werden. Die Durchmischung erfolgte sowohl vertikal als auch horizontal. Während der vierwöchigen Versuchsdauer wurde jeweils ca. acht mal umgesetzt. Damit konnte der Forderung von Schuchardt 1990 [136] entsprochen werden, der im regelmäßigen Umsetzen eine Grundvoraussetzung für eine ausreichende Hygienisierung sieht.

## 5.4 Veränderungen physikalischer und chemischer Parameter in den Versuchen

Die mikrobielle Rotte der organischen Substanz führt zu erheblichen Veränderungen, die sensorisch deutlich wahrnehmbar sind. Aus dem "stinkenden Mist" wird ein angenehm riechender, feinkrümeliger Kompost, der an Händen und Werkzeug nicht mehr kleben bleibt und so kaum verschmutzt. Diese makroskopisch wahrnehmbaren Veränderungen bedingen aber auch Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung. Neben der erwünschten Reduzierung des Wasser- und Kohlenstoffgehaltes führen Nährstoffemissionen insbesondere des Stickstoffs zu erheblichen Problemen (vgl. Kap. 2.1.3).

Die Ergebnisse zu Veränderungen in der Zusammensetzung und mögliche Einflußfaktoren darauf werden im folgenden ausführlich dargestellt und erläutert. Zum besseren Verständnis wird zunächst die Darstellungsweise erörtert.

Bei den chemischen Analysen wurde jeweils der Gehalt verschiedener Inhaltsstoffe in der Frisch- bzw. Trockenmasse ermittelt und in g/100 g FS bzw. g/100 g TS angegeben. Zur Standardisierung der Ergebnisse wurden diese auf Basis des Aschegehaltes umgerechnet. Für die statistische Analyse wurde in der Regel der Wert bezogen auf den Aschegehalt verwendet. Verlustraten sind immer auf Basis Asche bezogen. Der Ausdruck "Verlust" ist nicht immer zutreffend, da es teilweise zur chemischen Umwandlungen einzelner Stoffe kommt. Vor allem in der tabellarischen Darstellung wurde aus Gründen der Einfachheit stets der Ausdruck "Verlust" gewählt.

Die graphische Darstellung der Analyseergebnisse erfolgt i.d.R. in Form von Säulendiagrammen. Einzelne Säulen geben dabei den Mittelwert aus den vier Vierteln der Rottezeile wieder. Fehlende Säulen bedeuten, daß hier keine oder nicht plausible Meßwerte vorliegen. Die Standardabweichung ist bei einigen ausgewählten Darstellungen ausschließlich für Originalanalysenwerte angegeben. Sobald eine Umrechnung erfolgte, wird keine Standardabweichung mehr angegeben, da die Standardabweichung nur in den Originalmeßwerten zutreffend ist und bei Umrechnung durch die Standardabweichung der Bezugsgröße verfälscht wird. Die Säulen zeigen die Werte am jeweiligen Probenahmetermin. Der Ausgangsgehalt ist am Termin T0 dargestellt. Die weitere Numerierung kennzeichnet jeweils eine Woche Prozeßdauer (T1 nach einer Woche, T2 nach 2 Wochen, ...). Der Endwert ist i.d.R. der Wert bei T4.

Die Darstellung von Relativwerten erfolgt i.d.R. bezogen auf den Ausgangsgehalt (100%). Ausgenommen davon ist der Aschegehalt. Für die Berechnung der relativen Asche-Zunahme (=Abnahme der Frischmasse) wurde der Endgehalt gleich 100 gesetzt.

### 5.4.1 Massereduzierung bei der Kompostierung

Die Massereduzierung wurde in den meisten Versuchen anhand der Zunahme des relativen Aschegehaltes in der Frischmasse, in den Versuchen V4, V5, und V11 durch Wiegen des ein- und des ausgetragenen Materials erfaßt.

Im Durchschnitt aller Versuche betrug die Massereduzierung ca. 37% (Tabelle 32).

Mittelwert und Standardabweichung der Versuche V4, V5 und V11 liegen im selben Bereich.

Tab. 32: Aschezunahme in der Frischmasse (= Abnahme der Frischmasse) bei der Kompostierung von Rindermist.

Versuche	Mittelwert [%]	Standardabweichung	Minimum [%]	Maximum [%]
V1-13	37,07	7,67	25,37	48,76
V4, V5, V11	36,67	6,16	29,94	42,04

Bei den Versuchen V4, V5 und V11 betrug die Gesamtmasse des eingebrachten Materials jeweils rund 40 t (Abbildung 38). Der größte Teil davon war Mist aus dem Tretmiststall, allerdings in unterschiedlichen Mengenanteilen. Als Strukturträger wurde in der Regel Stroh, z. T. Streu (Mähgut von Streuwiesen) zugegeben. Bei V5 und V11 wurde der Zuschlag eines industriellen Reststoffes (zerkleinerte Abfälle aus der Produktion von Holzwolle-Leichtbauplatten (HWL)) als Kohlenstoffträger untersucht. Die Menge betrug jeweils 4,8 t. Dadurch reduzierte sich die Menge an zugegebenem Stroh gegenüber V4. Bei V11 war eine nachträgliche Bewässerung erforderlich. Aufgrund der spezifischen trockenen und warmen Witterung erfolgte ein hoher Feuchtigkeitsaustrag, der zu einem Rückgang der Prozeßintensität führte.

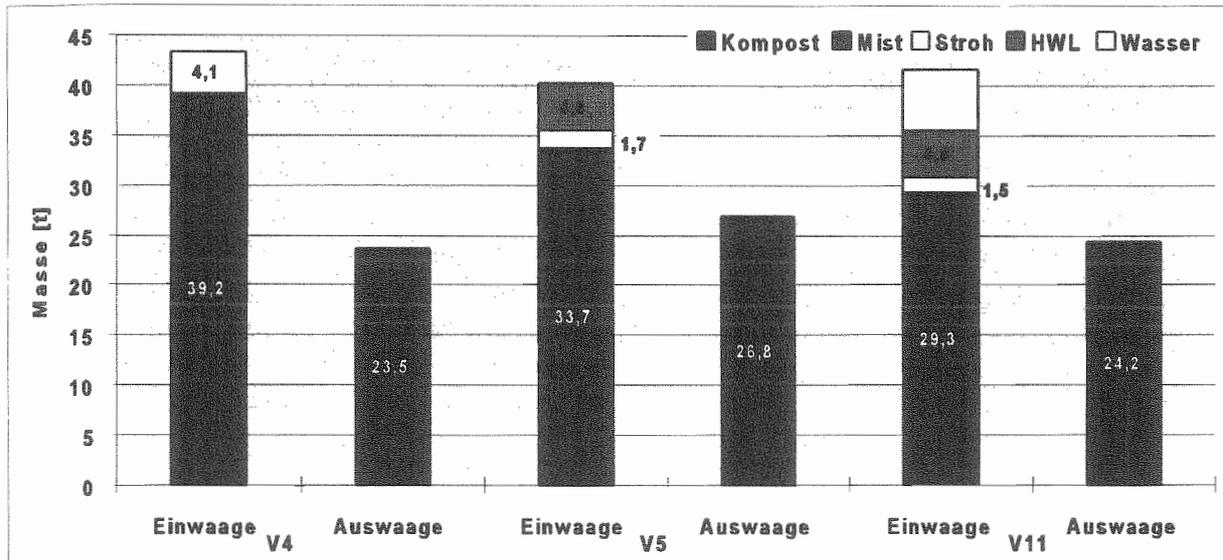


Abb. 38: Absolute Masse des ein- und ausgetragenen Materials bei der Kompostierung von Rinderfestmist in drei ausgewählten Versuchen.

Die gemessene Massereduzierung betrug im Mittel 40,3% bezogen auf das gesamt eingebrachte Material (Tabelle 33). ATZKERN 1990 [2] hatte eine Massereduzierung von 44-56% je nach Behandlungsvariante über einen Zeitraum von 71 Tagen gefunden, POINCELOT 1974 [113] spricht ebenfalls von rund 50% Massereduzierung durch Kompostierung.

BUCHGRABER 1990 [14] fand bei der Stapelmistlagerung 12-20% Masseverlust nach 5 Monaten und rund 50% nach 8 Monaten. Verfahrenstechnisch interessanter ist daher die Masseveränderung relativ zum eingebrachten Mist (Tabelle 33). Hier zeigt sich eine Reduzierung von durchschnittlich 26%, wobei die geringere relative Massereduzierung in V5 und V11 durch die Beimischung von aschehaltigen Zuschlagstoffen herrührt. In V4, wo nur Stroh zugesetzt wurde, betrug die Masse an auszubringendem Kompost nur noch rund 60% dessen, was an Mist angefallen war.

**Tab. 33: Massereduzierung in ausgewählten Versuchen zur Kompostierung von Rindermist.**

Massereduzierung	Versuch	Einzelwert [%]	Mittelwert [%]	Standardabweichung
gesamt	V4	45,70	40,30	6,25
	V5	33,40		
	V11	41,70		
relativ zur Mistmenge	V4	40,08	26,00	12,30
	V5	20,58		
	V11	17,33		

Bei V11 war es aufgrund des Mistanfalles im Betrieb möglich, die Verweilzeit in der Rottezeile auf 6 Wochen zu verlängern. Erst zu diesem Zeitpunkt wurde der fertige Kompost gewogen.

Die Berechnung des Masseverlustes anhand der Zunahme des Aschegehaltes basiert auf der These von DEWES 1990 [21]. Er stellt fest, daß der absolute Aschegehalt während der Kompostierung praktisch konstant bleibt und daher als Kalkulationsbasis für die Betrachtung der Veränderung anderer chemischer Parameter dienen kann, vorausgesetzt es treten keine Sickersaftverluste auf.

Die Zunahme des relativen Aschegehaltes für die Versuche V4, V5 und V11 zeigt Abbildung 39. Die Zunahme des Aschegehaltes in der Frischsubstanz stimmt weitgehend mit der gewogenen Massereduzierung überein (Tabelle 33). Die vorhandenen Abweichungen basieren zum einen auf Fehlern in der Probenahme und -analyse sowie auf der Tatsache, daß während des Prozesses noch Strukturmaterial eingebracht (V5 zwischen T0 und T1) bzw. das Material bewässert werden mußte (V11 zwischen T2 und T3). Diese nachträgliche Zugabe wird zwar rein rechnerisch in der Massebilanz berücksichtigt, die Materialzusammensetzung gegenüber den vorangegangenen Analysen verändert sich dadurch jedoch.

Der Korrelationskoeffizient zwischen Masseverlust und Aschezunahme beträgt 0,87 für die drei zugrundeliegenden Versuche. Ein Teil des auftretenden Fehlers liegt in der Problematik des nachträglichen Zuschlages von Strukturträgern und Wasser begründet, der aus versuchstechnischen Gründen erforderlich war (s.o.). Vor diesem Hintergrund kann die These von DEWES 1990 [21] für die vorliegende Versuchsreihe als gültig

akzeptiert und der relative Aschegehalt als Maß für die Veränderungen im Substrat herangezogen werden.

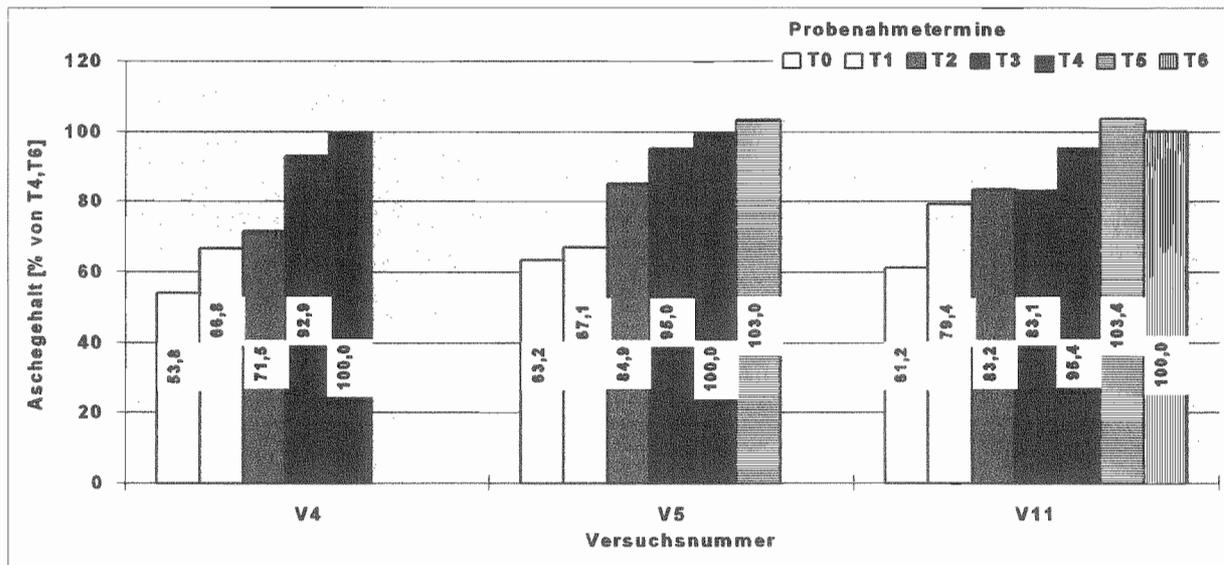


Abb. 39: Relative Aschezunahme bei der Kompostierung von Rinderfestmist (Werte relativ zum Aschegehalt beim Auswiegen)

Der Aschegehalt des eingetragenen Materials variiert je nach Zuschlagstoffen sehr stark. D.h. Zuschlagstoffe mit einem hohen mineralischen Anteil erhöhen den absoluten wie auch relativen Ascheanteil (Tabelle 34).

Tab. 34: Aschegehalt in Abhängigkeit verschiedener Zuschlagstoffe.

Anfangsgehalt	Mittelwert	Standard-	Minimum	Maximum
Versuch	[g/100 g FS]	abweichung	[g/100 g FS]	[g/100 g FS]
V1-13	14,82	5,88	4,16	24,91
V1-3, V8-10, V13	19,05	3,41	15,47	24,91
V5, V11	12,21	0,05	12,17	14,58
V4, V6-7, V12	8,13	3,37	4,16	12,25
<b>Endgehalt</b>				
V1-13	23,06	7,84	7,88	34,28
V1-3, V8-10, V13	28,66	4,63	21,66	34,28
V5, V11	20,50	1,21	19,65	20,81
V4, V6-7, V12	14,67	5,52	7,88	21,36
<b>Legende</b>				
V1-3, V8-10, V13	Zusatz von Erde			
V5, V11	Zusatz von HWL			
V4, V6-7, V12	ohne Zusatz stark aschehaltiger Stoffe			

Dies bedingt in den Versuchen mit Erdzusatz (V1-3, V8-10, V13)) einen relativ hohen Ausgangsaschegehalt von durchschnittlich 19 g Asche/100g Frischsubstanz. Durch den Zuschlag von ca. 12 Gew.-% HWL-Reststoffen (V5, V11) wurden Werte von über 12 g Asche/100g Frischsubstanz erreicht, während in den übrigen Versuchen (V4, V6, V7, V12) der Ausgangsgehalt meist unter 10 g Asche/100g Frischsubstanz lag.

Geht man von DEWES' These aus, daß der absolute Aschegehalt während des Prozesses unverändert bleibt, muß ein Zusammenhang zwischen dem Ausgangsaschegehalt (Asche/FS) und der relativen Massereduzierung während des Prozesses bestehen. Die Regressionsanalyse erbrachte folgendes Modell ( $R^2=0,46$ ):

$$\text{Aschezunahme} = 56,71 - 1,17 * (\text{Aschegehalt (FS)}) \quad (7)$$

Ein hoher Ausgangsaschegehalt bedingt also tendenziell eine geringere relative Massereduzierung des Gesamtmaterials und umgekehrt, obwohl die Differenz zwischen Anfang- und Endwert jeweils vergleichbar ist (Tabelle 34). Das Bestimmtheitsmaß von 0,46 zeigt aber auch, daß eine erhebliche Schwankungsbreite besteht, so daß weitere Ursachen vorliegen müssen. Dies kann z.B. die Qualität des Rotteverlaufes sein (s.u.).

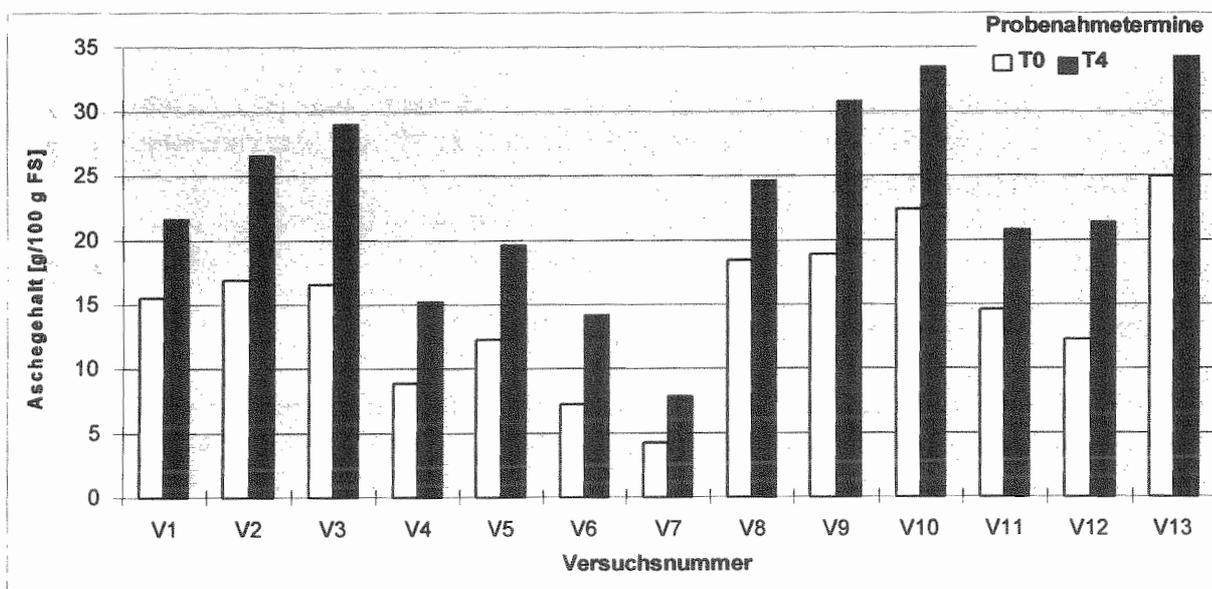


Abb. 40: Relativer Aschegehalt der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Ein differenziertes Bild im Verlauf des Aschegehaltes bzw. der Massereduzierung gibt der Vergleich der Relativ- mit den Absolutwerten (Abbildung 42). Der Aschegehalt der Frischsubstanz hat im Mittel um 8,83 g/100 g FS mit einer Standardabweichung von 3,02 g/100 g FS zugenommen und läuft nicht konform mit der relativen Massezunahme. Die Zunahme des absoluten Aschegehaltes ist eher positiv mit dem Ausgangsaschegehalt korreliert, d.h. ein höherer Ausgangsaschegehalt bedingt eine tendenziell intensivere Rotte innerhalb des Betrachtungszeitraumes. Die Analyse der Werte zeigt aber auch, daß vor allem bei den Versuchen, in denen weitere Zuschlagstoffe zu-

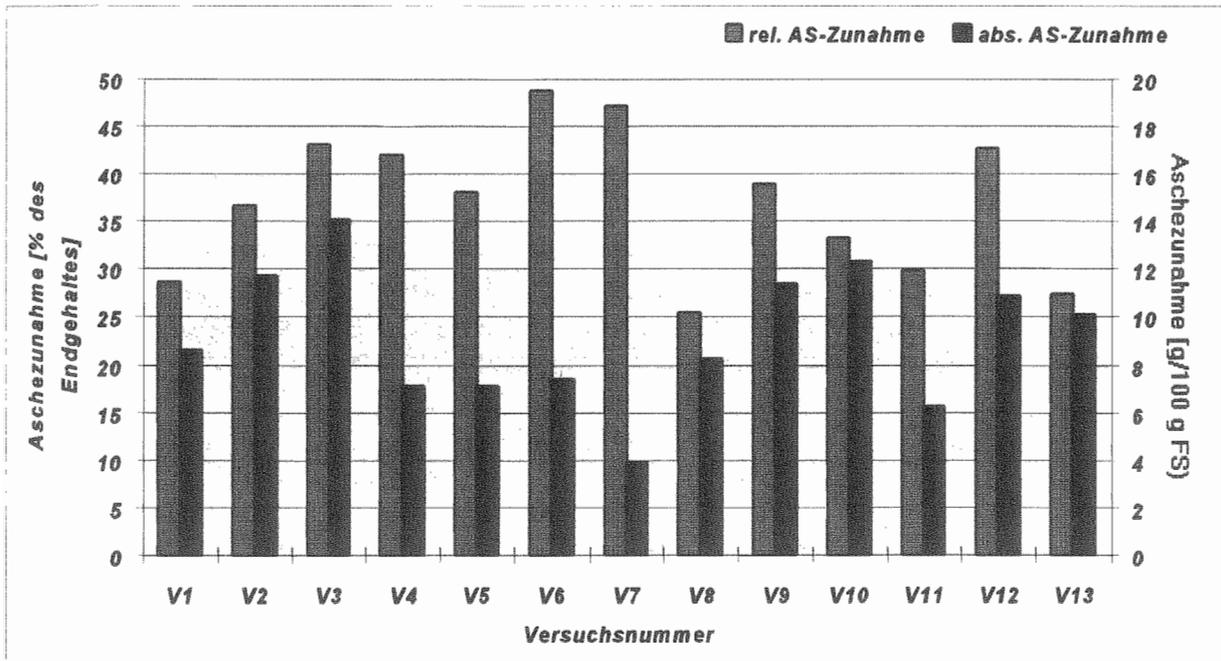


Abb. 41: Vergleich der relativen und absoluten Zunahme des Aschegehaltes bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

gemischt wurden, der absolute Aschegehalt tendenziell weniger zugenommen hat (HWL bei V5, V11, Schafwolle bei V6, Holzhäcksels bei V7, V8), ein Hinweis darauf, daß die Rotte weniger intensiv abläuft.

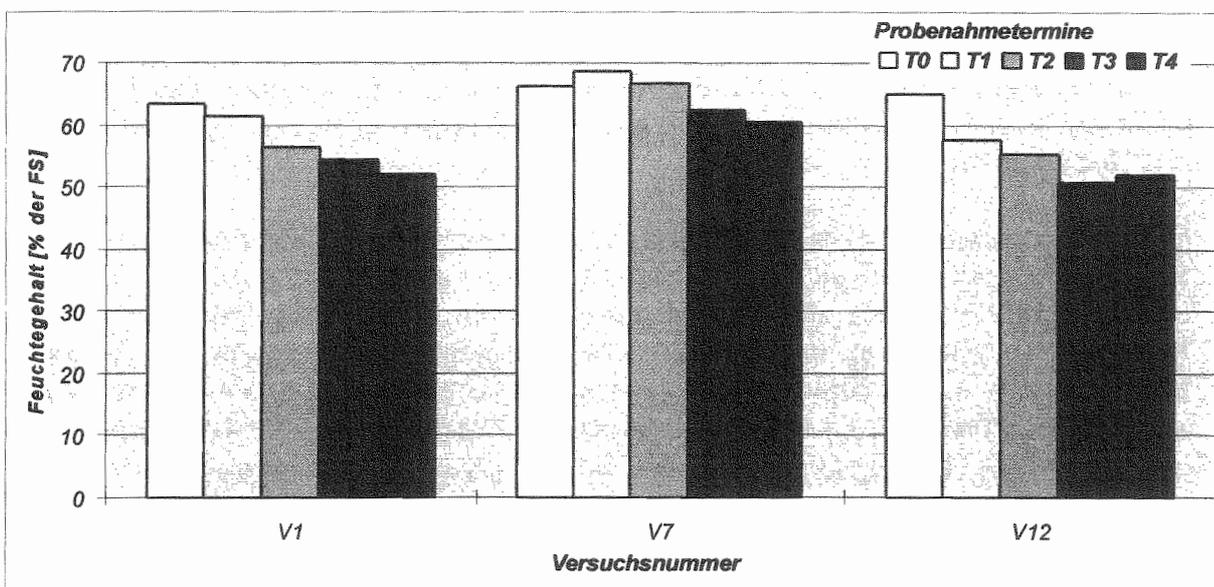
#### 5.4.2 Feuchtegehalt

Der Ausgangsfeuchtegehalt des Materials lag in den Versuchen bei durchschnittlich 62%, der Trockensubstanzgehalt als entsprechendes Pendant 38% (Tabelle 35). In fast allen Versuchen (Ausnahme: V7) wurde im Prozeßverlauf eine Reduzierung des Feuchtegehaltes auf deutlich unter 60% erreicht, der Mittelwert lag bei knapp 50%.

Typischerweise verringerte sich der Feuchtegehalt zwischen den einzelnen Probenahmeterminen (Abbildung 42, V1). In einigen Fällen (z.B. V7) kam es zunächst zu einer Erhöhung des Feuchtegehaltes, die durch Zugabe von Strukturmaterial ausgeglichen werden mußte, um einer Materialvernässung vorzubeugen. Bei einigen Versuchen (z.B. V12) kam es trotz einer frühzeitigen Strukturmaterialzugabe auch später noch zu einer Erhöhung des Feuchtegehaltes.

**Tab. 35:** Trockensubstanz- bzw. Feuchtegehalt bei der Kompostierung von Rindermist.

TS-Gehalt	Mittelwert [%]	Standard-abweichung	Minimum [%]	Maximum [%]
Anfang	37,34	5,45	28,67	46,42
Ende	48,90	5,31	39,63	57,38
<b>Feuchtegehalt</b>				
Anfang	62,66	5,45	53,58	71,33
Ende	51,10	5,31	42,62	60,37



**Abb. 42:** Feuchtegehalt der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist (ausgewählte Versuche).

Bei der praktischen Versuchsdurchführung wurde deutlich, daß der Feuchteverlauf im Haufwerk von einer Reihe von Faktoren abhängt, die außerhalb von Laborbedingungen nur teilweise beherrschbar sind. Der Hauptfaktor ist sicherlich der Ausgangsfeuchtegehalt zum jeweiligen Beobachtungszeitpunkt. Daneben waren aber auch noch materialspezifische Parameter wie Zusammensetzung, Aggregatzustand und Prozeßzeitpunkt ausschlaggebend. Zusätzlich war ein deutlicher Einfluß der Witterung, insbesondere der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte erkennbar. Unerwartete Änderungen im Prozeßverlauf wiesen immer wieder auf unkalkulierbare Witterungseinflüsse hin, obwohl die Anlage vor Niederschlägen und Wind geschützt war. Insbesondere lag die Vermutung nahe, daß eine deutliche Wechselwirkung der relativen Luftfeuchte in Verbindung mit der Lufttemperatur mit dem jeweiligen Prozeßverlauf besteht. D.h., daß besonders in der thermophilen Phase mit hoher Abbauleistung der Feuchtetransport aus dem Haufwerk sehr wichtig ist. Kann dieser Feuchttransport aufgrund hoher Luftfeuchtigkeit oder niedriger Lufttemperatur nicht gewährleistet werden, kommt es unweigerlich zu einem Anstieg der relativen Feuchte und damit zu einer Vernässung des Substrates. Dem kann nur durch zusätzliche trocknende Zuschlagstoffe ent-

gegengewirkt werden. Dies war konkret erforderlich in den Versuchen V2, V3, V4, V8 und V12.

Der Anfangsfeuchtegehalt zwischen den Versuchen variierte stark. Es konnte jedoch kein eindeutiger Einfluß des Anfangsfeuchtegehaltes auf den weiteren Prozeßverlauf getroffen werden, allenfalls waren Tendenzen erkennbar. Daher muß davon ausgegangen werden, daß der Einfluß des Ausgangsfeuchtegehaltes durch andere Faktoren überlagert wird. Dies zeigen auch die Ergebnisse der Versuch V1, V7 und V12. Der Ausgangsfeuchtegehalt unterschied sich kaum, nach einer Woche waren jedoch deutliche Unterschiede im Feuchteverlauf erkennbar (Abbildung 42).

