

**Prozeßführung bei der Kompostierung
von organischen Reststoffen
aus Haushalten**
Markus Helm

**Prozeßführung bei der Kompostierung
von organischen Reststoffen aus Haushalten**

Markus Helm

Herausgegeben vom
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt
KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup

Diese Arbeit wurde am 25.04.1995 bei der Technischen Universität München als Dissertation eingereicht und durch die Fakultät für Gartenbau und Landwirtschaft am 12.06.1995 angenommen.

© 1995 by Kuratorium für Technik und Bauwesen
in der Landwirtschaft e. V. (KTBL)
Bartningstraße 49, 64289 Darmstadt

Herausgegeben mit Förderung des Bundesministeriums
für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Nachdruck, auszugsweise Wiedergabe, Vervielfältigung,
Übernahme auf Datenträger und Übersetzung nur mit
Genehmigung des KTBL

Redaktion: Herbert Harder, KTBL

Titelfoto: Hannes Keller

Druck: Müllerbader, Filderstadt

Vertrieb und Auslieferung: KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH,
Hülsebrockstr. 2, 48165 Münster-Hiltrup

Printed in Germany

DK 628.4

ISBN 3-7843-1939-4

Vorwort

In den Ländern der Bundesrepublik Deutschland wurden in den letzten Jahren gesetzliche Vorschriften zur Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten erlassen. Das Potential dieser organischen Reststoffe wird auf 8-10 Mio t/Jahr geschätzt, wobei derzeit nur etwa 10% davon einer Verwertung im Sinne dieser gesetzlichen Vorschriften zugeführt werden. Nach wie vor ist die Frage einer zentralen oder dezentralen Erfassung umstritten; weiterhin fehlen gesicherte Erkenntnisse über die bei der Kompostierung auftretenden Emissionen. Der außerordentlich komplexe Prozeßablauf bei der Kompostierung im Feldmaßstab dürfte eine der Ursachen sein.

Die technologischen Unsicherheiten bei der Umsetzung der gesetzlichen Vorschriften veranlaßten das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, einen größeren Forschungsauftrag an die Bayerische Landesanstalt für Landtechnik zu vergeben mit dem Ziel, die wichtigsten Verfahren der Bioabfallkompostierung vergleichend zu untersuchen und zu bewerten. Bei den ersten Erhebungen zeigte sich, daß für die wesentlichen Zielgrößen -Qualität des Komposts, Durchsatzleistung und Emissionen- weniger die technologischen Verfahren, sondern in erster Linie die Prozeßführung in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial und von den Witterungsbedingungen maßgebend ist.

Die begleitenden Untersuchungen in verschiedenen Anlagen kommen zu einem für die künftige Organisation und verfahrenstechnische Auslegung wesentlichen Ergebnis. Es wird nachgewiesen, daß es aus Gründen der Optimierung des Prozesses und der Verbesserung der Umweltbedingungen nicht zwingend erforderlich ist, eingehauste Großanlagen zu errichten. Dies steht im Gegensatz zur derzeitigen Politik von Kommunen und Umweltbehörden, die den Bau von Großanlagen bevorzugen. Vielmehr ist es bei optimaler Prozeßführung möglich, auch in kleineren, kapitalsparenden Anlagen, wie es das Dreiecksmietenverfahren im Freien darstellt, gute Kompostqualitäten bei vertretbaren Emissionen zu erzielen.

Weihenstephan, im April 1995


Univ.-Prof. Dr. agr. Dr. hc (AE) Hans Schön

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Symbole und Abkürzungen

1.	Einleitung	21
2.	Stand des Wissens und der Technik	24
2.1.	Mikrobiologie der Kompostierung	24
2.2.	Rotteparameter als Indikatoren für die mikrobielle Aktivität	27
2.2.1.	Temperatur	28
2.2.2.	Trockensubstanzgehalt	30
2.2.3.	pH-Wert	30
2.2.4.	Volumengewicht / Lagerungsdichte	31
2.2.5.	Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentration in der Miete	32
2.2.6.	Methan- und Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft	32
2.2.7.	Abbau der organischen Substanz	33
2.2.8.	Stickstoffdynamik und C/N-Verhältnis	34
2.2.9.	Reifegradentwicklung	37
2.3.	Rotteparameter zur Beschreibung des Emissionspotentials und der Kompostqualität	38
2.3.1.	Temperatur	38
2.3.2.	pH-Wert	39
2.3.3.	Volumengewicht	39
2.3.4.	Methan-, Schwefelwasserstoff- und TOC-Konzentration im Rottegut	39
2.3.5.	Gehalt an organischer Substanz	40
2.3.6.	C/N-Verhältnis und Stickstoffdynamik	40
2.4.	Einflußfaktoren auf den Rotteprozeß	41
2.4.1.	Einfluß von Witterungsfaktoren	42
2.4.2.	Mischung des Ausgangssubstrates	42
2.4.3.	Zugabe von Zuschlagstoffen	45
2.4.4.	Verunreinigungen	47
2.4.5.	Beimpfen des Materials	47
2.4.6.	Einfluß der Umsetzintervalle	48
2.4.7.	Einfluß der Belüftung	49
2.5.	Einteilung der Verfahren und Techniken	52
2.5.1.	Rottetechniken	54
2.5.1.1.	Flächenkompostierung	54

2.5.1.2.	Mietenkompostierung	54
2.5.1.3.	Reaktorkompostierung	58
3.	Zielsetzung	63
4.	Material und Methodik	65
4.1.	Material	66
4.2.	Varianten	67
4.2.1.	Vergleichsvariante	70
4.2.2.	Einflußfaktor Strukturmaterialanteil	70
4.2.3.	Einflußfaktor Zuschlagstoffe	70
4.2.4.	Einflußfaktor Beimpfen	71
4.2.5.	Einflußfaktor Umsetzintervall	71
4.2.6.	Vergleich verschiedener Rottetechniken	72
4.3.	Standort und Versuchsdurchführung	73
4.4.	Witterung	73
4.5.	Beurteilung des Rotteprozesses, des Emissionspotentials und der Kompostqualität	74
4.5.1.	Analytik	75
4.5.1.1.	Temperatur in der Miete	75
4.5.1.2.	Gase	75
4.5.1.3.	Chemische Parameter und Rottegrad	77
4.5.1.4.	Siebkenlinie	78
4.5.1.5.	Rottegrad	79
4.5.2.	Berechnung des Abbaus der organischen Substanz und des Stickstoffverlusts	79
4.6.	Statistik	80
5.	Einfluß verschiedener Umsetzintervalle bei der Dreiecksmietenkompostierung	81
5.1.	Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Umsetzintervalle auf den Kompostierungsprozeß	81
5.1.1.	Temperatur und Trockensubstanzgehalt	81
5.1.2.	Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft	90
5.1.3.	Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft	93
5.1.4.	Total-Organic-Carbon-Konzentration in der Mietenluft	94
5.1.5.	pH-Wert	95
5.1.6.	Organische Substanz	96
5.1.7.	Stickstoffdynamik	98

5.1.7.1.	Ammonium	98
5.1.7.2.	Nitrat	99
5.1.7.3.	Stickstoffverluste	99
5.1.8.	Reifeentwicklung	101
5.1.9.	Siebennlinie	103
5.2.	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zu den Umsetzintervallen	104
5.2.1.	Schlußfolgerungen für das Emissionspotential	104
5.2.2.	Schlußfolgerungen für die Kompostqualität	105
5.2.3.	Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung	106
6.	Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile bei der Dreiecksmietenkompostierung	107
6.1.	Ergebnisse zum Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile auf den Kompostierungsprozeß	107
6.1.1.	Temperatur und Trockensubstanzgehalt	107
6.1.2.	Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft	111
6.1.3.	Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft	112
6.1.4.	Total-Organic-Carbon (TOC)-Konzentration in der Mietenluft	113
6.1.5.	pH-Wert	114
6.1.6.	Organische Substanz	116
6.1.7.	Stickstoffdynamik	118
6.1.7.1.	Ammonium	118
6.1.7.2.	Nitrat	119
6.1.7.3.	Stickstoffverluste	119
6.1.8.	Reifeentwicklung	121
6.2.	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zum Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile	123
6.2.1.	Schlußfolgerungen für das Emissionspotential	123
6.2.2.	Schlußfolgerungen für die Kompostqualität	123
6.2.3.	Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung	124
7.	Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe bei der Dreiecksmietenkompostierung	126
7.1.	Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe auf den Kompostierungsprozeß	126
7.1.1.	Temperatur und Trockensubstanzgehalt	126
7.1.2.	Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft	129
7.1.3.	Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft	130
7.1.4.	Total-Organic-Carbon (TOC)-Konzentration in der Mietenluft	131
7.1.5.	pH-Wert	131
7.1.6.	Organische Substanz	132
7.1.7.	Stickstoffdynamik	133
7.1.7.1.	Ammonium	133

7.1.7.2.	Nitrat	134
7.1.7.3.	Stickstoffverluste	135
7.1.8.	Reifeentwicklung	136
7.2.	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen über den Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe	137
7.2.1.	Schlußfolgerungen für das Emissionspotential	137
7.2.2.	Schlußfolgerungen für die Kompostqualität	137
7.2.3.	Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung	138
8.	Einfluß des Beimpfens bei der Dreiecksmietenkompostie- rung	139
8.1.	Ergebnisse zum Einfluß des Beimpfens auf den Kompostierungsprozeß . . .	139
8.1.1.	Temperatur und Trockensubstanzgehalt	139
8.1.2.	Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft	142
8.1.3.	pH-Wert	142
8.1.4.	Organische Substanz	143
8.1.5.	Stickstoffdynamik	145
8.1.5.1.	Ammonium	145
8.1.5.2.	Nitrat	146
8.1.5.3.	Stickstoffverluste	146
8.1.6.	Reifeentwicklung	147
8.2.	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zum Einfluß der Beimpfung	148
8.2.1.	Schlußfolgerungen für das Emissionspotential	148
8.2.2.	Schlußfolgerungen für die Kompostqualität	149
8.2.3.	Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung	149
9.	Einfluß des Verfahrens bei der Kompostierung	150
9.1.	Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Rottetechniken auf den Kompostie- rungsprozeß	150
9.1.1.	Temperatur und Trockensubstanzgehalt	150
9.1.2.	Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft	154
9.1.3.	pH-Wert	155
9.1.4.	Organische Substanz	157
9.1.5.	Stickstoffdynamik	158
9.1.5.1.	Ammonium	158
9.1.5.2.	Nitrat	160
9.1.5.3.	Stickstoffverluste	161
9.1.6.	Reifeentwicklung	161
9.1.7.	Siebkenlinie	163
9.2.	Schlußfolgerungen aus dem Ergebnissen zum Einfluß verschiedener Kom- postierungsverfahren	164
9.2.1.	Schlußfolgerungen für das Emissionspotential	165

9.2.2.	Schlußfolgerungen für die Kompostqualität	165
9.2.3.	Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung	166
10.	Auswahl der Rottetechnik - Optimierung der Prozeß- steuerung bei der Dreiecksmietenkompostierung	167
11.	Vorschläge für weiterführende Arbeiten	170
12.	Zusammenfassung	172
13.	Literaturverzeichnis	175
	Anhang	186

Abbildungsverzeichnis

Abb.1:	Der Kompostierungsprozeß nach GRAY, SHERMAN UND BIDDLESTONE (1971) /35/	22
Abb.2:	Größe der in Planung befindlichen Bioabfallkompostierungsanlagen (HANGEN (1993) /40/)	22
Abb.3:	Veränderung der Population der aktiven Mikroorganismen bei der Weizenstrohkompstierung nach GRAY, SHERMAN UND BIDDLESTONE (1971) /35/ ..	24
Abb.4:	Verfahrensschritte der Kompostierung	52
Abb.5:	Mietenformen	55
Abb.6:	Dreiecksmietenkompostierung mit schlepperangebautem Gerät	56
Abb.7:	Tafelmietenkompostierung mit schlepperangebauten Gerät	58
Abb.8:	Flachsilokompstierung	59
Abb.9:	Rottebox	60
Abb.10:	Rottetrommel	61
Abb.11:	Gasmessung mit Laborwagen	76
Abb.12:	Probenahme aus dem Rottegut	77
Abb.13:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)	83
Abb.14:	TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)	84
Abb.15:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)	86
Abb.16:	TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)	86
Abb.17:	Temperaturverlauf in den Mieten zwischen den Umsetzterminen (Sommerversuch)	87
Abb.18:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)	88
Abb.19:	Außentemperaturen und Windgeschwindigkeit beim Winterversuch	89

Abb.20:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)	89
Abb.21:	TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)	90
Abb.22:	CO ₂ -Verteilung und Strömungsverhältnisse in der Dreiecksmiete	91
Abb.23:	Verlauf der CO ₂ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch).	92
Abb.24:	Zunahme der CO ₂ -Konzentration in einer Dreiecksmiete direkt nach dem Umsetzen	93
Abb.25:	Verlauf der H ₂ S-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichem Umsetzintervallen (Winterversuch)	94
Abb.26:	Verlauf der TOC-Konzentrationen bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)	95
Abb.27:	Verlauf des pH bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)	96
Abb.28:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)	97
Abb.29:	Verlauf der NH ₄ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch).	98
Abb.30:	Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)	100
Abb.31:	N-Verluste in Abhängigkeit vom Abbau der organischen Substanz	101
Abb.32:	Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch), gemessen an der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest	102
Abb.33:	Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch), gemessen an der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest	103
Abb.34:	Siebkenlinie bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)	104
Abb.35:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	108
Abb.36:	TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	108

Abb.37:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen I (Winterversuch)	110
Abb.38:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen II (Winterversuch)	110
Abb.39:	Verlauf der CO ₂ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichem Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	112
Abb.40:	Verlauf der H ₂ S-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)	113
Abb.41:	Verlauf der TOC-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch).	114
Abb.42:	Verlauf des pH-Wertes in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	115
Abb.43:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	116
Abb.44:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)	117
Abb.45:	Verlauf der NH ₄ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)	118
Abb.46:	Verlauf der Nitratkonzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch).	119
Abb.47:	Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	120
Abb.48:	Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)	121
Abb.49:	Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)	122
Abb.50:	Beziehung zwischen dem Strukturmaterialanteil und der Verfahrensleistung	124
Abb.51:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	128
Abb.52:	TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	128
Abb.53:	Temperaturverlauf in Mieten mit Zugabe von Kalkstickstoff (Winterversuch)	129

Abb.54:	Verlauf der CO ₂ -Konzentration in der Mietenluft mit Kalkstickstoff (Herbstversuch)	130
Abb.55:	Verlauf des pH in Mieten bei der Zugabe von Kalkstickstoff (Herbstversuch)	131
Abb.56:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit verschiedenen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	132
Abb.57:	Verlauf der NH ₄ -Konzentration bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	133
Abb.58:	Verlauf der NO ₃ -Konzentration bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	134
Abb.59:	Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)	135
Abb.60:	Reifeentwicklung bei verschiedenen Zuschlagstoffen (Sommerversuch) . . .	136
Abb.61:	Temperaturverlauf in beimpften Mieten im Sommerversuch	140
Abb.62:	TS-Verlauf in beimpften Mieten (Sommerversuch)	140
Abb.63:	Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)	141
Abb.64:	Verlauf der CO ₂ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)	142
Abb.65:	Verlauf des pH-Wertes in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)	143
Abb.66:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)	144
Abb.67:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)	145
Abb.68:	Verlauf der NO ₃ -Konzentration in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)	146
Abb.69:	Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)	148
Abb 70:	Verlauf der Temperaturen in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	152
Abb.71:	TS-Verlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	152

Abb.72:	Temperaturverlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)	153
Abb.73:	TS-Verlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)	154
Abb.74:	CO ₂ -Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	155
Abb.75:	Verlauf des pH-Wertes in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	156
Abb.76:	Verlauf des pH-Wertes in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)	157
Abb.77:	Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	158
Abb.78:	Verlauf der NH ₄ -Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	159
Abb.79:	Verlauf der NH ₄ -Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)	160
Abb.80:	Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	161
Abb.81:	Reifentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)	163
Abb.82:	Siebennlinie bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)	169

Tabellenverzeichnis

Tab.1:	Potential organischer Abfälle aus den Haushalten	21
Tab.2:	Anforderungen an ein Kompostierungsverfahren	23
Tab.3:	Dichte der Populationen einzelner Gruppen von Mikroorganismen im Kompost in Abhängigkeit der Temperatur (POINCELOT (1975)) /86/	25
Tab.4:	Bakterien, Actinomyceten und Pilze im Kompost (Poincelot (1975) /86/)	26
Tab.5:	Umweltansprüche und Bedeutung unterschiedliche Gruppen von Mikroorganismen (POINCELOT (1975)) /86/	27
Tab.6:	Übersicht über die Indikatorwirkung von Rotteparametern	28
Tab.7:	Durchschnittliche Zusammensetzung organischer Substanz nach GRAY et BIDDLESTONE, 1973) /37/	34
Tab.8:	Schwankungen des C/N-Verhältnisses bzw. des N-Gehaltes verschiedener Kompostrohstoffe (nach GRAY et BIDDLESTONE (1973) /37/)	35
Tab.9:	Optimale, bzw. begrenzende C/N-Verhältnisse zur Kompostierung	36
Tab.10:	Reifegradbestimmung im Selbsterhitzungstest	37
Tab.11:	Optimalbereiche einzelner Parameter für die Mikroorganismen bei der Kompostierung	38
Tab.12:	Ermittelte Stickstoffverluste	41
Tab.13:	Mischbarkeit verschiedener organischer Reststoffe zur Kompostierung	43
Tab.14:	Arbeiten über Belüftung bei der Kompostierung von Bioabfällen	50
Tab.15:	Einteilung der Systeme der Bioabfallkompostierung aus verfahrenstechnischer Sicht	53
Tab.16:	Chemisch-physikalische Eigenschaften des Strukturmaterials	66
Tab.17:	Chemisch-physikalische Eigenschaften der organischen Haushalts- und Küchenabfälle	67
Tab.18:	Varianten der einzelnen Modellversuche	68
Tab.19:	Behandlung der Varianten in den Modellversuchen	69

Tab.20:	Beurteilungsparameter	74
Tab.21:	Toleranzbereiche hinsichtlich des Strukturmaterialanteils und des Umsetzintervalls bei der Dreiecksmietenkompostierung im Freien	169

Symbole und Abkürzungen

CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
exp.	exponentiell
FID	Flammenionisationsdetektor
FS	Frischsubstanz
GE	Geruchseinheit
Gew.-%	Gewichtsprozent
GV	Glühverlust
h	Stunde
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
i.d.R.	in der Regel
log	Logarithmus
m ³	Kubikmeter
MEZ	Mitteuropäische Zeit
mg	Milligramm
Mio	Million
N	Stickstoff
n.e.	nicht ermittelt
n.s.	nicht signifikant
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NO ₃	Nitrat
O ₂	Sauerstoff
org.	organisch
pH- Wert	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität
r	Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmaß
s.	signifikant
s.o.	siehe oben
SO ₂	Schwefeldioxid
s.u.	siehe unten
t	Gewichtstonne
T	Temperatur
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
UV	Ultraviolett
Vergl.- Variante	Vergleichsvariante
Vol.-%	Volumenprozent
z.T.	zum Teil
°C	Grad Celsius

1. Einleitung

Das Bayerische Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz /5/ fordert seit der Novellierung im Februar 1991 nach der Abfallvermeidung die stoffliche Verwertung vor Deponierung und Verbrennung. Dabei wird ausdrücklich das Recycling kompostierbarer Stoffe verlangt. In Hessen wurde zum Vollzug des Hessischen Abfallwirtschaftsgesetzes per Erlaß vom 20. November 1990 (WIEMER, KERN (1992) /110) die flächendeckende Bioabfallsammlung und Kompostierung eingeführt. Seitdem werden die wachsenden Mengen organischer Abfälle der Haushalte und der Kommunen gesammelt (Tab.1).

Tab.1: *Potential organischer Abfälle aus den Haushalten*

Erfasste Menge pro Einwohner und Jahr 1993 in Bayern	Prognostizierte Menge pro Einwohner und Jahr in der Bundesrepublik	Vorhandene Anlagenkapazitäten zur Behandlung organischer Abfälle in der Bundesrepublik 1993	Prognose des Potentials in der Bundesrepublik
67 kg ¹⁾	130 kg ²⁾	800 000 t ³⁾	8.8-10.4 Mio t ^{2,3)}

¹⁾ LOIPFÜHRER (1993) /71/

²⁾ FRICKE (1992) /26/

³⁾ HANGEN (1993) /40/

Die organischen Abfälle des Gewerbes fallen mengenmäßig in der gleichen Größenordnung an wie die organischen Haushalts- und Küchenabfälle (HELM et al (1993) /47/).

Der größte Teil dieser organischen Abfälle wird durch Kompostierung aufbereitet (KERN, SPRIECK (1994) /62/. Kompostierung ist der Ab-, Um-, und Aufbau der organischen Substanz (nach RELOE (1993) /3/) durch aerob lebende Mikroorganismen. Aus den aeroben Um- und Aufbauprozessen entsteht als Produkt der Kompost, aus dem vollständigen Abbau der organischen Substanz CO₂ und H₂O (Abb.1).

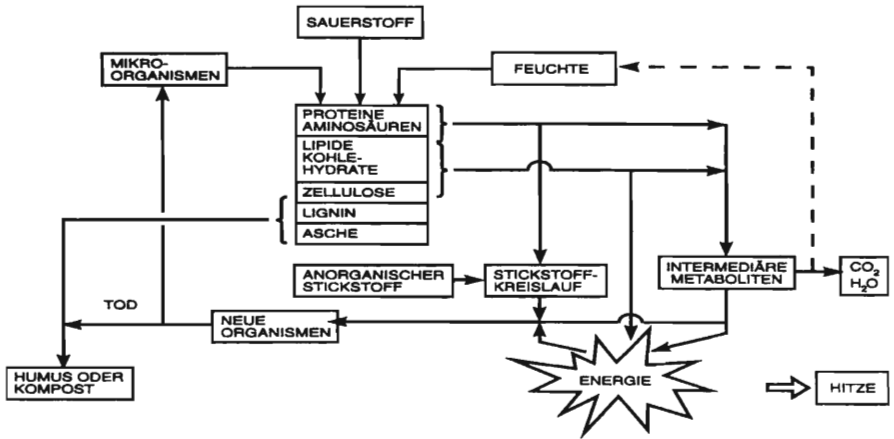


Abb.1: Der Kompostierungsprozess nach GRAY, SHERMAN UND BIDDLESTONE (1971) /35/

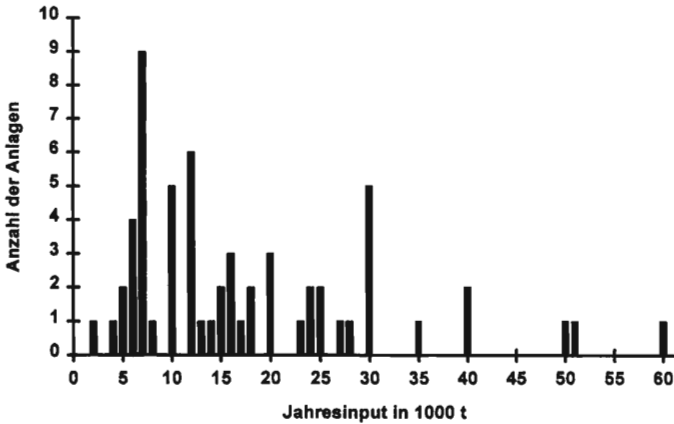


Abb.2: Größe der in Planung befindlichen Bioabfallkompostierungsanlagen (HANGEN (1993) /40/)

Bei der Bioabfallkompostierung besteht in der Bundesrepublik Deutschland die Tendenz Großanlagen zu bauen, um die Emissionen, speziell an Geruchsstoffen, durch Übergang auf geschlossene Systeme für Teilbereiche (z.B. Vorrotte) oder die gesamte Rotte, zu reduzieren (HANGEN (1993) /40/ (Abb.2). Durch Vorrottetechniken wie Rotteboxen oder Rottetrommeln soll im Vergleich zur Mietenkompostierung eine bessere Rottesteuerung und eine Rottezeitverkürzung (Intensivrotte) erreicht werden. Allerdings würde der Investitionsbedarf für bau-, maschinen- und elektrotechnische Einrichtungen eher zunehmen (HELM (1993) /46/).

Ziel der Kompostierung von organischen Abfällen im technischen Maßstab ist es, die Milieubedingungen für den mikrobiellen Abbau so zu gestalten, daß vom Prozeß ausgehende Umweltbelastungen auf ein Minimum reduziert werden und eine Kompostqualität erzeugt wird, die den für den Verwertungszweck gestellten Anforderungen entspricht. Dabei dürfen betriebswirtschaftliche Aspekte, vor allem die Dauer des Kompostierungsprozesses bis zum Erreichen einer gewünschten Rottestufe, nicht vernachlässigt werden. (Tab.2).

Tab.2: Anforderungen an ein Kompostierungsverfahren

Umweltaspekt	Kompostqualität	Betriebswirtschaftliche Aspekte
geringe Emissionen an:	- Reife	- hohe Durchsatz (Abbau-) -leistung je Flächeneinheit
- Sickerwasser	- hygienische Unbedenklichkeit	- niedriger Investitionsbedarf und niedrige Betriebskosten
- Sporen unerwünschter Mikroorganismen (Schimmelpilzsporen)	- Pflanzenverträglichkeit	
- Geruchsstoffen	- Nährstoffgehalt und -wirkung	
- klimarelevanten Gasen	- begrenzter Gehalt an Stör- und Schadstoffen	
	- begrenzter Salzgehalt	
	- Wassergehalt	
	- Körnung	
	- Gehalt an organischer Substanz	

Damit ist die Prozeßführung zum Erreichen dieser Ziele bei allen Kompostierungstechniken von entscheidender Bedeutung.

2. Stand des Wissens und der Technik

2.1. Mikrobiologie der Kompostierung

Kompostierung ist ein biologischer Prozeß mit zum Teil parallel laufenden Ab- (Um-) und Aufbauvorgängen. Die Population der mikrobiologischen Flora verändert sich während des Kompostierungsprozesses ständig (Abb.3) in Abhängigkeit des Milieus. Der wesentliche Faktor dabei ist die von den aktiven Mikroorganismen freigesetzte Wärme, die zum Temperaturanstieg im Rottegut führt.

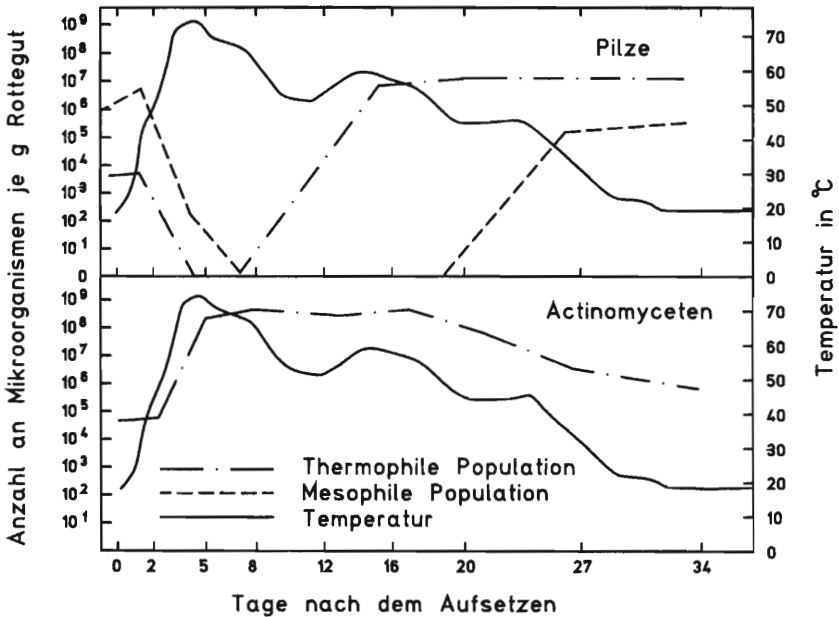


Abb.3: Veränderung der Population der aktiven Mikroorganismen bei der Weizenstrohkompостierung nach GRAY, SHERMAN UND BIDDLESTONE (1971) /35/

Pilze und säurebildende Bakterien überwiegen anfangs im mesophilen Bereich. Ab 40°C werden sie durch thermophile Bakterien, Actinomyceten und Pilze ersetzt. Es folgen sporenbildende Bakterien bei Temperaturen über 70°C (POINCELOT (1975) /86/. Informationen über die Populationsdichte einzelner Gruppen finden sich in Tabelle drei, eine Übersicht über einzelne Arten ist in Tabelle vier dargestellt.

In Abhängigkeit von der Temperatur im Rottegut überwiegen bestimmte Gruppen, die spezifische Substrate abbauen (Tab.3). Die Temperatur im Rottegut hat damit einen wesentlichen Einfluß auf die mikrobielle Aktivität und auch auf den Abbau der einzelnen Bestandteile der organischen Substanz (Cellulose, Hemicellulose, Lignin, Stärke, Proteine und Fette).

Tab.3: *Dichte der Populationen einzelner Gruppen von Mikroorganismen im Kompost in Abhängigkeit von der Temperatur (POINCELOT (1975) /86/)*

Anzahl pro Gramm Frischkompost bei verschiedenen Temperaturen			
	40°C Mesophile Phase	70°C Thermophile Phase	Abkühlphase
Bakterien			
mesophile Arten	10 ⁸	10 ⁶	10 ¹¹
thermotolerante bzw. - phile Arten	10 ⁴	10 ⁹	10 ⁷
Actinomyceten			
thermotolerante Arten	10 ⁴	10 ⁸	10 ⁵
Pilze			
mesophile Arten	10 ⁶	0	10 ⁵
thermophile Arten	10 ³	10 ⁷	10 ⁶

Tab.4: Bakterien, Actinomyceten und Pilze im Kompost (Poincelot (1975) /30082/)

BAKTERIEN	ACTINOMYCETEN	PILZE	
<p>Mesophil Cellomonas folia Chondrococcus exiguus Myxococcus virescens M.fulvus Thiobacillus thiooxidans T.denitrificans Aerobacter sp. Proteus sp. Pseudomonas sp.</p> <p>Thermophil Bacillus stearothermophilus</p>	<p>Thermotolerant und Thermophil Micromonospora vulgaris Nocardia brasiliensis Pseudonocardia thermophila Streptomyces rectus S.thermofuscus S.thermophilus S.thermoviolaceus S.thermovulgaris S.violaceoruber Thermoactinomyces vulgaris Thermomonospora curvata T.fusca T.glaucus Thermopalyspora palyspora</p>	<p>Mesophil 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 Cephalosporium acremonium Chaetomium globosum Glomerularia sp. Pullularia (Aureobasidium) Fusidium sp. Actinomucor corymbosus Mucor jansseni Talaromyces (Penicillium) variabile Helminthosporium sativum</p>	<p>Thermotolerant und Thermophil 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.sulfurea (Thermoidium sulfureum) Dactylomyces crustaceus (Thermoascus aurantiacus) Byssochlamys sp. Torula thermophila</p>

Tab.5: *Umweltansprüche und Bedeutung unterschiedlicher Gruppen von Mikroorganismen (POINCELOT (1975) /86/)*

Gruppe	Bedeutung
Mesophile Bakterien	- Abbau der leichtabbaubaren Kohlenhydrate und Proteine - Erhöhung der Temperatur für die nachfolgenden thermophilen Mikroorganismen
Thermophile Bakterien	- Abbau von Protein und Nicht-Cellulose-Kohlenstoff - Angriff von Fetten und Hemicellulose
Thermophile Actinomyceten	- Abbau von Hemicellulose und wahrscheinlich auch Cellulose - werden wegen der größeren Toleranz gegen hohe Temperaturen in der Heißbrotte gegenüber den Pilzen dominant
Mesophile Pilze	- Abbau von Cellulose und Hemicellulose
Thermophile Pilze	- sind hauptsächlich für den Abbau von Cellulose und Hemicellulose verantwortlich

2.2. Rotteparameter als Indikatoren für die mikrobielle Aktivität

Das Milieu im Rottegut, beschrieben durch meßbare Rotteparameter (Tab.6) dient zur Beurteilung des Rotteprozesses, der mikrobiellen Aktivität und der Kompostqualität. Durch die Analyse wesentlicher Gaskomponenten im Rottegut sind weiterhin Rückschlüsse auf das Emissionspotential an Geruchstoffen und klimarelevanten Gasen möglich.

Tab.6: Übersicht über die Indikatorwirkung von Rotteparametern

Parameter	Aussage über		
	Prozeß	Kompostqualität	Emissionspotential
TS-Gehalt	mikrobielle Aktivität, Aerobie	Qualitätskriterium	Bildung anaerober Geruchskomponenten
Temperatur	mikrobielle Aktivität	hygienische Eigenschaften	Methanbildung
pH-Wert	mikrobielle Aktivität	-----	Bildung organischer Säuren
CO ₂ -/O ₂ -Konzentration	mikrobielle Aktivität, Aerobie	-----	Bildung anaerober Geruchskomponenten, Denitrifikationspotential
C/N-Verhältnis	mikrobielle Aktivität	Nährstoffwirkung	Bildung N- haltiger Gase
NH ₄ -N	mikrobielle Aktivität	Pflanzenverträglichkeit, Düngewirkung	NH ₃ - Emissionspotential
NO ₃ -N	mikrobielle Aktivität	Reife	Denitrifikationspotential
Selbsterhitzungstest	mikrobielle Aktivität	Reife	-----
H ₂ S	Aerobie	Pflanzenverträglichkeit	Bildung anaerober Geruchskomponenten, Denitrifikationspotential
TOC	-----	-----	Geruchsemissionspotential

2.2.1. Temperatur

Der mikrobielle Abbau der organischen Substanz durch Kompostierung ist ein exothermer Prozeß (HAUG (1979) /41/, FINSTEIN et al. (1986) /21/) und führt somit zu einer Selbsterhitzung ähnlich wie bei der Erwärmung von Heu (MIEHE (1938) /76/ und NIESE (1956) /83/). Umgekehrt kann man von der Temperaturentwicklung in den Mieten Rückschlüsse auf die mikrobielle Aktivität bzw. das Rottestadium ziehen (NAKASAKI et al. (1985) /82/, NAKASAKI et al. (1985) /81/, MCKINLEY

et al. (1985) /74/, KRAUB et al. (1992) /67/ und GRAY et al. (1971) /35/.

Oberhalb von Temperaturen über 65-70°C nimmt die mikrobielle Aktivität stark ab (GRAY et al. (1971) /36/, WILEY (1956) /111/ und KRAUB et al. (1992) /67/). Chemische Umsetzungen wie Maillardreaktionen oder enzymatische Reaktionen (KNÖSEL u. RESZ (1973) /64/), die ineffektiv sind und damit den Prozeß verzögern, sind die Folge; Stickstoffverluste nehmen zu (HÜMBELIN et al. (1981) /54/ und FAASSEN u. DIJK (1979) /17/). SIKORA und SOWERS (1983) /105/ ermittelten in einem Gefäßversuch optimale Abbauraten bei Temperaturen von 55°C. NIESE und NEUMAYER-SEEKATZ (1979) /84/ fanden einen starken Celluloseabbau bei Temperaturen unter 65°C.

BHOYAR et al. (1979) /8/ konnten bei der Kompostierung von Baumwollresten ein Maximum der Ammonifikation bei 60-70°C, ein Maximum der Nitrifikation bei 30-50°C und eine sehr niedrige Nitrifizierungsrate bei 60-70°C feststellen.

SHEFFER und KARAPURKAR (1934) /97/ stellten beim Abbau organischer Substanz im Boden fest, daß Nitrat erst gebildet wird, wenn die Zersetzungsgeschwindigkeit nachgelassen hat, bzw. wenn das C/N-Verhältnis sich dem Wert von 20 nähert.

Generell kann davon ausgegangen werden, daß alle Faktoren, die die mikrobiellen Umsetzungsprozesse beeinträchtigen, zu einer Reduzierung der Temperatur in der Miete führen (z.B. Vernässen, Nährstoffmangel). Alle Prozesse, die zu einer Verbesserung der Umsetzungsprozesse in der Miete führen, erhöhen die Mietentemperatur.

Da die Temperatur im wesentlichen vom Rottestadium und damit der mikrobiellen Aktivität abhängig ist (HONG et al. (1983) /50/ und POINCELOT (1975) /86/), sind die Beeinflussungsmöglichkeiten der Temperatur nur in einem sehr engen Rahmen begrenzt. Je nach Mietenform ergibt sich eine typische Temperaturverteilung in der Miete (FINSTEIN et al (1977) /21/), mit hohen Temperaturen im Mietenkern und einem steilen Rückgang in den äußeren 10-20 cm.

Einen entscheidenden Einfluß auf die Mietentemperatur hat auch das Oberflächen/Volumenverhältnis (GRAY et BIDDLESTONE (1973) /37/).

2.2.2. Trockensubstanzgehalt

Der TS-Gehalt steigt durch die Erwärmung der Miete während der Kompostierung an (FINSTEIN et al 1977) /21/). Außerdem erfolgt durch das Umsetzen der Miete ein Wasseraustrag (ROTH et al. (1994) /95/ und FRICKE (1988) /25/), der ist im Sommer höher als im Winter.

Mikrobielle Umsetzprozesse (aerob) finden zwischen einem TS-Gehalt von 30-70 % statt (KOST (1987) /66/). Theoretisch wäre, bezüglich der Angreifbarkeit der Stoffe ein Feuchtegehalt von 100 % ideal, jedoch befindet sich die Sauerstoffkonzentration dann im Minimum. Es wäre günstig, die organische Masse zu suspendieren und zu belüften (GOLUEKE (1975) /31/). In der Praxis der Kompostierung ist dies nicht machbar. Der höchst mögliche Feuchtegehalt, bei dem die Sauerstoffversorgung gerade noch gewährleistet ist, ist der beste (GOLUEKE (1975) /31/). Zugunsten größerer Sicherheit bei der Vermeidung anaerober Prozesse wird man in der Praxis das Rottegut vorwiegend im suboptimalen trockeneren Bereich halten. Als Optimalbereich für die thermophile Phase geben GRAY et al. (1971) /36/ und Bidlingmaier (1984) /9/ einen TS-Gehalt von 40-50 %. GRAY et BIDDLESTONE (1973) /37/ dagegen halten bei der Kompostierung in Reaktoren einen TS-Gehalt von 30 % für ausreichend. Für die Reifephase des Komposts bei niedrigeren Temperaturen gegen Rotteende werden 60 % angestrebt (FRICKE (1988) /25/). Bei strukturreichem Material kann mit niedrigeren TS-Werten gearbeitet werden als bei strukturärmeren Ausgangsstoffen (GOLUEKE (1975) /31/).

Der TS-Gehalt ist damit ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung des Rotteprozesses. Um optimale Rottebedingungen zu schaffen, sollte das Rottegut durch Befeuchten, bzw. Abdecken oder Belüften in den oben aufgezeigten Optimalbereichen gehalten werden (Fricke (1988) /25/).

2.2.3. pH-Wert

Kompostierbare organische Haushalts- und Küchenabfälle haben durch einsetzende anaerobe Umsetzprozesse (Fermentationen) in den Biotonnen und dadurch bedingte Bildung organischer Säuren beim Aufsetzen der Mieten häufig einen niedrigen pH-Wert im Bereich von 4-6 (HAYS (1973) /45/).

Durch den einsetzenden aeroben Kompostierungsprozeß werden die organischen Säuren abgebaut, der pH steigt auf Werte um acht an (JERIS et REGAN (1973) /56/). Gegen Ende der Rotte kann

durch die Bildung von Huminsäuren der pH noch einmal auf Werte z.T. unter sieben absinken (REXILIUS (1990) /93/).

Bei schleppend einsetzendem aeroben Prozeß zu Beginn der Rotte, kann der pH-Wert kurzfristig unter das Niveau des Ausgangsmaterials absinken (HAYS (1973) /45/, GRAY et al. (1971) /35/ und MACGREGOR (1981) /72/). Der Verlauf des pH-Wertes zu Beginn der Rotte dient somit als Indikator für den anlaufenden Prozeß (Farkasdi /18/). Bidlingmaier (1983) /9/ deutet einen niedrigen pH-Wert, oder ein unvermitteltes Absinken des pH-Wertes unter sieben während der Rotte, als Anzeichen suboptimaler Rottebedingungen mit Übergang zur Anaerobie.

Grundsätzlich besteht die Gefahr, daß bei einem hohen pH-Wert Stickstoffverluste durch NH_3 -Ausgasung entstehen (GOLUEKE (1975) /31/).

Die Mikroorganismen sind in ihrer Aktivität sowohl von der Temperatur als auch vom pH-Wert abhängig (KNÖSEL und RESZ (1973) /64/). Generell haben die meisten Bakterien ihr pH-Wert Optimum zwischen 6.0 und 7.5, Pilze zwischen 5.5. und 8.0 (GOLUEKE (1975) /31/). KUBOTO und NAGASAKI (1991) /69/ fanden optimale Rottebedingungen, wenn der pH-Wert nicht über sieben stieg.

KRAUB et al. (1992) /67/ beobachteten in Laborversuchen, daß der pH-Wert bei einer Begrenzung der Rottetemperatur auf 60 °C weniger stark ansteigt als z.B. bei 80°C.

2.2.4. Volumengewicht / Lagerungsdichte

Das Volumengewicht zu Beginn der Rotte ist bedingt durch die Eigenschaften des Ausgangsmaterials: Spezifisches Gewicht, Wassergehalt, Mietengröße und -form (REINHOLD (1938) /90/). Das Volumengewicht der organischen Haushalts- und Küchenabfälle liegt bei 400-800 g/l, das von zerkleinertem Baum- und Strauchschnitt bei 100-300 g/l (Fischer (1991) /23/).

Im Rotteprozeß sinkt das Volumengewicht mit zunehmender Austrocknung der Mieten (analog Ansteigen nach Befeuchten) (HONG et al. (1983) /50/ bzw. gegen Ende der Rotte. Mit zunehmender Vererdung des Komposts ist z.T. ein Anstieg des Volumengewichts meßbar (INBAR et al. (1988) /55/).

Das Volumengewicht korrespondiert eng mit der Struktur im Haufwerk und damit auch mit der Verteilung gasführender Poren zur Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen (BIDLINGMAIER (1984) /9/, HAUG (1986) /43/ und KEHRES (1991) /60/). Die Bedeutung des Volumengewichts als Rotteparameter geht dadurch klar hervor.

2.2.5. Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentration in der Miete

Aerobe Organismen verbrauchen O₂, wobei zu gleichen Teilen CO₂ und O₂ freigesetzt werden (KIRCHGESSNER (1987) /61/). Ist unter aeroben Verhältnissen die Konzentration von einem der beiden Parameter bekannt, kann die Konzentration des anderen nach der Formel $y=21-x$ berechnet werden. CO₂-Konzentrationen über 21 Vol.-% lassen auf eine CO₂-Bildung aus anaeroben Umsetzprozessen schließen.

Hohe CO₂-Konzentrationen sind ein Zeichen hoher mikrobieller Aktivität. Bei Werten über 21 Vol.-% sind sie ein Hinweis auf Anaerobie. Nach BERTOLDI (1987) /9/ sind die höchsten Gehalte (höchste mikrobielle Aktivität) nach fünf Tagen nach Aufsetzen der Mieten festzustellen.

Zur Gewährleistung aerober Verhältnisse ist eine ausreichende Sauerstoffkonzentration in der Miete notwendig. Nach CERNY (1979) /13/ ist der Sauerstoffbedarf aerober Mikroorganismen (Schimmelpilze) gedeckt, wenn in Gegenwart von CO₂ die Sauerstoffkonzentration nicht unter drei Vol.-% absinkt.

2.2.6. Methan- und Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft

Methanogene Bakterien sind Anaerobier (BONINSEGGNI (1974) /11/). Bei der Kompostierung von Stroh werden etwa 3 % des Kohlenstoffs zu Methan abgebaut. Es ist unvermeidbar, daß in den Mieten räumlich (im Aggregatinnern) oder zeitlich begrenzt (zu Beginn der Rotte) anaerobe Prozesse stattfinden (HELM (1993) /46/).

Schwefelwasserstoff entsteht beim anaeroben Abbau schwefelhaltiger Verbindungen, speziell schwefelhaltiger Aminosäuren. Während BERTOLDI (1987) /6/ im Laborversuch die höchsten Konzentrationen zu Beginn der Rotte fand, wurden von HELM et al. (1993) /87/ in Dreiecksmieten

auch nach 7, 13 und 20 Tagen noch bedeutende Konzentrationen gemessen. Der Nachweis von Methan und Schwefelwasserstoff deutet demzufolge auf anaerobe Bedingungen hin.

2.2.7. Abbau der organischen Substanz

Bei der Kompostierung wird organische Substanz zu Kohlendioxid und Wasser abgebaut (FINSTEIN et al. (1986) /22/). Die Reduzierung der Menge organischer Substanz bzw. des Kohlenstoffs im Rotteverlauf kann im Vergleich zum Ausgangspunkt als Parameter für die Rotteentwicklung und damit auch für die Rottebedingungen angesehen werden (JOURDAN (1988) /57/).

Je höher die mikrobielle Aktivität, desto stärker ist die Abbaurate der organischen Substanz, d.h., je günstiger die Milieubedingungen (Temperatur, Feuchte, Nährstoffe, etc.) für die jeweils aktiven Mikroorganismen sind, desto höher ist der Abbau der organischen Substanz.

Der Abbau der organischen Substanz ist entsprechend des zeitlichen Verlaufs der mikrobiellen Aktivität in der thermophilen Phase (s.o.) am größten und in der Reifephase kaum noch nachweisbar (FARKASDI /18/).

In dieser ersten Phase werden vor allem die leicht abbaubaren Stoffe dieses heterogenen Stoffgemisches (Tab.2) der organischen Substanz, z.B. Zucker, Stärke, etc. abgebaut (GRAY et BIDDLESTONE (1973) /37/), im späteren Verlauf die schwerer abbaubaren wie Lignin, etc. (CHROMETZKA (1975) /12/ (Tab.7)).

Tab.7: *Durchschnittliche Zusammensetzung organischer Substanz je nach Herkunft (GRAY et BIDDLESTONE(1973) /37/)*

Fraktion	% - Anteil
Heiß- bzw. kaltwasserlösliche Stoffe (Zucker, Stärke, Amminosäuren, etc.)	5-30
Alkohollösliche Stoffe (Fette, Öle, Wachse, etc.)	5-15
Proteine	4-40
Hemicellulose	10-30
Cellulose	15-60
Lignin	5-30
Asche	1-13

2.2.8. Stickstoffdynamik und C/N-Verhältnis

Die zur Kompostierung angelieferten Ausgangsprodukte unterscheiden sich in ihrem Stickstoffgehalt ganz wesentlich (Gray et BIDDLESTONE (1973) /37/ (Tab.8)).

Der Stickstoff in der organischen Substanz ist größtenteils organisch gebunden. Die Fraktionen NO_3^- u. $\text{NH}_4\text{-N}$ sind im Ausgangsmaterial unbedeutend.

Tab.8: *Schwankungen des C/N-Verhältnisses bzw. des N-Gehaltes verschiedener Kompostrohstoffe (Gray et BIDDLESTONE (1973) /37/)*

Substrat	N (%d.TS)	C/N-Verhältnis
Urin	15-18	0.8
Blut	10-14	3
Klärschlamm	5-6	6
frischer Grasschnitt	4	12
älterer Grasschnitt	2.4	19
Stallmist	2.15	14
Kartoffelschalen	1.5	25
Hausmüll	1.05	34
Weizenstroh	0.3	128

Mit einsetzenden Abbauprozessen der organischen Substanz wird der hauptsächlich in den Proteinen lokalisierte N als $\text{NH}_4\text{-N}$ freigesetzt. Je nach vorhandenen Milieubedingungen und Rottephase finden folgende Prozesse statt:

- Einbau in C-Gerüste im Zuge des Stoffaufbaus (Huminstoffe, etc.)
- Oxidation zu NO_3 (Nitrifikation), anschließend eventuell weiterer Umbau zu N_2O durch Denitrifizierung unter anaeroben Bedingungen
- direkte Denitrifizierung zu N_2O
- Ausgasung als NH_3 .

