



IBDF



**Reduzierung von Nährstoffverlusten während der
Stallmistrotte durch Beeinflussung der
Rottebedingungen**

Literaturstudie und Auswertung eigener Rotteversuche

Joachim Raupp und Meike Oltmanns

(2006)

Impressum:

Joachim Raupp und Meike Oltmanns:
Reduzierung von Nährstoffverlusten während der Stallmistrotte durch Beeinflussung
der Rottebedingungen. Literaturstudie und Auswertung eigener Rotteversuche.

1. Auflage, 2006

Bericht über Untersuchungen am IBDF, Institut für Biologisch-Dynamische
Forschung, Darmstadt;

Kontakt: Dr. Joachim Raupp. email: raupp@ibdf.de

Umschlag: Meike Oltmanns, Darmstadt
Satz: Meike Oltmanns, Joachim Raupp, Darmstadt

www.ibdf.de

Reduzierung von Nährstoffverlusten während der Stallmistrotte durch
Beeinflussung der Rottebedingungen

Literaturstudie und Auswertung eigener Rotteversuche

Joachim Raupp und Meike Oltmanns
(2006)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Allgemeiner Ablauf der Stallmistrotte	4
3	Literaturübersicht zu Nährstoffverlusten bei der Stallmistrotte	7
	3.1 Literatúrauswahl	7
	3.2 Bedeutung des Ausgangsmaterials und der Rottebedingungen	8
	3.3 Schlussfolgerungen	18
4	Eigene Rotteversuche	20
	4.1 Versuchsablauf und Datengrundlage	20
	4.2 Inhaltsstoffgehalte des Mistes	23
	4.3 Temperaturverläufe in den Stallmistmieten	27
	4.4 Schlussfolgerungen	30
5	Maßnahmen und Empfehlungen	32
6	Literaturverzeichnis	37

Vorwort

Die Reduzierung der Nährstoffverluste bei der Stallmistrotte auf ein tolerierbares, unvermeidbares Ausmaß ist im Interesse sowohl der landwirtschaftlichen Betriebe (Recycling von Nährstoffen und organischer Substanz) wie auch der Umwelt (Schutz des Grundwassers, Emission von Treibhausgasen). Voraussetzung dafür ist die Kenntnis und Bewertung der relevanten Verlustursachen und, darauf aufbauend, die Entwicklung wirksamer Schutzmaßnahmen. Dies ist das Ziel der vorliegenden Studie.

Wir haben zweierlei Informationsquellen benutzt. Zum einen haben wir eine Literaturrecherche durchgeführt. Sie hat etwa 200 Veröffentlichungen ergeben, die wir nach bestimmten Kriterien ausgewählt haben (siehe Abschnitt 3.1), um die Bedeutung der Mistzusammensetzung und der Rottebedingungen für die Entstehung von Verlusten zu klären. Zum anderen haben wir unsere Rotteversuche im Freiland aus 11 Jahren ausgewertet, die in Zusammenhang mit unseren Düngungsversuchen durchgeführt wurden. Der Vergleich der Inhaltsstoffdaten des Mistes und der Temperaturverläufe während der Rotte sollte Auskunft über die Höhe der Verluste, die möglichen Einflussfaktoren sowie Anhaltspunkte zur Verlustreduzierung ergeben.

Die Arbeiten für die vorliegende Studie wurden hauptsächlich von folgenden Einrichtungen finanziell gefördert:

Landwirtschaftliche Rentenbank,
Demeter-Felderzeugnisse GmbH,
Oscorna-Dünger GmbH & Co. KG,
wofür wir uns herzlich bedanken möchten.

Dr. Joachim Raupp und Meike Oltmanns, Februar 2006

1 Einleitung

Unsere Studie konzentriert sich auf den sehr häufig anzutreffenden Fall der aeroben Mistaufbereitung (Rotte, Kompostierung), bei der der Mist in Mieten aufgesetzt und einige Wochen bis mehrere Monate bis zur Ausbringung gelagert wird. In dieser Zeit kann die Miete ein oder mehrere Male umgesetzt werden, wobei unter Umständen anderes Material (Erde, Abfälle aus dem Betrieb o.a.) eingemischt wird. Aufgrund der enormen Breite und Vielschichtigkeit des Themas Mistaufbereitung ist es erforderlich, einige Definitionen und Eingrenzungen anzugeben, welche keinesfalls den Anspruch auf absolute Gültigkeit erheben, sondern das Verständnis unserer Vorgehensweise und unserer Aussagen erleichtern sollen. Im Rahmen dieser Studie bedeutet:

- **Mist** oder **Stallmist**, **Festmist**: das bei Anbindehaltung oder in eingestreuten Laufstallsystemen üblicherweise anfallende Gemisch aus Kot und Einstreu mit mehr oder weniger großer Beimengung von Harn; nicht berücksichtigt werden Gülle, Jauche, Hausmüll o.ä., Klärschlamm, kommunaler Abfall und Biogas-Mist, da die Zusammensetzung dieser Materialien (und daher deren Aufbereitung) noch heterogener ist als bei Stallmist; hauptsächlich wurde Rindermist behandelt, in einigen Aspekten auch Schweinemist; der Mist anderer Tierarten wurde nicht berücksichtigt;
- **Rotte** oder **Kompostierung**: Aufbereitung des Mistes in Mieten, in denen vorwiegend aerobe Verhältnisse herrschen; das so entstehende Produkt nennen wir **Rottemist**; der Ausdruck Mistkompost wird vermieden, da er eine weitgehend zu Ende gekommene Rotte voraussetzen würde, was in aller Regel bei den betrachteten Versuchen und Untersuchungen allein aufgrund der jeweiligen Rottedauer nicht zutrifft;
- **Nährstoffverluste**: gasförmige Verluste oder Austräge aus der Miete in gelöster Form mit Sickerwasser; berücksichtigt werden Stickstoff, Nitrat, Ammonium, Ammoniak, NO_x , Methan, Kalium und Phosphor;
- **Aufbereitung**: Lagerung des Mistes unter mehr oder weniger geschaffenen Bedingungen (durch die Art des Aufsetzens, Abdeckens, Umsetzens etc.) in der Zeit zwischen dem Abtransport des Mistes aus dem Stall und der Ausbringung auf dem Feld; nicht berücksichtigt werden die Zeiträume davor (Einflüsse der Fütterung und Haltung der Tiere) und danach (Verluste beim Ausbringen und Einarbeiten des Mistes).

2 Allgemeiner Ablauf der Stallmistrotte

Die aerobe Rotte von organischer Substanz verläuft in bestimmten Schritten, die bei Stallmist und anderen Materialien grundsätzlich ähnlich sind. In weitgehender Abhängigkeit von der chemischen und physikalischen Beschaffenheit des Ausgangsmaterials und von den herrschenden Umweltbedingungen unterliegt die organische Substanz verschiedenen Abbau- und Umbauprozessen, die hauptsächlich von der Mikroflora des Rottematerials getragen werden. Als Folge der mikrobiologischen Prozesse entsteht Stoffwechselwärme, die sofort nach Aufsetzen des Materials zu einer raschen Tempe-

raturerhöhung in der Miete führt. In Abhängigkeit von der Art und Intensität der Rottevorgänge sowie der daran beteiligten Organismen verändert sich die Temperatur in der Miete in charakteristischer Weise. Somit ist die Rottetemperatur ein einfacher Indikator der aktuell stattfindenden Prozesse und dient der Einteilung der Rotte in verschiedene Phasen (GRAY & BIDDLESTONE, 1981; Abb. 1).



Erwärmungsphase	Heißphase	Abkühlungsphase	Reifephase	
Abbau	Abbau	Umbau	Aufbau	stoffliche Vorgänge
Bakterien	Bakterien Pilze	Bakterien Pilze	Pilze Tiere	wichtige Organismen
	Ammoniak	Nitrat	Humusvorstufen und Humus	Ergebnis
einige Stunden bis Tage	1 bis 3 Wochen	4-6 Wochen bis 2-3 Monate	mehrere Monate	Dauer

Abb. 1: Die verschiedenen Stadien der aeroben Rotte (Kompostierung) in Verbindung mit dem Temperaturverlauf ; Quelle: modifiziert nach GRAY & BIDDLESTONE (1981) und eigene Daten

Erwärmungsphase:

Nach dem Aufsetzen der Mieten beginnen die im Material vorhandenen Mikroorganismen, die leicht verfügbare organische Substanz (Kohlenhydrate, Eiweiß, Fett) abzubauen. Dadurch entstehen organische Säuren, der pH-Wert in den Mieten sinkt vorübergehend etwas ab (auf ca. 5,5 bis 5). Die Temperatur steigt durch die intensive Stoffwechsellätigkeit rasch an. Die Mikroflora besteht vorwiegend aus Bakterienarten, die an den mittleren Temperaturbereich angepasst sind. Diese mesophilen Arten können nur bis ca. 40°C existieren. Die Erwärmungsphase dauert wenige Stunden bis einige Tage.

Heißphase:

Mit steigender Temperatur werden immer mehr Mikroorganismen durch thermophile Arten abgelöst. Bei über 40°C geht der Mist in die Heißphase über. Wenn ca. 60°C erreicht sind, werden auch Pilze abgetötet. Die Flora besteht dann noch aus Sporenbildenden Bakterien und Actinomyceten (Strahlenpilzen). Durch den Abbau von Protein und Protein-Bausteinen entsteht Ammoniak (NH₃), der in dem wässrigen Milieu in einem

pH-abhängigen Gleichgewicht mit Ammonium (NH_4^+) steht. Durch den Abbau organischer Säuren und die Entstehung von Ammoniak steigt der pH-Wert bis in den alkalischen Bereich auf ca. 8-8,5. Ammoniak ist als Gas leicht flüchtig und kann aus der Miete ausgetragen werden. Auf diese Weise kann es zu mehr oder weniger gravierenden Stickstoffverlusten kommen. Die Heißphase dauert in der Regel 1-3 Wochen. Durch die hohen Temperaturen verdunstet ein Teil des im Mist enthaltenen Wassers. Andererseits entsteht zusätzliche Feuchtigkeit durch die Atmung der Organismen (Abbau der organischen Substanz zu Kohlendioxid und Wasser) und eventuell durch Niederschläge, die in die Miete eindringen. So kann der Feuchtegehalt der Miete steigen, wenn sie nicht genügend Wasser verdampfen kann. Mit der Zeit wird der Vorrat an leicht abbaubarer organischer Substanz erschöpft, und die Stoffwechselintensität lässt nach. Als positiver Effekt der hohen Temperaturen kommt es zur Hygienisierung des Materials, indem Unkrautsamen und pathogene Keime abgetötet werden.

Abkühlungsphase:

Da die Stoffwechselintensität schwächer wird, sinkt die Temperatur wieder ab. Wenn die 60°C wieder unterschritten werden, können Pilze (und bei $< 40^\circ\text{C}$ auch wieder mesophile Bakterien) von den kühleren Randzonen her in die Mieten einwandern. Nun müssen auch die schwerer mineralisierbaren Substanzen umgesetzt werden. Der Abbau von Zellulose, Hemizellulose und anderen Polymeren findet statt oder wird fortgesetzt. Zellulose und Hemizellulose wird schon während der Heißphase durch Pilze und Actinomyceten abgebaut. Die Stickstoffmineralisation kann nun über das Ammonium hinaus bis zum Nitrat erfolgen. Zuvor, bei Temperaturen über 35°C war die Nitrifikation deutlich gehemmt (BECK, 1983). Nitrat austräge über Sickerwasser waren also bis zu diesem Stadium nicht zu befürchten. Die Produkte aus dem Abbau polymerer und hoch polymerer Verbindungen dienen den Organismen als Nahrung und zum Aufbau ihrer Körpersubstanz. Da hierzu auch Stickstoff benötigt wird, kann der anwesende niedermolekulare und mineralische Stickstoff zum Aufbau von Mikroorganismen-Biomasse genutzt und so vor Verlust bewahrt werden. Die Länge der Abkühlungsphase ist sehr flexibel; sie kann von einigen Wochen bis zu 2-3 Monaten dauern. Sie hat kein definitives Ende, sondern geht fließend in die nächste Phase über.

Reifephase:

Typisch für dieses Stadium ist der weitere mikrobielle Abbau schwer verfügbarer organischer Substanz, z.B. die Lignin-Zersetzung durch Basidiomyceten, und die Beteiligung der Makrofauna (Milben, Würmer, Ameisen, Käfer, Spinnen u.a.) an den biologischen Prozessen. Diese Tiere wandern in die Mieten ein und bewohnen sie, was zur Strukturierung und Durchmischung des Materials beitragen kann. Ein weiteres Charakteristikum ist die Bildung von Huminsäuren und anderen Humus-Bausteinen. Da die Stoffwechselwärme mikrobieller Prozesse nicht mehr der bestimmende Faktor ist, wird die Rottemperatur weniger von den ablaufenden Vorgängen als von der Umgebung der Mieten bestimmt. Dies kann im Winter dazu führen, dass in den Mieten Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt erreicht werden. Die Reifephase dauert ebenfalls mehrere Monate und wird in der Regel durch die Ausbringung des Mistes beendet.

3 Literaturübersicht zu Nährstoffverlusten bei der Stallmistrotte

3.1 Literatúrauswahl

Bei der Literaturrecherche stellte sich heraus, dass unser Thema in den 30er und 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts sehr häufig bearbeitet wurde. Einen Überblick über die durchgeführten Versuche geben KIRCHMANN (1985) und GOTTSCHALL (1985). Dabei wurde allerdings vorrangig darauf geachtet, durch die Mistbehandlung einen insgesamt wertvollen Dünger zu schaffen und weniger auf die dabei eintretenden Nährstoffverluste. Ab den 70er Jahren beschäftigte sich die Forschung vermehrt mit der Güllewirtschaft, da aus arbeitswirtschaftlichen Gründen überwiegend Ställe mit Flüssigmistsystemen gebaut wurden. Aufgrund der Ausweitung des ökologischen Landbaus und der stärkeren Beachtung der Tiergerechtigkeit in der Nutztierhaltung wurde die Festmistkette seit den 90er Jahren für die Wissenschaft wieder interessanter. In dieser Periode bearbeitete man unter anderem die Nitrat- und Ammoniakverluste während der Mistaufbereitung. Heute dagegen werden im Zuge des Kyoto-Protokolls die Emissionen klimarelevanter Gase während der Mistaufbereitung untersucht.

So bietet die Literatur über den Zeitraum von fast 80 Jahren ganz verschiedene thematische Schwerpunkte und unterschiedliche Methoden der Versuchsanlage. Man hat es also nicht mit der Wiederholung bekannten Wissens zu tun, sondern findet bis in die jüngste Zeit neue Aspekte und Informationen. Aus dem gesamten Spektrum der recherchierten Literatur haben wir diejenigen Quellen ausgewählt, die für unser Hauptthema (Reduzierung von Stickstoffverlusten) relevant sind und den in Abschnitt 1 genannten Einschränkungen (Schwerpunkt Rindermist, vorwiegend aerobe Aufbereitung etc.) entsprechen.