Sowohl Umsetzen als auch Belüften führte zu einem erhöhten Feuchteaustrag. Dies war optisch erkennbar am Austritt von Wasserdampf über den Mieten, der - abhängig von der Lufttemperatur - kondensierte und so sichtbar wurde. Beim Umsetzen kam es zu einem derart starken Feuchtigkeitsaustritt über den Mieten, daß die Sicht stark eingeschränkt wurde. Innerhalb der Versuchsanlage war während des Umsetzens praktisch keine Sicht vorhanden. Über die vorgesehenen Öffnungen entwichen deutliche Nebelschwaden.

Ein hoher Wasserverlust erfordert eine hohe Rottetemperatur (Erhöhung der Wasseraufnahmekapazität der Luft durch Erwärmung) und einen ausreichenden Austausch der feuchtegesättigten Luft. Der Feuchteverlust während der Rotte steht gleichzeitig in engem Zusammenhang mit der Massereduzierung. Erweitert man o.g. Modell der Einflußgrößen auf den Masseverlust (=Aschezunahme, s.o.) um den Faktor Feuchteverlust (=Aschezunahme) ergibt sich folgende Gleichung (Bestimmtheitsmaß = 0,63):

$$\begin{aligned} \text{Aschezunahme} = & 40,42 - 0,948 * (\text{Aschegehalt}(FS)) \\ & + 0,56 * \text{TS-Zunahme} \end{aligned} \quad (8)$$

Die Erhöhung der Bestimmtheitsmaßes von 0,46 auf 0,63 beweist die Verbesserung des Modells und damit den Zusammenhang zwischen Feuchteverlust und Massereduzierung. Weitere eindeutige Einflußfaktoren konnten nicht mehr gefunden werden.

#### 5.4.3 Struktur des Komposthaufens

Die Struktur der Kompostmieten wurde bei den unterschiedlichen Probenahmeterminen augenscheinlich anhand verschiedener Parameter beurteilt.

Durch das Umsetzen der Mieten wurde in der Regel eine deutliche Volumenvergrößerung erreicht (vgl. Tabelle 13, S. 88 und Tabelle 15, S. 91). Dies war sichtbar an der Mietenhöhe. Während vor dem Umsetzen die Mietenhöhe in Tabelle 13 nur rund 1,20-1,25 m betrug, lag sie danach bei ca. 1,40 m. Die relative Volumenvergrößerung war größer, wenn die Umsetzintervalle länger auseinander lagen.

Die Volumenvergrößerung ist deutliches Symptom für einen höheren Anteil an luftführenden Grobporen nach dem Umsetzen. Neben einem höheren primären Frischluftanteil wird auch der anschließende Gasaustausch verbessert.

Ausschließliche Belüftung verursachte eine Verschlechterung der Haufwerksstruktur, erkennbar an einem laufenden Volumenverlust sowie an einem deutlich steigenden Einstechwiderstand bei der Probenahme (vgl. S. 94).

Die Haufwerksstruktur war - vor allem in späteren Stadien der Rotte, wenn Strukturträger weitgehend abgebaut bzw. durchfeuchtet waren - offensichtlich abhängig von der Materialfeuchte. D.h. bei höherer Feuchte war die Materialstruktur schlechter, erkennbar wiederum am Einstichwiderstand bei der Temperatur- und CO<sub>2</sub>-Messung sowie bei der Probenahme. Auch dies war zu erwarten, da bei den Kompostierversuchen kaum holzige Materialien verwendet wurden, die auch bei höherer Feuchte noch ausreichend strukturstabil gewesen wären.

#### 5.4.4 Gehalte an Kalium und Phosphor im Substrat

Kalium und Phosphor stellen Makronährstoffe für das Pflanzenwachstum dar und sind daher ein entscheidender wirtschaftlicher Faktor. Dies bedeutet aber auch, daß Kalium und Phosphor bei unkontrollierter Emission zu erheblichen Umweltbeeinträchtigungen führen können (BERNER 1990 [7]). ATZKERN 1990 [2] hatte in den Vorversuchen deutliche Auswaschungsverluste gemessen.

In den vorliegenden Untersuchungen waren unkontrollierte Verluste durch Auswaschung nicht zu erwarten, da auftretendes Sickerwasser erfaßt wurde. Bei den ausgewerteten Versuchen konnte in keinem Fall Sickerwasseranfall festgestellt werden.

Der Kaliumgehalt des Ausgangsmaterials lag im Mittel bei 0,74 g/100 g FS und erhöhte sich nach vier Wochen auf durchschnittlich 1,18 g/100 g FS, was eine Zunahme von rund 36% bedeutet (Tabelle 36). Dieser Wert liegt zwar in derselben Größenordnung wie die gefundene Massereduzierung (vgl. Tabelle 33). Trotzdem zeigt sich in einigen Versuchen eine Reduzierung des K-Gehaltes (Tabelle 36), der nur durch verfahrenstechnisch bedingte systematische Fehlerquellen erklärt werden kann.

Tab. 36: Kaliumgehalt bei der Kompostierung von Rindermist.

Gehalt der FS	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Anfang [g/100 g FS]	0,74	0,23	0,46	1,23
Ende [g/100 g FS]	1,18	0,42	0,65	2,06
Veränderung [%]	35,82	8,19	24,94	49,63
bezogen auf Asche				
Anfang [g/100 g AS]	6,66	3,94	2,55	13,57
Ende [g/100 g AS]	6,03	3,31	2,57	11,54
Veränderung [%]	-6,54	9,88	-22,19	5,65

Die Ursachen für den scheinbaren Kaliumverlust werden ersichtlich, wenn man den Verlauf des Kaliumgehaltes einzelner Versuche über die Zeit analysiert (Abbildung 43).

In den Versuchen V1 und V2 liegt aufgrund des Erdzusatzes der K-Gehalt relativ niedrig. Im Versuchsverlauf war es nicht mehr nötig, weitere Zuschlagstoffe zuzugeben. Der K-Gehalt blieb relativ konstant zum Aschegehalt. In den Versuchen V7 und V12 hingegen zeigen sich deutliche Veränderungen immer dann, wenn die Zugabe von Strukturmaterial (Stroh) erforderlich war. Bei V7 erfolgte dies in der zweiten Versuchswoche zwischen T1 und T2, bei V12 in der ersten Versuchswoche zwischen T0 und T1. Der Rückgang des Kaliumgehaltes wird also durch die Zugabe kaliumarmer Zuschlagstoffe verursacht.

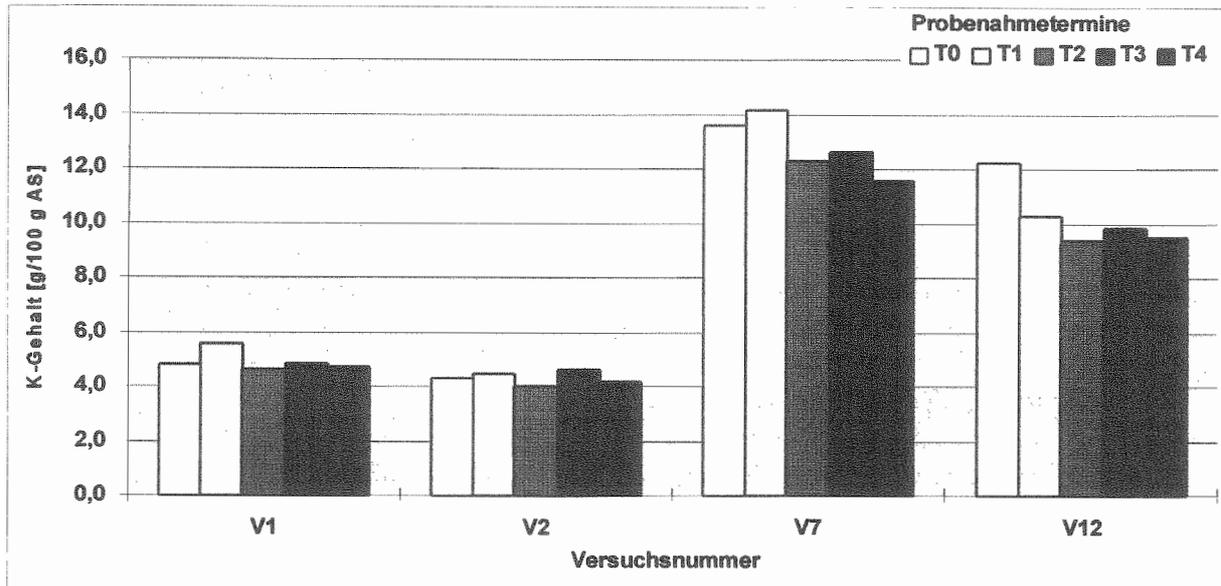


Abb. 43: Kaliumgehalt (Basis Aschegehalt) ausgewählter Versuche bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Der Phosphorgehalt des Materials lag zu Rottebeginn durchschnittlich bei 0,14 g/100 g FS und erhöhte sich auf 0,23 g/100 g FS, was einer Zunahme von ca. 39% entspricht (Tabelle 37). Dieser Wert deckt sich ebenfalls relativ gut mit dem Wert der Massereduzierung (s.o.). Die Betrachtung der Werte relativ zum Aschegehalt offenbart wiederum eine sehr starke Variation, die ebenfalls durch die nachträgliche Zugabe von Zuschlagstoffen ausgelöst wurde (s.o., Abbildung 45). Bei V7 und V12 findet ein deutlicher Sprung im P-Gehalt zu den oben beschriebenen Terminen der nachträglichen Strukturmaterialzugabe statt.

Neben dem Aschegehalt werden auch der P- und der K-Gehalt als weitgehend unveränderliche Bezugsgröße diskutiert. Jedoch sind sowohl Phosphor als auch Kalium wasserlöslich und daher auswaschungsgefährdet. In den Versuchen zeigte sich jedoch, wie oben beschrieben, daß eine nachträgliche Materialzugabe zu erheblichen Veränderungen in den Gehalten führen kann. Dies ist umso problematischer, da sowohl der K- als auch der P-Gehalt niedrige Werte haben und daher auch geringfügige Meß- und Analysefehler starke Schwankungen verursachen können, die sicherlich in den vorliegenden Versuchen einen Teil der Unstimmigkeiten verursacht haben. Zwar sind die Mittelwerte über die Versuche gesehen vergleichbar, bei einer Einzelbetrachtung zeigen sich jedoch deutliche Unterschiede zwischen den Versuchen (Abbildung 45).

Tab. 37: Phosphorgehalt bei der Kompostierung von Rindermist.

	Mittelwert	Standard- abweichung	Minimum	Maximum
<b>Gehalt der FS</b>				
Anfang [g/100 g]	0,14	0,03	0,09	0,19
Ende [g/100 g]	0,23	0,06	0,15	0,34
Zunahme [%]	38,95	12,33	9,49	52,70
<b>bezogen auf Asche</b>				
Anfang [g/100 g]	1,20	0,64	0,47	2,17
Ende [g/100 g]	1,14	0,55	0,58	2,01
Zunahme [%]	1,40	25,93	-31,95	60,47

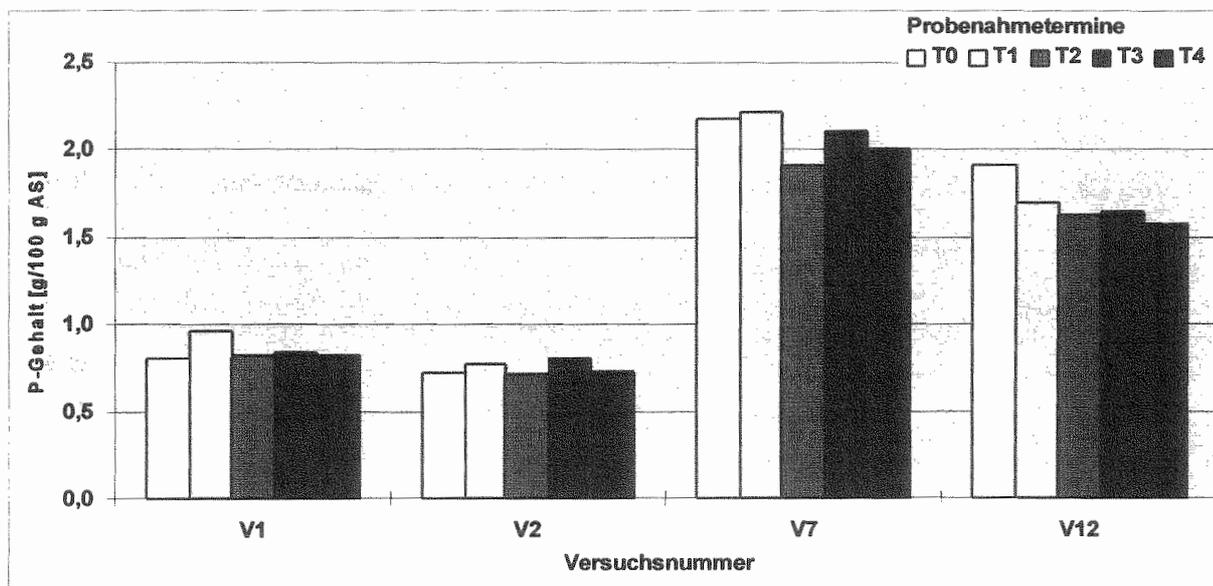


Abb. 44: Phosphorgehalt (Basis Asche) in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

#### 5.4.5 Veränderungen im Stickstoffgehalt (Gesamt-N und $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )

Der Stickstoffgehalt der Frischsubstanz stieg in allen Versuchen an (Tabelle 38), im Durchschnitt von 0,54 auf 0,70 g/100 g FS. Bezogen auf die Trockensubstanz ist ein leichter Rückgang des Stickstoffgehaltes zu verzeichnen und zwar von durchschnittlich 1,49 auf 1,38 g/100 g TS. Noch deutlicher wird der Rückgang, wenn man die Werte auf den Aschegehalt bezieht. Hier verringerte sich der durchschnittliche N-Gehalt von 5,03 auf 3,64 g/100 g AS. Auffallend ist hier die sehr große Standardabweichung, die vor allem durch die Unterschiede im Aschegehalt der einzelnen Versuche, ausgelöst durch verschiedenartige Zuschlagstoffe, verursacht wird.

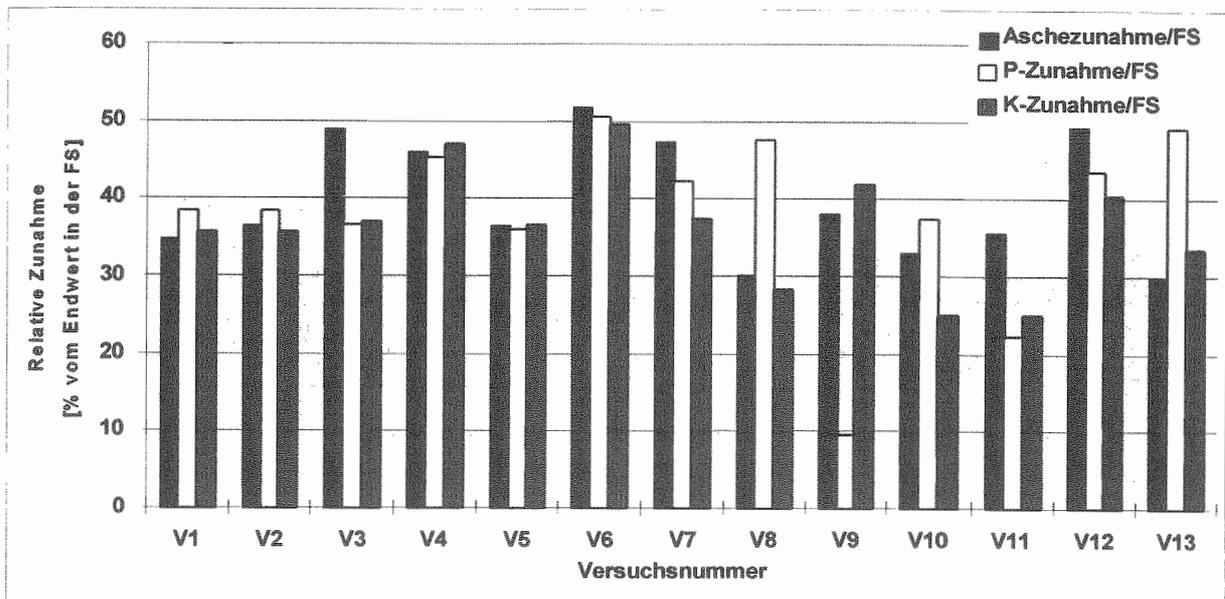


Abb. 45: Relative Zunahme des Asche-, Phosphor- und Kaliumgehaltes in der Frischsubstanz bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Tab. 38: Stickstoffgehalt bei der Kompostierung von Rindermist.

Gehalt der FS	Mittelwert [g/100 g]	Standardabweichung	Minimum [g/100 g]	Maximum [g/100 g]
Anfang	0,54	0,15	0,40	0,90
Ende	0,70	0,21	0,48	1,27
bezogen auf TS				
Anfang	1,49	0,60	0,93	3,09
Ende	1,38	0,53	0,95	2,89
bezogen auf Asche				
Anfang	5,03	3,58	2,12	13,36
Ende	3,64	2,33	1,84	8,94

Der tatsächliche Stickstoffverlust betrug im Mittel der Versuche rund 24% (Tabelle 39). Gemessen über alle Versuche ergibt sich eine sehr hohe Standardabweichung von 9,01. Klammert man die beiden Extremwerte von V12 und V13 aus, reduziert sich die Standardabweichung auf 5,40.

Trotzdem sind die beiden Extremwerte von V12 und V13 interessant. Der höchste Verlust betrug fast 42% des Anfangsgehaltes in V12, ein Versuch bei dem nur Stroh als Strukturträger zugegeben worden war. In V13 hingegen, dem Versuch mit dem höchsten Ausgangsaschegehalt, lag die Verlustrate bei nur 5%.

Tab. 39: Relativer Stickstoffverlust bei der Kompostierung von Rindermist.

Versuche	Mittelwert [%]	Standard-abweichung	Minimum [%]	Maximum [%]
V1-V13	24,16	9,01	5,04	41,95
V1-V11	24,28	5,40	15,32	33,05

Die Höhe der relativen N-Verluste liegt eher im unteren Bereich der bisher berichteten Verlustraten. WITTER et LOPEZ-REAL 1988 [153] fanden 16-60%, BONAZZI et al. 1990 [12] erreichten gar 50-60% des Ausgangsgehaltes bei Geflügelmist.

CORNFIELD 1958 [19] kompostierte reines Stroh mit einem Ausgangs-C/N-Verhältnis von 145:1. Er fand einen N-Verlust von lediglich 4-5%. Bei Verengung des C/N-Verhältnisses auf 40:1 bzw. 27:1 stiegen die N-Verluste auf bis zu 62% an. Die Höhe der N-Verluste hing auch von der Form der Kompostmieten ab. CORNFELD 1958 [19] berichtet von 7-14% Stickstoffverlust bei der Strohkompostierung mit N-Zugabe (C/N-Verhältnis = 40/1)

In den Versuchen von MATTINGLY 1954 [96] zeigten sich Verluste zwischen 19,3 und 26,5 % während rund 16-wöchiger Dauer.. Die gasförmigen N-Verluste in den Versuchen von DEWES 1992 [22] betragen 37,4% bei Rindermist und 67,5% bei Hühnermist.

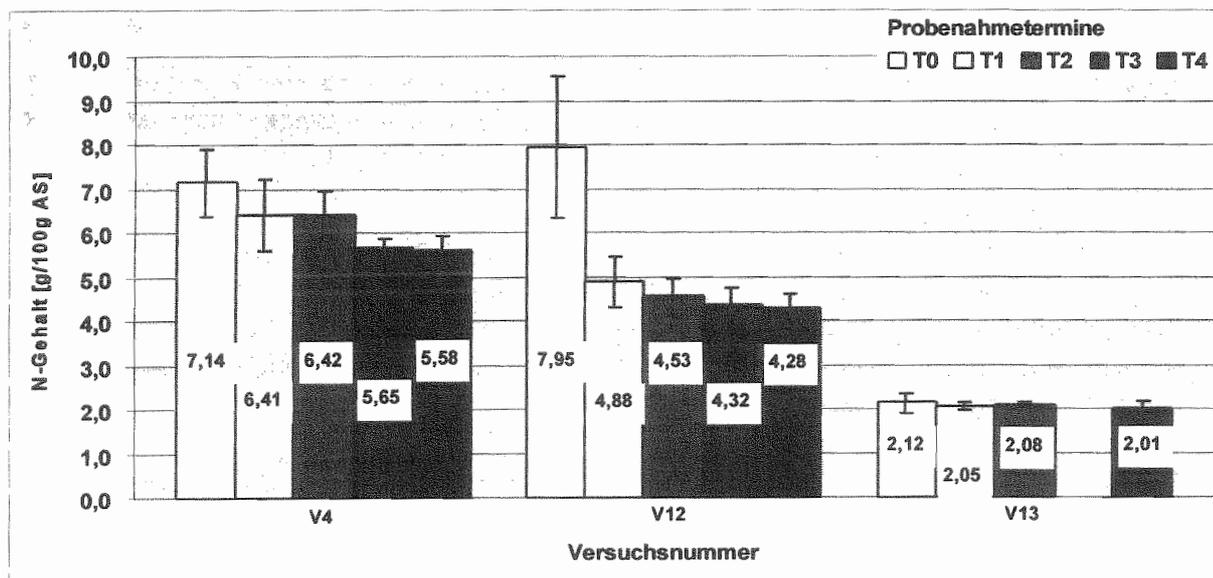


Abb. 46: Stickstoffgehalt (Basis Asche) in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Die Angaben in der Literatur über Stickstoffverluste bei Stapelmistverfahren schwanken ebenfalls sehr stark. Während KIRCHMANN 1985 [79] von 5-20% N-Verluste über 3-7 Monate Lagerdauer nennt, fand DWORAK 1988 [29] weit über 60%. BUCHGRABER 1990 [14] spricht von 23% bei Festmist aus Anbindehaltung und 36% bei Tretmist bei einer

Lagerdauer von 5,5 Monaten. Bei einer 8-monatigen Lagerdauer in ungeschützten Feldmieten gingen rund 45% des Gesamtstickstoffs verloren.

Von besonderem Interesse ist der Zeitraum, in dem die Verluste auftreten. Dies geht aus dem Verlauf der N-Gehalte zu den einzelnen Probenahmeterminen (Abbildung 46 und 47) hervor. Hier zeigt sich, daß die Hauptverlusten in den ersten zwei Wochen aufgetreten sind (V5, V11, V12). Ab dem Probenahmetermin T2 (nach zwei Wochen) sind in der Regel nur noch geringe Veränderungen zum Endwert vorhanden, auch über einen längeren Beobachtungszeitraum von bis zu 6 Wochen.

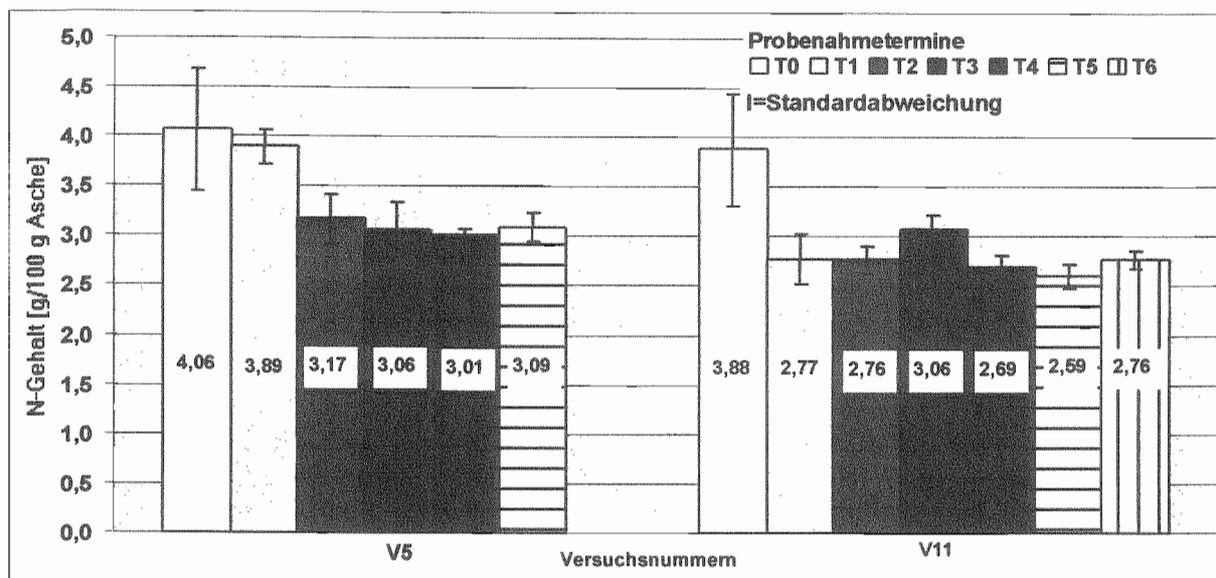


Abb. 47: Stickstoffgehalt bezogen auf den Aschegehalt bei der Kompostierung von Rinderfestmist in ausgewählten Versuchen über einen Zeitraum von 5 bzw. 6 Wochen (Mittelwert aus je 4 Mietenbereichen).

Der Verlust an Gesamtstickstoff ist hauptsächlich eine Folge der  $\text{NH}_3$ -Emissionen (z.B. POINCELOT 1974 [113], KIRCHMANN 1985 [79], KÄCK 1996 [75]). Der Gehalt an Ammonium-N betrug zu Versuchsbeginn durchschnittlich 0,1 g/100g FS, ging in allen Versuchen - unabhängig vom Ausgangsgehalt - stark zurück und pendelte sich nach 1-2 Wochen auf einen Wert unter 0,05 g  $\text{NH}_4^+$ -N/100 g Frischsubstanz ein (Tabelle 40).

Tab. 40: Gehalt an  $\text{NH}_4^+$ -Stickstoff bei der Kompostierung von Rindermist.

	Mittelwert [g/100 g FS]	Standard- abweichung	Minimum [g/100 g FS]	Maximum [g/100 g FS]
Anfang (T0)	0,10	0,07	0,04	0,32
T1	0,04	0,03	0,01	0,11
T2	0,02	0,01	0,00	0,05
T3	0,03	0,01	0,02	0,04
Ende (T4)	0,02	0,01	0,01	0,04

Man kann davon ausgehen, daß es sich hierbei um den jeweils materialspezifischen Gleichgewichtsgehalt handelt. Die Menge an Ammonium, die aus dem Abbau organischer N-Verbindungen freigesetzt wird, steht im Gleichgewicht zu der Menge, die einerseits organisch gebunden wird und andererseits gasförmig als Ammoniak emittiert. Dies deckt sich mit den Aussagen von GRONAUER 1993 [54] und anderen, die in Flüssigmist ähnliche Zusammenhänge gefunden hatten (vgl. Kap. 2.1.3).

Bei V1 wurde ein sehr hoher Ausgangsgehalt an  $\text{NH}_4\text{-N}$  gemessen, der sich in keinem anderen Versuch wiederholte (Abbildung 48). Eine Begründung für diesen hohen Wert ist aus dem Datenmaterial nicht zu finden. Ein Meßfehler scheint sehr unwahrscheinlich, da auch der Wert bei T1 (nach einer Woche und mehrmaligem Umsetzen) noch deutlich über den anderen Versuchen lag.

