

# **Ammoniakemissionen aus Gülle und deren Minderungsmaßnahmen**

unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung

Ausgearbeitet durch

**J.-L. Hersener, U. Meier, F. Dinkel**

Im Auftrag des

**Amt für Umweltschutz Kanton Luzern**

und in Zusammenarbeit mit dem

**Bundesamt für Energie**

Schlussbericht April 2002

**Auftraggeber:**

Amt für Umweltschutz Kanton Luzern  
und  
Forschungs- und P+D Programm Biomasse des  
Bundesamtes für Energie

**Auftragnehmer:**

ARGE BAMIN  
c/o Ingenieurbüro HERSENER  
8542 Wiesendangen

**Autoren:**

J.-L. Hersener  
U. Meier  
Dr. F. Dinkel

**Begleitgruppe:**

P. Koller und M. Gloor, AfU Kanton Luzern

Dieses Dokument ist im Auftrag des Amtes für Umweltschutz sowie in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Energie erarbeitet worden. Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind alleine die Autoren verantwortlich.

**Bundesamt für Energie BFE**

Worblentalstrasse 32, CH-3063 Ittigen • Postadresse: CH-3003 Bern  
Tel. 031 322 56 11, Fax 031 323 25 00 • [office@bfe.admin.ch](mailto:office@bfe.admin.ch) • [www.admin.ch/bfe](http://www.admin.ch/bfe)

Vertrieb:

ENET  
Egnacherstrasse 69 · CH-9320 Arbon  
Tel. 071 440 02 55 · Tel. 021 312 05 55 · Fax 071 440 02 56  
[enet@temas.ch](mailto:enet@temas.ch) · [www.energieforschung.ch](http://www.energieforschung.ch) · [www.energie-schweiz.ch](http://www.energie-schweiz.ch)



# Inhaltsverzeichnis:

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>1</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>2</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>3</b>
<b>2 METHODIK UND VORGEHEN</b> .....	<b>3</b>
<b>3 RESULTATE</b> .....	<b>4</b>
3.1 URSACHEN FÜR DIE ENTSTEHUNG VON AMMONIAKEMISSIONEN.....	4
3.2 AMMONIAKEMISSIONEN IN DER SCHWEIZ.....	6
3.3 AMMONIAKEMISSIONEN DER KONVENTIONELLEN GÜLLEPRODUKTION.....	8
3.3.1 Lagerung von Gülle.....	8
3.3.2 Lagerung von Mist.....	10
3.3.3 Ausbringung von Gülle.....	12
3.3.4 Ausbringung von Mist.....	13
3.4 AMMONIAKEMISSIONEN BEI DER BIOGASPRODUKTION.....	15
3.4.1 Behandlung (Vergärung).....	15
3.4.2 Lagerung.....	16
3.4.3 Ausbringung.....	17
3.5 CO-VERGÄRUNG UND NACHBEHANDLUNG SEPARIERTER FESTSTOFFE.....	20
3.6 MASSNAHMEN ZUR REDUKTION DER AMMONIAKEMISSIONEN.....	21
3.6.1 Ausbringtechnische Massnahmen.....	21
3.6.2 Abdeckung der Lagerbehälter.....	24
3.6.3 Verdünnung mit Wasser.....	25
3.6.4 Kompostierung von Gülle und Mist.....	26
3.6.5 Belüftung.....	28
3.6.6 Separierung.....	31
3.6.7 Kompostierung separierter Feststoffe.....	34
3.6.8 Separierung in Kombination mit Belüftung der Dünngülle.....	37
3.6.9 Gülleadditive.....	38
3.6.10 Säure/Base-Zugabe.....	40
3.6.11 Fällung/Flockung.....	42
3.6.12 Strippung.....	43
3.6.13 Göllyse/Oligolyse.....	44
<b>4 DISKUSSION</b> .....	<b>45</b>
4.1 MASSNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DER AMMONIAKVERLUSTE.....	45
4.1.1 Einleitung.....	45
4.1.2 Lagerung und Ausbringung von Gülle mit und ohne Minderungsmaßnahmen.....	46
4.1.3 Vergärung.....	47
4.1.4 Mistbehandlung.....	49
4.1.5 Belüftung der Rohgülle.....	50
4.1.6 Separierung.....	51
4.1.7 Separierung in Kombination mit Belüftung der Dünngülle.....	53
4.1.8 Gülleadditive.....	55
4.1.9 Säure-/Base-Zugabe.....	56
4.1.10 Flockung.....	58
4.1.11 Fällung.....	60
4.1.12 Strippung.....	61

4.1.13	<i>Oligolyse/Güllyse</i> .....	62
4.2	VERGLEICH KONVENTIONELL-VERGÄRUNG .....	63
4.2.1	<i>Ammoniakverluste bei konventioneller Gülleproduktion und bei Vergärung unter Voraussetzung vergleichbarer TS-Gehalte in der ausgebrachten Gülle</i> .....	63
4.2.2	<i>Ammoniakverluste bei konventioneller Gülleproduktion und bei Vergärung unter Voraussetzung gleicher Wasserverdünnung in der ausgebrachten Gülle</i> .....	64
4.3	AKTUELLE AMMONIAKEMISSIONEN IM KANTON LUZERN.....	65
4.4	AUSWIRKUNGEN TECHNISCHER MASSNAHMEN AUF DIE AMMONIAKEMISSIONEN .....	66
4.4.1	<i>Vergleich der Ammoniakminderung mittels technischer Möglichkeiten beim Rindvieh</i> 66	
4.4.2	<i>Vergleich der Ammoniakminderung mittel technischer Möglichkeiten bei Schweinen</i> 68	
4.4.3	<i>Auswirkungen eines Nährstoffexports auf die Ammoniakemissionen</i> .....	70
4.5	ÖKOLOGISCHE GROBBEWERTUNG .....	71
4.5.1	<i>Auswirkungen der verschiedenen Emissionen</i> .....	71
4.5.2	<i>Bewertung der Auswirkungen</i> .....	71
4.5.2.1	Umweltbelastungspunkte (UBP).....	71
4.5.2.2	Eco Indicator 99 .....	72
4.5.3	<i>Auswirkungen der Emissionen bei der Ausbringung</i> .....	74
4.5.4	<i>Bewertung der Auswirkungen bei der Ausbringung</i> .....	75
<b>5</b>	<b>FOLGERUNGEN</b> .....	<b>76</b>
<b>6</b>	<b>EMPFEHLUNGEN</b> .....	<b>79</b>
<b>7</b>	<b>HANDLUNGSBEDARF</b> .....	<b>80</b>
<b>8</b>	<b>LITERATUR</b> .....	<b>82</b>

## Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Einflussfaktoren auf die Emissionen bei der Anwendung von Hofdünger .....	5
Abbildung 2: Ammoniakemissionen in der Schweiz .....	6
Abbildung 3: Schätzrahmen zur Beurteilung der Ammoniakemissionen.....	13
Abbildung 4: Klimagasemissionen bei der Lagerung von Gülle .....	17
Abbildung 5: Partikelverteilung von unbehandelter Schweinegülle und separierter Schweinedünngülle .....	31
Abbildung 6: Partikelverteilung von unbehandelter Rindergülle und separierter Rinderdünngülle .....	31
Abbildung 7: Relative Umweltauswirkungen verschiedener Ausbringverfahren.....	74
Abbildung 8: Relative Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Ausbringverfahren .....	75

## Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1: Pflanzenverfügbarkeit von N-Fractionen in organischen Düngern.....	7
Tabelle 2: Gehalte an verfügbarem Stickstoff in den Hofdüngern.....	7
Tabelle 3: Ammoniakverluste bei der Lagerung von Rinderkot und Rinderharn.....	8
Tabelle 4: Ammoniakemissionen bei der Lagerung.....	9
Tabelle 5: Berechnete Ammoniakverluste bei der Lagerung von Gülle.....	9
Tabelle 6: Stickstoffverluste bei der Festmistaufbereitung und –lagerung.....	10
Tabelle 7: Ammoniakverluste bei Festmistern und max. Temperaturen während der Lagerung im Haufwerk.....	11
Tabelle 8: Lagerverluste bei Mist in Abhängigkeit der Lagerdauer.....	11
Tabelle 9: Emissionsfaktoren von Gülle/Mist- und Vollmist-Systemen in Abhängigkeit der Tierart.....	11
Tabelle 10: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Gülle.....	12
Tabelle 11: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Stallmist und Jauche.....	14
Tabelle 12: Ammoniakverluste bei Ausbringung von Gülle/Mist bzw. Mist auf.....	14
Tabelle 13: Veränderung der Inhaltsstoffe anaerob fermentierter Gülle aus der Stiermast.....	15
Tabelle 14: Zusammensetzung von Biogas.....	16
Tabelle 15: Geruchsentwicklung und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung anaerob behandelter Schweinegülle und bei unbehandelter Schweinegülle.....	18
Tabelle 16: Ammoniakverluste bei der Ausbringung unbehandelter und vergorener Rindergülle.....	19
Tabelle 17: Biogasertrag und Methangehalt ausgewählter Stoffe.....	20
Tabelle 18: Wirkungen der bei der Hofdüngerausbringung möglichen Massnahmen zur Reduktion von Ammoniakverlusten. Wirkung = Verlustreduktion in % der Emission unter aktuellen Produktionsbedingungen.....	21
Tabelle 19: Ammoniakverluste verschiedener Güllen in Abhängigkeit des Ausbringverfahrens und der Temperatur.....	22
Tabelle 20: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Rindergülle in Abhängigkeit der Ausbringzeit, Bodenfeuchte, Lufttemperatur und Ausbringverfahren.....	22
Tabelle 21: Einfluss der Niederschlagsmenge auf die Emissionen.....	23
Tabelle 22: Einfluss der Lagerabdeckung auf die Ammoniakverluste.....	24
Tabelle 23: Ammoniakverlustminderung in Abhängigkeit der Lagerabdeckung und Jahreszeit.....	24
Tabelle 24: Einfluss unterschiedlicher Gülleabdeckungen auf die NH <sub>3</sub> -, N <sub>2</sub> O- und CH <sub>4</sub> -Emissionen.....	25
Tabelle 25: Einfluss der Wasserverdünnung der Gülle auf die Ammoniakverluste.....	26
Tabelle 26: Stickstoffverluste bei der Kompostierung von Mist.....	27
Tabelle 27: Stickstoffverluste bei der Belüftung von Schweinegülle.....	28
Tabelle 28: Einfluss der Separierung von Schweineflüssigmist auf die NH <sub>3</sub> -Emissionen nach Ausbringung auf Grünland.....	32
Tabelle 29: Vergleich der Stickstoffverluste unterschiedlich behandelter Gülle.....	33
Tabelle 30: Ammoniakemissionen beim Kompostierungsprozess.....	35
Tabelle 31: Stickstoffemissionen während der Intensivrotte separierter Feststoffe.....	36
Tabelle 32: Berechnungsgrundlagen für die Ammoniakemissionen.....	45
Tabelle 33: Ammoniakemissionen bei der Lagerung und Ausbringung von unbehandelter Gülle ohne und mit Minderungsmaßnahmen.....	46
Tabelle 34: Ammoniakemissionen bei der Vergärung.....	48
Tabelle 35: Ammoniakemissionen bei der Behandlung von Mist.....	49
Tabelle 36: Ammoniakemissionen bei der Belüftung der Rohgülle.....	50
Tabelle 37: Ammoniakemissionen bei der Separierung der Rohgülle.....	51
Tabelle 38: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe.....	52
Tabelle 39: Ammoniakemissionen bei der Belüftung der Dünngülle.....	53

Tabelle 40: Ammoniakemissionen bei der Mistaufbereitung bzw. der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe .....	54
Tabelle 41: Ammoniakemissionen bei Einsatz von Gülleadditiven .....	55
Tabelle 42: Ammoniakemissionen bei der Säure-Zugabe .....	56
Tabelle 43: Ammoniakemissionen bei der Flockung .....	58
Tabelle 44: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe und geflockter Schlämme .....	59
Tabelle 45: Ammoniakemissionen bei der Fällung .....	60
Tabelle 46: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe ..	61
Tabelle 47: Ammoniakemissionen bei der Strippung.....	61
Tabelle 48: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe ..	62
Tabelle 49: Vergleich der Ammoniakemissionen bei konventionell produzierter und vergorener Gülle auf der Basis vergleichbarer TS-Gehalte in der ausgebrachten Gülle.....	63
Tabelle 50: Vergleich der Ammoniakemissionen bei konventionell produzierter und vergorener Gülle auf der Basis gleicher Wasserverdünnung in der ausgebrachten Gülle.....	64
Tabelle 51: Stickstoffanfall und Verluste im Kanton Luzern auf Basis der Berechnungen .....	65
Tabelle 52: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Rindvieh, bei offener Lagerung und Ausbringung mit Prallteller .....	66
Tabelle 53: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Rindvieh, bei gedeckter Lagerung und Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler .....	67
Tabelle 54: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Schweinen, bei offener Lagerung und Ausbringung mit Prallteller .....	68
Tabelle 55: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Schweinen, bei abgedeckter Lagerung und Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler .....	69
Tabelle 56: Auswirkungen eines Nährstoffexports auf die Ammoniakemissionen .....	70
Tabelle 57: Umweltauswirkungen der Emissionen .....	74



## ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Studie ist es aufzuzeigen, ob und in welchem Mass technische Gülleaufbereitungsmöglichkeiten und insbesondere die Vergärung zu Biogas geeignete Reduktionsmassnahmen für die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft darstellen. In Betracht gezogen wurden nur die Bereiche der Lagerung und der Ausbringung der Gülle. Emissionen im Stall und auf der Weide sind nicht berücksichtigt.

Folgende Massnahmen wurden beurteilt:

- Konventionelle Gülleproduktion
- Vergärung der Rohgülle
- Mist ohne Behandlung
- Belüftung der Rohgülle
- Separierung der Rohgülle
- Separierung der Rohgülle und Belüftung der Dünngülle
- Gülleadditive
- Säurezugabe
- Flockung
- Fällung
- Strippung.

Die Verluste bei der konventionellen Produktion von Rindvieh- und Schweinegülle mit offenem Lager und Ausbringung mittels Prallteller belaufen sich auf rund 33 kg N/GVE • Jahr. Ausser den beiden Massnahmen Vergärung der Rohgülle und Flockung führen alle anderen Behandlungsverfahren zu einer Verlustminderung bei Rindergülle von bis zu 34 % und bei Schweinegülle von bis zu 38 %.

Die Vergärung von Gülle zu Biogas erhöht den für die Pflanzen nutzbaren Ammoniumgehalt und somit den Düngewert. Neben dem gesteigerten Düngepotential nimmt hingegen das Risikopotential von Stickstoffverlusten durch unsachgemässe Lagerung, Behandlung und Ausbringung zu. Bei der Vergärung der Rohgülle gehen bis 36 kg N/GVE • Jahr des Ammoniumstickstoffs verloren. Aufgrund des erhöhten Ammoniumstickstoffanteils sollte die vergorene Gülle nur in gedeckten Behältern zwischengelagert und mittels emissionsmindernden Techniken ausgebracht werden.

Die Vergärung stellt keine Massnahme zur Reduktion der Ammoniakemissionen dar.

Nach aktuellem Kenntnisstand sind folgende Prozesse für eine massgebliche Reduktion der Ammoniakemissionen geeignet:

- Bindung des Ammoniums mittels Säurezugabe
- Fällung des Ammoniums und Überführung in ein Salz
- Strippen des Ammoniums
- Überführung des Ammoniums in direkt pflanzenverfügbares Nitrat mittels Nitrifizierung.

Als praxistaugliche und schnell umsetzbare Massnahme zur Ammoniakverlustminderung kann die Separierung empfohlen werden.