In vielen Bereichen der Natur ist Stickstoff im Vergleich zu Kohlenstoff (C/N-Verhältnis) der limitierende Faktor für den mikrobiellen Abbau organischer Substanz, z.B. bei der Kompostierung von stickstoffarmen Material wie Rinde oder Stroh. Das C/N-Verhältnis schwankt je nach Ausgangssubstrat sehr stark (Tab.8).

Das C/N-Verhältnis wird häufig als Maß für die Kompostierbarkeit organischer Stoffe herangezogen. Bei Werten, die höher sind als 30-50, ist die Kompostierbarkeit stark eingeschränkt. Andererseits entstehen zunehmende N-Verluste durch ein zu enges C/N-Verhältnis unter zehn

(GOLUEKE (1975) /31/. In Tabelle 9 sind Angaben aus der Literatur über optimale, bzw. begrenzende C/N-Verhältnisse während der Rotte aufgeführt. POINCELOT (1972) /85/ vermutet das Optimum des C/N-Verhältnisses bei etwa 30, auf dem Niveau der an den Abbauprozessen beteiligten Mikroorganismen.

Tab.9: Optimale, bzw. begrenzende C/N-Verhältnisse zur Kompostierung

Autor	Substrat	Optimum	opt. Verwertbarkeit
HAYS (1973) /45/	Hausmüll		<30
GOLUEKE (1992) /32/	je nach C-Verfügbarkeit	30	<35-40
GRAY et al. (1971) /35/	Hausmüll	30-35	
POINCELOT (1972) /85/	Hausmüll	25-35	<40

Durch den Abbau der organischen Substanz und die Ausgasung des freiwerdenden Kohlenstoffs als CO₂ (s.o.) engt sich das C/N-Verhältnis im Laufe der Rotte ein (HAYS (1973) /45/).

Im Verlauf der Rotte steigt der Stickstoffgehalt bezogen auf die organische Substanz an. Zur Beurteilung der Stickstoffverluste wird deshalb eine Gesamtmengenbilanzierung oder ein Bezug auf die Asche herangezogen. Die Stickstoffverluste schwanken je nach Versuchsanstellung und Substrat ganz erheblich (Tab.12).

Einige Autoren haben eine Gesamt-N-Zunahme während des Kompostierungsprozesses festgestellt und führen dies auf eine mikrobielle N-Fixierung zurück. HÜMBELIN et al. (1980) /53/ fanden im Laborversuch bei Zugabe von Fertigungskompost Zunahmen des Gesamtstickstoffgehaltes bis zu 12 %. Die höchste Aktivität wurde dabei im Temperaturbereich von 32-38 °C ermittelt.

POINCELOT (1975) /86/ stellt fest, daß der Stickstoffgehalt in den Mieten nach 100 Tagen konstant bleibt.

2.2.9. Reifegradentwicklung

Die Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Kompostierungsverfahren sowie die Einsatzmöglichkeiten von Komposten ist mit den Methoden der Reifegradbestimmung möglich.

Zur Beurteilung der Reife eines Kompostes werden häufig die oben genannten Rotteparameter pH-Wert, Wassergehalt und der Gehalt an organischer Substanz herangezogen. Da der einzelne Parameter in seiner Aussagekraft eingeschränkt ist, kann eine genaue Beurteilung über den Zustand des Kompostes nur unter Berücksichtigung aller Parameter vorgenommen werden.

Mit Hilfe des Dewar-Gefäßes ist die Bestimmung des Reifegrades im Selbsterhitzungstest möglich. Entsprechend der erreichten Maximaltemperatur wird die Reife des Kompostes bewertet (GLATHE et al. (1985) /29/ (Tab.10)). JOURDAN (1988) /57/ hat dabei erhebliche Einflüsse des Feuchtegehaltes, der Sauerstoffverfügbarkeit und des Wärmehaushaltes untersucht.

Tab.10: Reifegradbestimmung im Selbsterhitzungstest

Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest in einem Dewar-Gefäß	Reifegrad
< 30	V
31-40	IV
41-50	III
51-60	II
> 60	I

Eine weitere Methode der Reifegradbestimmung stellt die Messung der Atmungsaktivität dar. Nach JOURDAN (1988) /57/ ist auch diese Methode noch nicht ausreichend standardisiert.

Zusammenfassend lassen sich die Optimalbereiche für die einzelnen Parameter zur Kompostierung von Bioabfällen in Tabelle 11 folgendermaßen definieren:

Tab.11: *Optimalbereiche einzelner Parameter für die Mikroorganismen bei der Kompostierung*

Parameter	Optimalbereich
Temperatur	55-65°C
Trockensubstanzgehalt	während der Heißrottephase - bei Mietenkompostierung 40-50 % - bei Reaktorkompostierung 30 % in der Reifephase 50-60 %
pH-Wert	7-8
C/N-Verhältnis	25-35
O ₂ -/CO ₂ -Konzentration	O ₂ >3 Vol.-%, CO ₂ <18 Vol.-%

2.3. Rotteparameter zur Beschreibung des Emissionspotentials und der Kompostqualität

Die zum Teil bereits in 2.2. angeführten Rotteparameter geben nicht nur Informationen über den Rotteprozeß, sondern sie dienen auch zur Abschätzung des Emissionspotentials und der Kompostqualität.

2.3.1. Temperatur

In der Heißrotte kommt es bei Temperaturen um 80°C und hohem pH-Wert zur Bildung des Geruchsstoffs Hydroxidimethylfuranon (HDMF) (KRAUB et al (1992) /67/.) Hohe Temperaturen können zudem die de-novo-Bildung von Dioxinen fördern (KRAUB et al. (1994) /68/). Bei der Mietenkompostierung ist die Einwirkung ausreichend hoher Temperaturen über eine bestimmte Zeit, z.B. 55°C über zwei Wochen (STRAUCH (1994) /107/), zur Hygienisierung des Materials erforderlich.

MEYER (1979) /75/ beobachtete in Laborversuchen mit Stallmistkompostierung bei Temperaturen über 55°C erhöhte N-Verluste, aber niedrigere NH₄-Konzentrationen und keine Stickstoffverluste bei höherem Strohanteil.

2.3.2. pH-Wert

Ein niedriger pH-Wert ist ein Anzeichen für das Vorhandensein leichtflüchtiger kurzketziger organischer Säuren (HAYS (1973) /45/), die Geruchskomponenten darstellen, wie z.B. Essig- oder Buttersäure. Aufgrund des Zusammenhangs zwischen pH-Wert und Redoxpotential (Scheffer-Schachtschabel (1984) /98/) weist ein niedriger pH-Wert auf Anaerobie und damit auf ein hohes Geruchsemissionspotential und wenig pflanzenverträgliches Material hin. Schließlich hat der massiv konidiosporenbildende und damit emissionsrelevante, humanpathogene Pilz "Aspergillus fumigatus" sein Wachstumsoptimum bei pH 5.

GRONAUER (1993) /38/ hat in seinen Untersuchungen gezeigt, daß bei ammoniakalischen Flüssigkeiten durch einen pH-Wert-Anstieg ab pH sieben die N-Verluste in Form von NH_3 linear zunehmen. FRENEY und SIMPSON (1983) /24/ zeigten einen ähnlichen Zusammenhang zwischen Temperatur und Stickstoffverlusten. FILLERY (1983) /20/ stellt fest, daß die Denitrifizierung am schnellsten bei Temperaturen von 35-60°C und alkalischer Reaktion abläuft, also unter Bedingungen, die bei der Kompostierung über weite Zeitabschnitte vorherrschen.

2.3.3. Volumengewicht

Ein hohes Volumengewicht ist ein Indikator für eine Verdichtung, d. h. für den Rückgang der luftführenden Grobporen (BIDLINGMAIER (1984) /9/, HAUG (1986) /43/ und KEHRES (1991) /60/) und dadurch bedingten Sauerstoffmangel. Wie oben beschrieben resultieren aus dieser Anaerobie verstärkte Emissionen an Geruchsstoffen und klimarelevanten Gasen.

2.3.4. Methan-, Schwefelwasserstoff- und TOC-Konzentration im Rottegut

MAYER (1990) /73/ stellte fest, daß im Emissionsbereich die TOC- (Total Organic Carbon)-Konzentration der Luft mit Geruchsstoffkonzentration (GE) korreliert. Demnach könnte die TOC-Konzentration über den Rotteverlauf betrachtet, Informationen über das Geruchsemissionspotential von Mieten liefern.

Methanogene Bakterien sind strenge Anaerobier (BONINSEGNI (1974) /11/). Ein Auftreten von Methan im Rottegut ist damit, wie oben beschrieben, ein Indikator für Anaerobie, dem Hauptfak-

tor für das Entstehen von Geruchstoffen und klimarelevanten Gasen (s.o.). Methanbakterien werden durch Sauerstoff abgetötet (SCHLEGEL (1985) /100 /).

Schwefelwasserstoff hat eine Doppelfunktion: Zum einen ist das Gas selbst anorganische Geruchskomponente, zum anderen entsteht es aus dem anaeroben Abbau schwefelhaltiger Verbindungen und ist damit auch Indikator für Anaerobie und das Entstehen von Geruchstoffen und klimarelevanten Gasen.

2.3.5. Gehalt an organischer Substanz

Der Gehalt an organischer Substanz ist ein Qualitätskriterium für Kompost (RAL UZ 45 (1993) /88/) und ausschlaggebend für die biologischen und physikalischen Wirkungen des Kompostes im Boden, wie z.B. die Belebung des Bodenlebens und die Stabilisierung des Bodengefüges über Ton-Humus-Komplexe (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1984) /98/).

2.3.6. C/N-Verhältnis und Stickstoffdynamik

Der Gesamt-N-Gehalt ist ein Qualitätskriterium für den Kompost hinsichtlich der Düngerwirkung. Bei hohen Konzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$ besteht die Gefahr von NH_3 -Emissionen aus dem Rottegut (BISHOP et GODFREY (1983) /10/). Bei hohen Konzentrationen an $\text{NO}_3\text{-N}$ im Rottegut kann durch Denitrifikationsprozesse das stark klimarelevante N_2O gebildet werden.

Bei zu weitem C/N-Verhältnis im Kompost (über 20-40, je nach Aufwandmenge) ist es möglich, daß Stickstoff im Boden festgelegt wird und dadurch bei den Pflanzen Stickstoffmangel entsteht (EBERTSEDER, GUTSER (1994) /16/).

KIRCHMANN (1985) /63/ machte dazu bei der Stallmistbehandlung und Lagerung im einzelnen folgende Beobachtungen:

- N -Verluste traten hauptsächlich als NH_4 auf, die Denitrifizierung hatte in diesem Zusammenhang eine wesentlich geringere Bedeutung.
- die NH_4 -Verluste sind am höchsten zu Beginn der Rotte
- die NH_4 -Verluste werden durch Vorhandensein von verfügbarem Kohlenstoff stark reduziert, ab einem C/N-Verhältnis >50 sind sie nicht mehr meßbar.

Tab.12: *Ermittelte Stickstoffverluste*

Autor	Substrat und Versuchsanstellung	Abnahme in %
FERTIG /19/	Hausmüll, Laborversuch	20-35
GLATHE u. IBRAHIM (1972) /28/	Hausmüll	10-30
SAUERBECK et al. (1980) /96/	Klärschlamm	40-50
WITTER (1987) /115/	Klärschlamm	25 nach 4, 55 nach 33 Wochen

WITTER (1987) /115/ fand die höchsten Ammoniumverluste zur Zeit höchster CO₂-Produktion, also höchster Aktivität, sowie einen weiteren Peak der Verluste nach zwei Wochen.

2.4. Einflußfaktoren auf den Rotteprozeß

Eine erste systematische Betrachtung des Rotteprozesses sowie von Faktor-Wirkungsbeziehungen zwischen der Prozeßführung und der Qualität des entstehenden Komposts in Hinblick auf die pflanzenbauliche Wirkung erfolgte erstmals im "Indore-Verfahren" von Sir Albert HOWARD (1948) /51/. Howard führte zwischen 1924 und 1931 im indischen Ort Indore Versuche zur Gewinnung organischer Düngemittel durch. Dabei zeigte er anhand meßbarer Parameter die Notwendigkeit der Prozeßführung, um durch Kompostierung in möglichst kurzer Zeit ein hochwertiges Produkt zu erhalten. Steuergrößen waren die Mischung des Ausgangsmaterials, Zuschlagstoffe (auf Kalkbasis), die Regelung des Wasser- und Lufthaushaltes durch Abdecken und Befeuchten sowie das Umsetzen und Durchmischen des Haufwerks.

In der darauffolgenden Zeit beschäftigten sich einzelne Arbeitsgruppen immer dann eingehender mit der Technik der Kompostierung, wenn konkrete Probleme bezüglich der Verwertung organischer Reststoffe anstanden. Bis in die fünfziger und sechziger Jahre stand die Stallmistaufbereitung durch Kompostierung zur Aufwertung dieses Düngemittels (GOLUEKE (1975) /31/) im Mittelpunkt des Interesses. Es wurden vor allem Fragen der Nährstoffkonservierung und -wirkung (Stickstoff) bearbeitet (REINHOLD (1947) /91/ und RAUHE (1968) /89/). In den sechziger und siebziger Jahren trat die Gesamtmüllkompostierung als Teil der kommunalen Abfallentsorgung in den Vordergrund (GLATHE und IBRAHIM (1972) /28/).

Seit Ende der achtziger Jahre erlebte die Kompostierung als Verwertungsschiene für getrennt gesammelte organische Abfälle eine Renaissance. Die Ursachen für diese Entwicklung waren exponentiell wachsende Müllmengen und rapide sinkender freier Deponieraum. Im Gegensatz zur Gesamtmüllkompostierung, die wegen der damit verbundenen hohen Schwermetallbelastung nach kurzer Zeit wieder eingestellt wurde, können bei der Verwertung getrennt gesammelter organischer Abfälle Komposte mit sehr viel geringerer Schwermetallbelastung produziert werden (FRICKE (1988) /25/). Dadurch ist eine langfristige Entsorgungssicherheit gewährleistet.

Die Kompostierung getrennt gesammelter organischer Abfälle ist ein wichtiger Teil der Abfallwirtschaft geworden. Die Fragen der Prozeßsteuerung und der Wahl des Verfahrens haben unter ökologischen und ökonomischen Aspekten einen großen Stellenwert erlangt.

2.4.1. Einfluß von Witterungsfaktoren

Windeinwirkung führt auf der windzugewandten Seite, je nach Mietenform und Größe, zu partieller Temperatursenkung (GERRETSEN et al. (1956) /27/). Daneben stellte POINCELOT (1972) /85/ fest, daß kühle Außentemperaturen im Winter einen Einfluß auf die Mietentemperatur haben können.

2.4.2. Mischung des Ausgangssubstrates

Das Mischen verschiedener organischer Reststoffe zur Kompostierung hat folgende Vorteile:

- (1) Verbesserung der für den mikrobiellen Abbau benötigten Nährstoffrelationen, vor allem des C/N-Verhältnisses (KUBOTA et NAKASAKI (1991) /69/ und GRAY et BIDDLESTONE (1973) /37/).
- (2) Auflockerung der Struktur in der Miete zur Verbesserung des Gasaustausches, bzw. der Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen (KANAZAWA et al. (1982) /59/).

SCHUCHARDT (1992) /104/ hat organische Reststoffe auf ihre Mischbarkeit hin bewertet (Tab.13)

Tab.13: Mischbarkeit verschiedener organischer Reststoffe zur Kompostierung

	Gülle	Gülle-Feststoffe	Festmist	Geflügel-Einstreumist	Hühnerkot	Stroh	Brachflächen-Grüngut	Baum- u. Heckenschnitt	Straßenbegleitgrün	Panseninhalt	Schlempe	Biertreber	Pülpe	Rübenschwänze	Rübenerde	Biomüll	Grünmüll	Laub	Klärschlamm
Gülle		o	o	+	-	+	o	o	o	-	-	-	-	-	-	o	o	o	-
Gülle-Feststoffe	o		+	o	o	+	+	+	+	o	o	+	+	+	+	+	+	+	o
Festmist	o	+		o	o	o	+	+	+	o	o	+	+	+	+	+	+	+	o
Geflügel-Einstreumist	+	o	o		+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	o	-	-	+
Hühnerkot	-	o	o	+		+	o	o	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Stroh	+	+	o	-	+		-	-	-	+	+	o	o	+	+	o	o	-	+
Brachflächen-Grüngut	o	+	+	-	o	-	o	o		o	o	o	o	o	o	+	+	o	o
Baum- u. Heckenschnitt	o	+	+	-	o	-	o	o		+	+	+	+	+	+	+	+	o	+
Straßenbegleitgrün	o	+	+	-	-	-	o	o		o	o	o	o	o	o	+	+	o	o
Panseninhalt	-	o	o	+	-	+	o	+	o		-	-	-	-	-	-	+	+	-
Schlempe	-	o	o	+	-	+	o	+	o		-	-	-	-	-	-	+	+	-
Biertreber	-	+	+	+	-	o	o	+	o		-	-	-	-	-	o	+	o	-
Pülpe	-	+	+	+	-	o	o	+	o		-	-	-	-	-	-	+	-	-
Rübenschwänze	-	+	+	+	-	+	o	+	o		-	-	-	-	-	o	+	o	-
Rübenerde	-	+	+	+	-	+	o	+	o		-	-	-	-	-	o	+	+	-
Biomüll	o	+	+	o	-	o	+	+	+		-	o	-	o	o	+	+		-
Grünmüll	o	+	+	-	+	o	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	o	o
Laub	o	+	+	-	+	-	o	o	o		+	-	o	+	+	+	+	+	+
Klärschlamm	-	o	o	+	-	+	o	+	o		-	-	-	-	-	-	o	+	

+ günstige Kombination

- Kombination nicht möglich bzw. ungünstig

o Kombination möglich, aber nicht günstig bzw. sinnvoll;

Kombination unter bestimmten Voraussetzungen möglich

Ein weiterer Grund für das Mischen verschiedener Komponenten zur Kompostierung kann in der Verbesserung des Endproduktes hinsichtlich der Salz- und Schadstoffbelastung gesehen werden.

Aus umfangreichen Untersuchungen zur Optimierung des Nährstoffangebotes entstand ein rechenbares Modell, welches es ermöglicht, je nach den Nährstoffkonzentrationen zweier oder mehrerer Ausgangssubstrate, die gewünschte Nährstoffkonzentration der Mischung einzustellen (anonym (1952) /2/ und WILLSON (1989) /112/).

INBAR et al. (1988) /55/) führten Laborversuche mit der Zugabe von Stickstoff bzw. Grapefruitmark zu Rindermist durch. Dabei stellte sich heraus, daß die Stickstoffzugabe zu Mist keine Effekte hatte, Grapefruitmark jedoch die Umsetzprozesse deutlich steigerte, obwohl beide Substrate ein ähnliches Ausgangs-C/N-Verhältnis hatten. Er führt die Unterschiede auf eine andere Struktur und Nährstoffverfügbarkeit in den unterschiedlichen Substraten zurück.

Gemessen an ihrem N-Gehalt, bzw. ihrem C/N-Verhältnis liegen organische Haushalts- und Küchenabfälle und in den meisten Fällen auch Grünschnittabfälle im optimalen Bereich, so daß eine Zumischung zur Verbesserung der Nährstoffsituation nicht notwendig ist. Bei den organischen Haushalts- und Küchenabfällen ist es angebracht, durch Zumischung von Strukturträgern die Struktur zu verbessern.

Versuche zur Strukturverbesserung wurden bei der Kompostierung von Klärschlamm durchgeführt, wobei hier die Reduzierung von Stickstoffverlusten durch NH_3 -Emissionen bei Zugabe von Kohlenstoffträgern im Mittelpunkt des Interesses stand (KANAZAWA et al. (1983) /59/ und MORISAKI et al. (1988) /77/). MORISAKI et al. (1989) /77/ konnten bei der Klärschlammkompostierung eine Reduzierung der N-Verluste durch Zugabe von Reishüllen, Sägespänen und Rinde feststellen. BISHOP et GODFREY (1983) /10/ erreichten eine Reduzierung durch Holzhäckselzusatz zu Klärschlamm.

FRICKE (1988) /25/ führte Versuche über die Auswirkungen der Zugabe von Holzhäcksel, Papier und Rinde zu organischen Haushalts- und Küchenabfällen mit Hilfe von Dreiecksmieten durch. Eine Beimischung von etwa 20 Vol.-% Holzhäcksel im Sommer und bis zu 40 Vol.-% Holzhäcksel im Winter brachte eine Reduzierung des Salzgehalts, des Sickerwasseraustritts und der Geruchsemissionen. Allerdings verzögerte sich der Rotteverlauf durch den sehr stickstoffarmen Holzhäcksel (C/N = 69-80) um vier Wochen. Die Zugabe von 10-30 Gew.-% Papier ergab eine deutliche Senkung der Salzgehalte im Kompost, Sickerwasser trat nicht aus. Mehr als 10 % Papieranteil erhöhten die Geruchsemissionen und führten zu einer Verlängerung der Rottezeit um bis zu vier Wochen bei 30 % Papieranteil. Die Zumischung von bis zu 50 Vol.-% Rinde hatte den gleichen Effekt wie die Zumischung von Holzhäcksel.

2.4.3. Zugabe von Zuschlagstoffen

Die Zugabe von Zuschlagstoffen hat häufig den gleichen Grund wie die Mischung verschiedener Substrate: Es soll eine Verbesserung der Nährstoffzusammensetzung erreicht werden, vor allem durch N-Zugabe zu Substraten mit einem weiten C/N-Verhältnis.

Desweiteren sollte:

- Kalkzugabe zu Klärschlamm zur Hygienisierung beitragen
- Kalk generell zur Anhebung des pH-Wertes dienen (GRAY et al. (1971) /36/)
- Zugabe von Boden- oder tonhaltigen Substanzen die Stickstoffverluste in Form von NH_3 reduzieren (s.o.)
- Kalkstickstoff die Nährstoffsituation verbessern und gleichzeitig Anaerobien verhindern helfen.

Bereits HOWARD (1948) /51/ empfiehlt bei der Kompostierung, basisch wirksame Stoffe wie Kalk oder Holzasche zuzugeben, um das Absinken des pH-Wertes zu Beginn der Rotte zu vermeiden. Dabei lehnt er die Verwendung anorganischer Stickstoffquellen zugunsten organischer N-Quellen wie Harn und Kot ab.

REINHOLD (1938) /90/ untersuchte die Wirkung verschiedener Zuschlagstoffe (u.a. Phosphat, Fäkalien, Jauche, Zuckerlösung) bei der Kompostierung von Gartenabfällen. Dabei konnten über die sechsmonatige Rotteperiode keine Unterschiede im Gehalt freien Carbonats festgestellt werden. Der Gesamt-N-Gehalt war bei dem Kompost mit Fäkalienzusatz am höchsten, andere Zuschlagstoffe hatten bezüglich dieses Parameters keinen Effekt. Fäkalienzusatz führte zu sehr hohen, Zuckerzusatz zu sehr niedrigen Nitratkonzentrationen im Rottegut.

WOOD (1938) /116/ konnte in seinen Versuchen mit Maisrückständen keine einheitliche Beeinflussung der Rotte durch Molassezusatz finden.

SCHINDLAUER (1990) /77/ beobachtete bei der Kompostierung von Grünschnitt in Dreiecksmieten durch den Zusatz von Schweinegülle, Pferdemist bzw. Steinmehl keinen Effekt auf den Rotteverlauf, notierte allerdings verstärkte Geruchsemissionen nach Güllezusatz.

WILEY (1956) /111/ stellte bei der Kompostierung von Hausmüll im Labor fest, daß eine Beimischung von Kalkstein auch in größeren Mengen kaum einen Einfluß auf den pH-Wert hat; die Kombination von Kalkstein und gelöschtem Kalk führte allerdings zu einer deutlichen Erwärmung des Materials. Erhöhte Stickstoffverluste konnten bei diesen Versuchen nicht beobachtet werden. Umgekehrt bewirkte die Zugabe von Essigsäure eine Absenkung des pH-Wertes, wobei erst unter pH 5 die Umsetzungsprozesse deutlich reduziert wurden.

KUBOTA et NAKASAKI (1991) /69/ konnten in einem Versuchsreaktor durch Zugabe von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ zu organischen Abfällen ein Absinken des pH-Wertes unter sieben verhindern, ohne daß die NH_4 -Verluste anstiegen.

WITTER et LOPEZ-REAL (1988) /115/ stellten bei der Klärschlammkompostierung fest, daß oberflächlich auf der Miete ausgebrachte Tonminerale, bzw. tonhaltiger Boden bis zu 90 % des austretenden Ammoniums adsorbierten. Aufgebrachter Fertigkompost oder eingemischter Ton hatten keinen stickstoffkonservierenden Effekt.

BANNICK (1987) /3/ untersuchte in einem Mietenversuch die Wirkung des Zusatzes von Harnstoff bzw. Kalkstickstoff auf die Rotte von Laub und Stroh ($\text{C/N} = 39-66$) mit folgenden Ergebnissen: In der Miete mit Kalkstickstoff war die Temperaturentwicklung verzögert. Die Einengung des C/N -Verhältnisses und der Abbau der organischen Substanz waren bei Kalkstickstoffzugabe höher als bei Harnstoffzugabe und dort höher als bei der Variante ohne Zuschlagstoffe. Die verzögerte Erwärmung stellte auch BAUER (1992) /4/ beim Zusatz von Kalkstickstoff zur Kompostierung von Holzhäcksel fest. MUDRACK et al. (1977) /78/ und HUGENROTH und KLAGES (1978) /52/ verzeichneten eine Reduzierung von Geruchsstoffen und Schwefelwasserstoff beim Zusatz von Kalkstickstoff zu Klärschlämmen.

ALLISON (1924) /1/ fand zwei Wochen nach der Anwendung von Kalkstickstoff im Boden eine starke Zunahme der Bakterienaktivität. Als Grund wurden die Wirkung vom Kalk und eine Bodensterilisierung durch Cyanamid angenommen.

DHAR et al. (1954) /15/ gaben in einem Laborversuch einer Mischung aus Kuhmist, Stroh und Gras sowohl Boden, als auch Rohphosphat zu. Es konnte in beiden Fällen eine Stickstoffzunahme durch bakterielle Fixierung beobachtet werden.

WILLSON et HUMMEL (1973) /114/ erzielten bei der Kompostierung von Stallmist durch Phosphatzugabe ebenfalls verringerte N-Verluste.

2.4.4. Verunreinigungen

WESCHE und ROSZINSKI (1972) /108/ haben den Einfluß von Dieselöl, eines Waschmittels und eines Totalherbizids auf die Rotte von Hausmüll untersucht. Waschmittelzusatz bewirkte eine geringfügige Temperaturerhöhung und Dieselöl eine Verzögerung der Rotteaktivität um fünf Tage. Das Herbizid (Primatol) hatte keinen meßbaren Effekt auf das Rottegut.

2.4.5. Beimpfen des Materials

Durch den Zusatz von Fertigkompost bzw. ausgewählten Mikroorganismen:

- soll der Rottebeginn beschleunigt werden
- sollen die aeroben Mikroorganismen unterstützt werden
- soll der entstehende Kompost im Hinblick auf die Humusbildung verbessert werden.

GOLUEKE (1954) /30/ beimpfte organische Abfälle in einem Laborversuch mit Pferdemit, Fertigkompost und Bakterienzusätzen. Dabei konnte kein meßbarer Einfluß auf den Temperaturverlauf und den Abbau der organischen Substanz festgestellt werden. Aufgrund der großen Menge bereits vorhandener Bakterien im Abfall war die zugeführte Menge bedeutungslos.

GOLUEKE und DIAZ (1989) /33/ befaßten sich in einer weiteren Veröffentlichung sehr ausführlich mit den theoretischen Chancen des Beimpfens bei der Kompostierung. Sie stellten zum einen fest, daß das Beimpfen mit Fertigkompost sinnvoll sein kann, um eine "lag-Phase" zu Beginn der Rotte zu überbrücken. Zum anderen sei das Beimpfen nur dann sinnvoll, wenn dadurch

- (1) eine wichtige, neue Mikrobenart eingebracht werden kann
- (2) eine Mikrobenart eingebracht werden kann, die an das Substrat besser angepaßt ist als die vorhandenen.

Vor allem der erste Punkt ist bei Abfällen in der Regel nicht erfüllt, es sei denn sie wurden vorher sterilisiert, oder sie stammen aus sehr spezifischen Prozessen (z.B. Pharmazie, oder Lebensmitteltechnik). Auch die Auswahl einer "besser angepaßten Art" und der Beweis dessen ist mit erheblichem Aufwand verbunden. Als Fazit bleibt eine skeptische Wertung der Möglichkeit, durch den Zusatz von Impfkulturen, Enzymen oder Startern auf den Rotteprozeß einwirken zu können.

Den gleichen skeptischen Grundtenor hat auch die Auswertung umfangreicher Literatur, die GLATHE et al (1985) /29/ und POINCELOT (1972) /85/ durchgeführt haben.

Dagegen hatte DAVEY (1953) /14/ durch das Beimpfen von Sägemehl, also eines keimarmen Reinstoffes, Erfolge durch ein Beimpfen mit Sporen des celluloseabbauenden Pilzes "Coprinus ephemerus". Diese Beobachtung bestätigt die These von Golueke und Diaz.

2.4.6. Einfluß der Umsetzintervalle

Durch das Umsetzen des Materials erfolgt ein Gasaustausch, eine Durchmischung und Zerkleinerung des Materials, außerdem werden neue Oberflächen geschaffen. Häufiges Umsetzen führt zu einem Austrag an Wärme und Feuchte (GRAY et al. (1971) /35/). Letzteres resultiert in einer Erhöhung des TS-Gehaltes (ROTH et al. (1994) /95/ und FRICKE (1988) /25/). Zudem zerstört häufiges Umsetzen die Mycelien von Pilzen und Actinomyceten (GRAY et al. (1971) /35/ und MÜLLER u. RITTER (1972) /79/).

Bereits HOWARD (1948) /51/ hat auf die Notwendigkeit des Umsetzens zur Aufrechterhaltung des Kompostierungsprozesses hingewiesen und empfiehlt während des Rotteprozesses ein zweimaliges Umsetzen der Mieten, das erste Mal nach zwei bis drei und das zweite Mal nach fünf Wochen.

REINHOLD (1938) /90/ beobachtete einen höheren Zersetzungsgrad bei mehrfach umgesetzten Pflanzenabfallkompost.

GOULEKE (1974) /31/ sieht im Umsetzen einen wesentlichen Beitrag, um in den Außenbereichen angesiedelte Keime und Parasiten zu beseitigen. Das Umsetzintervall sollte sich nach seiner Auffassung an der Feuchte des Rottegutes orientieren, da durch den Umsetzvorgang der TS-

Gehalt zunimmt. Beim Auftreten von Faulgeruch als Folge von Anaerobie sollte täglich umgesetzt werden. Häufiges Umsetzen führte in seinen Experimenten zu einem schnelleren Abbau der organischen Substanz. Eine langfristige Temperaturniedrigung konnte durch das Umsetzen nicht erreicht werden.

FISCHER (1991) /23/ empfiehlt bei Grüngutkompostierung in Trapezmieten bei 20-wöchiger Rottedauer, je nach Strukturmaterialanteil, eine Umsetzhäufigkeit von drei bis sechs mal.

FRICKE (1988) /25/ kompostierte Bioabfall in Dreiecksmieten mit 1-, 2-, 3- und 6-wöchigem Umsetzintervall. Bei einem wöchentlichen Umsetzintervall wurde gegenüber einem 14-tägigen Umsetzintervall eine höhere Abbauleistung erzielt. Es traten jedoch Probleme zum einem mit der Hygienisierung des Materials auf. Die Geruchsemissionen lagen bei einem wöchentliche Umsetzintervall höher.

RELOE (1993) /92/ beobachtete in einem Modellversuch in Containern mit Stroh und Grasschnitt durch Umsetzen folgende Zusammenhänge:

- längere Einwirkzeit von Temperaturen über 50 °C
- Abnahme der Schüttdichte bei strukturarmen, bzw. Zunahme bei strukturreichen Stoffen
- feinere Körnung
- bessere Homogenität
- höhere Stickstoffverluste.

SCHUCHARDT (1990) /103/ beschäftigte sich ausführlich mit der Temperaturverteilung in der Miete unter dem Aspekt der Hygienisierung des Materials. Seine Untersuchungen führten zu dem Ergebnis, daß es während der Hauptrottephase eines mindestens fünfmaligen Umsetzens bedarf, um sicherzustellen, daß auch Partien der Randbereiche für die Hygienisierung ausreichend lange im heißen Kernbereich verweilen.

2.4.7. Einfluß der Belüftung

Der Einfluß der Belüftung auf den Kompostierungsprozeß wurde von vielen Autoren detailliert untersucht (Tab.14).

FERTIG (1981) /19/ hat bei Laborversuchen mit Hausmüll festgestellt, daß der Sauerstoffbedarf in den einzelnen Rottephasen stark schwankt und deshalb die Belüftungsintensität entsprechend angepaßt werden sollte.

Tab.14: *Arbeiten über Belüftung bei der Kompostierung von Bioabfällen*

Autor	Substrat	Objekt
BERTOLDI et al. (1982) /7/	Klärschlamm, Abfall	Druck-/ Saugbelüftung, Umsetzen
FERTIG (1981) /19/	Hausmüll	Sauerstoffbedarf, Regelung
FINSTEIN et al. (1977) /21/	Abfälle	Druck-/Saugbelüftung, Belüften/Umsetzen, Prozeßsteuerung
FINSTEIN et al. (1986) /22/	Klärschlamm	Prozeßsteuerung
HAUG (1986 /43/, 1979 /41/, 1990 /44/)	Klärschlamm und Abfälle	Saugbelüftung und Geruchsentwicklung
HONG et al. (1983) /50/	Stallmist	Belüftungsintensität
KNUTH (1969) /65/	Hausmüll	Belüftungsintensität
KUTER et al. (1985) /70/	Klärschlamm	Druck-/Saugbelüftung, Prozeßsteuerung
MACGREGOR et al. (1981) /72/	Klärschlamm	Rotteprozeß
MURRAY et al. (1991) /80/	Klärschlamm	Belüftung von Mieten
RHEINHABEN (1993) /94/	Hausmüll	Belüftungsintensität
SIKORA et SOWERS (1983) /105/	Klärschlamm	Regelung der Belüftungsintensität
STENTIFORD et al. (1985) /106/	Klärschlamm und Abfälle	Mietenbelüftung, Temperaturverteilung, Prozeßsteuerung, Komposteinsatz
WILLSON et HUMMEL (1972) /113/	Klärschlamm in Laborreaktor	O ₂ -Bedarf und -Verteilung, Prozeßsteuerung

KNUTH (1969) /65/ konnte im Laborversuch mit Hausmüll einen Luftvolumenstrom finden, bei dem weder Methan, noch Ammoniak, noch Stickoxide in der Abluft zu finden waren. Er schloß daraus, daß unter aeroben Bedingungen keine Stickstoffverluste auftreten.

Sikora et SOWERS (1983) /105/ kamen bei der Kompostierung von Klärschlamm in Laborkompostern zu dem Ergebnis, daß die Abbaurate der organischen Substanz höher ist, wenn sich die Belüftungsintensität so bemessen wird, daß die Temperatur nicht über 55°C ansteigt. Mit steigender Belüftungsintensität stiegen die N-Verluste gegenüber der unbelüfteten Variante bis zu 20 % und das Rottegut trocknete stärker aus.

MACGREGOR et al. (1981) /72/ stellten bei der Kompostierung von Klärschlamm in belüfteten Mieten fest, daß durch eine Begrenzung der Maximaltemperatur auf 60°C ein stabiler Kompostierungsprozeß erreicht werden kann. In einer unbelüfteten Variante wurde die Temperatur von 60°C überschritten.

Bei der Kompostierung von Hausmüll in Reaktoren steigt die Temperatur in der Selbsterhitzungsphase mit zunehmender Belüftungsrate an (RHEINHABEN (1993) /94/). In der sich anschließenden thermophilen Phase verursachte eine Erhöhung der Belüftungsrate einen Temperaturrückgang. Der Abbau war dann am schnellsten, wenn die Temperatur sehr schnell ansteigen konnte, also bei einer intensiven Belüftung zu Rottebeginn.

HONG et al. (1983) /50/ arbeiteten an einem Belüftungssystem für die Kompostierung von Stallmist und ermittelten dafür optimale Belüftungsraten. Als optimales Mischungsverhältnis zwischen Stallmist und Strukturmaterial stellte sich dabei ein Verhältnis von 2:1 heraus.

BERTOLDI et al. (1982) /7/ verglichen bei der Kompostierung von Bioabfällen mit Klärschlamm das Verfahren "Umsetzen" (zwei mal wöchentlich) mit dem Verfahren der "Druck-", bzw. "Saugbelüftung" in Mieten. Nach Auswertung physikalischer, chemischer, mikrobiologischer und pathologischer Parameter konnte festgestellt werden, daß Belüften besser als Umsetzen ist und daß Druckbelüftung effektiver als eine Saugbelüftung ist.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Belüftung die einzige Möglichkeit darstellt, die Temperatur in der Anfangsphase der Rotte zu regeln und damit auf einen Optimalbereich für den Abbauprozess einzustellen.

2.5. Einteilung der Verfahren und Techniken

Ein Kompostierungsverfahren im technischen Maßstab läßt sich einteilen in die Verfahrensschritte "Aufbereitung", "Kompostierung" und "Konditionierung" (GRONAUER et al. (1993) /39/, vgl. Abb.4). Der eigentliche Prozeß der Kompostierung besteht aus der Vor-, Haupt- und Nachrotte, die z.T. zusammengefaßt sein können.

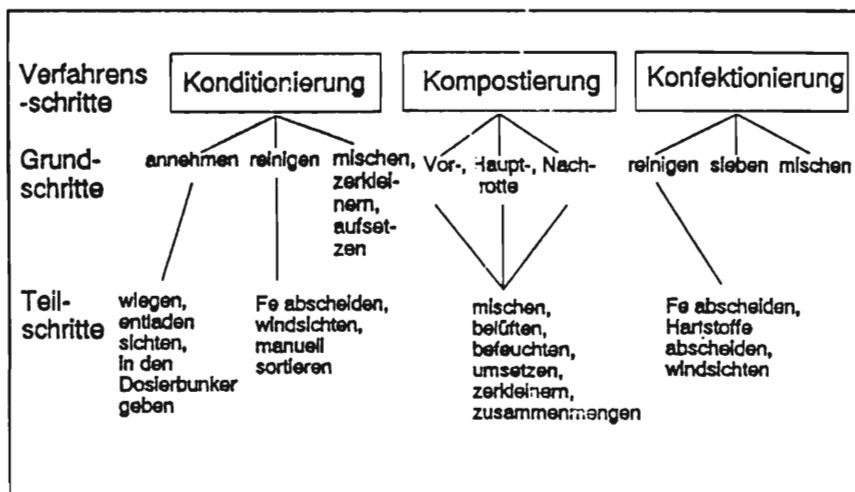


Abb.4: Verfahrensschritte der Kompostierung

Werden bei der Kompostierung alle drei Schritte realisiert, entspricht das einem dreiphasigen System. Bei zwei bzw. nur einem Schritt spricht man von einem zwei- bzw einphasigen System (Tab.15) (nach HELM (1993) /46/).

Einphasige Systeme können entweder zu Rottegrad III (Frischkompost) oder Rottegrad IV (Fertigkompost) führen. Beide Rottegrade können durch einfache Mietenkompostierung oder aufwendige Rottetechniken wie Trommel-, Boxen-, Silo- und Containerkompostierung bzw. brikoilares Verfahren erreicht werden.

Tab.15: Einteilung der Systeme der Bioabfallkompostierung aus verfahrenstechnischer Sicht

System	Vorrotte	Hauptrotte	Nachrotte	Produkt
einphasig	Miete	---	---	Frischkompost
	Rottebox	---	---	
	Rotttrommel	---	---	
	Rottecontainer	---	---	
	Miete			Fertigkompost
	Rotttrommel			
	Rottebox			
	Rottecontainer			
zweiphasig	Miete		Miete	Fertigkompost
	Rotttrommel			
	Rottebox			
	Rottecontainer			
dreiphasig	Rotttrommel	Miete		
	Rottebox			
	Rottecontainer			

Zweiphasige Systeme bestehen entweder aus Haupt- und Nachrottemieten, oder aus einer Vorrottetechnik und Mieten zur Nachrotte.

Dreiphasige Systeme sind in der Regel aus einer Vorrottetechnik aufgebaut, z.B. Rottetrommel, einer Miete zur Hauptrotte und einer Miete zur Nachrotte.

RELOE (1993) /92/ teilt die Verfahren nach Rottetechniken ein:

- Flächenkompostierung
- Mietenkompostierung
- Reaktorkompostierung (statisch und dynamisch).

2.5.1. Rottetechniken

2.5.1.1. Flächenkompostierung

Bei der Flächenkompostierung wird das Material nach vorhergehender Zerkleinerung als dünner Film auf das Feld ausgebracht. Bei diesem Verfahren findet keine Erwärmung des Rottegutes und damit keine Hygienisierung statt. Die Flächenkompostierung ist deshalb nur für Grünschnitt, keinesfalls für organische Haushalts- und Küchenabfälle geeignet (Reloe (1994) /92/).

2.5.1.2. Mietenkompostierung

Die Mietenkompostierung ist sicher die älteste Form der Kompostierung, die zum erstenmal in China 5.000 v. Chr. erwähnt wurde. Sir Albert HOWARD (1948) /51/ setzte die Grundlagen, um diese Methode zu einem gesteuerten technischen Prozeß zu entwickeln.

Bei der Mietenkompostierung wird das Material mit einem Radlader oder Stallmiststreuer im Freien oder in Hallen zu Mieten aufgesetzt. Eine spitz zulaufende Mietenoberfläche entspricht einer Dreiecksmiete, eine gewölbte einer Walmiete und eine geglättete einer Trapezmiete. Trapezmieten mit mehreren Metern Höhe und z.T. über zehn Meter Breite werden als Tafelmieten bezeichnet (Abb.5).

Die Mieten müssen in regelmäßigen Abständen umgesetzt werden. Das Umsetzen der Mieten soll folgende Effekte bewirken:

- Mischen
- Lockern
- Gasaustausch
- Auffasern (Schaffung neuer Angriffsflächen für Mikroorganismen).

Zum Umsetzen werden spezielle Umsetzmaschinen eingesetzt. Stallmiststreuer sind umständlich und erfordern einen hohen Zeitaufwand (WIEMER, KERN (1989) /109/). Bei Radladern wird nicht unbedingt ein ausreichender Mischeffekt erreicht.

Eine Sonderform der Mietenkompostierung ist die Matten- oder Matratzenkompostierung. Dabei wird die Miete schichtweise aufgebaut und das frisch angelieferte Material mit der darunterliegenden angerotteten Schicht vermischt.

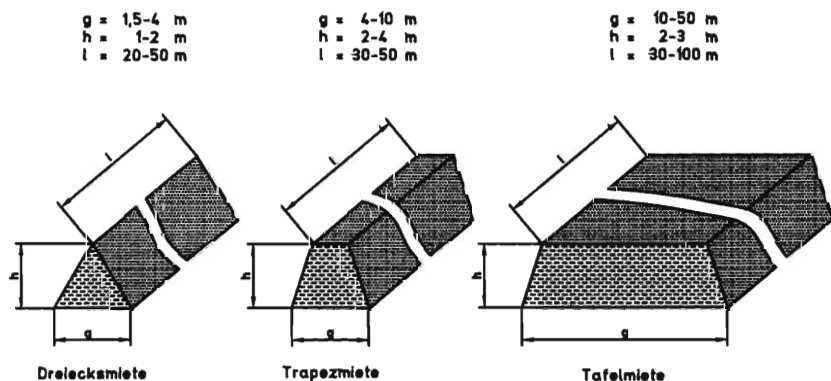


Abb.5: Mietenformen

Dreiecksmieten

Dreiecksmietenverfahren werden häufig bei kleinen Anlagen eingesetzt. Das Verfahren zeichnet sich durch einfache Anlagentechnik aus, die im wesentlichen aus einer Bodenplatte und einem Umsetzgerät (Abb.6) besteht. Diese Geräte werden für den Schlepperanbau oder selbstfahrend angeboten. Vor allem bei ersteren ist der Flächenbedarf wegen des hohen Anteils an Rangierflächen sehr groß. Im Falle einer notwendigen Einhausung wird deshalb das Verfahren überproportional verteuert (HELM (1993) /46/).

Alle Dreiecksmietenumsetzer arbeiten mit einer bzw. zwei Trommeln zum Wenden des Materials. Die Dreiecksform der Mieten resultiert aus der Anordnung der Werkzeuge an der Trommel.

Für eine optimale Materialbearbeitung ist eine sehr geringe Vorfahrtsgeschwindigkeit von weniger als 500 m/h notwendig. Dies erfordert bei angebauten Geräten entweder einen Schlepper mit entsprechender Getriebeabstufung, oder ein Umsetzgerät mit einer durch die Schlepperhydraulik versorgten Triebachse.

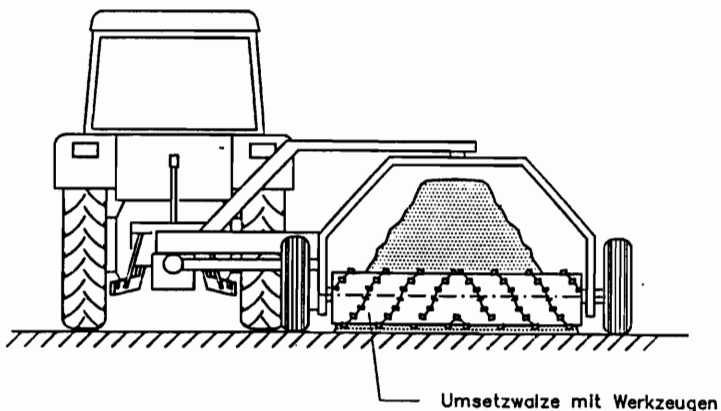


Abb.6: Dreiecksmietenkompostierung mit schlepperangebautem Gerät

Zum Schutz gegen Vernässung und zu starke Austrocknung können die Mieten mit einem luftdurchlässigen Vlies abgedeckt werden. Wegen des hohen Arbeitsaufwandes wird dies häufig unterlassen. Einige selbstfahrende Umsetzmaschinen besitzen Einrichtungen zum automatischen Aufrollen und Ablegen der Vliese. Arbeitswirtschaftlich günstiger als das Abdecken mit Vliesen ist eine Überdachung der Anlagen, vor allem in niederschlagsreichen Gebieten.

Die Dreiecksmieten bieten durch das günstige Oberflächen-/Volumenverhältnis relativ gute Voraussetzungen für aerobe Rotteverhältnisse. Durch einfache und wirkungsvolle Umsetztechniken werden günstige Voraussetzungen für einen schnellen Rotteverlauf geschaffen.

Trapez- und Tafelmieten

Tafel- bzw. Trapezmieten werden bei Anlagen im Freien, unter Dach, oder in geschlossenen Hallen verwendet. Für Trapezmieten im Freien werden selbstfahrende oder schlepperangebaute Umsetzgeräte benutzt (Abb.7).

In geschlossenen Hallen werden zum Umsetzen fest installierte Hallenumsetzer (ähnlich den Baggern aus dem Tagebergbau) eingesetzt. Diese Geräte erfordern zwar einen relativ hohen Investitionsaufwand, arbeiten jedoch ohne direktes Bedienungspersonal in den Rottehallen. Aus Gründen des Arbeitsschutzes sollten sich wegen der sehr aggressiven Atmosphäre in der Rottehalle keine Arbeitskräfte über längere Zeit aufhalten (STRAUCH (1994) /107/). Beim Umsetzen wandert die Miete in der Regel immer in eine Richtung, so daß an einem Mietenende Frischmaterial eingebracht, am anderen Ende Fertigkompost entnommen werden kann.