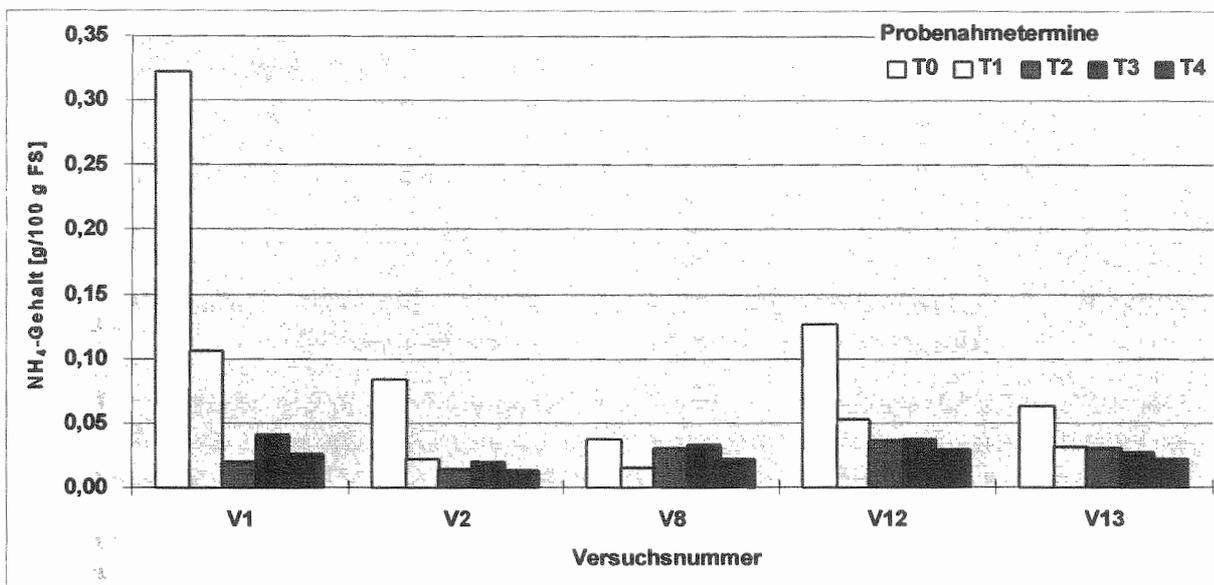


Abb. 48: Gehalt an Ammonium-N in der Frischsubstanz in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

#### 5.4.5.1 Ammoniakemissionen

Hohe Ammoniumkonzentrationen im Material lassen ebenfalls hohe Ammoniak-Emissionen in die Luft erwarten. Zur Quantifizierung dieser  $\text{NH}_3$ -Emissionen wurde in den Versuchsdurchläufen V11, V12 und V13 die Abluft stichprobenartig auf  $\text{NH}_3$  untersucht und die Meßwerte auf den Betrachtungszeitraum hochgerechnet.

Bei allen drei Versuchen war die Ammoniakemission bei Prozeßbeginn hoch und ging - versuchsspezifisch - innerhalb von 1-2 Wochen stark zurück (Abbildung 49 - 51).

Die Abluft wurde in V11 zunächst 10 Tage lang auf Ammoniak untersucht. Aufgrund des sehr niedrigen Gehaltes während der letzten Tage des Beobachtungszeitraumes wurde die weitere Analyse eingestellt, da keine Änderungen mehr zu erwarten waren. Die Hochrechnung des Gesamtverlustes ergab einen Schätzwert von 35,4 kg N-Verlust. Demgegenüber ergab die Materialanalyse in Verbindung mit der Masse des Frisch-

materials sowie des fertigen Kompostes einen tatsächlichen N-Verlust über die gesamte sechswöchige Prozeßdauer von 35,3 kg. Der tatsächliche N-Verlust entsprach also anscheinend genau der Menge, die als Ammoniak emittiert war.

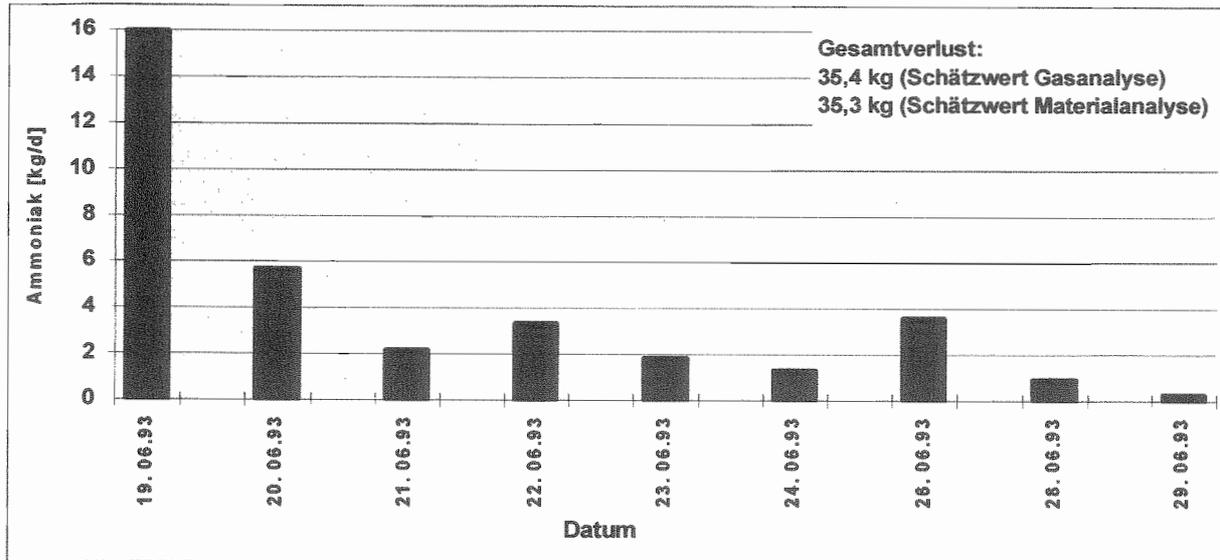


Abb. 49: Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist; Betrachtungszeitraum 10 Tage, V11.

Bei V12 und V13 wurde der Stichprobenumfang erhöht und die Messung über einen längeren Zeitraum durchgeführt, um eine genauere Grundlage für die Schätzung der Emissionen zu erhalten. Allerdings wurde bei V12 und V13 aus organisatorischen Gründen nur mehr das ausgetragene Material gewogen. Die Anfangsmasse wurde anhand der Aschezunahme berechnet (s.o.).

Die Auswertung der Messergebnisse zu den Ammoniakemissionen in V12 ergab ein vollkommen anderes Bild (Abbildung 50). Die starken Ammoniakemissionen dauerten über 10 Tage an und gingen erst dann auf Werte unter 4 kg/d zurück, die in V11 bereits nach dem dritten Tag erreicht worden waren. Der geschätzte Gesamtverlust über die Abluft ergab einen N-Verlust von über 87 kg, die Berechnung anhand der Materialanalyse zeigte, daß der tatsächliche Wert fast doppelt so hoch, nämlich bei 161 kg N lag. Der Meßfehler in dieser Versuchsreihe betrug damit nahezu 100%.

Der Verlauf der Emissionsraten in V12 deckt sich mit den Ergebnissen von DWORAK 1998 [29], bei dem die hohen Verluste ebenfalls über rund 10 Tage aufgetreten und dann auf ein relativ gleichbleibendes Niveau abgesunken waren.

Die Erfahrungen mit den vorangegangenen Versuchen wurden in V13 berücksichtigt, wo von Anfang an eine 24-tägige Beobachtung mit anfangs täglichem Vorlagenwechsel eingeplant wurde. Hier wurde dann jedoch wieder ein ähnlicher Verlauf wie in V11, mit hohen Verlusten am Anfang festgestellt, der jedoch am zweiten Tag unter die Marke von 4 kg/d sank (Abbildung 51). Als geschätzter Gesamtverlust über die Abluft ergab sich ein Wert von 22,5 kg N. Die anschließende Berechnung des N-Verlustes über die Materialanalyse ergab, daß der absolute Stickstoffgehalt des ausgetragenen Materials lediglich 4,1 kg unter dem des Frischmaterials lag.

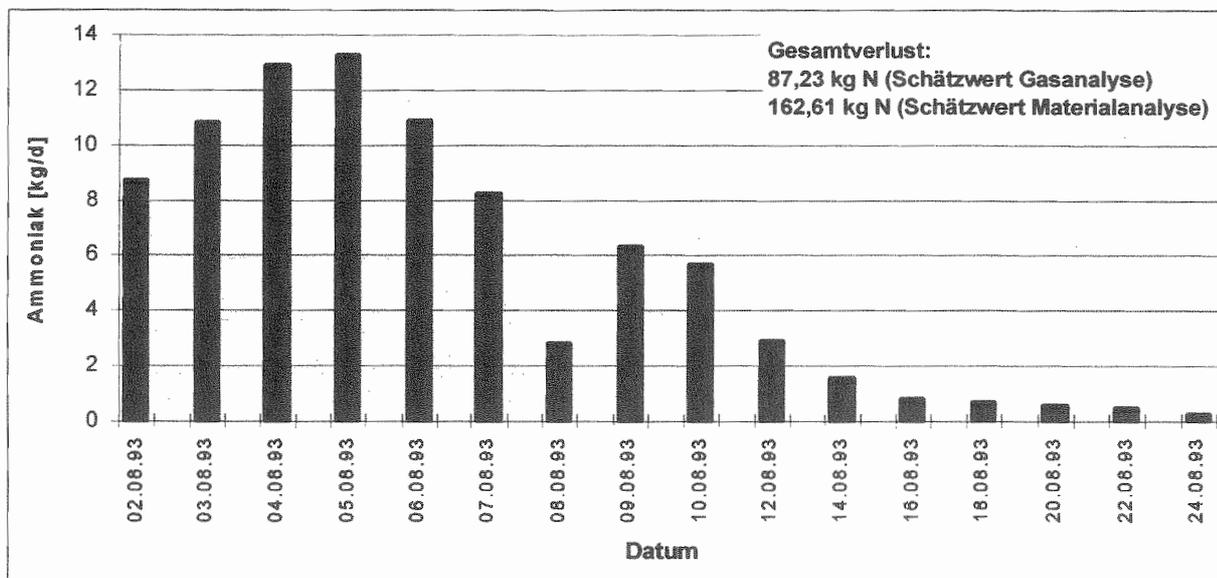


Abb. 50: Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist; Beobachtungszeitraum 23 Tage, V12.

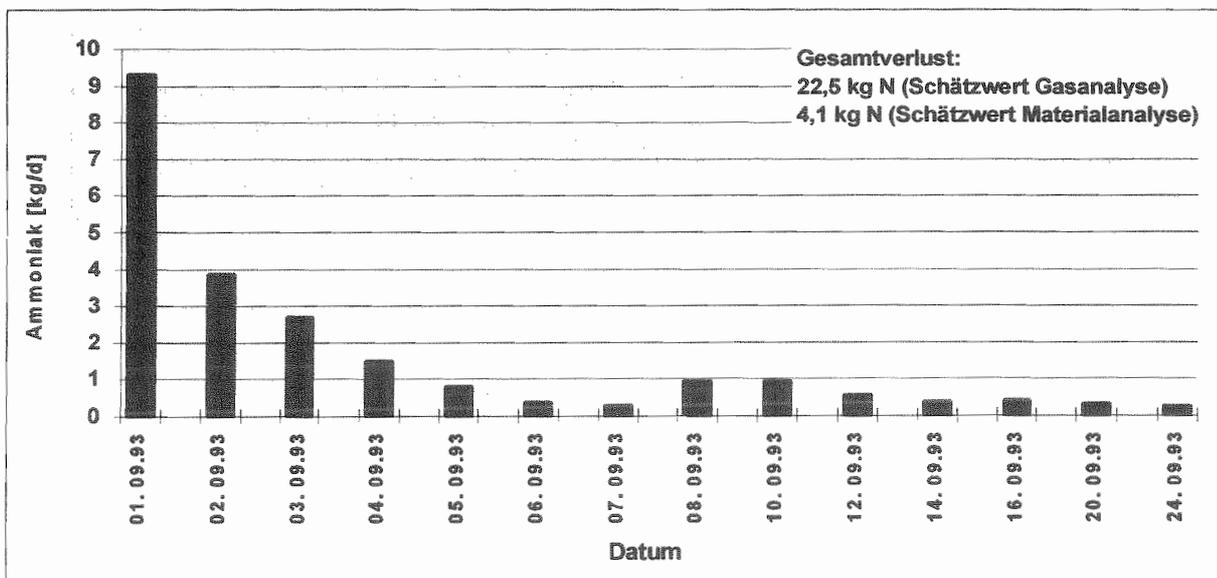


Abb. 51: Ammoniakverlust über die Abluft bei der Kompostierung von Rinderfestmist, Beobachtungszeitraum 24 Tage, V13.

Die Methode zur Messung der Ammoniakemissionen in der Abluft konnte nur zum Teil befriedigen. Nur in einem Fall wurde eine recht gute Übereinstimmung der geschätzten Werte aus der Ablufterfassung mit den geschätzten Werten aus der Materialanalyse gefunden. In einem Fall zeigte die Gasanalyse erheblich höhere, in einem anderen Fall erheblich niedrigere Werte auf.

Diese Beobachtung deckt sich jedoch mit Ergebnissen in der Literatur. So hatte KÄCK 1996 [75] in seinen Laborversuchen mit ähnlich niedrigen Belüftungsraten Abweichungen in der selben Größenordnung erzielt. In den Untersuchungen von HANSEN et al.

1989 [57] war die Stickstoffmenge, die als  $\text{NH}_3$  emittiert wurde, um den Faktor 2,5-3,5 größer als der tatsächliche N-Verlust im Substrat. Sie erklären dies durch eine gleichzeitige Umwandlung aus dem Luftstickstoff, der in den Versuchen nach anfänglich hohen Verlusten zu einer N-Fixierung in der jeweils zweiten Versuchswoche führte. Diese Vermutung kann für das vorliegende Ergebnis in V13 zutreffen, zumal es sich hier um ein trockenes, strohareiches Ausgangsmaterial handelte. Auch HÜMBELIN et al. 1980 [71] haben bereits von einer Stickstofffixierung aus der Luft, allerdings erst in der Abkühlungsphase berichtet.

Eine eindeutige Verbindung der Stickstoffverluste mit dem Ammoniumgehalt bzw. der Ammoniumreduzierung konnte nicht nachgewiesen werden. Gleichzeitig kann die Reduzierung des Ammoniumgehaltes durch ein eigenes Modell beschrieben werden ( $R^2=0,986$ ):

$$\begin{aligned} \text{NH}_4^+ \text{-Reduzierung} &= 0,005 + 0,98 * \text{NH}_4^+(\text{AS}) \\ &- 0,001 * \text{C}(\text{AS}) \end{aligned} \quad (9)$$

Dieses Modell ist grundsätzlich trivial, sagt es doch nichts anderes aus, als daß am Ende der Rottephase nahezu kein Ammoniumstickstoff mehr vorhanden war. Dabei ist unwesentlich, ob er organisch gebunden wurde oder - wahrscheinlicher - emittiert ist. Die Kernaussage ist, daß mit Abschluß der Rotte kein Ammonium-N mehr im Material enthalten ist und damit während und zumindest einige Zeit nach der Ausbringung des Kompostes auch keine Ammoniakemissionen mehr auftreten können.

#### 5.4.6 Veränderungen im Kohlenstoffgehalt

Der aerobe Abbau der organischen Substanz setzt in erster Linie Kohlendioxid,  $\text{CO}_2$  frei. Dies bedeutet auch, daß der absolute Kohlenstoffgehalt der Kompostmasse weniger wird.

Der Gehalt an Kohlenstoff betrug zu Anfang der Versuche im Mittel 10,38 g/100 g FS und erhöhte sich um knapp 14% auf 11,77 g/100 g FS (Tabelle 41). Bemerkenswert ist die Schwankungsbreite der Zunahme, die von einer geringen Abnahme (-3%) bis zu einer Erhöhung von 40% reicht.

Gemessen an der Trockensubstanz ergibt sich eine leichte Verringerung um 13,64%, bezogen auf den Aschegehalt eine deutliche Reduzierung des Kohlenstoffs um 32,96% des Anfangswertes. Auch die Schwankungsbreite ist hier deutlich geringer.

Der Kohlenstoffabbau verlief nicht in allen Versuchen gleich (Abbildung 53). Während in einigen Versuchen der Rückgang des C-Gehaltes relativ gleichmäßig über 4 Wochen war, zeigte sich in V12 ein deutlicher Sprung in der ersten Woche. In V7 ist dieser Sprung in der zweiten, in V6 in der dritten Woche zu sehen.

Tab. 41: Gehalt an Kohlenstoff bei der Kompostierung von Rindermist.

Gehalt der FS	Mittelwert	Standard- abweichung	Minimum	Maximum
Anfang [g/100 g]	10,38	1,56	8,69	14,23
Ende [g/100 g]	11,77	2,13	9,70	16,01
Zunahme [%]	13,68	12,99	-3,00	40,40
bezogen auf TS				
Anfang [g/100 g]	28,55	6,72	18,89	42,05
Ende [g/100 g]	24,80	7,19	17,42	40,41
Zunahme [%]	-13,64	6,57	-23,30	-3,89
bezogen auf Asche				
Anfang [g/100 g]	98,78	81,33	37,59	333,16
Ende [g/100 g]	64,22	49,33	29,73	202,75
Zunahme [%]	-32,96	7,88	-50,71	-20,92

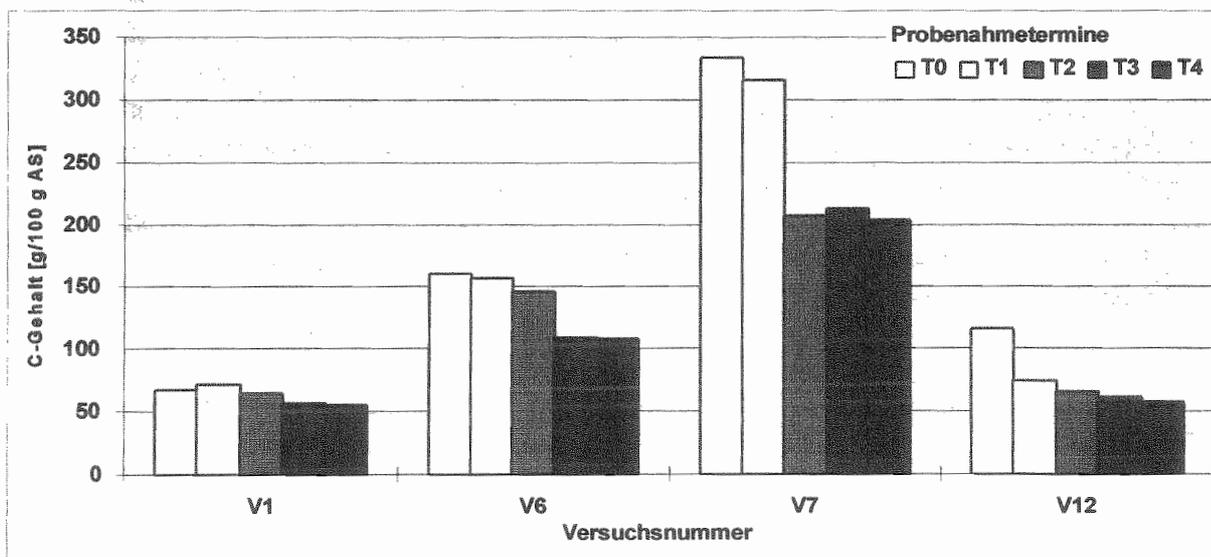


Abb. 52: Kohlenstoffgehalt in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Als Grund kann angenommen werden, daß in diesem Zeitraum eine sehr intensive Rotte stattgefunden hat, die z.B. in V7 auf eine Verbesserung der Rottebedingungen durch Strukturmaterialzugabe zurückzuführen ist. Zu bemerken ist auch, daß der Zeitpunkt eines erhöhten C-Verlustes jeweils mit dem Zeitpunkt eines erhöhten N-Verlustes übereinstimmt (Abbildung 53). Umgekehrt ist diese Übereinstimmung nur eingeschränkt vorhanden (z.B. V6 nach T0).

### 5.4.7 Veränderungen im C/N-Verhältnis

Im Prozeßverlauf ändert sich das C/N-Verhältnis wegen des unterschiedlich hohen Bedarfes an Kohlenstoff und Stickstoff durch die Mikrobenpopulation (siehe Kap. 2.1.1). Daher ist zu erwarten, daß es im Prozeßverlauf zu einer stetigen Verengung des C/N-Verhältnisses kommt. Selbstverständlich bewirkt auch die Zugabe von Zuschlagstoffen eine Veränderung, die im konkreten Fall jeweils zu einer Erweiterung des C/N-Verhältnisses geführt hat.

Das C/N-Verhältnis lag zu Versuchsbeginn im Durchschnitt bei 20,47:1 (Tabelle 53). Damit wurde die Forderung von GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50] nach einem C/N-Verhältnis von 30:1 nicht erfüllt. Dies gilt insbesondere für V6 (Abbildung 53) mit einem Anfangs-C/N-Verhältnis von nur rund 12:1. Allerdings bleibt festzuhalten, daß bei diesem Versuch Schafwollreste beigemischt wurden. Schafwolle hat einen hohen Stickstoffgehalt, der aber zum Teil organisch gebunden und nur schwer verfügbar ist.

**Tab. 42: C/N-Verhältnis bei der Kompostierung von Rindermist.**

	Mittelwert [C:1]	Standard- abweichung	Minimum [C:1]	Maximum [C:1]
Anfang	20,47	5,97	12,11	31,68
Ende	17,51	4,82	10,43	26,64

Demgegenüber lag in den Versuchen V7 und V8 das C/N-Verhältnis im geforderten Bereich von ca. 30:1 (Abbildung 53). Dieses weite C/N-Verhältnis wurde erreicht durch Beimischung von Holzhäckseln, bei dem der Kohlenstoff sehr stark im Lignin gebunden und nur langsam durch Pilze freigesetzt wird (GRABBE et SCHUCHARDT 1993 [50]). Dieser Abbau findet erst nach der anfänglichen thermophilen Phase statt.

Die starke Erweiterung des C/N-Verhältnisses in V8 beim Probenahmetermin T1 gegenüber T0 ist eine Folge der nachträglichen Strukturmaterialzumischung. In V6 resultiert das selbe Phänomen aus anfänglich sehr starken Stickstoffemissionen. Den theoretisch erwarteten Verlauf mit einer gleichmäßigen Reduzierung des C/N-Verhältnisses zeigte lediglich V2, in den anderen Fällen traten jeweils mehr oder weniger deutliche Schwankungen auf.

Bei Versuchsende lag das C/N-Verhältnis im Durchschnitt bei 17,5:1 (Tabelle 53). Es hatte in allen Versuchen die erwartete Verengung stattgefunden (RELOE 1993 [121]). Die Rotte war jedoch gemäß der Definition von SAUERLANDT et MÜLLER 1962 [129] in den meisten Fällen noch nicht abgeschlossen. Diese wäre erst bei einem C/N von 10:1 der Fall.

Bemerkenswert ist der Verlauf von V12. Dieser Versuch wies die höchsten relativen N-Verluste auf und hatte - ausgenommen V6 - das niedrigste Anfangs-C/N-Verhältnis. Anders als bei V6 trat jedoch nicht aufgrund der anfänglichen N-Emissionen eine deutliche Erweiterung ein.

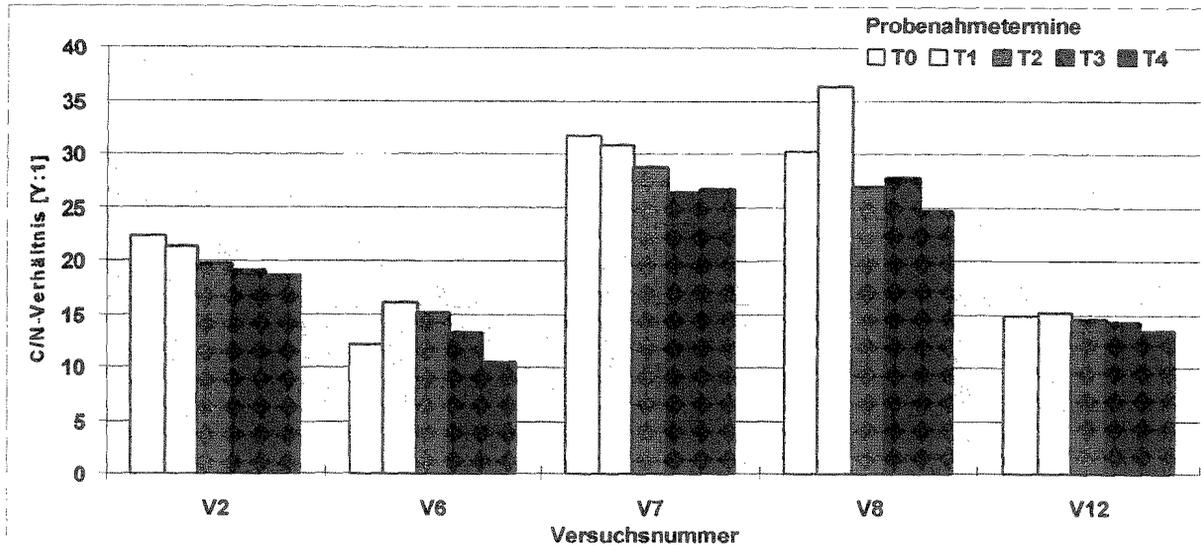


Abb. 53: C/N-Verhältnis in ausgewählten Versuchen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

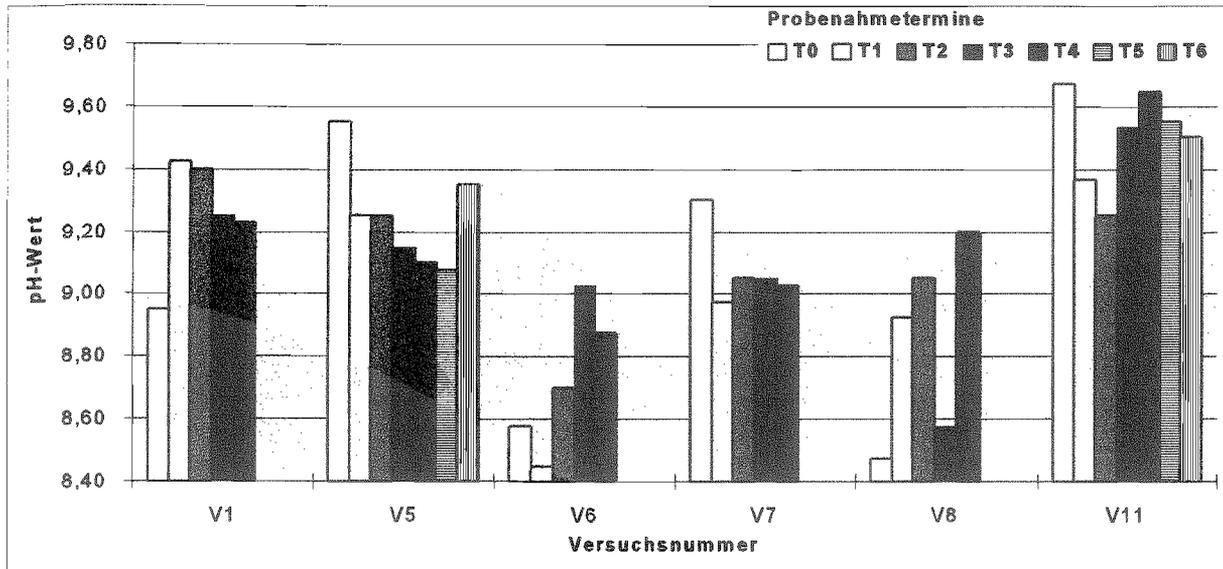
#### 5.4.8 Veränderungen des pH-Wertes

Abhängig von der Materialzusammensetzung wurden im Ausgangsmaterial unterschiedliche pH-Werte gemessen, die insgesamt sehr hoch, d.h. ausnahmslos im alkalischen Bereich lagen. Der Mittelwert über alle Versuche lag am Anfang bei pH 8,9, zu Versuchsende bei pH 9,2 (Tabelle 43). Es fand also im Durchschnitt eine leichte Erhöhung statt, wie dies auch Gray et al. 1971 [51] berichten. Die allgemeine Entwicklung der pH-Werte folgte aber nur in einigen Fällen dem ihnen beschriebenen Verlauf mit anfänglichem deutlichen pH-Abfall und anschließendem langsamen Wiederanstieg. (Abbildung 54). Vielmehr fand häufig bereits zu Beginn ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes statt (z.B. V1) mit einer anschließenden leichten Absenkung. Der Verlauf der pH-Werte über die Versuchsdauer kann für die vorliegende Untersuchung nicht standardisiert werden, selbst in Versuchsdurchläufen mit vordergründig gleicher Ausgangszusammensetzung zeigte sich ein deutlich unterschiedlicher Verlauf (z.B. V5-V11; V7-V8)

Tab. 43: pH-Wert bei der Kompostierung von Rindermist.