## Abstract

The objective of this study is to demonstrate the potential of reducing ammonia emissions by technical treatments of slurry and in particular by anaerobic digestion.

The storage and spreading of slurry were considered only. Emissions from animal housing systems and pasture are not included.

The following treatment possibilities were assessed using international literature:

- Untreated slurry (control) and untreated farmyard manure (control)
  - Digestion of slurry
  - Treatment of farmyard manure
  - Aeration of slurry
  - Separation of slurry
  - Separation and aeration of the slurry liquid phase
  - Additives
  - Acidification
  - Flocculation
  - Precipitation of the liquid phase after slurry separation
  - Stripping.
- 
- If slurry is stored in open pits and spread by the usual splash plate technique, the amount of ammonia losses of cattle and pig slurry per year is circa 33 kg N/GVE and year. Except for digestion and flocculation; all treatments result in a reduction of ammonia loss by up to 34 % for cattle slurry and 38 % for pig slurry.
  - Digestion increases the ammonia content of the slurry and leads to a higher fertilizer value. On the other hand the potential of increased ammonia losses during storage and spreading of digested slurry especially, is higher compared with undigested slurry. The ammonia losses reach up to 36 kg N/GVE and year. Taking the higher ammonia content of the digested slurry into consideration all manner of measures to reduce ammonia losses had to be practiced, e.g. covered pits and spreading digested slurry with a band spreader.
  - Considering the reduction of ammonia losses, the digestion of raw slurry is not a recommended method of treatment.
  - According to the current knowledge the following processes are more convenient in reducing ammonia losses:
    - ◆ Binding of the ammonia by acidification
    - ◆ Precipitation of ammonia and fixation in a salt
    - ◆ Ammonia stripping
    - ◆ Nitrification of ammonia to produce a fertilizer containing nitrate
  - Separation is a suitable measure for practical use and can be realised rapidly.

## 1 EINLEITUNG

Die Landwirtschaft verursacht Stickstoffemissionen in die Luft und Gewässer. 1994 wurden rund 96'000 t Stickstoff emittiert [Lehmann et al. 1995], etwa die Hälfte davon als Ammoniak. Die UN/ECE Konvention von 1999, die die Schweiz unterzeichnet hat, verpflichtet die Vertragspartner zur Reduktion der Ammoniakemissionen von 72'000 t, 1990, auf 63'000 t, 2010. Im Kanton Luzern beliefen sich die Ammoniakemissionen im Jahr 2000 auf 5'500 t, die um etwa 700 t reduziert werden müssen [AfU Luzern 2001].

Neben verschiedenen Minderungsmöglichkeiten, wie beispielsweise der Fütterung oder auch Massnahmen bei der Ausbringung bieten sich aber auch Möglichkeiten im technischen Bereich der Gülleaufbereitung. Derartige Massnahmen sind bisher vor allem in der Schweiz wenig in Betracht gezogen worden.

Gerade bei der in Deutschland neu in Aufschwung geratenen Biogastechnik stellen sich neben eindeutig positiv zu bewertenden Auswirkungen (Energiegewinnung) auch Fragen betreffend Eigenschaften der vergorenen Gülle. In der Schweiz und insbesondere im Kanton Luzern interessieren sich gegenwärtig mehrere Landwirte für den Bau einer Biogasanlage. Die Wirtschaftlichkeit der Vergärung kann mit der Vergärung weiterer Gülle (z.B. von Nachbarbetrieben) oder auch mit der Co-Vergärung von Abfällen erhöht werden. Um die Nährstoffproblematik in den Griff zu bekommen, stehen beispielsweise die Kompostierung und Nach-trocknung separierter Feststoffe aus der Vergärung zur Diskussion. Es stellt sich daher die Frage, ob sie zur Reduktion der Ammoniakverluste aus der Landwirtschaft beitragen kann.

## 2 METHODIK UND VORGEHEN

In einem ersten Schritt werden Daten über Ammoniakemissionen aus der Literatur zusammengetragen, gegebenenfalls aufbereitet und bewertet. Die Daten sollen in einem zweiten Schritt miteinander auf der Basis der konventionellen Gülleproduktion und der Vergärung von Gülle verglichen werden. Die beiden Varianten umfassen jeweils den Bereich der Aufbereitung, Lagerung und Ausbringung. Als dritter Bereich werden technische Reduktionsmöglichkeiten von Ammoniakemissionen mit Schwerpunkt im Bereich der Aufbereitung der Gülle aufgezeigt. Soweit möglich, werden Methoden und Verfahren diskutiert, die für die Praxis tauglich und speziell für den Kanton Luzern am ehesten in Frage kommen.

Nicht betrachtet werden die Bereiche der Fütterung und der Haltung der Tiere, Rührsysteme, spezielle Ausbringtechniken (Einarbeitung, Injektion usw.) und weitergehende Gülleaufbereitungsverfahren. Ausser Betracht fallen zudem die pflanzenspezifische Verwertung des Stickstoffs und die Einflüsse des Bodens und der Witterung nach der Ausbringung.

Anhand einer Praxisanlage mit Vergärung, Separierung, Kompostierung und Trocknung der separierten Feststoffe sollen die emissionsrelevanten Messbereiche abgeklärt werden.

Anschliessend erfolgt eine Empfehlung, wie im speziellen Biogasanlagen nach derzeitigem Wissenstand zu beurteilen sind und welche prozesstechnischen Bereiche für Ammoniakemissionen relevant sind.

Die Arbeit soll abschliessend Datenlücken dokumentieren und einen allfälligen Handlungsbedarf aufzeigen.

### 3 RESULTATE

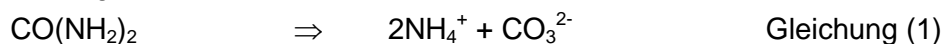
#### 3.1 URSACHEN FÜR DIE ENTSTEHUNG VON AMMONIAKEMISSIONEN

Ammoniak entsteht in Folge bakterieller und enzymatischer Abbauprozesse stickstoffhaltiger Verbindungen, vor allem von Eiweiss und Harnstoff. Der Abbau von Harnstoff verläuft als Hydrolyse unter Beteiligung von Enzymen. Die Reaktion ist u.a. vom pH abhängig. Unter stark sauren oder alkalischen pH-Bedingungen wird die Enzymaktivität vollständig gehemmt, wobei auch nach einer nachträglichen Neutralisation die Harnstoffhydrolyse nicht mehr in Gang gebracht werden kann. Im Bereich zwischen pH 4 und 11 ist die Hydrolyse schon nach einem Tag praktisch beendet [Bressler 1994].

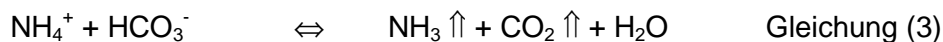
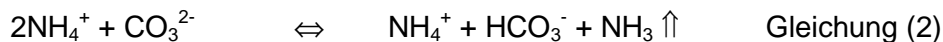
Als wesentlicher, die Ammoniakausgasung steuernder endogener Faktor gilt aber der Carbonatpuffer in der Gülle [Vandré1997]. Die schnelle Ammoniakfreisetzung nach der Ausbringung der Gülle wird durch den pH-Anstieg infolge der CO<sub>2</sub>-Ausgasung verursacht, weil das Carbonatsystem herkömmlich gelagerter Gülle nicht im Gleichgewicht mit dem CO<sub>2</sub>-Gehalt der bodennahen Atmosphäre steht.

Der Prozess der Ammoniakausgasung aus Gülle lässt sich folgendermassen beschreiben:

- Zersetzung des Harnstoffs aus dem Urin

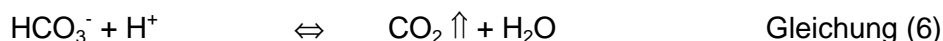
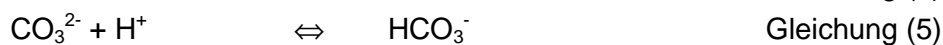
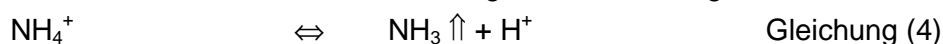


- Umsetzung von Ammoniumcarbonat in gasförmiges NH<sub>3</sub> und CO<sub>2</sub>



Bei Verdünnung der freigesetzten Gase verschiebt sich das Gleichgewicht auf die rechte Seite (Gleichungen (2) und (3)).

Die Kombination aus der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Hydrolyse bei der H<sup>+</sup> produziert wird und CO<sub>2</sub>-Freisetzung bei der H<sup>+</sup> verbraucht wird, verdeutlichen die folgenden Gleichungen:



Wegen der niedrigen Gleichgewichtskonstante von Ammonium (Gleichung (4)) tritt die Ausgasung von Ammoniak nur bei neutraler bis basischer Reaktion auf. Die Ammoniakausgasung wird durch eine hohe H<sup>+</sup>-Pufferkapazität, die versauernd wirkt, verstärkt. Die Ausgasung von Ammoniak ist somit mit der simultanen CO<sub>2</sub>-Freisetzung gekoppelt, wobei die CO<sub>2</sub>-Ausgasung der Motor für die anfänglich hohen Ammoniakverluste nach der Ausbringung darstellt..

Neben dem Carbonatpuffer spielen auch Magnesium- und Kalziumphosphate sowie Kalziumcarbonate als Puffersubstanzen eine Rolle [Paass 1993].

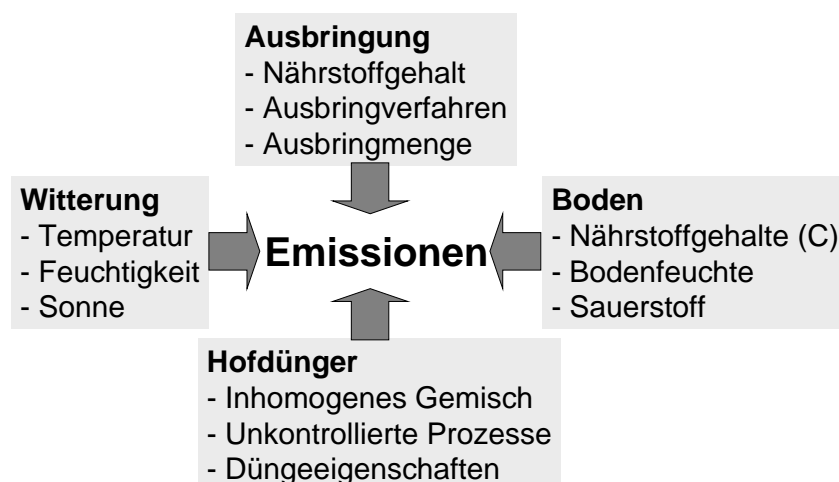
Der Ammoniumstickstoff liegt in der Gülle in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Ammonium-Ion und Ammoniak vor. Für die Ausgasung von Ammoniak ist der Ammoniakpartialdruck in der Grenzschicht zwischen der Gülleoberfläche und der Atmosphäre entscheidend

[Katz 1996]. Dies wird mit den von [Vandré1997] beschriebenen Gleichungen (4 bis 6) (vgl. oben) untermauert.

Weitere Ursachen für die Stickstoffemissionen beruhen auf der landwirtschaftlichen Produktion selbst. In erster Linie sind dies:

- die Spezialisierung in Tier- und Pflanzenproduktion
- zu hohe Tierbesatzdichten
- mangelnde Stickstoffeffizienz der verwendeten Futtermittel
- verlustreicher Umgang mit den Hofdüngern
- unzureichendes betriebsinternes Stickstoffrecycling.

Zusätzlich wird die Problematik erschwert durch häufige Unkenntnis der Landwirte betreffend den Nährstoffgehalten „ihrer“ Gülle (keine Analysendaten), durch eine mehr oder weniger vorhandene Entsorgungshaltung der Landwirte beim Umgang mit der Gülle und dadurch, dass keine gezielte und bewusste "Prozesssteuerung" während des Anfalls, der Lagerung und der Ausbringung der Gülle in der Praxis erfolgt.



**Abbildung 1: Einflussfaktoren auf die Emissionen bei der Anwendung von Hofdüngern**

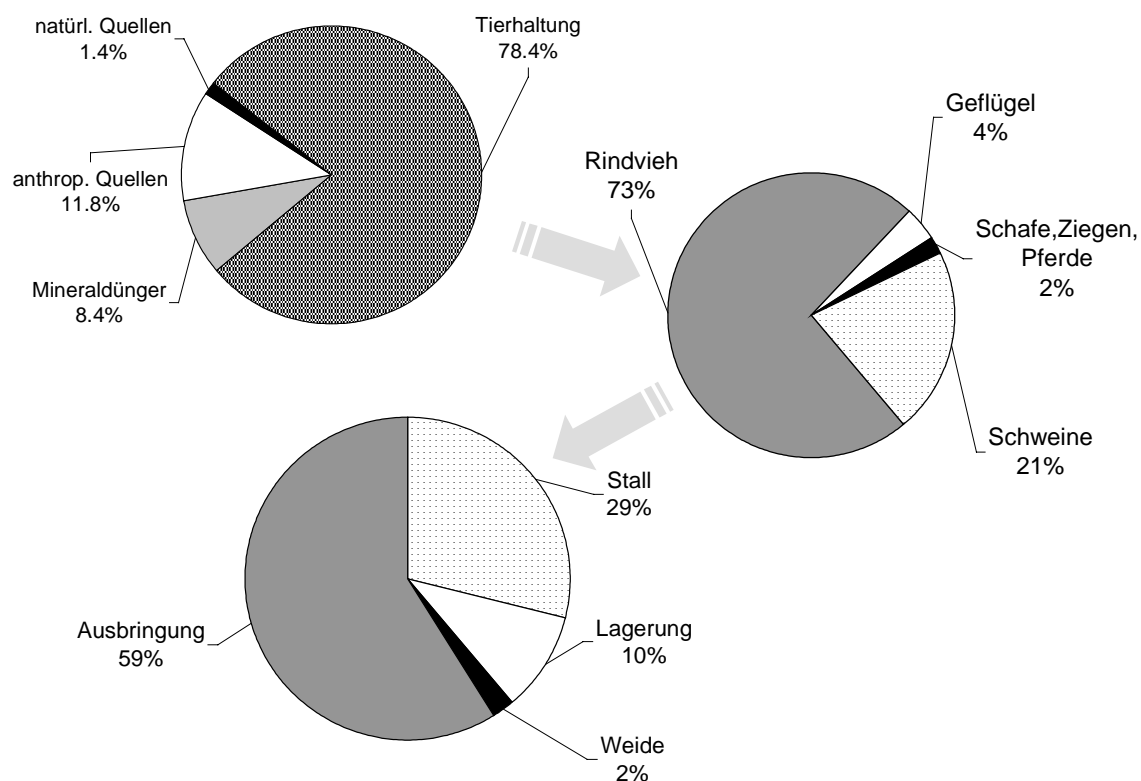
Im Wesentlichen beeinflussen vier Bereiche die Emissionen bei der Anwendung von Hofdüngern. Dies sind die Hofdünger, die Ausbringung, die Witterung und der Boden. Alle vier Bereiche können nur sehr beschränkt beeinflusst werden, was dazu führt, dass unweigerlich Emissionen in die Luft und die Gewässer bzw. das Grundwasser entstehen.

Ammoniakverluste nehmen im allgemeinen mit dem pH-Wert des Bodens zu, hingegen können auch auf sauren Böden erhebliche Ammoniakverluste auftreten, wenn es durch den Dünger lokal und zeitlich begrenzt zu einer pH-Erhöhung kommt [Huber 1994]. Wohl setzt die Umwandlung von Ammonium zu Ammoniak Protonen frei, was zur pH-Absenkung in der Bodenlösung führt, doch auf gepufferten Böden kommt diese Absenkung nicht zum Tragen, da die Protonen rasch neutralisiert werden. Auf kalkreichen Böden mit hohem pH und hoher Pufferkapazität, Carbonatpuffer, ist die Gefahr von Ammoniakverlusten sehr gross. Tendenzi-

ell nehmen die Ammoniakverluste mit sinkendem Wassergehalt des Bodens ab bzw. steigen mit zunehmendem Wassergehalt an. Die Auswirkungen der Bodenfeuchtigkeit wird aber unterschiedlich dokumentiert.