Ein weiteres Auswahlkriterium war die aussagekräftige Versuchsdurchführung und -auswertung. Um Veränderungen der Nährstoffgehalte im Rottemist über den Ablauf der Zeit exakt berechnen zu können, müssen Nährstoffgehalte des Mistes zu allen Zeitpunkten eine unveränderliche Bezugsgröße haben. Der sonst übliche Parameter Trockensubstanz scheidet aus, da während der Rotte fortlaufend organische Masse abgebaut wird (Abb. 2). Wenn Veränderungen durch Erhebung des genauen Anfangs- und Endgewichtes des gesamten Rottematerials berechnet werden, müssen alle Zufuhren und Austräge genau quantifiziert werden, auch in nahezu geschlossenen Systemen (Laborversuche). Dies ist in Freilandversuchen (Niederschläge, Ein- und Auswandern von Tieren etc.) äußerst schwierig.

Als konstante Bezugsbasis für Inhaltsstoffe wird der Aschegehalt (DEWES & AHRENS, 1988) oder der Phosphorgehalt (PETERSEN et al., 1998) des Rottegutes empfohlen. Allerdings stellte RAUPP (2001) in einem Rotteversuch mit Rindermist fest, dass sich der Gesamtaschegehalt relativ zur Trockenmasse während der Rotte ungefähr verdoppelt hatte. Dies war die Veranlassung, die Zusammensetzung der Asche näher zu untersuchen.

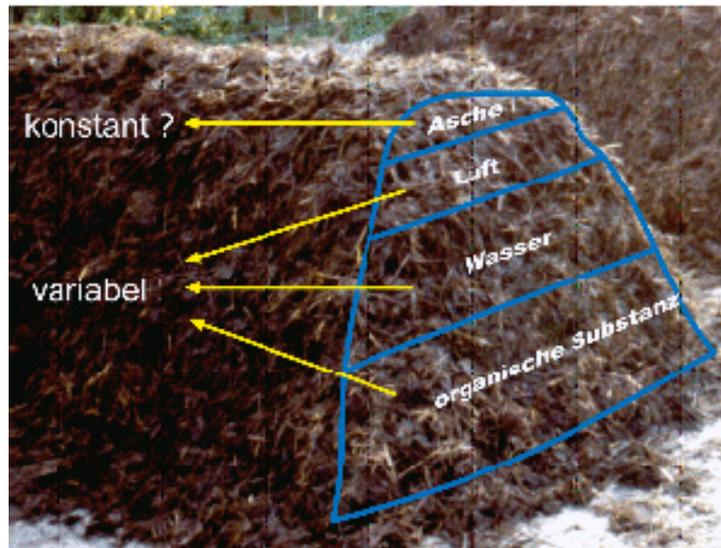


Abb. 2: Schematische Zusammensetzung einer Mistmiete. Welche Bestandteile bleiben konstant?

Dazu wurde die Gesamtasche mit heißer Salzsäure aufgeschlossen, der unlösliche Anteil abfiltriert und gewogen. Der lösliche Anteil wurde als Differenz zur Gesamtasche berechnet. Dadurch zeigte sich, dass die salzsäureunlösliche Fraktion während der Rotte viel stärker angestiegen war, etwa um den Faktor 2,5, als die lösliche Fraktion (Faktor 1,3). Wäre die Gesamtasche während der Rotte unverändert geblieben, müssten beide Faktoren ungefähr gleich sein. Der gefundene Unterschied kann dadurch erklärt werden, dass es in diesem Versuch durch mehrmaliges, maschinelles Umsetzen der Mieten zu einer Einmischung von Erde gekommen war, welche vorwiegend aus salzsäureunlöslichen Silikaten besteht. Deshalb wird empfohlen, Inhaltsstoffveränderungen während der Rotte im Praxisversuch, wo die Mieten auf unbefestigten Untergrund angelegt und umgesetzt werden, auf die salzsäurelösliche Asche zu beziehen. Diese Empfehlung ist aber noch zu jung, um in der verwerteten Literatur berücksichtigt worden zu sein.

Ein weiteres Kriterium für die Aussagekraft eines Rotteversuches ist, dass die Varianten in Wiederholungen angelegt waren, damit die Ergebnisse statistisch ausgewertet werden können. Dieser Umstand wurde in bisherigen Untersuchungen jedoch nur ausnahmsweise erfüllt, so dass er nicht zur Voraussetzung für die Verwendung einer Literaturquelle erhoben wurde.

3.2 Bedeutung des Ausgangsmaterials und der Rottebedingungen

Den Hauptanteil der Nährstoffverluste während der Aufbereitung von Stallmist nimmt der Stickstoff ein. Er kann als Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O), N_2 und NO_x emittieren sowie als Nitrat (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+) oder in Form gelöster organischer N-Verbindungen aus der Miete ausgewaschen werden. Weitere gasförmige Nährstoffverluste kann es mit Methan (CH_4) und mit flüchtigen organischen Verbindungen geben.

Stickstoffverluste sind sowohl aus landwirtschaftlicher wie aus umweltpolitischer Sicht negativ zu beurteilen und daher möglichst weit einzuschränken. Eine Reduktion auf Null erscheint allerdings unmöglich zu sein. Laut Literatur schwanken die Stickstoffverluste zwischen 5 und 70 % des N-Anfangsgehaltes, wobei die Ammoniakverluste den größten Verlustpool bilden (AMON et al., 2001; GIBBS et al., 2002; MARTINS & DEWES, 1992). Bei Schweinemist kann es durch Denitrifikation allerdings zu N₂-Verlusten kommen, die in der gleichen Höhe liegen wie die NH₃-Verluste (PETERSEN et al., 1998; WOLTER et al., 2002). Weniger als 5 % des Stickstoffs emittieren als Lachgas (SCHUCHARDT & HÜTHER, 1996) oder durch Sickerwasser. In Tab. 1a und 1b werden Gesamtstickstoff-Verluste von verschiedenen Versuchen dargestellt. Aufgrund der sehr verschiedenen Versuchsbedingungen sind die Ergebnisse nicht unmittelbar miteinander vergleichbar. Über die Ursache hoher N-Verluste ist keine eindeutige Aussage möglich.

Tab. 1a: Stickstoffgesamtverluste (% des N-Anfangsgehaltes) in Abhängigkeit des Aufbereitungsverfahrens; bei PARKINSON et al. (2004) werden nur die NH₃-N-Verluste angegeben

Art des Mistes	Dauer	Aufbereitung	C:N Start	N-Verluste %	Quelle
Rindermist Anbindestall	71 Tage	nicht umgesetzt 1x/Woche umgesetzt 2x/Woche umgesetzt	18-19	32 34 40	ATZKERN, 1991
Rindermist Tretmist	71 Tage	nicht umgesetzt 1x/Woche umgesetzt 2x/Woche umgesetzt	18-19	27 27 28	
Stallmist	80 Tage (Sommer)	Kompost 7mal umgesetzt Stapelmist	14 14	10,8 7,8	AMON et al., 2001
	80 Tage (Winter)	Kompost 7mal umgesetzt Stapelmist	16 15	7,6 6,5	
Tiefstallmist Rinder	197 Tage (Sept-April)	unbehandelt Verdichtet mit Frontlader umgesetzt nach 30 Tagen	21 21 21	19 12 5	SOMMER und DAHL, 1999
Tiefstallmist Rinder	132 Tage (Okt-März)	Verdichtet mit Frontlader 3x durch Miststreuer vor dem Aufsetzen Abdeckung mit Teerleinwand unbehandelt	18,2 21,6 19,7 17,7	18 11,6 15,4 27,7	SOMMER, 2001
Rindermist	16 Wochen (Sept-Dez. 1999)	nicht umgesetzt 1x umgesetzt nach 6 Wochen 3x umgesetzt 2,6,10 Wochen	22	1% NH ₃ -N 2% NH ₃ -N 2% NH ₃ -N	PARKINSON et al., 2004
	17 Wochen (Juni-Sept. 1999)	1x umgesetzt nach 6 Wochen (Frontlader) umgesetzt nach 6 Wochen (Miststreuer) 3x umgesetzt nach 2 (Mistst.),6,10 Wochen (Frontlader) 3x umgesetzt 2,6,10 Wochen	25	11% NH ₃ -N 18% NH ₃ -N 17% NH ₃ -N 51% NH ₃ -N	
Rindermist (Mast)	110 Tage	alle 7 bis 10 Tage umgesetzt, je nach	13	42,5	EGHBALL et al., 1997
	110 Tage	Temp.; Wasser wurde zugeben falls unter	17	19,3	
	110 Tage	40% Feuchte	12	31,9	

Tab. 1b: Stickstoffgesamtverluste (% des N-Anfangsgehaltes) in Abhängigkeit des Aufbereitungsverfahrens

Art des Mistes	Dauer	Aufbereitung	C:N Start	N-Verluste %	Quelle
Schweinemist (Tiefstall, Mast)	6 Wochen	umgesetzt wöchentlich (Miststreuer)	11	59	TIQUIA et al., 2002
		nicht umgesetzt (Miststreuer)	12	40	
		umgesetzt wöchentlich (Frontlader)	12	52	
		nicht umgesetzt (Frontlader)	12	60	
Rindermist	April-Juni Okt.-Dez.	nicht umgesetzt nicht umgesetzt	12 10,4	n.b. 22	PETERSEN et al., 1998
Schweinemist	Mai-Sept Okt.-Jan.	nicht umgesetzt nicht umgesetzt	8,2 8,9	48 57	
Rindermist	6 Wochen	Laborversuch	14	66	SCHUCH- ARDT, 1990
Rindermist	132 Tage (Sommer)	Lagerung	16 22	39,3 20,9	KIRCH- MANN, 1985
	195 Tage (Winter)		16 22	37,6 14,6	
Rindermist plus Stroh	7,5 Monate (Winter 89/90)	nicht abgedeckt	14	56	ULÉN, 1993
		Strohabdeckung	13	54	
		Teerleinwand	12	67	
		Abgedeckt mit nassen Stroh	12	52	
	7 Monate (Winter 90/91)	Strohabdeckung	28	3	
		Strohabdeckung + Stroh unter der Miete	30	9	
Strohabdeckung + Teerleinwand nach der Heißphase	29	11			

Aerobe oder anaerobe Aufbereitung:

Die großen Unterschiede bei den Stickstoffverlusten hängen von der Art und Zusammensetzung des Festmistes sowie vom Aufbereitungsverfahren ab. Die zwei Hauptfaktoren, die die N-Verluste beeinflussen, sind der im Ausgangssubstrat vorhandene Ammoniumpool und die Luftversorgung während der Lagerung (HÜTHER, 1999; PEIGNÉ & GIRARDIN, 2004). Somit hat Schweinemist ein höheres Potential im Hinblick auf Stickstoffverluste, da er in der Regel höhere Ammoniumgehalte hat als Rindermist (MAEDA & MATSUDA, 1997). SHEPHERD et al. (2000) kommen zu dem Ergebnis, dass alle Maßnahmen, die die Luftzirkulation in der Miete begünstigen, die gasförmigen N-Verluste steigern; sie empfehlen eine kompakte, anaerobe Mistlagerung mit einer möglichst geringen Oberfläche im Verhältnis zum Volumen. Höhere N-Verluste während der aeroben Kompostierung können durch die Einhaltung günstiger Rottebedingungen vermindert werden. Es kann sogar bei einem C:N-Verhältnis >40 zu einer Stickstoffanreicherung kommen (CSEHI, 1997; SCHUCHARDT, 1990). Man würde aber zu viel Einstreu benötigen, um den Mist auf dieses C:N-Verhältnis einzustellen. Des Weiteren kann die Erhöhung auch kontraproduktiv wirken (siehe Zuschlagstoffe).

Es ist zu beachten, dass die anaerobe Aufbereitung aus der Sicht der Nährstoffkonservierung zwar besser ist, aber aus umweltpolitischen Gründen kann die aerobe Kompostierung Vorteile haben. Denn bei einer vorwiegend anaeroben Lagerung (abgesehen

von der Biogasherstellung) können Emissionen der Treibhausgase Methan und Lachgas gefördert werden (AMON et al., 2001). Die Mengen der Methan- und Lachgasemissionen sind im Vergleich zu den Ammoniakemissionen zwar gering, betrachtet man aber das Treibhauspotential (GWP) der einzelnen Gase (Methan GWP 21; Lachgas GWP 310 und Ammoniak 3,1; IPCC, 1997), ist Lachgas 100 mal wirksamer als Ammoniak. Weiterhin kann die Reduzierung von Nährstoffverlusten, vor allem an Stickstoff, die während der anaeroben Lagerung erzielt wurden, anschließend während der Ausbringung zu höheren N-Verlusten führen, da bei der Lagerung weniger Stickstoff in organische Bindung überführt wurde. Dadurch liegt mehr mineralischer Stickstoff vor, der während der Ausbringung als Ammoniak ausgasen kann.

In einem Laborversuch mit künstlich hergestellten Schweinemist (dazu wurden Schweinegülle und Stroh gemischt) untersuchten WOLTER et al. (2002) die Treibhausgasemissionen von gelagertem Mist (Kontrolle) im Vergleich zu kompostiertem Mist. Die kompostierte Variante wurde mit Sauerstoff belüftet und alle 7 Tage umgesetzt. In Abb. 3 sind die verschiedenen N-Verluste quantifiziert. Betrachtet man die N-Gesamtverluste dieses Versuches, schneidet die Kompostierung mit einem Trockenmassegehalt von 14 % am schlechtesten ab, die N-Verluste liegen bei ca. 84 % des N-Anfangsgehaltes. Dabei kamen die höchsten Verluste (56,4 %), in Form von N_2 durch die Denitrifikation zustande. Auf den ersten Blick ist es erstaunlich, dass es bei der Kompostierung in so hohem Maße zur Denitrifikation kommen konnte. Denn dieser Vorgang, bei dem Nitrat bei Anwesenheit einer verfügbaren Kohlenstoffquelle durch enzymatische Aktivitäten zu N_2 reduziert wird, findet nur statt wenn kein frei gelöster Sauerstoff vorhanden ist. Auf den zweiten Blick ist es jedoch nicht verwunderlich, dass so hohe N_2 -Verluste berechnet wurden, da der Festmist mit einem TM-Gehalt von 14 % einfach zu nass war, um eine gute Luftversorgung zu gewährleisten. Auch bei diesem Versuch ist die Schweinemist-Lagerung (unbelüftet, ohne Umsetzen) im Hinblick auf die Stickstoffkonservierung deutlich besser als die Variante Kompostierung (zusätzliche Belüftung, umsetzen). Jedoch erzielte die Kompostierung hinsichtlich der Emission von Treibhausgasen bei TM-Gehalten von 14 und 18 % bessere Ergebnisse. Ist genügend Stroh vorhanden, ist es zur Senkung von Nährstoffverlusten und von Treibhausgas-Emissionen also besser, den Trockenmassegehalt auf über 22 % zu erhöhen und den Schweinemist ohne zusätzliche Belüftung und ohne Umsetzen aufzubereiten.