	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Anfang	8,9	0,4	8,5	9,7
Ende	9,2	0,2	8,9	9,7

Die hohen Anfangswerte bei V5 und V11 waren durch den Zuschlag von Reststoffen aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten erreicht worden, die sehr viel alkalisch wirkendes MgO (Magnesiumoxid) enthalten.



**Abb. 54:** Verlauf der pH-Werte bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Die Unterschiede im Ausgangs-pH-Wert zwischen V7 und V8 sind bei näherer Analyse des Ausgangsmaterials erklärbar. In beiden Versuchsdurchläufen war Holzhäcksel zugesetzt worden. Während bei V7 das Material jedoch ganz frisch war, hatte es bei V8 eine Lagerzeit von rund 4 Wochen und war daher bereits angerottet, was zu einer deutlichen Absenkung des pH-Wertes durch Freisetzung organischer Säuren geführt hatte. Auch HELM 1995 [64] hatte in seinen Versuchen eine teils deutliche pH-Absenkung durch holzige Strukturmaterialanteile gefunden.

### 5.4.9 Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und Beziehungen zwischen Inhaltsstoffen

Die Korrelationsanalyse der Meßwerte zeigt eine Reihe von Zusammenhängen zwischen den Nährstoffgehalten im Ausgangsmaterial (Tabellen 44 und 45, Daten aufgesplittet in zwei Tabellen, da sonst technisch nicht darstellbar). Die Nährstoffgehalte bezogen auf die unterschiedlichen Bezugsgrößen Frischsubstanz, Trockensubstanz und Asche sind miteinander erwartungsgemäß hochsignifikant korreliert, wobei dies beim N-Gehalt deutlicher ist als beim C-Gehalt. Auffällig ist die Korrelation des P- und K-Gehaltes untereinander und mit dem N-Gehalt der Frischsubstanz, die auch zur Scheinkorrelation mit dem C/N-Verhältnis führt. Dies verdeutlicht, daß diese Nährstoffe in weitgehend ähnlichen Verhältnissen im Ausgangsmaterial enthalten waren.

Tab. 44: Korrelationen der Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Korrel. n. Pearson	Asche	TS	C (TS)	C (AS)	N (TS)	N (AS)	pH
Asche	1,000	,826(**)	-,920(**)	-,788(**)	-,627(**)	-,829(**)	-,303(*)
TS	,826(**)	1,000	-,657(**)	-,468(**)	-,688(**)	-,679(**)	-,162
C (FS)	-,470(**)	,052	,703(**)	,696(**)	,115	,467(**)	,103
C (TS)	-,920(**)	-,657(**)	1,000	,884(**)	,603(**)	,875(**)	,162
C (AS)	-,788(**)	-,468(**)	,884(**)	1,000	,345(*)	,794(**)	,234
N (FS)	-,404(**)	-,360(**)	,446(**)	,213	,909(**)	,701(**)	-,218
N (TS)	-,627(**)	-,688(**)	,603(**)	,345(*)	1,000	,833(**)	-,137
N_AS	-,829(**)	-,679(**)	,875(**)	,794(**)	,833(**)	1,000	,027
NH <sub>4</sub> (FS)	-,169	-,353(*)	,026	-,047	,270	,125	-,009
NH <sub>4</sub> (AS)	-,610(**)	-,649(**)	,522(**)	,445(**)	,557(**)	,603(**)	,077
K (FS)	-,068	,000	,005	-,108	,317(*)	,093	,069
K (AS)	-,832(**)	-,660(**)	,879(**)	,868(**)	,650(**)	,868(**)	,227
P (FS)	,016	-,025	-,101	-,260	,306(*)	,009	,215
P (AS)	-,900(**)	-,731(**)	,892(**)	,801(**)	,727(**)	,904(**)	,266
C/N	-,027	,304(*)	,173	,352(*)	-,636(**)	-,197	,175
pH-Wert	-,303(*)	-,162	,162	,234	-,137	,027	1,000

(\*\*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant (grau hinterlegt)

(\*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant

Legende: siehe Verzeichnis der Abkürzungen

**Tab. 45: Korrelationen der Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials bei unterschiedlichen Bezugsgrößen und mit Rotteparametern bei der Kompostierung von Rinderfestmist.**

Korrelation n. Pearson	C (FS)	N (FS)	C/N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (FS)	K (FS)	P (FS)
Asche	-,470(**)	-,404(**)	-,027	-,169	-,068	,016
TS	,052	-,360(**)	,304(*)	-,353(*)	,000	-,025
C (FS)	1,000	,218	,554(**)	-,260	,013	-,143
C (TS)	,703(**)	,446(**)	,173	,026	,005	-,101
C (AS)	,696(**)	,213	,352(*)	-,047	-,108	-,260
N (FS)	,218	1,000	-,667(**)	,191	,498(**)	,448(**)
N (TS)	,115	,909(**)	-,636(**)	,270	,317(*)	,306(*)
N (AS)	,467(**)	,701(**)	-,197	,125	,093	,009
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (FS)	-,260	,191	-,361(**)	1,000	,066	-,006
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (AS)	,074	,377(**)	-,240	,796(**)	,014	-,102
K (FS)	,013	,498(**)	-,515(**)	,066	1,000	,696(**)
K (AS)	,518(**)	,533(**)	-,088	,095	,367(**)	,142
P (FS)	-,143	,448(**)	-,560(**)	-,006	,696(**)	1,000
P (AS)	,467(**)	,567(**)	-,141	,079	,246	,241
(**) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant (grau hinterlegt)						
(*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant						
Legende: siehe Verzeichnis der Abkürzungen						

Außerdem fällt auf (Tabelle 44), daß nur der Aschegehalt mit dem pH-Wert tendenziell negativ korreliert ist. Dies beruht darauf, daß die Erhöhung des Aschegehaltes in den meisten Versuchen (Ausnahme Zuschlagstoff HWL bei V5 und V11) durch die Beimischung von Erde erreicht wurde, die einen niedrigeren pH-Wert aufweist als Festmist. Der Aschegehalt war positiv mit dem TS-Gehalt korreliert und negativ mit C- und N-Gehalt. Auch dies überrascht nicht, da die Asche ein Bestandteil der Trockensubstanz ist. In den Zuschlagstoffen mit hohem Ascheanteil (Erde, HWL) waren Kohlenstoff und Stickstoff nicht zu erwarten. Dies erklärt auch die negative Korrelation des TS-Gehaltes mit dem C-Gehalt der TS. Die Erhöhung des Aschegehaltes bewirkte keine Änderung des P- und K-Gehaltes der FS, d.h. daß P und K in diesen Zuschlagstoffen kaum enthalten waren.

Die Trockensubstanzerhöhung erfolgte in der Regel durch Beimischung stickstoffarmer Materialien (Stroh, Streu, HWL), worauf die negative Beziehung der TS mit dem N- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Gehalt zurückzuführen ist.

Die Korrelation der aschebezogenen Ausgangsgehalte ist methodisch bedingt.

#### 5.4.10 Wirkung von Zuschlagstoffen auf den Rotteverlauf

In den Versuchen wurde eine Reihe von Zuschlagstoffen beigemischt. Der Zusatz von Stroh, Streuwiesenschnitt oder Holzhäcksel diente dabei in erster Linie der Erhöhung des TS-Gehaltes, der Zufuhr von Kohlenstoffträgern und zur Verbesserung der Strukturstabilität. Holzhäcksel wurde kombiniert mit Stroh zugegeben. Durch die Zugabe o.g. Stoffe konnte der gewünschte TS-Gehalt und/oder die augenscheinlich geeignete Materialfeuchte eingestellt werden.

Strohbeimischung wirkte sich signifikant auf diverse Rotteparameter aus (vgl. Tabelle 46). So wurde der TS-Gehalt und tendenziell auch der C-Gehalt gegenüber anderen Zuschlagstoffen erhöht. Gleichzeitig verringerten sich der relative N- und  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt. Folglich wurde das C/N-Verhältnis weiter.

Demgegenüber war in den Versuchen mit Beimischung von Streu der TS-Gehalt und der Gehalt an  $\text{NH}_4^+$ -Stickstoff erhöht.

Die Beimischung von Holzhäcksel ergab signifikant höhere C-Gehalte im Substrat und damit auch ein weiteres C/N-Verhältnis. Die negative Korrelation mit dem Aschegehalt ist vermutlich methodisch bedingt, da hier nur wenig Zumischung von Erde erfolgte. Auffällig ist die ebenfalls signifikant negative Korrelation mit dem P- und K-Gehalt der Frischmasse.

Erdbeimischung wirkte sich erwartungsgemäß deutlich auf den Aschegehalt und auf den TS-Gehalt aus. DUNST 1991 [28] sieht daher in der Zugabe von Erde eine gute Möglichkeit zur Verbesserung des Wasserhaushaltes. Die relativen Nährstoffgehalte, insbesondere bezogen auf Basis Asche, wurden deutlich reduziert. Die Zugabe von Erde senkte den pH-Wert ab.

Der Einsatz von Reststoffen aus der Herstellung von Holzwolleleichtbauplatten erhöhte den pH-Wert signifikant. Dieses Ergebnis überrascht aufgrund des hohen MgO-Gehaltes und der damit verbundenen alkalischen Wirkung nicht.

Die Beimischung von Schafwollresten in V6 erhöhte den N-Gehalt signifikant und verengte dadurch erwartungsgemäß das C/N-Verhältnis. Außerdem wurde der P-Gehalt erhöht. Die Schafwollreste zeigten eine sehr gute Strukturstabilität, so daß sich der geringere TS-Gehalt sich augenscheinlich nicht negativ auf die Haufwerksstruktur auswirkte. Ungünstig war in diesem Zusammenhang allenfalls die immer wieder sensorisch bemerkbare Emission von Geruchsstoffen ("typischer Schafgeruch") zu sehen.

**Tab. 46: Einfluß der Beimischung von Zuschlagstoffen auf Nährstoffgehalte und Rotteparameter bei der Kompostierung von Rinderfestmist.**

Korrelation n. Pearson	Erde	Holz- häcksel	HWL	Stroh	Streu	Schaf- wolle
Asche	,747(**)	-,220	-,072	,338(*)	-,143	-,360(**)
TS	,475(**)	,074	,069	,584(**)	-,382(**)	-,409(**)
C (FS)	-,549(**)	,622(**)	,028	,277(*)	-,344(*)	,065
C (TS)	-,743(**)	,423(**)	-,066	-,210	-,011	,382(**)
C (AS)	-,576(**)	,561(**)	-,098	-,029	-,113	,228
N (FS)	-,474(**)	-,317(*)	-,122	-,367(**)	-,046	,709(**)
N (TS)	-,543(**)	-,256	-,141	-,549(**)	,109	,779(**)
N (AS)	-,654(**)	,173	-,141	-,350(*)	-,042	,673(**)
NH <sub>4</sub> (AS)	-,187	-,014	-,175	-,505(**)	,317(*)	,373(**)
K (FS)	-,282(*)	-,444(**)	,015	-,161	,232	-,089
K (AS)	-,723(**)	,188	-,090	-,265	,112	,283(*)
P (FS)	-,214	-,648(**)	,163	-,092	,102	-,001
P (AS)	-,750(**)	,106	,026	-,306(*)	,081	,402(**)
C/N	,007	,790(**)	,067	,492(**)	-,265	-,433(**)
pH-Wert	-,453(**)	-,059	,723(**)	,082	,080	-,268
(**) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant (grau hinterlegt)						
(*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant						
Legende: siehe Verzeichnis der Abkürzungen						

Die Wirkung verschiedener Zuschlagstoffe wurde bereits von mehreren Autoren berichtet (WESCHE et ROSZINSKI 1972 [148], REINHOLD (1938) [?], SCHMID 1994 [132], HELM 1995 [64]). POINCELOT (1972) [112] fordert, daß Zuschlagstoffe grundsätzlich nur im Bedarfsfall zuzugeben seien.

Dieser Bedarfsfall ist bei der Festmistkompostierung für die Zugabe von Strukturträger bzw. zur Erhöhung des TS-Gehaltes durchaus gegeben. Weniger von Bedeutung ist dabei die Art der Zuschlagstoffe. So lassen sich gut auch industrielle Reststoffe einsetzen, sofern sie den Anforderungen für den Einsatz als landwirtschaftliche Düngemittel genügen und den Prozeß nicht deutlich negativ beeinflussen, wie dies WILEY 1956 [149] für den Einsatz größerer Mengen an Essigsäure berichtet hatte.

#### 5.4.11 Auswirkungen der Kompostzusammensetzung und des Rotteverlaufs auf die Nährstoffverluste

Das Hauptinteresse bei der Kompostierung gilt natürlich der Frage, welche Einflüsse der Prozeß auf die Nährstoffgehalte nimmt. Entsprechend bedeuten Nährstoffverluste auch eine Umweltbeeinträchtigung. Auch hier gab die Korrelationsanalyse eine Reihe von Hinweisen auf Zusammenhänge und Abhängigkeiten (Tabelle 47).

Es fällt auf, daß der Aschegehalt in der ersten Reihe signifikant negativ mit allen Werten korreliert ist. Dabei handelt es sich bei den Nährstoffverlusten nicht um Relativ-, sondern um Absolutwerte. Das heißt, bei all den Versuchsansätzen, bei denen die Frischsubstanz einen hohen Ascheanteil aufwies, waren die Verluste an Nährstoffen innerhalb der vierwöchigen Versuchsperiode tendenziell geringer. Gleichzeitig konnte eine Zunahme des relativen Aschegehaltes und somit eine relative Massereduzierung, gemessen an der Ausgangsmasse, festgestellt werden. Betrachtet man hingegen die absolute Zunahme des Aschegehaltes, so zeigt sich, daß mit höherem Ausgangsaschegehalt auch die Zunahme des Aschegehaltes tendenziell höher ist. Dies bedeutet, daß in diesen Fällen die absolute Reduzierung an organischer Masse höher war, was auf eine intensivere Rotte hinweist.

Noch deutlicher wird dies, wenn man die beiden Faktoren der Ascheerhöhung, nämlich die Beimischung von Erde und von HWL-Reststoffen isoliert betrachtet. Dann ergibt sich ein hochsignifikanter Einfluß des Erdzuschlages auf die Rotteintensität, während die HWL-Beimischung negative Auswirkungen zeigt. Die Korrelation der Ausgangsgehalte der Nährstoffe (Bezug Asche) mit der absoluten Aschezunahme (negativ) und relativen Aschezunahme (positiv) ist sicherlich durch die Unterschiede in den Aschegehalten bedingt und daher nicht relevant.

Die Verlustraten der einzelnen Nährstoffe zeigen eine Reihe signifikanter Korrelationen untereinander und mit verschiedenen Ausgangsparametern.

Der C-Verlust als Maß für den Abbau organischer Substanz ist signifikant mit den Ausgangsgehalten an Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium korreliert. Allgemein ist zu erkennen, daß ein höherer Ausgangsgehalt eines Nährstoffes auch höhere Verluste bedeutet. Dies deckt sich mit den Aussagen von HELM 1995 [64], wonach eine höhere Rotteintensität auch höhere Verluste bedingt.

Im vorliegenden Fall konnte folgendes Modell zur Charakterisierung des C-Verlustes erstellt werden ( $R^2=0,86$ ):

$$\begin{aligned} \text{C-Verlust} = & -137,68 + 0,41 * C(\text{AS}) + 1,99 * TS \\ & + 1,49 * \text{Aschezunahme (\%)} \end{aligned} \quad (10)$$

Tab. 47: Korrelation von gemessenen und berechneten Rotteparametern mit Nährstoffveränderungen bei der Kompostierung von Rinderfestmist.

Korrel. n. Pearson	C-Verlust	N-Verlust	K-Verlust	P-Verlust	Asche-Zun. (g)	Asche-Zun. (%)	TS-Zun.
Asche	-,651(**)	-,656(**)	-,397(**)	-,394(**)	,355(**)	-,675(**)	-,300(*)
TS	-,296(*)	-,504(**)	-,211	-,358(**)	,151	-,564(**)	-,570(**)
C(AS)	,868(**)	,638(**)	,478(**)	,280(*)	-,465(**)	,479(**)	-,074
N(AS)	,650(**)	,852(**)	,393(**)	,287(*)	-,342(*)	,643(**)	,324(*)
NH <sub>4</sub> (AS)	-,322(*)	,479(**)	,295(*)	,266	,227	,384(*)	,239
K(AS)	,722(**)	,731(**)	,521(**)	,351(*)	-,287(*)	,695(**)	,283(*)
P(AS)	,689(**)	,759(**)	,442(**)	,441(**)	-,312(*)	,700(**)	,339(*)
C-Verlust	1,000	,714(**)	,737(**)	,540(**)	-,172	,604(**)	-,123
N-Verlust	,714(**)	1,000	,678(**)	,583(**)	-,046	,727(**)	,299(*)
NH <sub>4</sub> -Verl.	,257	,426(**)	,287(*)	,263	-,162	,313(*)	,253
K-Verlust	,737(**)	,678(**)	1,000	,739(**)	,277(*)	,611(**)	,066
P-Verlust	,540(**)	,583(**)	,739(**)	1,000	,372(**)	,620(**)	,231
C/N	,346(*)	-,216	,054	-,050	-,303(*)	-,230	-,614(**)
AS-Z. (%)	,604(**)	,727(**)	,611(**)	,620(**)	,311(*)	1,000	,598(**)
TS-Zun.	-,123	,299(*)	,066	,231	,385(**)	,598(**)	1,000
pH-Wert	,197	-,022	,075	,255	-,332(*)	,027	-,146
Erde	-,474(**)	-,511(**)	-,183	-,143	,493(**)	-,443(**)	-,112
Holz.	,437(**)	,074	,124	-,161	-,476(**)	-,122	-,517(**)
HWL	-,089	-,106	-,093	,051	-,286(*)	-,170	-,193
Stroh	,061	-,210	,031	-,069	-,054	-,345(*)	-,543(**)
Streu	-,150	-,106	-,027	,075	,144	,173	,373(**)
Schafw.	,131	,532(**)	-,011	,002	-,135	,324(*)	,350(*)
(**) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant (grau hinterlegt)							
(*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant							
Legende: siehe Verzeichnis der Abkürzungen							

Sowohl die Ausgangsgehalte als auch die Verlustraten von Kohlenstoff und Stickstoff sind signifikant miteinander korreliert. Deutlich ist der Einfluß der beiden Zuschlagstoffe Erde und Schafwolle. Während Erdzuschlag eine Verringerung der Stickstoffverluste bedingt, werden diese durch die Beimischung stickstoffreicher Schafwolle erhöht. Die Regressionsanalyse zur Bestimmung der Einflußfaktoren auf den N-Verlust ergab

folgendes Modell ( $R^2=0,89$ ):

$$\begin{aligned} N\text{-Verlust} = & -0,33 + 0,47 * N(AS) + 0,03 C\text{-Verlust} \\ & - 0,02 * C(AS) \end{aligned} \quad (11)$$

Das bedeutet, daß die Höhe des Stickstoffverlustes (Absolutwerte) bei der Kompostierung von Rinderfestmist in erster Linie durch die Ausgangsgehalte an Stickstoff und Kohlenstoff sowie durch die Intensität des Abbaues organischer Masse bedingt wurde.

GRAY et BIDDLESTONE 1973 [53] und POINCELOT 1972, 1974 [112, 113] weisen auf einen deutlichen Einfluß der Temperatur auf die Ammoniakemissionen und damit die Stickstoffverluste hin. Dieser Einfluß konnte in den vorliegenden Untersuchungen nicht festgestellt werden. Dies mag an der Problematik liegen, daß die Temperatur nur unzureichend genau erfaßt werden konnte. Es deckt sich jedoch mit den Ergebnissen von KÄCK 1996 [75], der ebenfalls weder einen Einfluß der Maximaltemperatur noch der Temperatursumme nachweisen konnte.

KÄCK 1996 [75] sieht als Haupteinflußfaktoren für die Ammoniak-/Ammoniumemissionen ebenfalls den Stickstoffgehalt im Rohsubstrat sowie die Belüftungsintensität. Auch HENTSCHEL et BECK 1995 [66] fanden eine direkte Korrelation mit der Belüftungsintensität. Letzteres wurde in den vorliegenden Untersuchungen jedoch nur auf oder unter deren niedrigstem Niveau untersucht, so daß dieser Einfluß nicht zu erwarten war.

Bemerkenswert ist der in den vorliegenden Untersuchungen gefundene Einfluß der Beimischung von Erde, die anscheinend die Stickstoffverluste reduzieren konnte. Die Tatsache, daß auch die C-Verluste geringer waren, steht im Widerspruch zur stärkeren Zunahme des absoluten Aschegehaltes, so daß dieser Punkt noch genauer zu klären wäre. HELM 1995 [64] und SCHMID 1994 [132] hatten von einer tendenziell verbesserten Reifeentwicklung durch Tonmehlzusatz berichtet, jedoch keine Aussagen über die C- und N-Reduzierung gemacht. DHAR et al. 1955 [25] berichten von einer Zunahme des N-Gehaltes durch bakterielle Fixierung bei Zumischung von Boden. DUNST 1991 [28] berichtet, daß die Zumischung von Erde die Geruchsemissionen reduzieren konnte, woraus er eine Verringerung der Nährstoffverluste folgert.

Ein eindeutiger Einfluß des pH-Wertes auf die Höhe der N-Emissionen, wie aufgrund des Modells von DENMEAD et al. 1982 [20] und der Aussagen von GOLUEKE 1975 [47] und GRONAUER 1993 [54] zu erwarten war, wurde ebenfalls nicht gefunden. Dies kann daran liegen, daß bereits im Ausgangsmaterial normalerweise pH 8,5-9 gemessen wurde und daher die Variation zu gering wurde. Andererseits bewirkt die Beimischung von HWL-Reststoffen eine weitere pH-Erhöhung, die N-Verluste waren jedoch nicht signifikant höher.

## **5.5 Folgerungen für die Prozeßführung bei der Festmistkompostierung**

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen lassen sich erste Empfehlungen für die Optimierung der Festmistkompostierung im Hinblick auf Rotteoptimierung und Senkung der Nährstoffverluste ableiten.

### **5.5.1 Zusammensetzung des Ausgangsmaterials**

Festmist aus einem Tretmiststall für Milchkühe ist ohne weitere Zuschlagstoffe nicht für die Kompostierung geeignet, da er einen zu hohen Feuchtegehalt aufweist. Der Ausgangsfeuchtegehalt sollte bei ca. 65% liegen. Die Zumischung von ca. 10 Gew.-% Stroh oder Streu ist eine geeignete Maßnahme, um den Feuchtegehalt auch im Hinblick auf die Erweiterung des C/N-Verhältnisses zu verringern. Als Zuschlagstoffe sind jedoch auch andere kohlenstoffreiche Materialien, wie Holzhäcksel oder industrielle Reststoffe, möglich. Die Zugabe von Erde (ca. 10 Gew.-%) verringert tendenziell die Stickstoffverluste und verbessert die Rottebedingungen, erhöht jedoch den verfahrenstechnischen Aufwand.

### **5.5.2 Umsetzhäufigkeit**

Durch das Umsetzen wird eine regelmäßige Auflockerung und Neudurchmischung des Materials erreicht. Gleichzeitig trägt das Umsetzen in der thermophilen Phase zur Abkühlen heißer Zonen bei und mischt kalte Randschichten in den Mietenkern. In der Anfangsphase muß häufiger umgesetzt werden, während die Umsetzhäufigkeit ab der dritten Woche reduziert werden kann. Die tatsächliche Umsetzhäufigkeit richtet sich nach den Rottebedingungen im Komposthaufen. Die Mieten sollten in der Anfangsphase spätestens alle 2-3 Tage umgesetzt werden. Ab der dritten Woche kann die Frequenz auf einmal wöchentlich reduziert werden. Jedoch ist die Umsetzhäufigkeit immer in Verbindung mit dem jeweiligen Material, dessen Aggregatzustand und einer eventuellen Belüftung zu sehen.

### **5.5.3 Belüftungsintensität**

Die Belüftungsintensität muß sich nach den Rottebedingungen (Temperatur und Sauerstoffgehalt) richten. Zu starke Belüftung bei kühler Witterung führt zur Beeinträchtigung der Rotte. Daher ist eine manuelle oder automatische Regelung, ggf. im Zusammenhang mit der Umsetzhäufigkeit anhand spezifischer Parameter, wie der Materialtemperatur und der Sauerstoffversorgung, erforderlich.

Grundsätzlich soll die Belüftungsintensität nur so hoch sein, daß in der Miete eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet ist. Daneben kann durch die Intensität der Belüftung aber auch die Temperatur gesteuert werden. Steigt beispielsweise die Temperatur über 65 °C, wird durch eine stärkere Belüftung das Temperaturniveau gesenkt. Darüber hinaus kann mit automatischen Regelsystemen die Belüftung so gesteuert werden, daß - nach einer mehrtägigen Hygienisierungsphase bei 60-65 °C - eine Rottetemperatur von ca. 50 °C eingestellt wird, so daß die thermophilen Mikroben

optimale Lebensbedingungen vorfinden.

Zu berücksichtigen ist, daß eine intensive Belüftung auch zur einer stärkeren Austrocknung führen kann und daher ggf. eine Rückbewässerung des Materials erforderlich ist.

Die jeweils optimale Belüftungsintensität hängt vom Material sowie einer Reihe von Randbedingungen (z.B. Temperatur der Zuluft) ab.

## 6. Verfahrenstechnische Bewertung und Einordnung

Festmistkompostierung hat in der Landwirtschaft nur sehr wenig Bedeutung. Inwieweit die Zeilenkompostierung als mögliche Alternative zu bisherigen Verfahren zum Einsatz kommen kann, hängt von spezifischen Gegebenheiten ab. Dies sind neben technischen und baulichen Anforderungen arbeits- und vor allem betriebswirtschaftliche Aspekte.

In die folgenden verfahrenstechnischen Betrachtungen werden die Verfahren "Umsetzen mit dem Rad-/Frontlader", "Umsetzen mit dem Miststreuer", "Mietenkompostierung mit dem gezogenen Mietenumsetzer" sowie "Zeilenkompostierung" einbezogen und z.T. den Aufwendungen für herkömmliche Stapelmistverfahren gegenübergestellt.

### 6.1 Arbeitszeitbedarf

Der Arbeitszeitbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung ist sehr unterschiedlich (Tabelle 48). Für das Aufsetzen der Kompostmieten bei der Dreiecksmietenkompostierung kommt MÜNNICH 1992 [104] auf rund 3,2 h für 100 m<sup>3</sup> Frischmaterial incl. der Rüst- und Nebenarbeiten. Dabei wurde mit dem Frontlader gearbeitet. Die Werte von KERN 1989 [77] für das Radlader-Verfahren liegen deutlich höher, obwohl ein leistungsfähiger Radlader eingesetzt wurde. Dies läßt Zweifel an der Aussagekraft zu. Beim Miststreuverfahren liegt der Gesamtarbeitszeitbedarf deutlich höher, da ein zweiter Mann für die Bedienung des Miststreuergespannes eingesetzt werden muß.

Tab. 48: Arbeitszeitbedarf bei verschiedenem Verfahren der Kompostierung (AKh/100 m<sup>3</sup> Frischmaterial).