### 3.2 AMMONIAKEMISSIONEN IN DER SCHWEIZ

Auf die Schweiz bezogen stammen etwa 78 % aller Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung [Menzi et al. 1996]. Davon verursachen beinahe dreiviertel das Rindvieh und etwa einfüntel die Schweine. Der Bereich mit den höchsten Anteilen an Emissionen stellt die Ausbringung der Hofdünger mit rund 60 %, gefolgt vom Bereich des Stalles mit knapp 30 % der Ammoniakemissionen dar.



**Abbildung 2: Ammoniakemissionen in der Schweiz**

[Menzi et al. 1996]

In der Schweiz fallen insgesamt etwa 130'000 t N pro Jahr aus Hofdüngern an [Stat. Erhebungen 2000]. Die Emission von Ammoniak in der Schweiz lag im Jahre 1995 bei etwa 59'000 t N. Davon beliefen sich die Emissionen aus natürlichen Quellen auf knapp 1'000 t N, was einer Emissionsdichte von etwa 0.25 kg N pro ha Gesamtfläche entspricht. Dagegen gelangten rund 51'000 t N oder etwa 47 kg N pro ha LN als Ammoniak aus der Landwirtschaft in die Umwelt.

**Tabelle 1: Pflanzenverfügbarkeit von N-Fractionen in organischen Düngern**

[Käck 1996]

Stickstoffgehalt in % des Gesamt-N- Gehaltes	mineralischer N sofort verfügbar	organischer N mässig verfügbar	organischer N langsam verfügbar
Stallmist	10	46	44
Rindergülle	50	25	25
Schweinegülle	51	34	15
Hühnergülle	54	32	14
Jauche	94	3	3

Gemäss [Landwirtschaftliches Handbuch 2000] liegen die  $N_{\text{verfügbar}}$ -Gehalte der unverdünnten Hofdünger in folgenden Bereichen:

**Tabelle 2: Gehalte an verfügbarem Stickstoff in den Hofdüngern**

[Landwirtschaftliches Handbuch 2000]

Tierart	$N_{\text{gesamt}}$ (kg/m <sup>3</sup> bzw. t)	$N_{\text{verfügbar}}$ (kg/m <sup>3</sup> bzw. t)	$N_{\text{verfügbar}}$ (%)
Rindvieh:			
Vollgülle	4.5	2.5 - 3.4	55 - 75
Harngülle	6.5	4.6 - 5.9	70 - 90
Stapelmist	5.0	1.5 - 2.5	30 - 50
Schweine:			
Gülle	6.0	3.6 - 4.8	60 - 80
Mist	9.0	3.6 - 5.4	40 - 60
Geflügel:			
Hühnermist	20	8 - 12	40 - 60
Geflügelmist	40	16 - 24	40 - 60

Der Anteil an verfügbarem Stickstoff wird im schweizerischen Mittel mit 60 % angenommen [Menzi et al. 1997]. Die Stickstoffausscheidung einer Düngergrossvieheinheit beträgt 105 kg N/Jahr. Die Stickstoffverfügbarkeit, d. h. diejenige Menge an Stickstoff, die in der Düngeplanung eingesetzt werden kann, liegt bei durchschnittlich 50 % [Landwirtschaftliches Handbuch 2000].

Durch Fraktionieren des organischen Stickstoffanteils von Rinder-, Schweine- und Hühnergülle konnten [Amberger et al. 1982] je 1/3 als Fulvosäure-, Huminsäure- und Huminstickstoff nachweisen. Diese Stickstoffformen sind kaum pflanzenverfügbar und gehen nahezu vollständig in den organischen Stickstoffvorrat des Bodens ein. Der Einsatz von Gülle als Stickstoffdünger ist schwierig. Die Anreicherung von organischem Stickstoff im Boden ist nach mehrjähriger Güllendüngung möglich. Die Stickstoffnachlieferung ist schwer kalkulierbar. Eine regelmässige Überprüfung des mineralisierten Bodenstickstoffs mittels  $N_{\text{min}}$ -Bestimmung wäre dringend erforderlich.

Der für die Düngung langsam verfügbare Stickstoffanteil wird kaum als Ammoniak emittiert. Der mineralisch sofort verfügbare und ein Teil des organisch gebundenen, mässig verfügba-

rem Stickstoffanteils hingegen unterliegen der Gefahr als Ammoniak emittiert werden zu können. Bei einem Anteil des  $N_{\text{verfügbar}}$  von etwa 60 % fallen gesamtschweizerisch also rund 78'000 t  $N_{\text{verfügbar}}$  pro Jahr an. Dies bedeutet, dass mehr als 65 % des  $N_{\text{verfügbar}}$  als Ammoniak verloren gehen. Rechnet man die 40 % des anfallenden N als nicht pflanzenverfügbar und berücksichtigt die erwähnten Verluste durch Ammoniak, liegt die Stickstoffeffizienz bei rund 20 % der anfallenden Stickstoffmenge aus der Tierhaltung! Darin sind anderweitige Verluste wie  $\text{NO}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  nicht berücksichtigt. Im Vergleich dazu ist die Stickstoffeffizienz bei Mineraldüngern mit rund 89 % mehr als viermal so hoch.

Auf den gesamten Landwirtschaftsbetrieb betrachtet, liegt die Stickstoffeffizienz auf Luzerner Milchwirtschaftsbetrieben bei 28 %! Darin sind die Zufuhr von Stickstoff mit 151.9 kg N/ha (Futter, Dünger) abzüglich Wegfuhr von Stickstoff mit 42.9 kg N (Futter, Fleisch, Milch) eingerechnet [Thomet 1996]. Die verbleibenden 109 kg N/ha werden als Bilanzüberschuss bzw. Verlust bezeichnet.

### 3.3 AMMONIAKEMISSIONEN DER KONVENTIONELLEN GÜLLEPRODUKTION

#### 3.3.1 Lagerung von Gülle

[Muck et al. 1982] versuchten mit einem einfachen Computermodell Ammoniakemissionen bei der Lagerung zu berechnen. Der Einfluss der Temperatur, des pH und der Beschickungsmenge wurde anhand einer von oben her beschickten und einer von unten beschickten Grube verglichen. Die Resultate verdeutlichen den Vorteil einer von unten her beschickten Grube bei der der Anteil der Ammoniakverluste immer im Verlauf der Lagerdauer stetig abnahm, bei der oben beschickten Grube hingegen die Verluste mit zunehmender Lagerdauer immer mehr anstiegen. Die Emissionen lagen bei obenbeschickter Grube zwischen 5 % bei einer Temperatur von 0°C, bis 60 % bei 30°C bzw. bei 5 % bei 5°C und bis 15 % bei 30°C für unten beschickte Gruben. Interessant ist die Tatsache, dass die Einbringung der Gülle 10 cm unterhalb des Niveaus ausreicht um die Emissionen markant zu vermindern.

Untersuchungen bei der Lagerung von Rindergülle verdeutlichen, dass vor allem Urin zu hohen Ammoniakausgasungen von 426 mg/h im Vergleich zu Kot mit 3.1 mg/h führt [Kellems et al. zitiert in: Hartung et al. 1994].

#### **Tabelle 3: Ammoniakverluste bei der Lagerung von Rinderkot und Rinderharn**

(Lagertemperatur 30°C) [Kellems et al. zitiert in: Hartung et al. 1994]

Kot	Harn	Ammoniakverlust mg $\text{NH}_3$ /h
100 %	-	3.15
-	100 %	426.0
50 %	50 %	120.0
75 %	25 %	16.0



Während der Lagerung von Gülle ohne Abdeckung und ohne Schwimmdecke sind in Praxisversuchen folgende Emissionen gemessen worden:

**Tabelle 4: Ammoniakemissionen bei der Lagerung**

Autor	Jahr	Gülleart	Jahreszeit	NH <sub>3</sub> (g/m <sup>2</sup> d)	kg N/GVE bzw. MSP
De Bode	1990/1991	Rinder	Winter	8.4	19.9
Karlsson	1996	Rinder	Winter	0.4 – 2.7	0.95-6.4
Sommer et al.	1993	Rinder		4.3 – 6.3	10.2-14.9
Phillips et al.	1997	Rinder	Winter	2.4	5.7
De Bode	1990/1991	Schweine	Winter	15.6	2.8
Karlsson	1996	Schweine	Winter	0.2 – 1.7	0.04-0.3
Ross et al.	1999	Schweine	Winter	0.1	0.02
Sommer et al.	1993	Schweine		4.7 – 5.6	0.8-1.0

Die Lagerverluste in Versuchen von [Besson et al. 1982] unter kontrollierten Versuchsbedingungen lagen für Rindergülle bei 3.2 % und für Schweinegülle bei 4.8 %. Der pH nahm bei Rindergülle um 7.6 % ab auf pH 6.95 und bei Schweinegülle um 3.6 % auf pH 7.02. Die Lagerdauer belief sich auf 48 Tage bei Rindergülle und einer mittleren Temperatur von 11.3°C sowie 51 Tage und 10.2°C bei Schweinegülle.

[Menzi et al. 1997] legen in ihren Emissionsberechnungen folgende Verlustannahmen bei der Lagerung von Vollgülle zu Grunde:

**Tabelle 5: Berechnete Ammoniakverluste bei der Lagerung von Gülle**

[Menzi et al. 1997]

Tierart	Vollgüllesystem	Basis (% von)
Rindvieh, Pferde, Schafe, Ziegen	15	N <sub>lösl.</sub>
Schweine	12	N <sub>lösl.</sub>
Geflügel	20	N <sub>gesamt</sub>

Bei Geflügel beziehen sich die Angaben auf Legehennen mit Kotgrubensystem.

### 3.3.2 Lagerung von Mist

Relativ geringe Ammoniakemissionen bei der Lagerung von Rinderfestmist wies [Schulze Lammers et al. 1997] mit weniger als 5 % nach. 24 % Stickstoffverluste traten bei einer einwöchigen Lagerung von Tieflaufmist von Mastschweinen auf. Eine praktisch vollständige Unterbindung der Ammoniakemissionen wurde mit verdichtet gelagertem Mist erzielt. Wird hingegen ein Haufwerk produziert, das aerobe Bedingungen zulässt, steigen die Stickstoffverluste auf bis zu 39 % bei Schweinetieflaufmist an.

**Tabelle 6: Stickstoffverluste bei der Festmistaufbereitung und –lagerung**

[Döhler et al. 1993]

Autor	Jahr	Mistart Herkunft/Behandlung	N-Verlust (% N <sub>gesamt</sub> )
Meyer	1982	Rind/Kompostierung	10 – 14
Kirchmann und Witter	1989	Huhn	9 – 40
Schuchardt	1990	Huhn/Rind	12 – 60
		Abdeckung	3!
Dewes et al.	1991	Rind/Rottemist	40
		Huhn/Rottemist	67
Besson	1991	Stapelmist	14
		Rottemist	33
Galler	1992	Stapelmist	15 – 20
		Rottemist	20 – 35
Popp	1993	Rind/Kompostierung	> 40
Zimmermann	1993	Rind/Rottemist	16 – 32
		Schwein/Rottemist	27 - 32

[Schuchardt, 1992] geht im Mittel von 20 % Stickstoffverlusten bei der Lagerung von Stapelmist aus. Bei Rindvieh betragen die jährlichen Verluste gesamthaft 19.9 kg N/GVE und Jahr (aus Stapelmist 11.7 kg und aus der Jauche 8.2 kg), entsprechend 25.9 % des gesamten Stickstoffes. Bei Schweinen belaufen sich die Verluste auf total 33.5 kg N/GVE und Jahr (aus Stapelmist 10.1 kg und aus der Jauche 23.4 kg), entsprechend 32.7 % des gesamten Stickstoffes. Bei der Lagerung von Tretmist werden Verluste von unter 1 % bis zu 10 % genannt, was 1 bis 13.5 kg N/GVE und Jahr entspricht.

Die Festmistlagerung von Milchkühen von Herbst bis Frühjahr verursachte Gesamtstickstoffverluste für Heissmist von 29.5 % und für Stapelmist von 18.1 % [Schulze Lammers et al. 1997]. Während mehrmonatiger Lagerung von Milchviehfestmist wurden Gesamtstickstoffverluste von 16 % bis 27 % in Abhängigkeit der täglichen Einstreumenge gemessen [Köhnlein et al. 1953 zitiert in: Schulze Lammers et al. 1997]. In Modelluntersuchungen lagen die Gesamtstickstoffverluste für dreimonatig gelagerten Schweinemist unter aeroben Bedingungen bei 49 % und unter anaeroben Bedingungen bei 10 % [Süssenbach et al. 1991 zitiert in: Schulze Lammers et al. 1997]. [Zimmermann 1993 zitiert in: Schulze Lammers et al. 1997] berechnete gasförmige Stickstoffverluste während fünf- bzw. sechsmonatiger Lagerung von Schweine- und Rinderfestmist mit 16 % bzw. 15%.

**Tabelle 7: Ammoniakverluste bei Festmistern und max. Temperaturen während der Lagerung im Haufwerk**

[Schulze Lammers et al. 1997]

Mistart	NH <sub>3</sub> -N-Verluste bezogen auf		max. Temperatur (°C)
	NH <sub>4</sub> -N bei Einlagerung (%)	N <sub>gesamt</sub> bei Einlagerung (%)	
Tieflaufmist (Mastschweine)	44	24	70
verdichtet	> 1	> 0.5	30
kompostiert	82	44	75
Tieflaufmist (Mastbullen)	54	8	70
Tretmist (Mutterkühe)	16	2	70
Kurzstandmist (Milchkühe)	31	3	55

[Schulze Lammers et al. 1997] folgern, dass verdichtet gelagerte Haufwerke bei kleiner Oberfläche (d.h. ausreichende Haufwerkshöhe) wesentlich weniger Ammoniak emittieren und dass die Lagerung des emissionsaktiven Tieflaufmistes von Mastschweinen mit Dichten von 800 kg/m<sup>3</sup> zu einer fast vollständigen Unterbindung der Ammoniakemission führte.

**Tabelle 8: Lagerverluste bei Mist in Abhängigkeit der Lagerdauer**

(alle Angaben in % der Ausgangsmenge) [Zimmermann 1993]

Lagerdauer	Rindermist		Schweinemist	
	bis 30 Tage	bis 180 Tage	bis 30 Tage	bis 150 Tage
Masse	23	29	29	38
TS	14	22	20	29
OS	15	25	22	34
N <sub>gesamt</sub>	16	21	27	32

[Menzi et al. 1997] unterscheiden zwischen Gülle/Mist- und Vollmist-Systemen und ordnen folgende Emissionsfaktoren den einzelnen Systemen in Abhängigkeit der Tierart zu (Angaben in %):

**Tabelle 9: Emissionsfaktoren von Gülle/Mist- und Vollmist-Systemen in Abhängigkeit der Tierart**

(Angaben in %) [Menzi et al. 1997]

Tierart	Gülle/Mist		Vollmist	Basis (% von)
	Gülle	Mist		
Rindvieh, Pferde, Schafe, Ziegen	15	30	30	N <sub>lösl.</sub>
Schweine	12	30	30	N <sub>lösl.</sub>
Geflügel		20	10	N <sub>gesamt</sub>

Bei der Lagerung von Mist gehen [Menzi et al. 1998] bei Rindvieh und Schweinen von 30 % Stickstoffverlusten (Anteil am verfügbarem Stickstoff) und bei Legehennen mit Kotband von 20 % bzw. bei der Mast von 10 % (Mistzwischenlagerung ausserhalb des Stalls) aus.