Trapez- und Tafelmieten bieten eine hohe Flächenausnutzung und sind deshalb besonders gut für eingehauste Anlagen geeignet (HELM (1993) /46/). Es besteht jedoch die Gefahr, daß die Mieten zu groß und mit zu wenig Strukturmaterial angelegt werden. Hinzu kommen oft lange Umsetzintervalle und mangelnde Umsetztechniken (z.B. nur Radlader). Bei Mietenhöhen über 1,5-2 m ist nach den vorliegenden Erfahrungen ein Luftaustausch zwischen dem Mieteninneren und der Umgebung zur Aufrechterhaltung eines aeroben Milieus kaum noch gewährleistet. Es entstehen anaerobe Verhältnisse, bei denen übelriechende und klimarelevante Gase (z.B. CH₄) gebildet werden können. Die Gase entstehen z.T. auch bei optimaler Rotteführung durch zonale und zeitlich bedingte Anaerobien (HELM (1993) /46/), allerdings in weitaus geringerem Umfang. Aus diesem Grund sollte die Mietenhöhe 1,5-2 m nicht überschreiten. Eine Druck- oder Saugbelüftung z.B. über eine perforierte Bodenplatte sollte bei Trapez- und Tafelmieten die Sauerstoffversorgung im Rottegut unterstützen.

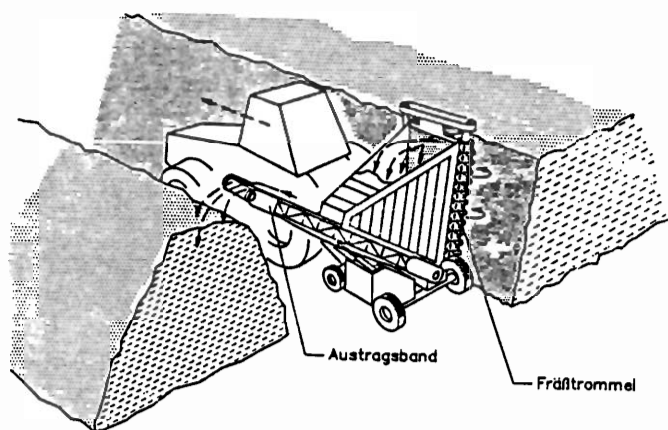


Abb.7: Tafelmietenkompostierung mit schlepperangebautem Gerät

2.5.1.2. Reaktorkompostierung

Flachsilo-, bzw. Tunnel- oder Zeilenkompostierung

Bei diesen Verfahren wird das Material in Silos mit begrenzenden Seitenwänden gefüllt. Durch mehrere nebeneinanderliegende Silos ergibt sich eine Tafelmiete, die durch die jeweiligen Silowände unterbrochen wird (Abb.8). Es gilt auch hier die Forderung nach begrenzter Mietenhöhe. Eine Zwangsbelüftung verbessert die Rottebedingungen.

Wie bei Tafelmieten ist ein kontinuierlicher (Beschickung vorne, Entnahme hinten) oder absätziger Betrieb (Rein-Raus-Verfahren) möglich. Je nach Technisierungsstufe kommen teil- und vollautomatische Umsetzgeräte zum Einsatz, die auf den Silowänden geführt werden .

Das Verfahren eignet sich vor allem für kleinere geschlossene Anlagen. Gegenüber der Tafelmietenkompostierung in geschlossenen Hallen ist zwar der Bauaufwand höher (Silos), dafür ist die Maschinenteknik weitaus billiger (HELM (1993) /46/).

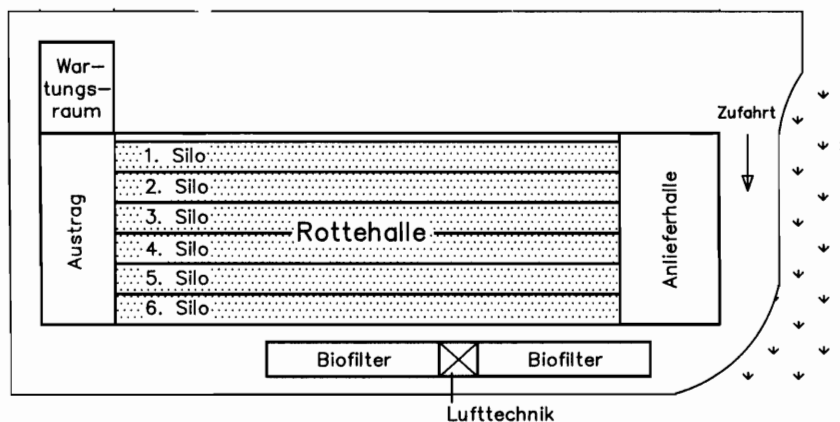


Abb.8: Flachsilokompostierung

Rotteboxen und -container

Rotteboxen und Rottecontainer sind geschlossene Kammern, in denen das Frischmaterial in der Regel unter Beimischung von Grüngut durch gesteuerte Belüftung mehrere Tage behandelt wird (Abb.9).

Voraussetzung ist eine optimale Zerkleinerung und Durchmischung des eingelagerten Materials, da es sich um ein statisches System handelt und das Material in der Box nur noch belüftet wird. Nach der Vorrotte in der Box wird das Material ausgetragen und zu Mieten aufgesetzt. Alternativ dazu besteht die Möglichkeit, das Material auch bis zum Erreichen von Fertigkompost in Boxen zu kompostieren (s.o.). Um die Vorteile des Umsetzens bei diesem Verfahren nutzen zu können, besteht bei neueren Anlagen dieses Typs die Möglichkeit, das Material während der Rotte über automatische Be- und Entladeeinrichtungen in Zerkleinerungs- und Durchmischungseinrichtungen zu führen.

Das Verfahren hat den Vorteil, daß bei geschlossener Betriebsweise nur geringe Raumvolumen einzuhausen sind. Damit sinken gegenüber Hallen mit Tafelmieten, etc. die Kosten für die Hallenentlüftung und die Abluftreinigung. Auch der Flächenanspruch für die Gesamtanlage ist gegenüber der Mietenkompostierung wesentlich niedriger. Dagegen sind die Investitionskosten aufgrund des hohen steuerungstechnischen Aufwandes je Einheit (Box) sehr hoch. Dieses Verfahren wird erst bei Inputleistungen ab 5.000-10.000 t/Jahr interessant, einer Größenordnung

in der offene Verfahren aus Emissionsschutzgründen bereits problematisch werden (HELM (1993) /46/).

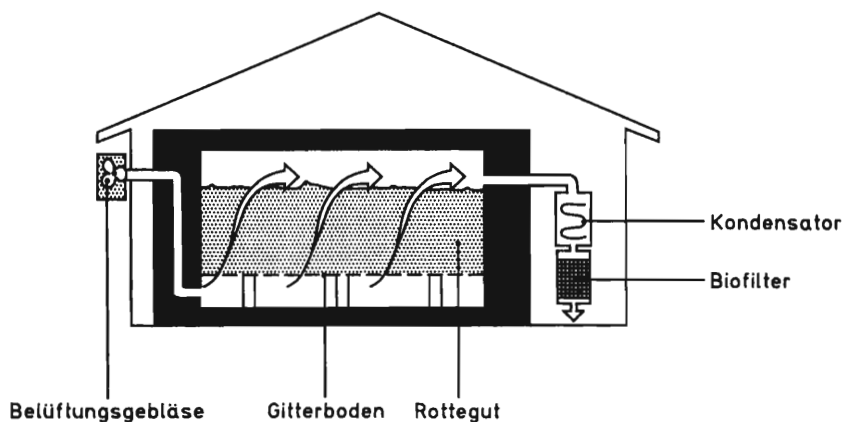


Abb.9: Rottebox

Rottetrommeln

In den Rottetrommeln (Abb.10) wird das Frischmaterial chargenweise oder kontinuierlich für die Dauer von Stunden bis Tagen behandelt. Die Bewegungs- und Lüftungsphasen sind steuerbar. Bei der kurzen Verweilzeit steht weniger die Kompostierung als vielmehr eine intensive Homogenisierung und Belüftung im Vordergrund. Deshalb sind Trommeln als Vorrottesysteme zu betrachten, denen Haupt- und Nachrotte des Materials in Mieten nachgeschaltet sind.

Ebenso wie bei den Rotteboxen bzw. Rottecontainern erscheint es bei Verwendung einer Trommel zur Vorrotte möglich, die ersten geruchsintensiven Phasen der Kompostierung in einem kleinen abgeschlossenen Behältervolumen abzufangen. Dadurch könnten die Kosten für die Lüftung und Abluftreinigung gegenüber der Kompostierung in Hallen wesentlich niedriger gehalten werden. Darüberhinaus wäre es theoretisch möglich, durch die Bewegung das Entstehen anaerober Zonen zu vermeiden. Allerdings ist der Investitionsbedarf für die Rottetrommeln hoch, so daß hohe Kosten je Tonne Bioabfall entstehen, wenn die Gesamttrottezeit durch die Vorbehandlung in der Trommel nicht erheblich verkürzt werden kann.

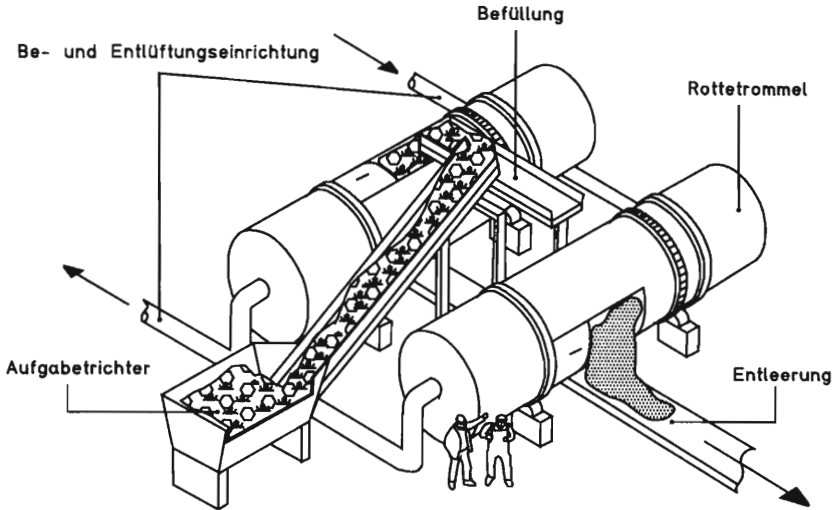


Abb.10: Rottetrommel

Brikolares Verfahren

Der Bioabfall wird zu Preßlingen geformt (etwa 30 kg Gewicht und 40-45 % TS), mit Belüftungskanälen versehen und in einer geschlossenen Halle auf Paletten gelagert. Durch Sauerstoffeintritt über Belüftungskanäle kommen die mikrobiellen Umsetzprozesse unverzüglich in Gang und der Preßling erwärmt sich. Es werden Temperaturen bis 70°C erreicht, so daß eine sichere Hygienisierung stattfindet. Durch die Erwärmung trocknen die Preßlinge aus, so daß sie regelmäßig befeuchtet werden müssen. Nach etwa sechs Wochen läßt die Selbsterhitzungsfähigkeit nach, die Preßlinge werden ausgelagert, vermahlen und je nach Anwendungsfall auf Mieten weitergerottet oder als Frischkompost abgegeben (RELOE (1993) /92/).

Der Ein- und Austrag der Preßlinge in die Halle erfolgt automatisch. In der Halle können die Paletten mit den Preßlingen gestapelt werden, dadurch wird das Hallenvolumen und die Fläche gut genutzt (RELOE (1993) /92/).

Dieses Verfahren nimmt von Ablauf und Theorie gegenüber allen anderen eine Sonderstellung ein. Aufgrund der speziellen Technik ist es erst ab einer Größenordnung von etwa 10.000 t Input pro Jahr wirtschaftlich.

3. Zielsetzung

Die vorangegangenen Erläuterungen zeigen, daß sehr viele Arbeiten über einzelne Wirkungs-Zusammenhänge, z.B. Einfluß von Umsetzintervall oder Belüftung auf die Temperatur und CO₂-Konzentration im Haufwerk vorliegen. Da bei den einzelnen Autoren allerdings mit jeweils unterschiedlichen Substraten gearbeitet wurde (in vielen Fällen mit Klärschlamm oder Hausmüll), lassen sich die Ergebnisse nur sehr eingeschränkt miteinander vergleichen.

Zudem gibt es kaum Arbeiten, die sich mit Substraten, die den in der Einleitung dargelegten organischen Haushalts- und Küchenabfällen entsprechen, befassen. Bei den vorhandenen Arbeiten sind die einzelnen ermittelten Faktor-/ Wirkungsbeziehungen nicht miteinander vergleichbar, weil sie nicht unter einheitlichen Bedingungen (gleiches Ausgangsmaterial, gleiche Umweltbedingungen) gemacht wurden. Hinzu kommt, daß ein Großteil der Arbeiten im Labor mit nur wenige Liter fassenden Kompostern durchgeführt wurde, so daß diese Ergebnisse nur sehr eingeschränkt auf die Kompostierung im Praxismaßstab übertragen werden können.

Es wurde bislang nicht untersucht, ob die Verfahren Rottebox und -trommel gegenüber der Mietenkompostierung tatsächlich eine intensivere, d.h. schnellere Rotte ermöglichen.

Ziel der hier vorliegenden Arbeit war es die Wirkung von Einflußfaktoren auf den Kompostierungsprozeß in Hinblick auf eine optimierte Prozeßführung zu untersuchen, so daß Umweltbelastungen durch gasförmige Emissionen minimiert und die Verfahrensleistung und die Kompostqualität optimiert werden können. Außerdem sollte eine Basis zum ökonomischen Vergleich verschiedener Rotteverfahren geschaffen werden.

Zur besseren Strukturierung der Arbeit wurden dazu folgende Teilziele formuliert:

- **Untersuchung des Einflusses von Witterungsparametern**
 - Temperatur
 - Niederschläge
 - Wind
- auf den Kompostierungsprozeß.

- **Untersuchung der nachfolgenden endogenen und exogenen Einflußfaktoren**
 - Strukturmaterialanteil
 - Zuschlagstoffe (Gesteinsmehl, Branntkalk, Kalkstickstoff)
 - Beimpfen (mit Bakterien und Pilzkulturen bzw. Fertigkompost)
 - Umsetzintervalle

auf den Kompostierungsprozeß, das Emissionspotential, die Kompostqualität und die Verfahrensleistung.

- **Vergleich verschiedener Rottetechniken**

- Dreiecksmiete im Freien
- Dreiecksmiete in der Halle
- Tafelmiete in der Halle
- Vorrotte in der Rottetrommel
- Vorrotte in der Rottebox

bezüglich der Kompostqualität und der Verfahrensleistung.

Um die Teilziele zu erreichen wurde folgendes Vorgehen gewählt:

1. Die Untersuchungen wurden in Modellversuchen auf einer Anlage mit gleichem Ausgangsmaterial durchgeführt, um vergleichbare Bedingungen zu schaffen.
2. Die Modellversuche wurden in drei Durchgängen wiederholt (Sommer-, Herbst- und Winterversuch), um die Witterungseinflüsse quantifizieren zu können.

4. Material und Methodik

Bei Laborversuchen ist es äußerst problematisch, die gewonnenen Ergebnisse auf die Praxis zu übertragen. Speziell im Kompostierungsbereich herrschen aufgrund der Heterogenität des Ausgangsmaterials und der gegenüber Praxisbedingungen veränderten Oberflächen-/Volumenverhältnisse in nur wenige Liter fassenden Versuchsreaktoren völlig andere Bedingungen. Selbst die Prozesse in 1 m³ fassenden Reaktoren sind kaum mit den Verhältnissen in gewerblichen Anlagen zu vergleichen. Einflußfaktoren wie z.B. das Umsetzen sind selten realistisch nachstellbar.

Umgekehrt ist es schwierig, auf Praxisanlagen mit ausreichender wissenschaftlicher Genauigkeit zu arbeiten. Erstens unterscheiden sich zu vergleichende Anlagen, je nach der regionalen Struktur und dem Erfassungssystem im Inputmaterial. Zweitens werden abgesprochene Versuchsprogramme aufgrund innerbetrieblicher Engpässe häufig nicht eingehalten. Des weiteren ist es schwierig, bei großen, kontinuierlich arbeitenden Kompostierungsanlagen einzelne Chargen über den Rotteverlauf zu identifizieren.

Vorliegende Untersuchungen wurden in Modellversuchen durchgeführt, die Mieten hatten alle das gleiche Format (Dreiecksmieten mit 3 m Basisbreite, 1.5 m Höhe, und 8 m Länge, die jeweils aus 10 m³ Material aufgesetzt wurden). Die Tafelmiete wurde als 50 m³ fassender, 4 m hoher Kegelstumpf aufgeschüttet. Alle Mieten eines Modellversuches wurden aus gleichem Material auf derselben Anlage aufgesetzt. Bei jeder Miete wurde jeweils ein Faktor verändert (z.B. das Umsetzintervall). Die Betreuung der Mieten erfolgte durch Institutsmitarbeiter.

Um die Witterungsfaktoren als Einflußparameter mit erfassen zu können, mußten die Modellversuche in drei Durchgängen angelegt werden:

Modellversuch 1 (Sommerversuch)	vom	30.06.93 - 23.09.93
Modellversuch 2 (Herbstversuch)	vom	24.08.93 - 20.10.93
Modellversuch 3 (Winterversuch)	vom	19.01.94 - 19.04.94

4.1. Material

Die organische Substanz bestand für alle Versuche aus gehäckseltem Baum- und Strauchschnitt als Strukturmaterial und aus organischen Haushalts- und Küchenabfällen aus der Biotonnensammlung.

Strukturmaterial

Für den Sommer- und Winterversuch mußte das Material drei bis vier Tage vor dem Aufsetzen der Mieten mit einem Schlagtrommelhacker zerkleinert werden, um die Menge auf jeweils ca. 200 m³ zu begrenzen. Beim Herbstversuch wurde das Material am Tag vor dem Aufsetzen der Mieten mit einem Schlagtrommelhacker zerkleinert. Der gehäckselte Baum- und Strauchschnitt hatte die in Tabelle 16 zusammengefaßten chemisch-physikalischen Eigenschaften:

Tab.16: Chemisch-physikalische Eigenschaften des Strukturmaterials

Parameter	Sommerversuch	Herbstversuch	Winterversuch
Volumengewicht in kg/m ³	195	nicht ermittelt (n.e.)	nicht ermittelt (n.e.)
TS in %	68	37	50
pH	9.0	5.1	7.5
Organische Substanz in %	63	59	59
Gesamtstickstoffgehalt in % der TS	1.5	1.1	1.0
C/N-Verhältnis	23	25	31

Organische Haushalts- und Küchenabfälle (Biotonneninhalt)

Die organischen Haushalts- und Küchenabfälle stammten aus der Abfuhr der Biotonne dreier oberbayerischer Landkreise. Die angelieferten organischen Haushalts- und Küchenabfälle wurden verlesen (Entfernen der Störstoffe) und durch die Aufsetzeinrichtung in der Rottehalle ein erstes Mal und anschließend mit einem Radlader ein zweites Mal durchmischt. Beim Sommer- und Winterversuch wurde Material von den beiden vorangegangenen Anlieferungstagen, beim Herbstversuch vom Vortag des Aufsetzens verwendet.

In allen drei Landkreisen werden Baum- und Strauchsnitt gesondert abgefahren. Der Biotonneninhalt besteht fast ausschließlich aus organischen Haushalts- und Küchenabfällen und ist daher sehr naß (Tab 17).

Tab 17: *Chemisch-physikalische Eigenschaften der organischen Haushalts- und Küchenabfälle*

Parameter	Sommerversuch	Herbstversuch	Winterversuch
Volumengewicht in kg/m ³	683	n.e.	n.e.
TS in %	37	37	36
pH	6.1	5.5	5.1
Organische Sub-stanz in %	62	70	78
Gesamtstickstoffgehalt in % der TS	1.6	1.8	2.0
C/N-Verhältnis	20	21	21

4.2. Varianten

Die aufgenommenen Varianten der einzelnen Modellversuche sind in Tab.18, die Behandlung der Varianten in Tab.19 aufgeführt.

Tab.18: Varianten der einzelnen Modellversuche

Strukturmaterialanteil in %	Sommerversuch	Herbstversuch	Winterversuch
0	x		x
20	x		x
40			x
60	x		x
80	x		x
Umsetzintervall in Tagen			
1	x	x	x
3	x	x	x
7	x	x	x
28	x		x
Rottetechnik			
Dreiecksmiete im Freien	x		x
Dreiecksmiete in der Halle	x		x
Vorrottesystem "Box"	x		x
Vorrottesystem "Trommel"	x		
Tafelmiete in der Halle			x
Zuschlagstoffe			
Kalkstickstoff	x	x	x
Brantkalk	x		
Tonmehl	x		
keine	x		
Beimpfen			
mit Präparat	x		x
mit Fertigkompost	x		x
ohne Beimpfen	x		x

Tab. 19: Behandlung der Varianten in den Modellversuchen

Varianten	Umsetzintervall (Tage)				Strukturmaterialanteil (Vol.-%)					Rottetechnik					Zuschlagstoff			Impfvariante	
	1	3	7	28	0	20	40	60	80	DF	DH	TH	VB	VT	CaO	CaCN ₂	Ton	IP	IK
Umsetzintervall																			
1 Tag	x						x			x									
3 Tage		x					x			x									
7 Tage			x				x			x		x							
28 Tage				x			x			x									
Strukturmaterialanteil																			
0 Vol.-%		x			x					x									
20 Vol.-%		x				x				x									
40 Vol.-%		x					x												
60 Vol.-%		x						x		x									
80 Vol.-%		x							x	x									
Rottetechnik																			
DF		x						x		x									
DH		x						x			x								
TH			x					x				x							
VB		x							x				x						
VT		x							x					x					
Zuschlagstoff																			
CaO		x						x		x					x				
CaCN ₂		x							x	x						x			
Ton		x							x	x							x		
Impfvariante																			
IP		x						x		x								x	
IK		x							x	x									x

CaCN₂ : Kalkstickstoff
CaO : Branntkalk

DH : Dreiecksmiete Halle
VB : Vorrötte in der Rottebox

TH : Tafelmiete Halle
VH : Vorrötte in der Rottebox

DF : Dreiecksmiete im Freien
Ton : Zugabe von Tonmehl

IP : Beimpfen mit Präparat
IK : Beimpfen mit Fertigkompost

4.2.1. Vergleichsvariante

Als Vergleichsvariante zur Quantifizierung der zu untersuchenden Einflussfaktoren diente in allen Versuchsdurchgängen eine Dreiecksmiete im Freien mit 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil und einem Umsetzintervall von drei Tagen. Der Miete wurden keine Zuschlagstoffe zugegeben, sie wurde nicht beimpft.

Mit der Auswahl dieser Parameter konnten praxisübliche Werte übernommen werden. Da der Bioabfall, der für die Versuche zur Verfügung stand, sehr naß war (Tab.16), wurde für die Standard- bzw. Vergleichsvariante ein Strukturmaterialanteil von 60 Vol.-% gewählt. Damit konnte auch bei heftigen Niederschlagsereignissen ein Vernässen der Mieten vermieden werden, das die gesamte Versuchsanstellung gefährdet hätte.

4.2.2. Einflußfaktor Strukturmaterialanteil

Um den Einfluß auf den Prozeß untersuchen zu können, wurden eine gleichmäßige Abstufung (bis zu fünf Varianten) von 0 Vol.-% Strukturmaterial, also reinem organischen Haushalts- und Küchenabfall, bis zu 80 Vol.-% Strukturmaterialzusatz gewählt.

Beim Herbstversuch wurden keine Strukturmaterialvarianten angelegt. Beim Winterversuch diente die Variante 40 % Strukturmaterial zur feineren Analyse in diesem, nach den Ergebnissen des Sommerversuchs, offensichtlich bedeutenden Bereich.

4.2.3. Einflußfaktor Zuschlagstoffe

Durch Zusatz von Branntkalk (CaO) soll dessen Einfluß auf die Erwärmung der Mieten, den pH-Wert und die Stickstoffverluste untersucht werden. Die Dosierung erfolgte nach Empfehlung des Herstellers mit 2.0 Gew.-% beim Aufsetzen der Mieten.

Bei Kalkstickstoff (CaCN₂) sollte geprüft werden, ob seine positive Wirkung auf das Entstehen toxischer und klimarelevanter Gase (HELM (1993) /46/) mit negativen Nebenwirkungen in Bezug auf Stickstoffverluste und Rotteverlauf (Rotteverzögerung) einhergeht. Nach Rücksprache mit dem Hersteller wurden im Herbstversuch beim Aufsetzen der entsprechenden Mieten 0.5 Gew.-% Kalkstickstoff im Sommer- und Winterversuch, bzw. 1.0 Gew.-% im Herbstversuch zugegeben.

Bei der Tonmehlvariante soll festgestellt werden, ob die Tonzugabe geeignet ist, durch ihre Adsorptionseigenschaften Stickstoffverluste zu reduzieren und sich insgesamt positiv auf den Rotteverlauf auswirkt (SCHMIDT (1994) /101/). Beim Aufsetzen der Mieten wurden nach Angabe des Herstellers 2.0 Gew.-% an Tonmehl (90 % Illit) zugegeben.

Im Herbst- und im Winterversuch konnte auf die Variante "Tonmehlzusatz" und "Branntkalkzusatz" verzichtet werden, weil die Resultate des Sommersversuchs die Ergebnisse einer bereits vorliegenden Studie (SCHMIDT (1994) /101/) bestätigten.

4.2.4. Einflußfaktor Beimpfen

Im Sommer- und Winterversuch wurde jeweils eine Miete beim Aufsetzen mit einem Impfpräparat ("CMC-Kompoststarter 550" der Fa. Lübke), das nach Herstellersangabe 55 Bakterien- und Pilzstämmen enthält, in einer Dosierung von 30 g/m³ versetzt. Einer anderen Miete wurde beim Aufsetzen reifer Grüngutkompost (10 Vol.-%) zugesetzt. Im Winterversuch wurde der mit dem Präparat beimpfen Variante, auf Anraten des Herstellers, zusätzlich 10 Vol.-% tonhaltige Erde beigemischt.

4.2.5. Einflußfaktor Umsetzintervall

Die Umsetzintervalle liegen bei Anlagen mit Dreiecksmieten in der Praxis im Bereich von einem bis sieben Tagen (s.o.). Entsprechend erfolgte die Abstimmung der Intervalle in den Versuchen. Aus Kostengründen besteht bei gewerblichen Anlagen die Tendenz, lange Umsetzintervalle zu wählen, die jedoch zu suboptimalen Rottebedingungen (Anaerobien) führen und rottedauerverlängernd wirken. Deshalb wurde zusätzlich eine Variante mit einem vergleichsweise langen Umsetzintervall von 28 Tage gewählt. Diese breite Spreizung der Umsetzintervalle sollte zu dem die Frage nach dem Einfluß der Umsetzhäufigkeit auf den Verlust an Stickstoff klären helfen.

Im Herbstversuch konnte die Variante mit dem Umsetzintervall von 28 Tagen aus Kapazitätsgründen nicht berücksichtigt werden.

4.2.6. Vergleich verschiedener Rottetechniken

Zur Untersuchung der oben genannten Einflußfaktoren wurden im Freien Dreiecksmieten auf einer asphaltierten Fläche der Firma Wurzer in Gaden (Landkreis Erding) aufgesetzt. Im Sommer- und Winterversuch wurde zusätzlich eine Dreiecksmiete in der bestehenden geschlossenen Halle angelegt, um einen eventuellen Einfluß der veränderten Umweltbedingungen in der Halle festzustellen zu können.

Weiterhin sollte untersucht werden, wie sich technische Vorrottesysteme wie z.B. eine Rottebox oder eine Rottetrommel durch eine eventuell mögliche bessere Steuerbarkeit des Rotteprozesses auf die Kompostqualität und die Verfahrensleistung auswirken. Da ein Vergleich zwischen Praxisanlagen aus den oben geschilderten Gründen nicht möglich ist, wurde, um die Verfahren Rottebox und Rottetrommel zu untersuchen, Material (Mischungsverhältnis Bioabfall-/Strukturmaterial = 40/60 Vol.-%), per LKW zu einer Anlage mit Rottetrommel (Kompostierungsanlage der Stadt Aschaffenburg, Fa. Envital) bzw. zu einer Anlage mit Rottebox (Fa. Herhoff in Darmstadt beim Sommersuch, bzw. in Beilstein für den Winterversuch) gebracht. Aschaffenburg erhielt 70 m³, Darmstadt, bzw. Beilstein etwa 50 m³, um einen normalen Betriebsablauf in Box bzw. Trommel zu gewährleisten. Die Behandlung erfolgte unter Aufsicht der Anlagenbetreiber, so daß ein optimaler Rotteverlauf zu erwarten war. Das vorbehandelte Material aus der Rottetrommel kam nach sieben Tagen nach Gaden zurück und wurde dort neben den anderen Varianten zu einer Dreiecksmiete aufgesetzt. Der Rücktransport und das Aufsetzen des Rotteboxmaterials erfolgte beim Sommersuch nach 19, beim Winterversuch nach 49 Tagen.

Aus Kapazitätsgründen in den Kompostierungsanlagen konnten diese Varianten nur im Sommer- und im Winterversuch aufgenommen werden. Das Vorrottesystem Rottetrommel konnte wegen einer Überlastung der Kompostierungsanlage Aschaffenburg nur im Sommersuch aufgenommen werden.

Um auch den Einfluß der Mietenform quantifizieren zu können, wurde im Winterversuch zusätzlich die Variante "Tafelmiete Halle" aufgenommen. Die 50 m³ umfassende Miete hatte die Form eines Kegelstumpfes (Durchmesser der Grundfläche ca. 10 m, Höhe ca. 4 m) und wurde mit einem Radlader wöchentlich umgesetzt.

4.3. Standort und Versuchsdurchführung

Die Modellversuche wurden auf asphaltierter Fläche auf dem Gelände der Kompostierungsanlage Wurzer in Gaden durchgeführt.

Varianten mit dem Zusatz "Halle" wurden in der vollkommen geschlossenen, zwangsentlüfteten und isolierten Rottehalle der Firma Wurzer angelegt.

Ein schleppergezogener Dreiecksmietenumsetzer der Firma "Sandberger" setzte die Mieten sofort nach dem Aufsetzen zweimal um. Die weiteren Umsetztermine ergaben sich aus dem Versuchsplan.

Durch den Kompostierungsprozesses kommt es zu einer Formveränderung der Mieten: Sie werden durch das Durchfahren mit der Umsetzmaschine länger und niedriger. Diesem Effekt wurde durch "Aufhäufeln" mit dem Radlader, wenn die Mietenhöhe deutlich unter 1 m sank, entgegengewirkt.

Zum Schutz gegen Vernässung wurden die Mieten in der Hauptrottephase, bei einem Trockensubstanzgehalt im Rottegut unter 45 % bzw. 50 % in der Reifephase, mit einem Vlies abgedeckt. Bei Anstieg des Trockensubstanzgehaltes über 55 % in der Hauptrottephase mußten die Mieten bewässert werden.

4.4. Witterung

Im Sommer- und im Herbstversuch wurden Außentemperatur, relative Luftfeuchte und Niederschlag mit einem auf dem Versuchsgelände aufgestellten Thermohygrographen nach DIN 8300 und DIN 58658, bzw. einem Regen- und Schneemesser nach Hellmann (DIN 58666 D) erfaßt. Die Tagestemperatur errechnet sich aus dem Mittelwert der Einzelwerten um 7.30h, 14.30h und 21.30h (MEZ), wobei der Wert um 21.30h mit dem Faktor 2 multipliziert wurde.

Beim Winterversuch wurden diese Witterungsparameter und zusätzlich die Windgeschwindigkeit von der nahegelegenen Wetterstation des Flughafens München II übernommen.

4.5. Beurteilung des Rotteprozesses, des Emissionspotentials und der Kompostqualität

Ziel der Messungen war es, die Wirkung von Einflußfaktoren, bzw. den Einfluß verschiedener Rottetechniken auf den Rotteprozeß, die Kompostqualität, das Emissionspotential der Mieten und die Verfahrensleistung zu untersuchen.

Wie in Kapitel eins (Tab.2) erläutert, setzen sich diese Zielgrößen aus einer Reihe von Einzelparametern zusammen, die entweder direkt im Rottegut (z.B. Stickstoffgehalt), oder indirekt (z.B. mikrobielle Aktivität über die Temperaturmessung) ermittelt werden müssen (Kap.2). Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden die in Tabelle 20 zusammengefaßten Parameter zur Beurteilung der oben genannten Zielgrößen ausgewählt.

Tab.20: Beurteilungsparameter

Parameter	Rotteprozeß	Emissionspotential	Kompostqualität	Verfahrensleistung
Temperatur	*		*	
Trockensubstanzgehalt	*	*	*	*
CO ₂ -Konzentration	*			
H ₂ S-Konzentration	*	*		
TOC-Konzentration	*	*		
pH-Wert	*	*	*	
NH ₄ -Konzentration	*	*	*	*
NO ₃ -Konzentration	*	*	*	*
Gesamt-N, N-Verlust	*	*	*	
Abbau der org. Substanz	*		*	*
Rottegrad	*		*	*

4.5.1. Analytik

4.5.1.1. Temperatur in der Miete

Die Temperatur wurde im Mietenkern gemessen. Die Metallmeßsonde eines digitalen Thermometers wurde von der Spitze der Miete (Dreiecksmieten) bzw. vom Plateau der Tafelmiete senkrecht eingeführt. Die Messungen erfolgten im unteren Drittel der Miete in fünf Wiederholungen je Miete.

4.5.1.2. Gase

Die Gase aus der Miete wurden mit einer 90 cm langen Sonde, die genauso wie die Temperatursonde positioniert wurde, aus der Miete abgesaugt. Beim Sommer- und Herbstversuch mußte dazu an die Sonde eine Schlauchpumpe angeschlossen werden, um die Mietenluft über einen Filter in einen 10 l Linde Gasbeutel zu saugen. Pro Miete wurde an fünf Entnahmestellen jeweils ein Beutel befüllt. Die Gasbeutel wurden zur CO₂-Messung an ein nach dem Infrarot-Verfahren arbeitenden Kohlendioxidanalysator ("Binos" der Firma Rosemount) angeschlossen. Damit konnten die Konzentrationen im Vol.-%- Bereich gemessen werden.

Im Winterversuch wurde das Gas aus der Sonde über mehrere Filter direkt über eine beheizte Meßgasleitung in das Gaslabor eines Wohnanhängers abgesaugt (Abb.11). Mit Hilfe des H₂S-Analysegerätes (H₂S-Oxydator 8775 A der Firma Monitor Labs mit nachgeschaltetem UV-SO₂-Analyzer Modell Monitor Labs 8850) konnte die Menge an H₂S gemessen werden. Für die CO₂-Analyse stand der oben beschriebene Kohlendioxidanalysator "Binos" zur Verwendung. Der TOC-Gehalt wurde mit einem externen Flammenionisationsdetektor (FID) der Firma JUM bestimmt. Die Gasmessungen erfolgten alle drei Tage immer vor dem Umsetzen der Mieten.

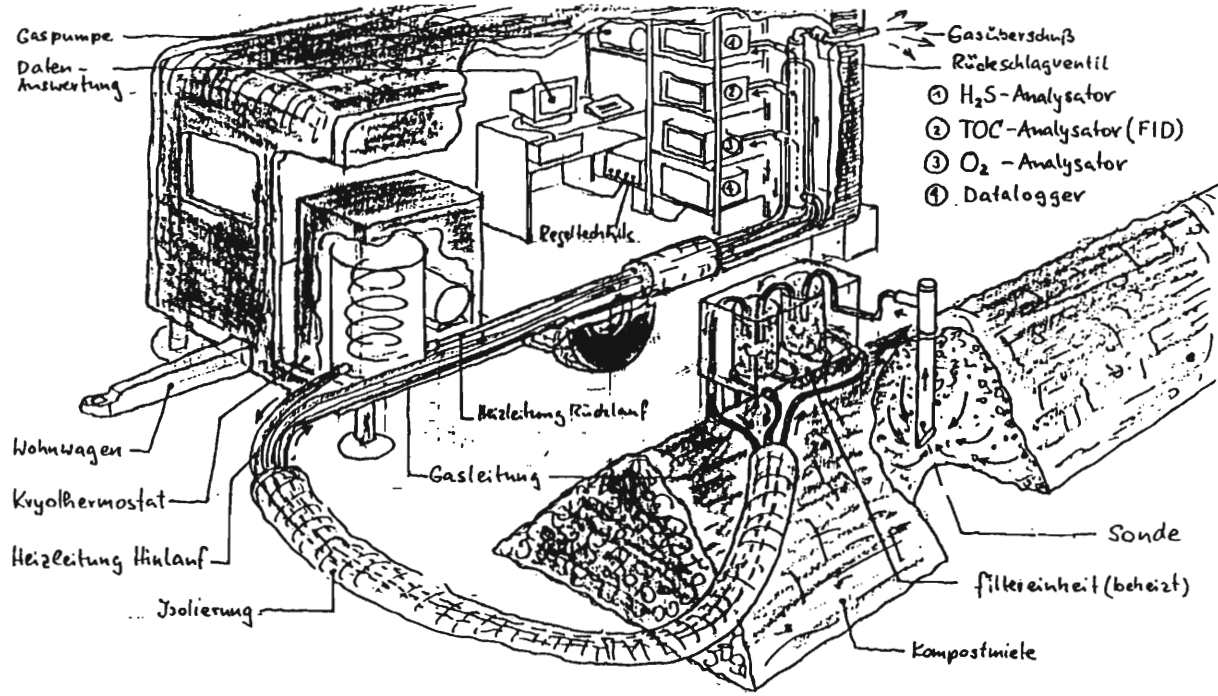


Abb.11: Gasmessung mit Laborwagen

4.5.1.3. Chemische Parameter und Rottegrad

Probenahme

Alle Mieten wurden nach dem Aufsetzen und während der ersten fünf Wochen wöchentlich, anschließend im 14-tägigen Rhythmus beprobt. Bei jedem Probenahmetermin wurden aus jeder Miete drei Proben entnommen, wobei jede Probe eine Mischprobe aus fünf Einstichen mit dem Probebohrer war (Volumen der Mischprobe etwa 5-8 l). Auf diese Weise konnten drei Querschnitte der Miete beprobt werden, ohne in das Haufwerk zu sehr einzugreifen. Die Einstiche für eine Mischprobe erfolgten jeweils an den Flanken (2x), an der Schulter (2x) und von der Spitze (Abb.12). Bei jedem Einstich wird zuerst eine Spirale in das Material gedreht. Sie bildet zum einen eine Gegenschneide verhindert zum anderen, daß sich das Material in der Miete verschiebt. Über die Spirale wird der Stahlmantel mit der Schneide gedreht und der Bohrkern herausgeschnitten. Dadurch konnten mit dem Bohrer unbeeinträchtigte Mietenprofile entnommen werden. Die Vielzahl der Einstiche ist nötig, um aus diesem vor allem anfangs sehr heterogenen Material repräsentative Proben zu erhalten.

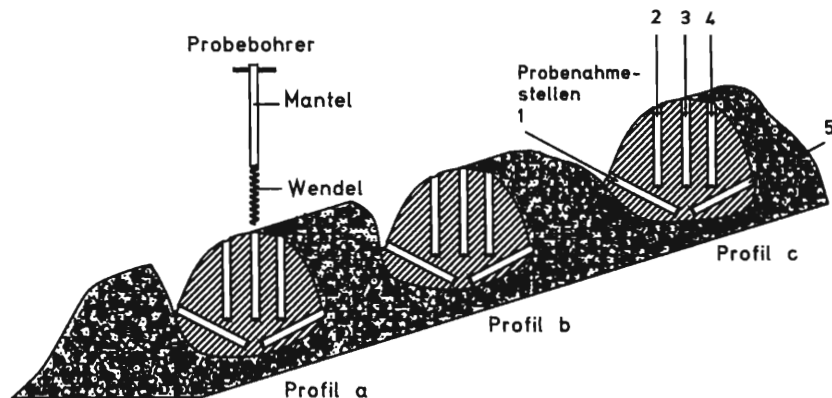


Abb.12: Probenahme aus dem Rottegut

Aufbereitung

Nach der Entnahme von Aliquoten aus den Einzelproben für eine Volumengewichts- und Rottegradbestimmung wurden die Proben tiefgefroren. Im gefrorenen Zustand konnten sie zertrüm-

mert und anschließend komplett in einer Schneidmühle zerkleinert werden. (Das Mahlen im nicht gefrorenen Zustand führte sehr schnell zu einem Verstopfen der Siebe.) Aus diesem zerkleinerten, aufbereiteten, aufgetauten und homogenisierten Material wurden der pH-Wert und die löslichen Nährstoffgehalte sowie der Gesamt-N-Gehalt nach den VDLUFA-Methoden bestimmt. Zur Bestimmung des Glühverlustes wurde der Rest getrocknet und in einer Kugelmühle fein vermahlen.

Chemische Analyse (nach VDLUFA Methodenbuch (1991) /107/)

Volumengewicht

Unzerkleinertes Material in einen 1000ml Plastikstandzylinder zehn mal aus 10 cm Höhe fallen lassen (3 Wiederholungen)

TS-Gehalt

Trocknen eines Aliquotes der zerkleinerten Mischprobe bei 105°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz.

pH-Wert

Suspension der Frischsubstanz (zerkleinerte Originalprobe mit 0,01 ml CaCl₂) im Verhältnis 1:10 mit pH-Meter.

NH₄-N und NO₃-N

N_{min}- Labormethode

Gesamtstickstoff

Aufschluß nach Kjeldahl

Glühverlust

Bestimmung des Aschegehaltes bei 550°C im Muffelofen

4.5.1.4. Siebkennlinie

Um den Einfluß zu erkennen, inwieweit die Werkzeuge der Umsetzmaschine auf mechanischem Weg zu einer Zerkleinerung des Rottegutes beitragen, wurden die Varianten mit den unterschiedlichen Umsetzintervallen, am Ende des Versuchs mit einem 12 mm Trommelsieb (Firma Favorit) abgesiebt.

4.5.1.5. Rottegrad (Reifebestimmung)

Für die Rottegradbestimmung nach dem Selbsterhitzungstest wurden aus den drei unzerkleinerten Einzelproben je Miete Aliquote entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Der TS-Gehalt mußte auf 50-60 % eingestellt werden. Die Maximaltemperatur der Selbsterhitzung wurde im Dewar Gefäß gemessen.

4.5.2. Berechnung des Abbaus der organischen Substanz und des Stickstoffverlusts

Durch Probenahme- und Analysefehler entsteht eine bedingte Streuung der Einzelmeßwerte. Um vergleichende Aussagen über den Rotteverlauf zwischen den Varianten treffen zu können, wurde folgendermaßen vorgegangen:

- a. Die Meßwerte aus dem Labor (Glühverlusts, bzw. Gesamt-N) hatten die Einheit: % der TS. Da der TS-Gehalt sich im Rotteverlauf verändert, aber der Aschegehalt einer Miete während Rotte konstant bleibt, wurden die Quotienten aus organischer Substanz bzw. Gesamt-N und Asche gebildet. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde der Quotient des ersten Meßtages gleich 100 und die folgenden Werte in Relation dazu gesetzt.
- b. Da in diesen Quotienten noch die Probenahme- und Analysefehler anhaften, wurde eine Ausgleichskurve berechnet. Es standen exponentielle, logarithmische, oder lineare Funktionen zur Auswahl. Der Kompostierungsprozeß mit hoher mikrobieller Aktivität zu Rottebeginn nach dem Erreichen der thermophilen Phase, wird am besten durch eine logarithmische Näherung beschrieben. Es ist davon auszugehen, daß Abbau der organischen Substanz und Stickstoffverluste parallel verlaufen (siehe 2.1.). Deshalb wurden für die Darstellung des Stickstoffverlustes die selbe Art der Ausgleichskurven (logarithmisch, etc.) verwendet.

Traten zu Rottebeginn Einflüsse auf, die die Rottebedingungen und damit den Abbau der organischen Substanz in der Anfangsphase stark beeinträchtigten (wie Austrocknen, Wind oder Kälte), wurde eine exponentielle Ausgleichsgerade gewählt, die gleichmäßige Rottebedingungen über einen weiten Zeitraum besser beschreibt. Auf eine exponentielle Näherung wurde verzichtet, wenn sich dadurch das Bestimmtheitsmaß unverhältnismäßig verschlechterte.

4.6. Statistik

Mit dem Statistikprogramm SPSS wurden die Meßwerte auf Normalverteilung getestet. Nachdem alle Daten normalverteilt waren, wurde bei Gruppen mit mehr als zwei Varianten Varianzanalysen berechnet, um Unterschiede zwischen den Varianten bei den einzelnen Parametern absichern zu können. Mit Hilfe des multiplen T-Tests (Duncan) wurde überprüft, welche Varianten sich jeweils unterschieden.

Bei Gruppen mit nur zwei Varianten wurde ein T-Test durchgeführt.

5. Einfluß verschiedener Umsetzintervalle bei der Dreiecksmietenkompostierung

Bei Dreiecksmieten im Freien (Strukturmaterialanteil 60 Vol.-%) wurde der Einfluß verschiedener Umsetzintervalle (1 Tag, 3 Tage, 7 Tage und 28 Tage) auf den Kompostierungsprozeß untersucht.

Die Untersuchungen wurden in drei Durchgängen (Sommer-, Herbst- und Winterversuch) angelegt. Der Sommer- und Winterversuch waren zum Teil durch extreme Witterungsbedingungen (Hitze bzw. Wind und Kälte) beeinflusst, so daß als Bezug für den Vergleich unterschiedlicher Varianten der Herbstversuch mit relativ ausgeglichenen Witterungsbedingungen herangezogen wird. Anschließend wird das Verhalten der jeweiligen Parameter unter den extremen Bedingungen des Sommer- und Winterversuches dargestellt und diskutiert. Die Varianten mit den Umsetzintervallen 1-, 7- und 28-Tage werden dabei immer in Relation zur Vergleichsvariante mit dem Umsetzintervall 3-Tage (Dreiecksmiete im Freien, Strukturmaterialanteil 60 Vol.-%, ohne Beimpfen und ohne Zuschlagstoffe) dargestellt. Diese Variante kommt den Praxisbedingungen am nächsten und dient in allen Gruppen (z.B. bei der Untersuchung des Strukturmaterialinflusses, etc.) zum Vergleich der Ergebnisse. Die Variante mit dem Umsetzintervall "28 Tage" wurde nur im Sommer- und im Winterversuch angelegt.

Aus dem Einfluß verschiedener Umsetzintervalle auf den Rotteprozeß lassen sich Schlußfolgerungen für die Kompostqualität, das Emissionspotential und die Verfahrensleistung ableiten.

5.1. Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Umsetzintervalle auf den Kompostierungsprozeß

Der Kompostierungsprozeß kann durch die Zusammenschau einer Reihe verschiedener Parameter beschrieben und beurteilt werden (siehe 2.2.).

5.1.1. Temperatur und Trockensubstanzgehalt

Trockensubstanzgehalt und Temperatur der Mieten hängen voneinander ab: Günstige Feuchtebedingungen sind die Voraussetzung für die Entwicklung mikrobieller Aktivität, die sich in der

Erwärmung der Mieten äußert (siehe 2.2.). Bei der Auswertung der Versuchsergebnisse wurden deshalb diese beiden Parameter zusammengefaßt.

Herbstversuch

Im Vergleich zu den übrigen Versuchsdurchgängen wurden im Herbstversuch alle Mieten mit frisch gehäckseltem und damit mikrobiell relativ inaktivem Strukturmaterial aufgesetzt. Das Rottegut erwärmte sich deshalb bei der Vergleichsvariante mit dem dreitägigen Umsetzintervall innerhalb von zehn Tagen langsam auf Maximaltemperaturen von etwa 70°C. Bis zum 40. Tag nach dem Aufsetzen wurde ein Temperaturniveau von ca. 60°C beibehalten, anschließend sank die Mietentemperatur langsam ab (Abb.13). Dieser Temperaturverlauf ist typisch für Kompostierungsprozesse (GRAY und BIDDLESTONE (1973) /37/ siehe 2.2.). Die Temperatur lag nahezu über die gesamte Prozeßdauer in einem für die Mikroorganismen optimalen Bereich von 55-65°C (siehe 2.2.). Damit waren sehr gute Abbaubedingungen zu erwarten und die Anforderungen für die Hygienisierung des Materials (siehe 2.2) wurden weit übertroffen. Der Trockensubstanzgehalt lag bei dieser Vergleichsvariante zu Beginn des Versuchs mit ca. 36 % (Abb.14) unterhalb des in der Literatur beschriebenen Optimalbereiches (siehe 2.2). Diese für die Mikroorganismen suboptimalen Feuchtebedingungen zu Rottebeginn haben wahrscheinlich zu einer Verlängerung der Erwärmungsphase beigetragen.