Kompostierverfahren	Aufsetzen	Umsetzen Gesamt (7x)	Rüstzeiten/ Wartung	Einlagern	Gesamt
Radlader (KERN 1989 [77])	4,0	21	1,0	1,6	27,6
Miststreuer (KERN 1989 [77])	7,0	33,6	3,0	1,6	45,2
Mietenumsetzer (MÜNNICH 1992 [104])	3,2	1,7	4,0	1,6	10,5
Rottezeile (Aph/100m <sup>3</sup> )	2,5	0,5	1,0	1,6	5,6

Umsetzen: 7x während der Hauptrotte  
100 m<sup>3</sup>  $\Delta$  60 t, Volumenreduzierung 50%

In den eigenen Untersuchungen kam ein Radlader mit einer Schaufelgröße von ca. 2 m<sup>3</sup> zum Einsatz. Das Einbringen des Strukturmaterials wurde von zwei Arbeitskräften in ca. 45 min erledigt. Die Befüllung der Rottezeile mit dem Radlader incl. Fahrwegreinigung erforderte weitere 35 min. Hinzu kam die Reinigung des Radladers mit 10 min. Damit ergibt sich ein Arbeitsaufwand für das Aufsetzen von rund 2,25 APh für 90 m<sup>3</sup>

oder umgerechnet 2,5 APh/100 m<sup>3</sup>. Dieser Wert dürfte auch für das von KERN 1989 [77] beschriebene Radladerverfahren realistisch sein.

Beim Umsetzen zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Verfahren. Wiederum darf der aufgrund der Aussagen von KERN 1989 [77] dargestellte Wert in der Höhe bezweifelt werden, er dürfte realistisch bei rund 2 AKh je Umsetzen liegen. Gleichzeitig kann man davon ausgehen, daß bei ausschließlichem Radladereinsatz ohne spezielles Auflockerungsgerät der angenommene Rotteschwund nicht in der vorgegebenen Zeit von vier Wochen erreicht wird, so daß eine längere Prozeßdauer resultiert. Das Miststreuerverfahren liegt wegen der erforderlichen zweiten Arbeitskraft im arbeitszeitbedarf deutlich höher. Der gezogene Mietenumsetzer erreicht in den Untersuchungen von MÜNNICH 1992 [104] bereits sehr gute Werte, das Zeilenkompostierungsverfahren liegt nochmals günstiger, da beim Umsetzen keine Person anwesend sein muß. Lediglich ein manuelles Einschalten der Maschine ist erforderlich, das inklusive Wegezeiten mit 5 min je Umsetzen veranschlagt werden kann. Beim Radladerverfahren und bei der Zeilenkompostierung wurden keine gesonderte Rüst- und Reinigungszeiten veranschlagt, Wegezeiten wurden vernachlässigt. Lediglich das An- und Abbauen von Miststreuer und Mietenumsetzer wurde mit insgesamt je 2 AKh veranschlagt. Dies entspricht etwa dem von MÜNNICH 1992 [104] gefundenen Wert. Beim Mietenumsetzer fällt eine zusätzliche Reinigung der Zwischenmietenbereiche an, die mit insgesamt 1 AKh angesetzt wurde. Der gemessene Arbeitsaufwand für Reinigungs- und Wartungsarbeiten betrug beim Zeilenverfahren 1 APh in 4 Wochen. Dieser Wert wurde auch bei den anderen Verfahren unterstellt.

Das Einlagern des Fertigkompostes wurde in allen Fällen mit dem gleichen Wert veranschlagt, der sich in den eigenen Untersuchungen gezeigt hatte.

In der Summe zeigen sich deutliche Unterschiede im Arbeitszeitbedarf der einzelnen Kompostierungsverfahren. Das Miststreuerverfahren liegt mit über 45 h am höchsten, beim Radladerverfahren fällt etwa die Hälfte an. Deutlich darunter liegt mit 10,5 h das Mietenumsetzerverfahren. Bei der Zeilenkompostierung ist der Arbeitszeitbedarf wegen der hohen Automatisierung am geringsten. Weit mehr als die Hälfte des Arbeitszeitbedarfes fällt für das Ein- und Ausbringen des Materials aus der Rottezeile an.

Aufgrund der Massereduzierung bei der Kompostierung von ca. 40% ist der Arbeitsaufwand für das Laden und Ausbringen um den selben Faktor verringert. Dieser Effekt kommt um so mehr zum Tragen, je weiter die Transportwege vom Hof zum Feld sind. MÜNNICH 1992 [104] kommt auf einen Zeitbedarf von 16,6 h für die Ausbringung von 100 m<sup>3</sup> Kompost bei rund 10 min (~ 3 km) Feldentfernung. Eine Massereduzierung von 40 % verringert den Ausbringaufwand also um rund 6,6 h. Damit wäre allenfalls das Zeilenverfahren in der Lage zu einer Verringerung des Gesamtarbeitszeitbedarfes beizutragen. Bei größeren Feldentfernungen wird die Zeitersparnis größer, umgekehrt geringer.

Daneben ist zu berücksichtigen, daß bei Kompostanwendung die Arbeitsgeräte (Lader, Miststreuer) weit weniger verschmutzen, so daß der Reinigungsaufwand deutlich geringer wird. Andererseits fällt zusätzlicher Arbeitszeitbedarf für die Rotteüberwachung an, der mit rund 2 AKh im Monat angesetzt werden kann.

Abschließend ist festzuhalten, daß lediglich mit weitgehend automatisierten Verfahren ein Anstieg des Gesamtarbeitszeitbedarfes gegenüber Stapelmistverfahren vermieden werden kann. In günstigen Fällen ist sogar eine geringfügige Einsparung möglich. Dies hängt jedoch sehr stark von einzelbetrieblichen Gegebenheiten ab.

## 6.2 Flächenbedarf

Der Flächenaufwand für Kompostierungsanlagen hängt von der Materialmenge sowie der Rotteintensität und damit der Prozeßdauer ab. Die Rotteintensität bei Radlader- und Miststreuerverfahren ist meist niedrig. Bei Radladerverfahren wird dies durch die unzureichende Zerkleinerung und Durchmischung beim Umsetzen, beim Miststreuerverfahren durch den hohen Arbeitsaufwand und dadurch das seltenere Umsetzen bedingt. Bei Mieten- und Zeilenkompostierung ist die Intensität grundsätzlich höher. Für den Vergleich des Flächenbedarfes wird von einer 6-wöchigen Hauptrotte bei Rad-, Frontlader- und Miststreuerverfahren und einer 4-wöchigen Hauptrotte bei Umsetzer- und Zeilenverfahren ausgegangen. Die Nachrotte dauert jeweils 8 Wochen, während dieser Zeit wird allenfalls einmal mit dem Rad- oder Frontlader umgesetzt, der als Ladegerät in allen Verfahren erforderlich ist (Tabelle 49).

**Tab. 49: Flächenbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 1000 t Jahresdurchsatz) .**

Kompostierverfahren	Frischsubstanz in 4 Wochen m <sup>3</sup>	Flächenbedarf Vorrotte m <sup>2</sup>	Flächenbedarf Nachrotte/Lager <sup>1</sup> m <sup>2</sup>	Rangier- u. Wegeflächen m <sup>2</sup>	Flächenbedarf gesamt m <sup>2</sup>
Radlader	140	140	200	380	720
Miststreuer	140	140	200	380	720
Mietenumsetzer	140	220	200	440	860
Rottezeile	140	95	200	170	465

<sup>1</sup> 6 Monate Lagerkapazität

Der monatliche Materialanfall bei einem Jahresdurchsatz von 1000 t/a beträgt rund 85 t. Bei einem Volumengewicht von ca. 0,6 t/m<sup>3</sup> ergibt dies ein Volumen von 150 m<sup>3</sup>. Der Mietenquerschnitt bei praxisüblichen Radlader- und Miststreuerverfahren mit Dreiecksmieten beträgt (B x H) 3 x 2 m. Daraus resultiert eine Flächenausnutzung von 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. Gezogene Dreiecksmietenumsetzer erreichen meist Mietenquerschnitte von 2,5 x 1,5 m und benötigen daher entsprechend mehr Mietenfläche (Flächenausnutzung nur 0,75 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>). Bei der Rottezeile ist aufgrund des rechteckigen Querschnittes eine höhere Flächenausnutzung möglich. Im untersuchten Fall betrug die Mietenhöhe 1,5 m, wodurch eine Flächenausnutzung von 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> erreicht wurde. Keine Unterschiede gibt es im Flächenbedarf für das Lager, das überall mit 200 m<sup>2</sup> (bei sechsmonatiger Lagerkapazität) angesetzt wurde (40% Volumenreduzierung während der Hauptrotte, weitere 10% im Lager, Schütthöhe ca. 2 m).

Sehr unterschiedlich ist der Bedarf an Rangier- und Wegeflächen. Während beim Zeilenverfahren lediglich ein entsprechend breiter Weg an einer Seite der Rottezeile, eine Wendefläche an den Rottezeilenenden sowie eine Zufahrt zum Lager erforderlich ist, benötigen alle anderen Verfahren Rangierflächen für das Umsetzen. Besonders ungünstig schneidet das Umsetzerverfahren ab, da hierbei nach jeder zweiten Miete ein zwei Meter breiter Fahrweg für den Schlepper benötigt wird. Außerdem sind an den Kopfseiten der Mieten breite Wendemöglichkeiten (ca. 8 m) erforderlich. Der Gesamtflächenbedarf einer 1000-t-Anlage beträgt beim Radlader- und Miststreuerverfahren somit rund 720 m<sup>2</sup>, beim Umsetzerverfahren 860 m<sup>2</sup>. Das Zeilenverfahren schneidet wegen seiner kompakten Bauweise im Flächenbedarf mit lediglich 465 m<sup>2</sup> besonders gut ab.

### 6.3 Investitionsbedarf

Der Investitionsbedarf der einzelnen Anlagentypen unterscheidet sich erheblich im Hinblick auf die einzelnen Baugruppen. Während das Zeilenverfahren einen vergleichsweise hohen Bedarf an Maschinentechnik aufweist, benötigen die anderen Verfahren zum Teil erheblich mehr Fläche. Die Bewertung dieses Flächenbedarfes, aber auch die unterschiedliche Auffassung zur baulichen Vorbereitung dieser Flächen erschwert den Vergleich.

So fordert MÜNNICH 1992 [104] bei der offenen Dreiecksmietenkompostierung eine basisabdichtete Fläche mit Sickerwassererfassung, um Nährstoffabschwemmungen zu vermeiden. KLAGES-HABERKERN 1994 [80] bezeichnet die Feldrandlagerung von Kompost als umweltgefährdend. KERN 1991 [77] hat die Kosten für eine Überdachung mit den Kosten der Sickerwassererfassung verglichen. Nach seinen Berechnungen liegen die Investitionskosten für eine Kompostierungsanlage (einfache Maschinentechnik mit 2400 t Jahresleistung) ohne Überdachung bei 517 DM/t Jahresleistung, mit Teilüberdachung bei 564 DM/t und bei Vollüberdachung bei 710 DM/t. Gleichzeitig fallen bei der nicht überdachten Anlage jährlich rund 20 DM/t für die Schmutzwasserentsorgung an, in 10 Jahren also 200 DM/t. Bei 5% Verzinsung des eingesetzten Kapitals hätte sich der zusätzliche Aufwand für die Vollüberdachung nach ca. 15 Jahren amortisiert.

Für den Anlagenvergleich wurde eine Basisabdichtung der Gesamtfläche (vgl. Tabelle 49) zugrundegelegt (Tabelle 50). Die Überdachung dient der Kompostlagerung sowie als Unterstellmöglichkeit für die Maschinen. Lediglich das Zeilenverfahren wurde als vollüberdacht angenommen (ausgenommen Wegeflächen). Hier ist außerdem die zusätzliche Basisabdichtung lediglich außerhalb der eigentlichen Rottezeile erforderlich.

Die Berechnung zeigt, daß das Zeilenkompostierungsverfahren den höchsten Investitionsbedarf aufweist. Dies liegt zum einen am erforderlichen Baukörper (40.000,00 DM) vor allem aber an der Maschinentechnik (90.000,00 DM). Die Einsparungen aufgrund des niedrigeren Flächenbedarfes stehen dazu aber in keinem Verhältnis. Demgegenüber benötigen die anderen Verfahren einen intensiveren Einsatz von Radladern und Schleppern.

**Tab. 50: Investitionsbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 1000 t Jahresdurchsatz) .**

Kompostierverfahren	Radlader	Miststreuer	Mietenumsetzer	Rottezeile
Bauliche Anlagen	-	-	-	DM 40.000,00
Basisabdichtung (80,00 DM/m <sup>2</sup> )	DM 57.600,00	DM 57.600,00	DM 68.800,00	DM 29.600,00
Überdachung 110,00 DM/m <sup>2</sup>	DM 22.000,00	DM 22.000,00	DM 22.000,00	DM 32.500,00
Schmutzwasser- rückhaltung 400,00 DM/m <sup>3</sup>	DM 20.000,00	DM 20.000,00	DM 36.000,00	-
Radlader (anteilig)	DM 70.000,00	DM 70.000,00	DM 20.000,00	DM 20.000,00
Schlepper	-	DM 20.000,00	DM 20.000,00	-
Mietenumsetzer	-	DM 10.000,00	DM 20.000,00	DM 90.000,00
<b>Gesamt</b>	<b>DM 169.600,00</b>	<b>DM 199.600,00</b>	<b>DM 186.800,00</b>	<b>DM 212.100,00</b>

Basisabdichtung für Gesamtfläche, ausgenommen bauliche Anlagen  
 Schmutzwasserrückhaltung für Rangier- und Wegefläche, außer bei überdachter Anlage  
 Radlader: geschätzte anteilige Kosten für Radlader und Traktor  
 Mietenumsetzer: Investitionsbedarf für Mietenumsetzer bzw. anteilig Miststreuer  
 Zahlen gerundet!

Bei Dreiecksmietenkompostierung mit schleppergezogenen Geräten fallen ca. 20.000,00 DM für den Umsetzer (TRITSCHER 1993 [146]) und für die anteilige Nutzung des Schleppers sowie des Ladegerätes ebenfalls je rund 20.000,00 DM an. Überraschend ist auf den ersten Blick der hohe Investitionsbedarf für das Miststreuerverfahren. Gerade hierbei ist jedoch zu bedenken, daß in der Praxis meist vorhandene Geräte lediglich eine zusätzliche Auslastung erfahren.

Günstigere Werte sind auch beim Radladerverfahren zu erreichen, wenn Gebrauchtgeräte eingesetzt werden, die erheblich günstiger zu beschaffen sind.

Die Berechnung zeigt, daß auch eine kleine Kompostierungsanlage mit verhältnismäßig geringem Maschinen- und Bauaufwand nicht unerhebliche Investitionen erfordert. Einsparungen sind dort möglich, wo vorhandene Technik eingesetzt werden kann und es so zu einer besseren Auslastung kommt. Dabei sind die hier gezeigten Investitionssummen von rund 140 - 180 DM/t Inputmaterial vergleichsweise gering. Zwar ist bei den gezeigten Anlagen bei nur unwesentlicher Erhöhung des baulichen und maschinentechnischen Aufwandes eine Erweiterung um das zwei- bis dreifache durchaus möglich (Tabelle 51). Bei den Verfahren Radlader, Miststreuer und Kompostumsetzer werden jedoch sehr schnell Grenzen hinsichtlich der Arbeitswirtschaft wie auch des Flächenbedarfes erreicht. Lediglich automatisierbare Verfahren, wie die Rottezeile, mit zudem geringem Flächenbedarf bieten hier gewisse Vorteile. Zwar steigt auch hier mit der Erweiterung der Anlage auf mehrere Rottezeilen entweder der Investitionsbedarf sehr stark (Automatisierung des Zeilenwechsels) oder der Arbeitszeitbedarf erhöht sich

entsprechend. Trotzdem wird deutlich, daß bei einer derartigen Anlagengröße beim teilautomatischen Verfahren wegen des geringeren Flächenbedarfes eine starke Kostendegression eintritt. Diese einfache Anlagenerweiterung ist bis zu einem Jahresdurchsatz von ca. 5000-6000 t/a möglich. Bereits bei dieser Anlagengröße liegt der Investitionsbedarf deutlich unter dem von Miststreuer- und Mietenumsetzerverfahren. Lediglich das Radladerverfahren liegt noch etwas günstiger.

Bei Anlagen ab ca. 6500 t/a sind zusätzliche Aufwendungen unter emissionsrechtlichen Gesichtspunkten erforderlich. In der Praxis hat sich herausgestellt, daß z.B. der Investitionsaufwand für Bioabfallkompostierungsanlagen (vgl. Kap. 4.3) mit Annahme, Materialsortierung sowie Ablufferfassung und -reinigung im Bereich von 800-1000 DM/t Jahresleistung liegt.

Vergleicht man die Investitionskosten einer landwirtschaftlichen Anlage mit den Aufwendungen für die herkömmliche Stapelmistlagerung, zeigt sich ein deutlicher Unterschied. Für die Lagerkapazität von 6 Monaten werden (25% durchschnittlicher Rotteschwund lt. BUCHGRABER 1990 [14], 0,8 t/m<sup>3</sup>) für 1000 t Mistanfall rund 500 m<sup>3</sup> Lagerkapazität benötigt. Bei 2 m Stapelhöhe ergibt sich ein Mistlager von 250 m<sup>2</sup> zzgl. 20% Sicherheitsfläche, für Jauche und Schmutzwasserrückhaltung werden 100 m<sup>3</sup> Lagerraum angenommen. Die Investitionskosten hierfür betragen 23.200 DM für die Lagerfläche (80 DM/m<sup>2</sup> basisgedichtet Fläche) + 40.000 DM für das Jauchelager (400 DM/m<sup>3</sup>) sowie ca. 10.000 DM für ein geeignetes Gerät zum Miststapeln. Damit liegt der Investitionsaufwand um 100.000 DM (Radladerverfahren) bis 150.000 DM (Zeilenverfahren) geringer als eine vergleichbare Kompostierungsanlage. Bei steigenden Mistmengen ist beim Stapelmistverfahren ein nahezu linearer Anstieg des Investitionsbedarfes zu verzeichnen.

#### 6.4 Betriebskosten

Die Betriebskosten einer Kompostierungsanlage setzen sich wie in anderen Bereichen auch zusammen aus den fixen Kosten und den variablen Kosten. Die fixen Kosten werden hier in erster Linie bestimmt durch die Verzinsung des eingesetzten Kapitals sowie die Abschreibung und sind damit ursächlich durch die Investitionssumme bedingt. Für die Zeilenkompostierung ergibt sich bei einer Abschreibung auf 10 Jahre, einem Zinsansatz von 5%/a und einem Reparaturkostenansatz der Maschinenteknik von 2% ein jährlicher Fixkostenanteil von ca. 35.000 DM.

Die variablen Kosten können anhand der erhobenen Daten geschätzt werden (Tabelle 52). Im üblichen Dauerbetrieb wird der Kompost während der vierwöchigen Rottedauer siebenmal umgesetzt. Der Umsetzungsvorgang dauert beim ersten Mal 2 h, dann je 1 h, die Einsatzdauer des Umsetzer liegt als bei insgesamt 8 h je Charge. Die durchschnittliche Leistungsaufnahme des eingesetzten Kompostumsetzers liegt bei 12 kW. Damit ergibt sich ein Strombedarf von knapp 100 kWh für das Umsetzen einer Charge.

Die Mieten werden periodisch belüftet. Die reine Gebläselaufzeit beträgt täglich 1,5 h, die Leistungsaufnahme 0,25 kW. Damit ergibt sich ein täglicher Bedarf von ca. 0,4 kWh, innerhalb vier Wochen summiert sich der Bedarf auf rund 11 kWh. In der Summe ergibt sich grob geschätzt ein Bedarf von 110 - 120 kWh je Charge.

**Tab. 51: Investitionsbedarf bei verschiedenen Verfahren der Kompostierung (ca. 3000 t Jahresdurchsatz) .**

Kompostierverfahren	Radlader	Miststreuer	Mietenumsetzer	Rottezeile
Bauliche Anlagen	-	-	-	DM 80.000,00
Basisabdichtung (80,00 DM/m <sup>2</sup> )	DM 172.800,00	DM 172.800,00	DM 206.400,00	DM 64.000,00
Überdachung 110,00 DM/m <sup>2</sup>	DM 66.000,00	DM 66.000,00	DM 66.000,00	DM 99.000,00
Schmutzwasser-rückhaltung 400,00 DM/m <sup>3</sup>	DM 60.000,00	DM 60.000,00	DM 108.000,00	-
Radlader	DM 100.000,00	DM 80.000,00	DM 40.000,00	DM 40.000,00
Schlepper	-	DM 60.000,00	DM 40.000,00	-
Mietenumsetzer	-	DM 10.000,00	DM 20.000,00	DM 150.000,00
<b>Gesamt</b>	<b>DM 398.800,00</b>	<b>DM 448.800,00</b>	<b>DM 480.400,00</b>	<b>DM 433.000,00</b>

Basisabdichtung für Gesamtfläche, ausgenommen bauliche Anlagen, Lagerkapazität 600 m<sup>2</sup> für 6 Monate

Schmutzwasserrückhaltung für Rangier- und Wegefläche, außer bei überdachter Anlage

Radlader: geschätzte anteilige Kosten für Radlader mit Spezialschaufel

Mietenumsetzer: Investitionsbedarf für Mietenumsetzer bzw. anteilig Miststreuer

Rottezeile: 3 Rottezeilen, Zeilenwechsel per Lafette vollautomatisch

Zahlen gerundet!

**Tab. 52: Variable Kosten bei Kompostierung von Rindermist in der Rottezeile ( 150 m<sup>3</sup> Ausgangsmaterial je Charge, 12 Chargen/a) gegenüber herkömmlichen Stapelmistverfahren (110 m<sup>3</sup>/Monat).**

	Rottezeile	Stapelmist
Aufsetzen	(2,5 h) 175,00 DM <sup>1</sup>	-
Rotte	50,00 DM <sup>2</sup>	-
Einlagern	(1,0 h) 70,00 DM <sup>1</sup>	(2,0 h) 140,00 DM <sup>1</sup>
Ausbringen	(75 m <sup>3</sup> ) 521,25 DM <sup>3</sup>	(88 m <sup>3</sup> ) 611,60 DM <sup>3</sup>
Wartung/Reinigung	(2,0 APh) 40,00 DM	(1,5 AKh) 30,00 DM
Kosten/100 m <sup>3</sup>	856,25 DM	781,60 DM
Kosten/a	8.562,50 DM	7.816,00 DM

<sup>1</sup> MR-Verrechnungssatz Radlader mit Fahrer (70 DM/h)

<sup>2</sup> Gesamt-Stromkosten (120 kWh x 0,25 DM) + Arbeitskosten (1 h x 20 DM)

<sup>3</sup> MR-Verrechnungssatz Miststreuer (3 DM/m<sup>3</sup>), Schlepper (1 h/20 m<sup>3</sup>; 31 DM/h), Radlader (1 h/50 m<sup>3</sup>; 50 DM/h), 1 Fahrer (20 DM/h); Rotteverlust 50% (Kompostierung, Rotte + Lager) bzw 25% (Stapelmistverfahren)

Durch den Rotteverlust von rund 50% ergibt ein verringerter Einlagerungs- und Ausbringaufwand. Trotzdem liegt das Zeilenverfahren in den variablen Kosten rund 10% über dem Stapelmistverfahren, bei dem ein Rotteverlust von rund 25.% angesetzt wurde. Nicht berücksichtigt wurde beim Stapelmistverfahren ein eventuell zusätzlicher Aufwand für die Jauche- und Schmutzwasserausbringung.

Demgegenüber fällt jedoch auch bei den Kompostierungsverfahren noch zusätzlicher Aufwand für die Bergung und Lagerung der notwendigen Zuschlagstoffe an.

MÜNNICH 1992 [104] ermittelte für das Mietenumsetzerverfahren Gesamtkosten inklusive Ausbringung von 55,60 DM/m<sup>3</sup> ohne Baukosten, bei 1000 m<sup>3</sup> Jahreskapazität also Kosten von rund 55.000,00 DM jährlich. Dieser hohe Betrag wird zum einen durch die in Österreich teils höheren Verrechnungssätze verursacht. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, daß der hohe Arbeitszeitbedarf beim Mietenumsetzerverfahren deutlich höhere variable Kosten verursacht.

## 6.5 Auswirkungen auf die Umwelt

Bei der Kompostierung entstehen eine Reihe von Emissionen, insbesondere in Form von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. Problematisch sind in diesem Zusammenhang umweltrelevante Verbindungen wie Methan (CH<sub>4</sub>) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>). Methan-Emissionen können bei richtiger Verfahrenstechnik, d.h. ausreichender Sauerstoffversorgung in allen Stadien der Rotte vermieden werden. Die statt dessen auftretenden CO<sub>2</sub>-Emissionen sind nicht umweltrelevant, da es sich um Kohlenstoff handelt, der sich im pflanzlichen Wachstumskreislauf befindet und daher keinen Einfluß auf den viel-diskutierten Treibhauseffekt hat.

Problematischer sind die Stickstoffemissionen in Form von Ammoniak zu sehen. Die Höhe der Emissionen (ca. 25%) entspricht jedoch dem, was von den meisten Autoren auch für herkömmliche Fest- und Flüssigmistverfahren bei optimaler Verfahrenstechnik angenommen wird. Demgegenüber weist fertiger Kompost stabile organische Stickstoffverbindungen auf, die nicht mehr flüchtig sind, und daher insbesondere nach der Ausbringung nicht mehr emittieren können. Insofern kann Kompost gerade dort, wo eine direkte Einarbeitung zur Verhinderung von Emissionen nicht möglich ist (z. B. Grünland, wachsende Bestände), auch während der Vegetation emissionsarm ausgebracht werden und entlastet damit die Umwelt.

Der zusätzliche Energiebedarf für das Kompostierungsverfahren wird durch Einsparungen bei der Ausbringung (Masse- und Volumenreduzierung) wieder ausgeglichen.

## 6.6 Einordnung der Verfahren

Die betriebswirtschaftliche Betrachtung macht deutlich, daß die Kompostierung von Rindermist aus rein ökonomischer Sicht kaum wirtschaftlich ist. Zwar steht den hohen Aufwendungen für den Bau einer Kompostierungsanlage ein nicht zu vernachlässigender Aufwand für Bau und Abdichtung eines Mistlagers gegenüber. Dieser liegt jedoch

bei rund einem Drittel des Aufwandes für eine Kompostierungsanlage.

Die variablen Kosten von landwirtschaftlichen Kompostierungsanlagen liegen ebenfalls über herkömmlichen Stapelmistverfahren. Dieser Abstand wird umso größer, je geringer technisiert das Kompostierungsverfahren ist. D.h. aus arbeits- aber auch betriebswirtschaftlicher Sicht scheint es langfristig rentabler, ein automatisiertes Verfahren einzusetzen, das zwar zunächst höhere Investitionen und dadurch höhere Fixkosten verursacht, jedoch geringere variable Kosten aufweist. Dies gilt grob ab einer jährlichen Kompostmenge von 1000 t oder entsprechend dem Mistanfall von rund 40 GV zzgl. dem erforderlichen Strukturmaterial. Insbesondere bieten kompakte, überdachte Verfahren erheblich mehr Schutz vor unkontrollierbaren Witterungseinflüssen und damit auch mehr Funktionssicherheit.

In der betriebswirtschaftlichen Betrachtung wurden eventuelle Vorteile des Kompostes in pflanzenbaulicher Hinsicht nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt, weil nur sehr schwer zu beurteilen, wurden die Vorteile der geringeren Ausbringungsmengen und damit geringeren Bodenbelastung bei der Ausbringung. Verfahrenstechnisch bietet Kompost weitere Vorteile in der Planung des Ausbringzeitpunktes, da fertiger Kompost notfalls auch auf unbefestigtem Boden gelagert werden kann. Bei entsprechender Abdeckung können Nährstoffverluste zuverlässig vermieden werden.