### 3.3.3 Ausbringung von Gülle

Für die bei der Hofdüngeranwendung resultierenden Ammoniakverluste werden von [Frick 1996] folgende Grundsätze aufgeführt:

- Charakteristischer Ammoniakemissionsverlauf mit starkem Anstieg unmittelbar nach der Ausbringung. Etwa 60 % der Verluste treten am ersten Tag auf, wovon der grösste Teil in den ersten zwei bis vier Stunden.
- Verschiedene Faktoren spielen eine Rolle, wie die Witterung (Temperatur, Luftfeuchte), die Gülle (Ammoniumgehalt, TS-Gehalt) und der Boden (Aufnahmevermögen).
- Grosse Schwankungsbereiche bei den Emissionen von 8 bis 30 kg N/ha bzw. 25 bis 95 % der ausgebrachten Ammoniummenge sind zu verzeichnen.
- Unter schweizerischen Verhältnissen ist mit 50 % Verlust zu rechnen, was 15 kg N/ha entspricht.

Ausbringversuche mit Rindergülle ergaben Ammoniakverluste zwischen 4 % und 91 % des ausgebrachten Ammoniumstickstoffs nach 48 Stunden nach der Ausbringung [Vandré 1997]. Als Haupteinflussfaktoren bezüglich Ammoniakverluste gelten die Ammoniumkonzentration und der TS-Gehalt der ausgebrachten Gülle [Reitz 2000]. [Horlacher et al. 1990] nennen noch weitere Einflussfaktoren wie die Einstrahlung, Temperatur, Niederschlag und die Infiltration der Gülle.

[Frick et al. 1996] geht von durchschnittlich 50 % Verlusten (bezogen auf die applizierte Ammoniummenge) in Form von Ammoniak bei der Ausbringung aus. Der Schwankungsbereich liegt zwischen 25 % bis 95 % bzw. zwischen 8 und 30 kg N/ha.

[Menzi et al. 1997] beziffern die Verluste bei der Ausbringung von Gülle folgendermassen:

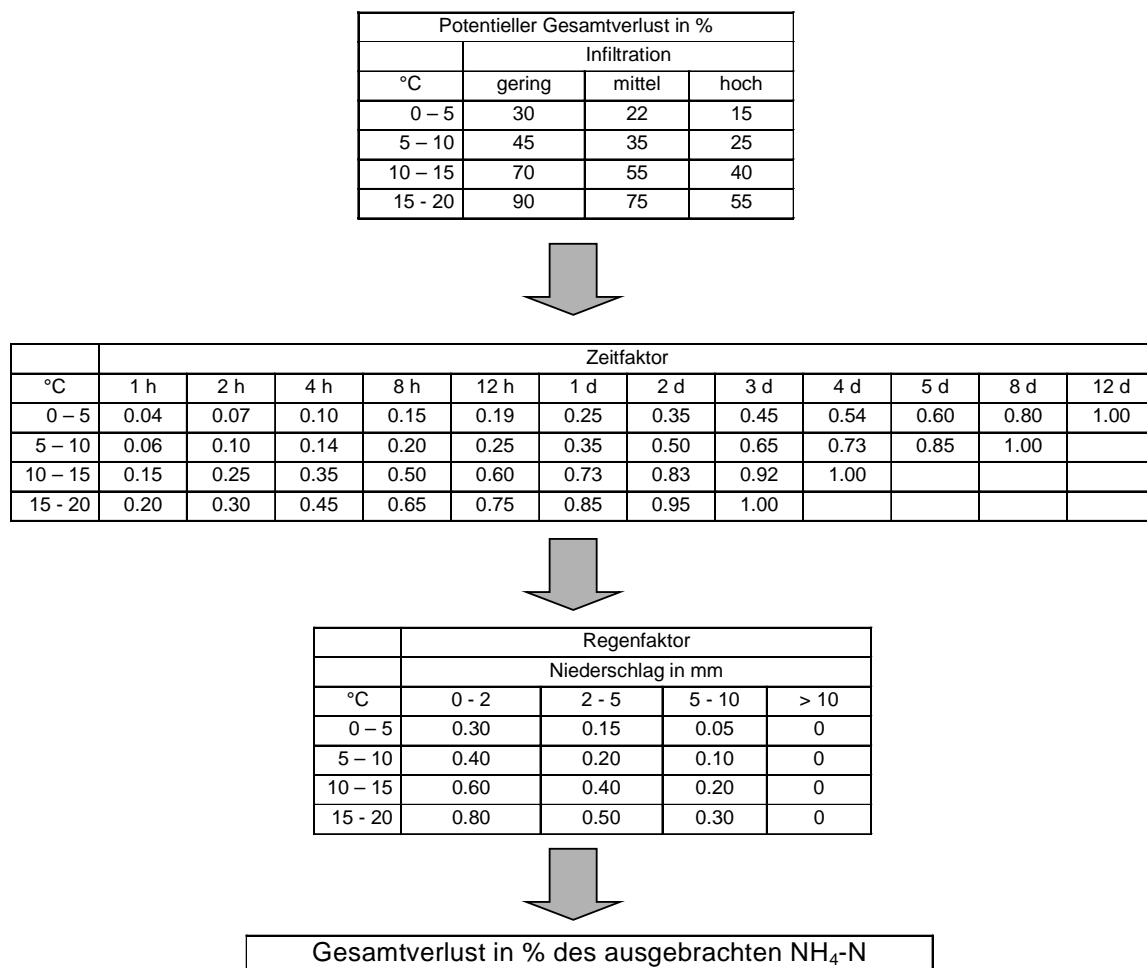
**Tabelle 10: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Gülle**

[Menzi et al. 1997]

Tierart	Vollgüllesystem	Basis (% von)
Rindvieh, Pferde, Schafe, Ziegen	50	N <sub>lösl.</sub>
Schweine	50	N <sub>lösl.</sub>
Geflügel	20	N <sub>gesamt</sub>

[Besson et al. 1985] wiesen Stickstoffverluste nach 7 Tagen nach der Ausbringung bei Rindergülle von 12.8 % bzw. 33.3 % NH<sub>4</sub>-Verlust und für Schweinegülle von 11.4 % bzw. 21.1 % NH<sub>4</sub>-Verlust aus.

[Horlacher et al. 1990] erarbeiteten einen Schätzrahmen auf der Basis von in Feldversuchen erhobenen Daten zur Beurteilung der Ammoniakemissionen in Abhängigkeit der Temperatur, der Infiltration, einem Zeit- und einem Regenfaktor.



**Abbildung 3: Schätzrahmen zur Beurteilung der Ammoniakemissionen**

[Horlacher et al. 1990]

### 3.3.4 Ausbringung von Mist

Bei der Ausbringung von Rinder-Festmist können bis zu 100 % der ausgebrachten NH<sub>4</sub>-Menge als Ammoniak emittieren [Mannheim 1996]. Die TS-Gehalte lagen zwischen 17 und 20 % und der Mist wurde einerseits auf Grünland als auch auf Ackerland ausgebracht.

[Frick et al. 1996] berichtet, dass im Mittel 60 bis 70 % der ausgebrachten Ammoniummenge als Ammoniak bei der Ausbringung von Mist verloren gehen können.

Die Ammoniakverluste bezogen auf die ausgebrachte Ammoniummenge nach der Ausbringung von Mist lagen durchschnittlich 20 % über denjenigen der Rindviehgülle (etwa 1 : 1 verdünnt) [Menzi et al. 1997]. Als mittlere Verluste können überschlagsmässig für Mist und kotarme Gülle (Harngülle) 60 % und für Rohgülle 50 % der ausgebrachten Ammoniummenge eingesetzt werden. Der Verlauf der Ammoniakfreisetzung war bei Mist grundsätzlich mit dem-

jenigen der Gülle ähnlich. Die Messungen ergaben für die Mistvarianten grosse Unterschiede im Vergleich zu den Güllevarianten, die auf die unterschiedlichen Stallsysteme, Einstreumengen und Lagerdauer zurückgeführt werden. Jedoch waren die Verluste bei Mist fast nur von der ausgebrachten Ammoniummenge abhängig. Die Autoren empfehlen zur wirkungsvollen Reduktion der Ammoniakverluste das rasche Einarbeiten innerhalb von zwei Stunden. [Döhler et al. 1992] zitierte verschiedene Literaturquellen zu den Ammoniakverlusten bei der Ausbringung von Stallmist und Jauche.

**Tabelle 11: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Stallmist und Jauche**

Autor	Jahr	Mistart	Verluste	
			% NH4-N	% Ngesamt
Döhler	1989	Tiefstall/Rind	59	25
Bless	1991	Rottemist	13 – 32	
Zimmermann	1993	Stallmist	35 – 60	11- 25
Döhler et al.	1993	Jauche/Rind	14 - 19	

[Schuchardt, 1992] geht von mittleren Verlusten bei der Ausbringung von Mist von 17 % aus. Für Rinder- und Schweine-Stapelmist liegen demzufolge die Stickstoffverluste zwischen 7.7 und 11.1 kg N/GVE und Jahr, bei Rinder-Tretmist zwischen 15.8 und 20.2 kg und bei Schweine-Tretmist bei 14.3 kg N/GVE und Jahr.

Bei der Ausbringung von Mist gehen [Menzi et al. 1998] bei Kühen und Schweinen von 60 % bis 70 % Stickstoffverlusten (Anteil der ausgebrachten Ammoniummenge) und bei Hühnern von 25 % aus.

**Tabelle 12: Ammoniakverluste bei Ausbringung von Gülle/Mist bzw. Mist auf**

[Menzi et al. 1997]

Tierart	Gülle/Mist		Vollmist	Basis (% von)
	Gülle	Mist		
Rindvieh, Pferde, Schafe, Ziegen	50	60	60	N <sub>lösl.</sub>
Schweine	50	60	60	N <sub>lösl.</sub>
Geflügel		25	25	N <sub>gesamt</sub>

### 3.4 AMMONIAKEMISSIONEN BEI DER BIOGASPRODUKTION

#### 3.4.1 Behandlung (Vergärung)

Die Vergärung bewirkt eine Reduktion des TS-Gehaltes zwischen 41 % und 56 %, eine Verminderung der flüchtigen Fettsäuren um 63 % bis 92 % und eine Abnahme des Stickstoffgehalts um 15 % bis 26 %. Gleichzeitig nimmt der pH von knapp 7 auf 7.6 bzw. von 7.5 auf 8.1 zu [Pain et al. 1990]. Die Stickstoffabnahme bei der Vergärung wird auf Verluste in Form von Ammoniak vermutet.

Ebenso berichten [Wellinger et al. 1991] von Ammoniakemissionen bei der Vergärung. In einer kontinuierlich betriebenen Biogasanlagen (Pilotanlage) lagen die Verluste bei 8 % bis 10 % und auf Praxisanlagen bis 15 %.

Auch [Amon 1995] zitiert Daten des anaeroben Abbaus. Der TS-Gehalt wird bei Rindergülle um 27 %, bei Mastschweinegülle um 43 % und um 26 % bei Schweinegülle reduziert. Der Ammoniumgehalt steigt jeweils von 0.18 % auf 0.22 % bei Milchvieh, von 0.26 % auf 0.31 % bei Mastschweinen und von 0.16 % auf 0.19 % bei Schweinegülle.

[Besson et al. 1982] verglich die Zusammensetzung verschiedener Güllen während der Vergärung auf Praxisanlagen. Bei Rindergülle konnten Stickstoffverluste zwischen 7.6 % und 23.3 % und bei Schweinegülle zwischen 0 % und 16.0 % festgestellt werden. Bei den verschiedenen Güllen wurden sehr grosse Unterschiede aufgrund der Variation von Betrieb zu Betrieb (9 Praxisbetriebe) und Betriebsweise der Biogasanlage (4 Fermentertypen) verzeichnet. Die Probenahme erfolgte monatlich vor und nach der Vergärung.

Unter kontrollierten Versuchsbedingungen konnten [Besson et al. 1982] hingegen nur geringe Stickstoffverluste bei der Vergärung feststellen. Für Rindergülle lagen die Verluste bei 1 % und für Schweinegülle bei 0.5 %. Bei weiteren Versuchen konnten [Besson et al. 1985] sogar für Rinder- als auch Schweinegülle während der Vergärung 0 % Stickstoffverluste feststellen.

**Tabelle 13: Veränderung der Inhaltsstoffe anaerob fermentierter Gülle aus der Stiermast**

[Amon 1998]

Gärdauer Tage	NH <sub>4</sub> -Gehalt kg/m <sup>3</sup>	TS %	C/N- Verhältnis	pH
0	2.9	7.6	8	7.3
35	3.3	5.1	5	7.9
70	3.4	4.4	4	8.0
105	3.7	4.3	4	8.0

Im Biogas aus der Vergärung von Hofdüngern sind neben den beiden Hauptkomponenten CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> immer weitere Gase vorhanden [Fankhauser et al. 1983]

#### **Tabelle 14: Zusammensetzung von Biogas**

[Fankhauser et al. 1983]

Herkunft des Gases	Raumanteile in %						
	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> S	NH <sub>3</sub>	H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub>	N <sub>2</sub>
Rindergülle	55-60	40-45	< 0.5	< 10 <sup>-3</sup>	< 5.5	< 1	< 2
Schweinegülle	65-70	30-35	< 1	< 10 <sup>-3</sup>	< 5.5	< 1	< 2

Während des anaeroben Abbauprozesses werden organische Makromoleküle hydrolysiert, was eine Zunahme des Feinkornanteils in der Korngrößenverteilung sowie eine Reduktion der TS-Konzentration zur Folge hat [Reimann et al. 1991]. Insbesondere steigt der Feinkornanteil im Bereich kleiner 0.1 mm an. Bei Schweinegülle wird durch den Vergärungsprozess die Fließfähigkeit weniger stark beeinflusst als bei Rindergülle, wobei für Rindergülle markante Verbesserungen bei einem TS-Gehalt von mehr als 30 kg/t feststellbar sind. Die Steigerung des pH-Wertes ist die Folge des Abbaus organischer Säuren und der Verminderung des HCO<sub>3</sub>-Gehalts [Mannheim 1996].

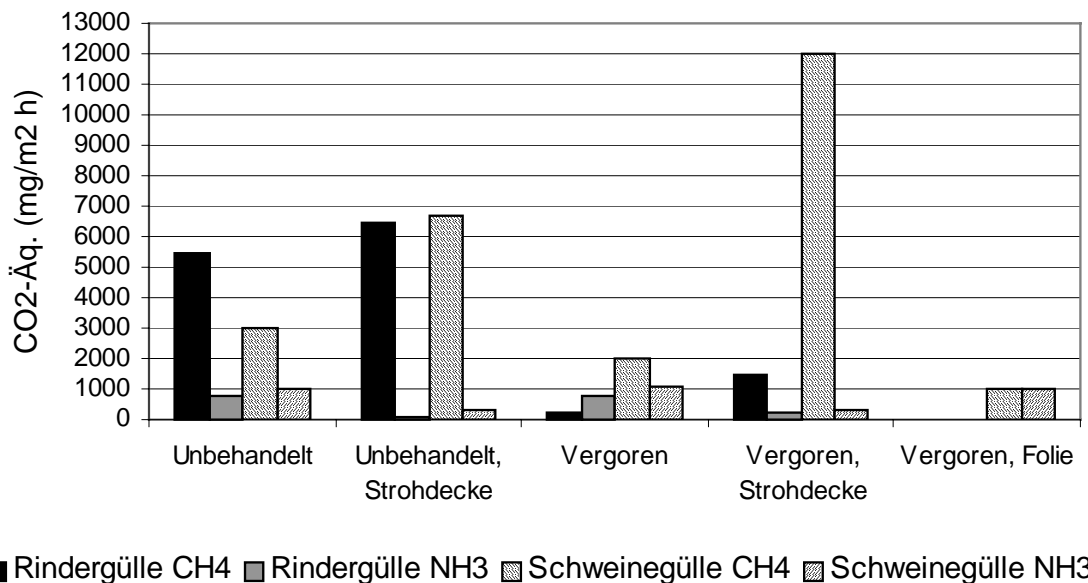
In Laborversuchen konnte [Kolisch 1994] nachweisen, dass bei der Vergärung von Schweinerohgülle im Vergleich zu Schweinedünngülle nach einer Separierung der Feststoffanteil nur im geringem Umfang anaerob abgebaut werden. Hingegen wird die in der Dünngülle vorrangig in gelöster Form vorliegende organische Substanz abgebaut.