Der TS-Gehalt stieg während der ersten zehn Tage auf 40 % und bis zum Versuchsende weiter auf knapp über 50 %. Abgesehen von der Startphase war er während der gesamten Rottephase im Optimalbereich. Um für die Mikroorganismen günstige Feuchtebedingungen zu schaffen, wurden die Mieten gezielt bewässert sobald der TS-Gehalt über 55 % stieg, bzw. mit Vliesen abgedeckt, wenn der TS-Gehalt unter 45 % sank.

Die Variante mit dem täglichen Umsetzintervall erwärmte sich etwas schneller als die Vergleichsvariante (signifikant am sechsten Tag nach dem Aufsetzen). In der sich anschließenden thermophilen Phase bis zum 20. Tag nach Rottebeginn, unterschied sie sich im Temperaturverlauf nicht mehr signifikant von der Variante mit dem dreitägigen Umsetzintervall. Der Temperaturabfall gegen Ende der Rotte setzte allerdings früher ein als bei der Vergleichsvariante (s.). Da die Temperatur ein Parameter für die mikrobielle Aktivität ist (siehe 2.2.), kann aus diesem früheren Temperaturrückgang auf ein früheres Nachlassen der mikrobiellen Aktivität und damit auf einen kürzeren und intensiveren Abbauprozess geschlossen werden.

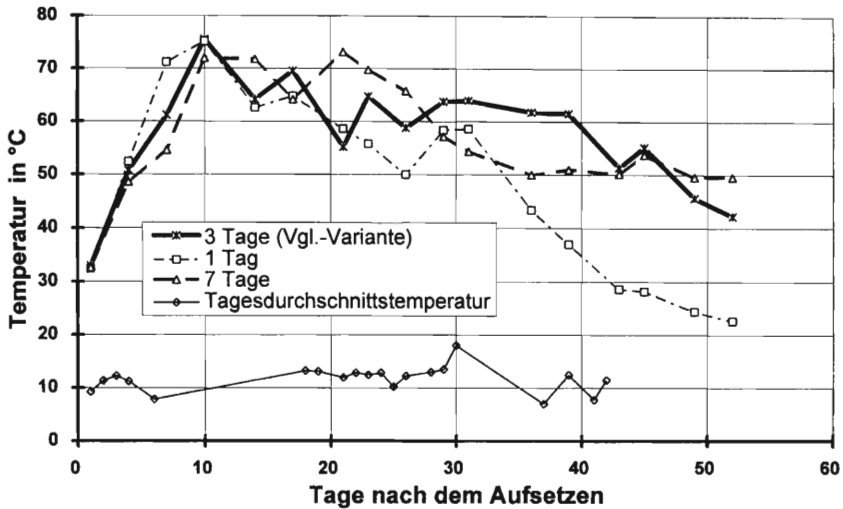


Abb.13: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)

Das für die Hygienisierung notwendige Temperaturniveau von mindestens 55°C über 14 Tage (STRAUCH (1994) /107/) wurde auch bei der Variante mit täglichem Umsetzintervall erreicht. Im Trockensubstanzgehalt (Abb.14) lag die Variante mit dem täglichen Umsetzintervall immer knapp unter der Vergleichsvariante (nach dem 21. Tag signifikant). Diese geringe Abweichung entstand durch das Bewässern der Mieten. Der Unterschied von 10 % TS zu Versuchsreihe, zwischen der Variante mit täglichem Umsetzintervall und der Vergleichsvariante, ist dadurch zu erklären, daß die täglich umgesetzte Miets aufgrund der früher nachlassenden mikrobiellen Aktivität in der letzten Rottephase weniger Wasserdampf emittierte. Die Vergleichsvariante und die Miets mit täglichem Umsetzintervall lagen beide, abgesehen von der Startphase, im optimalen Feuchtigkeitsbereich.

Die Variante mit dem siebentägigen Umsetzintervall erwärmte sich etwas langsamer als die Vergleichsvariante mit dem dreitägigen Umsetzintervall (s.). Im weiteren Temperaturverlauf gab es, ebenso wie im Trockensubstanzgehalt, von gelegentlichen Schwankungen abgesehen, keine Unterschiede zwischen diesen beiden Mieten.

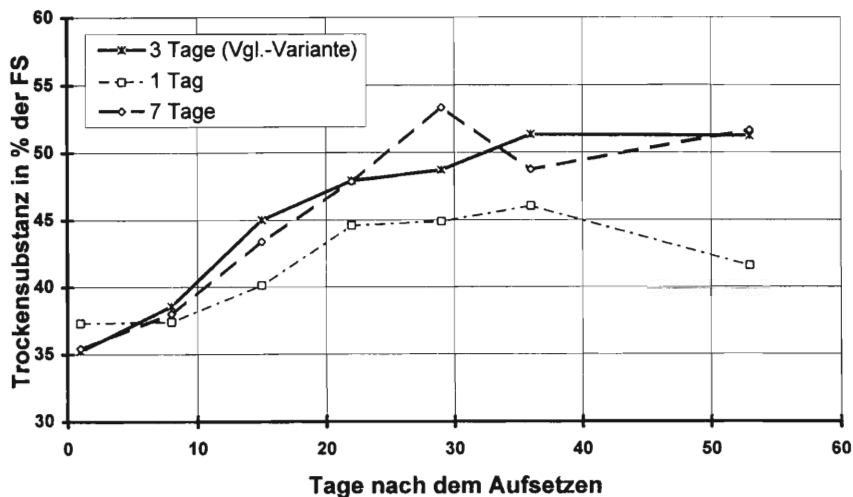


Abb.14: TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)

Sommerversuch

Beim Sommersversuch wurden die Mieten erst ab dem 21. Tag abgedeckt, so daß bis zu diesem Zeitpunkt Wasserdampf ungehindert emittieren und Niederschläge ungehindert eindringen konnten.

Bei maximalen Tagestemperaturen von bis zu 30°C erreichte die Vergleichsvariante in drei Tagen Temperaturen über 60°C (Abb.15). Nach ca. sieben Tagen sank die Mietentemperatur stark ab und pendelte sich anschließend bis zum 40. Tag nach dem Aufsetzen auf einem Niveau von 60 °C ein. Danach kühlte diese Variante bis zum Ende der Rotte stetig ab.

Der sehr rasche Anstieg der Temperaturen zu Beginn der Rotte war durch die höheren Außentemperaturen im Sommer und das bei diesem Versuchsdurchgang verwendete, einige Tage vorgelagerte Strukturmaterial bedingt. Während der Lagerung hatte sich im Strukturmaterial wahrscheinlich eine mikrobielle Aktivität entwickelt, die bei allen Varianten einen leichten Beimpfefeckt verursacht hatte.

Der Rückgang der Mietentemperatur nach fünf Tagen ging mit einer starken Austrocknung der Mieten mit TS-Gehalten von über 60 % einher, wodurch die mikrobielle Aktivität offensichtlich stark gehemmt wurde (Abb.16). Dieser Austrocknungseffekt war umso stärker, je häufiger die Mieten umgesetzt wurden (s). Bereits ab 55 % TS konnte eine Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität festgestellt werden, obwohl in der Literatur der entsprechende Grenzwert erst bei 70 % TS (KOST (1987) /66/) definiert wird. Der Rückgang der Mietentemperatur wurde zusätzlich durch einen Rückgang der Außentemperatur verstärkt.

Einsetzende Niederschläge führten zu einer Rückbefeuchtung und damit zu einer Zunahme der mikrobiellen Aktivität. Die Durchfeuchtung war umso größer, je häufiger die Mieten umgesetzt wurden (s). Offensichtlich kann der Regen in die häufiger umgesetzten und damit lockeren Mieten tiefer eindringen, als in die selten umgesetzten mit hydrophober Oberfläche. Bei der Variante mit dem täglichen Umsetzintervall sank der TS-Gehalt sehr stark, so daß die Temperatur als Indikator für die mikrobielle Aktivität ebenfalls stark zurückging. Im Gegensatz zu den Angaben aus der Literatur (KOST (1987) /66/) wurde die mikrobielle Aktivität bereits unter einem TS-Gehalt von 40 % stark beeinträchtigt. Der Bereich optimaler Umsetzvorgänge liegt also in einem Trockensubstanzbereich zwischen 45-55 %. Jenseits dieser Grenzwerte finden zwar noch Umsetzvorgänge statt, aber der Temperaturrückgang als Indikator der mikrobiellen Aktivität (NAKASAKI et al. (1985) /82/) weist auf eine starke Verschlechterung der Milieubedingungen für die Mikroorganismen hin.

Ab dem 21. Tag wurden die Mieten bei einem TS-Gehalt von weniger als 50 % abgedeckt. Der TS-Gehalt stieg bis zum Versuchsende auf Werte um 45-55 %. Durch diese Maßnahme setzte vor allem bei der Miete mit dem täglichen Umsetzintervall eine erneute Erwärmung ein.

In der Anfangsphase der Rotte stieg die Temperatur jeweils zwischen den Umsetzterminen an (Abb.17). Das Umsetzen hatte die mikrobielle Aktivität durch bessere Nährstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit gefördert. Häufiges Umsetzen kann somit nicht, wie in der Praxis häufig angenommen wird, als Mittel zur Vermeidung einer zu starken Erwärmung in der Heißrottephase herangezogen werden (siehe auch GOULEKE (1975) /31/). In der Abkühlphase der Rotte ist die mikrobiell bedingte Wärmenachlieferung dagegen geringer als der Wärmeaustag durch das Umsetzen, d.h. durch das Umsetzen sinkt die Temperatur im Mietenkern.

Die Variante mit siebentägigem Umsetzintervall hatte in der Endphase der Rotte höhere Temperaturen als die Variante mit dreitägigem Umsetzintervall (s.). Dies deutet auf noch anhaltende stärkere Umsetzprozesse in dieser Miete und damit auf einen verzögerten Rotteprozeß hin.

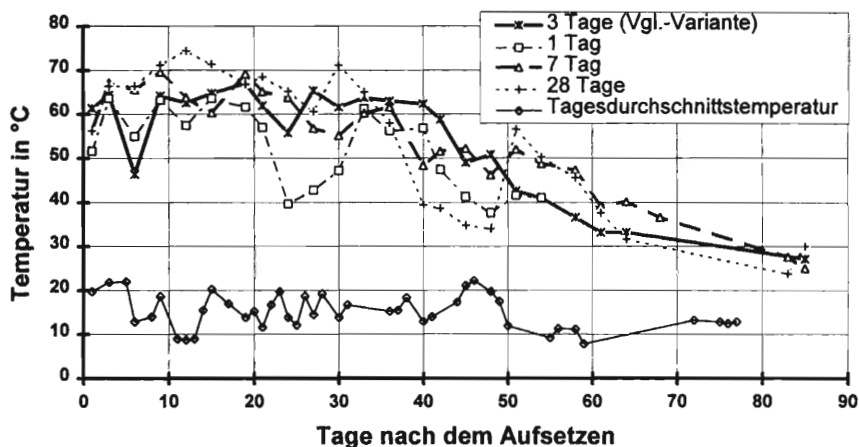


Abb.15: Temperaturverlauf in den Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)

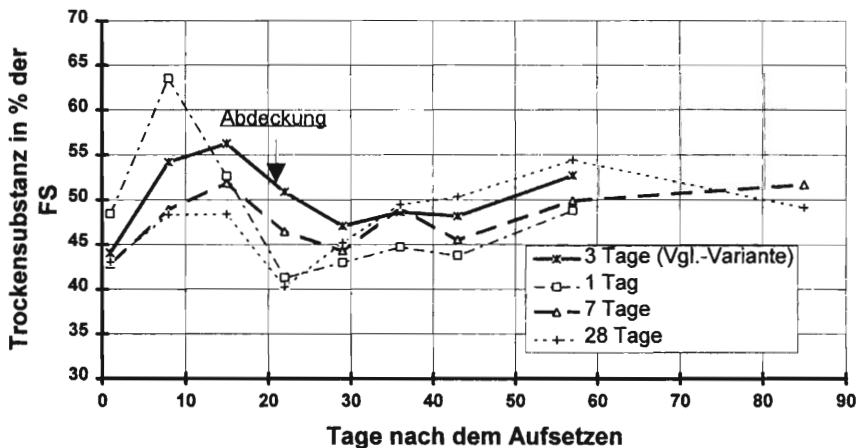


Abb.16: TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)

Die Miete mit dem 28-tägigen Umsetzintervall verhielt sich in der Anfangsphase der Rotte wie die Vergleichsvariante. Im weiteren Rotteverlauf sank die Temperatur jeweils ca. drei Wochen nach dem letzten Umsetztermin deutlich ab. Nach dem Umsetzvorgang erwärmte sich die Miete sprunghaft auf ca. 60°C (Abb.15). Das verdeutlicht, daß durch die langen Umsetzintervalle suboptimale Rotteverhältnisse in der Miete geherrscht haben. Durch das lange Umsetzintervall von 28 Tagen wurde das Rottegut zudem nur selten durchgemischt. Damit ist fraglich, ob bei dieser Variante das Material in den Randzonen hygienisiert wird (SCHUCHARDT (1990) /103/).

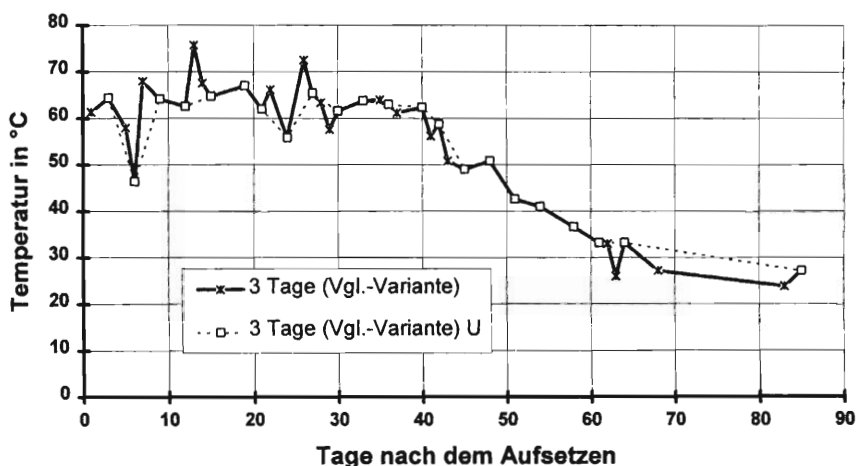


Abb.17: Temperaturverlauf in den Mieten zwischen den Umsetzterminen (Sommerversuch)

Winterversuch

Beim Winterversuch verlief der Temperaturanstieg aller Varianten zu Rottebeginn (Abb.18 und 20), trotz der niedrigeren Außentemperaturen (Abb.19), ähnlich schnell wie im Sommerversuch. Offensichtlich wurde durch die Zumischung des einige Tage auf Vorrat gelagerten Strukturmaterials ebenso wie im Sommerversuch ein Beimpfeffekt verursacht.

Im Winterversuch waren bei allen Varianten im Vergleich zum Sommer- und Herbstversuch die Temperaturmaxima im Mietenkern um etwa 10°C niedriger. Die starken Temperatureinbrüche nach 10, 20-30 und etwa 60 Tagen gingen mit sehr niedrigen Außentemperaturen und starken

Winden (Abb.19) einher. Während bei den Varianten mit 7- und 28-tägigem Umsetzintervall bei der ersten Kältewelle nur ein geringer Temperaturrückgang zu verzeichnen war (s.), sanken die Temperaturen dieser Mieten bei der zweiten und dritten Kältewelle z.T. noch tiefer als bei der Vergleichsvariante. Offensichtlich konnte der Wind im Verlauf der ersten Kältewelle in die weniger häufig umgesetzten Varianten aufgrund einer Verdichtung der äußeren Mietenschichten, nicht so tief eindringen. Bei der zweiten Kältewelle hatte vor allem die Variante mit dem Umsetzintervall "sieben Tage" durch den fortgeschrittenen Abbau eine lockere Struktur, so daß Wind und Kälte durch eine größere Oberfläche eine bessere Angriffsfläche hatten. Beim Einsetzen der dritten Kältewelle hatten alle drei Varianten eine ähnlich lockere Struktur und kühlten deshalb gleichermaßen aus. Dies entspricht den Ergebnissen von GERRETSEN et al. (1956) /27/, daß Wind, bzw. von POINCELOT (1972) /85/, daß niedrige Außentemperaturen die Mietentemperatur vermindern.

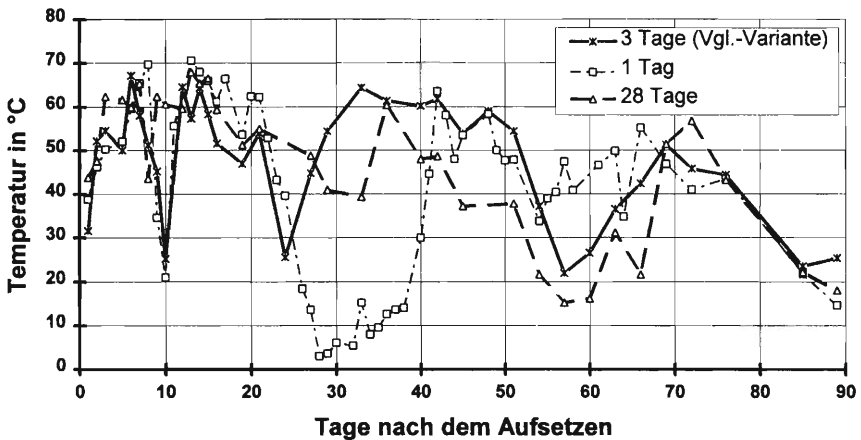


Abb.18: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

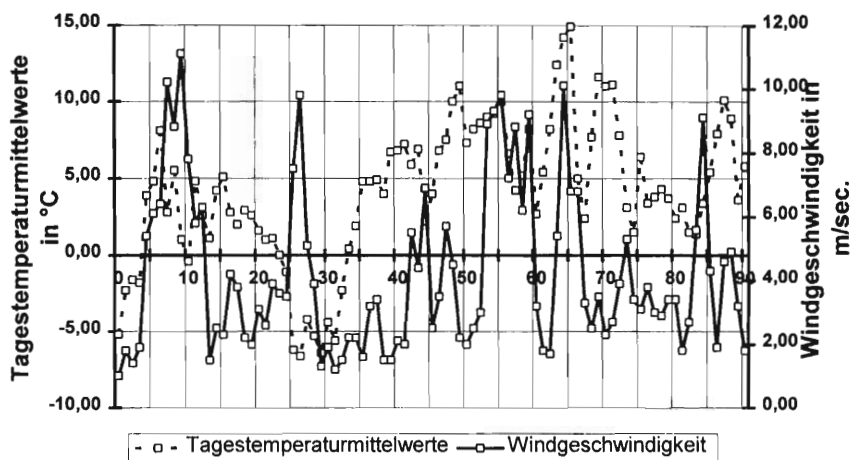


Abb.19: Außentemperaturen und Windgeschwindigkeit beim Winterversuch

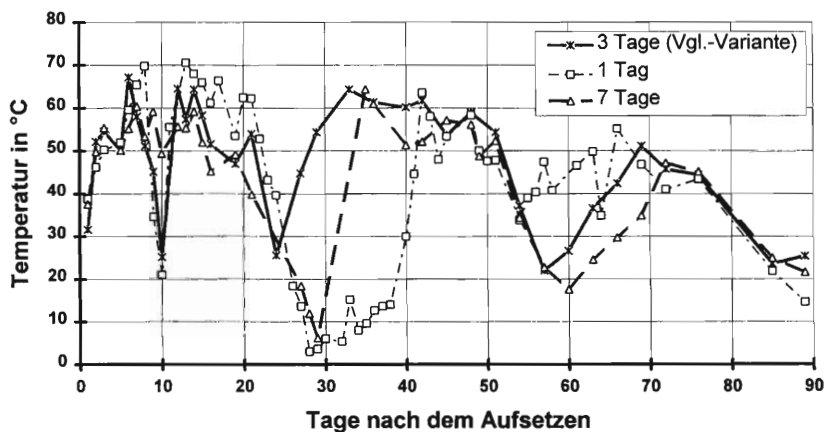


Abb.20: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

Die Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall verhielt sich im Winterversuch ähnlich wie im Sommerversuch: Sie kühlte im Laufe der Rotte bis zu den Umsetzterminen kontinuierlich aus und erwärmte sich nach dem Umsetzen auf Werte um 60°C. Damit wurden bei dieser Variante im Winter die zur Hygienisierung notwendigen Temperatur-Zeit-Effekte (STRAUCH (1994) /107/) selbst im Mietenkern nicht erreicht.

Im Winter war die Neigung zum Austrocknen deutlich niedriger als im Sommer (Abb.21). Das zeigte sich besonders deutlich bei der Variante mit täglichem Umsetzintervall, die durch den Einfluß von Wind und Kälte stark auskühlte und aufgrund der niedrigeren Temperaturen weniger Wasser verdampfte. Trotzdem mußten, im Gegensatz zu den Beobachtungen bei FRICKE (1988) /25/, die abgedeckten Mieten auch im Winter bewässert werden (über 55 % TS).

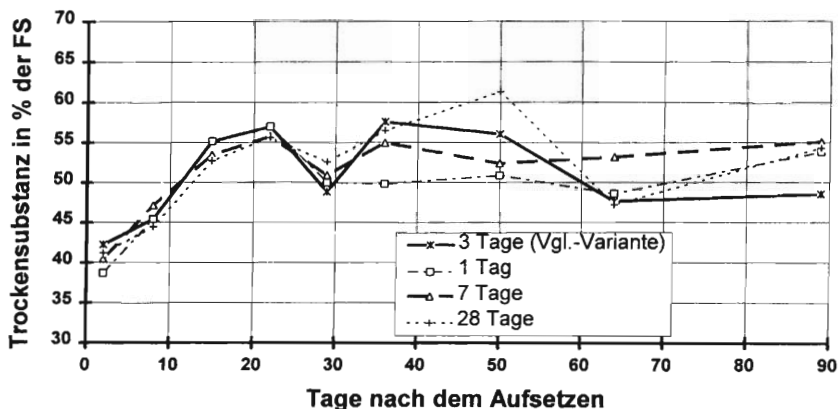


Abb.21: TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

5.1.2. Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft

Die CO₂-Konzentration in einer Dreiecksmiete hat eine typische Verteilung (Abb.22). Sie sinkt mit einem relativ steilen Gradienten vom Mietenkern zu den Flanken bzw. mit einem relativ flachen Gradienten vom Mietenkern zum First. Diese Verteilung der CO₂-Konzentration ist das

Resultat der sich durch die zwischen der heißen Miete und der kühleren Umgebung ergebenden Konvektion: Die heiße Mietenluft steigt in der Miete nach oben und entweicht durch den First. Dadurch wird über die Flanken Luft nachgezogen. Somit entsteht eine Zirkulation, durch welche die mit Kohlendioxid angereicherte Luft abgeführt und frische sauerstoffreiche Luft über die Mietenflanken nachgesaugt wird.

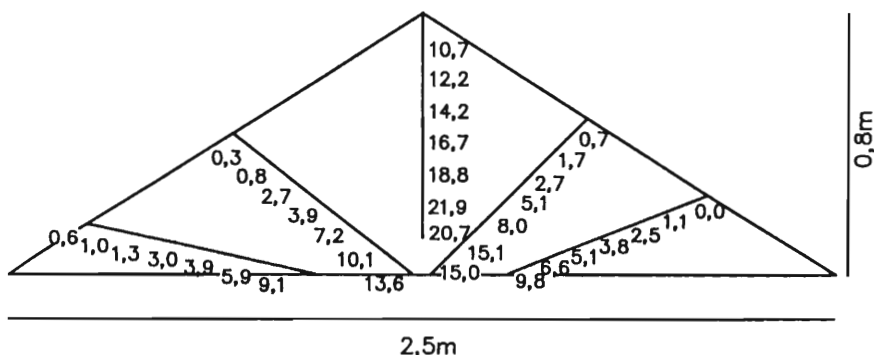


Abb.22: CO₂-Verteilung und Strömungsverhältnisse in der Dreiecksmiete (in Vol.-%)

Am Beispiel des Sommersversuchs läßt sich folgende Dynamik der Kohlendioxidkonzentration im Mietenkern erkennen: Vom Beginn der Messungen bis knapp 30 Tage nach dem Aufsetzen sank die CO₂-Konzentration, anschließend setzte ein kontinuierlicher Anstieg ein (Abb.23). Die hohen Ausgangskonzentrationen entsprachen der hohen Aktivität zu Beginn des Prozesses. Eine lockere Mietenstruktur und Nachlassen der mikrobiellen Aktivität führten zu einem Rückgang der CO₂-Konzentration. Im fortgeschrittenen Rottestadium kam es durch die Zersetzung des Materials zu einer sekundären Dichtlagerung, die den Gasaustausch erschwerte (HAUG (1986) /42) und damit die CO₂-Konzentration wieder ansteigen ließ. Die Variante mit täglichem Umsetzintervall hatte während der gesamten Heißrottephase die niedrigsten CO₂-Konzentrationen, d.h. durch dieses extrem enge Umsetzintervall war es möglich, den Kohlendioxidgehalt in der Miete dauerhaft zu senken (z.T. s.).

In der Heißrottephase des Sommersversuchs hatte die Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall und zum Teil auch die Variante mit siebentägigem Umsetzintervall niedrigere CO₂-Konzentrationen als die Vergleichsvariante. Das zeigt, daß in diesen Mieten mit den langen Umsetzintervallen zwar ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, dieser mikrobiell jedoch nicht verwertet

werden kann. Aufgrund der Schwankungen der Einzelwerte läßt sich diese Aussage nicht statistisch absichern. Die gleiche Tendenz zeichnete sich jedoch auch im Herbstversuch ab. Das Umsetzen dient demnach weniger dem Gasaustausch, sondern durch das mechanische Mischen und Zerkleinern des Rottegutes einer Vergrößerung der Oberflächen für die Mikroorganismen. Dieser Effekt wird besonders deutlich, wenn der Temperaturverlauf der Miete mit dem 28-tägigen Umsetzintervall (siehe oben) betrachtet wird: Nach dem Umsetzvorgang und die dadurch neu geschaffenen Oberflächen für die Mikroorganismen stieg deren Aktivität, gemessen an der Temperatur in der Miete, jeweils stark an.

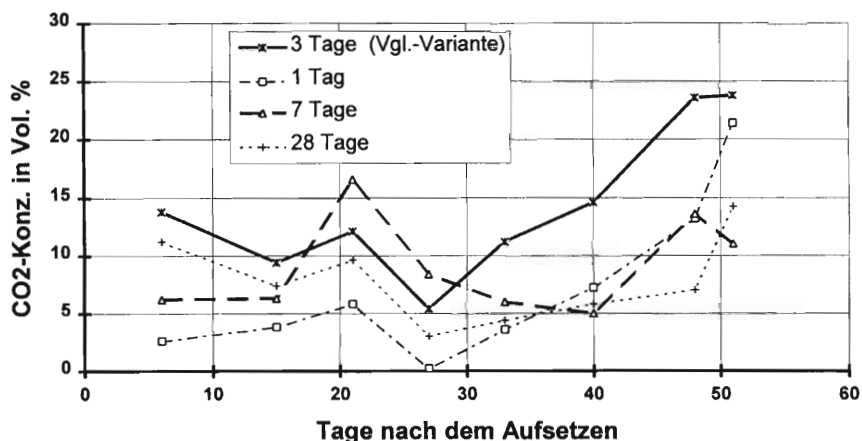


Abb.23: Verlauf der CO₂-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)

Der Einfluß des Umsetzvorgangs auf die CO₂-Konzentration im Mietenkern wurde in einem weiteren Versuch detailliert untersucht: Durch das Umsetzen der Mieten sank sofort die CO₂-Konzentration von 14 Vol.-% auf 8 Vol.-% (Abb.24). Anschließend setzte ein linearer Anstieg ein, so daß innerhalb von 40 Minuten der Ausgangswert vor dem Umsetzen wieder erreicht wurde. Der durch das Umsetzen eingebrachte Sauerstoff wird durch die Aktivität der aeroben Mikroorganismen innerhalb einer relativ kurzen Zeit wieder verbraucht. Eine ausreichende Sauerstoffversorgung in der Miete kann somit weniger durch häufiges Umsetzen als durch die Wahl der Mietenform und einer Begrenzung der Mietengröße gewährleistet werden

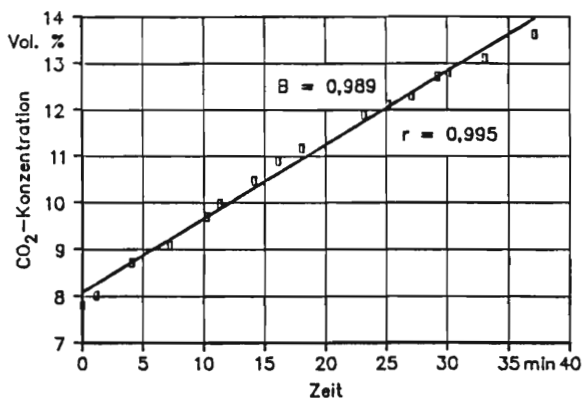


Abb.24: Zunahme der CO₂-Konzentration in einer Dreiecksmiete direkt nach dem Umsetzen

5.1.3. Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft

Im Winterversuch wurden neben der CO₂-Konzentration auch die H₂S-Konzentrationen in der Mietenluft ermittelt.

Es zeigten sich Konzentrationsmaxima während der Temperaturmaxima. Die Variante mit 28-tägigem Umsetzintervall wies während des gesamten Rotteverlaufs tendenziell die höchsten Werte auf (s.). Das bestätigen sowohl die Beobachtungen von BERTOLDI et al. (1987) /6/, der zu Beginn der Rotte die höchsten H₂S-Konzentrationen fand, als auch die Ergebnisse von SCHÖN et al. (1993) /102/, der über einen längeren Zeitraum deutlich meßbare Konzentrationen nachweisen konnte. Die relativ hohen Konzentrationen zu Beginn der Rotte bei der Variante mit täglichem Umsetzintervall gegenüber der Vergleichsvariante (s.) können mit schneller einsetzenden Umsetzprozessen erklärt werden. Im weiteren Rotteverlauf glichen sich die Unterschiede an (Abb.25). 50 Tage nach Rottebeginn waren keine nennenswerten H₂S-Konzentrationen mehr nachweisbar.

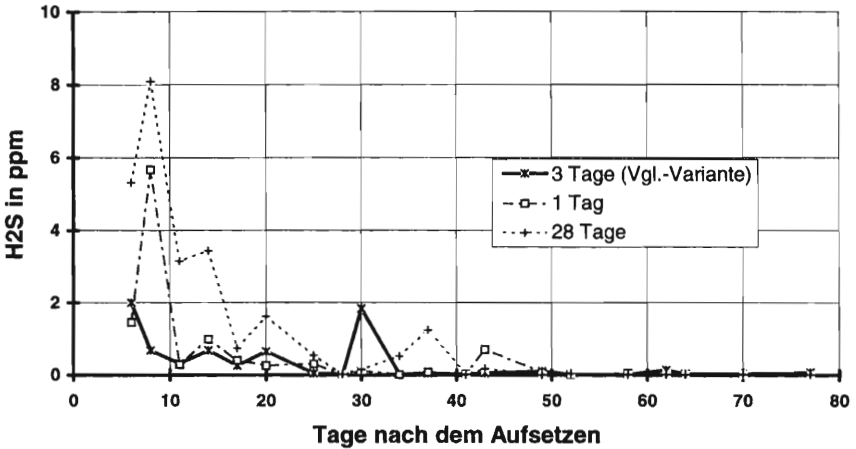


Abb.25: Verlauf der H₂S-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

5.1.4. Total-Organic-Carbon (TOC)-Konzentration in der Mietenluft

Zur Abschätzung des Geruchsemissionspotentials wurde im Winterversuch der TOC als Summenparameter aller organischer Kohlenstoffverbindungen (TOC) in der Mietenluft ermittelt. Dabei lagen die Werte der Miete "28 Tage" deutlich höher als bei den beiden anderen Varianten (s.). Im Rotteverlauf war allgemein eine Abnahme der TOC-Konzentration mit dem Rückgang der Mietentemperatur zu verzeichnen (Abb.26). Nach dem 50. Tag konnten keine nennenswerten TOC-Konzentrationen nachgewiesen werden.

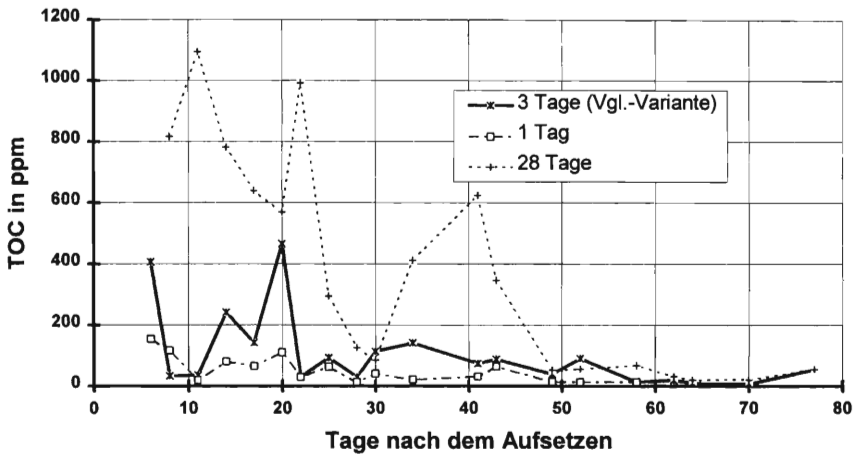


Abb.26: Verlauf der TOC-Konzentrationen bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

5.1.5. pH-Wert

Beim Herbstversuch (Abb.27) mit frisch gehäckselten Grüngut als Strukturmaterial lag der pH-Wert zu Rottebeginn bei Werten um 5.5. Je nach Umsetzintervall stieg er innerhalb von 8-22 Tagen auf etwa pH 8. Danach blieb er bei allen Varianten bis zum Versuchsende auf diesem Niveau. Das mit zunehmender Umsetzhäufigkeit schnellere Ansteigen (s.) läßt vermuten, daß durch häufigeres Umsetzen schneller eine aerobe Rotte eintritt, bei der organische Säuren abgebaut werden (FARKASDI /18/ und BIDLINGMAIER (1984) /9/).

Beim Sommer- und Winterversuch lag der Ausgangs-pH mit Werten um 7.5 sehr hoch. Wahrscheinlich ist der pH-Wert bei diesen Versuchsdurchgängen im lagernden Strukturmaterial angestiegen. Ein Absinken des pH-Wertes in den ersten Rottetagen wie es in der Literatur häufig beschriebenen wurde, war nur im Winterversuch bei den Varianten mit 7- und 28-tägigem Umsetzintervall zu beobachten. Das läßt bei diesen Varianten auf ungünstige bzw. anaerobe Bedingungen zu Rottebeginn schließen (FARKASDI /18/ und BIDLINGMAIER (1984) /9/).

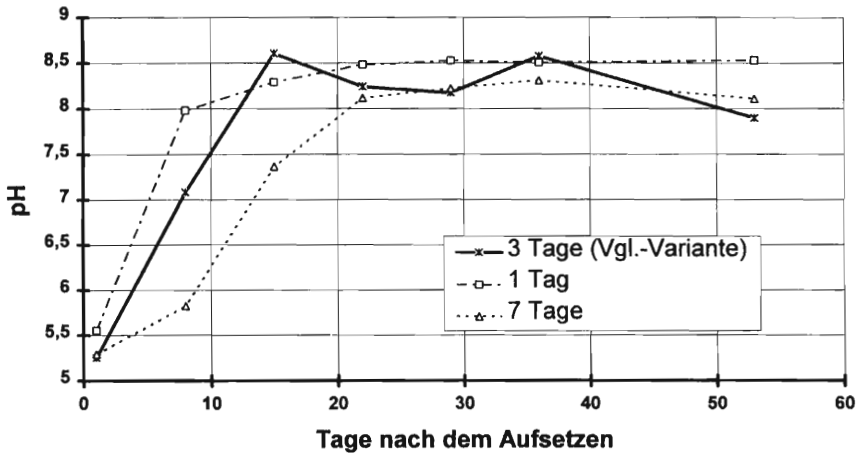


Abb.27: Verlauf des pH bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)

5.1.6. Organische Substanz

Der Abbau der organischen Substanz wurde durch Regressionskurven dargestellt, um besser vergleichbare Ergebnisse zu erhalten. Dem typischen Kompostierungsprozeß mit hoher Aktivität und damit auch hohen Abbauraten in der ersten Rottephase und nachlassender Aktivität gegen Ende der Rotte kamen dabei vor allem logarithmische Näherungen am nächsten. Im Einzelfall, z.B. bei Mieten die durch Austrocknung in der ersten Rottephase in ihrer mikrobiellen Aktivität gehemmt waren, wurden lineare bzw. exponentielle Näherungen gewählt. Sie lieferten in diesen Fällen ein exaktes Bild der Vorgänge und ein hohes Bestimmtheitsmaß.

Im Herbstversuch erreichten die Varianten mit dem drei- bzw. siebentägigen Umsetzintervall bis zum Rotteende einen ähnlich hohen Abbaugrad von 55 %. Bei der täglich umgesetzten Variante wurde etwa 45 % der organischen Substanz abgebaut. Auch wenn diese Ergebnisse aufgrund der z.T. niedrigen Bestimmtheitsmaße von 0.64 bis 0.74 nicht überinterpretiert werden sollten, zeigt sich doch, daß durch das extrem häufige Umsetzen der Abbau der organischen Substanz reduziert

wird. Diese Beobachtung entspricht den Ergebnissen von GRAY et al. (1971) /35/ und MÜLLER UND RITTER (1972) /79/, die bei häufigem Umsetzen eine Zerstörung der Pilzmycelien und Actinomyceten feststellten, dadurch sank die Abbauleistung.

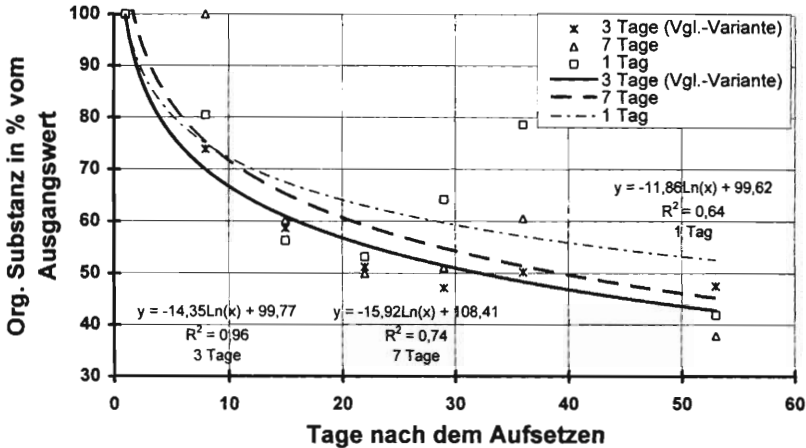


Abb.28: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch)

Im Sommerversuch erreichten die Vergleichsvariante und die Variante mit siebentägigem Umsetzintervall einen Abbaugrad von ca. 50 %. Die Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall erreichte nur 30 % und die Miete mit dem täglichen Umsetzintervall nur 20 %. Wie aus den oben dargestellten Parametern hervorgeht, waren für die Mikroorganismen bei der Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall die Bedingungen beinahe während der gesamten Rottezeit suboptimal. Daraus resultiert der geringe Abbau der organischen Substanz. Bei der täglich umgesetzten Variante verschlechtert das extreme Austrocknen die bereits aus dem Herbstversuch erkennbaren ungünstigen Bedingungen für die Mikroorganismen. Deshalb wird bei dieser Variante im Sommerversuch ein sehr schlechter Abbaugrad der organischen Substanz erreicht.

Im Winterversuch waren die Unterschiede zwischen den Varianten im Abbau der organischen Substanz durch den starken Einfluß der Witterungsfaktoren gering. Der Abbaugrad der organischen Substanz lag bei allen Varianten zwischen 40 und 60 %.

5.1.7. Stickstoffdynamik

5.1.7.1. Ammonium

Eine Anhäufung von Ammonium (NH_4) in der Miete ist ein Zeichen dafür, daß durch Abbauprozesse freigesetzter Stickstoff für Auf- und Umbauprozesse nicht verwertet werden kann. Das läßt Unausgewogenheiten im Rotteprozeß und reduzierende Bedingungen (siehe 2.2.) vermuten. Da der NH_4 -Stickstoff zudem potentiell verlustgefährdet ist (WITTER et al. (1988) /115/), sollte im Sinne einer optimalen Prozeßführung eine Anhäufung von NH_4 verhindert werden.

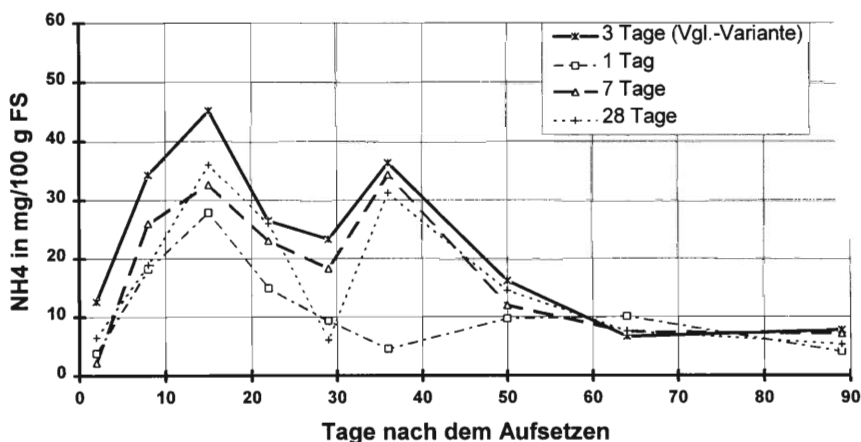


Abb.29: Verlauf der NH_4 -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

Im Herbstversuch traten aufgrund der dort herrschenden optimalen Rottebedingungen kaum meßbare NH_4 -Konzentrationen auf. Im Sommer- und Winterversuch wurden dagegen Konzentrationen über 40 mg/100g FS gefunden. Dies läßt auf generell schlechte Rottebedingungen bei diesen Versuchsdurchgängen schließen. Bei der Dynamik der NH_4 -Konzentration im Rotteverlauf im Winterversuch fallen die zwei Peaks der Kurven auf, wobei die Konzentrationsspitzen jeweils mit den Temperaturmaxima zusammenfallen. Bei der Variante mit dem täglichen Umsetzintervall, die bei der zweiten Kältewelle anhaltend auskühlte, gab es keine zweite Konzentrationsspitze.

Dies entspricht auch den Beobachtungen von WITTER et al. (1988) /115/, der ein Maximum der NH_4 -Freisetzung zum Zeitpunkt höchster mikrobieller Aktivität (maximale CO_2 -Produktion) und einen zweiten Anstieg 14 Tage nach dem Erreichen der Maximaltemperatur feststellte. Nach dem 40.-50. Tag, also mit beginnender Abkühlung, gehen die Ammoniumkonzentrationen gegen Null (Abb.29).

5.1.7.2. Nitrat

In den Mieten setzte bei allen drei Modellversuchen erst ab dem 30. Tag eine erwähnenswerte Nitratbildung ein. Es entstanden in der Variante mit täglichem Umsetzintervall maximal 1-2 mg/100g FS. Die höchsten Gehalte wurden in den Varianten mit 3- und 28-tägigem Umsetzintervall gemessen. Hohe Nitratwerte können entweder ein Indiz für ein Ungleichgewicht in der Dynamik des Rotteprozesses sein (durch den Abbau der organischen Substanz wird viel Stickstoff freigesetzt, der intermediär nicht verwertet werden kann und anschließend oxidiert wird), oder sie können einen gewissen Reifegrad anzeigen. Die Ergebnisse der Modellversuche lassen demnach folgende Interpretation zu: Da die Mieten beim Erscheinen nennenswerter Nitratkonzentrationen ab dem 20.-30. Tag aufgrund anderer Parameter auf keinen Fall reif waren, kann die Korrelation der Nitratkonzentration zur Reife des Rottegutes nicht sehr eng zu sein. Dies entspricht auch den Beobachtungen von RELOE (1993) /92/. Die hohen Nitratkonzentrationen in den Varianten mit dem 3- und 28-tägigen Umsetzintervall weisen demnach auf eine Störung der Dynamik des Rotteprozesses, z.B. den niedrigen TS-Gehalt zu Rottebeginn hin.

Die niedrigen Nitratkonzentrationen von weniger als 5 mg/100g FS im Herbstversuch, gegenüber maximalen Konzentrationen von bis zu 20 mg/100g FS bei den anderen Versuchsdurchgängen, sind ein weiteres Indiz für die dort vorherrschenden günstigen Rottebedingungen.

5.1.7.3. Stickstoffverluste

Bei der Vergleichsvariante (dreitägiges Umsetzintervall) wurden in allen drei Versuchsdurchgängen N-Verluste um 20 % gemessen. Mit täglichem Umsetzintervall stiegen die N-Verluste etwas an. Dabei wurde im Sommersversuch ein Maximum von 45 % (entsprechend RELOE (1993) /92/) (Abb.30) erreicht. Die selten umgesetzten Mieten hatten die niedrigsten Verluste (ca. 10%).

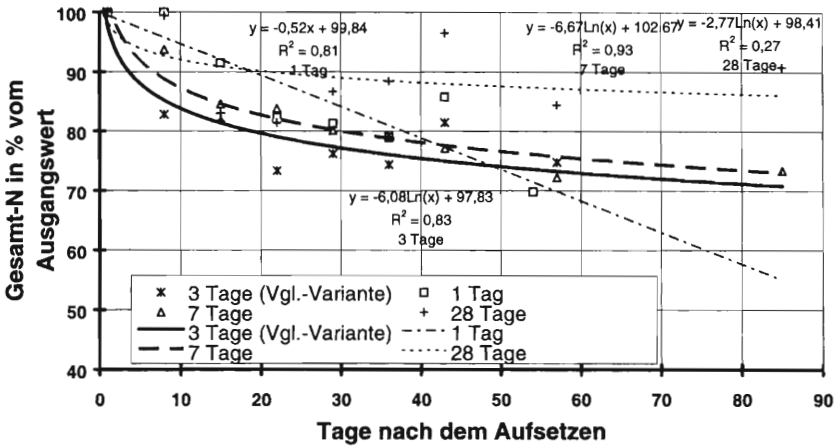


Abb.30: Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommerversuch)

Werden die aufgetretenen Stickstoffverluste mit dem Abbau der organischen Substanz (Abb.31) verglichen, ist am hohen Bestimmtheitsmaß ($r^2 = 0,92$) deutlich zu erkennen, daß die Stickstoffverluste umso höher sind, je höher der Abbau der organischen Substanz ist. Das heißt, der durch den Abbau der organischen Substanz freiwerdende Stickstoff geht verloren und kann durch verfahrenstechnische Maßnahmen kaum konserviert werden.