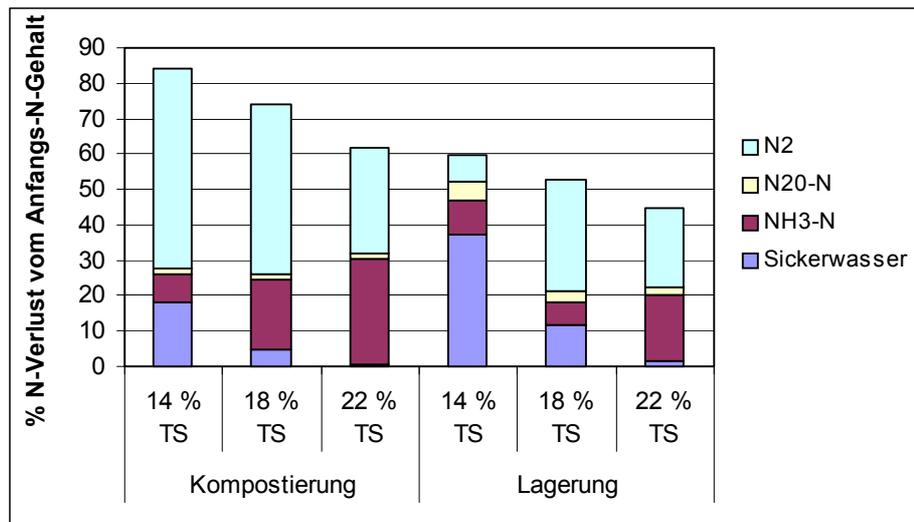


Abb. 3: Stickstoffverluste von Schweinemist bei Kompostierung (von unten belüftet, alle 7 Tage umgesetzt) oder Lagerung (unbehandelt) nach 97 Tagen; die N₂-Verluste wurden berechnet (Quelle: verändert nach WOLTER et al., 2002).

Umsetzen des Mistes:

Es wurden einige Versuche im Praxismaßstab durchgeführt mit der Frage: Kommt es bei der Kompostierung von Mistmieten, die mehrmals umgesetzt werden, zu höheren N-Verlusten als bei Stapelmistmieten, bei denen das anaerobe Milieu überwiegt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass durch Umsetzen nicht generell eine aerobe Kompostierung erreicht wird. Wenn der Mist zu feucht ist, unter 20 % TS, gibt es kaum genügend Luftporenvolumen für eine ausreichende, aerobe Kompostierung. Dies kann auch durch Umsetzen nicht verbessert werden. Das Umsetzen von Mistmieten dient nicht dazu, das Material mit Sauerstoff anzureichern, denn schon nach 40 Minuten kann der eingemischte Sauerstoff wieder veratmet sein (HELM et al., 1995). Auch BRINTON (1997) fand durch das Umsetzen nur einen kurzzeitigen Effekt auf den Sauerstoffgehalt, denn bereits nach 1,5 Stunden war der Gehalt wieder auf Ausgangsniveau. Auch MICHEL (1999) berichtet, dass bereits wenige Stunden nach dem Umsetzen der Sauerstoffgehalt wieder auf dem gleichen Niveau liegt. Zu häufiges Umsetzen kann sogar kontraproduktiv sein, da das Material je nach Umsetztechnik zerkleinert wird und dadurch die Lagerungsdichte zunimmt, so dass weniger Luftporenvolumen in der Miete vorhanden ist. So dient das Umsetzen der Miete eher einer besseren Homogenisierung und zur Auffaserung des Rottegutes, um für die Mikroorganismen neue Angriffsflächen zu schaffen. Durch das neue Nahrungsangebot wird die Rotte wieder angeheizt.

ATZKERN (1991) verglich Rindermist aus einem Anbindestall und aus einem Tretmiststall. Die Mieten waren mit weißer PVC-Folie so abgedeckt, dass ein Luftaustausch gewährleistet werden konnte. Beim Tretmist hatte das Umsetzen kaum einen Einfluss auf die Höhe der N-Verluste. Dies kann dadurch gekommen sein, dass der Mist aus dem Anbindestall einen Ammoniumgehalt von 20-30 % hatte, der Tretmist dagegen nur 5-10 %. Beim Tretmist kann während der Vorrotte im Stall bereits Ammonium organisch

eingebunden werden oder gasförmig entweichen. Beim Mist aus dem Anbindestall wurden bei der Variante mit zweimaliger Umsetzung pro Woche die höchsten N-Verluste ermittelt.

GIBBS et al. (2002) verglichen die Verluste von Stapelmist (Miete nicht umgesetzt) mit Kompost der entweder mit dem Frontlader dreimal umgesetzt wurde oder beim ersten Umsetzen durch den Miststreuer abgestreut wurde. Sie stellten gasförmige N-Verluste bezogen auf den N-Anfangsgehalt von 7,6 bis 67 % fest, wobei der Stapelmist die geringsten Verluste hatte. Sie fanden eine enge Beziehung zwischen den gasförmigen N-Verlusten und der Belüftung und der daraus resultierenden höheren mikrobiellen Umsetzung, die sich durch höhere Temperaturen zeigte.

Auch PARKINSON et al. (2004) verglichen am gleichen Standort die Verluste von Stapelmist (Miete nicht umgesetzt) mit Kompost der 1-3 mal umgesetzt wurde. Auch sie beobachteten mit einer erhöhten Umsetzfrequenz höhere N-Verluste. Die Verluste waren höher, je eher umgesetzt wurde. Daraus schließen sie, dass ein einmaliges Umsetzen nach der thermophilen Phase die Verluste bei der Kompostierung bereits reduzieren kann.

SOMMER (2001) fand bei der anaeroben Aufbereitung von Tiefstallmist 35 % geringere N-Verluste, wenn der Mist mit dem Frontlader verdichtet wurde (Lagerungsdichte $0,49 \text{ t m}^{-3}$) im Vergleich zur unbehandelten Miete (Lagerungsdichte $0,42 \text{ t m}^{-3}$). Bei der Aufbereitung von Rindermist aus dem Tiefstall, verglichen wurden eine verdichtete, eine nach 30 Tagen umgesetzte und eine Kontrollmiete, fanden SOMMER & DAHL (1999) die höchsten N-Verluste bei der Kontrollmiete mit 19 % des N-Anfangsgehaltes. Die niedrigsten N-Verluste wurden bei der umgesetzten Variante mit 5 % verzeichnet. In diesem Versuch blieben die Ammoniak- und Lachgasverluste unter 3 % des N-Anfangsgehaltes. So ergaben sich durch die Massenbilanzierung Denitrifikationsverluste zwischen 1,9 und 14,2 % des N-Anfangsgehaltes. Auch PETERSEN et al. (1998) fanden bei der eher anaeroben Lagerung von Rindermist Denitrifikationsverluste von 13 % des N-Anfangsgehaltes. Beim Schweinemist lagen sie mit 23-33 % sogar noch höher.

Das bedeutet, dass es für den Vergleich der N-Verluste bei unterschiedlichen Mist-aufbereitungsverfahren nicht immer ausreicht, die Ammoniak- und Lachgasemissionen direkt zu messen, da es auch zu hohen Verlusten von molekularem Stickstoff durch die vollständig ablaufende Denitrifikation kommen kann.

Bei der Rotte von Schweinemist (Einstreu Maisstengel) aus dem Tiefstall mit einem C:N-Verhältnis von 9-12 untersuchten TIQUIA et al. (2002) den Einfluss der Mietenaufsetztechnik: mit Miststreuer oder Frontlader aufgesetzt und als zweiten Faktor *umgesetzt* oder *nicht umgesetzt*. Dies ist einer von wenigen Versuchen, der mit Wiederholungen angelegt war und somit statistisch verrechnet wurde. Die Mietenaufsetztechnik hatte keinen signifikanten Einfluss auf die N-Verluste, das Umsetzen ebenfalls nicht. Die N-Verluste lagen zwischen 37 und 60 % des N-Anfangsgehaltes. Den größten Effekt auf

die N-Verluste hatte das niedrige C:N-Verhältnis und der hohe Ammoniumgehalt. Er lag zwischen 10,5 und 20,2 g kg⁻¹ TM des Ausgangsmaterials. Da bei einem engen C:N-Verhältnis die Mikroorganismen aufgrund des Kohlenstoffmangels nicht genügend Biomasse bilden können, kommt es zu einem Überangebot an Stickstoff, der dann in Form von Ammoniak aus der Miete entweichen kann. Durch die erhöhten N-Verluste kam es sogar zu einer Erweiterung des C:N-Verhältnisses auf 14-21.

Jahreszeit der Lagerung:

Bei einem Vergleich zwischen der aeroben und der anaeroben Stallmistaufbereitung stellten AMON et al. (2001) sowohl im Sommer als auch im Winter beim kompostierten Rindermist höhere N-Verluste fest als beim Stapelmist (siehe Tab. 1a). Dennoch waren die Verluste mit >11 % des Anfangsgehaltes als sehr niedrig einzustufen. Im Sommer emittierte der Kompost 2,7 mal so viel Ammoniak wie der Stapelmist, jedoch war das Umsetzten nur zu 4 % am Verlust beteiligt. Betrachtet man aber die Treibhausgase der beiden Verfahren, emittierte im Sommer der anaerobe Stapelmist 4,5 mal so viel Treibhausgase wie der Kompost. Damit können bei der Sommerkompostierung durch das Umsetzen die Treibhausgas-Freisetzung reduziert werden. Im Winter gab es nicht so große Unterschiede zwischen den Verfahren, da durch starken Schneefall zum Beginn des Versuches die Kompostmiete vernässte, daher schlecht mit Sauerstoff versorgt wurde und eher anaerobe Verhältnisse in der Miete vorherrschten.

Abgesehen von dieser Untersuchung ist aus der aktuellen Literatur schwer zu beantworten, ob die Jahreszeit einen Einfluss auf Nährstoffverluste während der Mistlagerung oder Kompostierung hat. Geht man allerdings davon aus, dass in der gemäßigten Klimazone die Niederschläge im Winter höher sind als im Sommer, ist im Winter mit höheren Nährstoffverlusten vor allem durch Sickerwasser zu rechnen. KIRCHMANN (1985) hat bei Kompostierungsversuchen im Winter zuerst geringere N-Verluste festgestellt als bei Sommerkompostierung, jedoch stiegen die N-Verluste im Frühjahr bei der Winterkompostierung fast auf das gleiche Niveau an wie im Sommer. PARKINSON et al. (2004) fanden bei Ihren Untersuchungen höhere N-Verluste im Sommer als im Herbst/Winter.

Sickerwasser:

Die N-Verluste durch Sickerwasser sind relativ gering. Laut Literatur schwanken sie zwischen 0 und 4,5 % des N-Anfangsgehaltes. Während der ersten Tage oder Wochen ist es überwiegend Ammonium was potenziell auswaschbar ist, da der mineralische Stickstoff zu Beginn der Rotte fast nur als Ammonium vorliegt. Später, wenn es zur Nitrifikation kommt, wird eher Nitrat ausgewaschen (MARTINS & DEWES, 1992). In einem Versuch mit unterschiedlich behandeltem Tiefstallmist (verdichtet, zerkleinert, abgedeckt und unbehandelt) fand SOMMER (2001) N-Verluste unter 4 % des N-Anfangsgehaltes. Zu den gleichen Ergebnissen kamen auch AMON et al. (2001), die Stallmist aus einem Anbindestall aerob und anaerob lagerten. GIBBS et al. (2001) fanden bei der Kompostierung von Rindermist N-Verluste unter 1,5 % N des Anfangsgehaltes. DEWES et al. (1991) ermittelten bei einem Kompostierungsversuch mit unterschied-

lichen Abdeckungen und einer Kontrolle ohne Abdeckung keine signifikanten Unterschiede. Die Verluste lagen unter 4,5 % des Anfangsgehaltes.

Auch ULÉN (1993) fand N-Verluste im Sickerwasser unter 4 %, unabhängig davon, ob abgedeckt wurde oder nicht. Bei einer Erhöhung des Strohgehaltes konnten die N-Verluste im Winter sogar auf unter 2 % reduziert werden. Des Weiteren fanden sie keinen signifikanten Einfluss des C:N-Verhältnisses auf die Phosphor- und Kaliumverluste. Im Winter waren die Phosphorverluste im Mittel 2,4 % des Anfangsgehaltes, im Sommer 1,7 %. Die Kaliumverluste waren deutlich höher, sie lagen im Winter bei 28 % und im Sommer bei 18 % vom Anfangsgehalt.

Eine signifikante Reduzierung des Sickerwasseranfalls in der Anfangszeit der Rotte, inklusive Heißphase, konnten DEWES et al. (1991) in einem Lagerungsversuch mit unterschiedlicher Abdeckung (Plastikfolie oder gasdurchlässiges Geotextil, ungedeckte Kontrolle) nicht feststellen. Der Sickerwasseranfall war nicht auf durchgesickerten Niederschlag zurückzuführen, da in den ersten 20 Tagen nur 4,6 mm Niederschlag gefallen waren. Daraus folgern sie, dass das Sickerwasser durch Atmungs- und Presswasser in der ersten Rottephase entsteht. Jedoch fanden sie bei den abgedeckten Varianten höhere Gesamt-N-Verluste. Auch die hohen Kaliumverluste von 19,2 bis 20,9 % konnten durch die Abdeckung nicht gesichert vermindert werden. Erst in späteren Rotte-stadien konnten sie durch die Abdeckung eine tendenzielle Reduzierung der durchsickernden Wassermenge nach Niederschlägen feststellen.

Ähnliche Resultate bezüglich höherer N-Verluste durch eine Kompost-Variante mit Abdeckung erhielt KIRCHMANN (1985) bei der Lagerung unter Dach im Vergleich zu ungedeckt. Nach 132 Tagen waren bei der ungedeckten Variante N-Verluste von 13,1 % festzustellen, bei Lagerung unter Dach jedoch 37,9 %. Diese hohen Verluste waren dadurch verursacht, dass die Miete unter Dach austrocknete und die Mikroorganismen-tätigkeit wahrscheinlich gehemmt war. Somit konnte weniger N in die organische Substanz eingebaut werden. Auch GIBBS et al. (2002) fanden bei einer überdachten Mistmiete die höchsten N-Verluste (67,4 %). Sie führen die Verluste allerdings auf eine stärkere Mikroorganismen-tätigkeit zurück, die sich durch höhere Rottetemperaturen zeigte.

Bei einer Lagerdauer von 132 Tagen konnte SOMMER (2001) durch Abdeckung mit einer Teerleinwand eine Reduzierung der Kaliumverluste um 40 % erreichen. Die Kaliumverluste lagen bei der ungedeckten Variante bei 13,8 % des Anfangsgehaltes, die Phosphorverluste lagen unter 2,5 %. Des Weiteren hatte die abgedeckte Miete N-Verluste von ca. 15 %, bei der nicht abgedeckten Miete lagen sie dagegen bei 28 % des N-Anfangsgehaltes.