## 7. Vorschläge für weiterführende Arbeiten

- Der Einfluß der Beimischung von Erde auf den Prozeßverlauf und die Nährstoffverluste bedarf eingehender Klärung. Hier ist die Durchführung von Laborversuchen unter gleichbleibenden Randbedingungen sowie eine nochmalige Überprüfung im technischen Maßstab erforderlich.
- Verschiedene Autoren geben einen Einfluß der Temperatur auf die N-Verluste an. Dieser konnte in den vorliegenden Versuchen nicht hinreichend geklärt werden. Eine eingehende Untersuchung über den Einfluß von Maximaltemperaturen und Temperatursummen auf die Stickstoffverluste bei konstantem Ausgangsmaterial könnte hier Aufklärung bringen.
- Aufgrund betrieblicher Vorgaben konnte nur Rinderfestmist aus einem Tretmiststall in die Untersuchungen einbezogen werden. Es bleibt fraglich, ob die Ergebnisse auf Festmist aus anderen Haltungsverfahren verschiedener Tierassen übertragen werden können.
- Die vorliegenden Untersuchungen zeigen Ergebnisse zu Stickstoffverlusten lediglich bezogen auf den Prozeß. Interessant wäre die Erfassung des kompletten Emissionspotentials der Festmistkette vom Stall bis zum Feld mit Gegenüberstellung zu anderen Tierhaltungsverfahren.
- Die mikrobiologischen Abläufe bei Kompostierungsprozessen sind nur ansatzweise erforscht. Untersuchungen in dieser Richtung könnten dazu beitragen, die komplexen Wechselwirkungen verschiedener Faktoren besser zu verstehen.
- In den vorliegenden Untersuchungen konnte die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens nur ansatzweise überprüft werden, da aufgrund des Pilotcharakters der Anlage viele Störgrößen auftraten. Es bleibt zu prüfen, ob und wie ein derartiges Verfahren auch in anderen Betriebsstrukturen unter heutigen Gesichtspunkten wirtschaftlich sinnvoll eingebunden werden kann.
- Schließlich und endlich hängt die Sinnhaftigkeit der Kompostierung auch von pflanzenbaulichen Gegebenheiten ab. Die pflanzenbaulichen Auswirkungen der Anwendung von Festmistkompost im Vergleich zu anderen Düngungsverfahren, vor allem im Hinblick auf die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bedürfen weiterer Klärung.

## 8. Zusammenfassung

In einem neu entwickelten teilautomatisierten Zeilenkompostierungsverfahren wurden in den Jahren 1991-1993 Versuche zur Kompostierung von Festmist aus einem Tretmiststall für Milchkühe durchgeführt. Das Verfahren wurde in den Jahren 1991 bis Anfang 1992 technisch optimiert, vor allem im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit der Umsetzmaschine.

Von April 1992 bis September 1993 wurden verschiedene Versuchsansätze vor allem mit unterschiedlicher Belüftungsintensität ( $0,2,5 \text{ m}^3 \text{ Luft/m}^3 \text{ Kompost/h}$ ) sowie unterschiedlichen Zuschlagstoffen bei der Kompostierung durchgeführt. Als Zuschlagstoffe kamen Stroh, Streu, Holzhäcksel, Erde sowie industrielle Reststoffe aus der Herstellung von Holzwoleleichtbauplatten (HWL) und der Schafwollverarbeitung zum Einsatz. Die Versuchsdauer war jeweils vier Wochen.

Neben der Prozeßüberwachung und -optimierung stand die Erfassung und Verringerung der Stickstoffemissionen im Vordergrund.

Das Verfahren konnte für die landwirtschaftliche Festmistkompostierung angepaßt werden. Der technische Ablauf wurde teilautomatisiert. Bei einer Umsetzhäufigkeit von 2x/Woche konnte eine ausreichende Auflockerung und Durchmischung erreicht werden. Die Belüftungsintensität von 2 bzw.  $5 \text{ m}^3 \text{ L/m}^3 \text{ K/h}$  reicht in der intensiven Rottephase teilweise nicht aus, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung sicherzustellen. Die alleinige Belüftung führte zu keinen befriedigenden Ergebnissen im Prozeßablauf. Durch zu starke Belüftung wurde der Prozeß empfindlich gestört und kam nur sehr langsam wieder in Gang.

Die Beimischung strukturgebender trockener Zuschlagstoffe (Stroh, Streu, Holzhäcksel) war immer erforderlich, um ein ausreichendes Luftporenvolumen sicherzustellen und den TS-Gehalt zu erhöhen. Die erforderlichen Mengen variierten je nach Feuchtegehalt des Ausgangsmaterials und Witterungsbedingungen. Bei feuchter und kühler Witterung mußte teilweise noch während des Prozesses der TS-Gehalt erhöht werden.

Die Beimischung industrieller Reststoffe bewirkte keinerlei Prozeßbeeinträchtigung. HWL-Beimischung führte aufgrund des hohen MgO-Anteils zu einer Erhöhung des pH-Wertes. Die Stickstoffverluste waren geringfügig jedoch nicht signifikant erhöht. Die Zugabe von Schafwolle bewirkte eine deutliche Erhöhung des Stickstoffgehaltes im Substrat. Die relativen N-Verluste waren geringfügig jedoch nicht signifikant erhöht. Wegen des höheren N-Anteils waren die absoluten N-Verluste signifikant höher.

Die Gesamt-N-Verluste lagen bei 24,2%. Das Minimum lag bei 5%, im ungünstigsten Fall emittierten 42% des Gesamtstickstoffs. Als Einflußfaktoren konnten der Ausgangsgehalt an Stickstoff, die Rotteintensität sowie der Ausgangs-C-Gehalt gefunden werden. Die Beimischung von Erde verringerte die N-Verluste signifikant. Ein Einfluß des pH-Wertes sowie der Temperatur konnte nicht nachgewiesen werden.

Die Massereduzierung betrug durchschnittlich rund 40% gegenüber dem Ausgangsmaterial und je nach Art der Zuschlagstoffe 20-40% gegenüber dem reinen Festmist.

Für die Kompostierung von Festmist ergeben sich eine Reihe von Konsequenzen:

Zunächst sollte ein TS-Gehalt von 30-35% durch Beimischung strukturgebender Inhaltsstoffe sichergestellt werden. Nur so kann ein optimaler Prozeßablauf gewährleistet werden. Witterungseinflüsse sollte wegen möglicher negativer Auswirkungen auf den Prozeßverlauf vermieden werden. Die Zumischung von Erde erhöht zwar den verfahrenstechnischen Aufwand, hat aber einen positiven Einfluß auf den Rotteverlauf sowie auf die Höhe der Stickstoffemissionen. Industrielle Reststoffe, die den Anforderungen an eine Verwertung im Sinne der Düngeverordnung entsprechen, können i.d.R. unproblematisch in den Prozeß mit einbezogen werden. Technische Einflußnahme durch Umsetzen und Belüften sollte sich an den Rottebedingungen orientieren und entsprechend geregelt werden.

Unter o.g. Bedingungen werden die für eine Hygienisierung erforderlichen Temperaturen auch im Winter zuverlässig erreicht. Mit einer Verschleppung von Krankheitskeimen oder Unkrautsamen ist deshalb nicht zu rechnen.

Aus rein ökonomischer Sicht ist die Festmistkompostierung zumindest für kleine Anlagen mit rund 1000 Jahrestonnen nicht zu empfehlen. Es entstehen zusätzlicher Arbeitszeitbedarf, erhöhte Investitionsaufwendungen und deutlich höhere Betriebskosten gegenüber herkömmlichen Stapelmistverfahren. In diese Betrachtung wurden eventuelle pflanzenbauliche Vorteile des Kompostes nicht einbezogen.

## **Summary**



## 9. Literaturverzeichnis

1. ASMUS, F. (1992): Anwendung von Stallmist im Pflanzenbau. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182.
2. ATZKERN, R. (1990): Einfluß der Umsetzungshäufigkeit auf den Kompostierungsverlauf von Rindermist. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Pflanzenernährung.
3. BAADER, W.; SCHUCHARDT, F.; SONNENBERG, H.; SÖCHTIG, H. (1975): Die Gewinnung eines lagerfähigen und landwirtschaftlich nutzbaren Feststoffes aus Rinderflüssigmist. BMELuF (Hrsg.): Berichte über Landwirtschaft, 192. Sonderheft, S. 798-835, Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
4. BANNICK, C. G. (1987): Einfluß verschiedener Stickstoffformen auf die Verrottung von Laub und Stroh in einem Kompostierungsversuch. VDLUFA-Schriftenreihe, 23, Kongreßband 1987, S. 607-613.
5. BAUER, F. (1992): Kompostherstellung: Ein Zukunftsmarkt für Landwirte. Sonderdruck aus "Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt", H. 15.
6. BERNER, A. (1986): Einfluß des Sickersaftes von Kompostmieten auf die Umwelt. Schlussbericht, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, CH, Oberwil.
7. BERNER, A. (1990): Einfluß von Mistkompostmieten auf die Umwelt. Landwirtschaft Schweiz Band 3 (3), S. 95-99.
8. BERTOLDI, DE M. (1982): Comparison of the three Windrow Compost Systems. BioCycle, 2, S. 45-50.
9. BIDLINGMAIER, W. (1983): Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. Müll und Abfall, Lfg. 6, Kennzahl 5305, S. 1-23.
10. BIDLINGMAIER, W. (1992): Charakteristik fester Abfälle im Hinblick auf ihre biologische Zersetzung. In: Kumpf, W.; Maas, K.; Straub, H.: Müll-Handbuch: Müll und Abfallbeseitigung, Kennziffer 5305, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
11. BOCKEMÜHL, J. (1981): Vom Leben des Komposthaufens. Philosophisch Anthroposophischer Verlag, 2. Auflage, CH-Dornach.
12. BONAZZI, G.; VALLI, L.; PICCININI, S. (1990): Controlling Ammonia Emissions at Composting Plants. BioCycle, Vol. 31, June, S. 68-71.
13. BOXBERGER, J.; RITTEL, L.; POPP, L. (1991): Neuere Kaltstallkonzepte für die Milchviehhaltung - Auswirkungen auf Kapitalbedarf und Arbeitswirtschaft. In: Landbauforschung Völknerode. Sonderheft 125, S.129-140.
14. BUCHGRABER, K. (1990): Vergleich der Nährstoffgehalte und Nährstoffverluste von gelagertem Rinderfestmist aus Anbindehaltung und Tretmistlaufbuchten. In: Kleine Rinderlaufställe - Schwerpunkt Milchvieh. Bericht über die Tagung am 25.-26.09.1990, BAL Gumpenstein.
15. BUIJSMAN, E.; MAAS, H.; ASMAN, W. (1987): Anthropogenic NH<sub>3</sub>-Emissions in Europe. Atmospheric Environment, Vol. 21, H. 5, S. 1009-1022.
16. CERNY, G. (1979): Verzögerung des Verschimmelns von Toastbrot durch Begasen. Chem. Mikrobiol. Technol. Lebensm., H. 6, S. 8-10.
17. CHANG, Y.; HUDSON, H. J. (1967): The Fungi of Wheat Straw Compost. Trans. Br. mycol. Soc, Vol. 50, H. 4, S. 647-666.
18. CHROMETZKA, P. (1968): Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs heranreifender Komposte.

International Research Group on Refuse Disposal, Information Bulletin No. 33.

19. CORNFIELD, A. H. (1958): Composting of Straw in Small Units. *Plant and Soil* X, S. 183-193.
20. DENMEAD, O. T.; FRENEY, J.R.; SIMPSON, J. R. (1982): Dynamics of ammonia volatilisation during furrow irrigation of maize. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 46, S. 149-155.
21. DEWES, T. (1990): Stoffliche Veränderungen des Flüssigmistes während der Lagerung. In: Boxberger, J.; Gronauer, A.; Popp, L.: *Umweltschonende Verwertung von Fest- und Flüssigmist auf landwirtschaftlichen Nutzflächen.*, Landtechnik Weihenstephan, Freising.
22. DEWES, T. (1992): Festmist im ökologischen Landbau. In: KTBL (Hrsg.): *Umweltverträgliche Verwertung von Festmist*. KTBL-Arbeitspapier 182.
23. DEWES, T.; AHRENS, E. (1989): Einfluß der Berechnungsbasis auf die Interpretation von Daten zum Corg- und Nt-Umsatz bei Rotteprozessen unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes von Zuschlagstoffen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, Vol. 152, S. 1-6.
24. DEWES, T.; AHRENS, E.; WILLING, O. (1991): Sickersaft-Austrag und Stickstoff-Fracht aus Mistmieten. *J. Agronomy & Crop Science* 166, S. 145-151.
25. DHAR, N. R. (1955): Influence of Calcium Phosphate in Composting of Organic Matter. *Proc. Natl. Acad. Sci. India*, 24A, S. 473-488.
26. DIEZ, T. (1990): Erosionsschäden vermeiden. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID) Heft 108, Bonn.
27. DITTMER, U.; BUDDE, K.; STINDT, A.; WELTZIEN, H.C. (1990): Der Einfluß der Kompostierung von Kompostextrakten und wässrigen Kompostextrakten auf verschiedene Pilzkrankheitserreger. *Gesunde Pflanzen*, Vol. 42, H. 7, S. 219-235.
28. DUNST, G. (1991): *Kompostierung - Anleitung für die Kompostierung am Bauernhof, im Garten und im kommunalen Bereich*. Leopold Stocker Verlag, Graz-Stuttgart
29. DWORAK, A. (1998): Klima- und umweltrelevante Gasemissionen bei der Lagerung, Kompostierung und Ausbringung von Milchviehfestmist aus Anbindehaltung. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien, Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik.
30. EHLERT, D.; ADAMEK, R. (1995): Belüftung von Kompostmieten durch horizontale Kanäle. *Landtechnik*, Vol. 50, H. 6, S. 358-359.
31. EVANS, M. R.; SMITH, M. P. W.; DEANS, E. A.; SVOBODA, I. F.; THACKER, F. E. (1986): Nitrogen and Aerobic Treatment of Slurry. *Agricultural Wastes*, Vol. 15, S. 205-213.
32. FAECHER, R. G. ; BRADLEY, D. J.; MARA, D. D. (1983): *Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management.* , John Wiley & Sons, Chichester, UK.
33. FARKASDI, G. (1966): Die mikrobiologischen Vorgänge bei der Kompostierung . *Organischer Landbau*, H. 4. S. 85-88.
34. FERTIG, J. (1981): Untersuchungen von Wechselwirkungen zwischen Belüftung, Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidbildung und Abbau organischer Substanz bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. Dissertation, Universität Gießen.
35. FILLERY, I. R. P.; (1983): Biological denitrification. In: Freney, J. R.; Simpson, J. R.: *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*, CSIRO, Division of Plant Industry, Canberra, Australia.
36. FINSTEIN, M. S.; MILLER, F. C.; STROM, P. F. (1977): Waste Treatment Composting as a Controlled System. In: *Biotechnologie: Microbial Degradations*, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, S. 363-398.

37. FISCHER, P.: (1991): Qualität und Anwendung von Grünkomposten. Das Gartenamt 40 (1991), März, S. 138-141.
38. FISCHER, P.; JAUCH, M.: (1988): Kompostierung von Grünrückständen. BayStMLU (Hrsg.): Materialien 49.
39. FRANZ, H. (1954): Bodenzöologie als Grundlage der Bodenpflege. Deutsche landw. Presse, 3. Juli, Akademie-Verlag, Berlin.
40. FRENEY, J. R.; SIMPSON, J. R.; DENMEAD, O. T. (1983): Volatilization of ammonia. In: Freney, J. R.; Simpson, J. R.: Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems, CSIRO, Division of Plant Industry, Canberra, Australia.
41. FRICKE, K. (1988): Grundlagen zur Bioabfallkompostierung unter besonderer Berücksichtigung von Rottesteuerung und Qualitätssicherung. Dissertation, Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Landwirtschaft.
42. GEBBE, N. (1992): Mastschweinehaltungssysteme im Vergleich. In: BML-Arbeitstagung '92. KTBL-Arbeitspapier 167, Darmstadt.
43. GLATHE, H. (1985): Die Bedeutung des Sauerstoffs für den Rotteprozeß. In: Kumpf, W.; Maas, K.; Straub, H.: Müll- und Abfallbeseitigung, Kennzahl 5230, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin 1985.
44. GLATHE, H.; GLATHE, G. (1968): Impfstoffe für Böden und Komposte. In: Linser, M.: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung. Bd. 2/2, S. 1455-1462, Springer Verlag, Wien.
45. GLATHE, H.; KÜSTER, E.; NIESE, G.; VON KLOPOTEK, A. (1985): Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Kumpf, W.; Maas, K.; Straub, H.: Müll und Abfallbeseitigung, Bd. 2, Kennzahl 5210-529075.
46. GOLUEKE (1953): A Critical Evaluation of Inoculums in Composting.. Appl. Microbiol. 2, S. 45-53.
47. GOLUEKE, C. G. (1975): Composting - A Study of the Process and its Principles. , Rodale Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania.
48. GOLUEKE, C. G.; DIAZ, L. F. (1989): Starters - Inoculums and Enzymes.. BioCycle, April, S. 53-57.
49. GOTTSCHALL, R. (1988): Kompostierung. Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. Alternative Konzepte 45, 3. Auflage, C.F. Müller, Karlsruhe.
50. GRABBE, K.; SCHUCHARDT, F. (1993): Grundlagen der Kompostierung. In: KTBL (Hrsg.): Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung, KTBL-Arbeitspapier 191.
51. GRAY, K. R.; SHERMAN, K.; BIDDLESTONE, A. J. (1971): A Review of Composting - Part I. Process Biochemistry, June, S. 32-36.
52. GRAY, K. R.; SHERMAN, K.; BIDDLESTONE, A. J. (1971): A Review of Composting - Part 2. The Practical Process. Process Biochemistry, October, S. 22-28.
53. GRAY, K. R.; BIDDLESTONE, A. J. (1973): Composting - Process Parameters. The Chemical Engineer, Februar, S. 71-76.
54. GRONAUER, A. (1993): Einflußfaktoren auf die Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmist als Grundlage verfahrenstechnischer Verbesserungen. Dissertation, TU München-Weihenstephan, Institut für Landtechnik.

55. GUTSER, R. (1992): Zur Nährstoff- und Sonderwirkung von Festmist. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182.
56. GUTSER, R.; EBERTSEDER, TH.; POPP, L. (1992): Bewertung von Komposten und Einsatzmöglichkeiten in Landwirtschaft und Gartenbau. In: VDI/MEG (Hrsg.): Landtechnik 1992, Kurzfassung der Vorträge.
57. HANSEN, R. C.; KEENER, H. M.; HOITINK, H. A. J. (1989): Poultry Manure Composting: An Exploratory Study. Transactions of the ASAE 32(6), S. 2151-2158.
58. HANSEN, R. C.; KEENER, H. M.; DICK, W. A.; MARUGG, C.; HOITINK, H. A. J. (1990): Poultry Manure Composting - Ammonia Capture and Aeration Control. Präsentiert in Columbus, Ohio; ASAE-Paper, Nr. 904062, American Association of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
59. HAIDN, B.; KRAMER, A. (1997): Eingestreut oder strohlos - Haltungsbedingungen, Arbeitsaufwand und Wirtschaftlichkeit. In: WENDL, G. (Hrsg.): Außenklimaställe und automatische Melksysteme in der Milchviehhaltung. Landtechnik-Schrift Nr. 7, S. 41-58, Landtechnik Weihenstephan, Freising.
60. HAUG, R. T. (1979): Engineering Principles of Sludge Composting. Journal WPCF, Vol. 51, H. 8, S. 2189-2206.
61. HAUG, R. T. (1993): The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
62. HAYS, J. T. (1973): Composting of Municipal Refuse.. In: Symposium on processing agricultural and municipal wastes, S. 205-215.
63. HELLENTHAL, A. (1992): Untersuchungen zum Rotteverlauf von Mistkompost bei hoher Umsetzungsintensität. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Pflanzenernährung.
64. HELM, M. (1995): Prozeßführung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten. Dissertation TUM-Weihenstephan, KTBL-Schrift 371, KTBL-Schriften-Vertreib im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
65. HELMER, R. (1973): Thermische Vorgänge und Gasumsetzungen bei der Müllkompostierung - Versuche mit Modell-Rottezellen.. Müll, Abfall, Abwasser, Nr. 23, S. 2-7, 1973.
66. HENTSCHEL, A.; BECK, J. (1995): Kontrollierte Intensivrotte. Landtechnik, Vol. 50, H. 6, S. 360-361.
67. HOFFMANN, M. (1989): Methoden zur Kompostreifebestimmung im kritischen Vergleich. Lebendige Erde, H. 6, S. 449-453.
68. HONG, J. H., MATSUDA, J. IKEUCHI, Y. (1983): High Rapid Composting of Dairy Cattle Manure with Crop and Forest Residues. Transactions of the ASAE, S. 533-545.
69. HOWARD, A. (1948): Mein landwirtschaftliches Testament. , Siebeneicher Verlag, Berlin-Charlottenburg, Frankfurt am Main.
70. HUGENROTH, P.; KLAGES, F.-W. (1978): Anwendung von Kalkstickstoff zur Geruchsdämmung bei kommunalem Klärschlamm.. Sonderdruck aus "Korrespondenz Abwasser", H. 11, S. 395-396.
71. HÜMBELIN, M.; MEYER, M.; STICHER, H. (1980): Stickstoff-Fixierung bei der Kompostierung von Rindermist. Schweiz. landw. Forschung, Vol. 19, H. 1-2, S. 85-90.
72. IBRAHIM, I. (1968): Einige Kriterien über die Aktivität der Mikroorganismen bei der Kompostierung. Zbl. Bakt. Abt. II, 122, S. 42-88.
73. ISERMANN, K.: (1988): Emissionen sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von NH<sub>x</sub> aus der Landwirtschaft Westeuropas. Maschinenschriftliches Konzept. Tagung der

Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28. September 1988 in der Wingst.

74. JERIS, J. S.; REGAN, R. W. (1973): Controlling Environmental Parameters for Optimum Composting. *Compost Science*, Vol. 14, H. 3, S. 16-22.
75. KÄCK, M. (1996): Ammoniakemissionen bei der Kompostierung separierter Feststoffe aus Flüssigmist in belüfteten Rottreaktoren. Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik, Verfahrenstechnik in der Tierproduktion und landwirtschaftliches Bauwesen, Forschungsbericht Agrartechnik VDI-MEG 285.
76. KEHRES, B. (1991): Zur Qualität von Komposten aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. Dissertation, Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Landwirtschaft.
77. KERN, M. (1989): Kostenstrukturen der Mietenkompostierung - Arbeitswirtschaft und Betriebskosten -. K. Wiemer (Hrsg.): *Abfallwirtschaft 3*, Fachgebiet Abfallwirtschaft und Recycling, Universität Kassel.
78. KIRCHGESSNER, M. (1987): Tierernährung. , DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
79. KIRCHMANN, H. (1985): Losses, Plant Uptake and Utilisation of Manure Nitrogen during a Production Cycle. *Acta Agric. Scand. Suppl.* 24, Almqvist & Wiksell, Uppsala.
80. KLAGES-HABERKERN, S. (1994): Lagerung von Klärschlämmen und Komposten. *Landtechnik*, Vol. 49, H. 5, S. 295-296.
81. KLAPP, E. (1954): Wiesen und Weiden. Behandlung, Verbesserung und Nutzung von Grünlandflächen. , Verlag Paul Parey, Berlin.
82. KLAPP, E. (1958): Lehrbuch des Acker- und Pflanzenbaues. 5. Auflage, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
83. KNÖSEL, D.; RESZ, A. (1973): Pilze und Müllkompost. *Städtehygiene*, 6, S. 143-149.
84. KOST, U. (1987): Neues Leben aus dem Abfall. Chancen und Konzepte für eine ökologische Kompostierung in den Kommunen.. , Dreisam-Verlag, Freiburg i. Br..
85. KRAUß, P.; KRAUß, T.; MAYER, J.; WALLENHORST, T. (1992): Untersuchung zur Entstehung und Verminderung von Gerüchen bei der Kompostierung. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 52, S. 245-250.
86. KROMER, K.-H.; RELOE, H.; LI, C. (1992): Kompost-Mulchverfahren. In: VDI/MEG (Hrsg.): *Landtechnik 1992. Kurzfassung der Vorträge*; S. 123-125.
87. KRÜCKELS, A. (1991): Arbeitszeiten in Tretmistställen. Diplomarbeit, Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik u. Tierhygienisches Institut Freiburg Br.
88. KRÜGER, J.: (1996): Mineralöhlhaltige Böden in-situ sanieren. *Umwelt* Bd. 26, H. 5/96, S. 72 f..
89. KUBOTA, H.; NAKASAKI, K. (1991): Accelerated Thermophilic Composting of Garbage.. *BioCycle*, June, S. 66-68.
90. KÜHNELT, W. (1950): *Bodenbiologie*. , Heroldverlag, Wien.
91. KUTER, G. A.; HOITINK, H. A. J.; ROSSMAN, L. A. (1985): Effects of aeration and temperature on composting of municipal sludge in a full-scale vessel system. *Journal WPCF*, Vol. 57, H. 4, S. 309-315.
92. LIEBCHEN, K. (1998): Neue Einstreu mit Schwächen. *Der fortschrittliche Landwirt*, H. 5.