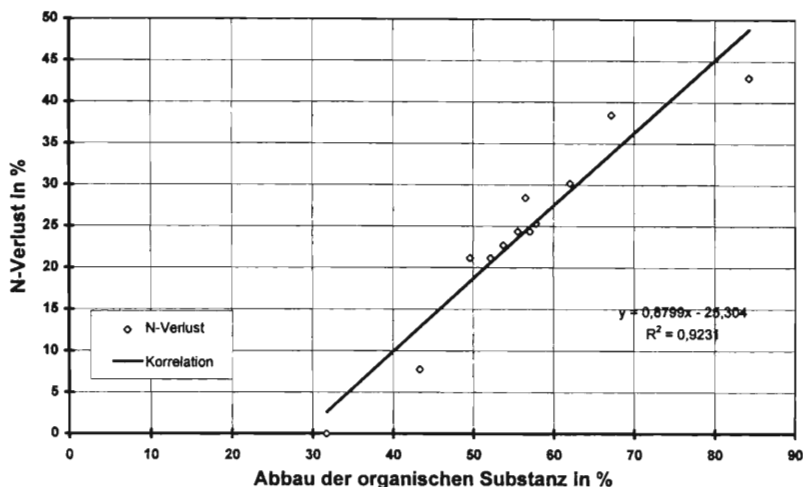


Abb.31: N-Verluste in Abhängigkeit vom Abbau der organischen Substanz

5.1.8. Reifeentwicklung

Im Sommerversuch erreichte das Material aus der Variante mit täglichem bzw. dreitägigem Umsetzintervall nach 22 Tagen nur noch knapp über 30°C im Selbsterhitzungstest. Unter diesen Bedingungen entsteht ein Fertigkompost mit Rottegrad IV (siehe 2.2). Material der Variante mit dem siebentägigen Umsetzintervall erwärmte sich auf 45°C (Frischkompost mit Rottegrad III) und Material der Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall auf fast 50°C (entspricht ebenfalls Frischkompost mit Rottegrad III). Nach weiteren zwei Wochen erwärmte sich das Material der Varianten mit ein-, drei- und siebentägigem Umsetzintervall auf ca. 20°C, das entspricht Rottegrad V. Das Material der Variante mit 28-tägigem Umsetzintervall erwärmte sich auf über 30°C (Rottegrad IV) (Abb.32). Beim nächsten Probenahmetermin hatte auch diese Variante Rottegrad V.

Häufig umgesetzte Mieten erreichten im Selbsterhitzungstest schnell hohe Reifegrade. Extrem häufig (täglich) umgesetzte Mieten wiesen insgesamt nur relativ niedrige Abbaugrade der organischen Substanz auf. Daraus läßt sich ableiten, daß der im Selbsterhitzungstest ermittelte

Rottegrad nur über den Abbau der leichtabbaubaren Verbindungen Aufschluß gibt, jedoch nicht über den absoluten Abbau der organischen Substanz. Ist es das Ziel der Kompostierung, statt einer hohen Abbauleistung in möglichst kurzer Zeit ein biologisch stabilisiertes Material zu erhalten, sollte ein enges Umsetzintervall gewählt werden. Ein weiterer Abbau der organischen Substanz kann in diesem Fall nach dem Ausbringen auf dem Feld, als eine Art "Flächenkompostierung" stattfinden.

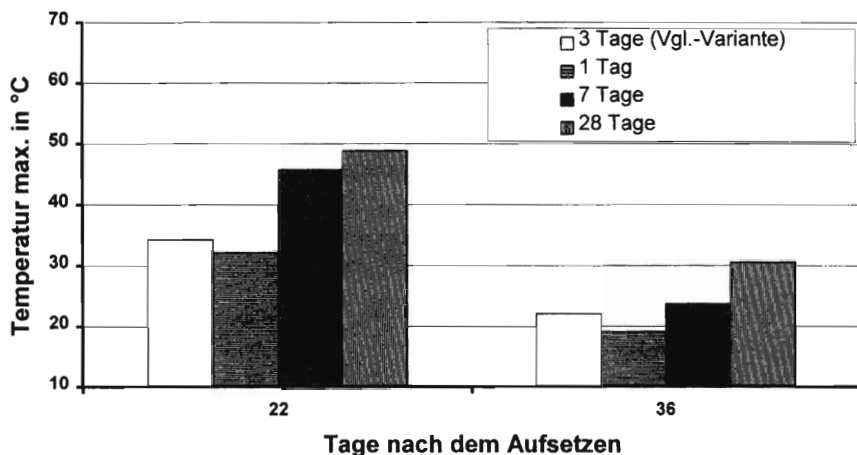


Abb.32: Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Sommer-versuch), gemessen an der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest

Im Herbstversuch (Abb.33) wurden die ersten Rottegrade bereits nach zwei Wochen bestimmt. Im Vergleich zum Sommersversuch ergab sich dabei ein deutlicher Vorsprung für die Variante mit täglichem Umsetzintervall. Es waren um ca. 10°C niedrigere Temperaturen festzustellen, als bei den Varianten mit drei- und siebentägigen Umsetzintervall. Die Varianten mit ein- und dreitägigem Umsetzintervall hatten 29 Tage nach Rottebeginn mit Werten unter 30°C im Selbsterhitzungstest bereits Rottegrad V. Die Variante mit siebentägigem Umsetzintervall erreichte Rottegrad II. Auch hier zeigt sich eine deutliche Differenz in der Reifeentwicklung zwischen dem drei- und siebentägigem Umsetzintervall. Am Versuchsende, nach 53 Tagen, hatte auch die Miete mit dem siebentägigen Umsetzintervall Rottegrad V erreicht.

Beim Winterversuch ergab sich die gleiche Differenzierung wie beim Sommersversuch. Die Varianten hatten aber bis zum 36. Tag nach dem Aufsetzen um ein bis zwei Stufen niedrigere Rottegrade als im Sommer. Weitere zwei Wochen später hatten alle Varianten mit Temperaturen unter 30°C im Selbsterhitzungstest Rottegrad V erreicht. Das zeigt, daß unter Winterbedingungen in der ersten Rottephase eine geringfügige Verzögerung der Reifeentwicklung zu erwarten ist.

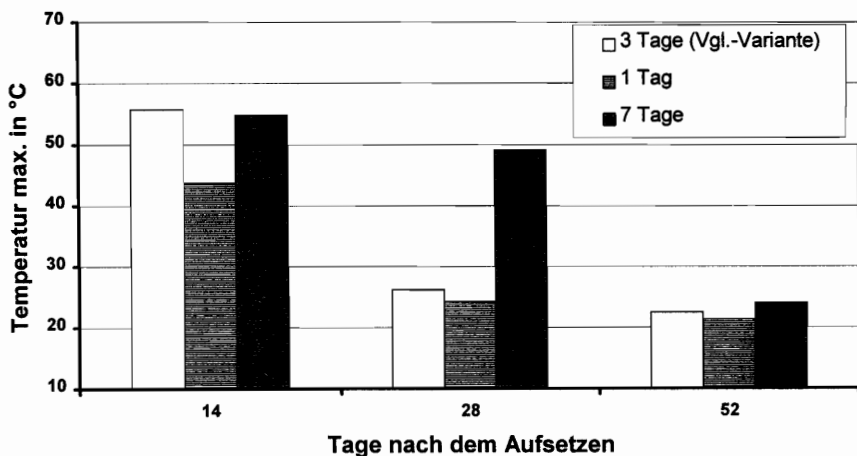


Abb.33: *Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Herbstversuch), gemessen an der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest*

5.1.9. Siebkennlinie

Beim Absieben mit einem zwölf mm Trommelsieb hatte lediglich die Variante mit dem 28-tägigen Umsetzintervall, die insgesamt nur dreimal umgesetzt wurde, einen niedrigeren Siebdurchgang (Abb.34). Die Zerkleinerungswirkung, die durch die Werkzeuge der Umsetzmaschine erreicht wird, ist damit im Vergleich zur Zersetzung, die durch die Abbauprozesse stattfindet relativ gering.

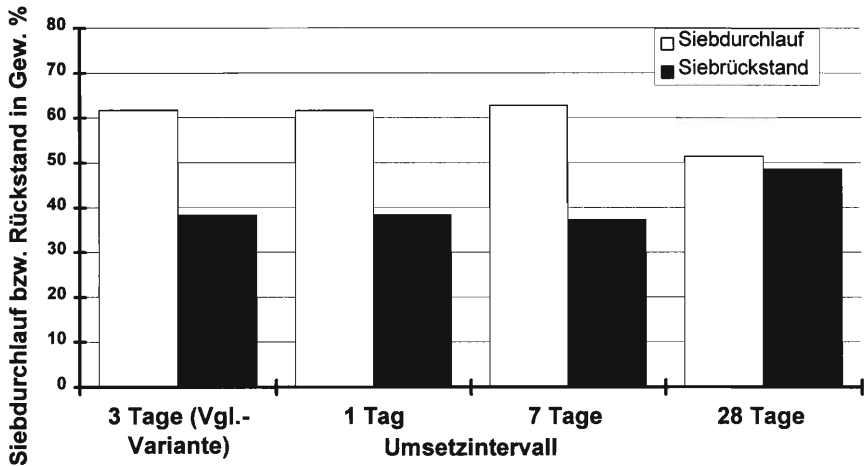


Abb.34: Siebkennlinie bei Mieten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen (Winterversuch)

5.2. **Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zu den Umsetzintervallen**

5.2.1. **Schlußfolgerungen für das Emissionspotential**

Durch den schnelleren Anstieg des pH-Wertes zu Rottebeginn, bei Varianten mit engem Umsetzintervall, kann in den ersten Tagen der Rotte das Geruchsemissionspotential durch organische Säuren, etc. reduziert werden.

Bei der Miete mit dem 28-tägigen Umsetzintervall wird wesentlich mehr H_2S und TOC als bei den übrigen Varianten gebildet. Das Emissionspotential der Mieten kann stark reduziert werden, wenn auf extrem lange Umsetzintervalle (über sieben Tage) verzichtet wird.

Da bei den Mieten mit den unterschiedlichen Umsetzintervallen kein Sickerwasser ausgetreten ist, können Stickstoffverluste ausschließlich auf gasförmige Emissionen zurückgeführt werden. Gasförmige Stickstoffverluste sind z.B. als NH_3 und N_2O möglich. Beide Gase sind umwelttoxisch. Der oben beschriebene Zusammenhang zwischen den Stickstoffverlusten und der Umsetz-

häufigkeit zeigt, daß durch eine Reduzierung der Umsetzhäufigkeit nur wenig Einfluß auf die Emissionen der obengenannten Gase genommen werden kann.

5.2.2. **Schlußfolgerungen für die Kompostqualität**

Durch häufiges Umsetzen der Mieten und den damit verbundenen schnelleren Anstieg des pH-Wertes, erreicht das Rottegut früher einen für verschiedene Anwendungszwecke notwendigen pH-Wert im alkalischen Bereich.

Für Fertigungskompost muß der untere Grenzwert für den Trockensubstanzgehalt bei häufig umgesetzten Mieten beachtet werden: Zum einen neigen die Mieten durch die lockere Struktur bereits nach 2-3 Wochen Rottezeit, bei einsetzenden Niederschlägen zur Vernässung. Zum anderen ist die Wasserdampfabgabe durch die frühzeitig nachlassende mikrobielle Aktivität und das damit verbundene Absinken der Temperatur bereits nach wenigen Wochen reduziert.

Die Hygienisierung des Rottegutes ist bei Dreiecksmieten mit 28-tägigem Umsetzintervall, aufgrund der wenigen Durchmischungsvorgänge während der Rottezeit, zu keiner Jahreszeit sichergestellt. Im Winter trifft dies, wegen der z.T. niedrigen Kerntemperaturen, auch für Dreiecksmieten mit sieben- und 28-tägigem Umsetzintervall zu. Um im Winter die Hygienisierung bei Dreiecksmieten im Freien mit 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil zu gewährleisten, sollten die Mieten in den ersten beiden Wochen alle drei Tage umgesetzt werden.

Die Reife des Materials (nach dem Selbsterhitzungstest) schreitet umso schneller fort, je häufiger die Mieten umgesetzt werden. Während die Mieten mit ein- oder dreitägigem Umsetzintervall unter günstigen Witterungsbedingungen bereits nach 22 Tagen Rottegrad V erreichen, dauert es bei siebentägigem Umsetzintervall mindestens 36, bei 28-tägigem sogar 50 Tage. Für alle Anwendungsfragen, wo ein hoher Reifegrad und weniger ein hoher absoluter Abbaugrad der organischen Substanz im Vordergrund steht, sollte ein möglichst enges Umsetzintervall gewählt werden.

Bei extrem langen Umsetzintervallen (28 Tage) wird die fehlende Zerkleinerungswirkung durch die Werkzeuge der Umsetzmaschine bemerkbar: Im Fertigungskompost befinden sich mehr gröbere Bestandteile und der Anteil des Feinmaterials sinkt.

5.2.3. **Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung**

Die Verfahrensleistung wird am Jahresdurchsatz einer Anlage gemessen. Der Durchsatz ist umso höher, je geringer die Verweildauer des Rottegutes ist. Je nach Anwendungsfall für den Kompost wird entschieden, wann das Rottegut fertig ist und wann es die Anlage verlassen kann. Biologisch stabilisierter Kompost, bei dem alle leicht abbaubaren Stoffe umgesetzt worden sind (hoher Rottegrad im Selbsterhitzungstest), wird am schnellsten durch tägliches Umsetzen erreicht.

Einen möglichst hohen Abbau der angelieferten organischen Substanz (möglichst starke Massen- und Volumenreduzierung) wird durch ein drei- bzw. siebentägiges Umsetzintervall erreicht. Sowohl bei einem täglichen, als auch bei einem 28-tägigen Umsetzintervall, ist der in einem Vergleichszeitraum mögliche Abbau der organischen Substanz geringer. Bei 28-tägigem Umsetzintervall nimmt zudem der Anteil des Feinkompostes der Fraktion < 12 mm ab.

6. Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile bei der Dreiecksmietenkompostierung

Bei Dreiecksmieten im Freien (Umsetzintervall drei Tage) wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Strukturmaterialanteile (0-80 Vol.-%) auf den Kompostierungsprozeß untersucht. Der Versuch wurde in zwei Durchgängen (Sommer- und Winterversuch) angelegt. Aus diesen Ergebnissen lassen sich Schlußfolgerungen für die Kompostqualität, das Emissionspotential und die Verfahrensleistung ableiten.

6.1. Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile auf den Kompostierungsprozeß

Der Kompostierungsprozeß kann nur durch die gemeinsame Betrachtung einer Reihe verschiedener Parameter beschrieben und beurteilt werden (siehe 2.2.).

6.1.1. Temperatur und Trockensubstanzgehalt

Sommerversuch

Die Ergebnisse aus dem Sommersuch zeigen, daß sowohl die Mieten mit 60 und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil, als auch die Varianten mit 0 und 20 Vol.-% jeweils einen sehr typischen Temperaturverlauf haben (Abb.35):

Die Varianten mit 60 (Vergleichsvariante) und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil erreichten bereits beim ersten Meßtermin, ein Tag nach dem Aufsetzen, ein signifikant höheres Temperaturniveau als die Varianten mit 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil. Bei den Varianten mit 60 und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil ließ die mikrobielle Aktivität aufgrund fehlender Niederschläge ab dem siebten Tag nach (Abb.36). Nach der erneuten Erwärmung wurde bis zum 40. Tag nach dem Aufsetzen ein Temperaturniveau um 60°C beibehalten. Der ab dem zehnten Tag einsetzende Regen konnte in die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil tief eindringen (analog zur Variante mit täglichem Umsetzintervall siehe 5.1.1.), so daß diese stärker durchfeuchtete als die Vergleichsvariante (s.).

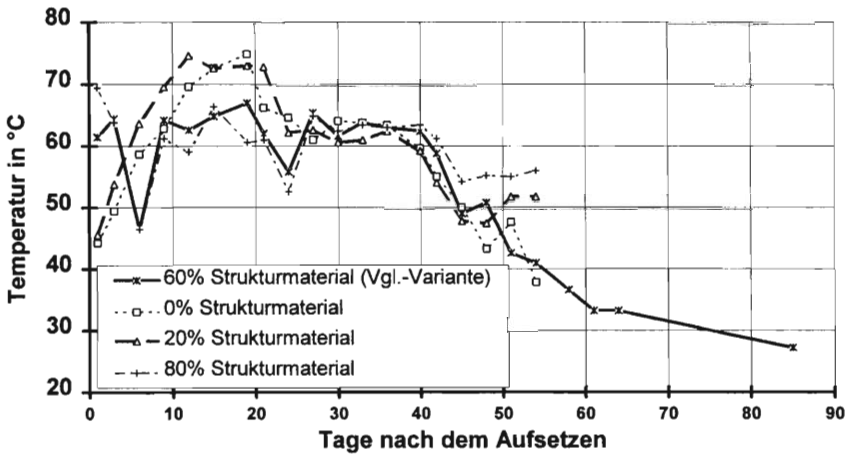


Abb.35: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

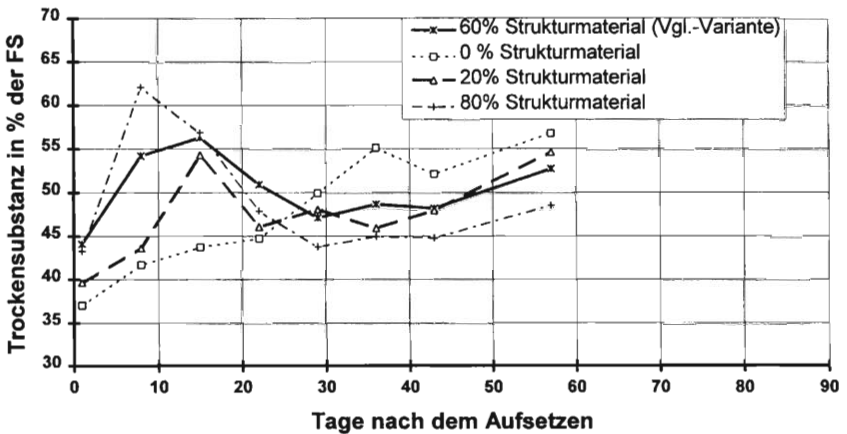


Abb.36: TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

Die Mieten mit 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil erwärmten sich sehr viel langsamer als die Vergleichsvariante. Offensichtlich hatten die Mikroorganismen bei diesen Varianten ungünstige Milieubedingungen zu Rottebeginn. In der nach ca. zwölf Tagen erreichten Heißrottephase waren die Maximaltemperaturen mit über 70°C signifikant höher als bei der Vergleichsvariante. Dieses Temperaturniveau hielt bis zum 20. Tag nach dem Aufsetzen an. Die Temperaturen lagen über dem Optimalbereich bei der Kompostierung (s. 2.2.) und weisen damit auf sehr intensive Umsetzprozesse hin. Aufgrund des hohen Volumengewichtes, des niedrigen Trockensubstanzgehaltes zu Rottebeginn und der langsamen Erwärmung trockneten die Varianten mit 0 bzw. 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil im Sommer, auch ohne Bewässerung, nicht aus.

Winterversuch

Im Winterversuch war bei der Miete mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil der langsame Temperaturanstieg noch stärker ausgeprägt als im Sommer. Das Temperaturmaximum von 70°C wurde erst nach ca. 30 Tagen erreicht und bis ca. 55 Tage nach dem Aufsetzen beibehalten. Die Variante mit 20 Vol.-% Strukturmaterial erwärmte sich innerhalb von zehn Tagen wesentlich schneller auf die Maximaltemperatur von 70°C (Abb.37).

Wind und Kälte (Abb.20) beeinflussten die Mietentemperatur und damit das Milieu für die Mikroorganismen umso stärker, je höher der Strukturmaterialanteil war (Abb.37 und 38). Vor allem die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil kühlte durch den Einfluß von Wind und Kälte 28 Tage nach dem Aufsetzen anhaltend (s.) aus.

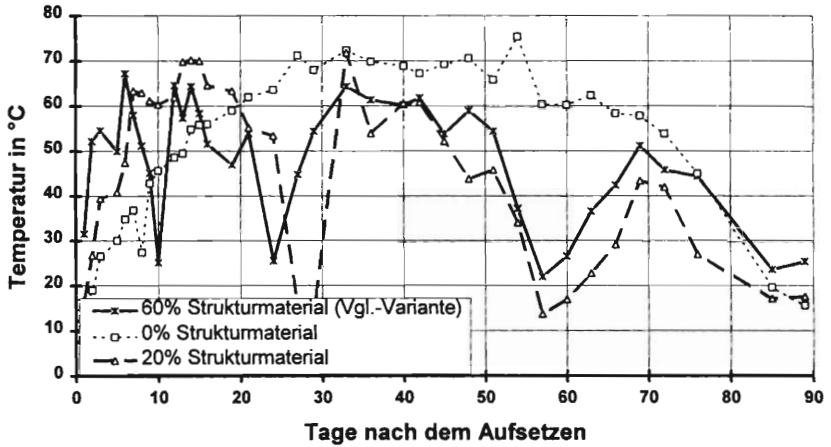


Abb.37: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen I (Winterversuch)

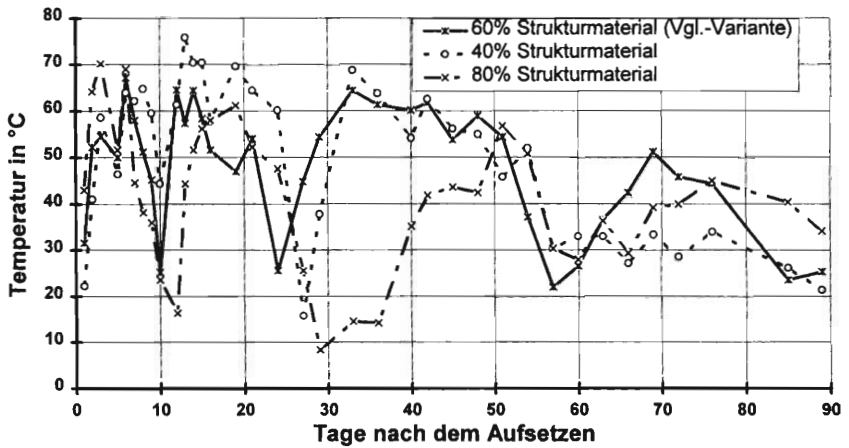


Abb.38: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen II (Winterversuch)

6.1.2. Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft

Die Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil hatte im Sommersversuch, sieben Tage nach dem Aufsetzen, im Mietenkern eine CO₂-Konzentration von 35 Vol.-%. Bis ca. 20 Tage nach dem Aufsetzen wurden CO₂-Konzentrationen über 20 Vol.-% gemessen. Bei diesen Werten kann davon ausgegangen werden, daß obligat aerobe Mikroorganismen keine ausreichenden Lebensbedingungen gefunden haben (CERNY (1979) /13/). Hohe CO₂-Konzentrationen können zum einen durch eine hohe mikrobielle Aktivität (CO₂-Freisetzung) entstehen, zum anderen bei einer schlechten Mietenstruktur durch mangelnden Gasaustausch mit der Atmosphäre hervorgerufen werden. Aus der Betrachtung der Temperaturkurve der Miete mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil ist ersichtlich (s. 6.1.1.), daß die mikrobielle Aktivität in diesem Rotteabschnitt relativ niedrig ist. Die hohe CO₂-Konzentration muß also durch die schlechte Struktur dieser Miete, die den Gasaustausch behinderte (BIDLINGMAIER (1984) /9/), verursacht worden sein.

Ein Strukturmaterialanteil von 20 Vol.-% verbesserte die Struktur der Miete deutlich, so daß ein Gasaustausch mit der Atmosphäre stattfinden konnte. Trotzdem war bei dieser Variante die mikrobielle Aktivität in der ersten Rottephase sehr niedrig (siehe Temperaturkurve). Möglicherweise führten nur die Grobporen Sauerstoff, so daß nicht alle Mikroorganismen mit Sauerstoff versorgt werden konnten (Abb.39).

Bei den Varianten mit 60 bzw. 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil lag die CO₂-Konzentration, abgesehen vom letzten Rotteabschnitt, immer unter 15 Vol.-%. Damit waren immer mehr als drei Vol.-% Sauerstoff vorhanden, was für aerobe Umsetzprozesse ausreichend ist (CERNY (1979) /13/). Der Anstieg der CO₂-Konzentrationen gegen Rotteende kann durch eine Behinderung des Gasaustausches durch zunehmende Dichtlagerung des reifenden Kompostes erklärt werden. Die mikrobielle Aktivität war in dieser Rottephase relativ niedrig, wie aus den Temperaturkurven ersichtlich ist.

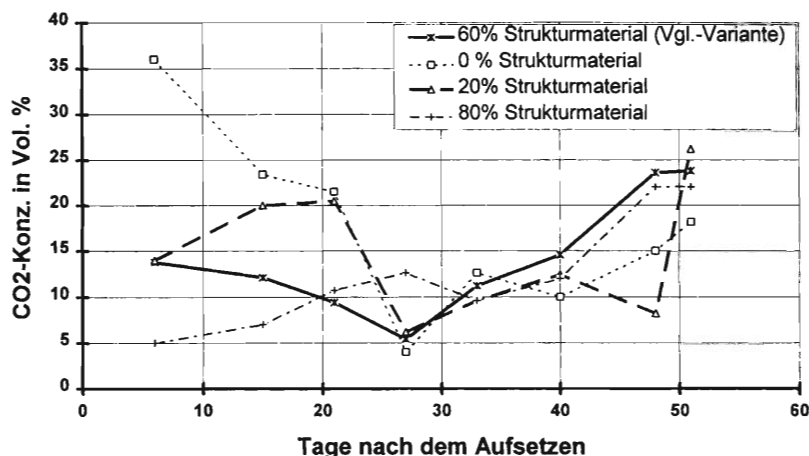


Abb.39: Verlauf der CO_2 -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichem Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

6.1.3. Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft

Im Winterversuch wurde die H_2S -Konzentration im Mietenkern gemessen. Beim Vergleich der Varianten mit 0, 60 und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil zeigte sich, daß H_2S nur bei der Miete aus reinem Bioabfall in wesentlichen Mengen gebildet wurde (Abb.40) (s.). Bei einem Strukturmaterialanteil von 60 bzw. 80 Vol.-% war H_2S kaum nachweisbar. Bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil schwankten die Konzentrationen im Rotteverlauf sehr stark, wobei keine eindeutige Zuordnung der Maxima und Minima zu den übrigen Rotteparametern bzw. den Witterungsfaktoren getroffen werden kann. Die im Mietenkern gemessenen Maxima um 60 ppm sind sehr hoch und deuten auf stark anaerobe Prozesse bei dieser Variante hin. Relativ hohe Konzentrationen traten auch zu Zeiten auf, wo aufgrund der Ergebnisse der CO_2 -Messung nicht mehr mit einem generell anaeroben Milieu in der Miete zu rechnen war. Die H_2S -Bildung zu diesen Zeitpunkten ist durch das Vorhandensein anaerober Nester (z.B. im Aggregatinneren), oder höheren Schwefelgehalt bei dieser ausschließlich aus Bioabfall aufgesetzten Miete zu erklären.

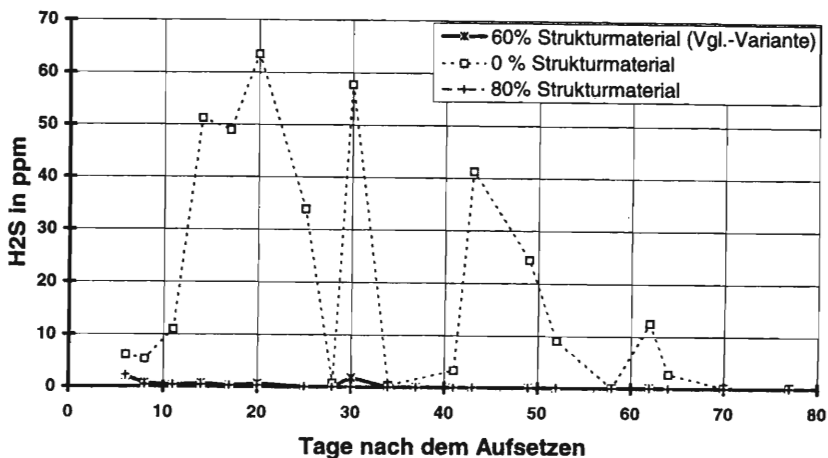


Abb.40: Verlauf der H₂S-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

6.1.4. Total-Organic-Carbon (TOC)-Konzentration in der Mietenluft

Der Verlauf der TOC-Konzentration war dem Verlauf der Schwefelwasserstoffkonzentration (Abb.41) ähnlich: Bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil bildeten sich sehr viel höhere Konzentrationen als bei den Varianten mit 60 und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil (s.). Die Konzentrationsspitzen waren plateauartig ausgebildet und stimmten im wesentlichen mit jenen der H₂S-Konzentration überein. Bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil fielen die sehr niedrigen Konzentration 28 Tage nach dem Aufsetzen auf. Die TOC-Bildung ist abhängig von der mikrobiellen Aktivität. Ein Absinken der TOC-Konzentration kann also ein Indiz für die Reduzierung der mikrobiellen Aktivität sein, die von den Witterungsbedingungen abhängig ist.

Das hohe TOC-Konzentrationsniveau, das die Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil bis zum 70. Tag hatte, veranschaulicht das Geruchsemissionspotential dieser Variante.

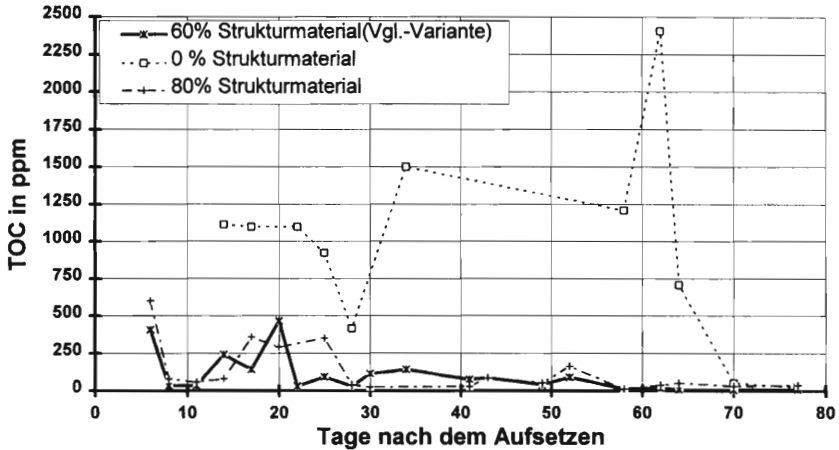


Abb.41: Verlauf der TOC-Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

Auch bei den übrigen Varianten konnten Konzentrationen an TOC gemessen werden: Zu Beginn der Messungen wies die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil höhere Werte als die Variante mit 60 Vol.-% (s.) auf. Wahrscheinlich hatte die Miete mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil im Gegensatz zur Vergleichsvariante zu diesem Zeitpunkt bereits ihr Temperatur- und damit auch ihr Aktivitätsmaximum erreicht.

6.1.5. pH-Wert

Der Strukturmaterialanteil hatte im Sommersversuch einen deutlichen Einfluß auf den pH-Wert des Rottegutes: Bei reinem Bioabfall lag der pH-Wert zu Rottebeginn um sechs, mit 20 Vol.-% Strukturmaterialbeimischung bereits bei sieben (Abb.42). Eine ähnliche Differenzierung stellte sich auch beim Winterversuch ein.

Mit beginnenden mikrobiellen Umsetzprozessen stieg der pH-Wert bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil im Sommer langsam an (s.). Bei der Variante mit 20 Vol.-% Struk-

turmaterialanteil war der pH-Wert-Anstieg im Sommer ebenfalls verzögert. Im Winter gab es sogar eine Ansäuerung auf pH 5 (s.), die dann langsam abgebaut wurde. Bei der Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil war der pH-Anstieg im Sommer, wahrscheinlich in Folge von Trockenheit (s.o.) verzögert (n.s.). Im Winter sank der pH-Wert bei dieser Variante. Parallel zu der Versauerung kühlte das Rottegut durch Witterungseinflüsse ab. Es ist zu vermuten, daß durch einen Temperaturrückgang in der Miete vor allem die thermophilen Mikroorganismen betroffen sind. Mesophile Säurebildner können sich damit stärker ausbreiten. Nach ca. 20 Tagen pendelte sich bei allen Varianten der pH-Wert zwischen 7.5-8.0 ein.

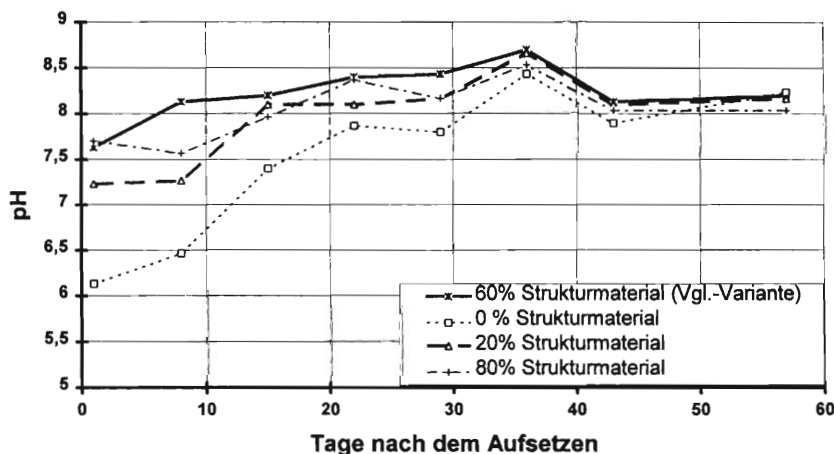


Abb.42: Verlauf des pH-Wertes in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

Das langsame Ansteigen der pH-Werte (0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil) bzw. die Ansäuerung der Variante mit 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil im Winter verdeutlichen, daß es bei diesen Varianten in der Anfangsphase zu einer Verzögerung des Prozesses kam. (FARKASDI /18/ und GRAY et al. (1971) /35/).

6.1.6. Organische Substanz

In der ersten Rottephase im Sommerversuch waren die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil durch Austrocknung und die Varianten mit 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil durch den hohen Anfangs-TS-Gehalt in ihrer Entwicklung gehemmt. Entsprechend der höheren Bestimmtheitsmaße wurden bei diesen Varianten für die Ausgleichsgeraden statt der logarithmischen exponentielle Näherungen gewählt.

Unter diesen Voraussetzungen ergab sich folgende Differenzierung: Je höher der Strukturmaterialanteil war, desto niedriger war der gesamte Abbau der organischen Substanz. Hoher Strukturmaterialanteil bedeutet: hoher Aschegehalt, hoher Anteil schwer abbaubarer ligninhaltiger Verbindungen und damit einen geringen Anteil leicht abbaubarer organischer Substanz. Der gesamte Abbau der organischen Substanz schwankte damit zwischen ca. 60 % bei 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil und ca. 80 % bei 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil (Abb. 43).

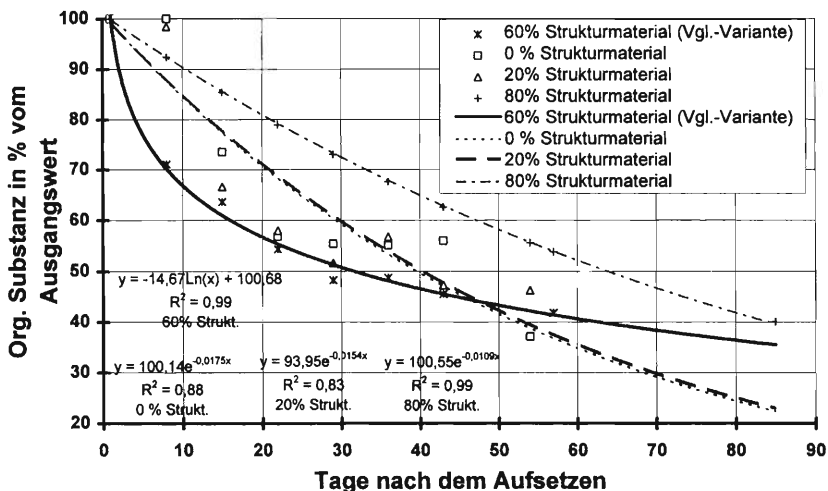


Abb.43: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

Im Winterversuch wurden für die Varianten mit 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil exponentielle Näherungen gewählt. Das entspricht einer langsamen Prozeßentwicklung zu Rottebeginn

und einem höhere Bestimmtheitsmaße. Für die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil wurde, im Gegensatz zum Sommer, eine logarithmische Näherung gewählt, weil sich die Miete in der Anfangsphase stark erwärmte (hohe Umsetzraten) und später stark auskühlte (geringe mikrobielle Aktivität). Die Variante mit 40 Vol.-% Strukturmaterialanteil konnte, wegen der Ähnlichkeit zur Vergleichsvariante, ebenfalls mit einer exponentiellen Näherung beschrieben werden. Damit ergab sich bezüglich des Abbaus der organischen Substanz ein ähnliches Bild wie beim Sommerversuch: Hohe Abbauraten von etwa 70 % bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil und geringer Abbau der organischen Substanz bei 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil. Die Miete mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil kühlte über weite Perioden aus und war damit mikrobiologisch kaum aktiv (Abb.44).

Auch bei der Faktorengruppe "Strukturmaterialteile" gibt es hinsichtlich der Abbauleistung eine Wechselwirkung zu den Witterungsfaktoren Feuchte, Temperatur und vor allem Wind.

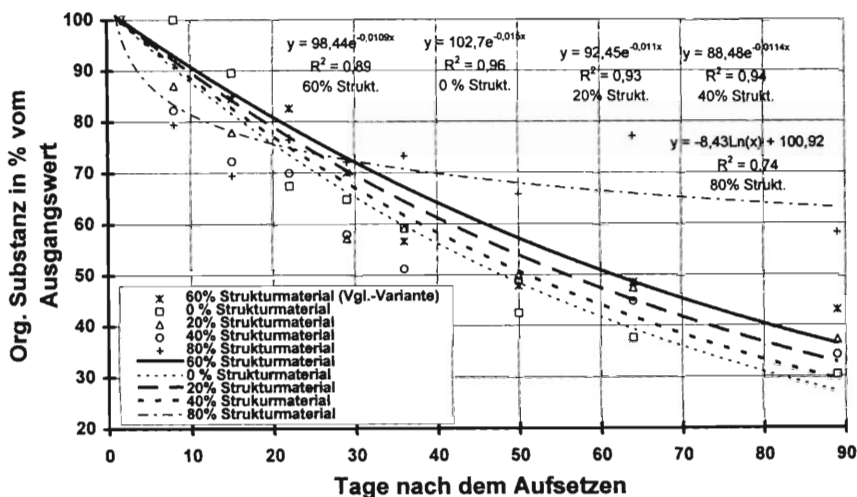


Abb.44: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

6.1.7. Stickstoffdynamik

6.1.7.1. Ammonium

Beim Winterversuch waren, ähnlich den Varianten mit unterschiedlichen Umsetzintervallen, zwei Maxima im Konzentrationsverlauf von NH_4 zu erkennen (Abb.45). Diese Form weist auf einen Zusammenhang mit dem Temperaturverlauf hin: Eine starke Depression der mikrobiellen Aktivität (Auskühlen) reduzierte die NH_4 -Bildung nach 28 Tagen. Im Sommersversuch konnte auch ein Rückgang der NH_4 -Konzentration bei Temperaturen über $70^\circ C$ verzeichnet werden.

Die NH_4 -Konzentration war generell umso höher, je niedriger der Strukturmaterialanteil lag. Besonders groß war der Unterschied zwischen 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil (s.). Da mit zunehmendem Strukturmaterialanteil der Gesamtstickstoffgehalt sank, ist die NH_4 -Konzentration als eine Funktion des Gesamtstickstoffgehaltes in der Miete anzusehen. Das bestätigen die Beobachtungen von GOLUEKE (1975) /31/, der bei einem zu engem C/N-Verhältnis fehlende Kohlenstoffgerüste zum Einbau des freiwerdenden NH_4 feststellte. Dadurch steigt die NH_4 -Konzentration in der Miete an. Dieses in der Miete auftretende Ammonium kann als Indikator zur Beurteilung des Rotteprozesses dienen und verflüchtigt sich schnell (BISHOP U. GODFREY (1983) /10/).

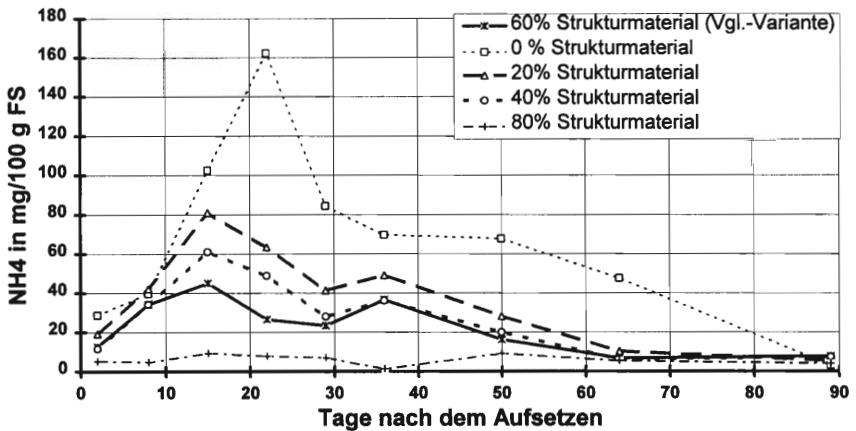


Abb.45: Verlauf der NH_4 -Konzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

6.1.7.2. Nitrat

Beim Sommersversuch trat NO_3 nach 20 bis 30 Tagen in meßbaren Konzentrationen auf, bei den Versuchen im Winter erst nach 30-40 Tagen. Aus dem Winterversuch ist ersichtlich, daß die Nitratbildung gegen Versuchsende umso höher ist, je niedriger der Strukturmaterialanteil (s.) bzw. je höher der Gesamt-N-Gehalt ist (Abb. 46).

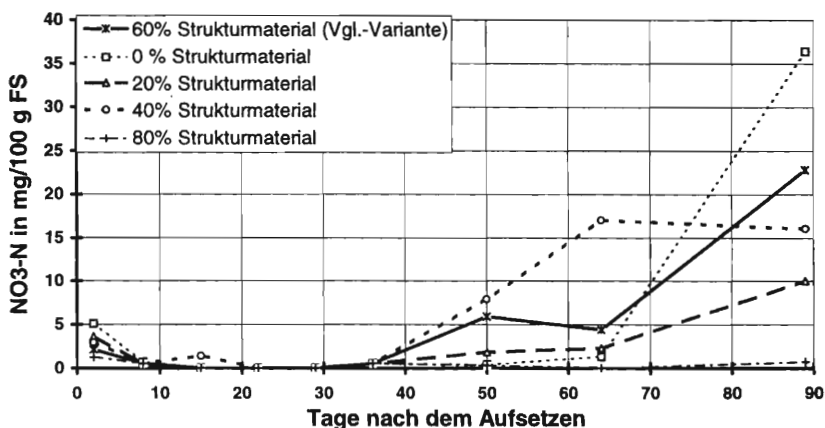


Abb.46: Verlauf der Nitratkonzentration in Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

6.1.7.3. Stickstoffverluste

Im Sommersversuch zeigten die Varianten mit 0 und 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil in der ersten Rottephase eine langsame Entwicklung der mikrobiellen Aktivität. Die Miete mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil war in der ersten Rottephase durch den hohen TS-Gehalt mikrobiell inaktiv. Für diese Varianten wurden deshalb im Sommersversuch exponentielle Näherungen gewählt.

Mit abnehmendem Strukturmaterialanteil und entsprechend geringerem C-Gehalt (MORISAKI et al. (1989) /77/ und MEYER (1979) /75/) stiegen die Stickstoffverluste. Bei der Variante mit 0 Vol.-%

Strukturmaterialanteil erreichten sie einen Maximalwert von 50 %. Der starke Abbau der organischen Substanz und die hohen NH_4 -Konzentrationen im Rottegut führten bei dieser Variante zu hohen N-Verlusten (Abb.47).

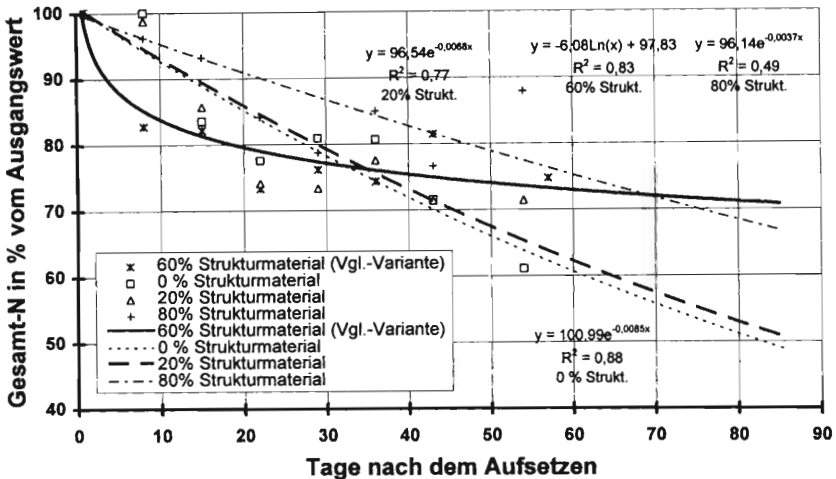


Abb.47: Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Sommerversuch)

Wegen des langsam anlaufenden Prozesses bzw. der Beeinträchtigung durch Wind und Kälte wurden für alle Varianten im Winterversuch exponentielle Ausgleichsgeraden gewählt. Im Rotteverlauf konnte bei der Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil aufgrund der Streuung der Einzelwerte kein N-Verlust festgestellt werden. Die Varianten mit 20 und 40 Vol.-% Strukturmaterialanteil wiesen bei diesem Versuchsdurchgang, ebenfalls aufgrund des durch Witterungseinflüsse niedrigen Abbaus der organischen Substanz, relativ geringe N-Verluste um 30 % auf. Bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil waren, wie im Sommerversuch, die höchsten Abbauraten und auch die höchsten N-Verluste von ca. 50 % zu verzeichnen (Abb.48).

Mit zunehmenden Strukturmaterialanteil sinken in einem definierten Betrachtungszeitraum die Stickstoffverluste und der Abbau der organischen Substanz. Daraus geht hervor, daß das z.T. holzige Strukturmaterial in den vorliegenden Versuchszeiträumen von ca. 90 Tagen kaum

abgebaut wird und deshalb der eingebaute Stickstoff aus der organischen Substanz nicht verloren geht. Im Gegensatz zu den Ergebnissen von KANAZAWA et al (1983) /59/ und MORISAKI et al (1988) /77/ ist es nicht möglich, durch Strukturmaterialzugabe (C-Gerüste) die Stickstoffverluste aus dem Abbau der organischen Haushalts- und Küchenabfälle zu reduzieren.

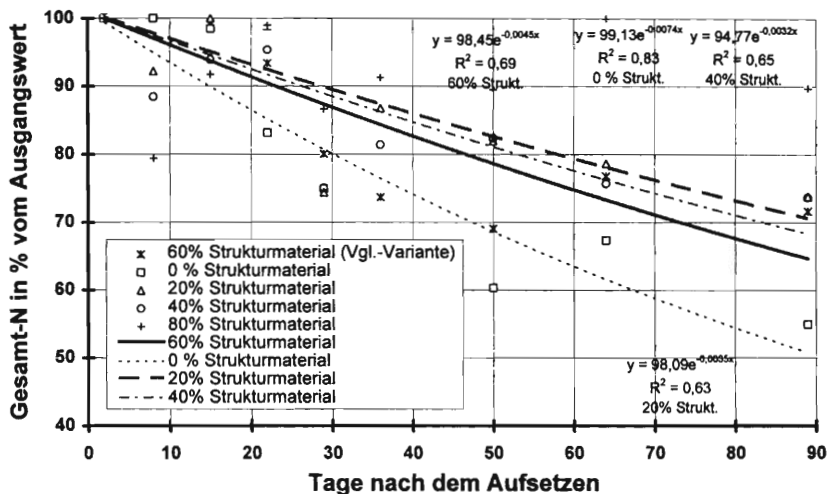


Abb.48: Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen (Winterversuch)

6.1.8. Reifeentwicklung

Nach 22 Tagen gab es im Sommerversuch eine deutliche Differenzierung der Varianten im Selbsterhitzungstest (Abb.49): Während die Vergleichsvariante die Eigenschaften von Reifekompost (Rottegrad V) hatte, erwärmte sich der reine Bioabfall noch auf Werte über 60°C und war damit als Frischmaterial zu bezeichnen.