#### **3.4.2 Lagerung**

Die meisten in der Landwirtschaft in Betrieb stehenden Biogasanlagen basieren auf dem Durchflussprinzip, d.h. dass die Gülle nach der Vergärung im Fermenter in einer zweiten, nachgeschalteten Lagergrube vor der Ausbringung zwischengelagert wird.

Bei der Lagerung der vergorenen Gülle können zwei verschiedene Varianten unterschieden werden. Einerseits die Lagerung in einem sogenannten Nachgärlager unter gasdichten Bedingungen und andererseits die Endlagerung in nicht gasdichten Gruben





**Abbildung 4: Klimagasemissionen bei der Lagerung von Gülle**

[nach Clemens et al. 2001]

Die Angaben über Emissionen bei der Lagerung vergorener Gülle sind widersprüchlich. [Sommer et al. 2000 zitiert in: Clemens et al. 2001] berichten von erhöhten  $N_2O$  und  $CH_4$ -Emissionen nach Vergärung, [Jäkel et al. 1999 zitiert in: Clemens et al. 2001] hingegen von niedrigeren. [Schumacher 1999 zitiert in: Clemens et al. 2001] wies geringere  $CH_4$ -Emissionen aus vergorener Gülle als aus unbehandelter nach. Die Gründe für die widersprüchlichen Ergebnissen könnten in den unterschiedlichen Gärstadien der Gülle oder auch in kurzen Verweilzeiten im Fermenter liegen.

[Balsari et al. 1994] verglichen Ammoniakemissionen während der Lagerung von Schweinegülle. Die Gülle wurde anaerob, aerob, oligolytisch und ohne Behandlung gelagert. Die Ammoniakemissionen betragen bei der Variante ohne Behandlung 3.8 % (Verlust bezogen auf den Stickstoffgehalt der Gülle) und 0.6 % unter anaeroben Verhältnissen.

### 3.4.3 Ausbringung

Da die Ammoniakemission mit der Zunahme des pH von 7.0 auf 8.0 exponentiell um 580 % ansteigt, kommt der Ausbringtechnik anaerob behandelter Gülle entscheidende Bedeutung zu [Amon 1995].

[Pain et al. 1990] verglichen die Geruchsentwicklung und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung anaerob behandelter Schweinegülle mit unbehandelter Schweinegülle. Es wurden je zwei Gülleproben analysiert. Die Vergärung erfolgte bei 34°C und 10 Tagen Aufenthaltsdauer (Gülle A) und bei 37°C und 7 bis 10 Tagen (Gülle B). Nach der Ausbringung auf Grasland erfolgten Messungen mit Windtunneln während 48 Stunden. Obwohl die Vergärung einen pH-Anstieg verursacht, liegen die Ammoniakemissionen nicht höher als bei der unbehandelten Gülle. Die Verluste lagen bei 9 % bis 15 % der ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge bzw. bei 10 % bis 21 % bei der unbehandelten Gülle. Die Ursache wird auf die höhere Fließfähigkeit und den geringeren TS-Gehalt der vergorenen Gülle zurückgeführt.

**Tabelle 15: Geruchsentwicklung und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung anaerob behandelter Schweinegülle und bei unbehandelter Schweinegülle**

[Pain et al. 1990]

Schweinegülle	Ausbringmenge (kg NH <sub>4</sub> /ha)	Verlust nach 48 h (kg NH <sub>4</sub> /ha)	Verlust (% ausg. NH <sub>4</sub> )
Gülle A: unbehandelt	241.6	24.0	9.9
vergoren	192.8	17.9	9.3
Gülle B: unbehandelt	242.4	39.1	16.1
vergoren	243.2	36.0	14.8
Nach Lagerung in offenen Behältern während 2 Wochen			
Gülle A: unbehandelt	211.2	29.9	14.2
vergoren	194.4	26.8	13.8
Gülle B: unbehandelt	259.2	55.4	21.4
vergoren	252.0	32.6	12.9

In weiteren Untersuchungen massen [Pain et al. 1990] die Ammoniakverluste nach Ausbringung von vergorener Schweinegülle. Unbehandelte Gülle wies Ammoniakverluste von 1184 bis 3396 mg NH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup> auf und vergorene Schweinegülle von 927 bis 2404 mg NH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup>. Die Ammoniakverluste der vergorenen Gülle lagen teilweise mit 15 % über denjenigen der unbehandelten Schweinegülle und teilweise mit 22 % bis 51 % unter denen der unbehandelten Gülle. Leider sind keine exakten Daten zur jeweiligen Ausbringtechnik und anderes vermerkt.

[Messner 1988] beschrieb die Düngewirkung anaerob behandelter Gülle mit unbehandelter. Nach der Ausbringung lagen die Ammoniakverluste anaerob behandelter Gülle bei 3 % – 5 % unter denjenigen der unbehandelten Gülle. Der Einfluss der Behandlung der Gülle auf Ertrag und Stickstoffzug war sowohl im Ackerbau (Winterweizen, Mais) als auch im Grünland gering. Vielmehr von Bedeutung sind die richtige Dosierung und Terminierung der Gülleausbringung.

[Besson et al. 1985] stellten 20 Minuten nach der Ausbringung vergorener Gülle Stickstoffverluste für Rindergülle von 10.9 % (gelagerte 4.8 %) und für Schweinegülle von 13.6 % (gelagerte 5.0 %) fest. 7 Tage nach der Ausbringung lagen die Verluste für Rindergülle bei 28.4 % (gelagerte 12.8 %) und für Schweinegülle bei 25.6 % (gelagerte 11.4 %).

[Mannheim 1996] mass die Ammoniakemissionen nach Ausbringung von vergorener Rindergülle im Vergleich zu unbehandelter Rindergülle und stellte fest, dass bei gleich hoher Stickstoffmenge, 1.4 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>, bei der Biogasgülle 72 % und bei der unbehandelten Gülle 59 % der ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge als Ammoniak emittiert wurden, obwohl der TS-Gehalt durch die Vergärung von 5.25 % auf 4.7 % reduziert wurde.

**Tabelle 16: Ammoniakverluste bei der Ausbringung unbehandelter und vergorener Rindergülle**

[Mannheim 1996]

Güleeigenschaften				NH <sub>3</sub> -Emission		
Gülleart	NH <sub>4</sub> -N (kg/m <sup>3</sup> )	TS (%)	pH	Menge (m <sup>3</sup> /ha)	kg N/ha	% des ausgebr. NH <sub>4</sub> -N
Rindergülle unbehandelt	1.4	5.25	7.1	30	26.3	63.7
					22.2	54.1
Biogasgülle	1.4	4.7	7.8	30	29.8	73.4
					28.6	70.7

Die anaerobe Behandlung bewirkte nach [Messner 1988] eine Verminderung des Mineräldüngeräquivalents (Mehrertrag gegenüber dem ungedüngten Kontrollfeld, Winterweizen) im Vergleich zur unbehandelten Rindergülle von 20 % bei 60 kg NH<sub>4</sub>-N/ha bzw. von 11 % bei 120 kg NH<sub>4</sub>-N/ha. Auf Grünland wurden keine gesicherten Ertragsunterschiede zwischen unbehandelter und vergorener Gülle festgestellt. Einzig in der Zusammensetzung des Bestandes fand [Messner 1988] Unterschiede. Fermentierte Gülle beeinträchtigte das Wachstum der Leguminosen im Gegensatz zur unbehandelten Gülle wenig.

[Amon 1997] spricht im Zusammenhang mit der Vergärung von der vorteilhaften Veränderung der Gülle als schnell wirkender und gut geeigneter Kopfdünger. Der höhere pH und Ammoniumgehalt erhöht die Gefahr von Ammoniakemissionen, weshalb die Biogasgülle in geschlossenen Behältern gelagert und bodennah in die Vegetation ausgebracht werden muss. Die sonst üblichen Prallteller sind keinesfalls zur Ausbringung geeignet.

[Reitz et al. 1998] wies nach, dass bei Ausbringung anaerob vorbehandelter Rindergülle 36 % als Ammoniak innert 48 Stunden verloren gingen, gegenüber 29 % der unbehandelten Rohgülle (Rohgülle mit 6.0 % TS und pH 7.5, vergorene Gülle 5.5 % TS und pH 8.1, breitflächige Ausbringung, 4670 mg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>). Die höheren Emissionen der vergorenen Gülle werden auf eine geringe TS-Gehaltsreduktion bei gleichzeitig starker pH-Erhöhung während der Vergärung zurückgeführt. Es wird empfohlen, dass die Vorbehandlung in Form einer Vergärung zur Emissionsminderung nur dann sinnvoll ist, wenn die TS-Abnahme stärker ist als die Zunahme des pH-Wertes.

[Friedel et al. 1996] verglichen die Stickstoffmineralisierung von vergorener Rindergülle (6.0 % TS, pH 7.4) mit unbehandelter Rindergülle (6.9 % TS, pH 7.6) und stellten in Feldversuchen fest, dass die Gefahr von denitrifikationsbedingten, gasförmigen N-Verlusten bei Düngung vergorener Gülle wegen der geringeren Gehalte an leicht umsetzbarer organischer Substanz geringer ist als bei unbehandelter Gülle. In Verbindung mit dem höheren Ammoniumanteil, dem besseren Infiltrationsvermögen und der rascheren Freisetzung organisch gebundenem Stickstoff ermöglicht es, vergorene Gülle gezielter einzusetzen.

### 3.5 CO-VERGÄRUNG UND NACHBEHANDLUNG SEPARIERTER FESTSTOFFE

Betreffend Ammoniakemissionen bei der Co-Vergärung sowie der Ausbringung vergorener Gülle mit Co-Substraten liegen uns keine Daten vor.

Grundsätzlich sind Co-Substrate interessant, wenn Abfallgebühren eingefordert werden können und/oder wenn der Gasertrag des Substrates hoch ist.

**Tabelle 17: Biogasertrag und Methangehalt ausgewählter Stoffe**

[Weiland 2001]

Stoffgruppe	Biogasertrag (l/kg OTS)	Methangehalt (Vol.-%)	Heizwert (kWh/m <sup>3</sup> )
Kohlenhydrate	700 – 800	50 – 55	5.0 – 5.5
Proteine	600 – 700	70 – 75	7.0 – 7.5
Fette	1'000 – 1'250	68 - 73	6.8 – 7.3

OTS = organische Substanz in der Trockensubstanz

Es wird ersichtlich, dass Stoffe mit hohem Proteingehalt und Stoffe mit hohem Fettanteil bezüglich Gasertrag, Methangehalt und daraus folgendem hohem Heizwert ideal geeignete Substrate darstellen. Zum Vergleich erzielt Gülle zwischen 400 bis 450 l/kg OTS mit einem Methangehalt von rund 60 %.

Teilweise liegt der Gesamtstickstoffgehalt in den zur Vergärung geeigneten Abfällen höher als bei Gülle. Gerade protein- bzw. fetthaltige Substrate sind mikrobiell sehr instabil. Weil beim anaeroben Abbauprozess das Ammonium nur wenig mikrobiell gebunden wird, könnte der zusätzliche über Co-Substrate beigefügte Stickstoff zu höheren Ammoniakemissionen bei der Ausbringung im Vergleich zur Vergärung von Gülle führen.

Nitrathaltige Co-Substrate könnten während der Vergärung dazu führen, dass das Nitrat reduziert wird (Nitratammonifikation) und als Endprodukt Ammoniak entsteht oder dass das Nitrat denitrifiziert wird und somit teilweise als Lachgas und Stickstoff (N<sub>2</sub>) entweicht [Schlegel 1972]. Dies könnte zu vermehrten Stickstoffemissionen während der Vergärung führen.

Bei der Kompostierung von Bioabfall lagen die Ammoniakemissionen bei 267 g N/t Frischmasse [Schulze Lammers et al. 1997]. Im Vergleich dazu lagen die Verluste bei einwöchiger Lagerung von Tiefaufmist von Mastbullen zwischen 262 und 279 g N/t Frischmasse, von Tretmist von Mutterkühen zwischen 59 und 104 g/t und für Kurzstandmist von Milchkühen bei 313 g/t Frischmasse. Beim Bioabfall handelt es sich um separat eingesammelten Siedlungsabfall, der vorwiegend aus Küchenabfällen und einem hohen Anteil an Rasenschnitt bestand.

Die Kompostierung von Feststoffen kann zu einer Stickstofffixierung aber auch zu Ammoniakverlusten führen. Die Steuerung der Luftzufuhr ist dabei entscheidend.

Da zu wenig Daten über die Ammoniakemissionen bei der Co-Vergärung von Abfällen und Gülle vorhanden sind und über die Nachbehandlung in Form der Kompostierung und Nach-trocknung ebenfalls keine Daten gefunden werden konnten, ist eine Beurteilung dieser Verfahrenskombination nicht möglich.

Eine Beurteilung ist erst nach Messungen an einer oder mehrerer Praxisanlagen machbar.

### 3.6 MASSNAHMEN ZUR REDUKTION DER AMMONIAKEMISSIONEN

#### 3.6.1 Ausbringtechnische Massnahmen

[Frick et al. 1997] unterscheidet zwei Bereiche, die Organisation der Düngung und die technischen Massnahmen zur Verminderung der Ammoniakemissionen.

**Tabelle 18: Wirkungen der bei der Hofdüngerausbringung möglichen Massnahmen zur Reduktion von Ammoniakverlusten. Wirkung = Verlustreduktion in % der Emission unter aktuellen Produktionsbedingungen.**

[Frick et al. 1997]

Massnahme	Verlustreduktion (% des appl. NH <sub>4</sub> -N)	
	Gülle	Mist
A. Organisation der Düngung		
1. Rücksichtnahme auf die Witterung		
1.1. Wahl eines Tages mit günstigen Bedingungen	20	10
1.2. Wahl der Tageszeit	25	10
1.3. Ausbringen bei leichtem Regen	40	40
2. Saisonale Planung des Hofdüngereinsatzes	20	-
3. Beachtung des Bodenzustandes	20	-
4. Güllerverdünnung	10-30 <sup>1</sup>	-
B. Technische Massnahmen		
1. Bearbeitungsmassnahmen im Ackerbau		
1.1. Nachträgliches Einarbeiten	20 <sup>2</sup> /40 <sup>3</sup>	20 <sup>2</sup> /40 <sup>3</sup>
1.2. Lockern vor Gülleaustrag	20	-
2. Gülleausbringtechnik		
2.1. Schleppschläuche	45	-
2.2. Schleppschuhe	50	-
2.3. Schlitzdrill	70	-
2.4. Tiefe Injektion	90	-

Legende:

<sup>1</sup> Je nach Verdünnungsgrad, max. 1 : 3

<sup>2</sup> Bei Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden

<sup>3</sup> Bei Einarbeitung innerhalb von 4 Stunden

Den Einfluss des Ausbringverfahrens stellte [Schürer und Reitz 1998] dar. Sie verglichen die Ausbringverfahren Prallteller mit Schleppschuh und Schlitzdrill. Der Prallteller verursachte 27 % Ammoniakemissionen (als prozentualer Stickstoffverlust der ausgebrachten Stickstoffmenge) im Vergleich zum Schleppschuh mit 13 % und 6 % beim Schlitzdrill. Hingegen zeigte das Schlitzdrillverfahren mit rund 2 % Lachgasemissionen die höchsten Werte gegenüber dem Schleppschuh und dem Prallteller mit 0.8 % bzw. 0.2 %.