93. LÖBBERT, M.; RELOE, H. (1991): Verfahren der Ausbringung aufbereiteter organischer Reststoffe zur Vermeidung der Erosion in Reihenkulturen (Mais). Arbeiten aus dem Institut für Landtechnik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, H. 7.
94. MACGREGOR, S. T.; MILLER, F. C.; PSARIANOS, K. M.; FINSTEIN, M. S. (1981): Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 41, H. 6, S. 1321-1330.
95. MATTHIAS, J. (1992): Mechanische Aufbereitung als Mittel zur Verbesserung der Kompostierbarkeit pflanzlicher Reststoffe. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, Institut für Agrartechnik, MEG-Forschungsbericht 214.
96. MATTINGLY, G. E. G. (1954): Studies on Composts Prepared from Waste Materials. II. - The Fractionation of Organic Nitrogen. *J. Sci. Food Agric.*, 5, S. 353-364.
97. MCKINLEY, V. L.; VESTAL, J. R.; ERALP, A. E. (1985): Microbial Activity in Composting - Part II. *BioCycle*, Vol. 26, H. 7, S. 47-50.
98. MEIER-PLOEGER, A.; DUDEN, R.; VOGTMANN, H.: (1989): Quality of Food Plants Grown with Compost From Biogenic Waste. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 27, S. 483-491.
99. MEYER, M. P. (1982): Stickstoffumsatz bei der Kompostierung von Rindermist. Dissertation, ETH Zürich, Nr. 7180.
100. MEYER, M, STICHER, H. (1982): Die Bedeutung des Strohgehaltes für die Erhaltung des Stickstoffs während der Kompostierung von Rindermist. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.*, Vol 146, S. 199-206.
101. MIEHE, H. (1930): Über die Selbsterhitzung des Heues. Arbeiten der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft, H. 196, Berlin.
102. MORISAKI, N.; PHAE, C. G.; NAKASAKI, K.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1989): Nitrogen Transformation during Thermophilic Composting. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, Vol. 67, H. 1, S. 57-61.
103. MUDRACK, K.; SEYFRIED, C. F.; SIXT, H. (1977): Geruchshemmung aus Abwasserschlämmen.. Sonderdruck aus "Korrespondenz Abwasser", 9, Hrsg.: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., St. Augustin, S. 264-267.
104. MÜNNICH, B. H. (1992): Kompostieren. ÖKL (Hrsg.): Landtechnische Schriftenreihe, Nr. 188.
105. NAKASAKI, K.; SASAKI, M.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1985): Change in Microbial Numbers During Thermophilic Composting of Sewage Sludge with Reference to CO<sub>2</sub> Evolution Rate.. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 49, H. 1, S. 37-41.
106. NAKASAKI, K.; SASAKI, M.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1985): Characteristics of Mesophilic Bacteria Isolated During Thermophilic Composting of Sewage Sludge.. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 49, H. 1, S. 42-45.
107. NIESE, G. (1959): Mikrobiologische Untersuchungen zur Frage der Selbsterhitzung organischer Stoffe. *Archiv für Mikrobiologie*, Vol. 34, S. 285-318.
108. NIESE, G. (1978): Über die Kompostierung von Siedlungsabfällen unter Berücksichtigung mikrobieller Gesichtspunkte. *Grundl. Landtechnik*, Vol. 28, H. 2, S. 75-81.
109. NIESE, G.; NEUMAYER-SEEKATZ, S. (1979): Zelluloseabbau während der Heißrotte von Siedlungsabfällen. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* Vol. 142, S. 310-317.
110. NOVÁK, B. (1971): Die mikrobielle Humusbildung. 4. Mitt.: Anaerobe und aerobe Vorgänge bei der Humifizierung von Stallung unter den Bedingungen eines Modellversuches. *Zentralbl. Bakt.*

- Parasitenk. Infektionskrankheiten u. Hygiene, Abt. II, Vol. 126, H. 1, S. 48-62.
111. PFEIFFER, E. E. (1977): Die Fruchtbarkeit der Erde. Ihre Erhaltung und Erneuerung.. , Rudolf Geering-Verlag, Goetheanum Dornach/Schweiz.
  112. POINCELOT, R. P. (1972): The Biochemistry and Methodology of Composting. The Connecticut Agricultural Experiment Station, Bulletin 727, New Haven, Connecticut.
  113. POINCELOT, R. P. (1974): A Scientific Examination of The Principles and Practice of Composting. Compost Science, Vol. 15, H. 3, S. 24-31.
  114. POINCELOT, R. P. (1975): The Biochemistry and Methodology of Composting. Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin 754.
  115. POPP, L. (1992): Technik der Kompostierung. In: Boxberger, J.; Gronauer, A.; Helm, M.; Popp, L. (Hrsg.): Kompostierung landwirtschaftlicher und nichtlandwirtschaftlicher organischer Reststoffe. Landtechnik-Schrift 1, S. 23-30, Landtechnik Weihenstephan, Freising.
  116. POPP, Lutz, FISCHER, P. (1997): Bioabfallkompost-Qualität und Anwendung im Gartenbau und GaLa-Bau. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung. Schriftenreihe, H. 139.
  117. REHM, H. J. (1971): Einführung in die industrielle Mikrobiologie. , Springer-Verlag, Berlin.
  118. REINHOLD, J. (1938): Kompostierungsversuche. Bodenkunde und Pflanzenernährung, 11. (56.) Band, Verlag Chemie, GmbH, Berlin.
  119. RELOE, H. (1990): Technische Verbesserung der Kompostierung von agrarischen Feststoff-Gülle-Mischungen. Endbericht des Forschungsvorhabens, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Institut für Landtechnik.
  120. RELOE, H. (1990): Verwertung von Schnitt- und Rodeholz durch Kompostierung. 2. Die Verfahren der Aufbereitung von Schnitt- und Rodeholz durch die Mietenkompostierung. Erwerbsobstbau, Vol. 32, H. 4, S. 113-116.
  121. RELOE, H. (1993): Physikalisch-technische Parameter zur Prozeßführung bei der Kompostierung organischer Reststoffe. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Institut für Landtechnik, MEG-Forschungsbericht 240.
  122. RELOE, H.; SCHUCHARDT, F. (1993): Kompostierungstechnik und -verfahren. In: KTBL (Hrsg.): Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung, KTBL-Arbeitspapier 191.
  123. RHEINBABEN, W. VON (1993): Steuerung der Temperatur bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen mittels variiert Belüftung in halbtechnischen Versuchen. Müll und Abfall, H. 8, S. 591-598.
  124. ROHDE, G. (1956): Stalldünger und Bodenfruchtbarkeit. , Deutscher Bauernverlag, Berlin.
  125. ROTH, M.; MEYER, C.; BECHER, K. (1994): Ermittlung der Wärme- und Feuchtelasten in der Kompostierungsanlage Gießen. Müll und Abfall, H. 1, S.3-11.
  126. RUOFF (1931): . Deutsche Landw. Presse, Vol. 58, S. 60-71, Zitiert nach Rohde 1956.
  127. RÜPRICH, W.; STRAUCH, D. (1984): Technologische und hygienische Aspekte der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung -System Fuchs-. Korrespondenz Abwasser, Vol. 31, H. 11, S. 946-952.
  128. SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. Siebte Auflage. Springer-Verlag, Berlin.
  129. SAUERLANDT, W.; MÜLLER, L. (1962): Ein Beitrag zur Kompostierung von Müll in Drehtrommeln.

Forschung und Beratung, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

130. SCHINDLAUER, A. (1990): Kompost - Einfluß von Strukturanteilen, verschiedenen Zusätzen und Behandlungsmethoden auf die Kompostherstellung in Form von Dreiecksmieten im Freiland. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, Institut für Landtechnik und Energiewirtschaft.
131. SCHLANG, J. (1993): Mit Kompostierung Nematoden bekämpfen. DLG-Mitteilungen/agrar-inform, H. 9, S. 30-31.
132. SCHMID, J. (1994): Gas- und Stoffumsatz während der Kompostierung von Bioabfall in Abhängigkeit verschiedener Zuschlagstoffe und die Bewertung der Kompostqualität im Pflanzenversuch. Diplomarbeit, TUM-Weihenstephan, Lehrstuhl für Pflanzenernährung.
133. SCHUCHARDT, F. (1977): Einfluß des ökologischen Faktors "Struktur" auf die Kompostierung von Flüssigmist-Feststoff-Gemengen. Dargestellt am Beispiel des Feststoffverfahrens. Landbau-forschung Völkenrode, Sonderheft 38.
134. SCHUCHARDT, F. (1987): Zur Bedeutung des Luftporenvolumens für die Kompostierung organischer Schlämme. Grundl. Landtechnik, Vol. 37, H. 3, S. 108-115.
135. SCHUCHARDT, F. (1988): Verlauf von Kompostierungsprozessen in Abhängigkeit von technisch-physikalischen und chemischen Rahmenbedingungen. In: Tagungsband "Herstellung und Vermarktung von Komposten nach Gütekriterien", Haus der Technik, Essen.
136. SCHUCHARDT, F. (1990): Entwicklung eines neuartigen Mietenumsetzgerätes - Kompostmat 3.37. Institutsbericht M 162, Institut für Technologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.
137. SCHULZE, K.L. (1960): Rate of Oxygen Consumption and Respiratory Quotients during the Aerobic Decomposition of a Synthetic Garbage. Compost Science, Vol. 1, H. 1, S. 36-40.
138. SCHULZE, K. L. (1962): Continuous Thermophilic Composting. Appl. Microbiol., H. 10, S. 108-122.
139. SCHWAB, M.; DÖHLER, H. (1998): Ermittlung des Wirtschaftsdüngeranfalles tierischer Herkunft in der Bundesrepublik Deutschland auf der Basis aktueller Viehbestandszahlen sowie einer Umfrage zu praktizierten Haltungs- und Aufstallungsformen. Unveröffentlicht. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Bartningstr. 49, 64289 Darmstadt.
140. SIKORA, L. J.; SOWERS, M. A. (1983): Effect of Temperature Control on the Composting Process. J. Environ. Qual., Vol. 14, H. 3, S. 434-439.
141. STRAUCH, D. (1992): Hygienische Aspekte bei der Lagerung, Behandlung und Ausbringung von Festmist. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182.
142. STRAUCH, D.; GIEß, S.; PHILIPP, W. (1994): Hygienische Aspekte der Eigenkompostierung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle, M. I. C. Baeza-Verlag, Witzenhausen.
143. THAER, A. (1807): Der praktische Ackerbaue als vollständiges System der verbesserten neuen Landwirtschaft, Band I., Realschulbuchhandlung, Berlin.
144. THAER, A. (1809): Der praktische Ackerbau als vollständiges System der verbesserten neuen Landwirtschaft, Band II., Realschulbuchhandlung, Berlin.
145. THAER, A. (1839): Grundzüge der rationellen Landwirtschaft, Band 2., Verlag Arnold, Stuttgart.
146. TRITSCHER, W. (1993): Kompostwendemaschinen im Vergleich. Landwirt-Test, H. 3/1993, SB 1 - SB 11.
147. VIEL, M.; SAYAG, D.; ANDRE L. (1987): Optimisation of Agricultural Industrial Wastes Management

- through In.Vessel Composting. In: Bertoldi, de M.; Ferranti, M. P.; L'Hermite, P.; Zucconi, F. (Hrsg.): *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, UK, S. 230-237.
148. WESCHE, J.; ROZINSKY, H. (1972): Verhalten und Wirkungen von umweltgefährdenden Stoffen in Müll-, Abwasser- und Schlammkomposten. *ZS für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 13, S. 289-303.
149. WILEY, J. S. (1956): *Progress Report on High-Rate Composting Studies*. 11th industrial Waste Conference, Purdue University, Series 91, S. 334-341.
150. WILEY, J.S.; PEARCE, G. W. (1955): A Preliminary Study of High-Rate Composting. *Proc. Am. Soc. Civil Engineers*. Vol. 81, Paper No. 846. Zitiert nach Schulze 1960 [137].
151. WILLING, O.; DEWES, T. (1993): Zur ökologischen Relevanz von Feldmistmieten. *Lebendige Erde*, H. 1, S. 14-24.
152. WILLSON, G. B.; HUMMEL, J. W. (1972): Aeration Rates for Rapid Composting of Dairy Manure. *Proc. Agric. Wastes Manage. Conf.*, S. 142-158.
153. WITTER, E.; LOPEZ-REAL, J. (1988): Nitrogen Losses During the Composting of Sewage Sludge, and the Effectiveness of Clay Soil, Zeolite, and Compost in Adsorbing the Volatilized Ammonia. *Biological Wastes*; Jhrg. 23, S. 279-294.
154. WOOD, R. C. (1938): Experiments on Compost-Making. *Empire J. Exptl. Agr.* 6, S. 350-368.

## 10. Anhang

Tab. 53: Bakterien, Actinomyceten und Pilze im Kompost (nach POINCELOT 1975 [114]).

BAKTERIEN	ACTINOMYCETEN	PILZE	
<i>Mesophil</i>	<i>Thermotolerant und Thermophil</i>	<i>Mesophil</i>	<i>Thermotolerant und Thermophil</i>
Cellomonas folia Chondrococcus exiguus Myxococcus virescens M. Fulvus Thiobacillus thioxidans T. Denitrificans Aerobacter sp Proteus sp. Pseudomonas sp.  <b>Thermophil</b>  Bacillus stea-rothermophilus	Micromospora vulgaris Nocardia brasiliensis Pseudonocardia thermophila Streptomyces rectus S. thermofuscus S. thermophilus S. thermoviolaceus S. thermovulgaris S. violaceoruber Thermoactinomyces vulgaris Thermonospora curvata T. Fusca T. Glaucus Thermopalyspora palyspora	Fusarium culmorum F. roseum Stysanus stemonitis Coprinus cinereus c. megacephalus c. lagopus Clitopilus pinsitus Aspergillus niger A. terreus Geotrichum candidum Rhizopus nigricans Trichoderma viride T. (lignorum) harzianum Oospora variabilis Mucor spinescens M. abundans M. variens Cephalosporum acremonium Chaetomium globosum Glomerularia sp. Pullularia (Aureobasidium) Fusidium sp. Actinomucor corymbosus Mucor jansseni Talaromyces (Penicillium) variabile Helminthosporium sativum	Aspergillus fumigatus Humicola insolens H. griseus var. thermoideus H. lanuginosa (Thermomyces lanuginosus) Mucor pusillus Chaetomium thermophile Absidia ramosa Talaromyces (Penicillium) duponti T. emersonii T. thermophilus Sporotrichum thermophile S. chlorinum C.t.6 (Mycelia sterilia) Stilbella thermophila Malbranchea pulchella var. sulfurella (Thermoidium sulfureum) Dactylomyces crustaeus (Thermoascus aurentiacus) Byssochlamys sp. Torula thermophylis

**Tab. 54: Arbeiten über Sauerstoffverbrauch und Belüftungsrate bei der Kompostierung verschiedener Substrate (geändert nach Käck 1996 [75]).**

Autor	Substrat	Sauerstoffverbrauch*	Belüftungsrate *
WILEY et PEARCE (1955) [150]		-	23,1-74,6 l/kg OS/h
SCHULZE (1960) [137]		1-5 g O <sub>2</sub> /kg OS/h	23,1-25,7 NI/kg OS/h
SCHULZE (1962 [138]		7,3 g O <sub>2</sub> /kg OS/h	12,8-30,8 NI/kg OS/h
IBRAHIM (1968) [72]		-	7,0 NI/kg OS/h
GRAY et al. (1971) [52]		-	25,7-77,0 l/kg OS/h
WILLSON et HUMMEL (1972) [152]	Klärschlamm	1,3 g O <sub>2</sub> /kg OS/h	8,5 NI/kg OS/h
JERIS et REGAN (1973) [74]		4,9-6,0 g O <sub>2</sub> /kg OS/h	42,9-52,2 l/kg OS/h
HELMER (1973) [65]		1,3-1,6 g O <sub>2</sub> /kg TS/h	6,7 l/kg TS/h
SCHUCHARDT (1977) [133]		3,5 g O <sub>2</sub> /kg OS/h	-
FERTIG (1981) [34]	Hausmüll	1,77-2,37 g O <sub>2</sub> /kg TS/h	5,91-7,92 l/kg TS/h
HONG et al. (1983) [68]	Stallmist	-	52,2-64,2 l/kg OS/h
VIEL et al. (1987) [68]		3,4-4,0 g O <sub>2</sub> /kg- OS/h	-
SCHUCHARDT (1988) [135]		-	9,9 l/kg OS/h

**Tab. 55: Analysewerte der Versuche V1, V2.**

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS	
16.04.92	1	8,8	38,95	50,45	0,46	0,26	8,88	19,16	0,12	0,67	
	V1	2	9,1	35,72	45,45	0,47	0,34	8,32	17,65	0,12	0,63
		3	8,7	36,80	40,26	0,49	0,30	9,09	18,71	0,12	0,72
		4	9,2	28,27	29,00	0,51	0,39	8,85	17,49	0,12	0,70
22.04.92	1	9,5	42,45	48,69	0,47	0,05	9,47	20,27	0,15	0,82	
		2	9,5	38,62	47,60	0,46	0,10	9,73	21,18	0,15	0,84
		3	9,4	37,70	43,09	0,46	0,16	8,82	19,34	0,14	0,77
		4	9,3	36,15	24,80	0,50	0,11	12,15	24,53	0,14	0,81
29.04.92	1	9,5	46,11	47,78	0,65	0,02	11,53	17,61	0,17	0,93	
		2	9,4	45,35	45,37	0,53	0,02	11,52	21,71	0,16	0,86
		3	9,4	42,63	48,25	0,52	0,02	13,04	25,29	0,16	0,88
		4	9,3	41,17	38,42	0,60	0,02	13,38	22,26	0,16	0,91
06.05.92	1	9,2	46,29	56,87	0,52	0,04	10,83	20,89	0,19	1,02	
		2	9,2	47,56	51,95	0,58	0,04	11,75	20,41	0,18	1,00
		3	9,3	44,57	47,85	0,55	0,06	11,81	21,54	0,17	1,02
		4	9,3	43,88	36,97	0,66	0,02	13,43	20,40	0,19	1,06
12.05.92	1	9,3	49,41	57,22	0,61	0,02	11,91	19,59	0,21	1,11	
		2	9,2	50,18	52,31	0,68	0,02	12,44	18,37	0,19	1,04
		3	9,1	46,48	48,59	0,62	0,04	12,83	20,60	0,18	1,04
		4	9,3	45,78	35,30	0,71	0,02	11,63	16,39	0,17	1,04
15.05.92	1	8,7	40,13	49,25	0,41	0,07	8,97	21,89	0,12	0,67	
	V2	2	8,4	37,41	40,24	0,44	0,08	9,63	22,14	0,12	0,63
		3	8,7	34,46	46,78	0,45	0,10	8,56	19,23	0,12	0,72
		4	8,5	35,96	28,98	0,40	0,09	10,62	26,88	0,12	0,70
22.05.92	1	8,6	44,66	49,18	0,44	0,02	10,20	23,18	0,15	0,82	
		2	8,7	47,19	49,67	0,46	0,02	10,45	22,71	0,15	0,84
		3	8,8	40,13	47,95	0,39	0,03	9,65	25,06	0,14	0,77
		4	8,7	42,57	42,07	0,46	0,02	11,13	24,45	0,14	0,81
28.05.92	1	8,8	48,28	53,43	0,51	0,02	10,83	21,23	0,17	0,93	
		2	8,7	44,57	51,51	0,49	0,02	9,91	20,22	0,16	0,86
		3	8,7	45,64	52,24	0,46	0,01	9,09	19,76	0,16	0,88
		4	8,8	47,15	48,00	0,50	0,01	11,09	22,41	0,16	0,91
04.06.92	1	8,7	51,63	52,79	0,59	0,02	10,96	18,74	0,19	1,02	
		2	8,7	50,57	51,71	0,56	0,02	11,53	20,59	0,18	1,00
		3	8,7	47,83	50,70	0,52	0,03	10,59	20,56	0,17	1,02
		4	8,8	49,11	42,55	0,56	0,02	12,94	23,32	0,19	1,06
11.06.92	1	8,8	52,64	53,86	0,59	0,02	11,81	20,18	0,21	1,11	
		2	8,8	52,39	52,30	0,61	0,01	12,04	19,90	0,19	1,04
		3	8,6	48,36	55,50	0,57	0,01	10,88	19,09	0,18	1,04
		4	8,7	50,35	51,11	0,58	0,01	11,25	19,56	0,17	1,04

**Tab. 56: Analysewerte der Versuche V3, V4.**

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
10.08.92	1	9,2	34,55	40,07	0,53	0,09	9,19	17,50	0,17	1,07
V3	2	9,3	38,63	40,31	0,46	0,04	9,49	20,64	0,16	1,03
	3	9,1	37,34	38,97	0,52	0,07	9,32	18,10	0,16	0,96
	4	8,6	36,90	39,91	0,52	0,08	8,62	16,58	0,15	0,89
18.08.92	1	8,9	43,93	48,45	0,54	0,01	9,69	17,95	0,19	1,24
	2	9,0	45,77	46,15	0,57	0,02	10,84	19,02	0,20	1,30
	3	8,9	43,80	47,60	0,50	0,04	9,97	20,15	0,17	1,09
	4	8,8	42,85	45,59	0,55	0,04	9,95	18,25	0,16	1,05
25.08.92	1	8,9	46,53		0,62	0,02	9,83	15,98	0,23	1,43
	2	9,0	49,67		0,64	0,02	11,08	17,31	0,23	1,48
	3	9,1	44,91		0,54	0,03	9,20	17,04	0,20	1,27
	4	8,8	48,88		0,62	0,02	9,58	15,46	0,20	1,33
08.09.92	1	9,2	51,09	54,59	0,72	0,04	9,87	13,71	0,26	1,70
	2	8,9	54,94	54,51	0,73	0,06	10,56	14,47	0,27	1,74
	3	9,1	48,13	55,42	0,63	0,03	9,48	15,17	0,22	1,38
	4	9,0	55,20	55,46	0,76	0,02	9,97	13,12	0,25	1,44
15.09.92	1	9,0	28,33	36,71	0,60	0,07	9,13	15,34	0,16	0,92
Mist	2	8,8	28,11	32,21	0,58	0,07	9,23	15,91	0,16	0,87
15.09.92	1	9,1	30,13	32,84	0,60	0,09	9,70	16,17	0,16	0,94
V4	2	9,0	27,16	27,70	0,59	0,08	9,53	16,28	0,17	0,83
	3	9,0	28,96	28,84	0,60	0,09	10,24	17,06	0,16	0,81
	4	8,9	28,43	26,58	0,57	0,09	10,47	18,36	0,14	0,77
21.09.92	1	9,1	38,16	31,35	0,69	0,02	13,47	19,67	0,21	1,26
	2	9,0	29,87	26,89	0,60	0,11	10,82	18,03	0,16	0,84
	3	9,1	37,93	27,22	0,69	0,02	14,96	21,84	0,22	1,13
	4	9,1	39,54	27,99	0,65	0,03	14,06	21,79	0,19	1,09
28.09.92	1	9,1	36,50	31,53	0,68	0,03	11,81	17,36	0,20	1,18
	2	9,1	35,68	29,50	0,65	0,03	12,56	19,32	0,19	1,07
	3	9,1	42,28	25,30	0,76	0,02	15,62	20,55	0,24	1,32
	4	8,9	39,18	28,65	0,73	0,01	14,22	19,48	0,22	1,30
05.10.92	1	9,2	45,09	34,99	0,85	0,02	13,94	16,40	0,28	1,59
	2	9,1	39,31	35,08	0,78	0,03	12,72	16,41	0,25	1,41
	3	9,0	42,82	33,48	0,82	0,02	13,94	17,10	0,27	1,45
	4	9,1	42,93	31,41	0,80	0,02	14,03	17,64	0,26	1,47
12.10.92	1	9,0	43,14	37,07	0,86	0,02	13,27	15,52	0,29	1,65
	2	9,3	42,73	36,07	0,85	0,02	13,08	15,48	0,29	1,61
	3	9,1	43,33	33,67	0,89	0,02	13,90	15,61	0,29	1,52
	4	9,3	44,18	35,76	0,85	0,02	13,16	15,48	0,28	1,55

Tab. 57: Analysewerte der Versuche V5, V6.

Datum	Probe	pH	TS	Asche/TS	Nt/FS	NH4/FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
16.10.92	1	9,0	39,35	35,94	0,52	0,07	9,79	19,00	0,13	0,73
V5	2	9,9	34,26	34,97	0,46	0,07	9,91	21,54	0,13	0,66
	3	9,8	36,87	34,31	0,48	0,06	10,10	21,04	0,14	0,71
	4	9,5	33,49	30,59	0,51	0,07	9,38	18,40	0,14	0,72
20.10.92	1	9,2	42,38	32,61	0,55	0,06	10,66	19,38	0,15	0,87
	2	9,2	36,44	34,78	0,49	0,07	9,63	19,64	0,15	0,78
	3	9,4	39,27	33,48	0,48	0,03	10,49	21,85	0,16	0,88
	4	9,2	36,58	33,29	0,50	0,03	10,26	20,73	0,15	0,82
26.10.92	1	9,1	44,31	41,91	0,57	0,01	10,06	17,81	0,16	0,95
	2	9,4	41,20	38,35	0,50	0,02	9,94	20,08	0,17	0,91
	3	9,2	43,90	38,76	0,51	0,01	11,67	23,12	0,17	0,99
	4	9,3	39,94	36,15	0,51	0,02	10,88	21,34	0,18	0,93
02.11.92	1	9,2	46,00	45,27	0,62	0,03	10,78	17,53	0,19	1,04
	2	9,0	43,12	39,41	0,53	0,02	10,82	20,41	0,19	0,96
	3	9,2	47,69	40,12	0,53	0,01	13,45	25,61	0,19	1,07
	4	9,2	44,38	37,39	0,57	0,01	11,58	20,49	0,21	1,15
09.11.92	1	9,1	47,84	43,27	0,64	0,01	10,11	15,91	0,20	1,12
	2	9,0	43,08	41,44	0,54	0,01	10,17	18,83	0,20	1,06
	3	9,2	47,80	42,11	0,59	0,01	12,17	20,62	0,22	1,20
	4	9,1	44,17	42,33	0,57	0,01	10,58	18,72	0,21	1,07
12.11.92	1	8,9	50,24	43,61	0,69	0,02	11,37	16,61	0,20	1,16
	2	9,1	44,68	44,60	0,58	0,00	9,93	17,26	0,21	1,09
	3	9,1	44,21	42,60	0,59	0,01	11,20	18,98	0,21	1,13
	4	9,2	45,87	41,49	0,61	0,00	11,25	18,45	0,22	1,15
15.12.92	1	9,4	54,29		0,78	0,00	14,29	18,32	0,26	1,42
	2	9,4	55,11		0,75	0,00	13,06	17,42	0,28	1,41
	3	9,3	53,40		0,72	0,00	11,01	15,29	0,26	1,35
	4	9,3	54,58		0,71	0,00	12,30	17,45	0,28	1,40
14.11.92	1	8,8	28,30	23,00	0,82	0,15	9,74	11,87	0,12	0,68
V6	2	8,5	31,39	21,55	1,04	0,13	12,47	12,05	0,15	0,70
	3	8,5	30,99	26,43	0,84	0,12	11,29	13,45	0,15	0,70
	4	8,5	26,40	22,55	0,91	0,13	10,07	11,06	0,13	0,67
23.11.92	1	8,5	35,76	22,67	0,81	0,03	13,86	17,21	0,17	0,89
	2	8,7	29,96	25,65	0,92	0,12	11,34	12,32	0,14	0,73
	3	8,3	35,40	24,56	0,82	0,06	13,23	16,23	0,17	0,87
	4	8,3	37,52	23,62	0,75	0,02	13,80	18,52	0,17	0,89
30.11.92	1	8,3	35,59	25,47	0,89	0,07	13,77	15,47	0,17	0,93
	2	8,5	29,87	23,73	0,75	0,03	12,00	16,00	0,23	1,09
	3	8,9	46,09	27,72	1,27	0,02	17,27	13,60	0,15	0,70
	4	9,1	44,19	28,07	1,05	0,02	15,75	15,07	0,22	1,23
08.12.92	1	9,0	43,88	31,97	1,22	0,02	15,35	12,58	0,28	1,39
	2	9,1	45,39	30,80	1,30	0,04	15,64	12,03	0,24	1,32
	3	8,9	46,55	32,91	1,25	0,02	16,18	12,94	0,27	1,36
	4	9,1	43,50	32,64	1,03	0,02	15,61	15,23	0,26	1,30
14.12.92	1	8,9	46,15	31,45	1,44	0,02	16,64	11,60	0,29	1,50
	2	8,9	42,52	31,46	1,25	0,09	15,63	12,50	0,26	1,30
	3	8,9	41,92	32,46	1,28	0,02	14,00	10,94	0,30	1,27
	4	8,8	45,23	34,25	1,11	0,02	14,90	13,48	0,26	1,38

Tab. 58: Analysewerte der Versuche V7, V8.

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
11.02.93	1	9,3	36,30	14,28	0,42	0,09	14,99	35,70	0,09	0,56
V7	2	9,2	33,16	12,94	0,43	0,05	13,57	31,93	0,10	0,57
	3	9,4	36,02	10,96	0,47	0,06	15,42	33,17	0,10	0,58
	4	9,3	30,03	12,82	0,50	0,07	12,95	25,91	0,09	0,61
16.02.93	1	9,0	30,41	14,98	0,45	0,08	12,73	28,28	0,10	0,58
	2	8,9	31,03	13,73	0,42	0,08	13,38	32,25	0,08	0,60
	3	9,0	33,66	13,34	0,43	0,07	14,50	34,12	0,10	0,57
	4	9,0	30,25	12,39	0,45	0,09	13,00	28,89	0,10	0,65
23.02.93	1	9,1	34,45	17,91	0,38	0,00	13,52	35,57	0,10	0,64
	2	8,9	32,52	18,61	0,46	0,00	13,43	29,19	0,12	0,73
	3	9,3	33,98	17,20	0,52	0,00	13,87	26,67	0,15	0,99
	4	8,9	32,77	24,42	0,51	0,00	11,91	23,58	0,13	0,80
03.02.93	1	9,1	37,66	19,87	0,60	0,01	14,73	24,76	0,17	0,99
	2	8,9	37,67	18,19	0,59	0,01	14,58	24,71	0,15	0,83
	3	9,3	37,57	16,59	0,54	0,03	14,41	26,94	0,15	0,84
	4	8,9	38,34	18,43	0,51	0,03	14,66	28,74	0,12	0,83
09.03.93	1	9,0	38,78	23,62	0,60	0,03	15,20	25,33	0,16	1,05
	2	9,1	38,98	18,14	0,60	0,03	16,76	28,17	0,16	0,92
	3	8,9	40,17	24,64	0,56	0,03	14,88	26,58	0,16	0,81
	4	9,1	40,60	16,45	0,65	0,03	17,21	26,47	0,16	0,91
19.03.93	1	8,5	41,18	38,99	0,40	0,04	11,60	29,01	0,10	0,48
V8	2	8,5	40,67	44,20	0,39	0,05	10,71	27,81	0,08	0,45
	3	8,4	46,69	43,09	0,42	0,03	13,15	31,70	0,08	0,55
	4	8,5	44,64	38,94	0,41	0,03	13,10	31,94	0,10	0,52
25.03.93	1	8,7	45,33	40,04	0,37	0,01	12,35	33,84	0,07	0,59
	2	9,2	46,21	36,31	0,35	0,01	14,02	40,07	0,10	0,54
	3	8,9	46,40	40,45	0,39	0,03	14,42	37,46	0,08	0,54
	4	8,9	50,60	38,15	0,42	0,01	14,31	34,07	0,12	0,63
01.04.93	1	8,9	46,15	41,78	0,43	0,03	8,70	20,48	0,10	0,67
	2	9,0	50,45	43,88	0,38	0,02	10,91	29,09	0,12	0,60
	3	9,3	46,53	28,37	0,41	0,03	14,38	35,06	0,09	0,62
	4	9,0	44,32	37,01	0,43	0,04	9,89	22,99	0,13	0,70
08.04.93	1	8,5	46,46	48,04	0,42	0,05	10,54	25,09	0,12	0,63
	2	8,6	47,40	47,86	0,39	0,02	11,17	28,63	0,11	0,57
	3	8,6	47,50	45,10	0,42	0,03	12,10	29,15	0,12	0,62
	4	8,6	52,01	41,05	0,50	0,03	13,86	28,00	0,15	0,76
15.04.93	1	9,1	50,37	51,24	0,47	0,02	11,05	23,77	0,15	0,68
	2	9,2	49,97	49,55	0,47	0,02	11,81	25,12	0,15	0,63
	3	9,2	49,02	52,74	0,45	0,02	11,08	24,89	0,15	0,66
	4	9,3	51,20	45,66	0,53	0,03	13,17	25,09	0,22	0,81

Tab. 59: Analysewerte der Versuche V9, V10.