Die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil hatte einen niedrigeren Rottegrad als die Vergleichsvariante. Hier bewirkte offensichtlich die Austrocknung der Mieten eine Verzögerung des Rotteprozesses. Nach 36 Tagen war nur noch die Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil in der Reifeentwicklung verzögert. Auch aus diesem Material wurde nach zwei weiteren

Wochen Fertigkompost mit dem Rottegrad V.

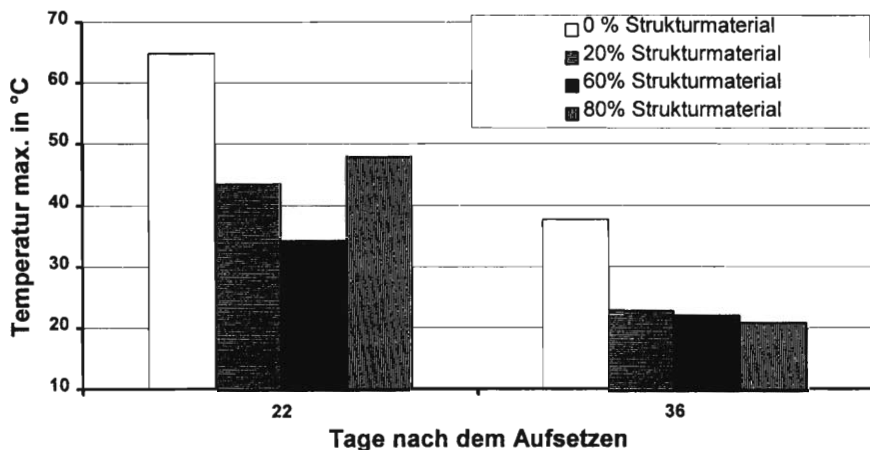


Abb.49: Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen gemessen an der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungstest (Sommerversuch)

Im Winterversuch hatte die Vergleichsvariante mit 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil bereits nach 22 Tagen Rottegrad V. Die Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil erreichte diesen Rottegrad erst nach 64 Tagen. Bei der Variante mit 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil zeigte sich ein ähnliches Bild wie bei der Variante mit dem Umsetzintervall "28 Tage": Nach 22 Tagen wurde, wahrscheinlich aufgrund äußerst schlechter Milieubedingungen für die Mikroorganismen, Rottegrad V angezeigt, obwohl beim nächsten Termin nur Rottegrad I-II erreicht wurde. Bei der Variante mit 40 Vol.-% Strukturmaterialanteil waren nach 22 Tagen ca. 50°C im Selbsterhitzungstest (Rottegrad II-III) und nach 36 Tagen knapp 40°C (Rottegrad III-IV) festzustellen. Die Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil hatte nach 22 Tagen schon fast Rottegrad V. Für diese schnelle Reifeentwicklung gibt es zwei Ursachen: Die Miete erwärmte sich zu Rottebeginn sehr schnell (s.o.), so daß der Temperatureinbruch nach der ersten Woche wieder ausgeglichen war. Außerdem war der Anteil der leicht abbaubaren organischen Substanz bei dieser Miete relativ gering, so daß die mikrobielle Aktivität, die im Selbsterhitzungstest angezeigt wird, schon sehr früh nachgelassen hat.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Varianten mit 0, 20 und 40 Vol.-% Strukturmaterialanteil gegenüber den Varianten mit 60 und 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil in der Reifeentwicklung verzögert sind.

6.2. Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zum Einfluß unterschiedlicher Strukturmaterialanteile

6.2.1. Schlußfolgerungen für das Emissionspotential

Die Varianten mit 0 bzw. 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil hatten einen niedrigen Ausgangs-pH-Wert und der Anstieg verlief, ähnlich wie bei der Temperatur, relativ langsam. Daraus läßt sich auf langsam einsetzende mikrobielle Prozesse und damit auf eine lang andauernde Startphase der Emissionen organischer Säuren und anderer Geruchsstoffe schließen. Außerdem ist vor allem bei der Variante mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil die CO_2 -Konzentration über drei Wochen so hoch, daß vom einem größeren Anteil anaerober Prozesse mit hohem Emissionspotential für Geruchsstoffe und klimarelevante Gase ausgegangen werden muß. Dies bestätigen auch hohe H_2S - und TOC-Konzentration der Miete mit 0 Vol.-% Strukturmaterialanteil.

Mit abnehmendem Strukturmaterialanteil steigen die NH_4 -Konzentrationen und die Stickstoffverluste im Rottegut. Da ein Großteil des Stickstoffs als NH_3 entweicht, nimmt mit abnehmenden Strukturmaterialanteil das Emissionspotential für Ammoniak zu.

Durch einen Strukturmaterialanteil über 20 Vol.-% kann das Auftreten von Sickerwasser vermieden werden.

6.2.2. Schlußfolgerungen für die Kompostqualität

Ein pH-Wert im alkalischen Bereich wird durch die Steigerung des Strukturmaterialanteils von 0 auf 20 Vol.-% deutlich schneller erreicht. Bei der Miete mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil kann der Anstieg des pH-Wertes durch Austrocknen im Sommer verzögert werden.

Mieten mit 0 bzw. 20 Vol.-% Strukturmaterialanteil erlangen den für verschiedene Anwendungen nötigen TS-Gehalt von 50-60 % relativ langsam. Sie sind allerdings ziemlich stabil gegenüber eindringenden Niederschlägen .

Die Anforderungen für die Hygienisierung werden bei allen Varianten, mit Ausnahme der Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil im Winter erfüllt.

Die Reifegradentwicklung, gemessen am Rottegrad, erfolgt umso langsamer, je niedriger der Strukturmaterialanteil ist. Die gegen Austrocknen im Sommer und Auskühlen im Winter anfällige Variante mit 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil ist in der Reifegradentwicklung langsamer als die Vergleichsvariante.

Mit zunehmendem Strukturmaterialanteil sinkt der Gesamtstickstoffgehalt der aufgesetzten Mieten. Diese Unterschiede werden gegen Ende der Rotte durch die höheren N-Verluste der Varianten mit geringem Strukturmaterialanteil zum Teil wieder ausgeglichen.

6.2.3. **Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung**

Die Verfahrensleistung drückt aus, welche Menge Bioabfall bei einem Verfahren je Zeiteinheit (z.B. ein Jahr) zu Fertigungskompost verarbeitet werden kann.

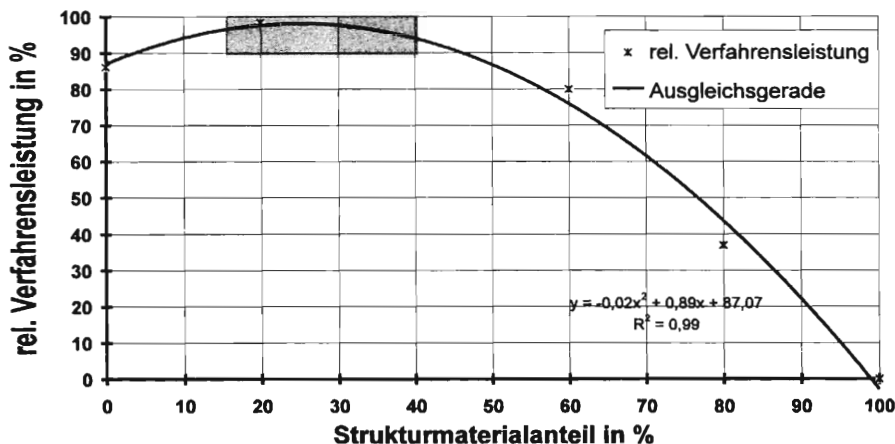


Abb.50: *Beziehung zwischen dem Strukturmaterialanteil und der Verfahrensleistung*

Dabei sind folgende Zusammenhänge zu beachten: Zum einen ist der Anteil des Bioabfalls umso niedriger, je höher der Strukturmaterialanteil im Rottegut ist. Zum anderen verzögert sich der Rotteprozeß mit zunehmenden Bioabfallanteil. Zwischen diesen beiden gegenläufigen Funktionen gibt es einen Optimalbereich für die Verfahrensleistung bei 20-40 Vol.-% Strukturmaterialanteil (Abb. 50).

7. Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe bei der Dreiecksmietenkompostierung

Bei der Dreiecksmietenkompostierung im Freien (Umsetzintervall 3 Tage, 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil) wurde der Einfluß der Zuschlagstoffe: Branntkalk (nur im Sommersversuch), Tonmehl (nur im Sommersversuch) und Kalkstickstoff auf den Kompostierungsprozeß untersucht.

Aus den Ergebnissen des Einflusses verschiedener Zuschlagstoffe auf den Rotteprozeß lassen sich Schlußfolgerungen für die Kompostqualität, das Emissionspotential und die Verfahrensleistung ableiten.

7.1. Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Zuschlagstoffe auf den Kompostierungsprozeß

Der Kompostierungsprozeß kann nur durch die gemeinsame Betrachtung einer Reihe von Parametern (siehe 2.2.) beschrieben und beurteilt werden.

7.1.1. Temperatur- und Trockensubstanzgehalt

Die Variante "Branntkalk" erwärmte sich gleich nach dem Aufsetzen auf Temperaturen über 70°C (s.) (Abb.51). Die hohen Temperaturen sind offensichtlich eine Folge der exothermen Reaktion des Branntkalkes (CaO) mit dem Wasser des Rottegutes. Die starke Erwärmung führte zu einer verstärkten Austrocknung (s.) (Abb.52), dadurch wurde das Milieu für die Mikroorganismen verschlechtert und ein starker Temperaturabfall setzte ein. Nach der Rückbefeuchtung durch einsetzende Niederschläge unterschieden sich die betrachteten Varianten bezüglich der Temperatur- und Trockensubstanzentwicklung nicht mehr nennenswert. Eine Erwärmung durch Kalkzusatz wurde auch schon von WILEY (1956) /111/) bei der Kompostierung von Hausmüll beobachtet.

Bei Tonmehl als Zuschlagstoff war die relative Austrocknung und der dadurch bedingte Temperaturabfall in der ersten Rottephase sehr gering (s.). Ab dem 33. Tag lag diese Variante im Temperaturniveau unter den Werten der Vergleichsvariante (s.). Daraus kann auf bessere Rottebedingungen durch Tonzusatz geschlossen werden. Eventuell konnte der Ton Feuchtigkeit

speichern und damit ein günstigeres Milieu für die Mikroorganismen erhalten, so daß der Kompostierungsprozeß gegenüber der Vergleichsvariante verkürzt wurde.

Da die Varianten Tonmehl- und Branntkalkzugabe weder in diesem noch in vorgelagerten Versuchen (SCHMID (1994) /101/) große Unterschiede zu der Vergleichsvariante aufwiesen, wurden sie in den weiteren Versuchsdurchgängen nicht mehr berücksichtigt.

Die Variante mit Kalkstickstoff trocknete im Sommersversuch weniger stark aus als die Vergleichsvariante (s.). Vermutlich wurden durch das aus dem Kalkstickstoff freigesetzte Cyanamid die mikrobiellen Prozesse von Anfang an so stark beeinträchtigt (langsamerer Temperaturanstieg), daß weniger Wasser verdampft wurde. Dementsprechend war auch kaum eine Depression der Mikroorganismen (Temperaturrückgang) durch Austrocknung beobachtbar. Zum Ende der Rotte war das Temperaturniveau der Variante mit Kalkstickstoff etwas höher als bei der Vergleichsvariante (s.). Das bestätigt die Annahme, daß der Rotteprozeß in der Anfangsphase durch das Cyanamid verzögert wurde.

Ähnlich wie beim Sommersversuch erwärmte sich die Miete mit Kalkstickstoff im Winterversuch etwas langsamer als die Vergleichsvariante (s.) (Abb.53). Nach dem Kälte- und Windeinbruch ca. 28 Tagen (s.) nach dem Aufsetzen der Mieten kam es zu einer Phasenverschiebung der Temperaturkurve gegenüber der Vergleichsvariante. Aufgrund der langsameren Prozeßentwicklung der Miete mit Kalkstickstoff hatte diese einen geringeren Massenabbau und war damit zu diesem Zeitpunkt noch voluminöser als die Vergleichsvariante. Die Auskühlung im Kern setzte deshalb zeitlich versetzt ein.

Im Herbstversuch verhielt sich die Variante mit Kalkstickstoff bei der Temperatur- und Trockensubstanzentwicklung, abgesehen vom Einfluß der Außentemperatur, wie im Winterversuch.

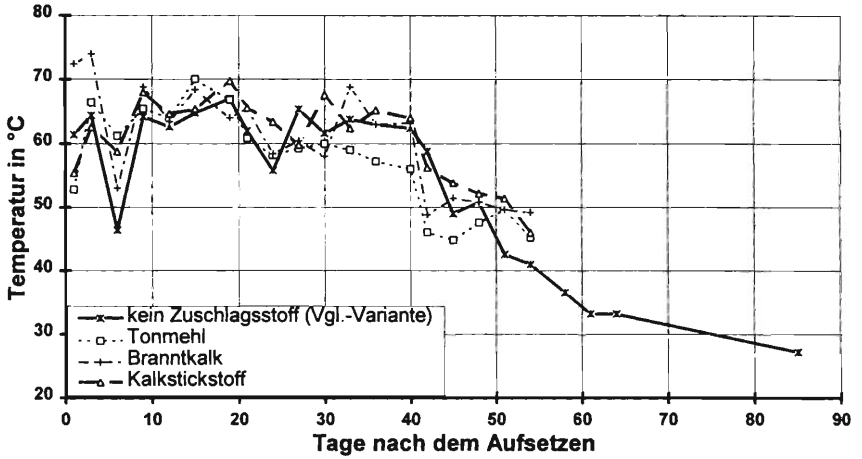


Abb. 51: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

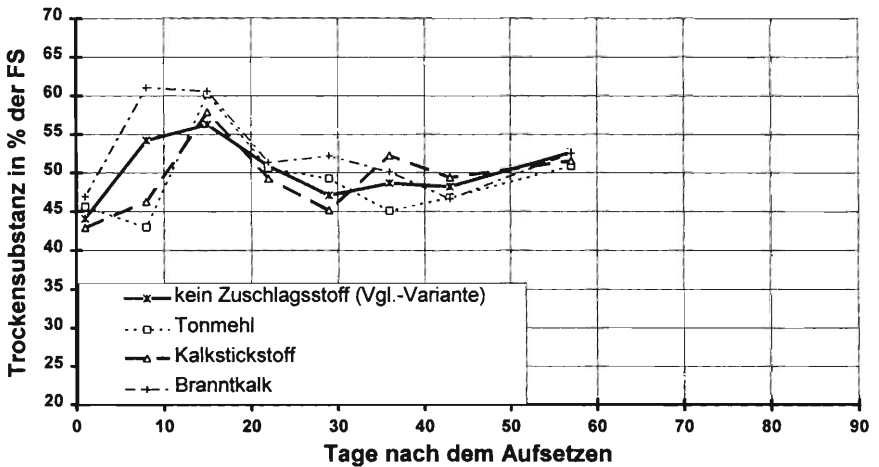


Abb. 52: TS-Verlauf in Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

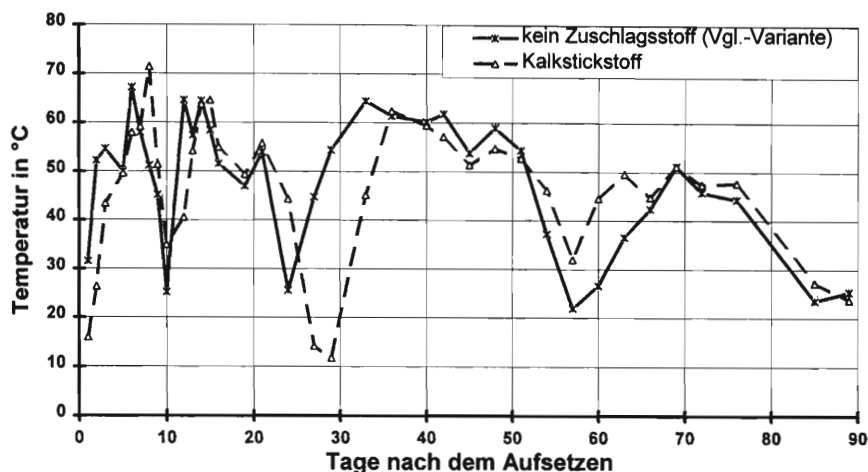


Abb.53: Temperaturverlauf in Mieten mit Zugabe von Kalkstickstoff (Winterversuch)

7.1.2. Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft

Durch die Zugabe von Branntkalk wird die CO_2 -Konzentration im Mietenkern nicht beeinflusst. Tonmehlzusatz bewirkte vor allem in der letzten Rottephase eine Reduzierung der CO_2 -Konzentration gegenüber der Vergleichsvariante. Das deutet auf eine geringere mikrobielle Aktivität bzw. einen höheren Reifegrad zu diesem Zeitpunkt hin.

Bei Zugabe von Kalkstickstoff war die CO_2 -Konzentration zu Rottebeginn mit 1-2 Vol.-% sehr niedrig. Offensichtlich war die mikrobielle Aktivität in den ersten zehn Tagen der Rotte stark gehemmt (Abb. 54).

Im Endstadium der Rotte waren die CO_2 -Konzentrationen mit Kalkstickstoffzugabe gegenüber der Vergleichsvariante höher. Das weist auf eine stärkere mikrobielle Aktivität und damit auf eine Rotteverzögerung in diesem Stadium hin.

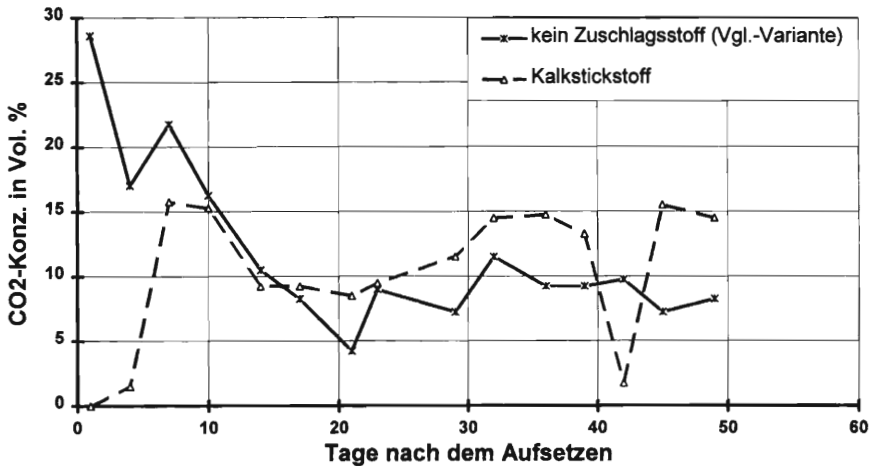


Abb.54: Verlauf der CO₂-Konzentration in der Mietenluft mit Kalkstickstoff (Herbstversuch)

7.1.3. Schwefelwasserstoffkonzentration in der Mietenluft

H₂S-Analysen konnten nur im Winterversuch, also nicht bei den Varianten mit Branntkalk- und Tonmehlzugabe, durchgeführt werden.

Die Zugabe von Kalkstickstoff hatte keinen Einfluß auf die H₂S-Konzentration der Mietenluft. Dieses Ergebnis steht in Widerspruch zu anderen Versuchsergebnissen (HELM (1993) /46/). Der Unterschied ist dadurch zu erklären, daß hier mit Dreiecksmieten mit 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil gearbeitet wurde, die im Gegensatz zu dem zitierten Versuch (Tafelmieten aus reinem Bioabfall) optimale Rottebedingungen lieferten. Die Neigung zu anaeroben Prozessen mit Schwefelwasserstoffbildung war generell sehr niedrig, so daß mit dem Kalkstickstoff keine weitere Verbesserung der Situation erreicht werden konnte.

7.1.4. Total-Organic-Carbon (TOC)-Konzentration in der Mietenluft

Auch TOC-Analysen der Mietenluft liegen nur bei Kalkstickstoff vor. Aufgrund der günstigen Rottebedingungen in der Vergleichsvariante hatte die Kalkstickstoffzugabe keinen Einfluß auf die TOC-Konzentration der Mietenluft.

7.1.5. pH-Wert

Bei der gewählten Dosierung (Kap.4) und den hohen Ausgangs-pH-Werten zwischen 6.5 und 7.5 konnte weder im Sommer- noch im Winterversuch ein Einfluß der Zuschlagstoffe Kalkstickstoff, Brantkalk und Tonmehl auf den pH-Wert im Rottegut festgestellt werden.

Im Herbstversuch hatte das Rottegut zu Beginn des Versuchs einen niedrigeren pH-Wert um 5.5, außerdem wurde die Dosierung des Kalkstickstoffs erhöht (1.0 Gew.-% statt 0.5 Gew.-% im Sommer-, bzw. Winterversuch). Unter diesen Bedingungen führte die Kalkstickstoffzugabe gegenüber der Vergleichsvariante an den ersten beiden Meßtagen zu einer signifikanten Erhöhung des pH-Werts (Abb.55).

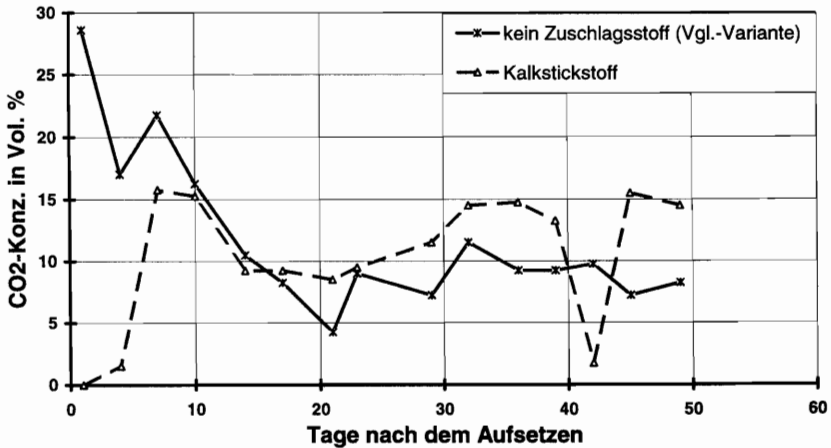


Abb.55: Verlauf des pH in Mieten bei der Zugabe von Kalkstickstoff im Herbstversuch

7.1.6. Organische Substanz

Im Sommersversuch waren die Mieten mit Branntkalkzusatz bei Betrachtung der Parameter: Temperatur, TS-Verlauf und Rottegrad in der Anfangsphase der Rotte verzögert. Deshalb wurde lediglich für die Variante mit Branntkalk eine exponentielle Ausgleichsgerade gewählt. Die suboptimalen Rottebedingungen führten bei dieser Miete gegenüber der Vergleichsvariante zu einem wesentlich geringeren Abbau der organischen Substanz (Abb.56). Trotz der günstigen Rottebedingungen in der Variante mit Tonmehl (logarithmische Ausgleichsgerade) war der Abbau der organischen Substanz, vor allem gegen Ende der Rotte schlechter als bei der Vergleichsvariante. Dieser Effekt kann durch den höheren mineralischen Anteil dieser Variante (weniger abbaubare organische Substanz) verursacht worden sein. Beim Kalkstickstoff konnte durch die logarithmische Näherung, trotz der offensichtlichen Hemmung der mikrobiellen Aktivität zu Versuchsbeginn, ein deutlich höheres Bestimmtheitsmaß erreicht werden. Der Abbau der organischen Substanz war mit Kalkstickstoff im Sommersversuch ebenso hoch wie bei der Vergleichsvariante. Im Herbstversuch bei höherer Dosierung, war der Abbau deutlich schlechter (Abb.56).

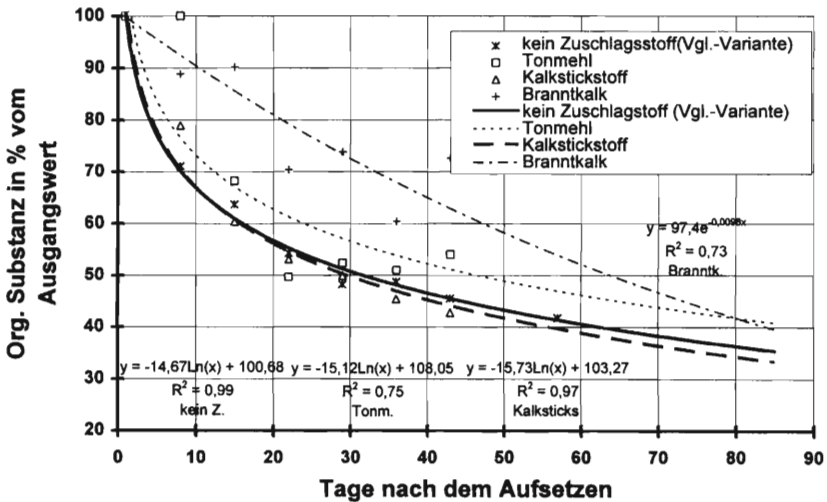


Abb.56: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit verschiedenen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

7.1.7. Stickstoffdynamik

7.1.7.1. Ammonium

Die Zugabe von Branntkalk hatte keinen signifikanten Effekt auf den NH_4 -Gehalt im Rottegut.

Die Tonmehlvariante hatte zu Beginn des Sommersversuchs höhere (n.s.), ab dem 15. Tag niedrigere Werte (s.) als die Vergleichsvariante (siehe Abb.57). Wahrscheinlich ist es mit zunehmenden Umsetzvorgängen zu einer feineren Verteilung des Tonmehls im Rottegut und dadurch zu einer höheren NH_4 -Sorption gekommen. Die niedrigen Konzentrationen könnten aber auch einen Hinweis auf geringere mikrobielle Aktivität im zweiten Rotteabschnitt (s.o.) liefern.

Kalkstickstoffzugabe führte bei allen drei Versuchsdurchgängen in den ersten Tagen der Rotte zu etwas höheren NH_4 -Konzentrationen im Rottegut (n.s.). Diese Beobachtung ist mit der Freisetzung von NH_4 aus Cyanamid erklärbar.

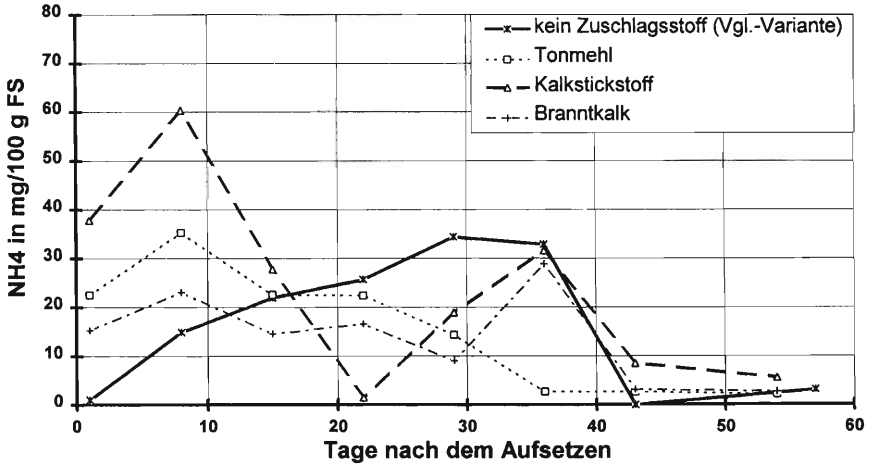


Abb.57: Verlauf der NH_4 -Konzentration bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

7.1.7.2. Nitrat

In den ersten Rottetagen gab es bei keinem der drei Versuchsdurchgänge signifikante Unterschiede hinsichtlich der NO_3 -Konzentration.

Die niedrigeren Nitrat-Konzentrationen bei den Varianten Brantkalk und Tonmehl gegen Versuchsende (Sommerversuch) sind aufgrund der Streuung der Einzelwerte nicht signifikant (Abb.58). Die Zugabe von Kalkstickstoff hatte keinen Einfluß auf die Nitratkonzentration im Rottegut.

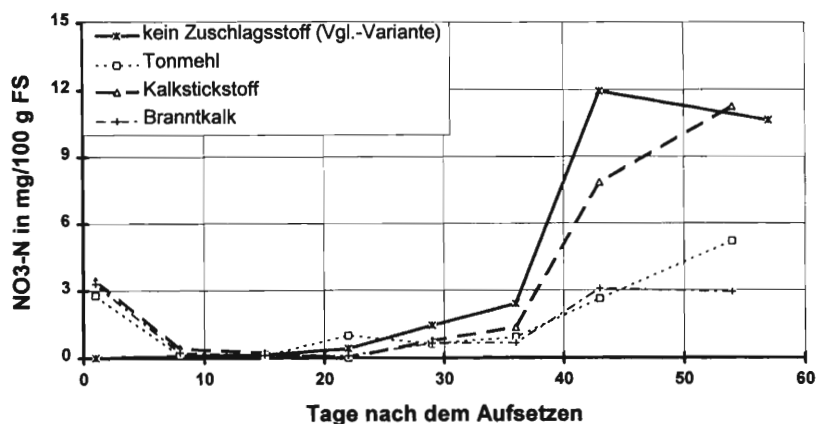


Abb.58: Verlauf der NO_3 -Konzentration bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

7.1.7.3. Stickstoffverluste

Kalkzusatz hatte keinen Einfluß auf den pH-Wert und verursachte damit auch keine höheren N-Verluste. Mit Tonmehlzusatz wurden zwar ähnliche Abbauraten wie bei der Vergleichsvariante erreicht, aber die N-Verluste waren höher. Eine Wirkung des Tonmehls als Adsorbens für $\text{NH}_4\text{-N}$, zur Vermeidung von Stickstoffverlusten ist damit in diesem Versuch nicht nachweisbar. Das entspricht den Beobachtungen von WITTER und LOPEZ-REAL (1988) /115/, daß eingemischte Tonminerale im Vergleich zu einer Tonabdeckung zu keiner Reduzierung der N-Verluste führten. Eventuell müßte für eine stickstoffkonservierende Wirkung auch die Dosierung der Tonmehlzusammensetzung erhöht werden. Die Variante mit Kalkstickstoff hatte relativ hohe N-Verluste, offensichtlich geht ein Großteil des aus dem Cyanamid freigesetzten NH_4 verloren (Abb.59).

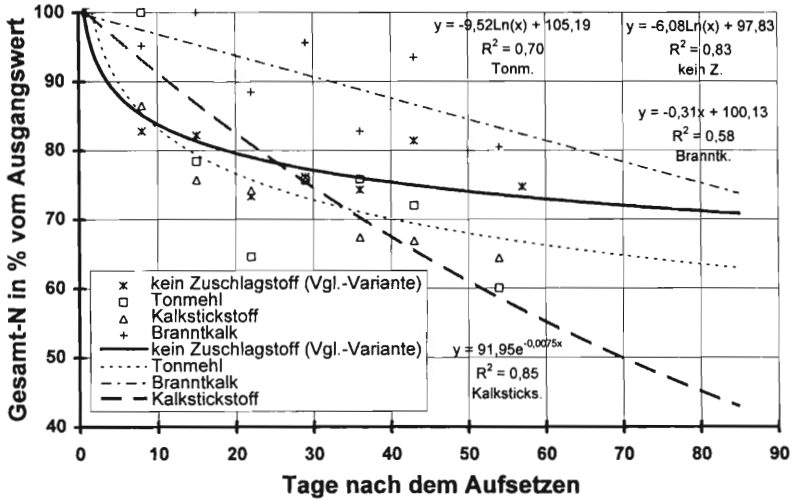


Abb.59: Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Zuschlagstoffen (Sommer-versuch)

7.1.8. Reifeentwicklung

Im Sommersversuch hatte die Variante mit Tonmehl, ebenso wie die Vergleichsvariante, nach 22 Tagen im Selbsterhitzungstest Rottegrad IV-V (Erwärmung auf ca. 30°C). Die Varianten mit Branntkalk und Kalkstickstoff hatten zu diesem Zeitpunkt erst Rottegrad III (45°C im Selbsterhitzungstest) (Abb.60), waren also in der Reifeentwicklung verzögert, wie bereits die Auswertung anderer Parameter vermuten ließ. Wahrscheinlich kam es bei der Branntkalkvariante durch die Austrocknung zu Rottebeginn zu einer Verzögerung des Rotteprozesses. Auch bei Kalkstickstoff bestätigt sich die Interpretation der oben dargestellten Parameter: Durch die Wirkung des Cyanamids wurde der Rotteprozeß verzögert. Beim nächsten Probenahmetermin, nach 36 Tagen Rottezeit, war im Sommersversuch nur noch die Kalkstickstoffvariante in der Reifeentwicklung verzögert, nach weiteren zwei Wochen hatten alle Mieten Rottegrad V.

Bei der Zugabe von Kalkstickstoff im Herbst- und im Winterversuch wiederholten sich die Ergebnisse aus dem Sommersversuch. Bis zu 53 Tagen nach dem Aufsetzen war bei den Mieten mit Kalkstickstoff eine Verzögerung der Reifeentwicklung zu erkennen.

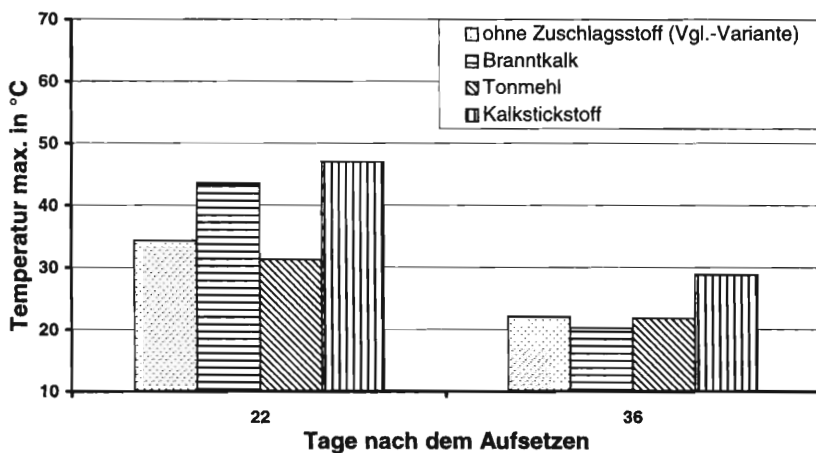


Abb.60: Reifeentwicklung bei verschiedenen Zuschlagstoffen (Sommerversuch)

7.2. Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen über den Einfluß von verschiedenen Zuschlagstoffen

7.2.1. Schlußfolgerungen für das Emissionspotential

Der Branntkalk bewirkte in der angewandten Dosierung keine pH-Erhöhung, so daß von diesem Zuschlagstoff weder eine Reduzierung des Emissionspotentials für organische Säuren, noch eine Erhöhung des Emissionspotentials für NH_3 zu erwarten ist.

Bei der Zugabe von Tonmehl könnte durch die Beschleunigung des Rotteprozesses auch der emissionsrelevante Zeitraum geringfügig verkürzt werden. Außerdem läßt die niedrigere CO_2 -Konzentration in den Mieten auf aerobe Prozesse und damit auf ein geringeres Geruchsemissionspotential schließen. Allerdings wird die Reduzierung der CO_2 -Konzentration erst im dem für die Geruchsemissionen weniger bedeutenden zweiten Rotteabschnitt nach der Heißrottephase deutlich. Durch die Zugabe von Tonmehl ist damit keine grundlegende Reduzierung des Emissionspotentials zu erwarten.

Die Zugabe von Kalkstickstoff hatte keinen Einfluß auf die TOC- und die H_2S -Konzentrationen in der Mietenluft. Damit ist durch diesen Zuschlagstoff keine Reduzierung des Geruchsemissionspotentials zu erwarten. Auch der durch Kalkstickstoffzugabe verursachte pH-Anstieg ist wahrscheinlich zu gering, um die von den organischen Säuren ausgehenden Geruchsemissionen zu reduzieren. Die hohen NH_4 -Konzentrationen in Verbindung mit relativ hohen Stickstoffverlusten lassen dagegen auf einen Anstieg der NH_3 -Emissionen schließen.

7.2.2. Schlußfolgerungen für die Kompostqualität

Bei einem pH-Wert des Rottegutes von 6.5-7.5 hatte die Zugabe von 1.0 Gew.-% Branntkalk keine Auswirkungen auf den pH-Wert. Unter diesen Bedingungen sind deshalb auch keine Wirkungen auf die hygienischen Eigenschaften und die Aggregatstabilität des Rottegutes zu erwarten.

Durch Tonmehlzusatz konnte lediglich die Reifeentwicklung etwas beschleunigt werden. Die Auswirkungen auf weitergehende Qualitätseigenschaften, wie z.B. die Aggregatstabilität, wurde nicht untersucht.

Bei erhöhter Dosierung (1.0 Gew.-%) von Kalkstickstoff ist in den ersten Rottetagen eine geringfügige pH-Erhöhung feststellbar. Andererseits wird die Reifeentwicklung des entstehenden Komposts verzögert. Damit ist eine deutliche Cyanamidwirkung feststellbar, die eventuell auch die Hygienisierung des Materials unterstützt. Dies kann vor allem unter ungünstigen Rottebedingungen (mangelnde Erwärmung der Mieten, keine ausreichende Einmischung der Randzonen der Mieten in den heißen Kern) von Bedeutung sein.

7.2.3. Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung

Durch Branntkalkzugabe und die damit verbundene Temperaturerhöhung zu Rottebeginn trocknete die Miete im Sommersversuch stark aus. Damit war die Rottegradiententwicklung im ersten Rotteabschnitt verzögert und der im Versuchszeitraum erreichte Abbau der organischen Substanz war deutlich niedriger als bei der Vergleichsvariante. Wie aus anderen Versuchen bekannt ist (SCHMID (1994) /101/), ist die Erhöhung der Temperatur durch die Zugabe von Branntkalk nur kurz wirksam und kann nicht zur Beschleunigung der Erwärmungsphase bei niedrigeren Außentemperaturen genutzt werden.

Wegen der offensichtlich hemmenden Wirkung des Cyanamids auf die Mikroorganismen wird durch die Zugabe von Kalkstickstoff die Reifeentwicklung verzögert. Der Abbaugrad der organischen Substanz bleibt davon unberührt, so daß die absolute Verfahrensleistung letztendlich nicht beeinträchtigt wird.

Durch die Tonmehlzugabe wurde die Rottegradiententwicklung geringfügig positiv beeinflusst. Dies wird auch durch Untersuchungen aus anderen Versuchen (SCHMID (1994) /101/) bestätigt. Allerdings sinkt durch die Tonzugabe der Abbau der organischen Substanz und damit die gesamte Verfahrensleistung.

8. Einfluß des Beimpfens bei der Dreiecksmietenkompostierung

Dreiecksmieten im Freien mit 60 Vol.-% Strukturmaterialanteil und einem dreitägigen Umsetzintervall wurden mit Fertigkompost oder einem Impfpräparat (Bakterien und Pilzkulturen) beimpft. Ziel der Beimpfung war es, die Wirkung auf den Kompostierungsprozeß zu quantifizieren. Die Impfvarianten wurden im Sommer- und im Winterversuch angelegt. Im Gegensatz zum Sommerversuch wurden bei der mit dem Präparat beimpften Variante im Winter zusätzlich 10 Vol.-% tonhaltige Erde zugemischt.

Aus den Ergebnissen des Einflusses des Beimpfens auf den Rotteprozeß lassen sich Schlußfolgerungen für die Kompostqualität, das Emissionspotential und die Verfahrensleistung ableiten.

8.1. Ergebnisse zum Einfluß des Beimpfens auf den Kompostierungsprozeß

Der Kompostierungsprozeß kann nur durch die gemeinsame Betrachtung einer Reihe von Parametern (siehe 2.2.) beschrieben und beurteilt werden.

8.1.1. Temperatur und Trockensubstanzgehalt

Im Sommerversuch erreichten beide Impfvarianten in der Erwärmungsphase im Mietenkern eine höhere Maximaltemperatur als die Vergleichsvariante (s.). Der Temperaturrückgang am siebten Tag nach dem Aufsetzen war bei den Impfvarianten weniger stark ausgeprägt als bei der Vergleichsvariante (s.) (Abb.61), obwohl vor allem die mit Kompost beimpfte Miete stärker austrocknete (s.) als die Vergleichsvariante (Abb.62).

Bei den niedrigeren Außentemperaturen im Winterversuch erwärmten sich die Impfvarianten schneller (s.) und erreichten eine höhere Maximaltemperatur als die Vergleichsvariante (s.) (Abb.63). Der zehn Tage nach dem Aufsetzen durch Wind und Kälte bei der Vergleichsvariante hervorgerufene Temperaturrückgang war bei beiden Impfvarianten deutlich geringer ausgeprägt (s.).

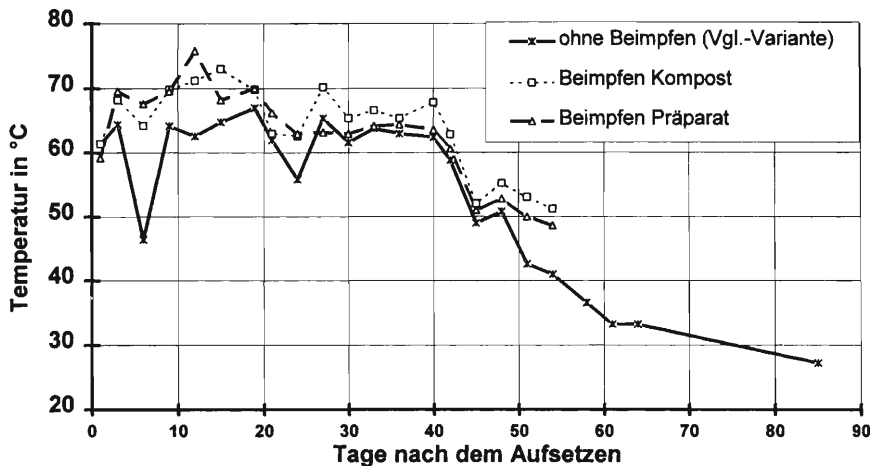


Abb.61: Temperaturverlauf in beimpften Mieten im Sommersuch

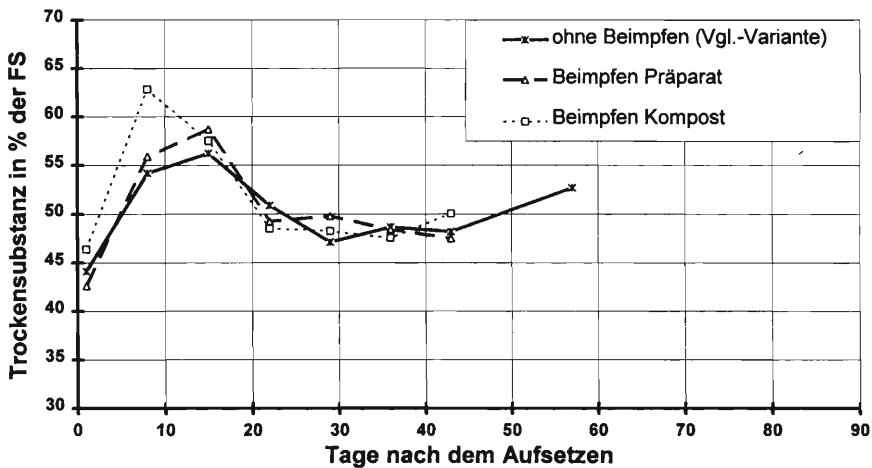


Abb.62: TS-Verlauf in beimpften Mieten (Sommersuch)

Offensichtlich wurden durch das Beimpfen mit dem Präparat, bzw. Fertigkompost Mikroorganismen zugeführt, die sowohl an den hohen TS-Gehalt im Sommer, als auch an die niedrigeren Anfangstemperaturen im Winter angepaßt waren. Dadurch konnte in beiden Fällen die mikrobielle Aktivität im Rottegut gegenüber der Vergleichsvariante erhöht werden. Eventuell wurde diese Stabilität gegenüber Umwelteinflüssen auch durch Nebeneffekte beim Beimpfen verstärkt: Die mit dem Impfvorgang verbundene Fertigkompost- bzw. Tonzugabe kann z.B. physikalische Mietenparameter wie das Porenvolumen verändert haben.

Gegen Versuchsende (Winterversuch) fiel die Temperatur bei der mit dem Präparat beimpfen Variante ab dem 45. Tag deutlich ab (s.). Zu diesem Zeitpunkt war der Abbau der organischen Substanz noch nicht abgeschlossen (siehe unten). Obwohl sich diese Variante im Trockensubstanzgehalt (45-50 %) von der Vergleichsvariante nicht unterschied, machte sie einen sehr nassen Eindruck. Wahrscheinlich hat die Zugabe des tonhaltigen Bodens die Struktur der Miete so stark verschlechtert, so daß die mikrobielle Aktivität stark eingeschränkt war und der Rotteprozeß zum Erliegen kam.

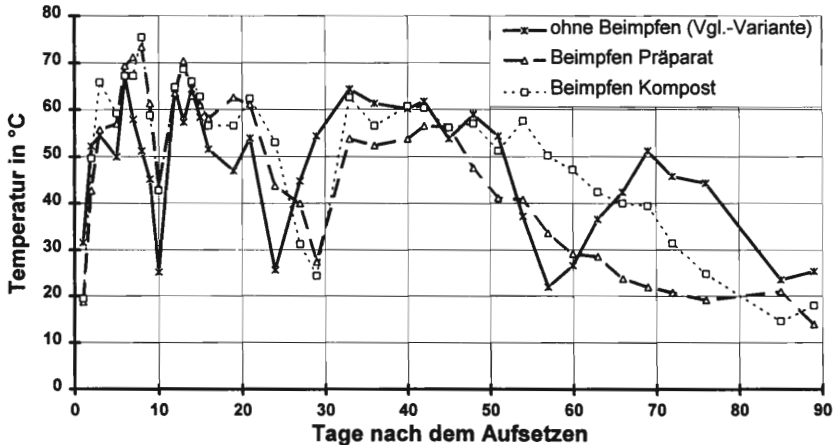


Abb.63: Temperaturverlauf in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)

8.1.2. Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft

Die mit dem Präparat beimpfte Variante glich im Verlauf der CO_2 -Konzentration der Vergleichsvariante (Sommerversuch). Die mit Fertigkompost beimpfte Variante hatte dagegen in der Hauptrottephase höhere CO_2 -Konzentrationen (s.) (Abb.64). Da sich aus den übrigen Parametern keine Hinweise auf eine erhöhte mikrobielle Aktivität in dieser Periode ergeben, kann davon ausgegangen werden, daß der Gasaustausch durch ein geringeres Porenvolumen (Fertigkompostzusatz) reduziert war (BIDLINGMAIER (1984) /9/).

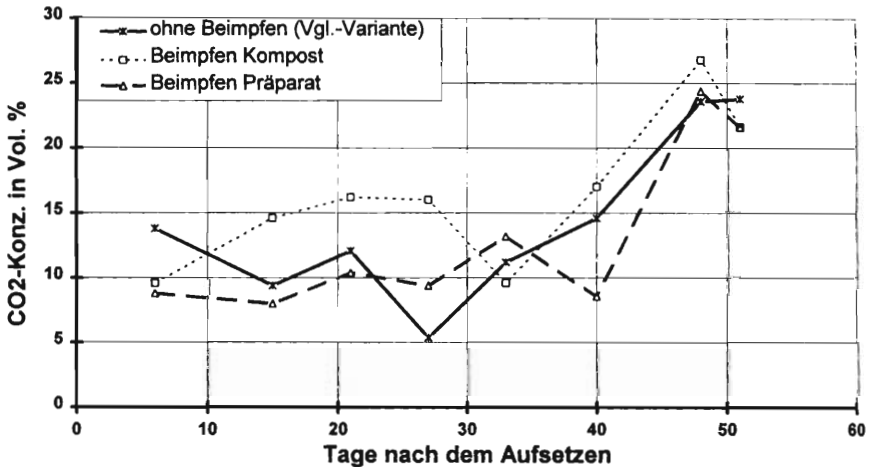


Abb.64: Verlauf der CO_2 -Konzentration in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)

8.1.3. pH-Wert

Durch Beimpfen, bzw. durch den damit verbundenen Eintrag an tonhaltigen Boden bzw. Fertigkompost, konnte der pH-Wert zu Rottebeginn erhöht werden (Abb.65).