In drei Durchgängen kompostierten EGHBALL et al. (1997) Rindermist. Die Phosphorverluste durch das aufgefangene Sickerwasser lagen unter 2,2 %. Die Kaliumverluste waren relativ hoch mit 6,5-6,8 % in den Jahren 1992 und 1993. Im Jahr 1994 lagen sie durch geringere Niederschläge während der Kompostierung unter 1,1 %. Bei den

Berechnungen durch die Differenzmethode bekommen die Autoren zum Teil Nährstoffgewinne bei Phosphor oder bis sechsmal so hohe Nährstoffverluste beim Kalium heraus als im Sickerwasser gemessen wurde. Das zeigt, dass die repräsentative Probenahme aus einer Miete mit rund 7 Tonnen Mist offenbar nicht möglich ist.

PÖLLINGER (2000) legte Versuche mit Mist aus Tretmist- und Anbindestall an, der für die Kompostierung mit Weizenstroh auf ca. 25 % Trockenmasse angehoben und fünfmal umgesetzt wurde. Als Vergleichsverfahren diente die Lagerung, für die der Mist auch in Dreiecksmieten aufgesetzt wurde, jedoch ohne zuvor die Trockenmasse von ca. 19 % anzuheben. Man fand im Mittel von 18 Versuchsdurchgängen keine nennenswerte Unterschiede. Die Kaliumverluste lagen unter 5 % und die P-Verluste unter 0,3 %. Auch dieser Autor weist darauf hin, dass es so gut wie nicht möglich sei, aus dem inhomogenen Material Stallmist eine repräsentative Probe zu ziehen. Verdeutlicht wird dies auch in diesem Fall durch rechnerische Nährstoffgewinne bei der Bilanzierung.

Beim Vergleich von Kompostierung und Stapelmist-Verfahren mit Schweinemist aus dem Tiefstall fanden TIQUIA et al. (2002) Phosphorverluste zwischen 23 und 39 %, sowie Kaliumverluste von 20-52 % und Na-Verluste von 32-53 % des Anfangsgehaltes. Die Kalium- und die Natriumverluste waren bei den Kompostvarianten signifikant höher, beim Phosphor gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Verfahren. Die hohen Phosphorverluste beim Schweinemist sind damit zu erklären, dass nur 20-50 % des Phosphors im herkömmlichen Schweinefutter verwertet werden können. Somit scheiden die Schweine zwischen 50 und 80 % des aufgenommen Phosphors wieder aus (KORNEGAY und HARPER, 1997).

Es ist bekannt, dass je höher die Temperatur und der pH-Wert ist, insbesondere bei begrenzter Kohlenstoffverfügbarkeit, desto höher können die Ammoniakemissionen werden. Erklärt wird dies dadurch, dass in wässriger Lösung, z.B. bei einem pH-Wert von etwa 9,0 und einer Temperatur von 30°C, ca. 50 % des gesamten Ammoniaks gasförmig vorliegen (LOEHR, 1974). Dies wurde durch DEWES (1996) bestätigt. Er untersuchte in einem Laborversuch anhand von sterilisiertem Rindermist (künstlich gemischt aus Stroh und Gülle) die Entstehung von abiotischen Ammoniakverlusten. Bei einem pH-Wert unter 7,5 fand er keine Verluste, jedoch bei einer Erhöhung des pH-Wertes auf 9,0 betrugen die Ammoniakverluste 9,8 % des N-Anfangsgehaltes. Das deutet darauf hin, dass es bei einer pH-Wert-Anhebung zu höheren N-Verlusten kommen könnte. Untersuchungen über die pH-Wert-Absenkung bei Festmist durch Zuschlagstoffe sind nicht bekannt.

Zuschlagstoffe:

Es gibt so gut wie keine Literatur, die die Wirkung mineralischer Zuschlagstoffe zu Rinder- und Schweinefestmist im Hinblick auf Nährstoffverluste während der Aufbereitung untersucht. Die Forschung hat sich konzentriert auf Zuschlagstoffe bei der Güllelagerung. Bei der Entscheidung, Zuschlagstoffe zu verwenden, ist zu beachten, dass sie in wirksamen Mengen den TM-Gehalt und die Lagerungsdichte verändern, wodurch

möglicherweise schlechtere Bedingungen vor allem für die Kompostierung entstehen können. Des Weiteren sind die Kosten mineralischer Zuschlagstoffe zu berücksichtigen.

Bei der Stallmistkompostierung fand OTT (1990) beim Zusatz von Ca-reichen Zusatzstoffen, wie z.B. Rohphosphat, dass sie zu einem schnelleren Abbau der organischen Substanz und zu höheren N-Verlusten führen. Zudem fand er bis zu 50 % Kaliumverluste beim Rohphosphatzusatz.

Organische Zuschlagstoffe:

Als organische Zuschlagstoffe kommt für den landwirtschaftlichen Betrieb Stroh noch am ehesten in Frage. Daher gehen die meisten Untersuchungen in die Richtung, das C:N-Verhältnis durch die Zugabe von Stroh zu erhöhen, um dadurch vielleicht eine Reduzierung der Nährstoffverluste zu erzielen.

Bei der Kompostierung von Rinderfestmist (C:N-Verhältnis unter 20) fand CSEHI (1997) Stickstoffverluste in Höhe von 39 bzw. 47 % des N-Anfangsgehaltes, bei kohlenstoffreichen Feststoffen (C:N-Verhältnis >50) eine Stickstoffanreicherung von ca. 32 % durch asymbiotische Fixierung von Luft-Stickstoff aus der Umgebung.

ULÉN (1993) mischte zu Rindermist unterschiedlich viel Stroh zu. Daraus resultierte eine Charge Festmist mit einem C:N-Verhältnis von ca. 13 und eine mit ca. 28. Es wurden signifikant niedrigere gasförmige N-Verluste bei dem weiteren C:N-Verhältnis gefunden (Winterkompostierung). Jedoch hatte das C:N-Verhältnis keinen signifikanten Einfluss auf die Austräge von P und K durch das Sickerwasser. Dagegen errechneten LAMMERT et al. (2002) aus Literaturangaben bei steigendem C:N-Verhältnis zwischen 14 und 36, allerdings statistisch nicht überprüft, eine Abnahme der Kaliumverluste.

Bei der Kompostierung im halbtechnischen Maßstab unter Freilandbedingungen von Rindermist über 6 Monate stellte KIRCHMANN (1985) eine Reduzierung der N-Verluste von 36,5 % auf 8,1 % durch eine Erhöhung des C:N-Verhältnis von 23,9 auf 40,5 fest. Jedoch hatte der Rindermist mit dem hohen C:N-Verhältnis nach 465 Tagen genau so hohe N-Verluste wie der Rindermist mit einem C:N-Verhältnis von 24 und 32,8. Bei allen drei Varianten betragen die N-Verluste ca. 43 % des N-Anfangsgehaltes. Dies wird dadurch erklärt, dass nach ca. einem Jahr die organischen Stickstoffverbindungen durch die Mikroorganismen wieder abgebaut wurden. Des Weiteren wurde der Einfluss von unterschiedlichen Einstreumaterialien im Hinblick auf die N-Verluste untersucht. Dazu wurden in einem Milchviehstall entweder mit Stroh, Torf oder Coniferen-Holzspäne eingestreut. Die drei unterschiedlichen Festmiste wurden dann für 136 Tage kompostiert. Zu Beginn der Kompostierung hatten alle Mistvarianten das gleiche C:N-Verhältnis von ca. 18. Der Festmist mit Stroheinstreu hatte die geringsten N-Verluste mit 36,1 %, die Variante mit Holzspäne hatte den höchsten Verlust von 53,4 % des N-Anfangsgehaltes.

Dagegen fand HÜTHER (1999) bei der Kompostierung von künstlich gemischtem Rinderfestmist, im Labormaßstab (Rottereaktoren) keine eindeutige Abhängigkeit der Ammo-

niakemissionen vom C:N-Verhältnis (zwischen 11 und 29). Jedoch fand sie mit sinkendem Strohgehalt eine Erhöhung der Methan- und Lachgasemissionen.

SCHULZE LAMMERS et al. (1997) nehmen an, dass durch eine höhere Einstreumenge mit erhöhten NH_3 -Verlusten zu rechnen ist, da es zu einer Verringerung der Lagerungsdichte kommt, der Mist besser durchlüftet wird und somit höhere Temperaturen erreicht werden. Auch CLEMENS, et al. (2002) geht davon aus, dass eine erhöhte Einstreumenge die Erhitzung fördert und damit mehr CH_4 und NH_3 emittiert wird. Bezüglich der Stickstoffverluste wird dies bestätigt durch die Resultate des Laborversuches von DEWES (1996) mit Rindermist in Rottereaktoren. Der Mist wurde entweder unverdichtet, verdichtet mit 400 kp m^{-2} oder verdichtet mit 800 kp m^{-2} kompostiert. Der nicht verdichtete Mist hatte nach 14 Tagen die höchsten N-Verluste, die verdichteten Varianten unterschieden sich nicht im N-Verlust und emittierten ca. 60 % weniger N.

Bei der Kompostierung von separierten Feststoffen aus Rinderflüssigmist in belüfteten Rottereaktoren, untersuchte KÄCK (1996) unter anderem die Ammoniakemissionen bei unterschiedlichen C:N-Verhältnissen. Er empfiehlt für eine Reduzierung der Ammoniakemissionen ein C:N-Verhältnis von mindestens 20.

In einem Modellversuch in Rottereaktoren wurden von künstlich gemischtem Rindermist mit einem C:N-Verhältnis von 13 und 27 die N-Verluste nach 16 Tagen quantifiziert. Der Festmist mit dem weiteren C:N-Verhältnis, was einer Einstreumenge von 15 kg Stroh pro Großvieheinheit entspricht, emittierte mit 5,9 % des N-Anfangsgehaltes knapp die Hälfte weniger Stickstoff als der Festmist mit dem engeren C:N-Verhältnis von 13 (DEWES, 1999). In einem Kompostierungsversuch in Rottereaktoren (Inhalt 56 Liter) fanden OSADA et al. (1997) durch die Beimengung von reifem Schweinekompost zu Schweinemist keine Reduzierung der Ammoniakemissionen, aber gesteigerte N_2O -Verluste. Da im reifen Kompost NO_x -N vorhanden war im Gegensatz zum frischen Schweinemist, kamen die erhöhten Lachgasverluste durch die Beimengung zustande.

3.3 Schlussfolgerungen

In der Literatur wird sehr häufig der Schluss gezogen, dass die Zusammenhänge zwischen den Rotteparametern noch nicht hinreichend bekannt sind, um zu eindeutigen Aussagen zu kommen. So gibt BERG (2002) an, dass es zur Zeit im Bereich der Festmistlagerung an wirksamen Maßnahmen zur Emissionsminderung fehlt. Es gibt zwar viele Untersuchungen, doch meistens hat man ohne Wiederholungen gearbeitet und die Nährstoffverluste nur mittels Bilanzierung berechnet. Vor allem in der älteren Literatur wurden die Verluste mit der Bezugsbasis Trockenmasse berechnet, was zu wenig verlässlichen Ergebnissen führt (siehe Abschnitt 3.1). Insofern kann man aus der Literatur keine allgemein gültigen Empfehlungen ableiten, wie Nährstoffverluste bei der Stallmistaufbereitung reduziert werden können.

Man kann jedoch feststellen, welche Faktoren hauptsächlich an der Entstehung von Emissionen beteiligt sind und Tendenzen erkennen, wie sich einzelne Faktoren im Kontext mit den anderen Rahmenbedingungen der Rotte auswirken.

- Die Art und Höhe der Emissionen hängt vor allem ab von der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials hinsichtlich
Trockenmassegehalt,
Gesamt-Stickstoffgehalt,
C:N-Verhältnis,
Phosphorgehalt,
Ammoniumgehalt
sowie von der Lagerungsdichte (Durchlüftung) des Materials,
von Zeitpunkt und Häufigkeit des Umsetzens,
von eventuell verwendeten Zuschlagstoffen.
- Bei der Aufbereitung von Festmist ist mit Stickstoff-Verlusten von 5 bis 70 % des N-Anfangsgehaltes zu rechnen. Verluste sind umso höher je höher der Ammoniumgehalt im Ausgangsmaterial ist.
- Je höher die Rottetemperatur während der thermophilen Phase steigt, desto höher sind die Ammoniak- und Methanverluste. Um diese Emissionen zu reduzieren, sollten daher Temperaturen über 50-60°C vermieden werden.
- Bei einem pH-Wert über 7,5 ist verstärkt mit Ammoniakverlusten zu rechnen, vor allem, wenn die Miete in dieser Zeit stark durchlüftet oder umgesetzt wird. Der pH-Anstieg während der Erwärmungs-/Heißphase kann jedoch nicht verhindert werden.
- Durch das Verfahren Stapelmist (vorwiegend anaerob) können die Ammoniakverluste gemindert werden, jedoch steigt unter diesen Bedingungen die Emission von Treibhausgasen, insbesondere Methan. Außerdem kann es in anaeroben Mieten in Anwesenheit von Nitrat verstärkt zu Denitrifikation kommen, was ebenfalls Stickstoffverlust bedeutet.
- Durch ein weites C:N-Verhältnis (ca. 30) können die N-Verluste während der aeroben Aufbereitung auf unter 10 % des Anfangsgehaltes reduziert werden, wenn leicht abbaubare Kohlenstoff-Quellen in ausreichender Menge vorhanden sind.
- Zur Anhebung des C:N-Verhältnisses dürfen keine Materialien Verwendung finden, die die Belüftung der Miete fördern, da ansonsten ein erhöhter Gasaustausch stattfinden kann. Des Weiteren kann es zu höheren Temperaturen kommen, da die Miete besser mit Sauerstoff versorgt wird; am Besten scheint die Verwendung von möglichst kurz gehäckseltem Stroh zu sein.
- Durch eine geringe Oberfläche der Miete im Verhältnis zum Volumen können Ammoniakverluste reduziert werden

- Sickerwasser entsteht in den ersten 3 Wochen der Mistaufbereitung durch Press- und Atmungswasser unabhängig vom Niederschlag. Sickersaftaustrag in dieser Zeit führt zu Kalium-Verlusten, für Nitrataustrag ist die Sickersaftbildung ohne Bedeutung, da die Miete in dieser Phase kaum Nitrat enthält.
- Sickerwasser-Austrag führt zu Stickstoffverlusten <4,5 % des N-Anfangsgehaltes.
- Phosphorverluste liegen <2,5 % des P-Anfangsgehaltes; Kaliumverluste durch Sickerwasser bei Rindermist schwanken zwischen 5 und 28 % des K-Anfangsgehaltes.
- Beim Schweinemist, abhängig vom Fütterungsregime, sind die Phosphor- und die Kaliumgehalte mit rund 30 % beziehungsweise 35 % des jeweiligen Anfangsgehaltes deutlich höher als bei Rindermist.
- Je größer die Niederschlagsmenge ist, desto mehr Sickerwasser kann entstehen. Daher ist während der Lagerung in niederschlagsreichen Jahreszeiten vermehrt mit Sickerwasser zu rechnen und damit vor allem mit hohen Kaliumverlusten.
- Durch eine Abdeckung während der Heißphase kann es zur Erhöhung des Sickerwasseranfalls kommen, da das Atmungswasser nicht verdunsten kann. Bei der Aufbereitung unter einem Dach entsteht in Abhängigkeit des Wassergehaltes und der Lagerungsdichte zwar weniger oder gar kein Sickerwasser, jedoch kann es zur Erhöhung der gasförmigen Verluste kommen, entweder durch eine gehemmte oder durch eine geförderte Mikroorganismenaktivität.
- Das Umsetzen des Mistes dient nicht der Sauerstoffversorgung des Materials (Sicherung aerober Verhältnisse), sondern der Verbesserung der mechanisch-physikalischen Eigenschaften (Durchmischung, Auflockerung, Zerkleinerung).
- Sogenannte Optimalbedingungen z.B. hinsichtlich Feuchte, Stickstoffgehalt, C:N-Verhältnis des Ausgangsmaterials werden in der Literatur zwar hin und wieder angegeben. Solche Werte sind jedoch nur bedingt relevant, da sie mit einer gewissen Bandbreite angegeben werden (50-60 % Feuchte), die leicht einzuhalten ist. Außerdem wirken sich immer die Begleitumstände mit aus.