[Döhler 2001] stellte Daten über die kumulativen Ammoniakverluste 48 Stunden nach der Ausbringung in Abhängigkeit der Gülleart und der Temperatur zusammen.

**Tabelle 19: Ammoniakverluste verschiedener Güllen in Abhängigkeit des Ausbringverfahrens und der Temperatur**

[Döhler 2001]

48 Stunden	Ammoniakverluste in % des applizierten NH <sub>4</sub> -N							
	Breitverteiler, o. Einarbeitung				Schleppschauch			
	5°C	10°C	15°C	25°C	5°C	10°C	15°C	25°C
Rindergülle	30	40	50	90	26	36	46	90
Schweinegülle	10	20	25	70	7	14	18	55
Rindergülle	Reduktion mit Schleppschauch				13.3 %	10.0 %	8.0 %	0 %
Schweinegülle	Reduktion mit Schleppschauch				30.0 %	30.0 %	28.0 %	21.4 %

[Frick 1996] beziffert die Ammoniakemissionsreduktion durch den Einsatz von Schleppschläuchen im Wiesland auf 30 bis 60 % bzw. auf 50 bis 80 % beim Schleppschuh-Verfahren. Im Gegensatz zur Gülle gäbe es bei Mist keine Alternativen zur herkömmlichen Ausbringtechnik mit dem Mistzetter.

[Katz 1996] schätzt das Verminderungspotential an Ammoniakverlusten durch den Einsatz des Schleppschauchverteilers gesamtschweizerisch auf ca. 20 %, unter der Annahme, dass etwa ein Drittel der anfallenden Güllemenge auf diese Weise ausgebracht wird.

[Frick et al. 1997] fanden folgende Verlustdaten bei der Ausbringung von Rindergülle in Abhängigkeit der Ausbringzeit, Bodenfeuchte, Lufttemperatur und Ausbringverfahren:

**Tabelle 20: Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Rindergülle in Abhängigkeit der Ausbringzeit, Bodenfeuchte, Lufttemperatur und Ausbringverfahren**

[Frick et al. 1997]

Verfahren	Ausbringzeitpunkt	Ausgebrachte NH <sub>4</sub> -Menge/ha (kg N/ha)	NH <sub>3</sub> -Verluste (kg N/ha)	NH <sub>3</sub> -Verlust (% der appl. NH <sub>4</sub> -Menge)
Versuch 1: Rindviehgülle , 2.8 % TS, 0.8 kg NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> , Temp. 14°C bei Ausbringung, nasser Boden, Juli 1993				
Prallteller	10:15	26.7	13.1	50
Schleppschauch <sup>1</sup>	09:50	24.7	9.2	37
Schlitzdrill	09:15	26.3	6.4	24
Versuch 2: Rindviehgülle , 3.4 % TS, 0.8 kg NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> , Temp. 24°C bei Ausbringung, trockener Boden, Juli 1994				
Prallteller	10:45	23.7	22.6	94
Schleppschauch <sup>2</sup>	09:50	23.0	7.4	32
Schlitzdrill	10:20	26.0	4.0	15

1 = Abstand der Ablaufschläuche: 40 cm, 2 = Abstand der Ablaufschläuche: 25 cm

[Schürer et al. 1998] zeigten ebenfalls die Minderung von Ammoniakemissionen durch den Einsatz verschiedener Ausbringetechniken auf. Sie massen zusätzlich die Emissionen von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O. Dabei stellte sich heraus, dass beim Prallteller 5.9 g/m<sup>2</sup> CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O als CO<sub>2</sub>-Äquivalente, beim Schleppschuh 12.8 und bei mit dem Schlitzdrill 32.6 g/m<sup>2</sup> emittierten.

Niederschläge bei der Ausbringung können Ammoniak- und Methanemissionen senken helfen, hingegen steigen die Emissionen von Lachgas [Reitz et al. 1999]. Zur effizienten Stickstoffausnutzung empfehlen die Autoren die Ausbringung der Gülle vor Niederschlägen, da der prozentuale Ammoniakverlust bedeutend höher ist als der Verlust durch Lachgas.

**Tabelle 21: Einfluss der Niederschlagsmenge auf die Emissionen**

[nach Reitz et al. 1999]

Emissionen Gas Zeit	kumulierte absolute Emissionen (mg/m <sup>2</sup> )				
	NH <sub>3</sub> -N 2 Tage	% NH <sub>4</sub> -N	N <sub>2</sub> O-N 10-14 Tage	% NH <sub>4</sub> -N	CH <sub>4</sub> 3-9 Stunden
0 mm	941	24	22	0.6	298
7 mm	518	13	81	2.4	213
14 mm	311	8	142	4.1	123

Die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Gülle und Mist im Ackerbau können mittels entsprechender Bodenbearbeitung reduziert werden. Dabei kann entweder vor der Ausbringung der Boden gelockert oder nach der Ausbringung der Hofdünger eingearbeitet werden [Frick et al. 1997]. Bei der Einarbeitung ist die Dauer zwischen der Ausbringung und dem Einarbeiten entscheidend. Die Verlustminderung durch Einarbeiten 2 Stunden nach Ausbringen beträgt 60 %, nach 4 Stunden 40 % und nach 24 Stunden 20 %. Diese Werte gelten für den Pflug mit vollständiger Einarbeitung. Bei Grubbern liegt die Wirkung um rund einen Drittel tiefer, da der Boden nur oberflächlich bearbeitet wird.

Nach Ausbringung unbehandelter Rindergülle auf Grünland mit dem Prallteller beliefen sich die Ammoniakverluste auf 52.7 % der ausgebrachten Stickstoffmenge im Vergleich zur Ausbringung auf Ackerland mit 32.6% [Mannheim 1996]. Vor der Ausbringung geegtes Ackerland führte zu einer weiteren Verminderung der Ammoniakverluste von 31.2 % im Vergleich zur Ausbringung auf Grünland mit 60.2 %, was auf das bessere Infiltrieren der Gülle zurückgeführt wird. Die Verluste nach breitflächiger Ausbringung in Abhängigkeit der Gülleart zeigte, dass bei Schweinegülle (1.3 % TS, 1.3 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>) 17.8 %, bei Rindergülle (2.0 % TS, 0.5 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>) 31.0 % und bei Hühnergülle (8.9 % TS, 3.8 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>) 47.0 % der ausgebrachten Stickstoffmenge als Ammoniak emittiert wurden. Die Ursache für die geringen Verluste bei Schweinegülle werden mit der hohen Fließfähigkeit begründet. Bei Rindergülle wurde zusätzlich der TS-Gehalt variiert. Bei einem TS-Gehalt von 2.9 % lag die Emission nach rund 105 Stunden bei 41 %, für einen TS-Gehalt von 4.2 % bei 72.4 %, für einen TS-Gehalt von 6.3% bei 83.8 % und für einen TS-Gehalt von 8.4 % sogar 99.4 %. Der Versuch wurde am gleichen Tag durchgeführt.

Bei der Ausbringung von Mist lassen sich die Ammoniakverluste nur mittels Einarbeitung reduzieren [Zimmermann 1993]. Erfolgt die Einarbeitung 6 Stunden nach dem Ausbringen des Mist, betragen die Verluste 20 % der ausgebrachten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Menge, nach 3 Tagen rund 35 %, nach 7 Tagen etwa 50 % und nach 28 Tagen knapp 60 %.

### 3.6.2 Abdeckung der Lagerbehälter

Die Ammoniakemissionen aus Güllelager sind im Sommer rund zwei- bis dreimal so hoch wie im Winter und bei Schweinegülle zwei- bis dreimal so hoch wie bei Rindergülle [Keck 1996]. Eine Abdeckung der Lagergrube führt zu hohen Emissionsreduktionen bei Ammoniak.

**Tabelle 22: Einfluss der Lagerabdeckung auf die Ammoniakverluste**

[Keck 1996]

Massnahme	Ammoniak-Emissionsreduktion (% des $\text{NH}_4\text{-N}$ )
Schwimmdecke	55 – 85
Schwimmfolie	75 – 95
Blähton, Granulatschüttung	70 – 80
Betondecke, Holzabdeckung, Zeltdach	80 - 90

Keck empfiehlt weiterhin eine Befüllung der Lagergrube vom Boden aus, damit vorhandene Schwimmdecken nicht zerstört werden.

Nach [de Bode 1990 zitiert in: Hartung et al. 1994] führen Gülleanlagerabdeckungen gegenüber keiner Abdeckung vor allem im Sommer zu hohen Ammoniakverlustminderungen.

**Tabelle 23: Ammoniakverlustminderung in Abhängigkeit der Lagerabdeckung und Jahreszeit**

(Ammoniakreduktion in % des  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) [de Bode 1990 zitiert in: Hartung et al. 1994]

Massnahme	Schweinegülle		Rindergülle		Hühnergülle
	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Winter
Zeltdach	94	84	84	71	71
Wellblech	84	54	50	46	30
Schwimmfolie	94	73	86	82	72
Polystyrenkugeln	85	89	81	78	76

[Balsari et al. 1994] fanden bei der Lagerung von Schweinegülle Abhängigkeiten der Ammoniakemissionen von der Tageszeit mit Höchstwerten zwischen 1400 Uhr und 1600 Uhr ( $150 - 250 \text{ mg NH}_3/\text{h} \cdot \text{m}^2$ ), der Oberflächentemperatur der Gülle, der Umgebungstemperatur sowie der Jahreszeit (Höchstwerte Juli und August mit  $60 \text{ g bis } 120 \text{ g NH}_3/\text{m}^2 \cdot \text{Monat}$ ).



**Tabelle 24: Einfluss unterschiedlicher Gülleabdeckungen auf die NH<sub>3</sub>-, N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen**

T= 20°C, t = 120d [Hüther et al. 1997]

Rindergülle	NH <sub>3</sub> -N (% Gesamt-N)	Minderung* (%)	N <sub>2</sub> O-N (% Gesamt-N)	CH <sub>4</sub> -C (% Gesamt-C)
separierte Gülle	17.1	0	0.00	1.85
Rohgülle**	14.3	16	0.17	1.80
sep. G. + Blähton	4.2	75	0.48	1.59
Rohg. + Blähton	4.0	77	0.55	1.95
sep. G. + Stroh	2.2	87	1.15	3.05
Rohg. + Stroh	2.4	86	1.12	3.58
sep. G. + Folie	1.5	91	0.07	0.63
Rohg. + Folie	2.1	88	0.18	2.09

Minderung\* der Ammoniakemissionen im Vergleich zu separierter Gülle ohne Abdeckung;

Rohgülle\*\* = Rohgülle mit natürlicher Schwimmdecke; sep. G. = separierte Gülle; Rohg. = Rohgülle

Die Schadgasfreisetzung bei der Lagerung von Rindergülle untersuchten [Hüther et al. 1997]. Die Daten zeigen, dass bei der Verwendung von Stroh als Abdeckung die höchsten Lachgas und Methanemissionen zu verzeichnen sind.

### 3.6.3 Verdünnung mit Wasser

Gülle ist eine polydisperse Suspension bei der sich die Sinkgeschwindigkeit exponentiell mit zunehmendem TS-Gehalt verringert [Balsen 1981]. Je mehr Wasser in die Lagergrube gelangt umso schneller bildet sich eine Sinkschicht und eine Schwimmdecke aus. Der Rühraufwand nimmt zu. Damit könnte auch das Potential an Ammoniakemissionen ansteigen.

Da das Lagervolumen und dadurch die Güllelagerfläche pro Tier mit zunehmender Verdünnung der Gülle zunimmt, blieb diese Massnahme bei den Kalkulationen von [Menzi et al. 1997] bezüglich Ammoniakemissionen unberücksichtigt.

[Balsari et al. 1994] verglichen Ammoniakemissionen während der Lagerung von Schweinegülle. Die Emissionen waren vom TS-Gehalt der Gülle abhängig ( $r^2 = 0.72$ ). Die Ammoniakemissionen betragen bei 4.7 % TS etwa 6 % (Verlust bezogen auf den Stickstoffgehalt der Gülle), bei 2.5 % TS rund 2 % und bei weniger als 1 % TS unter 1%.

[Schürer 2000] verglich die Auswirkungen der Wasserverdünnung der Gülle auf die Emissionen. Die Untersuchung wurde mit Rindergülle mit 5.5 % TS und 2.9 % TS durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Ammoniakverluste mit der Verdünnung von 59 % N-Verlust zur ausgebrachten Ammoniummenge auf 42 % sinken, was einer Verminderung von 29 % entspricht. Die Verdünnung erzielt auch bei Methan geringere Emissionen. Die kumulierte Methanemission lag bei der unverdünnten Gülle dreimal so hoch wie bei der verdünnten (298 mg/m<sup>2</sup> gegenüber 102 mg/m<sup>2</sup>). Hingegen wirkte sich die Verdünnung bei der Lachgasemission konträr aus. Der kumulierte Stickstoffverlust durch Lachgas lag bei der unverdünnten Gülle bei 8 mg/m<sup>2</sup> gegenüber 20 mg/m<sup>2</sup> der verdünnten Variante.

[Katz, 1996] unterscheidet bei der Gülleverdünnung zwei Fälle, einerseits das Ausbringen verdünnter Gülle auf mehr Fläche und andererseits in höheren Mengen. Im ersten Fall ist eine Abnahme der Verluste nur bei Ammoniumgehalten von weniger als 2 kg/m<sup>3</sup> Gülle zu erwarten. Bei einer Verdünnung von 1 : 1 sei zwar eine Verlustminderung von bis zu 50 % erreichbar,

jedoch nur bei kühlem und sehr feuchtem Wetter. Im allgemeinen dürfte die Verminderung zwischen 10 und 20 % liegen. Der zweite Fall, das Ausbringen der verdünnten Gülle in höheren Mengen (d.h. die gleiche Ammoniummenge pro ha) sei weitaus effizienter betreffend Reduktion der Ammoniakverluste. Bei 1 : 1 Verdünnung können 30 bis 60 % der Ammoniakverluste reduziert werden. Katz schätzt das Minderungspotential mittels Verdünnung der Gülle aber als relativ gering ein, weil die Gülle in der Schweiz schon meist 1 : 1 verdünnt produziert wird.

Vor allem im Bereich zwischen 4 % und 12 % TS wird die Ammoniakemission vom Feststoffanteil der Gülle beeinflusst, über und unter dieser Spanne zeigt sich die Ammoniakausgasung weitgehend unabhängig vom TS-Gehalt der Gülle [Sommer et al. 1991].

[Lorenz et al. 1994] setzten bei der Ausbringung von Rindergülle auch eine Methode ein, bei der die, mit einem Prallteller ausgebrachte Gülle mit Wasser auf den Boden „gewaschen“ wird. Im Vergleich zur Breitflächen-Applikation erzielte die „Wasserabwasch“-Variante eine Reduktion der Ammoniakemissionen von 18 %, der Einsatz von Schleppschläuchen 25 %, der Schlitzdrill 70 % und das Eindrillen 87 % Emissionsminderung.

[Morken 1992] verglich verschiedene Behandlungsmethoden für Rindergülle hinsichtlich den Ammoniakverlusten. In Abhängigkeit des Ausbringtermins (Mai bis August) gingen bei unbehandelter Gülle zwischen 30 % und 82 % der applizierten Ammoniummenge als Ammoniak verloren und mit Wasserverdünnung (1 : 1) zwischen 25 % und 55 %. Hargülle emittierte mit weniger als 14 % am wenigsten.