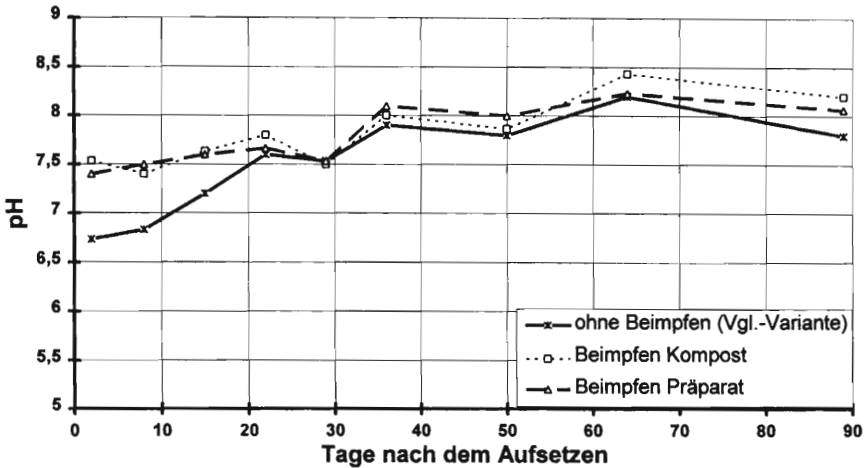


Abb.65: Verlauf des pH-Wertes in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)

8.1.4. Organische Substanz

Im Sommersversuch wurden für beide Impfvarianten logarithmische Näherungen als Ausgleichsgeraden gewählt. Das entsprach den günstigen Rottebedingungen in der ersten Rottephase, die in beiden Fällen herrschten. Das gleiche gilt für die mit Kompost beimpfte Variante im Winterversuch. Bei der mit dem Präparat beimpften Variante konnte aufgrund der Streuung der Einzelwerte im Winterversuch kein Abbau festgestellt werden.

Im Sommersversuch erreichten die beimpften Varianten in der ersten Rottephase eine ähnlich hohe Abbauleistung wie die Vergleichsvariante. Anschließend sank die Abbauleistung gegenüber der Vergleichsvariante, so daß bei beiden Impfvarianten der erreichte Abbau zu Versuchsende etwas geringer war als bei der Vergleichsvariante (Abb.66).

Die mit Fertigungskompost beimpfte Variante verhielt sich im Winterversuch ähnlich wie im Sommersversuch: Sie hatte in der ersten Rottephase eine höhere, nach der Heißrottephase eine geringere Abbauleistung als die Vergleichsvariante. Bis zum Ende des Versuchs wurde auf diese

Weise ebensoviel organische Substanz abgebaut wie bei der Vergleichsvariante. Bei der mit dem Präparat beimpfen Variante wurde im Winterversuch kein meßbarer Abbau erreicht (Abb.67).

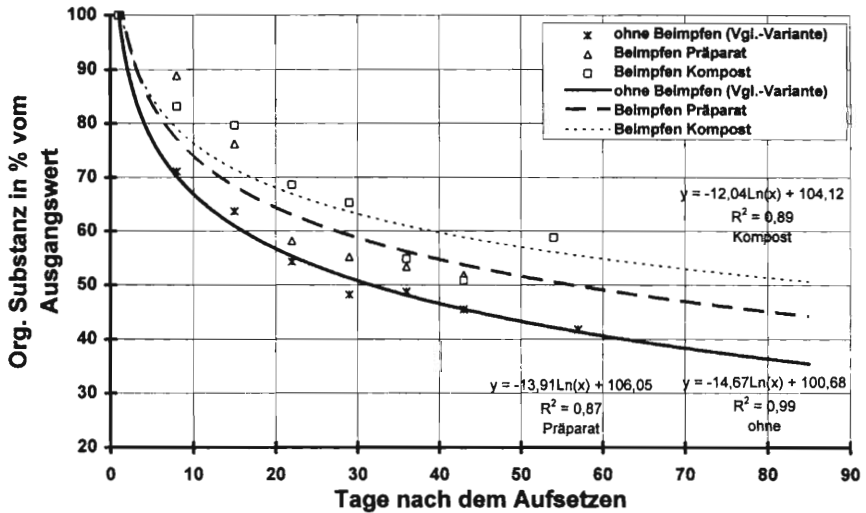


Abb.66: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)

Diese Ergebnisse lassen sich zusammenfassend folgendermaßen interpretieren: Durch Beimpfen, ob mit Fertigkompost oder dem verwendeten Präparat, wurde in der ersten Rottephase die mikrobielle Aktivität und der Abbau der organischen Substanz gegenüber der Vergleichsvariante erhöht. Dadurch daß im ersten Rotteabschnitt mehr organische Substanz abgebaut wurde, sank im zweiten Rotteabschnitt die Abbauleistung gegenüber der Vergleichsvariante. Unter den Witterungsbedingungen des Sommers wurde auf diese Weise nach einer dreimonatigen Rotte ein ähnlich hoher Anteil der organischen Substanz abgebaut wie bei der Vergleichsvariante. Unter den ungünstigeren Witterungsbedingungen des Winters wurde durch das Beimpfen mit Fertigkompost die Höhe des Abbaus der organischen Substanz der Vergleichsvariante sogar übertroffen. Bei der mit dem Präparat beimpfen Variante war im Winter ein ähnliches Verhalten zu erwarten wie beim Beimpfen mit Fertigkompost. Das schlechte Abschneiden der mit dem Präparat beimpfen Variante ist wahrscheinlich ausschließlich auf den hohen Zusatz tonhaltigen Bodens

(10 Vol.-%) zurückzuführen, wodurch sich in diesem Versuch die Struktur der Miete extrem verschlechterte.

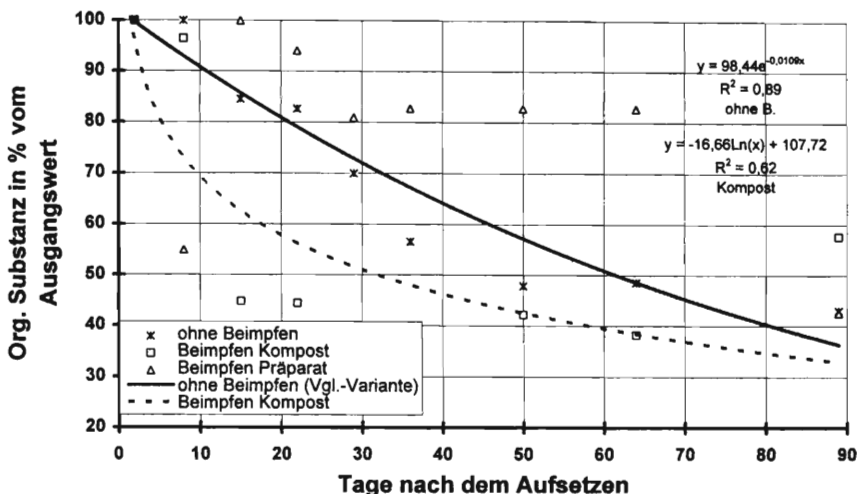


Abb.67: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)

8.1.5. Stickstoffdynamik

8.1.5.1. Ammonium

Die NH_4 -Konzentration der beimpften Varianten verlief in beiden Versuchsdurchgängen ähnlich der Vergleichsvariante. Es gab keine signifikanten Unterschiede. Im Sommerversuch hatten die Impfvarianten etwas höhere NH_4 -Konzentrationen (n.s.), bedingt durch das stärkere Austrocknen in der ersten Versuchsphase. Im Winterversuch lagen die NH_4 -Konzentrationen der beimpften Varianten unter dem Niveau der Vergleichsvariante (n.s.). Das ist wahrscheinlich auf den niedrigeren Gesamt-N-Gehalt durch Boden- und Fertigungskompostzusatz zurückzuführen.

8.1.5.2. Nitrat

Im Sommersversuch stieg bei den beiden Impfvarianten die Nitratkonzentration gegen Versuchs-ende stärker an, als bei der Vergleichsvariante (s.). Das kann ein Hinweis auf ein früheres Reifestadium bzw. eine fortgeschrittene Mineralisierung sein (Abb.68). Im Winterversuch wurde mit Präparatbeimpfung fast kein Nitrat gebildet (niedriger Gesamtstickstoffgehalt, geringe mikrobielle Aktivität). Die mit Kompost beimpfte Variante verhielt sich im Winter wie die Vergleichsvariante.

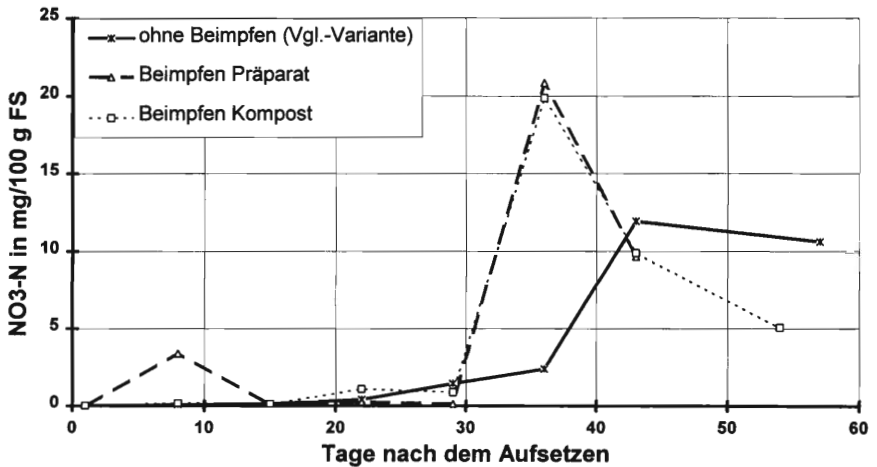


Abb.68: Verlauf der NO_3 -Konzentration in Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Winterversuch)

8.1.5.3. Stickstoffverluste

Im Sommersversuch gab es in der Höhe der N-Verluste keine Unterschiede zwischen den beimpften Varianten und der Vergleichsvariante.

Aufgrund der Streuung der Einzelwerte über den Zeitverlauf, konnte im Winterversuch bei den Impfvarianten kein mathematischer Zusammenhang zwischen Stickstoffgehalt und Zeit festgestellt werden. Die Stickstoffverluste lagen also in der Größenordnung der Probenahme- und Analysefehler.

Wie sich bei der Auswertung der Versuchsergebnisse immer wieder zeigte (s.o.), korrelieren die Stickstoffverluste mit dem Abbau der organischen Substanz. Bei der mit dem Präparat beimpften Variante wurde im Winterversuch kein meßbarer Abbau der organischen Substanz festgestellt, dementsprechend sind die geringen Stickstoffverluste erklärbar. Bei der Variante mit Fertigkompostbeimpfung trifft die enge Korrelation zwischen Abbau der organischen Substanz und den Stickstoffverlusten im Winterversuch nicht zu: Trotz eines hohen Abbaus der organischen Substanz von ca. 60 % traten keine Stickstoffverluste auf. Dafür gibt es verschiedene Erklärungsansätze: Zum einen könnte der Stickstoff bei dieser Variante durch schnelleren Einbau in Kohlenstoffgerüste vor Verlust geschützt worden sein. Die niedrigeren NH_4 -Konzentrationen im Rottegut könnten diese Theorie stützen. Zum anderen könnte der Abbau der organischen Substanz bei der mit Fertigkompost beimpften Variante schlechter gewesen sein, als sich aus der logarithmischen Ausgleichsgerade mit dem niedrigen Bestimmtheitsmaß von 0.62 ergibt. Schließlich wäre auch eine Zunahme des Stickstoffgehaltes durch die Aktivität stickstofffixierender Mikroorganismen möglich, wie sie HÜMBELIN et al. (1980) /53/ bei Varianten, die mit Fertigkompost beimpft wurden, festgestellt hat.

8.1.6. Reifeentwicklung

In beiden Versuchsdurchgängen erwärmten sich die beimpften Varianten nach 22 Tagen im Selbsterhitzungstest um etwa 10°C mehr als die Vergleichsvariante (Abb.69). Das weist auf eine höhere mikrobielle Aktivität der beimpften Mieten gegenüber der Vergleichsvariante hin, die offensichtlich durch den Eintrag an Mikroorganismen bewirkt wurde. Beim nächsten Probenahmetermin nach 36 Tagen war im Selbsterhitzungstest kein Unterschied mehr feststellbar.

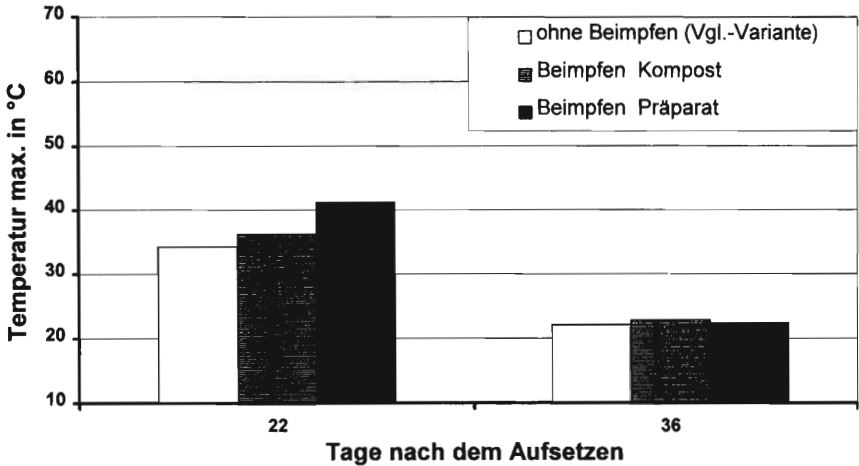


Abb.69: Reifeentwicklung bei Mieten mit unterschiedlicher Beimpfung (Sommerversuch)

8.2. Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zum Einfluß der Beimpfung

Aus dem Verlauf der dargestellten Parameter lassen sich für das Emissionspotential, die Kompostqualität und die Verfahrensleistung Schlußfolgerungen ziehen.

8.2.1. Schlußfolgerungen für das Emissionspotential

Durch Beimpfen erwärmt sich des Rottegut schneller. Dadurch kann die geruchsintensive Startphase des Rotteprozesses verkürzt werden. Die mit dem Impfen verbundene Fertigkompost- bzw. Tonzugabe führt zu einer Erhöhung des pH-Wertes. Damit kann eventuell das von organischen Säuren ausgehende Geruchsemissionspotential reduziert werden.

8.2.2. Schlußfolgerungen für die Kompostqualität

Durch das Beimpfen, bzw. den damit verbundenen Ton- bzw. Fertigkomposteintrag wird der pH-Wert in den ersten 15 Tagen der Rotte gegenüber der Vergleichsvariante signifikant erhöht. Andererseits wird durch das Beimpfen die Reifeentwicklung in der ersten Phase der Rotte verzögert.

Die Zumischung 10 Vol.-% tonhaltigen Bodens erhöht bei der Variante mit dem Impfpräparat das Risiko des Vernässens. Dadurch wird der Rotteprozeß unterbrochen und die Verwertungsmöglichkeiten des Materials werden sehr stark eingeschränkt: Das vernässste Material ist unreif, wahrscheinlich wenig pflanzenverträglich, und bereitet Schwierigkeiten beim Absieben.

Die schnellere Erwärmung und die größere Stabilität gegenüber den Witterungseinflüssen im Winter, vor allem durch das Beimpfen mit Fertigkompost, erhöhen die Sicherheit, daß eine ausreichende Hygienisierung stattfindet.

8.2.3. Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung

Gemessen am Rottegrad kommt es in der ersten Rottephase zu einer geringfügigen Verzögerung des Rotteprozesses, die jedoch bereits nach 36 Tagen ausgeglichen ist.

Wegen des höheren mineralischen Anteils durch die Fertigkompostzugabe ist im Sommersuch der Abbau der organischen Substanz ca. 15 % niedriger als bei der Vergleichsvariante. Im Winter ist der Abbau wegen der besseren Milieubedingungen zu Rottebeginn etwas höher als bei der Vergleichsvariante. 10 Vol.-% Fertigkompost bedeuten, daß pro Tonne 10 Vol.-% weniger Material behandelt werden kann, d.h. die Verfahrensleistung sinkt gegenüber der Vergleichsvariante im Sommer um 25 %. Im Winter gleichen sich die beiden gegenläufigen Effekte, der durch das Beimpfen mit Fertigkompost bedingte geringere Rottegradanteil und die durch das Beimpfen erhöhte Abbauleistung aus. Beimpfen mit Fertigkompost ist also in Bezug auf die Verfahrensleistung nur im Winter unter extremen Witterungsbedingungen sinnvoll.

9. Einfluß des Verfahrens bei der Kompostierung

Die Kompostierungstechniken:

- "Dreiecksmietenkompostierung im Freien"
- "Dreiecksmietenkompostierung in geschlossener Halle"
- "Tafelmietenkompostierung in geschlossener Halle"
- "Vorrotte mit einer Rottetrommel", Nachrotte auf Dreiecksmieten
- "Vorrotte mit einer Rottebox", Nachrotte auf Dreiecksmieten

wurden bezüglich des Einflusses auf den Kompostierungsprozeß untersucht.

Alle Varianten hatten einen Strukturmaterialanteil von 60 Vol.-%. Die Dreiecksmieten wurden alle drei Tage, die Tafelmiete wöchentlich umgesetzt. Die Varianten dieser Gruppe wurden sowohl im Sommer- als auch im Winterversuch angelegt. Die Variante "Vorrotte mit einer Rottetrommel" wurde nur im Sommersuch, die Variante "Tafelmietenkompostierung in geschlossener Halle" nur im Winterversuch betrachtet.

Von den Einflüssen verschiedener Rottetechniken auf den Kompostierungsprozeß lassen sich Schlußfolgerungen für die Kompostqualität, das Emissionspotential und die Verfahrensleistung ableiten.

9.1. Ergebnisse zum Einfluß verschiedener Rottetechniken auf den Kompostierungsprozeß

Der Kompostierungsprozeß kann nur durch die gemeinsame Betrachtung einer Reihe von Parametern (siehe 2.2.) beschrieben und beurteilt werden.

9.1.1. Temperatur und Trockensubstanzgehalt

Die "Dreiecksmiete in der Halle" hatte von Anfang an einen niedrigeren TS-Gehalt als die Vergleichsvariante (Sommersuch). TS-Gehalte über 55 %, die zu einer Hemmung der mikrobiellen Aktivität führen, traten bei der "Dreiecksmiete in der Halle" erst nach ca. 14 Tagen

auf (Abb.71). Der dadurch verursachte Temperaturrückgang war nicht so stark wie bei der "Dreiecksmiete im Freien" (Abb.70). Die aktiven Mikroorganismen hatten sich zu diesem Zeitpunkt wahrscheinlich an den höheren TS-Gehalt angepaßt.

Das Material aus der Rottetrommel wurde nach sechs Tagen zu einer Dreiecksmiete aufgesetzt und befeuchtet. Dadurch erwärmte es sich in kurzer Zeit sehr stark und erreichte mit fast 80°C einen der höchsten Maximalwerte aller Varianten. Anschließend gab es in der Temperaturentwicklung keine Unterschiede zur Vergleichsvariante. Lediglich die Abkühlphase setzte bei dem Material aus der Rottetrommel verspätet ein (z.T. s.). Das kann ein Hinweis auf einen verzögerten Rotteprozeß bei dieser Variante sein (länger andauernde hohe mikrobielle Aktivität).

Das Material aus der Rottebox wurde im Sommerversuch nach 20 Tagen angeliefert und zu einer Dreiecksmiete aufgesetzt. Aufgrund des hohen TS-Gehaltes von 80 % (Abb.71) mußte in mehreren Etappen befeuchtet werden. Dadurch erwärmte sich diese Miete auf etwa 70°C und hatte bis zum Ende des Versuches ein deutlich höheres Temperaturniveau (s.) als die Vergleichsvariante. Dieses Verhalten kann als Indiz für eine Verzögerung des Abbauprozesses gegenüber der Dreiecksmiete gedeutet werden.

Im Winterversuch verlief die Erwärmung zwischen der Dreiecksmiete im Freien und der Dreiecksmiete in der Halle zuerst gleich. Vom ersten Wind- und Kälteeinbruch (zehn Tage nach dem Aufsetzen) wurde die Dreiecksmiete in der Halle nicht beeinträchtigt (s.). Beim zweiten Kälteeinbruch (28 Tage nach dem Aufsetzen) sank auch die Mietentemperatur dieser Variante. Da zu diesem Zeitpunkt der TS-Gehalt bei etwa 60 % lag, kann davon ausgegangen werden, daß der Rückgang der Mietentemperatur auch durch den zu hohen TS-Gehalt bedingt war (Abb.72 und Abb.73).

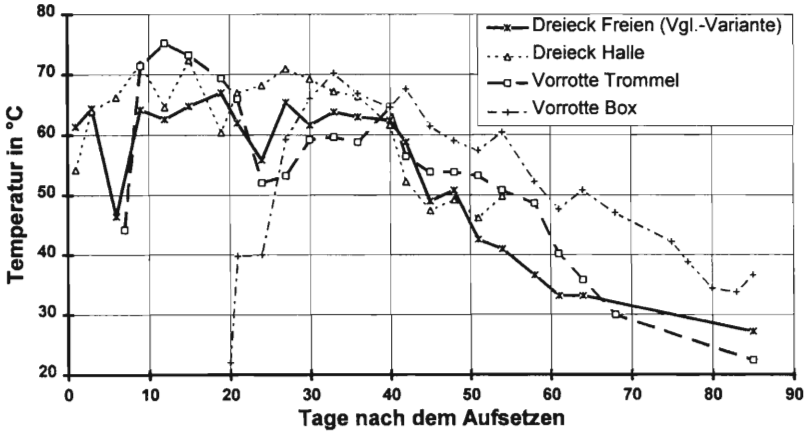


Abb.70: Verlauf der Temperaturen in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

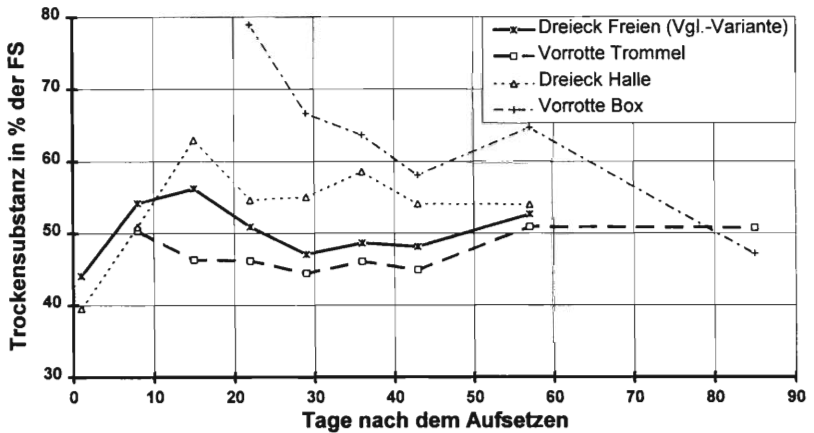


Abb.71: TS-Verlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

Die wesentlich voluminösere Tafelmiete in der Halle (ca. 50 m³) hatte von Anfang an ein deutlich höheres Temperaturniveau als die Vergleichsvariante (s.). Diese lang anhaltenden hohen Temperaturen können auf eine Prozeßverzögerung hinweisen. Allerdings hat die Tafelmiete durch ihr viel geringeres Oberflächen-/Volumen-Verhältnis und das generell größere Volumen auch eine sehr viel größere Wärmespeicherkapazität und war damit unempfindlich gegenüber Witterungseinflüssen wie Wind, Regen und Kälte. Wegen der lang anhaltenden Temperaturen über dem oberen Grenzwert des Optimalbereiches (65°C) muß aber ebenfalls mit einer Beeinträchtigung der Mikroorganismen gerechnet werden (siehe Kap. 2.2).

Das Material aus der Rottebox wurde beim Winterversuch erst nach knapp 50 Tagen angeliefert, zu einer Dreiecksmiete aufgesetzt und stufenweise bewässert. Die Miete erwärmte sich dadurch auf fast 80°C. Durch die dritte Wind- und Kältewelle (60 Tage nach dem Aufsetzen) wurde die Miete kurzfristig etwas abgekühlt. Anschließend erwärmte sie sich wieder und blieb bis zum Versuchsende auf hohem Niveau (s.).

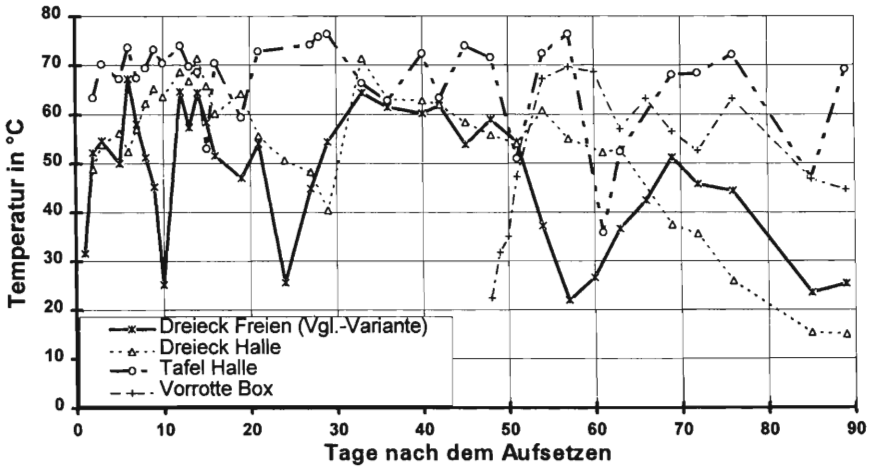


Abb.72: Temperaturverlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)

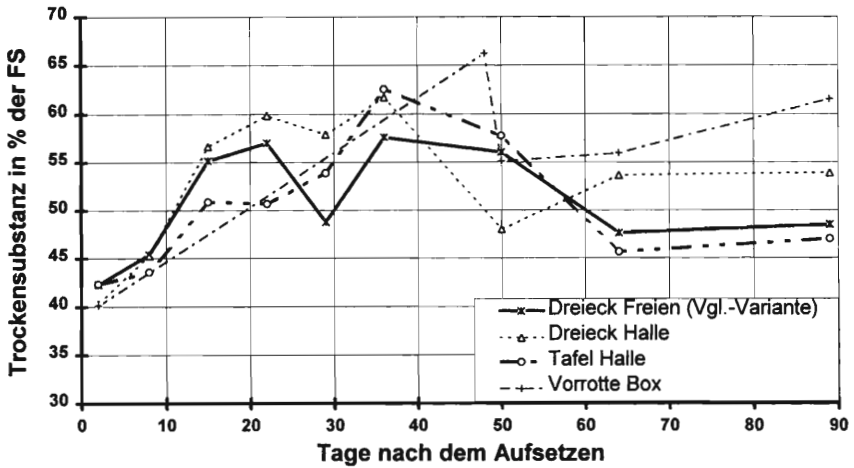


Abb.73: TS-Verlauf in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)

9.1.2. Kohlendioxidkonzentration in der Mietenluft

Bei der Dreiecksmiete in der Halle war im Sommersversuch ein Bereich niedriger CO_2 -Konzentrationen nach der Heißrottephase auffallend. Die CO_2 -Konzentration sank allerdings später als bei der Vergleichsvariante (s.) und auch der anschließende Anstieg war steiler als bei der Vergleichsvariante (Abb.74). Niedrige CO_2 -Konzentrationen sind auf nachlassende mikrobielle Aktivitäten am Ende der Heißrottephase zurückzuführen. Das verspätete Abklingen der mikrobiellen Aktivität bei der Dreiecksmiete in der Halle kann ein Hinweis auf eine Verzögerung des Kompostierungsprozesses sein. Die starke Ausprägung des CO_2 -Minimums läßt sich aus der Betrachtung des Trockensubstanzgehaltes erklären: Vor dem Absinken der CO_2 -Konzentration lag der TS-Gehalt über 55 %, damit war der Optimalbereich für die Mikroorganismen überschritten und deren Aktivität reduziert. Durch das Bewässern am 36. Tag nahm die mikrobielle Aktivität und dementsprechend die CO_2 -Konzentration rasch zu.

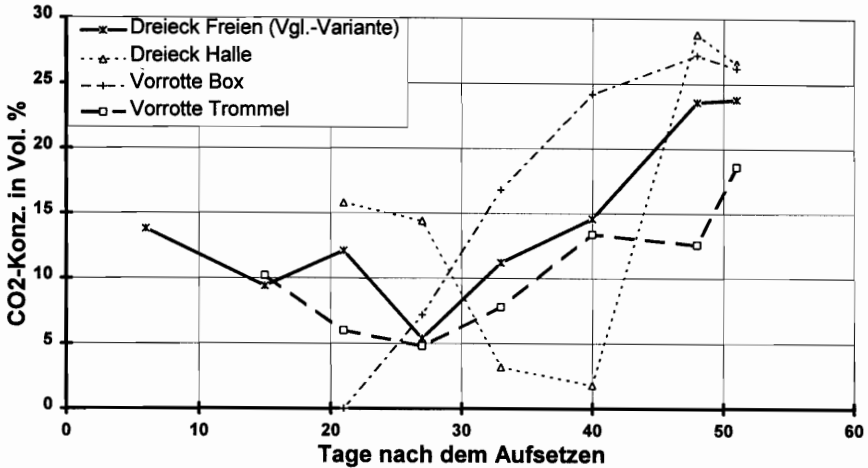


Abb. 74: CO₂-Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren im Sommersversuch

Das Material aus der Rottetrommel unterschied sich im Verlauf der CO₂-Konzentration nicht wesentlich von der Vergleichsvariante. Bei dem Material aus der Rottebox nahm die CO₂-Konzentration nach dem Aufsetzen der Miete entsprechend der Entwicklung der mikrobiellen Aktivität (siehe Temperaturverlauf) kontinuierlich zu.

Von der Tafelmiete in der Halle liegen keine CO₂-Messungen vor.

9.1.3. pH-Wert

Im Sommersversuch war der pH-Wert bei der Dreiecksmiete in der Halle zu Beginn der Rotte deutlich niedriger als bei der Vergleichsvariante, was nur durch die Streuung des Ausgangsmaterials erklärt werden kann. Nach zehn Tagen waren bei beiden Mieten die gleichen Werte zu finden. Das Material aus der Trommel hatte bei der Anlieferung (eventuell transportbedingt) ebenfalls einen niedrigen pH-Wert, der sich nach dem Wiederbefeuchten und dem Beginn des Nachrotteprozesses auf der Miete in kürzester Zeit auf das Niveau der Vergleichsvariante ein-

pendelte. Der pH-Wert des Materials aus der Rottebox hatte bei der Anlieferung das Niveau der Dreiecksmiete im Freien (Abb.75).

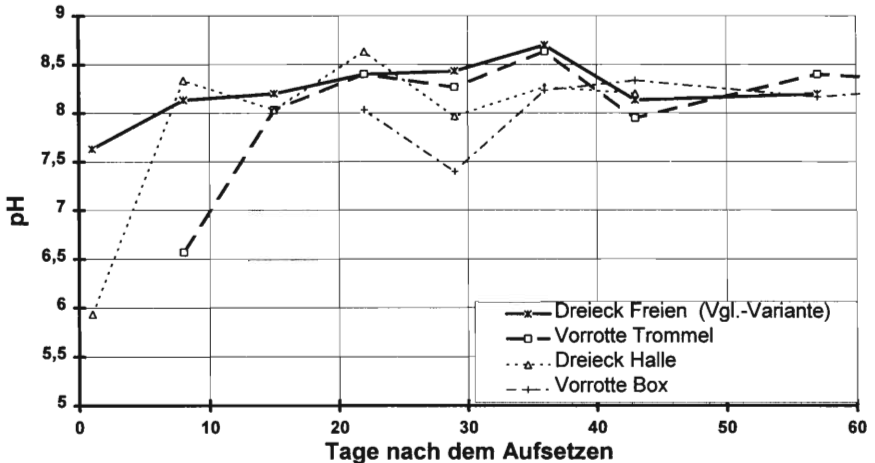


Abb. 75: Verlauf des pH-Wertes in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

Im Winterversuch war bei allen Mieten ein ähnlicher Ausgangs-pH-Wert festzustellen. Nach Rottebeginn sank der pH-Wert bei der Dreiecksmiete in der Halle (s.) und bei der Tafelmiete in der Halle (s.) ab. Das kann als Indiz für suboptimale Rottebedingungen bei diesen beiden Rottetechniken gewertet werden (siehe Kap. 2.2.). Das Material aus der Rottebox hatte, wie im Sommer, direkt nach der Anlieferung einen pH-Wert auf dem Niveau der Vergleichsvariante (Abb. 76).

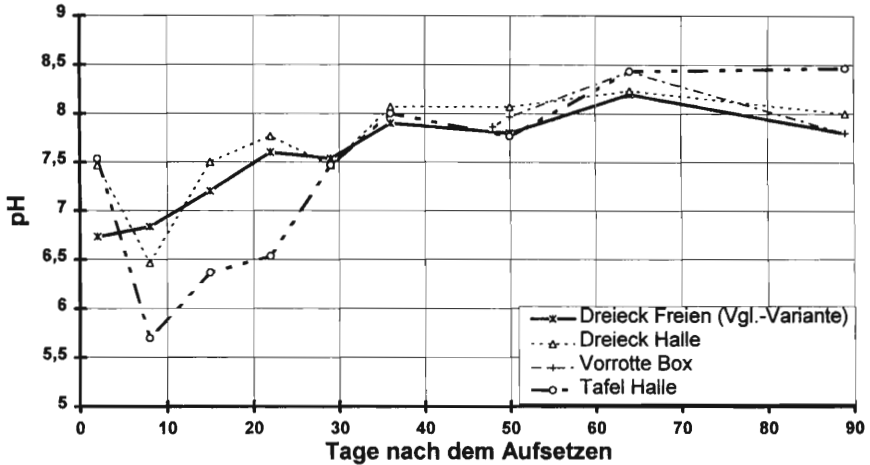


Abb.76: Verlauf des pH-Wertes in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)

9.1.4. Organische Substanz

Im Sommersversuch wurde für die Variante "Dreiecksmiete in der Halle" in der ersten Phase der Rotte eine logarithmische Näherung gewählt, da das Material dieser Miete in der Anfangsphase bezüglich der Feuchte im Optimalbereich lag. Durch die Vorrottetechniken "Rottebox" und Rottetrommel" sollen, vor allem in der Heißrottephase, die Abbaubedingungen für die Mikroorganismen optimiert werden. Deshalb wurden für diese Varianten logarithmische Näherungen gewählt, um den zeitlichen Verlauf des Abbaus der organischen Substanz zu beschreiben.

Die organische Substanz des in der Trommel und in der Box vorbehandelten Materials wurde, ebenso wie das Material der Dreiecksmiete in der Halle, etwas weniger abgebaut wurde als bei der Vergleichsvariante (Abb.77).

Im Winterversuch herrschten bei allen Varianten dieser Gruppe in der ersten Rottephase günstige Bedingungen für die Aktivität der Mikroorganismen. Deshalb wurden für den Abbau der organischen Substanz logarithmische Näherungen gewählt.

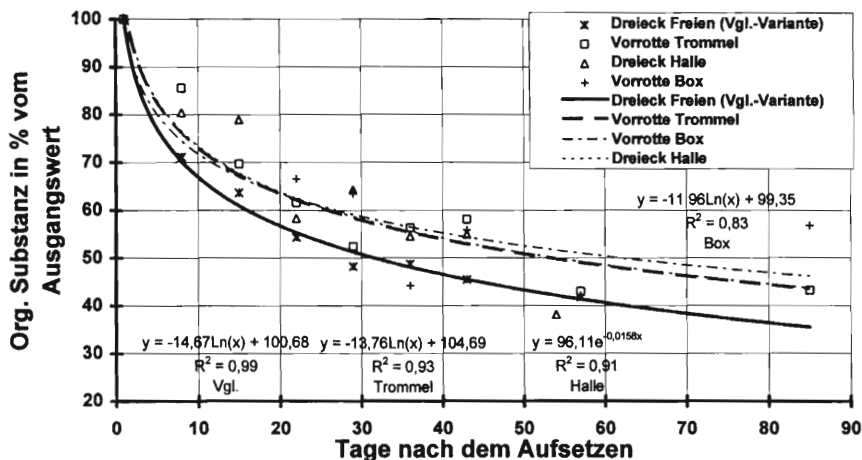


Abb.77: Berechneter Abbau der organischen Substanz bei Mieten mit unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

Wie im Sommerversuch gab es bezüglich des Abbaus der organischen Substanz kaum Unterschiede zwischen den Rottetechniken. Tendenziell wurde mit der Vergleichsvariante (Dreiecksmiete im Freien) der höchste Abbau erzielt.

9.1.5. Stickstoffdynamik

9.1.5.1. Ammonium

Im Sommerversuch hatte die Dreiecksmiete in der Halle von Anfang an höhere NH_4 -Konzentrationen (s.). Eventuell entwickelte sich in dieser Variante mit niedrigerem Ausgangs-TS-Gehalt eine höhere mikrobielle Aktivität. Das Material aus der Rottetrommel hatte ab dem 14. Tag nach dem Aufsetzen zum Teil signifikant niedrigere NH_4 -Konzentrationen als die Vergleichsvariante.

Die Rottebedingungen könnten durch die Vorbehandlung mit der Rottetrommel günstiger gewesen sein als bei der Vergleichsvariante. Das in der Rottebox vorgerottete Material hatte, vor allem gegen Ende der Rotte, höhere NH_4 -Konzentrationen (s.) als die Vergleichsvariante. Das kann als Anzeichen für eine Verzögerung im Rotteprozess gewertet werden (Abb.78).

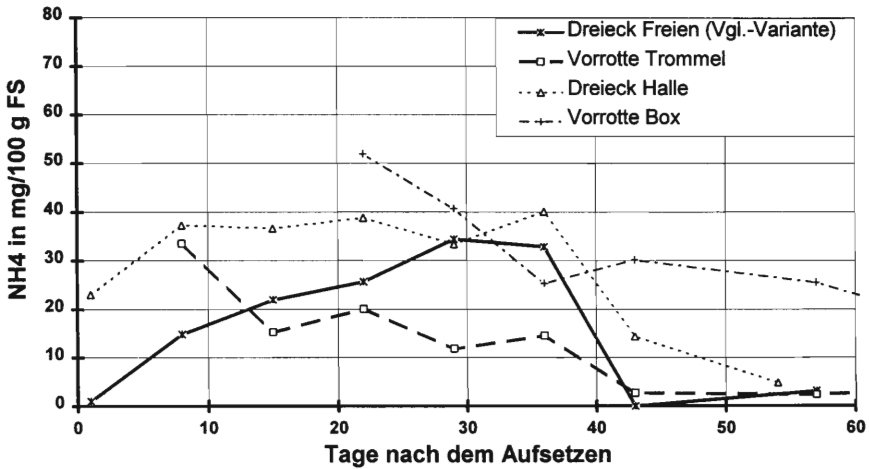


Abb.78: Verlauf der NH_4 -Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

Im Winterversuch hatte die Dreiecksmiete in der Halle zwischen dem fünften und zwanzigsten Tag nach dem Aufsetzen niedrigere NH_4 -Konzentrationen als die Vergleichsvariante. In diesem Zeitraum kühlte die Dreiecksmiete im Freien das erste Mal aus, wodurch das aus dem Abbau-prozessen freigesetzte NH_4 nicht mehr weiter verwertet werden konnte und sich deshalb im Rottegut anhäufte.

Die Variante "Tafelmiete in der Halle" (Winterversuch) hatte über den ganzen Rotteverlauf hinweg sehr hohe NH_4 -Konzentrationen (s.). Das läßt auf ungünstige Rottebedingungen über einen weiten Zeitraum schließen (Abb.79).

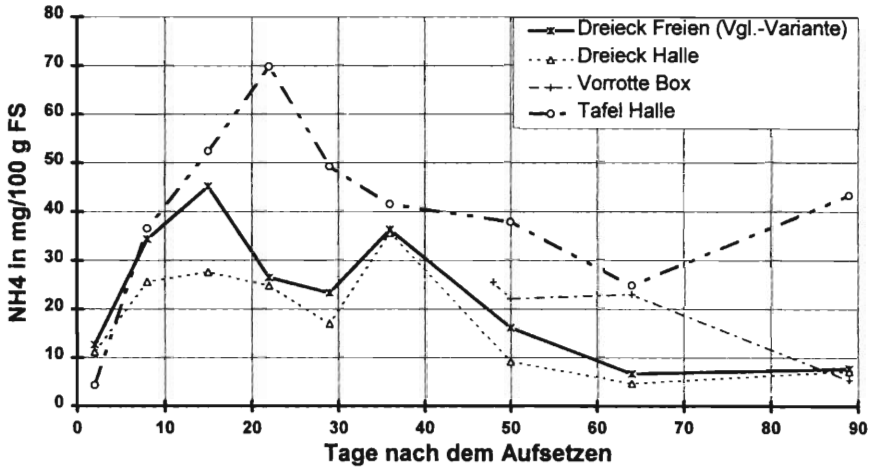


Abb. 79: Verlauf der NH_4 -Konzentration in Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)

9.1.5.2. Nitrat

Bei der Variante "Dreiecksmiete in der Halle" (Sommerversuch) konnte sehr früh ein starker Anstieg der Nitratkonzentration (s.) festgestellt werden. Wahrscheinlich wurde bei dem hohen Trockensubstanzgehalt und der hohen NH_4 -Konzentration verstärkt NH_4 zu NO_3 umgesetzt. Die übrigen Varianten unterschieden sich bezüglich der NO_3 -Konzentration nicht signifikant von der Vergleichsvariante.

Im Winterversuch war bei der Variante "Rottebox" die Nitratkonzentration nach der Anlieferung mit $< 1\text{mg}/100\text{g FS}$ sehr gering (s.). Die übrigen Varianten, also auch die Variante "Tafelmiete in der Halle", unterschieden sich nicht signifikant von der Vergleichsvariante.

9.1.5.3. Stickstoffverluste

Die Stickstoffverluste lagen bei der Vorbehandlung mit Rottebox, Rottetrommel sowie der Dreiecks- bzw. Tafelmietenkompostierung in der Halle in beiden Versuchsdurchgängen mit Werten um 20 % etwas niedriger als bei der Vergleichsvariante und korrelierten damit zur geringeren Abbauleistung (Abb.80).

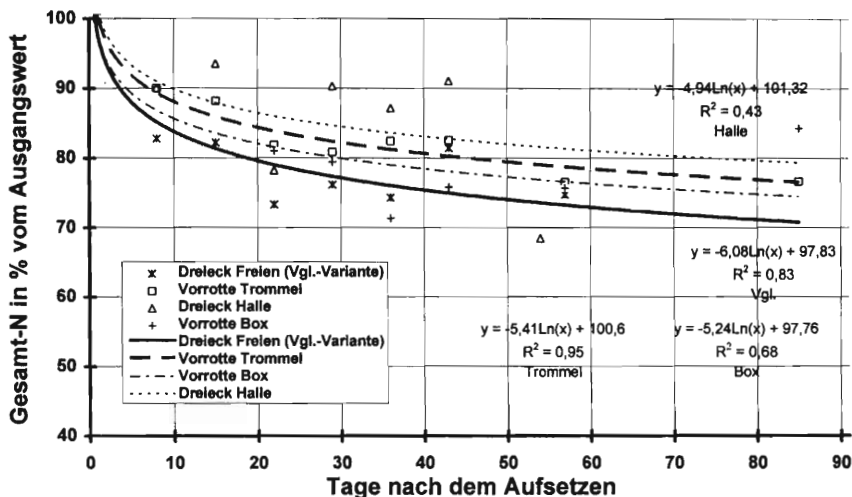


Abb.80: Berechnete N-Verluste bei Mieten mit unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

9.1.6. Reifeentwicklung

Das Material der Dreiecksmiete in der Halle erreichte im Sommerversuch nach 22 Tagen ca. 42°C im Selbsterhitzungstest. Damit war es in der Reifeentwicklung gegenüber der Vergleichsvariante im Freien etwas verzögert. Da diese Variante weniger stark austrocknete als die Vergleichsvariante, muß die Rotteverzögerung auf den niedrigeren TS-Gehalt und den niedrigeren pH-Wert des Ausgangsmaterials zurückgeführt werden, wodurch der Rotteprozeß in der Anfangsphase offensichtlich verzögert wurde. Auch die hohen NH_4^- und NO_3^- -Konzentrationen zu Beginn

der Rotte sprechen für diese Erklärung. Beim nächsten Probenahmetermin hatte das Material aus der Dreiecksmiete in der Halle, ebenso wie die Vergleichsvariante den Rottegrad V ($<30^{\circ}\text{C}$).

Das mit der Rottetrommel vorbehandelte Material war nach 22 Tagen mit fast 50°C in der Reifeentwicklung ebenfalls verzögert. Auch hier war der Rückstand beim nächsten Probenahmetermin nach 36 Tagen ausgeglichen. Das Material hatte eine Verweilzeit in der Rottetrommel von 5 Tagen, zwei Tage nahm der Transport (Gaden-Aschaffenburg-Gaden) in Anspruch. Es ist nicht auszuschließen, daß dieser relativ große Anteil der Transportzeit zu einer Prozeßverzögerung geführt hat. Trotzdem ist wahrscheinlich nicht die gesamte Verzögerung der Reifeentwicklung auf den Transport zurückzuführen. Auch während des Aufenthaltes in der Rottetrommel wurden wahrscheinlich Faktoren wirksam, die den Rotteprozeß verzögert haben: z.B. eine Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität durch zu häufiges Bewegen des Materials, oder suboptimale Sauerstoffversorgung bzw. Feuchtebedingungen. Leider bestand keine Möglichkeit diese Details in einer Wiederholung des Versuchs zu klären. Bei der Betrachtung dieses Ergebnisses darf allerdings nicht außer acht gelassen werden, daß auch bei der Vorbehandlung mit der Rottetrommel nach 36 Tagen Fertigungskompost erzeugt wurde, absolut gesehen ein sehr guter Wert.

In der Rottebox vorbehandeltes Material hatte nach 22 Tagen noch das Niveau von Frischmaterial ($>60^{\circ}\text{C}$). Nach 36 Tagen war mit 40°C im Selbsterhitzungstest gegenüber der Vergleichsvariante in der Reifeentwicklung immer noch eine Verzögerung zu beobachten. Nach sieben Wochen war der Unterschied zur Vergleichsvariante ausgeglichen (Abb.81). Absolut betrachtet ist auch das Resultat der Rottebox gut: Fertigungskompost in sieben Wochen wird bei vielen Verfahren in der Praxis nicht erreicht. Für das schlechte Abschneiden gegenüber der Dreiecksmiete im Freien gibt es zwei Erklärungsansätze: Zum einen ist die Aussagekraft des Rottegrades wie bereits aus anderen Ergebnissen hervorging (siehe Kap. 5) eingeschränkt und häufig nur auf die leicht abbaubare Fraktion der organischen Substanz beziehbar. Zum anderen kann die Prozeßführung in der Rottebox bei dem Versuchsdurchgang suboptimal gewesen sein: Eventuell war das Rottegut zu trocken, oder das für die Aktivität der Mikroorganismen notwendige Durchmischen hat gefehlt. Da sich die Verzögerung im Rotteprozeß über mehrere Probenahmeterminen erstreckte und sich die gesamte Miete nach der Anlieferung auf über 60°C erwärmte, sind zeitweise suboptimale Rottebedingungen in der Rottebox wahrscheinlich. Diese sollten im Zuge einer Optimierung dieser Rottetechnik eingehender untersucht werden.