4 Eigene Rotteversuche

4.1 Versuchsablauf und Datengrundlage

Seit 1980 wird an unserem Institut ein Langzeitversuch mit verschiedenen Rottemistvarianten durchgeführt. Den Mist für diesen Versuch erhalten wir ein- bis zweimal im Jahr von einem landwirtschaftlichen Betrieb aus der näheren Umgebung, da unser Institut keine eigene Tierhaltung betreibt. In der Regel handelt es sich um Rindermist aus einem Tretmiststall oder Tieflaufstall. Auf einer ebenen Fläche neben unseren Versuchsfeldern wird damit in jedem Jahr, zumindest seit 1987, ein Rotteversuch angelegt. Im Norden

des Mistlagerplatzes bildet ein Gehölzstreifen die Grenze des Versuchsgeländes, nach den anderen drei Seiten ist der Platz offen. Je nachdem, wie viel Mist zur Ausbringung in unseren Feldversuchen benötigt wird, werden zwei bis vier Mieten von Hand aufgesetzt, die entweder mit oder ohne Zugabe der biologisch-dynamischen Präparate angelegt werden. Im Rahmen dieser Studie wurden nur die Daten der unpräparierten Mieten ausgewertet. Vor dem Aufsetzen der Mieten wird die gesamte Mistmenge einmal mit dem Miststreuer abgedreht, um ein möglichst homogenes Ausgangsmaterial zu erhalten. Jede Miete ist an der Basis ca. 1,5 m breit, etwa 1 m hoch und mindestens 4 m lang (Abb. 4). Dies entspricht einem Frischgewicht von mindestens 2 t je Miete.

Das Aufsetzen der Mieten geschieht zwischen Juli und September, wobei Proben für die Inhaltsstoffanalysen (Trockenmasse, Stickstoff, Ammonium, Nitrat, Kalium, Phosphor und Asche) gezogen werden. In die fertigen Mieten werden auf der Oberseite etwa 1 cm dicke Aluminium-Röhrchen für die Temperaturmessung eingesetzt. Sie sind unten mit einem Gummistopfen verschlossen und reichen senkrecht bis in die Mitte



Abb. 4: Rotteversuch mit Mistmieten auf unserem Versuchsgelände

der Miete, damit der eingeführte Sensor die Mietenkerntemperatur erfasst. Jede Miete enthält mehrere Röhrchen im Abstand von ca. 1,5 m. Während der Erwärmungs- und Heißphase wird die Rottetemperatur dreimal am Tag gemessen, später seltener, da sie sich weniger rasch ändert. Nach Ende der Heißphase wurden alle Mieten mit einer Folie abgedeckt.

Der erste Ausbringungstermin des Rottemistes liegt meist im September (vor der Aussaat von Winterroggen), also nach ca. 7 Wochen Rottezeit. Der restliche Mist wird im kommenden Frühjahr für die Sommerung (Weizen und Hackfrucht) verwendet, was einer Rottedauer von ca. 5-8 Monaten entspricht. Vor jeder Ausbringung werden ebenfalls Proben gezogen und die oben genannten Inhaltsstoffe bestimmt.

In dieser Studie werden die Ergebnisse der Rotteversuche der Jahre 1989 bis 2003 vorgestellt. Hierbei werden jeweils die Zyklen vom Aufsetzen im Sommer bis zur zweiten Ausbringung im kommenden Frühjahr als ein geschlossener Rotteversuch betrachtet, da die entstandenen Rottemiste beider Ausbringungszeitpunkte jeweils auf das selbe Ausgangsmaterial zurück gehen. In manchen Jahren hat es sich gezeigt, dass aufgrund sehr intensiver Rotte oder zu geringer Anfangsmenge nicht genügend Mist für die zweite Ausbringung zur Verfügung stünde. In diesen Jahren wurde im Herbst oder Winter nochmals Mist aufgesetzt und ein zweiter Rotteversuch begonnen.

Für die hier behandelte Frage (Zusammenhang zwischen Mistbeschaffenheit und Rotteverlauf) sind aus den 11 Versuchsjahren (1989-2003) insgesamt 14 Rotteversuche auswertbar gewesen. In 1989-98 folgten die Versuche dem beschriebenen Schema mit Beginn im Sommer und zwei Ausbringungsterminen im Herbst und im folgenden Frühjahr zur Sommerung (Tab. 2, oberer Teil). Im Jahr 2000 wurde die Fruchtfolge des Langzeitversuches umgestellt. Von 2000 bis 2003 wurden nur Sommerungen angebaut. Dadurch entfällt die Ausbringung im Herbst (Tab. 2, unterer Teil). In den Jahren 1998, 2000 und 2003 gab es jeweils zwei Durchgänge. Aus dem Jahr 1994 liegen keine Temperaturdaten vor. Der Versuch von 1996 wurde nicht berücksichtigt, da der Mist ungewöhnlich spät (Ende Dezember) aufgesetzt wurde; Beginn und Dauer des Versuches wichen also erheblich von den anderen Jahren ab, so dass die Ergebnisse nicht vergleichbar sind.

Tab. 2: Übersicht über den Beginn (Aufsetzen der Mieten), das Ende (bis zur Ausbringung) und die Dauer (Anzahl Rottetage) der 14 Versuche von 1989 bis 2003

Jahr	Beginn Datum	1. Ausbringung Datum	Rotte-tage	2. Ausbringung Datum	Rotte-tage
1989	17.07.89	17.10.89	92	12.02.90	210
1990	12.03.90	16.10.90	218	11.03.91	364
1993	01.09.93	20.10.93	49	07.03.94	187
1994	06.10.94	21.10.94	15	02.03.95	147
1995	19.07.95	11.09.95	54	18.03.96	243
1997	28.08.97	16.09.97	19	06.03.98	190
1998a	05.08.98	08.09.98	34	08.03.99	215
1998b	05.08.98	21.09.98	47	22.03.99	229
		Mittelwert	66	Mittelwert	223
Jahr	Beginn Datum	kein Herbst-Termin, da kein Wintergetreide angebaut		Ausbringung Datum	Rotte-tage
1999	05.10.99	---		06.03.00	153
2000a	26.09.00	---		20.03.01	175
2000b	04.10.00	---		20.03.01	167
2002	29.08.02	---		03.03.03	186
2003a	30.09.03	---		15.03.04	167
2003b	30.09.03	---		05.04.04	188
				Mittelwert	173

4.2 Inhaltsstoffgehalte des Mistes

Zunächst zu den Versuchen zwischen 1989 und 1998, die schon im Herbst deutliche Effekte der Rotte erkennen lassen (Tab. 3a und 3b). Aufgrund des Trockenmasse-Abbaus während der Rotte nahm der Aschegehalt von 23,1 % TS (Frischmist) auf 33,8 % im Herbst und 38,8 % im Frühjahr rechnerisch zu. Im Vergleich zur Trockenmasse des Frischmistes (= 100 %) entspricht dies einem Rückgang auf 67,5 % (Herbst) und 58,5 % (Frühjahr), also um knapp die Hälfte während der Rottezeit von ca. 150-220 Tagen. Auffallend ist, dass eine kürzere Rottedauer (z.B. in 1993 und 1994) zu geringeren Trockenmasseverlusten führt. Der Abbau der organischen Substanz geschieht nicht linear, sondern in der Phase bis zum Herbst beschleunigt und in der zweiten Periode bis Frühjahr demgegenüber verlangsamt, wie an der Trockenmasse-Verlustrate und an der Zunahme des Aschegehaltes erkennbar ist. Die zu Beginn höhere, dann aber schwächere Rotteintensität ist auch am Temperaturverlauf abzulesen (siehe Abschnitt 4.3).

Im Laufe der Rotte nehmen zwangsläufig die im Mist enthaltenen Nährstoffmengen (mit Ausnahme des Phosphors) ab, da die Miete als offenes System nicht gegen Austräge abgedichtet ist. Die Höhe der Verluste ist aber Nährstoff-spezifisch, entsprechend den jeweiligen Verlustpfaden. Der Phosphorgehalt bleibt über die gesamte Rottezeit mit 25 mg g⁻¹ Asche ziemlich konstant. Dies bestätigt die Berechtigung, dieses Element als stabile Bezugsbasis für Nährstoffgehalte und -veränderungen im Laufe der Zeit zu verwenden, wie dies in manchen Untersuchungen vorgeschlagen oder praktiziert wird (BOOS et al., 1997; PETERSEN et al., 1998). Der Kaliumgehalt (bevorzugter Verlust über Sickerwasser) nimmt in der ersten Rottephase von 138 auf 112 mg g⁻¹ Asche ab (auf 81 % des Anfangsgehaltes) und beträgt am Ende der zweiten Phase noch 84 mg g⁻¹ Asche, also 61 % des Frischmistwertes, was nicht ganz dem Ausmaß des gleichzeitig stattfindenden Trockenmasseabbaus entspricht. Dies deutet darauf hin, dass in unseren Versuchen in der ersten, intensiveren Rottephase weniger Sickerwasser entstanden ist als im späteren Rotteverlauf.

Der Gesamt-Stickstoffgehalt sinkt von anfangs 113,5 % der Asche auf 86,4 % im Herbst und 76,6 % im Frühjahr. Die Differenz beträgt somit 24 % bzw. 33 % des Anfangswertes und deutet ebenfalls auf den unterschiedlich intensiven Abbau in den beiden Rottephasen hin. Auf die gesamte Rottezeit bezogen, ist der Stickstoffverlust mit einem Drittel des Anfangswertes relativ mäßig ausgefallen. Wie aus der Literatur bekannt, verhalten sich die Gehalte an Ammonium und Nitrat gegenläufig. Ammonium in nennenswerten Mengen kommt im Frischmist vor (20,0 mg NH₄-N pro g Asche), wird aber rasch auf 1-2 mg abgebaut und bleibt bis Versuchsende rechnerisch auf diesem Niveau. Die Verringerung des Ammoniumgehaltes kann drei mögliche Gründe haben: die Umwandlung in Nitrat (Nitrifikation), Verlust in Form von Ammoniak, oder Wiedereinbau des Stickstoffs in Biomasse. In welchem Umfang diese Prozesse eingetreten sind, kann nicht entschieden werden. Nitrat war im Frischmist kaum enthalten (11,8 mg NO₃-N in 100 g Asche) und war dann im Herbst mit 66,6 mg und im Frühjahr mit 300,6 mg nachweisbar.

Tab. 3a: Inhaltsstoffe von Festmist und Rottemisten in Abhängigkeit von der Rottedauer (Mittelwerte der Mistarten mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant; $p = 0,05$. NN = nicht nachweisbar)

Versuchsjahr	Frischmist	Rottemist Herbst	Rottemist Frühjahr
	Trockensubstanzgehalt (% FS)		
1989	21,1	20,5	19,7
1990	28,7	25,8	23,7
1993	22,6	25,5	22,0
1994	25,6	25,3	26,7
1995	22,9	18,1	16,2
1997	21,1	23,0	20,6
1998a	24,3	36,9	22,4
1998b	24,3	26,5	21,3
Mittelwert	23,8 b	25,2 c	21,6 a
	Aschegehalt (% TS)		
1989	21,3	35,2	38,1
1990	37,5	41,3	46,1
1993	27,6	41,3	45,2
1994	26,4	30,1	37,1
1995	17,2	35,5	37,1
1997	17,1	27,7	33,3
1998a	19,0	28,2	41,1
1998b	19,0	31,1	32,2
Mittelwert	23,1 a	33,8 b	38,8 c
	Gesamt-Stickstoffgehalt (N_t in $mg\ g^{-1}$ Asche)		
1989	123,1	75,2	71,0
1990	57,7	67,6	54,4
1993	106,8	53,3	39,3
1994	98,8	88,1	78,0
1995	125,8	114,8	107,9
1997	126,8	107,1	97,8
1998a	134,6	82,0	68,8
1998b	134,6	102,7	95,7
Mittelwert	113,5 c	86,4 b	76,6 a
	Ammoniumgehalt (NH_4 -N in $mg\ g^{-1}$ Asche)		
1989	NN	0,85	1,11
1990	NN	1,36	0,25
1993	34,57	1,43	0,92
1994	9,16	3,17	1,09
1995	6,88	1,11	0,66
1997	7,14	6,13	4,00
1998a	21,66	0,91	0,12
1998b	21,66	0,58	0,22
Mittelwert	20,00 b	1,94 a	1,05 a

Tab. 3b: Inhaltsstoffe von Festmist und Rottemisten in Abhängigkeit von der Rottedauer (Mittelwerte der Mistarten mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant; $p = 0,05$. NN = nicht nachweisbar)

Versuchsjahr	Frischmist	Rottemist Herbst	Rottemist Frühjahr
Nitratgehalt ($\text{NO}_3\text{-N}$ in $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ Asche)			
1989	NN	80,6	122,7
1990	NN	130,3	0,1
1993	NN	16,8	289,1
1994	26,6	0,1	318,5
1995	21,8	182,8	547,4
1997	22,8	9,2	306,7
1998a	11,5	7,4	304,5
1998b	11,5	105,1	515,6
Mittelwert	11,8 a	66,6 b	300,6 c
Kaliumgehalt (K in mg g^{-1} Asche)			
1989	117	79	53
1990	55	60	41
1993	97	63	57
1994	223	190	209
1995	173	132	114
1997	120	105	60
1998a	159	126	59
1998b	159	139	77
Mittelwert	138 c	112 b	84 a
Phosphorgehalt (P in mg g^{-1} Asche)			
1989	22,8	26,3	20,9
1990	14,5	20,1	18,9
1993	12,1	9,2	9,3
1994	27,1	26,4	23,9
1995	40,4	34,2	38,3
1997	33,3	32,0	32,4
1998a	28,0	32,2	23,1
1998b	28,0	119,9	35,2
Mittelwert	25,8 a	37,5 b	25,3 a
Rottemist in % der Ausgangsmasse			
1989	100	54,9	55,6
1990	100	95,5	84,1
1993	100	71,4	63,2
1994	100	86,6	64,6
1995	100	49,2	48,3
1997	100	60,3	53,3
1998a	100	60,6	47,3
1998b	100	58,7	51,5
Mittelwert	100	67,2	58,5