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
16.04.93	1	9,0	38,86	46,94	0,43	0,08	8,92	20,74	0,15	0,47
V9	2	8,9	37,29	45,44	0,44	0,09	8,18	18,80	0,15	0,48
	3	9,0	40,57	42,80	0,40	0,07	9,89	25,04	0,16	0,44
	4	8,9	42,52	49,62	0,41	0,06	10,36	25,27	0,17	0,48
22.04.93	1	8,5	41,47	47,66	0,40	0,08	9,27	23,17	0,12	0,56
	2	8,6	40,09	48,07	0,43	0,09	9,12	21,22	0,11	0,54
	3	8,7	41,65	48,29	0,43	0,09	9,41	21,89	0,13	0,55
	4	8,8	53,70	47,80	0,47	0,00	10,66	22,67	0,14	0,71
06.05.93	1	9,1	50,36	57,16	0,49	0,02	8,93	18,42	0,17	0,77
	2	9,0	44,48	59,55	0,49	0,05	8,29	17,09	0,15	0,68
	3	9,0	45,79	54,13	0,49	0,03	8,61	17,75	0,15	0,68
	4	8,7	56,31	49,66	0,55	0,01	10,28	18,69	0,18	0,82
12.05.93	1	9,2	47,88	56,02	0,53	0,03	8,73	16,63	0,16	0,75
	2	9,1	44,78	61,79	0,51	0,02	8,03	15,89	0,16	0,70
	3	8,9	54,16	58,97	0,53	0,02	9,58	18,08	0,17	0,79
	4	9,1	60,76	53,79	0,70	0,02	12,47	17,82	0,20	0,98
13.05.93	1	8,7	43,43	49,57	0,53	0,08	9,73	18,54	0,14	0,70
V10	2	8,7	42,26	50,44	0,53	0,07	9,46	18,01	0,13	0,66
	3	8,6	43,74	45,34	0,60	0,11	10,94	18,39	0,12	0,74
	4	8,6	45,67	55,82	0,51	0,05	9,30	18,23	0,12	0,63
20.05.93	1	9,1	45,78	49,87	0,55	0,01	11,13	20,43	0,19	0,79
	2	8,7	54,65	56,35	0,53	0,01	10,93	20,62	0,18	0,80
	3	8,5	58,52	49,22	0,58	0,01	12,38	21,54	0,18	0,85
	4	8,7	57,52	55,99	0,52	0,01	11,31	21,75	0,17	0,76
26.05.93	1	9,1	52,59	52,28	0,61	0,02	11,69	19,32	0,23	1,03
	2	8,9	57,83	51,55	0,63	0,01	12,65	20,08	0,23	0,99
	3	8,9	48,36	55,88	0,53	0,02	9,85	18,75	0,16	0,82
	4	8,9	49,07	60,10	0,47	0,03	8,77	18,86	0,16	0,74
03.06.93	1	9,0	55,96	52,82	0,67	0,02	10,94	16,33	0,24	1,09
	2	8,8	59,02	43,43	0,64	0,02	12,55	19,61	0,22	0,97
	3	8,5	47,18	47,39	0,47	0,01	8,59	18,28	0,16	0,68
	4	9,0	51,36	50,07	0,45	0,02	7,87	17,69	0,15	0,68
09.06.93	1	9,7	56,78	54,86	0,66	0,03	10,32	15,64	0,24	1,08
	2	9,1	60,48	53,68	0,63	0,03	11,65	18,65	0,23	1,02
	3	9,5	53,31	58,42	0,59	0,03	9,51	16,25	0,18	0,80
	4	9,4	55,01	67,11	0,53	0,02	8,54	16,27	0,17	0,74

Tab. 60: Analysewerte des Versuches V11.

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
18.06.93	1	9,5	37,33	30,95	0,51	0,06	11,35	22,26	0,16	0,82
V11	2	9,7	39,41	38,31	0,47	0,11	9,63	20,72	0,15	0,73
	3	9,8	37,87	34,14	0,51	0,11	10,70	21,19	0,21	0,81
	4	9,7	49,53	32,97	0,52	0,05	13,90	26,99	0,15	0,87
25.06.93	1	9,3	44,30	40,05	0,47	0,01	10,34	21,99	0,18	0,88
	2	9,5	44,54	37,71	0,42	0,02	10,93	26,03	0,16	0,77
	3	9,4	40,50	41,91	0,53	0,03	9,62	18,32	0,20	0,86
	4	9,3	41,10	38,71	0,45	0,03	9,98	22,17	0,17	0,87
02.07.93	1	9,3	44,79	41,60	0,52	0,01	10,64	20,47	0,21	1,03
	2	9,4	43,23	38,89	0,43	0,01	10,12	23,54	0,17	0,82
	3	9,3	43,84	39,08	0,50	0,06	10,82	21,86	0,18	0,89
	4	9,0	43,87	41,40	0,51	0,03	10,76	21,09	0,19	0,93
09.07.93	1	9,4	46,97	43,20	0,58	0,02	10,69	18,59	0,22	1,07
	2	9,7	44,50	35,48	0,49	0,00	10,71	21,86	0,19	0,89
	3	9,8	42,92	40,38	0,55	0,03	10,70	19,63	0,21	1,01
	4	9,4	44,58	38,85	0,55	0,07	10,63	19,33	0,21	1,10
16.07.93	1	9,6	47,96	42,96	0,58	0,02	11,54	20,07	0,23	1,16
	2	9,8	46,02	42,63	0,50	0,01	10,73	21,67	0,19	0,95
	3	9,6	46,63	43,16	0,54	0,02	10,15	18,79	0,21	1,03
	4	9,6	47,20	43,84	0,58	0,01	10,50	18,26	0,23	1,16
23.07.93	1	9,5	51,37	44,35	0,62	0,01	11,91	19,21	0,25	1,31
	2	9,7	48,95	42,98	0,53	0,02	9,98	18,82	0,20	1,01
	3	9,5	48,36	43,94	0,57	0,02	10,54	18,65	0,21	1,33
	4	9,5	51,27	44,52	0,57	0,01	10,99	19,46	0,22	1,14
30.07.93	1	9,4	50,95	44,29	0,62	0,01	11,21	18,08	0,26	1,61
	2	9,6	47,87	42,86	0,54	0,01	11,19	20,73	0,21	1,17
	3	9,6	47,15	43,09	0,58	0,01	10,80	18,62	0,22	1,17
	4	9,4	49,16	43,96	0,61	0,01	11,83	19,55	0,23	1,20

Tab. 61: Analysewerte der Versuche V12, V13.

Datum	Probe	pH	TS	Asche/ TS	Nt/FS	NH4/ FS	Ct/FS	C/N	Pt/FS	Kt/FS
02.08.93	1	8,7	45,19	26,70	0,95	0,11	15,59	16,50	0,21	1,32
V12	2	9,0	35,59	26,19	0,69	0,11	12,21	17,83	0,18	1,14
	3	8,8	33,72	35,70	0,76	0,15	10,26	13,50	0,21	1,23
	4	8,7	35,43	27,81	0,79	0,15	11,77	14,89	0,18	1,22
09.08.93	1	9,0	41,83	42,50	0,76	0,04	11,81	15,64	0,28	1,56
	2	9,0	38,94	41,15	0,75	0,07	11,43	15,25	0,29	1,53
	3	9,1	37,44	41,09	0,76	0,06	11,05	14,54	0,26	1,45
	4	9,1	51,69	36,03	1,06	0,04	15,76	14,94	0,32	1,99
16.08.93	1	9,1	47,58	43,87	0,86	0,03	13,09	15,31	0,33	1,87
	2	9,2	43,54	41,85	0,86	0,04	12,16	14,14	0,32	1,75
	3	9,2	40,80	43,68	0,77	0,04	11,46	14,98	0,31	1,72
	4	9,5	47,07	42,46	1,01	0,04	13,60	13,53	0,30	1,87
23.08.93	1	9,1	49,87	45,64	0,86	0,03	13,10	15,32	0,35	2,04
	2	9,2	45,78	44,04	0,92	0,03	12,12	13,18	0,37	1,94
	3	9,3	42,67	44,85	0,83	0,03	11,37	13,78	0,32	1,89
	4	9,3	59,06	41,00	1,13	0,06	16,52	14,62	0,39	2,59
31.08.93	1	9,2	50,35	45,34	0,93	0,03	13,25	14,25	0,35	2,04
	2	9,2	47,71	47,78	0,93	0,03	10,32	11,16	0,33	2,04
	3	9,3	47,05	44,75	0,90	0,03	12,79	14,29	0,34	2,02
	4	9,3	47,42	42,65	0,96	0,03	13,17	13,71	0,35	2,14
01.09.93	1	8,9	50,52	54,24	0,51	0,06	8,07	15,82	0,16	0,97
V13	2	8,6	46,18	47,99	0,49	0,06	9,05	18,47	0,12	0,92
	3	8,6	47,86	51,23	0,50	0,06	8,67	17,51	0,16	0,84
	4	8,7	41,11	48,89	0,48	0,07	8,99	18,73	0,15	0,88
08.09.93	1	9,0	58,02	56,62	0,63	0,03	11,06	17,55	0,25	1,08
	2	9,2	51,29	51,37	0,57	0,03	10,63	18,81	0,24	1,08
	3	9,1	47,66	50,83	0,50	0,03	9,63	19,25	0,21	1,00
	4	9,2	48,96	52,55	0,53	0,04	9,96	18,80	0,24	1,12
15.09.93	1	9,2	59,40	53,91	0,69	0,03	11,48	16,64	0,28	1,43
	2	9,1	52,76	55,95	0,61	0,03	10,72	17,72	0,26	1,22
	3	9,2	52,68	56,35	0,61	0,03	10,25	16,80	0,25	1,19
	4	9,4	53,02	59,99	0,66	0,03	9,10	13,90	0,27	1,31
29.09.93	1	9,4	56,02	56,92	0,68	0,02	10,16	14,94	0,29	1,35
	2	9,4	55,07	65,03	0,66	0,02	9,76	14,90	0,30	1,35
	3	9,4	58,35	58,06	0,67	0,02	9,79	14,60	0,29	1,35
	4	9,4	60,07	55,16	0,70	0,03	10,25	14,64	0,28	1,36

**“Einflußfaktoren auf die Aschezunahme”  
Anmerkungen**

Anzahl der Zeilen in der Arbeitsdatei	52
Verwendete Fälle	Die Statistiken basieren auf Fällen, bei denen für keine verwendete Variable Werte fehlen.
Syntax	REGRESSION /MISSING LISTWISE /STATISTICS COEFF OUTS R ANOVA /CRITERIA=PIN(.05) POUT(.10) /NOORIGIN /DEPENDENT Aschezunahme $\Delta$ Massereduzierung /METHOD=STEPWISE Asche (FS); C (FS); C (AS); N (FS) N (AS); TS; TS-Zunahme.

**Aufgenommene/Entfernte Variablen(a)**

Modell	Aufgenommene Variablen	Entfernte Variablen	Methode
1	AS_FS	,	Schrittweise Auswahl (Kriterien: Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Aufnahme $\leq$ ,050, Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Ausschluß $\geq$ ,100).
2	TS_ZU	,	
3	TS	,	
a Abhängige Variable			

**Modellzusammenfassung**

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,675(a)	,456	,445	7,5821
2	,792(b)	,628	,613	6,3367
3	,847(c)	,717	,700	5,5806
a Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS				
b Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS, TS_ZU				
c Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS, TS_ZU, TS				

**ANOVA(d)**

Modell	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz	
1	Regression	2411,811	1	2411,811	41,953	,000(a)
	Residuen	2874,417	50	57,488		
	Gesamt	5286,229	51			
2	Regression	3318,670	2	1659,335	41,324	,000(b)
	Residuen	1967,559	49	40,154		
	Gesamt	5286,229	51			
3	Regression	3791,353	3	1263,784	40,580	,000(c)
	Residuen	1494,875	48	31,143		
	Gesamt	5286,229	51			
a Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS						
b Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS, TS_ZU						
c Einflußvariablen : (Konstante), AS_FS, TS_ZU, TS						

## d Abhängige Variable

Modell		Koeffizienten(a)			T	Signifikanz
		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten		
		B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	56,710	2,762		20,528	,000
	AS_FS	-1,174	,181	-,675	-6,477	,000
2	(Konstante)	40,424	4,132		9,783	,000
	AS_FS	-,948	,159	-,545	-5,966	,000
	TS_ZU	,555	,117	,434	4,752	,000
3	(Konstante)	2,129	10,482		,203	,840
	AS_FS	-1,779	,255	-1,023	-6,972	,000
	TS_ZU	,856	,129	,669	6,654	,000
	TS	1,142	,293	,664	3,896	,000

## a Abhängige Variable

## Ausgeschlossene Variablen (d)

Modell		Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Kollinearitätsstatistik
						Toleranz
1	C_AS	-,142(a)	-,837	,407	-,119	,378
	N_AS	,264(a)	1,429	,159	,200	,312
	CT_FS	-,017(a)	-,141	,888	-,020	,779
	NT_FS	,305(a)	2,858	,006	,378	,837
	TS	-,017(a)	-,089	,929	-,013	,317
	TS_ZU	,434(a)	4,752	,000	,562	,910
2	C_AS	,298(b)	1,827	,074	,255	,272
	N_AS	,162(b)	1,031	,308	,147	,306
	CT_FS	,324(b)	2,995	,004	,397	,559
	NT_FS	,151(b)	1,482	,145	,209	,710
	TS	,664(b)	3,896	,000	,490	,203
3	C_AS	,133(c)	,855	,397	,124	,246
	N_AS	,093(c)	,661	,512	,096	,301
	CT_FS	-,037(c)	-,194	,847	-,028	,167
	NT_FS	,067(c)	,714	,479	,104	,666

a Einflußvariablen im Modell: (Konstante), AS\_FS

b Einflußvariablen im Modell: (Konstante), AS\_FS, TS\_ZU

c Einflußvariablen im Modell: (Konstante), AS\_FS, TS\_ZU, TS

d Abhängige Variable

## Regression "Einflußfaktoren auf den Kohlenstoffverlust"

Anzahl der Zeilen in der Arbeitsdatei	52
Verwendete Fälle	Die Statistiken basieren auf Fällen, bei denen für keine verwendete Variable Werte fehlen.
Syntax	REGRESSION /MISSING LISTWISE /STATISTICS COEFF OUTS R ANOVA /CRITERIA=PIN(.05) POUT(.10) /NOORIGIN /DEPENDENT Kohlenstoffverlust /METHOD=STEPWISE Asche (FS); Asche-Zunahme; C (AS); N (AS); TS; TS-Zunahme.

## Aufgenommene/Entfernte Variablen(a)

Modell	Aufgenommene Variablen	Entfernte Variablen	Methode
1	C (AS)	,	Schrittweise Auswahl (Kriterien: Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Aufnahme <= ,050, Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Ausschluß >= ,100).
2	Asche-Zunahme	,	
3	TS-Zunahme	,	
4	Asche (FS)	,	
a Abhängige Variable			

## Modellzusammenfassung

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,868(a)	,753	,748	19,2772
2	,894(b)	,799	,791	17,5681
3	,946(c)	,895	,888	12,8368
4	,953(d)	,908	,900	12,1519
a Einflußvariablen : (Konstante), C (AS)				
b Einflußvariablen : (Konstante), C (AS), Asche-Zunahme				
c Einflußvariablen : (Konstante), C (AS), Asche-Zunahme, TS-Zunahme				
d Einflußvariablen : (Konstante), C (AS), Asche-Zunahme, TS-Zunahme , Asche (FS)				

## ANOVA(e)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	56688,947	1	56688,947	152,550	,000(a)
	Residuen	18580,476	50	371,610		
	Gesamt	75269,422	51			
2	Regression	60146,130	2	30073,065	97,438	,000(b)
	Residuen	15123,292	49	308,639		
	Gesamt	75269,422	51			
3	Regression	67359,841	3	22453,280	136,260	,000(c)
	Residuen	7909,581	48	164,783		
	Gesamt	75269,422	51			

4	Regression	68328,999	4	17082,250	115,680	,000(d)
	Residuen	6940,424	47	147,669		
	Gesamt	75269,422	51			
a Einflußvariablen : (Konstante), C_AS						
b Einflußvariablen : (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU						
c Einflußvariablen : (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU, TS_ZU						
d Einflußvariablen : (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU, TS_ZU, AS_FS						
e Abhängige Variable						

## Koeffizienten(a)

Modell		Nicht standard. Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Stand.-fehl.	Beta		
1	(Konstante)	-7,335	4,364		-1,681	,099
	C (AS)	,429	,035	,868	12,351	,000
2	(Konstante)	-38,593	10,151		-3,802	,000
	C (AS)	,371	,036	,751	10,297	,000
	Asche-Zun.	,921	,275	,244	3,347	,002
3	(Konstante)	-33,104	7,463		-4,435	,000
	C (AS)	,267	,031	,541	8,716	,000
	Asche-Zun.	2,315	,291	,614	7,949	,000
	TS-Zun.	-2,170	,328	-,450	-6,616	,000
4	(Konstante)	-75,995	18,172		-4,182	,000
	C (AS)	,350	,043	,708	8,064	,000
	Asche-Zun.	2,482	,283	,658	8,761	,000
	TS-Zun.	-1,899	,328	-,394	-5,791	,000
	Asche	1,533	,598	,234	2,562	,014

a Abhängige Variable

## Ausgeschlossene Variablen(e)

Modell		Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Koll.-statistik
						Toleranz
1	Asche (FS)	,089(a)	,772	,444	,110	,378
	Asche-Zun.	,244(a)	3,347	,002	,431	,771
	N (AS)	-,106(a)	-,919	,362	-,130	,370
	TS	,142(a)	1,823	,074	,252	,781
	TS-Zun.	-,059(a)	-,833	,409	-,118	,994
2	Asche (FS)	,404(b)	3,611	,001	,462	,263
	N (AS)	-,369(b)	-3,354	,002	-,436	,280
	TS	,307(b)	4,484	,000	,543	,631
	TS-Zunahme	-,450(b)	-6,616	,000	-,691	,474
3	Asche (FS)	,234(c)	2,562	,014	,350	,236
	N (AS)	-,127(c)	-1,284	,206	-,184	,221

	TS	,115(c)	1,592	,118	,226	,407
4	N (AS)	-,067(d)	-,678	,501	-,099	,205
	TS	-,076(d)	-,650	,519	-,095	,147
a Einflußvariablen im Modell: (Konstante), C_AS						
b Einflußvariablen im Modell: (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU						
c Einflußvariablen im Modell: (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU, TS_ZU						
d Einflußvariablen im Modell: (Konstante), C_AS, ASCHE_ZU, TS_ZU, AS_FS						
e Abhängige Variable						

**Regression "Einflußfaktoren auf den N-Verlust"**  
Anmerkungen

Anzahl der Zeilen in der Arbeitsdatei	52
Verwendete Fälle	Die Statistiken basieren auf Fällen, bei denen für keine verwendete Variable Werte fehlen.
Syntax	REGRESSION /MISSING LISTWISE /STATISTICS COEFF OUTS R ANOVA /CRITERIA=PIN(.05) POUT(.10) /NOORIGIN /DEPENDENT N-Verlust /METHOD=STEPWISE Asche (FS); C (AS); N (AS); TS; TS-Zunahme; C-Verlust; NH <sub>4</sub> -Verlust; pH-Wert; Belüftung; Umsetzen.

**Aufgenommene/Entfernte Variablen(a)**

Modell	Aufgenommene Variablen	Entfernte Variablen	Methode
1	N (AS)	,	Schrittweise Auswahl (Kriterien: Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Aufnahme ≤ ,050, Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Ausschluß ≥ ,100).
2	C-Verlust	,	
3	C (AS)	,	
a Abhängige Variable			

**Modellzusammenfassung**

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,852(a)	,726	,721	,8724
2	,878(b)	,771	,762	,8064
3	,944(c)	,891	,884	,5627
a Einflußvariablen : (Konstante), N (AS)				
b Einflußvariablen : (Konstante), N (AS), C-Verlust				
c Einflußvariablen : (Konstante), N (AS), C-Verlust, C (AS)				

**ANOVA(d)**

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	101,054	1	101,054	132,769	,000(a)
	Residuen	38,056	50	,761		
	Gesamt	139,110	51			
2	Regression	107,247	2	53,623	82,465	,000(b)
	Residuen	31,863	49	,650		
	Gesamt	139,110	51			
3	Regression	123,912	3	41,304	130,454	,000(c)
	Residuen	15,198	48	,317		
	Gesamt	139,110	51			
a Einflußvariablen : (Konstante), N (AS)						
b Einflußvariablen : (Konstante), N (AS), Ct_Verlust(AS)						

c Einflußvariablen : (Konstante), N (AS), Ct_Verlust(AS), C (AS)						
d Abhängige Variable						
Koeffizienten(a)						
Modell		Nicht standard. Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	-,561	,209		-2,684	,010
	N (AS)	,391	,034	,852	11,523	,000
2	(Konstante)	-,566	,193		-2,929	,005
	N (AS)	,308	,041	,672	7,472	,000
	C-Verlust	1,193E-02	,004	,278	3,086	,003
3	(Konstante)	-,331	,139		-2,382	,021
	N (AS)	,468	,036	1,022	12,912	,000
	C-Verlust	3,494E-02	,004	,813	8,392	,000
	C (AS)	-1,866E-02	,003	-,878	-7,255	,000

a Abhängige Variable

## Ausgeschlossene Variablen(d)

Modell		Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Kollinearitätsstatistik
						Toleranz
1	Asche (FS)	,163(a)	1,235	,223	,174	,312
	C (AS)	-,105(a)	-,857	,396	-,122	,370
	TS	,139(a)	1,389	,171	,195	,538
	TS-Zun.	,025(a)	,322	,749	,046	,895
	NH <sub>4</sub> -Verl.	-,024(a)	-,276	,784	-,039	,730
	pH-Wert	-,045(a)	-,606	,547	-,086	,999
	Belüftung	,085(a)	1,139	,260	,161	,978
	Umsetzen	-,015(a)	-,204	,839	-,029	,977
	C-Verlust	,278(a)	3,086	,003	,403	,578
2	Asche (FS)	,282(b)	2,317	,025	,317	,291
	C (AS)	-,878(b)	-7,255	,000	-,723	,155
	TS	,068(b)	,705	,484	,101	,502
	TS-Zunahme	,164(b)	2,081	,043	,288	,702
	NH <sub>4</sub> -Verl.	,007(b)	,082	,935	,012	,718
	pH-Wert	-,101(b)	-1,444	,155	-,204	,944
	Belüftung	,068(b)	,974	,335	,139	,971
	Umsetzen	-,009(b)	-,131	,897	-,019	,976
3	Asche (FS)	,103(c)	1,121	,268	,161	,266
	TS	,038(c)	,553	,583	,080	,500
	TS-Zunahme	,004(c)	,067	,947	,010	,596

NH <sub>4</sub> -Verl.	-,011(c)	-,189	,851	-,028	,717
pH-Wert	-,006(c)	-,107	,915	-,016	,876
Belüftung	,018(c)	,371	,712	,054	,952
Umsetzen	-,028(c)	-,569	,572	-,083	,973
<b>a Einflußvariablen im Modell: (Konstante), N (AS)</b>					
<b>b Einflußvariablen im Modell: (Konstante), N (AS), C-Verlust</b>					
<b>c Einflußvariablen im Modell: (Konstante), N (AS), C-Verlust, C (AS)</b>					
<b>d Abhängige Variable</b>					

**Regression "Einflußfaktoren auf die NH<sub>4</sub>-Reduzierung  
Anmerkungen**

<b>Anzahl der Zeilen in der Arbeitsdatei</b>	52
<b>Verwendete Fälle</b>	Die Statistiken basieren auf Fällen, bei denen für keine verwendete Variable Werte fehlen.
<b>Syntax</b>	REGRESSION /MISSING LISTWISE /STATISTICS COEFF OUTS R ANOVA /CRITERIA=PIN(.05) POUT(.10) /NOORIGIN /DEPENDENT NH <sub>4</sub> -Verlust /METHOD=STEPWISE NH <sub>4</sub> (AS); N (AS); C (AS) .

**Aufgenommene/Entfernte Variablen(a)**

Modell	Aufgenommene Variablen	Entfernte Variablen	Methode
1	NH <sub>4</sub> (AS)		Schrittweise Auswahl (Kriterien: Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Aufnahme ≤ ,050, Wahrscheinlichkeit von F-Wert für Ausschluß ≥ ,100).
2	C (AS)		
<b>a Abhängige Variable</b>			

**Modellzusammenfassung**

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,988(a)	,976	,975	,1198
2	,993(b)	,986	,985	9,223E-02
<b>a Einflußvariablen : (Konstante), NH<sub>4</sub> (AS)</b>				
<b>b Einflußvariablen : (Konstante), NH<sub>4</sub> (AS), C (AS)</b>				

**ANOVA(c)**

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	28,942	1	28,942	2015,959	,000(a)
	Residuen	,718	50	1,436E-02		
	Gesamt	29,660	51			
2	Regression	29,244	2	14,622	1718,922	,000(b)
	Residuen	,417	49	8,506E-03		
	Gesamt	29,660	51			
<b>a Einflußvariablen : (Konstante), NH<sub>4</sub> (AS)</b>						
<b>b Einflußvariablen : (Konstante), NH<sub>4</sub> (AS), C (AS)</b>						
<b>c Abhängige Variable</b>						

**Koeffizienten(a)**

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standard. Koeffizienten	T	Signifikanz
	B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	-6,204E-02	,025	-2,475	,017

	NH4_AS	,936	,021	,988	44,899	,000
2	(Konstante)	4,884E-03	,022		,219	,828
	NH4_AS	,984	,018	1,038	54,884	,000
	C_AS	-1,104E-03	,000	-,112	-5,949	,000

a Abhängige Variable

**Ausgeschlossene Variablen(c)**

		Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Kollinearitätsstatistik
Modell						Toleranz
1	N (AS)	-,119(a)	-5,386	,000	-,610	,636
	C (AS)	-,112(a)	-5,949	,000	-,648	,802
2	N (AS)	-,057(b)	-1,853	,070	-,258	,292

a Einflußvariablen im Modell: (Konstante), NH<sub>i</sub> (AS)

b Einflußvariablen im Modell: (Konstante), NH<sub>i</sub> (AS), C (AS)

c Abhängige Variable