[Frick et al. 1997] untersuchten den Einfluss der Wasserverdünnung der Gülle auf die Ammoniakverluste während drei Tagen nach Anwendung von Rindviehgülle in Windtunnelversuchen (1995). In den Tunneln wurden 35 m<sup>3</sup> Gülle pro ha ausgebracht, sodass die ausgebrachte NH<sub>4</sub>-Menge mit zunehmender Verdünnung abnahm.

**Tabelle 25: Einfluss der Wasserverdünnung der Gülle auf die Ammoniakverluste**

[Frick et al. 1997]

Verdünnung	TS-Gehalt (%)	NH <sub>4</sub> -Gehalt (kg N/m <sup>3</sup> )	NH <sub>3</sub> -Verlust (% NH <sub>4</sub> -N ausg.)	Verlustreduktion (%)
1 : 0	7.1	3.9	95	-
1 : 0.5	4.8	2.6	74	22
1 : 1	3.6	2.0	57	40
1 : 2	2.4	1.3	42	56
1 : 3	1.8	1.0	29	69
1 : 4	1.4	0.8	22	77

Die Verlustreduktion aufgrund der Verdünnung verläuft hingegen nicht linear. Eine sehr starke Verdünnung von 1 : 3 und mehr zeigt nur noch relativ geringe Minderungen.

### 3.6.4 Kompostierung von Gülle und Mist

[Martins und Dewes 1992] mischten Stroh mit verschiedenen Güllen (Rinder-, Schweine- und Hühnergülle) und massen die, bei der Kompostierung in Mieten auftretenden Emissionen. Die verschiedenen Rohgüllen mit einem TS-Gehalt zwischen 7.4 % und 17.2 % wurden mit gehäckseltem Stroh (ca. 5 bis 10 cm, 80 % TS) gemischt. Die Strohzugabe erfolgte in Abhängig-

keit des TS-Gehalts der jeweiligen Rohgülle. Der zugegebene Massenanteil lag zwischen 5 % und knapp 10 %, wobei der TS-Gehalt der Gemische zwischen 14 % und 21 % lag. Die Mischungen wurden in Kompostbehälter als Dreiecksmieten mit einer Mietenhöhe von 0.6 bis 0.8 m angelegt und während 98 bis 114 Tagen kompostiert. Das während des Kompostierungsprozesses anfallende Sickerwasser wurde regelmässig zur Bewässerung der Mieten zurückgeführt. Stickstoffverluste traten einerseits durch Sickerwasser als Ammonium- und Nitratstickstoff als auch hauptsächlich durch Ausgasung in Form von Ammoniak und NO<sub>x</sub> auf. Bei Hühnergülle traten die höchsten gasförmigen Stickstoffverluste mit 60 % bis 70 % des Anfangsgehaltes auf. Für Schweine- und Rindergülle lagen die Werte bei 54 % bzw. 57 %. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen lagen durchschnittlich bei 5 % der gesamten gasförmigen Verluste. Die Kompostierung von Festmist führt zu Ammoniakverlusten. In einem Flachsilo wurde der Mist während vier Wochen behandelt. Dabei konnte ein Stickstoffverlust von 13 bis 25 % gemessen werden. Bei ungünstigen Prozessbedingungen traten sogar bis 40 % Verluste auf [Popp et al. 1993].

[Käck 1996] und [Hentschel 1997] zitierten in ihren Arbeiten verschiedene Autoren, die sich mit der Kompostierung von Mist befassten.

**Tabelle 26: Stickstoffverluste bei der Kompostierung von Mist**

[Käck 1996] und [Hentschel 1997]

Autor	N-Verlust (% N <sub>gesamt</sub> )	Substrat	Verfahren Dauer
Atzkern 1990	32	Rinderstallmist ohne Umsetzen	Miete 71 Tage
	34	1 x Umsetzen/Woche	
	40	2 x Umsetzen/Woche	
Atzkern 1990	27	Tretmist ohne Umsetzen	Miete 71 Tage
	27	1 x Umsetzen/Woche	
	28	2 x Umsetzen/Woche	
Kirchmann 1985	38.9 (39.3)	Rindermist	Miete (halbtechn.) 3 Monate, in ( ): 5 Monate
	29.1 (36.1)	16 C/N	
	26.8 (20.9)	17.4 C/N	
	31.6 (33.3)	22 C/N	
	10.3 (22.1)	23.9 C/N	
	6.5 (+8.1)	32.8 C/N 40.5 C/N	
Schuchardt 1990	3 – 14	Rinderfestmist+Panseninhalt	Rottebehälter/Miete 8 Wochen 7 Wochen 4 Wochen 7 Wochen
	41 – 75	Hühnerkot + Stroh	
	55 – 58	Hühnereinstreumist+Kot	
	45 – 52	Hühnereinstreumist+Wasser	
Popp et al. 1993	13 – 25	Rinderfestmist	Tunnelreaktor 4 Wochen
Popp et al. 1995	4.1 – 41.5	Rinderfestmist	Tunnelreaktor 4 Wochen

[Dewes, 1993] befasste sich mit der Mietenkompostierung von Festmist und stellte fest, dass bei Rottezeiten von 66 bis 73 Tagen gasförmige Stickstoffverluste von 37.4 % bei Rindermist und 67.5 % bei Hühnermist auftraten. Die durch Sickersaft hervorgerufenen Verluste waren bei Rindermist und einer Lagerzeit von 6 Monaten mit 2 % bis 4 % des ursprünglich im Mist vorhandene Stickstoffs gering.

[Menzi, 1993] zitiert Versuche von [Besson, 1991] über Stickstoffverluste bei der Lagerung von Mist. Für Stapelmist (anaerob) werden die Verluste mit 6 % beziffert, wobei etwa gleich viel ausgewaschen wurde. Bei Rottemist (aerob) lagen die Verluste 4 bis 5 mal höher.

[Zimmermann 1993] geht von maximal 10 % Verlusten aus, wenn Mist innerhalb von 3 Tagen nach der Ausbringung eingearbeitet wird.

### 3.6.5 Belüftung

In Versuchen zur Intensivbelüftung von Gülle (Mischgülle,  $\frac{3}{4}$  Mastrinder +  $\frac{1}{4}$  Mastschweine mit 5.9 % TS sowie Mastschweinegülle mit 4.1 % TS) schwankten die Stickstoffverluste in Abhängigkeit der Substrattemperaturen zwischen 0 % bis 21.9 % [Oechsner 1991]. Vor allem Temperaturen von mehr als 40°C sind problematisch und verursachen zudem Geruchsemissionen.

Die Belüftung von Schweinerohgülle (TS 6.3 bis 7.4 %, pH 8.7 bis 9.3) bewirkte Stickstoffverluste zwischen 6 % und 61 % in Abhängigkeit der Belüftungsdauer (4 bis 11.8 Tage) und Temperatur (36.8 bis 49.5°C) [Svoboda et al. 1990]. In Versuch 1 konnte eine Nitrifikation und Denitrifikation festgestellt werden, die der Grund für die höchsten Stickstoffverluste darstellt. In den beiden anderen Versuchen 2 und 3 kam die Nitrifikation aufgrund der zu geringen Sauerstoffkonzentrationen gar nicht zu Stande. Die dabei auftretenden Stickstoffverluste dürften deswegen vor allem in Form von Ammoniak erfolgt sein.

**Tabelle 27: Stickstoffverluste bei der Belüftung von Schweinegülle**

[Svoboda et al. 1990]

Parameter	Einheit	Versuch 1	Versuch 2	Versuch 3
Temperatur	°C	36.8	37.5	49.5
Aufenthaltsdauer	Tage	11.8	5.5	4.0
gelöster O <sub>2</sub>	%	24	2	3
Schweinerohgülle				
TS	%	7.4	6.5	6.3
pH		8.9	9.3	8.7
N <sub>gesamt</sub>	g/l	6.4	8.3	7.7
NH <sub>4</sub>	g/l	3.4	3.9	4.2
Belüftete Gülle				
TS	%	5.7	5.4	4.4
pH		6.9	8.9	8.6
N <sub>gesamt</sub>	g/l	2.5	7.8	6.9
NH <sub>4</sub>	g/l	0.03	3.7	3.6
NO <sub>3</sub>	g/l	0.44	-	-
N-Verlust	%	61	6	10

Solange die Substrattemperatur während der Belüftung von Rinderrohgülle (7.1 % TS, pH 7.3) unter 30°C liegt, konnte kein Zusammenhang zwischen den Stickstoffverlusten und der Belüftungsdauer (34 Tage) festgestellt werden [Skjelhaugen 1991]. Die Versuche wurden auf Praxisbetrieben mit Tiefenbelüftern (Tauchpumpe) durchgeführt. Die belüftete Gülle wies einen TS-Gehalt von rund 5.6 % und einen von pH 7.9 auf. Die Stickstoffverluste lagen bei 11 % für den  $N_{\text{gesamt}}$  und bei 14 % für den  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

Auch [Balsari et al. 1994] verglichen Ammoniakemissionen während der Lagerung von Schweinegülle. Die Ammoniakemissionen betragen bei der Variante ohne Behandlung 3.8 % (Verlust bezogen auf den Stickstoffgehalt der Gülle) und 0.3 % Lagerverluste bei der Belüftung. Verluste während der Belüftung wurden nicht aufgeführt.

[Reitz et al. 1998] konnten bei der aerob-thermophilen Stabilisierung von Rindergülle nach der Ausbringung um bis zu 20 % höhere Ammoniakemissionen im Vergleich zu Rohgülle nachweisen.

In Versuchen von [Besson et al. 1982] erhöhte sich der pH der belüfteten Gülle auf etwa 8. Der Gesamtstickstoffgehalt nahm bei Rindergülle um 6.9 % und bei Schweinegülle um 5.3 % ab. Gleichzeitig wurde eine Abnahme der organischen Substanz um 20 % bei beiden Güllen gemessen. Die mittlere Aufbereitungsdauer lag bei 43 bis 45 Tagen mit Temperaturen im Mittel von 26°C. Die Belüftung selbst erfolgte zu Beginn während 1 bis 2 Tagen dauernd und anschliessend intervallmässig während 6 bis 7 Wochen.

[Besson et al. 1985] quantifizierten die Ammoniakverluste belüfteter Gülle nach der Ausbringung. Während der Belüftung lagen die Verluste bezogen auf den Gesamtstickstoffgehalt für Rindergülle bei 9.7 % und für Schweinegülle bei 4.8 %. 20 Minuten nach der Ausbringung wurden bei beiden Güllen Verluste von 7.8 % gemessen, nach 7 Tagen nach der Ausbringung lagen die Verluste für belüftete Rindergülle bei 11.6 % und für belüftete Schweinegülle bei 26.5 %. Die Verluste bei unbehandelter Rindergülle lagen bei 12.8 % und bei unbehandelter Schweinegülle bei 11.4 %.

In Laborversuchen konnte [Paul et al. 1989] den Zusammenhang zwischen dem pH-Anstieg in der belüfteten Gülle und der Abnahme der flüchtigen Fettsäuren und des Ammoniumstickstoffs. Bei einer Belüftungsdauer von 4 Tagen lagen die Ammoniumstickstoffverluste bei 32 %. Allerdings wurde die Gülle jeweils vor der Belüftung unter anaeroben Bedingungen gelagert, anschliessend mit gleichem Mengenanteil mit Wasser verdünnt und belüftet.

[Schechtner 1993] konnte in bei der Belüftung von Rindergülle (Wintergülle; 7.8 % TS, pH 7.29) Stickstoffverluste (Gesamt-N) von 5 % gegenüber unbehandelter Gülle mit 3 % Verlusten nachweisen. Bei Sommergülle (6.83 % TS, pH 7.25) lagen die Verluste bei 7 % für die belüftete und bei 6 % für die gelagerte Gülle. Die Belüftung erfolgte im Mittel ab 14 Tage vor der Ausbringung als intermittierende Lagerendbelüftung (2x2 h/Tag). Die Stickstoffverluste bei Schweinegülle (Wintergülle, 5.52 % TS, pH 6.97) lagen bei 3 % gegenüber 1 % bei unbehandelt gelagerter Gülle. Bei Sommergülle (5.35 % TS, pH 7.0) gingen 9 % gegenüber 5 % bei unbehandelter Gülle verloren. Die Lagerdauer der Schweinegülle lag im Mittel bei 16 Tagen für die Wintergülle und bei 45 Tagen für die Sommergülle. Das Belüftungsregime war dasselbe wie mit Rindergülle, ausgenommen die etwas kürzere Belüftungsdauer.

Belüftete Gülle sollte im Vergleich zu unbehandelter Gülle weniger Mineralstickstoff, dafür mehr organisch gebundenen Stickstoff enthalten [Besson et al. 1984]. Nach der Ausbringung belüfteter Gülle müsste demzufolge die direkte Stickstoffwirkung für den ersten Aufwuchs geringer sein, dafür sei eine bessere Wirkung auf die darauffolgenden Aufwüchse als Folge der Mineralisierung zu erwarten. Tatsächlich zeigt die belüftete Gülle eine geringere Stickstoffwirkung als unbehandelte Gülle. Doch geht der organisch gebundene Stickstoff wider Erwarten in den Stickstoffpool des Bodens und unterliegt dort der jährlichen Mineralisierungsrate von 1 % bis 3 % und ist nur wenig pflanzenverfügbar.

In Abhängigkeit des Ausbringtermins (Mai bis August) gingen bei unbehandelter Rindergülle zwischen 30 % und 82 % der applizierten Ammoniummenge als Ammoniak verloren und bei belüfteter Gülle zwischen 55 % und 82 % [Morken 1992].

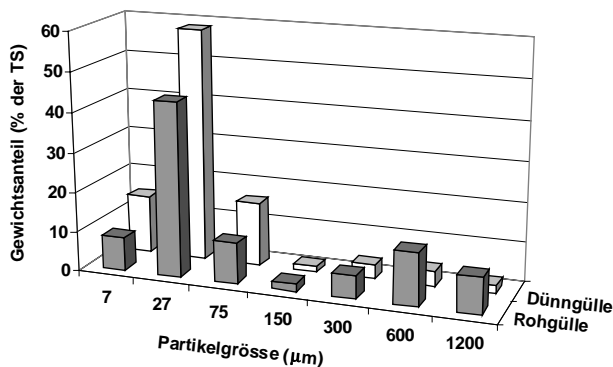
[Pain et al. 1990] massen die Ammoniakverluste nach Ausbringung von belüfteter Schweinegülle. Unbehandelte Gülle wies Ammoniakverluste von 1687 und 2197 mg  $\text{NH}_3\text{-N/m}^2$  auf. Belüftete Schweinegülle 2981 und 3330 mg  $\text{NH}_3\text{-N/m}^2$ . Die Verluste stiegen somit um 177 % bzw. um 152 % im Vergleich zur unbehandelten Schweinegülle an.