Wie in Tab. 2 dargestellt, wurde eine zweite Gruppe von Versuchen ausgewertet, die nur für einen einzigen Ausbringungstermin angelegt wurden, so dass es aus diesen Jahren neben der Frischmistprobe nur *eine* Rottemistprobe gibt. Die Ergebnisse der Inhaltsstoffe dieser Versuche sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Inhaltsstoffe von Festmist und Rottemist (Mittelwerte der Mistarten mit ungleichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant; $p = 0,05$. NN = nicht nachweisbar)

Versuchsjahr	Frishmist	Rottemist Frühj.	Frishmist	Rottemist Frühj.
	Trockensubstanzgehalt (% FS)		Aschegehalt (% TS)	
1999	20,6	38,9	13,9	26,9
2000a	19,0	14,7	18,9	22,6
2000b	17,8	15,8	15,9	28,2
2002	24,9	34,3	17,4	33,7
2003a	34,7	40,4	16,0	28,0
2003b	32,7	37,3	16,8	28,3
Mittelwert	25,0 a	30,2 b	16,5 a	27,9 b
	Gesamt-Stickstoffgehalt (N_t in $mg\ g^{-1}$ Asche)		Ammoniumgehalt (NH_4 -N in $mg\ g^{-1}$ Asche)	
1999	171,5	57,4	23,9	0,5
2000a	114,1	117,3	19,8	1,1
2000b	153,8	91,9	22,5	1,0
2002	91,3	79,9	8,1	0,5
2003a	119,7	77,8	8,0	1,9
2003b	118,2	88,6	9,2	1,7
Mittelwert	128,1 b	85,5 a	15,2 b	1,1 a
	Nitratgehalt (NO_3 -N in $mg\ 100\ g^{-1}$ Asche)		Kaliumgehalt (K in $mg\ g^{-1}$ Asche)	
1999	NN	121,9	105	96
2000a	15,3	55,0	61	69
2000b	25,7	328,5	86	55
2002	NN	149,5	95	82
2003a	NN	36,3	196	135
2003b	NN	20,9	166	148
Mittelwert	6,8 a	118,7 b	118 b	98 a
	Phosphorgehalt (P in $mg\ g^{-1}$ Asche)		Rottemist in % der Ausgangs- masse	
1999	42,2	42,0	100	51,7
2000a	29,4	40,1	100	83,7
2000b	30,6	32,0	100	56,4
2002	27,3	21,6	100	51,7
2003a	23,5	14,5	100	58,2
2003b	23,0	15,4	100	59,4
Mittelwert	29,3	27,6	100	60,2

Die Versuche aus jüngerer Zeit hatten eine kürzere Rottedauer von etwa 170 Tagen durchschnittlich, statt etwa 220 Tagen wie in den Jahren 1989-98, da sie häufig später begonnen haben. Man könnte daher vermuten, dass sich die kalte Jahreszeit bei den Versuchen in 1999-2003 stärker ausgewirkt und die Rotteintensität etwas gedämpft hat. Mit den Veränderungen des Trockensubstanz- und des Aschegehaltes ist dies jedoch nicht zu belegen (Tab. 4). Der Trockensubstanzgehalt nimmt von 25 auf 30 % zu (im Gegensatz zur Versuchsserie 1989-98), was dafür spricht, dass der Mist in das Reifestadium eingetreten ist. Die rechnerische Erhöhung des Aschegehaltes (infolge des Abbaus der organischen Substanz) von 16,5 auf 27,9 % TS, also um den Faktor 1,69, ist genau gleich groß wie in den längeren Versuchen von 1989-98, bei denen der Aschegehalt um den Faktor 1,68 anstieg. Vom aufgesetzten Frischmist blieb im Mittel der Jahre 1999-2003 noch 60,2 % übrig, ebenfalls etwa gleich viel wie in der anderen Versuchsgruppe (58,8 %).

Der Phosphorgehalt veränderte sich während der Rotte auch in dieser Versuchsgruppe nicht signifikant. Der Kaliumgehalt verringerte sich nur um 17 % von 118 auf 98 mg g⁻¹ Asche. Damit sind die Verluste weniger als halb so groß wie in der früheren Versuchsserie, was für ein niedrigeres Sickerwasseraufkommen während der Rottezeit spricht.

Die Stickstoffgehalte sinken von 128,1 auf 85,5 % der Asche, was einem Verlust von 33 % entspricht. Die gleiche Verlustrate wurde auch in 1989-98 gemessen. Der Frischmist war in der jüngeren Versuchsgruppe ungewöhnlich reich an Ammonium, insbesondere in 1999, 2000a und 2000b. Die rechnerische Abnahme von 1526 auf 111 mg g⁻¹ Asche (um 93 %) liegt in der gleichen Größenordnung wie bei den Versuchen in 1989-98 (95 %). Es bleibt jedoch offen, zu welchen Anteilen das Ammonium über die Nitrifikation in Nitrat überging oder durch Assimilation in Biomasse eingebaut wurde oder als Ammoniak aus der Miete verloren ging. Der ansteigende Nitratgehalt (von 6,8 auf 118,7 mg 100 g⁻¹ Asche) ist als weiteres Anzeichen für die Reifung des Mistes anzusehen.

4.3 Temperaturverläufe in den Stallmistmieten

Wie in Kap. 2 ausgeführt, ist die Rottetemperatur ein einfacher Indikator der aktuell stattfindenden Prozesse und dient der Einteilung der Rotte in verschiedene Stadien. Die folgenden Abbildungen zeigen in chronologischer Reihenfolge die Temperaturverläufe der Rotteversuche (Abb. 4a und 4b).

Die Temperaturverläufe entsprechen grundsätzlich dem in Kap. 2 dargestellten, allgemeinen Schema mit kurzfristigem Temperaturanstieg, mehr oder weniger langer Heißphase und anschließend entweder langsamer oder ziemlich rascher Abkühlung. Bei den Temperaturgipfeln kann man zwei verschiedene Niveaus unterscheiden: extrem heiße Rottebedingungen mit Maximaltemperaturen von etwa 60 bis über 70 °C sowie

weniger heiße Verläufe, bei denen die Temperatur unter 60 °C, häufig sogar unter 50 °C bleibt. Sehr hohe Maxima gab es in 5 Jahren (in insg. 6 Versuchen), nämlich 1995, 1997, 1998, 2002 und 2003 (a und b); gemäßigte Verläufe traten weniger häufig auf, nämlich in 3 Jahren (in insg. 4 Versuchen): 1993, 1999 und 2000 (a und b).

Oft hat die Temperatur nach ca. drei Wochen das Ausgangsniveau zu Versuchsbeginn wieder erreicht, unabhängig davon, wie hoch inzwischen die Maximaltemperatur gewesen war. Das würde bedeuten, dass die Wärme in den ganz heißen Mieten nicht länger angehalten hat als in den weniger heißen. Trotz sehr hoher Maximaltemperatur würden diese Mieten also rascher abkühlen als die weniger heißen Mieten. Dem widersprechen nur wenige Fälle (1995, 2002), in denen die Heißphase ziemlich lange dauerte, so dass nach 3 Wochen immer noch Temperaturen von 50-60°C gemessen wurden. Im übrigen waren die Verläufe aller Jahre ziemlich individuell, es lässt sich kaum eine allgemeine Gesetzmäßigkeit erkennen.

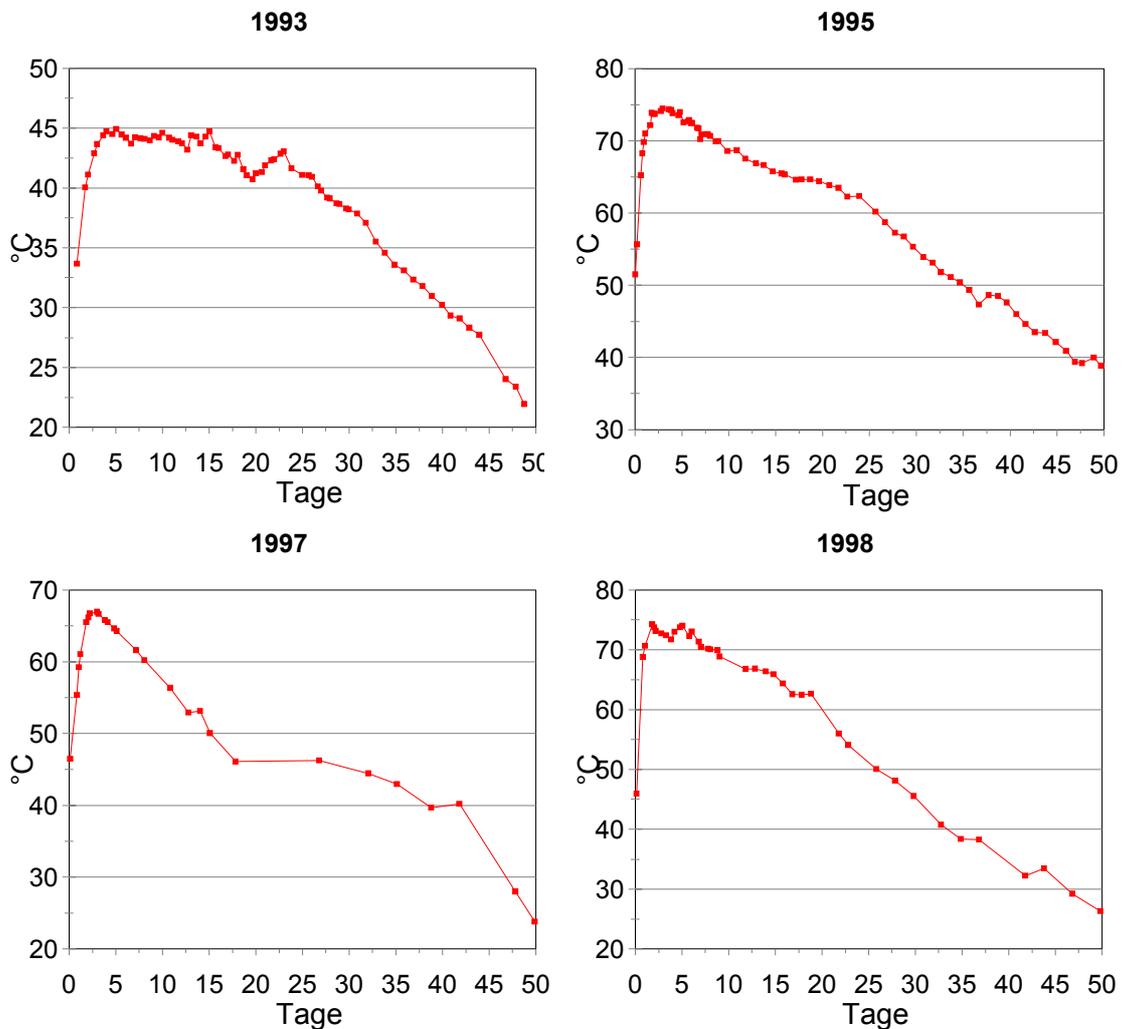


Abb. 4a: Rottetemperatur während der ersten 50 Tage in den Versuchen mit Herbst- und Frühlingsausbringung; Jahre 1993, 1995, 1997 und 1998

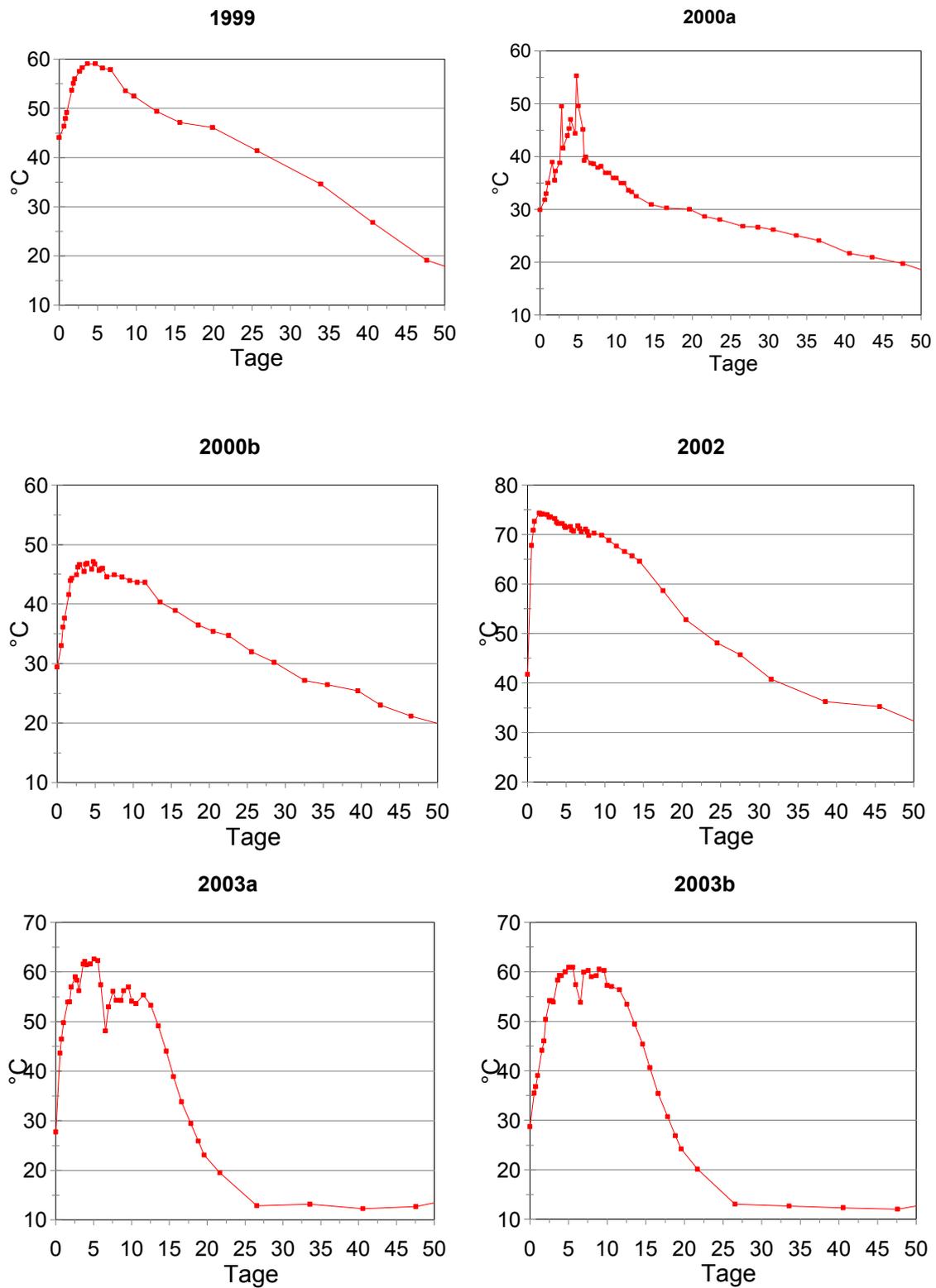


Abb. 4b: Rottetemperatur während der ersten 50 Tage in den Versuchen mit alleiniger Frühjahrsausbringung; Jahre 1999, 2000 (a und b), 2002 und 2003 (a und b)

Eine vermutlich wetterbedingte Besonderheit war in 2003 zu beobachten, als während der Heißphase, nach 6 Rottetagen, die Temperatur plötzlich um etwa 10°C einbrach (Abb. 4b). Dies wurde sehr wahrscheinlich durch Niederschläge verursacht. Am 6./7.10.03 fielen 13 mm. Infolge des höheren Wassergehaltes in den Mieten könnte es zur Abkühlung, vielleicht auch lokal zu Sauerstoffmangel und damit zu einer Abschwächung der aeroben Prozesse gekommen sein.