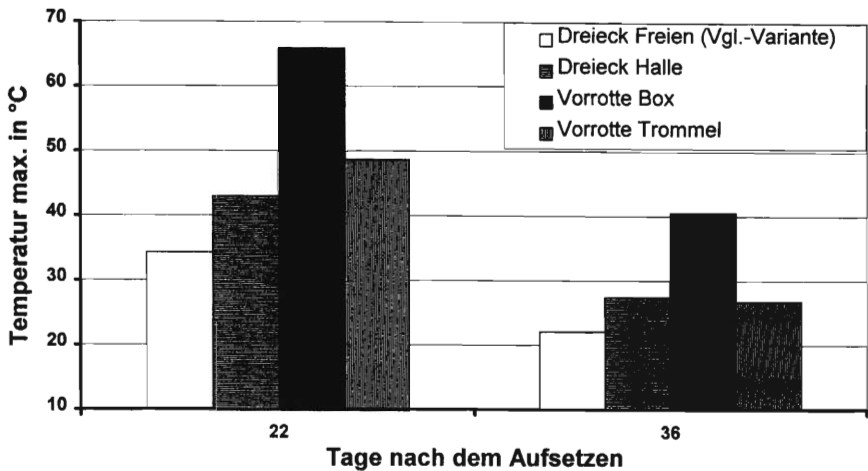


Abb.81: Reifeentwicklung bei Mieten bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Sommerversuch)

Im Winterversuch konnte zwischen der Dreiecksmiete in der Halle und der Dreiecksmiete im Freien kein Unterschied festgestellt werden. Die Tafelmiete in der Halle lag, wie die Temperaturentwicklung bereits vermuten ließ, in der Reifeentwicklung zurück. Allerdings wurde dieser Rückstand am 50. Tag nach dem Aufsetzen aufgeholt. Zu diesem Zeitpunkt hatte die Miete immer noch eine Temperatur von ca. 70°C. Das zeigt die begrenzte Aussagekraft der Mientemperatur zur Beurteilung der Kompostreife, vor allem bei Mieten mit geringem Oberflächen-/Volumenverhältnis, die relativ wenig Wärme abstrahlen können. Das Material aus der Rottebox hatte nach 50 Tagen, kurz nach der Anlieferung, Rottegrad V, obwohl sich die gesamte Miete auf über 60°C erwärmte.

9.1.7. Siebkennlinie

Das in der Rottebox vorgerottete Material (Winterversuch) wurde in einem "dynamischen Zwischenschritt" in einer Hammermühle zerkleinert. Dadurch hatte der Fertigungskompost dieser Variante einen deutlich höheren Siebdurchgang als die Vergleichsvariante (Abb.82). Das Material

der Tafelmiete in der Halle, die mit einem Radlader umgesetzt wurde, hatte nur einen geringfügig niedrigeren Siebdurchgang als die Vergleichsvariante. Allerdings muß dabei berücksichtigt werden, daß das Material der Tafelmiete im TS-Gehalt etwa 5% höher lag, so daß die Siebfähigkeit eventuell verbessert wurde. Trotzdem bestätigt sich hier die oben aufgestellte Vermutung (Kap.5), daß die Zerkleinerungswirkung durch die Werkzeuge der Umsetzmaschine im Vergleich zur Zerkleinerung durch den mikrobiellen Abbau gering ist.

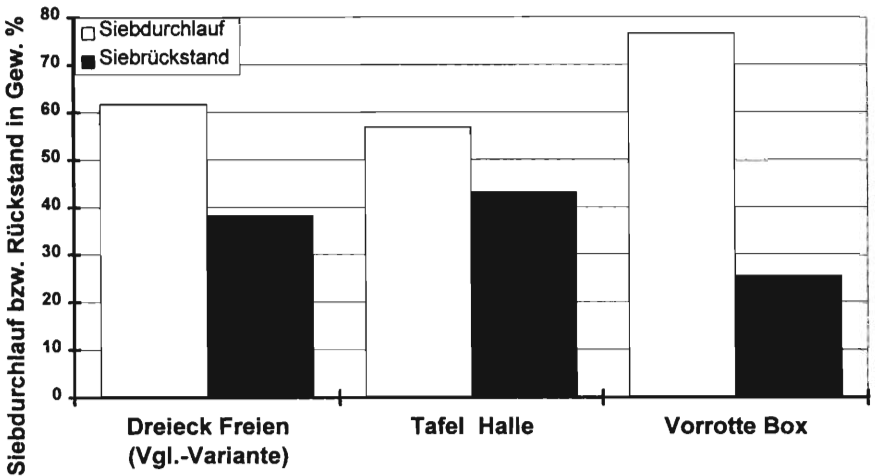


Abb.82: Siebkennlinie bei unterschiedlichen Kompostierungsverfahren (Winterversuch)

9.2. **Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen zum Einfluß verschiedener Kompostierungstechniken**

Aus dem Verlauf der dargestellten Parameter lassen sich für das Emissionspotential, die Kompostqualität und die Verfahrensleistung Schlußfolgerungen ziehen.

9.2.1. **Schlußfolgerungen für das Emissionspotential**

Da das Material aus der Rottetrommel bzw. Rottebox während der ersten 7 bis 14 Tage in einem geschlossenen System behandelt wird, kann mit Hilfe dieser Rottetechniken das ungehinderte Entweichen von Geruchstoffen in dieser Phase höchster Geruchsstoffemissionen verhindert werden.

Das Material, das anschließend zur Miete aufgesetzt wird unterliegt zwar immer noch heftigen Umsetzprozessen, aber das Geruchsemissionspotential hat bei ausreichendem Strukturmaterialanteil bereits den Höhepunkt überschritten.

Bei Tafel- bzw. Trapezmieten mit Bioabfall bildet sich ein stark anaerobes Milieu. Dadurch wird der geruchsemissionsrelevante Zeitraum verlängert und die Geruchsstoffbildung erhöht.

9.2.2. **Schlußfolgerungen für die Kompostqualität**

Durch eine nur kurze Vorbehandlung in der Rottebox (14 Tage) bzw. Rottetrommel (7 Tage) ist der Reifeprozess, gemessen am Rottegrad, gegenüber der Kompostierung mit Dreiecksmieten (Umsetzintervall 3 Tage), vor allem bei der Rottebox in den ersten drei bis fünf Wochen der Rotte verzögert. Eine Behandlung in der Rottebox über einen längeren Zeitraum (50 Tage) brachte gegenüber der Dreiecksmiete im Freien (Winterversuch) den gleichen Rottegrad. Die Kompostierung auf Trapezmieten führt zu einer starken, die Dreiecksmietenkompostierung in der Halle zu einer leichten Verzögerung des Reifeprozesses.

Hinsichtlich der stofflichen Eigenschaften, z.B. Gesamtstickstoffgehalt, konnten keine Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt werden. Die intensive Belüftung des Materials in der Rottebox führte zu keinen erhöhten Stickstoffverlusten.

Die zur Hygienisierung notwendigen Temperatur-Zeit-Effekte werden mit allen untersuchten Rottetechniken erreicht wenn davon ausgegangen wird, daß bei der 50-tägigen Rotte in der Box die Hygienisierung stattgefunden hat. Durch das andauernd hohe Temperaturniveau der Tafelmiete (unabhängig von den Umwelteinflüssen) empfiehlt sich diese Variante unter dem Hygieneaspekt besonders bei zu erwartenden ungünstigen klimatischen Bedingungen (hohe Niederschläge, niedrige Wintertemperaturen und heftiger Wind).

9.2.3. **Schlußfolgerungen für die Verfahrensleistung**

Die großen Unterschiede, die sich bei der Betrachtung des Rottegrades ergeben, relativieren sich bei der Betrachtung des Abbaus der organischen Substanz: Lediglich das Material aus Rottebox und Rottetrommel hatte im Sommersversuch einen etwas geringeren Abbau (10% weniger). Im Winterversuch konnte bei der Dreiecksmiete im Freien mit etwa 60 % der höchste Abbau erreicht werden, alle anderen Varianten waren jedoch lediglich geringfügig schlechter. Unter ungünstigen klimatischen Voraussetzungen sind bei der Trapezmiete Vorteile zu erkennen. Die Trapezmiete ist zum einen aufgrund der enormen Wärmekapazität relativ unempfindlich gegen Vernässen, zum anderen wegen des geringen Oberflächen-/Volumenverhältnisses unempfindlich gegen Wind und Kälte. Unter diesen Bedingungen wachsen auch die Vorteile geschlossener Systeme wie das Kompostieren in Hallen oder in der Rottebox. Durch die bei der Behandlung in der Rottebox obligatorische Zerkleinerung beim Eintrag bzw. beim dynamischen Zwischenschritt, erhöht sich bei dieser Variante der Siebdurchgang und damit die Verfahrensleistung für abgeseibten Kompost. Wie die Auswertung der Siebkennlinie außerdem zeigt, kann nicht davon ausgegangen werden, daß durch ein Verfahren mit dem Einsatz von schlagenden Werkzeugen beim Umsetzen (z.B. Dreiecksmietenumsetzer) eine zusätzliche Zerkleinerungswirkung entsteht, die den Anteil des Siebdurchgangs erhöht.

10. Auswahl der Rottetechnik - Optimierung der Prozeßsteuerung bei der Dreiecksmietenkompostierung

Hauptinflussfaktoren auf den Kompostierungsprozeß sind nach den durchgeführten Untersuchungen die Witterungsfaktoren, die Rottetechnik, das Umsetzintervall und der Anteil des Strukturmaterialanteils. Die Dreiecksmietenkompostierung im Freien erwies sich als leistungsfähige Rottetechnik, die bei entsprechender Steuerung auch im Winter, in Abbauleistung und Reifeentwicklung von keiner anderen übertroffen wurde. Die Hygienisierung ist bei der Dreiecksmietenkompostierung gewährleistet, wenn der Strukturmaterialanteil nicht über 60 Vol.-% liegt und in der Heißrottephase wenigstens fünfmal umgesetzt wird. Geschlossene Systeme bieten lediglich den Vorteil, daß die auch bei optimaler Prozeßführung in den ersten Tagen der Rotte entstehenden Emissionen, vor allem an Geruchstoffen, über Biofilter gereinigt werden können. Da durch die optimale Prozeßführung bei der Dreiecksmietenkompostierung das Emissionspotential jedoch ebenfalls stark reduziert werden kann, ist es erst bei höheren Durchsatzleistungen notwendig, auf ein teureres, geschlossenes Verfahren überzugehen. Nach der gängigen Genehmigungspraxis wird ab einer Inputleistung von 6750 t/a (Bundesimmissionsschutzgesetz) eine geschlossene Betriebsweise vorgeschrieben. Bei kleineren Anlagen ist jeweils vorort zu entscheiden, ob eine offene Betriebsweise möglich ist. Kriterien für die Entscheidung sind der Abstand zur nächstgelegenen Wohnbebauung und das zu verarbeitende Material. Wird aus den oben genannten Gründen ein geschlossenes System gewählt, sollte sowohl eine möglichst flächensparende Kompostierungstechnik als auch ein automatisiertes Umsetzgerät verwendet werden, um den Aufenthalt von Bedienungspersonal in der Rottehalle (hohe Konzentration an Pilzsporen und organischen sowie anorganischen Gasen) zu vermeiden. Die Dreiecksmietenkompostierung erfüllt beide Forderungen nicht. Die beste Raumausnutzung bieten Verfahren mit einer Tafelmieten- bzw. FlachsiloKompostierung, die beide auch automatisierbar sind.

Als Alternative dazu bietet sich die Vorbehandlung des Materials in einer geschlossenen Rottetrommel oder in einer Rottebox und die Nachrotte des Materials auf Trapezmieten in ganz oder teilweise geschlossenen Systemen an. Sofern die Nachrotte in offenen Systemen durchgeführt werden kann (ausreichender Abstand zur Wohnbebauung bei der zu bearbeitenden Inputleistung), muß nur die Abluft eines relativ geringen Raumvolumens erfaßt und gereinigt werden. So können die Kosten gegenüber einem Verfahren mit großer Rottehalle eventuell gesenkt werden. Durch die Vorbehandlung des Materials in einer Rottebox oder -trommel ist gegenüber einer optimierten Kompostierung mit Dreiecksmieten mit einer Verzögerung des Rotteprozesses zu rechnen. Trotzdem wird auch bei einer Vorbehandlung des Materials in einer Rottebox oder -trommel bzw.

bei der Kompostierung in Tafel-/Trapezmieten in zwölf Wochen Fertigkompost erzeugt. Die Trapezmietenkompostierung von organischen Haushalts- und Küchenabfällen sollte in der Hauptrotte aufgrund der ungünstigen Rottebedingungen und des hohen Emissionspotentials grundsätzlich in geschlossenen Hallen durchgeführt werden. Dabei stellt sich jedoch das Problem der Bedienung der Umsetzmaschine in der Rottehalle unter dem Aspekt des Arbeitsschutzes. Die Trapezmiete bietet Vorteile bei ungünstigen Witterungsbedingungen wie Kälte, Wind und hohen Niederschlägen.

Die Zugabe von Zuschlagstoffen hatte in der angewandten Dosierung kaum einen Einfluß auf die Zielgrößen Emissionspotential, Kompostqualität und Verfahrensleistung. Auf ihre Anwendung kann deshalb bei der Bioabfallkompostierung unter den im Versuch beschriebenen günstigen Rottebedingungen verzichtet werden.

Auf das Beimpfen der Mieten kann im Regelfall verzichtet werden. Es erscheint lediglich bei Dreiecksmieten unter ungünstigen Witterungsbedingungen, zum Reaktivieren vernässter Mieten bzw. bei Substraten mit geringem nativem Keimbesatz (aus Prozessen der Lebensmitteltechnologie) oder ungünstigen Rottevorsetzungen (Feuchte, pH-Wert) sinnvoll. In den durchgeführten Versuchen war die Beimpfung mit Fertigkompost wegen der geringeren Gefahr des Vernässens gegenüber dem Einsatz des Präparates mit der Zugabe tonhaltigen Bodens bei gleicher Wirkung einfacher zu handhaben.

Damit bleiben als wichtigste Einflußgrößen zur Steuerung des Rotteprozesses bei der Mietenkompostierung das Umsetzintervall und der Strukturmaterialanteil. Beide Faktoren müssen bei der Dreiecksmietenkompostierung im Freien so gewählt bzw. aufeinander abgestimmt werden, daß alle Anforderungen an den Rotteprozeß hinsichtlich des Emissionspotentials, der Kompostqualität und der Verfahrensleistung erfüllt werden. Für die Zielgröße Kompostqualität erscheint als wichtigstes durch den Prozeß beeinflussbares Kriterium die Hygienisierung, für das Emissionspotential sind die Geruchsemissionen und für die Verfahrensleistung der Abbau der organischen Substanz ausschlaggebende Kriterien. In Tab.20 sind die Toleranzbereiche für diese Kenngrößen in Abhängigkeit des Umsetzintervalls und des Mischungsverhältnisses dargestellt.

Daraus leitet sich für die Dreiecksmietenkompostierung im Freien folgende optimierte Prozeßführung ab: Der Strukturmaterialanteil sollte 20-40 Vol.-% betragen. Niedrigere Strukturmaterialanteile führen zu Sickerwasseremissionen und verstärkten Emissionen an Geruchsstoffen und klimarelevanten Gasen. Bei höheren Strukturmaterialanteilen sinkt die Durchsatzleistung für Bioabfall. Ab ca. 80 Vol.-% Strukturmaterialanteil trocknen die Mieten im Sommer stark aus und

die Hygienisierung ist im Winter wegen der Gefahr des Auskühlens nicht immer gewährleistet. Mieten mit den geforderten 20-40 Vol.-% Strukturmaterialanteil sollten zur Beschleunigung der einsetzenden mikrobiellen Prozesse und damit zur Verkürzung der emissionsrelevanten Rottephase in den ersten vier bis fünf Rottetagen täglich umgesetzt werden.

Tab.21: Toleranzbereiche hinsichtlich des Strukturmaterialanteils und des Umsetzintervalls bei der Dreiecksmietenkompostierung im Freien

Einflussfaktor	Beurteilungsparameter			Toleranzbereich
	Hygienisierung	Emissionspotential	Verfahrensleistung	
erforderlicher Strukturmaterialanteil	0-60 Vol.-%	>20 Vol.-%	<60 Vol.-%	20-60 Vol.-%
erforderliches Umsetzintervall	< 7 Tage	< 3 Tage	3-7 Tage	3-7 Tage

Bis zum Ende der 2.-3. Woche sollten die Mieten zweimal wöchentlich, darüber hinaus bis zum Ende der Rotte nur einmal wöchentlich umgesetzt werden, um das Austrocknen der Mieten zu vermeiden und die Aktivität der Pilze und Actinomyceten durch den mechanischen Eingriff nicht zu stören.

Je größer die Mieten werden, desto höher sollte der Strukturmaterialanteil zur Gewährleistung ausreichender Sauerstoffkonzentrationen im Mieteninnern sein. Bei Trapezmieten sollte aufgrund des höheren Emissionspotentials und zur Aufrechterhaltung aerober Prozesse bei einem wöchentlichen Umsetzintervall der ideale Strukturmaterialanteil zwischen 40 und 60 Vol.-% liegen. Die Hygienisierung ist durch die höheren Temperaturen aufgrund des veränderten Oberflächen-Volumenverhältnisses gewährleistet. Allerdings ist mit einer Reifeverzögerung zu rechnen. Ein verkürztes Umsetzintervall vermag die Sauerstoffversorgung in diesem Fall nicht zu verbessern.

Je niedriger bei gleicher Mietengröße der Strukturmaterialanteil wird, desto häufiger sollte die Miete umgesetzt werden, vor allem um die Startphase des Prozesses zu beschleunigen und damit das Emissionspotential zu reduzieren.

11. Vorschläge für weiterführende Arbeiten

1. Zur endgültigen Beurteilung der Wirkung der Zuschlagstoffe sollte die Frage der Dosierung geklärt werden. Bei Kalkzusatz sollte dabei eine Dosierung gewählt werden, die einen deutlichen Einfluß auf den Anfangs-pH-Wert hat.

Beim Tonmehlzusatz erscheint der Bereich zwischen zwei und zehn Gew.-% interessant: Beim unteren Grenzwert waren leichte Wirkungen feststellbar, zehn Vol.-% führten bereits zu einer deutlichen Strukturverschlechterung.

Bei allen Zuschlagstoffen sollten die Wechselwirkungen zwischen Mietenform, -größe und dem Strukturmaterialanteil und damit auch der Einsatz unter suboptimalen Rottebedingungen untersucht werden.

2. Das Beimpfen führte unter suboptimalen Rottebedingungen in der Anfangsphase der Rotte zur Erhöhung der Temperatur. In diesem Zusammenhang wäre in mikrobiologischen Untersuchungen zu klären, welchen Anteil daran die Änderung der physikalischen Mietenparameter (z.B. Dichte bei der Zugabe von Fertigkompost), bzw. eine Verschiebung der aktiven Stämme der Mikroorganismen hat.
3. Bei den zurückliegenden Versuchen konnte nur jeweils ein Faktor verändert werden, z.B. das Umsetzintervall oder das Mischungsverhältnis. Für die praktische Anwendung wäre es interessant, die Wechselwirkung zwischen beiden Einflußfaktoren zu kennen. Dadurch könnte man erkennen, ob sich z.B. ein geringerer Strukturmaterialanteil durch ein kürzeres Umsetzintervall substituieren läßt. Auch die Wechselwirkung dieser Faktoren mit Mietenform und -größe sollte untersucht werden.
4. Bei der Betrachtung der Umsetzintervalle konnten nur starre Schemata (z.B. alle drei Tage während des gesamten Versuchszeitraumes) berücksichtigt werden. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wäre ein abgestuftes Umsetzprogramm zu untersuchen: Ein tägliches Umsetzintervall in den ersten vier bis fünf Rottetagen zur Vermeidung von Geruchsemissionen, in den folgenden zwei Wochen zweimaliges Umsetzen pro Woche, um bei ausreichender Durchmischung die Austrocknung nicht zu sehr zu fördern und anschließend, bis zum Ende der Rotte, ein wöchentliches Umsetzen, um die Pilzmycelien nicht zu beeinträchtigen.

5. Der Zusammenhang zwischen dem Auftreten klimarelevanter Gase, TOC und Geruchsstoffen in den Mieten und deren Emissionen aus ruhenden Mieten bzw. während des Umsetzens bedarf weiterer eingehender Analyse.
6. Mikrobiologische Untersuchungen qualitativer und quantitativer Art sind zum tieferen Verständnis der ablaufenden Umsetzprozesse unerlässlich. Dadurch könnten die Wirkungen der Einflußfaktoren auf die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Komposts und die Bildung der Gaskomponenten der Mietenluft exakter geklärt werden. Diese Untersuchungen sollten dazu führen, daß der Kompostierungsprozeß den Blackboxcharakter verliert, transparenter wird und gezielter gesteuert werden kann. In diesem Zusammenhang müssen weitere meßtechnisch erfassbare, aussagekräftige Parameter zur Beschreibung der Kompostqualität, z.B. der Reife, definiert werden.
7. Durch diese detaillierten Untersuchungen über den Kompostierungsprozeß sollte eine Quantifizierung des Prozesses und der Wirkung der Einflußfaktoren auf einzelne Zielgrößen (z.B. der Abbauraten) in einem rechenbaren Modell möglich sein.
8. Die in diesen Versuchen gewonnenen Daten können in Verbindung mit Arbeitszeitanalysen und Investitionskostenrechnungen bei den unterschiedlichen Kompostierungsverfahren zu einer betriebswirtschaftlichen Bewertung verwendet werden. Dabei kann auch auf verschiedene Varianten der Rottesteuerung (Strukturmaterialanteile, Umsetzintervalle, etc.) eingegangen werden.

12. Zusammenfassung

1. Das Potential an organischen Reststoffen wird in Deutschland auf 8-10 Mio. Tonnen pro Jahr geschätzt. Der Anteil davon, der gesammelt und der Kompostierung zugeführt wird, steigt jährlich und beträgt zur Zeit ca. 10 % des gesamten Potentials. Da von der Kompostierung zum einen Umweltbelastungen ausgehen können (zum Beispiel in Form von Emissionen von Geruchsstoffen und klimarelevanten Gasen), zum anderen viele Fragen der Prozeßsteuerung zur Erzielung hoher Anlagenleistungen und optimaler Kompostqualitäten ungeklärt sind, ist es notwendig, sich mit den Einflußfaktoren auf den Kompostierungsprozeß eingehend zu beschäftigen.
2. Bisher vorliegende Untersuchungen in diesem Bereich wurden an Substraten durchgeführt (Stallmist und Gemischen aus Klärschlamm und unsortiertem Hausmüll), die sich in ihren stofflichen Eigenschaften von den heute zur Verwertung anstehenden Haushalts- und Küchenabfällen z.T. sehr stark unterscheiden. Die meisten Experimente fanden zudem im Labormaßstab statt, so daß eine Übertragbarkeit auf Praxisverhältnisse nicht möglich ist.
3. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Einflußfaktoren auf den Kompostierungsprozeß, das Emissionspotential, die Kompostqualität und die Verfahrensleistung zu beschreiben. Dabei wurden insbesondere die Mischungsverhältnisse zwischen Bioabfall und Grüngut, die Zugabe von Kalk, Kalkstickstoff und Tonmehl, Umsetzintervalle, das Beimpfen mit Fertigungskompost und einem Handelspräparat sowie der Einsatz verschiedener Verfahren (Vorrötte in Box oder Trommel, Dreiecksmiete, Tafelmiete, in der Halle oder im Freien) untersucht. Die Untersuchungen wurden mit einheitlichem Material in drei Versuchsdurchläufen (Sommer-, Herbst- und Winterversuch) als Modellversuche an einem Standort durchgeführt.
4. Die Ergebnisse zeigen, daß die Witterungsfaktoren, besonders durch Austrocknen, Vernässen und Auskühlen (Wind!) der Mieten einen wesentlichen Einfluß auf den Kompostierungsprozeß haben. Alle steuerbaren Einflußgrößen sind deshalb immer in Relation dazu zu sehen.
5. Durch häufiges Umsetzen (z.B. täglich) trocknen die Mieten vor allem im Sommer schnell aus, bzw. sind empfindlich gegenüber Vernässen bei einsetzenden Niederschlägen. Zudem wird dadurch die Abbauleistung deutlich reduziert. Der Haupteffekt des Umsetzens ist nicht der Gasaustausch (der dadurch eindringende Sauerstoff wird innerhalb von

40 min wieder verbraucht), sondern das Durchmischen und damit Schaffen neuer Oberflächen für das mikrobielle Wachstum.

6. Bei Versuchsansätzen ohne bzw. mit nur 20 % Strukturmaterialanteil tritt Sickerwasser aus. Diese Varianten besitzen ein hohes Geruchsemissionspotential und erwärmen sich sehr langsam. Mit geringem Strukturmaterialanteil verlängert sich der Rotteprozeß, wobei allerdings hohe Abbauleistungen der organischen Substanz erreicht werden. Mieten mit diesen niedrigen Strukturmaterialanteilen sind sehr stabil gegenüber Witterungseinflüssen wie Niederschläge, Wind und Kälte. Mieten mit hohem Strukturmaterialanteil erreichen bei den praxisüblichen kurzen Rottezeiten von ca. zwölf Wochen bei der Kompostierung von organischen Haushalts- und Küchenabfällen nur geringe Abbauraten der organischen Substanz. Ihre Neigung zum Austrocknen bzw. Auskühlen bei Wind ist groß.
7. Die Wirkung der Zuschlagstoffe war unter den vorhandenen optimalen Rottebedingungen und bei der angewandten Dosierung gering. Es konnten weder pH-Effekte durch Branntkalk- oder Kalkstickstoffzusatz, noch reduzierte N-Verluste durch Tonmehlzugabe gefunden werden. Eine Reduzierung der aus dem anaeroben Abbau stammenden Gase konnte im Gegensatz zu früheren Versuchen ebenfalls nicht beobachtet werden. Durch Kalkstickstoffzusatz wurde der Kompostierungsprozeß tendenziell verzögert.
8. Die Fertigungskompostzugabe bewirkte im Winterversuch einen schnelleren Temperaturanstieg und damit ein zügigeres Einsetzen der mikrobiellen Aktivität. Das Beimpfen mit dem Präparat erhöhte die Abbauleistung im Sommersversuch bei relativ niedrigen Stickstoffverlusten. Bei Zugabe von 10 Vol.-% tonhaltiger Erde wurde bei der mit dem Präparat beimpften Variante im Winterversuch der Rotteprozeß durch den Verlust an Struktur stark beeinträchtigt.
9. Vernäßte Mieten sind biologisch nahezu inaktiv und aus eigenem Antrieb heraus in einem überschaubaren Zeitraum nicht mehr reaktivierbar.
10. Für die Steuerung des Rotteprozesses bei der Dreiecksmietenkompostierung ergeben sich daraus folgende Konsequenzen:
 - Der Strukturmaterialanteil sollte, um Sickerwasser und Geruchsemissionen bei der Kompostierung in Dreiecksmieten im Freien zu reduzieren, bei 20-40 Vol.-% liegen.

- Bei diesem Strukturmaterialanteil sollten die Mieten in den ersten Tagen der Rotte täglich, in den folgenden 1-2 Wochen zweimal pro Woche und anschließend bis zum Rotteende einmal pro Woche umgesetzt werden.
 - Die für die Hygienisierung erforderlichen Temperaturen werden bei nicht zu hohem Strukturmaterialanteil (bis 60 Vol.-%) selbst im Winter mit Dreiecksmieten im Freien erreicht.
 - Auf die Zugabe von Zuschlagstoffen kann verzichtet werden.
 - Das Beimpfen mit Fertigkompost bringt Vorteile bei ungünstigen Rottebedingungen durch schnellere Erwärmung und damit schneller einsetzende mikrobielle Umsetzungen.
11. Die Kompostierung in Dreiecksmieten hat sich hinsichtlich der Zielgrößen (geringes Emissionspotential, hohe Verfahrensleistung und hoher Kompostqualität) als sehr leistungsfähig erwiesen und wurde bei vergleichbarem Strukturmaterialanteil auch von den Vorrottesystemen Box und Trommel nicht übertroffen. Zum Schutz gegen Vernässen ist ab der dritten Rottewoche bei Bedarf ein Abdecken der Mieten erforderlich. Die Dreiecksmietenkompostierung in der geschlossenen Halle bringt auch im Winter aus der Sicht des Kompostierungsprozesses kaum Vorteile. Die Tafelmiete ist weitgehend stabil gegen wechselnde Umgebungstemperaturen; bei relativ hohem Strukturmaterialanteil ist der Rotteverlauf dabei verzögert.

13. Literaturverzeichnis

1. **Allison, F.E.**
The Effect of Cyanamid and Related Compounds on the Number of Microorganisms in Soil. Journal of Agricultural Research, Vol. 28, No.11, 1159-1165, 1924.
2. **anonym**
Composting Part II, New Zealand Engineering 6, 400-406, 1952.
3. **Bannick, C.G.**
Einfluß verschiedener Stickstoffformen auf die Verrottung von Laub und Stroh in einem Kompostierungsversuch. VDLUFA-Schriftenreihe 23, Kongreßband, 607-613, 1987.
4. **Bauer, F.**
Kompostherstellung: Ein Zukunftsmarkt für Landwirte. Sonderdruck aus "Bayerisches Landw. Wochenblatt" Nr. 15, 1992.
5. **Bayerisches Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz**
In: Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt, Nr. 4, 64-72, 1991.
6. **Bertoldi, de M.; Rutili, A.; Citterio, B.; Cicilini, M.**
Composting Management: A new Process Control through O₂ Feedback. Waste Management & Research, 6, 239-259, 1988.
7. **Bertoldi, de M.**
Comparison of Three Windrow Compost Systems. BioCycle, 2, 45-50, 1982.
8. **Bhoyar, R.V.; Olaniya, M.S.; Bhide, A.D.**
Effect of Temperature on Mineralisation of Nitrogen during Aerobic Composting. Indian J. Environ. Hlth., Vol.21, No.1, 23-34, 1979.
9. **Bidlingmaier, W.**
Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Müll-Handbuch: "Müll- und Abfallbeseitigung", Berlin, 1-23, 1984.
10. **Bishop, P.L.; Godfrey C.**
Nitrogen Transformations during Sludge Composting. BioCycle, 24, 34-39, 1983.
11. **Boninsegni, C.J.-C.**
Analyse von Gerüchen bei der Kehrichtkompostierung. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich, 1974.

12. **Chrometzka, P.**
Qualitätsmerkmale bei Müll-, Müllklärschlamm- und Klärschlammkomposten. Wasser und Boden, 5, 108-109, 1975.
13. **Cerny, G.**
Verzögerung des Verschimmeln von Toastbrot durch Begasen. Chem. Mikrobiol. Technol. Lebensm., 6, 8-10, 1979.
14. **Davey, C.B.**
Sawdust Compost: Their Preparation an Effect on Plant Growth. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 17, 59-60, 1953.
15. **Dhar, N.R.**
Influence of Calcium Phosphate in Composting of Organic Matter. Proc. Natl. Acad. Sci. India, 24A, 473-488, 1955.
16. **Ebertseder, Th.; Gutser, R.**
Qualität und Nährstoffwirkung von Bioabfallkomposten für den Einsatz in der Landwirtschaft. In: Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen. Erster Zwischenbericht des Weihenstephaner Verbundforschungsvorhabens, herausgegeben vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz , 15-93, 1993.
17. **Faassen, van H.G.; Dijk, van H.**
Nitrogen Conversion during the Composting of Manual/ Straw Mixtures. In: Straw Decay and its Effects on Disposal and Utilization, 113-119, 1979.
18. **Farkasdi, G.**
Wirkung der Vorrotte im Etagenturm auf die Mikroflora und den Stoffabbau. Inst. f. landw. Mikrobiologie d. Justus-Liebig-Universität Gießen , 75-85.
19. **Fertig, J.**
Untersuchungen von Wechselwirkungen zwischen Belüftung, Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidbildung und Abbau organischer Substanz bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. Dissertation an der Universität Gießen, 1981.
20. **Fillery, I.R.P.**
Biological Denitrification. In: Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil System, Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Verlag, Den Haag, Niederlande, 33-64, 1983.
21. **Finstein, M.S.; Miller Frederick, C.; Strom Peter, F.**
Waste Treatment Composting as a Controlled System. In: Biotechnologie: Microbial Degradations, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 363-398, 1977.

22. **Finstein, M.S.**
Monitoring and Evaluating Composting Process Performance. Journal WPCF, Vol. 58, Nr. 4, 272-278, 1986.
23. **Fischer, P.; Jauch, M.**
Vom Grüngut zum Kompost. Hrsg. Bayerisches Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen (1991)
24. **Freney, J.R.; Simpson J.R**
Volatilisation of Ammonia. In: Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems, Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Verlag, Den Haag, Niederlande, 1983.
25. **Fricke, K.**
Grundlagen zur Bioabfallkompostierung unter besonderer Berücksichtigung von Rotteerueuerung und Qualitätssicherung. Dissertation Gesamthochschule Kassel, Witzenhausen, 1988.
26. **Fricke, K.**
Die Rolle der Kompostierung in der integrierten Abfallwirtschaft. In: Organic Reclamation & Composting Association, Salzburg, 3/1-53, 1992.
27. **Gerretsen, F.C.**
De Composterung Van Stro, met en zonder Compost-Activators. Versl. Landbouwk. Onderz. No.62.1, 's-Gravenhage, 1956.
28. **Glathe, H.; Ibrahim, I.**
Stoffwechselvorgänge bei der Lagerung von Frischkompost aus Siedlungsabfällen. Müll und Abfall, 4, 109-118, 1972.
29. **Glathe, H.; Küstler, E.; Niese, G.; von Klopotek, A.**
Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. M.u.A. LFG. 2, 1985.
30. **Golueke, C.G.**
A Critical Evaluation of Inoculums in Composting. Appl. Microbiol. 2, 45-53, 1953.
31. **Golueke, C.G.**
Composting - A Study of the Process and its Principles. Rodale Press, Emmaus, Pennsylvania, USA, 1972.
32. **Golueke, C.G.**
Microbial Nutrition - Bacteriology of Composting. BioCycle, January, 55-57, 1992.
33. **Golueke, C.G.; Diaz, L.F.**
Starters - Inoculums and Enzymes. BioCycle, April, 53-57, 1989.

34. **Gouleke, C.G.; Diaz, L.F.**
Understanding the Basics of Composting. BioCycle, April, 56-59, 1990.
35. **Gray, K.R.; Sherman, K.; Biddlestone, A.J.**
Review of Composting-Part 1. Process Biochemistry, June, 32-37, 1971.
36. **Gray, K.R.; Sherman, K.; Biddlestone, A.J.**
Review of Composting - Part 2 - The Practical Process. Process Biochemistry, October, 22-29, 1971.
37. **Gray, K.R.; Biddlestone, A.J.**
Composting-Process Parameters. The Chemical Engineer, February, 71-76, 1973.
38. **Gronauer, A.**
Einflußfaktoren auf die Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmist als Grundlage verfahrenstechnischer Verbesserungen. Dissertation am Institut für Landtechnik der TU-München-Weihenstephan, herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Referat Landmaschinenwesen und Energiewirtschaft, Gelbes Heft Nr.47, 1973.
39. **Gronauer, A.; Helm, M.; Popp, L.; Rittel, L.**
Planerische Anforderungen an Kompostierungsanlagen. In: Kompostierungs und landwirtschaftliche Kompostverwertung, KTBL-Arbeitspapier 191, S 152-169, 1993.
40. **Hangen, H.O.**
Kompostproduktion heute und in Zukunft. In: Sicherung des Kompostabsatzes durch Qualität, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 24, 15-25, 1993.
41. **Haug, R.T.**
Engineering Principles of Sludge composting. Journal WPCF, Vol.51, No.8, 2189-2206, 1979
42. **Haug, R.T.**
Composting Process Design Criteria, Part I-Feed Conditioning. BioCycle, Vol. 27, No. 8, 38-4 1986.
43. **Haug, R.T.**
Composting Process Design Criteria, Part III-Aeration. BioCycle Vol. 27, Nr. 10, 53-57, 1986.
44. **Haug, R.T.**
An essay on the elements of oder management, 1990.

45. **Hays, J.T.**
Composting of Municipal Refuse. In: Symposium on processing agricultural and municipal wastes, 205-215, 1973.
46. **Helm, M.**
Aktuelle Fragen der Verfahrenstechnik bei der Kompostierung von Bioabfällen. In: Biologische Behandlung und Verwertung von Abfällen, Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 21-36, 1993.
47. **Helm, M.; Popp, L.; Gronauer, A.; Schön, H.; Boxberger, J.; Amon, Th.**
Bioabfallkompostierung - Chancen und Anforderungen an die Verfahrenstechnik, Lohnunternehmer Jahrbuch 1994, ASR Verlag GmbH, Rheinbach 1993.
48. **Helm, M.; Gronauer, A.; Schön, H.**
Vergleich verschiedener Verfahren der Bioabfallkompostierung. In Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen. Erster Zwischenbericht des Weihenstephaner Verbundforschungsvorhabens, herausgegeben vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz 1993.
49. **Higgins, A.J.**
Ventilation for Static Pile Composting. BioCycle, June/August, 36-41, 1982.
50. **Hong, J.H.; Matsuda, J.; Ikeuchi, Y.**
High Rapid Composting of Dairy Cattle Manure with Crop and Forest Residues. Transactions of the ASAE, 533-545, 1983.
51. **Howard, A.**
Das Indore-Verfahren. In: Mein landwirtschaftliches Testament, Siebeneicher Verlag, Berlin, 48-58, 1948.
52. **Hugenroth, P.; Klages, F.-W.**
Anwendung von Kalkstickstoff zur Geruchsdämmung bei kommunalem Klärschlamm. Sonderdruck aus "Korrespondenz Abwasser", 11, 395-396, 1978.
53. **Hümbelin, M.; Meyer, M.; Sticher, H.**
Stickstoff-Fixierung bei der Kompostierung von Rindermist. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung 19, 85-90, 1980.
54. **Hümbelin, M.; Meyer, M.; Sticher, H.**
Stickstoff-Fixierung bei der Kompostierung von Rindermist. Lebendige Erde, 1, 15-20, 1981.
55. **Inbar, Y.; Chen, I.; Hadar, Y.**
Composting of Agricultural Wastes for their Use as Container Media: Simulation of the Composting Process. Biological Wastes 26, 247-259, 1988.

56. **Jeris, J.S.; Regan, R.W.**
Controlling Environmental Parameters for Optimum Composting. *Compost Science* 14 (3), 16-22, 1973.
57. **Jourdan, B.**
Zur Kennzeichnung des Rottegrades von Müll- und Müllklärschlammkomposten. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Hrsg.: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft, Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, 1988.
58. **Jungwirth, H.**
Ist die Abfallberatung (abfall-) wirtschaftlich meßbar? In: *Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum*. Berlin: EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik 1993.
59. **Kanazawa, S. et al.**
Biochemical Studies on composting of Municipal Sewage Sludge Mixed with Rice Hull. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29 (2), 159-173, 1983.
60. **Kehres, B.**
Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. Dissertation, Fachbereich Landwirtschaft, Gesamthochschule Kassel, 1990
61. **Kirchgessner, M.**
Tierernährung. DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 1987.
62. **Kern, M.; Spriek, W.**
Neuere Ergebnisse des Verfahrensvergleichs von Anlagen zur aeroben Abfallbehandlung. In: *Verwertung biologischer Abfälle*, Wiemer, K., Kern M., (Herausgeber) Witzhausen 1994.
63. **Kirchmann, H.**
Losses, Plant Uptake and Utilisation of Manure Nitrogen during a Production Cycle. *Almqvist & Wiksell, Uppsala, Sweden*, 1985.
64. **Knösel, D.; Resz, A.**
Pilze und Müllkompost. *Städtehygiene*, 6, 143-149, 1973.
65. **Knuth, D.T.**
Nitrogen-Cycle Ecology of Solid Waste Composting. *Developments in Industrial Microbiology, Contributed Papers*, 11, 387-395, 1969.
66. **Kost, U.**
Neues Leben aus dem Abfall: Chancen und Konzepte für eine ökologische Kompostierung in den Kommunen. *Dreisam-Verlag, Freiburg i. Br.*, 1987.

67. **Krauß, P.; Krauß, T.; Mayer, J.; Wallenhorst, T.**
Untersuchung zur Entstehung und Verminderung von Gerüchen bei der Kompostierung. Staub-Reinhaltung der Luft, 52, 245-250, 1992.
68. **Krauß, P.; Hagenmaier, H.; Benz, T.; Hohl, J.; Hummler, M.; Korherr, U.; Kummer, V.; Mayer, J.; Weberruß, U.**
Bedeutung organischer Schadstoffe in Komposten hinsichtlich der Verwendung in Landwirtschaft und Gartenbau. Protokoll des Fachgespräches, Bayerische Landesanstalt für Landtechnik Weihenstephan, Freising, 1994.
69. **Kubota, H.; Nakasaki, K.**
Accelerated Thermophilic Composting of Garbage. BioCycle, June, 66-68, 1991.
70. **Kuter, G.A.; Hoitink, H.A.J.; Rossmann, L.A.**
Effects of Aeration and Temperature on Composting of Municipal Sludge in a Full-Scale Vessel System. Journal WPCF, Vol. 57, Nr. 4, 309-315, 1985.
71. **Loipfänger, A.**
Erfassung, biologische Behandlung und Verwertung von Bioabfällen in Bayern. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 1992
72. **MacGregor, S.T.**
Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 41, No. 6, 1321-1330, 1981.
73. **Mayer, J.**
Geruchsstoffe bei der Heißrotte von Hausmüll. Dissertation, Fakultät für Chemie und Pharmazie, Eberhard-Karls-Universität, Tübingen, 1990.
74. **McKinley, V.L.; Robie Vestal, A.; Eralp, A.E.**
Microbial Activity in Composting. BioCycle, October, 47-51, 1985.
75. **Meyer, M.**
Der Stickstoffumsatz bei der Kompostierung von Stallmist. Bodenkundl. Gesellschaft Schweiz, Bulletin 3, 63-72, 1979.
76. **Miehe, H.**
Über die Selbsterhitzung des Heus. Hrsg.: Deutsche Landwirtschaftsgesellsch., Heft 196, Berlin, 1930.
77. **Morisaki, N.; Phae Chae Gun; Nakasaki, K.; Shoda, M.; Kubota, H.**
Nitrogen Transformation during Thermophilic Composting. Journal of Fermentation and Bioengineering, Vol. 67, No. 1, 57-61, 1989.

78. **Mudrack, K.; Seyfried, C.F.; Sixt, H.**
Geruchshemmung von Abwasserschlämmen. Sonderdruck aus "Korrespondenz Abwasser", 9, Hrsg. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., St. Augustin, 264-267, 1977.
79. **Müller, G.; Ritter, G.**
Zur Analytik mikrobieller Prozesse während der Müllkompostierung in einer Rottezelle. Zentralblatt f. Bakteriologie II.Abt. 127, 270-278, 1972.
80. **Murray, C.M.; Thompson Joel, L.; Ireland James, S.**
Process Control Improvements at Composting Sites. BioCycle, December, 54-58, 1991.
81. **Nakasaki, K.; Sasaki, M.; Shoda, M.; Kubota, H.**
Characteristics of mesophilic Bacteria Isolated during Thermophilic Composting of Sewage Sludge. Applied and Environmental Microbiology Vol. 49, No.1, 42-45, 1985.
82. **Nakasaki, K.; Sasaki, M.; Shoda, M.; Kubota, H.**
Change in Microbial Numbers during Thermophilic Composting of Sewage Sludge with Reference to CO₂ Evolution Rate. Applied and Environmental Microbiology, 49, 37-41, 1985.
83. **Niese, G.**
Mikrobiologische Untersuchungen zur Frage der Selbsterhitzung organischer Stoffe. Archiv für Mikrobiologie 34, 285-318, 1959.
84. **Niese, G.; Neumayer-Seekatz, S.**
Zelluloseabbau während der Heißrotte von Siedlungsabfällen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 310-317, 1979.
85. **Poincelot, R.P.**
The Biochemistry and Methodology of Composting. Bulletin 727, Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven, 1972.
86. **Poincelot, R. P.**
The Biochemistry and Methodology of Composting. Bulletin 754, Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven, 1975.
87. **Popp, L.; Fischer, P.**
Qualitäts- und Reifebestimmung an Bioabfallkompost (BAK) und dessen Einsatz im Erwerbsgartenbau und GaLa-Bau. In: Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen, Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 74-102, 1993.
88. **RAL-UZ 45**
Bodenverbesserungsmittel/ Bodenhilfsstoffe aus Kompost (1989).

89. **Rauhe, K.**
Stallmist. In: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung, 2. Band: Boden und Düngemittel, 908-929, Springer-Verlag Wien u. New York, 1968
90. **Reinhold, J.**
Kompostierungsversuche. Bodenkunde und Pflanzenernährung, 11. (56.), 343-374, 1938.
91. **Reinhold, J.**
Die Wirkung des Biophosphat-Phosphatogens und des Biophos als Kompostzusatz. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, 39. (84.), Hrsg. Lmmermann O., 258-279, 1947.
92. **Reloe, H.**
Physikalisch-technische Parameter zur Prozeßführung bei der Kompostierung organischer Reststoffe. Dissertation, Hohe Landwirtschaftliche Fakultät, Rheinische Friedrich- Wilhelms- Universität, Bonn, 1993.
93. **Rexilius, R.**
Verfahrenstechnische Untersuchungen zur Feststoffabtrennung aus Flüssigmist und zur Feststoffkompostierung. Dissertation, Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, 1990.
94. **Rheinhaben, von W.**
Steuerung der Temperatur bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen mittels variiertes Belüftung in halbtechnischen Versuchen. Müll und Abfall, 8, 591-598, 1993.
95. **Roth, M.; Meyer, C.; Becher, K.**
Ermittlung der Wärme- und Feuchtelasten in der Kompostieranlage Gießen. Müll und Abfall, 1, 18-28, 1994.
96. **Sauerbeck, D.; Schuchardt, F.; Söchting, H.; Baader, W.**
Eigenschaften und Nutzwert eines durch Schnellkompostierung erzeugten trockenen Klärschlammdüngers. In: Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht/ Holland, Boston/USA, 493-501, 1980.
97. **Scheffer, F.; Karapurkar, Y.M.**
Die Abhängigkeit der Nitrifikation von der Zusammensetzung und der Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz. Kuhn Archiv, 37, 143-172, 1934.
98. **Scheffer, F.; Schachtschabel, P.**
Lehrbuch der Bodenkunde, 11. Auflage, 23-68, Enke Verlag Stuttgart 1984.
99. **Schindlauer, A.**
Kompost, Einfluß von Strukturanteilen, verschiedenen Zusätzen und Behandlungsmethoden auf die Kompostherstellung in Form von Dreiecksmieten im Feiland. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Institut für Landtechnik und Energiewirtschaft, Wien, 1990.

100. **Schlegel, H.G.**
Allgemeine Mikrobiologie, Thieme Verlag, 315, 1985.
101. **Schmid, J.**
Gas- und Stoffumsatz während der Kompostierung von Bioabfall in Abhängigkeit verschiedener Zuschlagstoffe und die Bewertung der Kompostqualität im Pflanzenversuch. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der TU-München-Weihenstephan 1994.
102. **Schön, H.; Gronauer, A.; Helm, M.**
Vergleich verschiedener Verfahren der Bioabfallkompostierung. In: Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen, Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 3-40, 1993.
103. **Schuchardt, F.**
Entwicklung eines neuartigen Mietenumsetzgerätes Kompomat 3.37, Institutsbericht M 162, Institut für Technologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, 1990.
104. **Schuchardt, F.**
The composting of organic residues in agriculture. Third workshop of the working group on biogas production technologies, Braunschweig 5-7. May 1992.
105. **Sikora, L.J.; Sowers, M.A.**
Factors affecting the Composting Process. Proceedings of the International Conference on Composting of Solid Waste and Slurries. 3-22, University of Leeds, England, 1983.
106. **Stentiford, E.I.**
Forced Aeration Composting of Domestic Refuse and Sewage Sludge. Wat. Pollut. Control, 23-32, 1985.
107. **Strauch, D.**
Hygiene bei der Kompostierung. In: Biologische Abfallentsorgung wohin? Hrsg.: Fachvereinigung Bayerischer Komposthersteller e.V., Ingenieurbüro für Materialreports und Umwelttechnik Siegfried Florian, 11-25, 1994.
108. **Wesche, J.; Roszinski, H.**
Verhalten und Wirkungen von umweltgefährdenden Stoffen in Müll-, Abwasser-, und Schlammkomposten. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 13, 289-303, 1972.
109. **Wiemer, K.; Kern, M.**
Kostenstrukturen der Mietenkompostierung - Arbeitswirtschaft und Betriebskosten-. K. Wiemer (Hrsg), Abfallwirtschaft 3, Veröffentlichung des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling der Universität Kassel 1989.