4.4 Schlussfolgerungen

Anhand der vorgelegten Daten soll nun versucht werden, mögliche Zusammenhänge und Abhängigkeiten zwischen den Eigenschaften des Mistes und den Rotteverläufen (Temperatur, Trockenmasse- und Nährstoffverlust) zu erkennen.

Tab. 5: Charakteristische Merkmale des Mistes und des Rotteverlaufes aller Versuche: Gesamtstickstoff (N_t in % der Asche), Trockensubstanzgehalt (TS in % FS), Phosphor- und Kaliumgehalt (P bzw. K in mg g^{-1} Asche), Temperaturmaximum (Temp) während der Heißphase (Daten nicht von allen Jahren verfügbar), Verlust an Trockenmasse (TM-V = 100 - Rottemasse in % des Ausgangsmaterials), Kalium- und Stickstoffverlust (K-V bzw. N-V; Differenz zwischen Anfangs- und Endgehalt in % des Anfangsgehaltes)

Jahr	N_t	TS	P	K	Temp	TM-V	K-V	N-V
	im Frischmist					bei Versuchsende		
1989	123,1	21,1	22,8	117	---	44	55	42
1990	57,7	28,7	14,5	55	---	16	26	6
1993	106,8	22,6	12,1	97	45	37	41	63
1994	98,8	25,6	27,1	223	---	35	6	21
1995	125,8	22,9	40,4	173	75	52	34	14
1997	126,8	21,1	33,3	120	67	47	50	23
1998a	134,6	24,3	28,0	159	74	53	63	49
1998b	134,6	24,3	28,0	159	74	48	52	29
1999	171,5	20,6	42,2	105	59	48	9	67
2000a	114,1	19,0	29,4	61	51	16	---	---
2000b	153,8	17,8	30,6	86	47	44	36	40
2002	91,3	24,9	27,3	95	74	48	14	13
2003a	119,7	34,7	23,5	196	63	42	31	35
2003b	118,2	32,7	23,0	166	62	41	11	25

Tab. 6: Korrelationskoeffizient r zwischen verschiedenen Eigenschaften des Frischmistes (Gesamtstickstoffgehalt N_t , Trockenmassegehalt, Phosphor- und Kaliumgehalt), dem Temperaturmaximum während der Rotte (Temp) und Verlusten am Ende der Rottezeit (Trockenmasse-, Kalium und N-Verlust); $n = 13$, $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{**}$

	N_t	TS	P	K	Temp	TM-V	K-V
TS	-0,467						
P	0,688**	-0,412					
K	0,137	0,420	0,226				
Temp	-0,216	0,219	0,399	0,519			
TM-V	0,730**	-0,351	0,681*	0,319	0,778**		
K-V	0,195	-0,322	-0,113	-0,093	0,177	0,313	
N-V	0,646*	-0,353	0,055	-0,107	-0,615	0,310	0,215

Die Ergebnisse in Tab. 5 in Verbindung mit den Korrelationskoeffizienten (Tab. 6) lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Stickstoffreiche Frischmiste enthalten meist auch viel Phosphor ($r = 0,688^{**}$); der Kaliumgehalt ist jedoch davon unabhängig ($r = 0,137$ bzw. $0,226$).
- Stickstoff- oder phosphorreiche Frischmiste können zu hohen Trockenmasse-Verlusten während der Rotte führen ($r = 0,730^{**}$ bzw. $0,681^*$). Im Falle hoher N-Gehalte treten meist auch hohe N-Verluste auf ($r = 0,646^*$), nicht jedoch bei hohen P-Gehalten im Frischmist ($r = 0,055$).
- Auch nach einem hohen Temperaturniveau in der Heißphase treten stärkere TM-Verluste auf ($r = 0,778^{**}$), was als Folge des intensiven Abbaus der organischen Substanz zu sehen ist.
- Dagegen scheint das Temperaturniveau (also die Rotteintensität) völlig unabhängig vom Stickstoffgehalt des Frischmistes zu sein ($r = -0,216$). Somit ist eine intensive Rotte nicht notwendigerweise die Folge eines hohen N-Angebots im Ausgangsmaterial.
- Ebenso scheint die Rottetemperatur nicht vom Feuchte- bzw. Trockenmassegehalt des Frischmistes abhängig zu sein ($r = 0,219$) und ebensowenig vom anfänglichen P- oder K-Gehalt des Materials ($r = 0,339$ bzw. $0,519$). Für Phosphor ist dies erstaunlich, da z.B. Bodenmikroorganismen in ihrer Aktivität deutlich auf die P-Verfügbarkeit im Boden reagieren.
- Hohe Stickstoffverluste während der Rotte korrelieren lediglich mit den N-Gehalten des Frischmistes (siehe oben). Alle anderen untersuchten Merkmale (Trockensubstanzgehalt des Frischmistes, dessen P- und K-Gehalte, Rottetemperatur) haben offenbar keinerlei Bedeutung für die Höhe der Stickstoffverluste. Man kann demnach das Risiko für N-Verluste eher nach dem anfänglichen N-

Gehalt als nach dem anfänglichen Feuchtegehalt oder der Höhe der Rottetemperatur abschätzen.

- Der Kaliumverlust ist mit keinem anderen der untersuchten Merkmale korreliert, auch nicht mit dem anfänglichen Feuchtegehalt (der vielleicht die Entstehung von Sickerwasser begünstigen könnte) oder dem gleichzeitig hohen Stickstoffverlust ($r = -0,322$ bzw. $0,215$). Letzteres ist insofern verständlich, da Verluste an Kalium und an Stickstoff kaum auf den gleichen Prozessen oder Rahmenbedingungen beruhen, sondern jeweils spezifische Ursachen haben.
- Die Verluste an Stickstoff und Kalium liegen mit ca. 33 % der Anfangsgehalte in einer für praxisnahe Freilandbedingungen relativ mäßigen Größenordnung. Da die Sickersaftmenge nicht quantitativ erfasst wurde, ist unklar, wie viel Stickstoff auf diese Weise als Nitrat und wie viel als Ammoniak verloren ging.

5 Maßnahmen und Empfehlungen

Welche Vorgänge an der Entstehung von Nährstoffverlusten während der Stallmistaufbereitung beteiligt oder gar deren unmittelbare Ursache sind, ist weitgehend klar. Die Misteigenschaften und Rottebedingungen, von denen diese Vorgänge (zumindest teilweise) abhängen, sind ebenfalls im wesentlichen bekannt, allerdings oft mit offenen Fragen im Detail. Sehr problematisch ist jedoch, die Abhängigkeit der Verlust-fördernden Vorgänge von den relevanten Misteigenschaften bzw. Rottebedingungen quantitativ auszudrücken, z.B. ab welchem Wassergehalt in der Miete bestehen vorwiegend anaerobe Verhältnisse, so dass es zur Emission von Methan und Lachgas kommen kann, oder bei welchem Wasser- oder Stickstoffgehalt stellt sich welches Temperaturniveau ein? Da häufig keine quantitativen Angaben möglich sind, fehlen Schwellen- oder Optimalwerte für viele relevante Merkmale, die man zur Vorhersage des Rotteverlaufes oder des Verlustrisikos benutzen könnte.

Zu dem Problem, erkannte Zusammenhänge quantifizieren zu können, kommt als weitere Schwierigkeit die Tatsache hinzu, dass die Verlust-relevanten Vorgänge in der Regel von mehreren Faktoren abhängen, die sich untereinander beeinflussen. Diese Wechselwirkungen zwischen den beteiligten Faktoren (z.B. zwischen Feuchtegehalt, Ammoniumgehalt und Temperaturniveau in der Miete) sind leider noch wenig erforscht. Man kennt daher die Einzelwirkung eines Faktors relativ gut, jedoch nicht die Komplexwirkung im Kontext mit den anderen Faktoren.

Vor diesem Hintergrund sind die Möglichkeiten, absolut gültige Empfehlungen zur Stallmistaufbereitung zu geben, etwas eingeschränkt, was in der Literatur ebenso gesehen wird. Man kann jedoch auf der Grundlage der Literatur (Abschnitt 3.3) und unserer langjährigen Versuchsergebnisse (Abschnitt 4.4) für einige Teilbereiche Maßnahmen zur Verlustreduzierung beschreiben und empfehlen. Um unsere Hinweise besser verstehen

zu können, werden zunächst die wichtigsten Verlustwege und -ursachen stichwortartig zusammen gefasst.

Verlustwege und -ursachen

Gasförmige Verluste

- Gasförmige Stickstoffverluste, nämlich Ammoniak (NH_3), Stickoxide (NO_x , N_2O) und molekularer Stickstoff (N_2) können prinzipiell in jeder Rottephase auftreten, Ammoniakverluste jedoch bevorzugt in der Heißphase und unmittelbar davor und danach. Weitere gasförmige Emissionen sind Methan (CH_4), das zwar nicht für die Düngung, aber als Treibhausgas relevant ist, sowie Kohlendioxid (CO_2), Schwefelwasserstoff (H_2S) und eine Gruppe verschiedenartiger Substanzen, die als VOC (Volatile Organic Compounds) bezeichnet wird.
- Gase treten aus der Miete aus, wenn das Material bewegt wird, z.B. beim Auf- oder Umsetzen, aber auch kontinuierlich, wenn die Luft im Inneren der Miete wärmer ist als die der Umgebung (Kamineffekt).
- Die kontinuierliche Ausgasung ist nicht zu verhindern, höchstens in geringem Umfang abzuschwächen, indem man versucht, die Heißphase abzukürzen oder ihre Temperatur zu senken (siehe unten) sowie die Kompostierung an einem Wind geschützten Ort durchzuführen. Die fallweise Ausgasung kann reduziert (bzw. vermieden) werden, indem man die Miete möglichst wenig oder überhaupt nicht, auf jeden Fall aber zur richtigen Zeit umsetzt (siehe unten).
- Zu den Stickstoffverlusten trägt Ammoniak am meisten bei. Die Höhe der Ammoniakverluste richtet sich vor allem nach der Höhe des Ammoniumgehaltes und des Gesamt-Stickstoffgehaltes im Ausgangsmist. Parallel zu hohen N-Verlusten treten auch hohe Trockenmasseverluste auf. Gasförmige N-Verluste sind bei weitem C:N-Verhältnis niedriger.
- Ein intensiver Substanzabbau während der Rotte (hohe Trockenmasseverluste) ist begleitet von hohen Maximal-Temperaturen, die jedoch offensichtlich nicht von hohen N-Gehalten des Mistes verursacht werden. Die Gründe für eine rasche und starke Erhitzung sind nach der Literatur und unseren Ergebnissen unklar. Sie könnten zum einen in der Lagerungsdichte zu suchen sein (gleichmäßige Dichte bei guter Luftversorgung), zum anderen in hohen Gehalten an besonders leicht verfügbarer organischer Substanz (wahrscheinlich vor allem Stickstoffverbindungen).

Sickerwasserverluste

- Sickerwasser entsteht, wenn der Wassergehalt in der Miete höher ist als das Rottematerial in seinen Poren halten kann. Abgesehen von der Anfangsfeuchte gibt es dafür drei mögliche Ursachen: Regenwasser (oder Schneeschmelzwasser!) dringt in die Miete ein; im Zuge der aeroben Umsetzung der organischen Substanz entsteht Atmungswasser; durch den Eigendruck bei der Sackung des Materials entsteht Presswasser. Außer durch Versickern findet Wasserabgabe auch über Verdunstung statt,

was nicht mit Nährstoffverlusten verbunden ist und ausreichend hohe Rotttemperaturen voraussetzt.

- Mit dem Sickerwasser können wasserlösliche Verbindungen von Stickstoff (Nitrat, Ammonium, niedermolekulare organische N-Verbindungen), Kalium und anderen Nährstoffen ausgetragen werden.
- Dabei kommt es darauf an, ob die entsprechenden löslichen Substanzen gebildet werden sowie ob, wann und wieviel Sickerwasser entsteht. Da Nitrat erst ab der Abkühlungsphase gebildet wird, kann es zuvor kaum zu Nitratausträgen kommen. Kaliumverluste dagegen sind jederzeit möglich, wenn Sickerwasser austritt.
- Sofern über Niederschläge nicht ungewöhnlich viel Wasser zugeführt wird (oder das Ausgangsmaterial bereits nahezu wassergesättigt ist), besteht nur ein mittleres Risiko zur Sickerwasserbildung während der Erwärmungs- und der Heißphase, es sei denn bei starker Sackung.

Maßnahmen zur Senkung oder Vermeidung von Verlusten und ihre Ziele

Aus der Kenntnis der genannten Vorgänge lassen sich einige Maßnahmen ableiten, die jeweils bestimmten Ziel zuzuordnen sind.

Sickerwasserbildung erschweren:

- Mietenform verbessern: geringe Oberfläche relativ zum Volumen; ebene Oberfläche, d.h. keine Vertiefungen, in denen sich Regenwasser sammeln kann.
- Eindringen von Niederschlag in die Miete verhindern: Miete regendicht abdecken, aber erst ab der Abkühlungsphase; Abdecken vor Ende der Heißphase verhindert die Verdunstung und kann zur zusätzlichen Vernässung der Miete führen; Abdecken mit Stroh ist von Anfang an möglich, genügt aber nicht als Regenschutz; die Abkühlungs- und Reifephase möglichst nicht in niederschlagsreiche Jahreszeiten legen.
- Presswasser reduzieren, indem eine starke Sackung verhindert wird (Maximal-Temperatur reduzieren, siehe unten); möglicherweise durch Umsetzen die Lagerungsdichte herabsetzen (siehe unten).
- Lagerung oder Kompostierung auf einer Dungplatte mit Anschluss an die Jauchegrube; so gehen die im Sickerwasser enthaltenen Nährstoffe nicht verloren, sondern bleiben im Betrieb erhalten.

Erhitzung verzögern, Temperatur der Heißphase absenken:

- C:N-Verhältnis erweitern auf 25-30: möglichst kurz gehäckseltes Stroh einmischen, unter Umständen auch Laub oder andere Pflanzenmasse. Dies dient vor allem der Reduzierung gasförmiger N-Verluste. Die Menge an leicht verfügbaren Kohlenstoff-Quellen wird erhöht, der Wiedereinbau von Stickstoff in Biomasse dadurch erleichtert. Für Zelluloseabbau ist eine Temperatur von 55°C optimal (NIESE & NEU-MEYER-SEEKATZ, 1979).

-
- Das Einmischen von Stroh sollte nicht im Stall, sondern erst beim Aufsetzen des Mistes geschehen. Im Stall besteht die Gefahr, dass zusätzliches Stroh mehr Urin aufnimmt, so dass der Mist noch stickstoffreicher wird. Dies würde das Risiko für Ammoniakverluste verstärken.
 - Um das C:N-Verhältnis zu erweitern, sollten keine Materialien zugegeben werden, die die Belüftung der Miete fördern, da dann mit höherer Temperatur (bessere Sauerstoffversorgung) und stärkerem Gasaustausch zu rechnen ist, wodurch Verluste zunehmen können.
 - Die Hitzeentwicklung zu bremsen, indem man die Miete verdichtet oder wässert (schlechtere Sauerstoffverfügbarkeit durch beide Maßnahmen) ist grundsätzlich richtig, wenn es maßvoll geschieht. Zu starkes Verdichten oder Wässern kann dazu führen, dass Sickerwasser und Gase austreten, also Verluste eher gefördert werden. Auch andere Misteigenschaften spielen hier eine Rolle. Bei einstreureichem Mist reduzierte das Wässern die Lachgasemission, bei einstreureichem dagegen erhöhte es sie (HÜTHER, 1999).
 - Der Zusammenhang zwischen starker Erhitzung des Mistes und hohen Ammoniakverlusten wird zwar in der Literatur mehrfach berichtet, unsere Versuche haben jedoch keine Korrelation zwischen Temperaturniveau und Gesamt-Stickstoffverlusten ergeben.

Wiedereinbau des mineralisierten Stickstoffs in Biomasse fördern:

- Diesem Ziel dient auch die Absenkung sehr hoher Rottetemperatur (siehe oben).
- Vernässung vermeiden: nicht nur bei zu hoher Temperatur, sondern auch bei zu hohem Wassergehalt in der Miete ist die Zellulosezersetzung gehemmt (GOTT-SCHALL, 1985), was die Verfügbarkeit von Kohlenstoff-Quellen für die Mikroorganismen verschlechtert.
- Stroh leichter abbaubar machen, indem es kürzer gehäckselt wird.
- angerottetes Material zugeben: Rottemist, der bereits die Heißphase hinter sich hat (oder angerottetes Pflanzenmaterial), ist quasi schon vorverdaut und enthält leichter verfügbare Kohlenstoff-Quellen. Gegen diese Maßnahme spricht lediglich der Versuch von OSADA et al. (1997), die durch Beimischung von reifem Schweinekompost zu frischem Schweinemist höhere Lachgasemissionen festgestellt haben, was wahrscheinlich daran lag, dass sie reifes (nitrathaltiges) Material verwendet haben. Angerottetes Material wäre besser gewesen.

Voraussetzungen zur Entstehung von Ammoniak einschränken:

- Ein Großteil des Stickstoffverlustes erfolgt in Form von Ammoniak. Dies setzt voraus, dass während der Rotte größere Mengen Ammoniak entstehen. Die Bildung von Ammoniak verhindern zu wollen, wäre weder möglich, noch sinnvoll. Man sollte aber nicht gezielt weitere Bedingungen dafür schaffen, dass Ammoniak in größerem Umfang entstehen kann.
- Diesem Ziel dienen indirekt alle bereits genannten Maßnahmen zur Förderung des Wiedereinbaus mineralischen Stickstoffs in Biomasse, z.B. die Vermeidung extrem hoher Temperatur oder die bessere Verfügbarkeit von Kohlenstoff-Quellen.

- Kot und Urin sorgfältig trennen: Aus dem im Urin ausgeschiedenen Harnstoff kann Ammoniak leicht und in erheblicher Menge frei gesetzt werden. Dies geschieht mit Hilfe des Enzyms Urease, das mit dem Kot ausgeschieden wird. Der Harnstoff-Abbau setzt also ein, wenn Kot und Urin zusammen treffen. Je nach Stallsystem lässt sich dies nicht völlig verhindern, man sollte aber innerhalb und außerhalb des Stalls beide Ausscheidungen nicht absichtlich vermischen. Aufgrund der gleichen Überlegung, den enzymatischen Harnstoffabbau zu verhindern, empfehlen MONTENY & ERISMAN (1998) die Stallböden sorgfältig von Kot und Kotpuren zu reinigen.

Umsetzen. Und wenn ja, wann?

- Bei der Frage, ob es angebracht ist, die Miete umzusetzen, muss zwischen positiven und negativen Wirkungen dieser Maßnahme abgewogen werden: Positiv wirkt sich die mechanische Durchmischung aus, wobei gleichzeitig eine durch starke Sackung drohende Verdichtung oder Sickerwasserbildung verhindert werden kann. Negative Begleiterscheinung des Umsetzens ist jedoch, dass das Material intensiv durchlüftet und die Mietenluft zu sehr großem Anteil freigesetzt wird, was einer starken Ausgasung gleichkommt. Starke Zerkleinerung des Materials beim Umsetzen kann anschließend zu dichter Lagerung und damit schlechterer Sauerstoffversorgung führen. Im übrigen verursacht das Umsetzen Arbeits- und Maschinenkosten.
- In Versuchen führte das Umsetzen sehr häufig zu höheren Stickstoffverlusten. Wo dies nicht der Fall war, hatte der Mist zuvor schon relativ niedrige Ammoniumgehalte, da wahrscheinlich bereits Verluste eingetreten waren (z.B. bei Mist aus dem Tretmiststall) oder der Wiedereinbau in organische Substanz stattfinden konnte.
- Sofern umgesetzt wird, sollte dies nicht vor Ende der Heißphase erfolgen, um die Ammoniakverluste zu begrenzen.

Allgemeine Vorsichtsmaßnahmen:

- Geschützter Kompostplatz: zur Vermeidung unnötiger Durchlüftung der Miete sollte der Lagerplatz windgeschützt sein. Die Nähe von Gebüsch oder großen Bäumen ermöglicht des weiteren den Schutz vor Regen. Diesem Zweck kann auch eine Überdachung dienen, was jedoch Arbeit und Kosten bedeutet sowie den Wechsel des Kompostplatzes erschwert.
- Der Feuchtegehalt sollte hin und wieder kontrolliert werden, um zu prüfen, ob das Material im Laufe der Rotte weder zu nass noch zu trocken geworden ist. Beides kann die mikrobielle Aktivität herabsetzen, wodurch Emissionen oder Austrag gefördert werden, indem Verlust-gefährdete Stoffe nicht wieder in organische Substanz eingebaut werden. Bei gutem Regenschutz und intensiver Verdunstung kann es zum Austrocknen der äußersten Schicht der Miete kommen, was durch mäßiges Befeuchten oder durch Umsetzen korrigiert werden kann.

6 Literaturverzeichnis

- ATZKERN, R. (1991): Stoffliche Veränderungen von Festmist durch Kompostierung. In BOXBERGER, GRONAUER, POPP: Umweltschonende Verwertung von Fest- und Flüssigmist auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Tagungsband zum Fachgespräch am 27./28.06.90 an der Landtechnik Weihenstephan; 101-109
- AMON, B.; AMON, T.; BOXBERGER, J.; ALT, C. (2001): Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**, 103-113
- BACH, M.; DEWES, TH.; DÖHLER, H.; DREESMANN, S.; HÜTHER, J.; MÖLLER, V.; SCHUCHARDT, F.; SCHWAB, M.; STEFFENS, G. (1996): Festmistaußenlagerung. *KTBL Schrift* 182
- BECK, Th. (1983): Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **146**, 243-252
- BERG, W.; HÖRNIG, G.; WANKA, U. (2002): Ammoniak-Emissionen bei der Lagerung von Fest- und Flüssigmist sowie Minderungsmaßnahmen. In: *KTBL Schrift: Emissionen der Tierhaltung: Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen* 151-162
- BOOS, M.; FRIEDEL, J.; RAUPP, J.; RÖMHELD, V. (1997): Verfahren zur Probenahme und Untersuchung der Stallmistkompostierung unter Feldbedingungen mit Anwendung der biologisch-dynamischen Präparate. In: Köpke, U.; Eisele, J.-A. (Hrsg.): *Beitr. 4. Wiss.-Tagung Ökol. Landbau, 3.-4. März 1997, Bonn; Verlag Dr. Köster, Berlin; 615-620*
- BRINTON, W.F. Jr. (1997): Sustainability of Modern Composting. *Intensification Versus Costs & Quality. Biodynamic Farming and Gardening in the 21st Century (July/August)*
- CLEMENS, J.; WOLTER, M.; WULF, S.; AHLGRIMM, H.J. (2002): Methan- und Lachgas-Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. In: *KTBL: Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL Schrift* 406, Darmstadt, S. 203-214
- CSEHI, K. (1997): Ammoniakemission bei der Kompostierung tierischer Exkrememente in Mieten und Kompostqualität. *Diss Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik*
- DEWES, T. (1996): Effect of pH, temperature and amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manures. *J. of Agricultural Science* **127**, 501-509
- DEWES, T. (1999): Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology* **70**, 245-248
- DEWES, Th.; AHRENS, E. (1988): Einfluß der Berechnungsbasis auf die Interpretation von Daten zum Corg- und Nt-Umsatz bei Rotteprozessen unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes von Zuschlagstoffen. *Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 1-6
- DEWES, T.; AHRENS, E.; WILLING, O. (1991): Sickersaft-Austrag und Stickstoff-Fracht aus Mistmieten. *J. Agronomy & Crop Science* **166**, 145-151
- EGHBALL, B.; POWER, J.F.; GILLEY, J.E.; DORAN, J.W. (1997): Nutrient, Carbon, and Mass Loss during Composting of Beef Cattle Feedlot Manure. *Journal of Environmental Quality* **26**, 189-193

- GIBBS, P.A.; PARKINSON, R.J.; MISSELBROOK, T.H.; BURCHETT, S. (2002): Environmental Impacts of Cattle Manure Composting. In: Insam, H.; Riddech, N.; Klammer, S. (eds): *Microbiology of Composting*. Springer Verlag, Berlin; 445-456
- GOTTSCHALL, R. (1985): Kompostierung. Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. 2. Aufl., *Alternative Konzepte* 45
- GRAY, K.R.; BIDDLESTONE, A.J. (1981): The composting of agricultural wastes. In: Stonehouse, B. (ed.), *Biological Husbandry*. Butterworths, London, 99-111
- HELM, M.; GRONAUER, A.; SCHÖN, H. (1995): Rotteverlauf in Dreiecksmieten. *Landtechnik* **50**, 284-285
- HÜTHER, L. (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflußfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 200
- IPCC (1997): Revised 1996. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. OECD/OCDE, Paris.
- KÄCK, M. (1996): Ammoniakemissionen bei der Kompostierung separierter Feststoffe aus Flüssigmist in belüfteten Rottereaktoren. Diss Univ. Hohenheim
- KIRCHMANN (1985): Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agricultura Scandinavia* **24**, 7-77
- KORNEGAY, E.T.; HARPER, A.F. (1997): Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. *The Professional Animal Scientist* **13**, 99-111
- LAMMERT, B.; WEISSBART, J.; GROSCHUPP, C.; VETTER, R.; BERNER, A.; LECLERC, B.; SCHAUB, C. (2002): Stickstoffverfügbarkeit von Komposten im Ökolandbau. Bericht, ITADA-Sekretariat, F-68000 Colmar
- LOEHR, R.C. (1974): *Agricultural Waste Management - Problems, Processes and Approaches*. Academic Press, New York
- MAEDA, T.; MATSUDA, J. (1997): Ammonia emissions from composting livestock manure. In: Voersman, J.A.M. and Monteny, G.J. (eds): *Ammonia and odour emissions from animal production facilities. Proceedings I, Vinkeloord, Niederlande*, S.145-153
- MARTINS, O.; DEWES, T. (1992): Loss of Nitrogenous Compounds during Composting of Animal Wastes. *Bioresource Technology* **42**, 103-111
- MICHEL, F. (1999): Managing Compost Piles to maximize natural aeration. *Biocycle* **40**, 56-58
- MONTENY, G.J.; ERISMAN, J.W. (1998): Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **46**, 225-247
- NIESE, G.; NEUMEYER-SEEKATZ, S. (1979): Zelluloseabbau während der Heißrotte von Siedlungsabfällen. *Zeitschrift f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* **142**, 310-317
- OSADA, T.; KURODA, K.; YONAGA, M. (1997): N₂O, CH₄ and NH₃ emissions from composting swine waste. In: Voersman, J.A.M. and Monteny, G.J. (eds): *Ammonia and odour emissions from animal production facilities. Proceedings I, Vinkeloord, Niederlande*, S. 373-380

- OTT, P.R. (1990): The composting of farmyard manure with mineral additives and under forced aeration, and the utilization of FYM and FYM compost in crop production. Diss. Fachbereich Landwirtschaft der Universität Gesamthochschule Kassel
- PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. (2004): Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* **91**, 171-178
- PEIGNÉ, J.; GIRARDIN, P. (2004): Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air and Soil Pollution* **153**, 45-68
- PETERSEN, S.O.; LIND, A.-M.; SOMMER, S.G. (1998): Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *J. of Agricultural Science* **130**, 69-79
- PÖLLINGER, A. (2000): Kompostprojekt Gumpenstein: Vorstellung des Projektes und Aspekte der Stoffbilanzierung. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein 6. Alpenländisches Expertenforum, 16-17 März 2000, Irnding
- RAUPP, J. (2001): Eine stabile Bezugsgröße für Inhaltsstoffveränderungen während der Stallmistrotte: Ist der Aschegehalt wirklich zuverlässig? *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **13**, 248-249
- SCHUCHARDT, F. (1990): Ammoniakverluste bei der Kompostierung tierischer Exkrementen. In: KTBL (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt: Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- SCHUCHARDT, F.; HÜTHER, L. (1996): Umwelt- und klimarelevante Schadgase bei der Kompostierung/Lagerung von Festmist. *Entsorgungspraxis* **9**, 37-39
- SCHULZE LAMMERS, P.; BOEKER, P.; RÖMER, G. (1997): Erfassung und Modellierung der Ammoniakemissionen bei der Aufbereitung und der Lagerung von Festmist und Komposten und technische Maßnahmen zur deren Minderung. Forschungsberichte Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Heft 52
- SHEPHERD, M.; PHILIPPS, L.; BHOGAL, A. (2000): Manure management on organic farms: to compost or not to compost? In: Alföldi, T.; Lockeretz, W. and Niggli, U. (eds): Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference, Basel, 28.-31.08.2000, 50-53
- SOMMER, S.G. (2001): Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* **14**, 123-133
- SOMMER, S.G.; DAHL, P. (1999): Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. *Journal of Agricultural Engineering Research* **74**, 145-153
- TIQUIA, S.M.; RICHARD, T.L.; HONEYMAN, M.S. (2002): Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **62**, 15-24
- ULÉN, B. (1993): Losses of nutrients through leaching and surface runoff from manure containing composts. *Biolog. Agriculture & Horticulture* **10**, 29-37
- WOLTER, M.; PRAYITNO, S.; SCHUCHARDT, F. (2002): Comparison of greenhouse gas emissions from solid pig manure during storage versus during composting with respect to different dry matter contents. *Landbauforschung Völkenrode* **52**, 167-174