Die Belüftung der Gülle bezweckt die Aufbereitung zu einem lagerfähigen, geruchlosen Produkt. Im Gegensatz zur Kompostierung fester Substrate können die Mikroorganismen in flüssigen Substraten mittels ihrer Stoffwechsellleistungen keine Huminstoffe und Ligno-Protein-Komplexe bilden. Infolgedessen führt auch der Stickstoffumsatz in flüssigen Systemen nur über die Stufe des Ammoniaks, das abgast oder zu Nitrat bzw. Nitrit oxidiert wird. Die Stickstoffbindung in der Biomasse trägt nicht zur Stabilisation bei, denn bei einsetzendem Nährstoffmangel und Änderungen des Milieus bewirken autolytische Prozesse erneut Geruchsbelastungen und Stickstoffverluste [Grabbe 1978]. Bei jeder Gülle lässt sich bei ausreichender Sauerstoffversorgung zu Beginn der Behandlung ein stürmischer Stoffumsatz beobachten. Dafür verantwortlich ist die rasche Verwertung löslicher Kohlenstoffverbindungen durch die Mikroorganismen. Bei einsetzender Autolyse steigen die Verluste von Ammoniak wieder an. Unter nitrifizierenden Bedingungen kann hingegen ein Teil des Ammoniak oxidiert werden. Eine nachhaltige Stabilisation der belüfteten Gülle ist nur über die Mineralisation zu erreichen. Die Nitrifikation läuft nur langsam ab und lässt sich nur bei Temperaturen unter 40°C aufrecht erhalten. Während der Zeit in der sich nitrifizierende Prozessbedingungen aufbauen, sollte der Reaktor im Batchbetrieb stehen. Sobald aber der Nitrifikationsprozess läuft, können auch grössere Zugaben von Frischgülle den Prozess nur kurzzeitig stören. Durch die Zugabe steigt die Ammoniakkonzentration zwar an, hingegen fallen gleichzeitig die Temperaturen, was die Ausgasung des Ammoniak reduziert. Bei Temperaturen über 40°C gast Ammoniak in starkem Ausmass ab, unter 40°C kann eine Oxidation des Stickstoffs eintreten [Thaer et al. 1976]. [Gautschi et al. 1978] konnten in Versuchen zur Förderung der Nitrifikation in Rindergülle (Harn : Kot : Wasser = 1 : 1 : 2) feststellen, dass die nitrifizierenden Bakterien sehr empfindlich auf Ammoniak reagieren und ohne entsprechende Massnahmen in Gülle keine Nitrifikation möglich ist. Wird Gülle mit Wasser verdünnt, kann eine Nitrifikationsflora aufgebaut werden, was allerdings eine ständige Überwachung des Prozesses bedingt. Um die Nitrifikation zu beschleunigen wurde Bentonit eingesetzt, wobei nur bei 10 %igem Zusatz eine sehr schnelle Nitrifikation eintritt, die nach 30 Tagen abgeschlossen war (Reaktor im Batchbetrieb). In der Praxis müsste ein Gleichgewicht zwischen Ammoniakzufuhr und Nitrifikation hergestellt

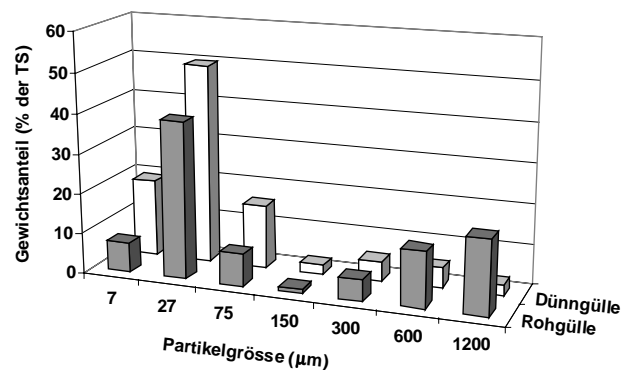
werden um eine schnelle Ammoniakoxidation ohne nennenswerte Ammoniakverluste zu erzielen, was hohe Anforderungen an das Betriebsmanagement des Belüftungsreaktors stellt.

### 3.6.6 Separierung

Durch Abtrennen der Feststoffe aus Gülle liegt eine Dünngülle vor, die homogen und dünnflüssig ist. Verschiedene Untersuchungen sowie Praxiserfahrungen zeigen, dass die separat gelagerte Dünngülle bei der Ausbringung nicht gerührt werden muss, da die Dünngülle keine Schwimmdecken und praktisch keine Sinkschichten während der Lagerung bildet. Nach der Ausbringung fliesst die Dünngülle von Blattoberflächen ab und dringt schneller in den Boden ein als Rohgülle.



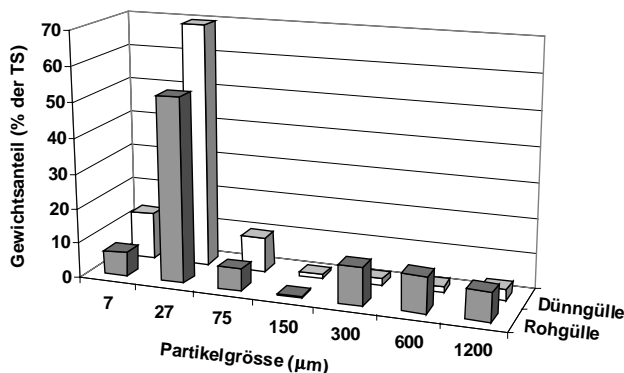
Schweine: Rohgülle 4.6 % TS  
Dünngülle 3.0 % TS



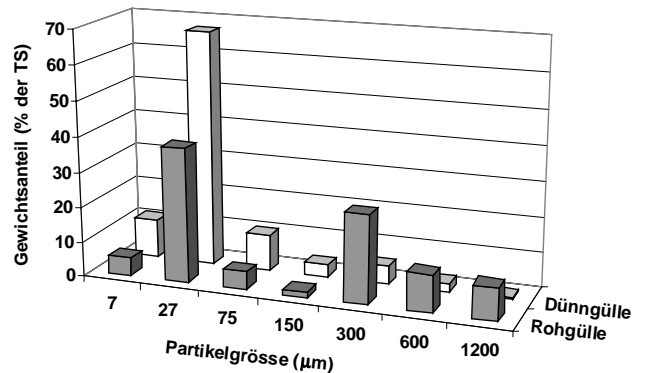
Schweine: Rohgülle 8.1 % TS  
Dünngülle 5.9 % TS

**Abbildung 5: Partikelverteilung von unbehandelter Schweinegülle und separierter Schweinedünngülle**

[Hepherd 1975]



Rinder: Rohgülle 7.0 % TS  
Dünngülle 5.1 % TS



Rinder: Rohgülle 12.7 % TS  
Dünngülle 7.5 % TS

**Abbildung 6: Partikelverteilung von unbehandelter Rindergülle und separierter Rinderdünngülle**

[Hepherd 1975]

Aus der Partikelverteilung geht hervor, dass mittels der Separierung vor allem die groben Festpartikel ab mehr als 300 Micron (0.3 mm) abgetrennt werden [Hepherd 1975]. Diese Grobpartikel sind im wesentlichen für das Infiltrationsvermögen der Gülle nach der Ausbringung verantwortlich.

Eine Wasserverdünnung verändert die Partikelgrösse nicht!

Separierte Gülle (Dünngülle) zeigte in Laborversuchen keine N<sub>2</sub>O-Emissionen während der Lagerung [Clemens et al. 2001].

Konkrete Messwerte über die Auswirkungen der Separierung bei der Lagerung der Dünngülle fehlen.

[Döhler 1990] konnte in Laborversuchen eine Ammoniakverlustminderung durch die Separierung der Rindergülle von 50 % nachweisen.

In einem Modellversuch wurde Rindergülle mit Wasser verdünnt und mit zentrifugierter Dünngülle verglichen [Beudert et al. 1988]. Die Rohgülle (TS 8 %, pH 8.1) wurde 1 : 0.5, 1 : 1 und 1 : 2 verdünnt. Die Verdünnung bewirkte eine Abnahme des pH auf 7.6 bzw. 7.7. Die Dünngülle nach der Zentrifugation wies einen TS-Gehalt von 2.9 % und einen pH von 7.6 auf. Die höchsten Ammoniakgesamtverluste wies die unverdünnte Gülle mit 37 bis 46 %, je nach Temperatur (5°C, 15°C und 25°C) der applizierten Ammoniummenge auf. Die Verluste bei 1 : 0.5 Verdünnung beliefen sich auf 24 bis 33 %, bei 1 : 1 auf 23 bis 31 % und bei 1 : 2 auf 15 bis 25 %. Die Dünngülle wies die geringsten Verluste mit 10 bis 20 % auf.

[Mannheim 1996] separierte Schweinegülle mit 4.4 % TS mit einem Sieb (0.5 cm Maschenweite). Der Vergleich der Ammoniakemissionen von Rinderrohgülle, Dünngülle und Feststoffe zeigt, dass die Separierung in diesem Fall wenig zur Reduktion beitragen konnte.

### **Tabelle 28: Einfluss der Separierung von Schweineflüssigmist auf die NH<sub>3</sub>-Emissionen nach Ausbringung auf Grünland**

[Mannheim 1996]

Variante	Flüssigmisteigenschaften				NH <sub>3</sub> -Emissionen	
	NH <sub>4</sub> -N kg/m <sup>3</sup>	TS-Gehalt %	pH-Wert	Menge m <sup>3</sup> /ha	kg N/ha	% des ausgebr. NH <sub>4</sub> -N
Rohgülle	2.1	4.4	7.0	30	20.5	32.5
Dünngülle	2.1	2.5	7.8	30	19.1	30.2
Feststoff	0.9	25.3	7.8	40 dt/ha	12.9	47.6

Die Emissionen auf der Basis ausgebrachte Tonne ergibt für die Rohgülle 0.63 kg und für die Dünngülle und die Feststoffe zusammen 0.52 kg, was einer Reduktion von 17.5 % entspricht.



[Amon 1995] befasste sich mit der Separierung und verglich feststoffreiche mit feststoffreduzierter Gülle.

### **Tabelle 29: Vergleich der Stickstoffverluste unterschiedlich behandelter Gülle**

[nach Amon 1995]

<b>Bereich</b>	<b>Feststoffreiche Gülle</b>	<b>Feststoffreduzierte Gülle</b>
Stall	2 – 7 %	2 – 7 %
Lagerung	34 %	29 %
Während Ausbringung	0.1 – 5 %	0.1 – 5 %
Nach Ausbringung	40 – 55 %	22 – 30 %
Boden (Immobilisation)	24 %	16 %

Um die gleichen Minderungseffekte betreffend Ammoniakverlusten durch die Separierung zu erzielen, müsste durch Wasserverdünnung der Rohgülle drei Teile Wasser zu einem Teil Gülle zugegeben werden. Durch Feststoffabtrennung lassen sich vergleichbare Reduzierungsgrade für die TS und den Kohlenstoff wie mit Biogasanlagen erreichen. Dies vermindert die Intensität mikrobieller Abbauvorgänge während der Lagerung. Eine Verminderung des Kohlenstoffs um bis zu 60 % kann erzielt werden. Nach der Ausbringung ist das Stickstoff-Immobilisationspotential geringer und die Stickstoffverfügbarkeit für die Pflanzen generell verbessert.

[Dosch 1996] untersuchte die Auswirkungen der Separierung auf die Emissionen. Unabhängig vom Pflanzenbewuchs brachte die Ausbringung der Dünggülle (3.7 % TS) eine Verminderung der Ammoniakemissionen gegenüber Rohgülle (6.1 % TS) um 15 % bis 40 %. Auf Grünland ausgebrachte Dünggülle (5.3 % TS) reduzierte die Emissionen um 59 % im Vergleich zu Rohgülle (7.9 %). Im Ackerbau lag die Reduktion bei rund 20 % im Fall der breitflächigen Ausbringung. Bei bandförmiger Ausbringung erzielte die Dünggülle im Acker keine nennenswerten Reduktionen. Hingegen ist eine Reduktion mit dem Schleppschlauchverteiler bei der Ausbringung der Dünggülle auf Wiesland von 35 % im Vergleich zu Rohgülle zu verzeichnen. Auf unbewachsenen Boden ausgebrachte Dünggülle verminderte die Ammoniakemissionen gegenüber der Rohgülle um 15 % bei 7.9°C und um 45 % bei 13.7°C.

Auf Acker- und Grünland ausgebrachte Feststoffe emittierten rund 70 % des Ammoniumgehaltes als Ammoniak (Ausbringmenge 150 dt/ha mit 21 kg NH<sub>4</sub>-N/ha). Trotz dieser hohen Werte emittierte mengenmässig wenig Stickstoff, da in den Feststoffen geringe Ammoniumgehalte vorlagen.

[Dosch 1996] bewertete die Gülleseparierung bezüglich der Düngewirkung. Für Winterweizen lag das Mineräldüngeräquivalent bei 66 für die Rohgülle im Vergleich zu 94 für die Dünggülle. Auf Grünland betrug das Mineräldüngeräquivalent für Rohgülle, flächig und bandförmig ausgebracht, bei 77 bzw. 80. Für Dünggülle erhöhte sich das Mineräldüngeräquivalent auf 89 bzw. 100. Die Untersuchungen zeigen gesamthaft, dass die Separierung die Ammoniakverluste im Grünland stärker vermindert als auf Ackerland.

Auch [Reitz et al. 1998 und Kutzbach et al. 1998] untersuchten die Auswirkungen der Separierung von Rindergülle. Die Rohgülle wies einen TS-Gehalt von 8.9 % und einen Ammoniumgehalt von 1.6 kg/m<sup>3</sup> auf. Nach der Separierung lagen die Werte der Flüssigphase bei 3.1 % TS

und 1.45 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> bzw. für die Feststoffe 16.1 % TS und 1.87 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>. Es wurden 2.9 kg/m<sup>2</sup> Gülle breitflächig auf Grünland ausgebracht, so dass die ausgebrachten NH<sub>4</sub>-Mengen 4669 mg/m<sup>2</sup> für die Rohgülle, 4205 mg/m<sup>2</sup> für die Dünggülle und 5423 mg/m<sup>2</sup> für die Feststoffe betragen. Bei der Rohgülle emittierten 34 % der Ammoniummenge als Ammoniak, bei den Feststoffen 20 % und bei der Dünggülle 11 %. Im Verhältnis zur Rohgülle betrug die Ammoniakemission der Feststoffe 68 %, die der Dünggülle 28 %, was einer Verlustminderung von 32 % bzw. 72 % entspricht.

In Ausbringversuchen konnte [Vandré 1997] den emissionsmindernden Beitrag bei Ausbringung separierter Gülle nachweisen. Bei unbehandelter Rindergülle (6.1 % TS, 1.54 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>) lagen die Ammoniakverluste mit breitflächiger Ausbringung bei 20 % des ausgebrachten Ammonium-N. Im Vergleich dazu emittierte Dünggülle (3.7 % TS, 1.5 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>) etwa 8 %, was einer Reduktion von 60 % entspricht.

Auch [Morken 1992] verglich verschiedene Behandlungsmethoden für Rindergülle hinsichtlich den Ammoniakverlusten. In Abhängigkeit des Ausbringtermins (Mai bis August) gingen bei unbehandelter Gülle zwischen 30 % und 82 % der applizierten Ammoniummenge als Ammoniak verloren, bei separierter Dünggülle zwischen 20 % und 30 % und mit Wasserverdünnung (1 : 1) zwischen 25 % und 55 %.

### 3.6.7 Kompostierung separierter Feststoffe

Bei der Kompostierung separierter Feststoffe in belüfteten Rottereaktoren stellte [Käck 1996] mit zunehmender Belüftungsintensität ansteigende Ammoniakverluste fest. Eine Mischung aus Schweinemast- und Mastrindgülle zeigte Verluste zwischen 7 und 39 % bei 10 l Luft/kg TS h bzw. bei 80 l Luft/kg TS h. Die Werte für eine Mischung aus Schweinemast- und Rindviehgülle liegen zwischen 4 und 50 %, diejenige für Mastrindergülle zwischen 1 und 20 % sowie für eine Mischung aus Sauengülle zwischen 2 und 35 %. Der TS-Gehalt der Feststoffe beeinflusst ebenfalls die Ammoniakemissionen. Gehalte von 20 % bewirken vor allem bei hohen Lüftungsraten (30 bzw. 40 l Luft/kg TS h) Verluste in Höhe von bis 31 %, währenddessen bei 30 % TS-Gehalt der Feststoffe die Verluste maximal 19 % erreichten. Weiter konnte der Zusammenhang zwischen Ammoniakemissionen und dem C/N-Verhältnis verdeutlicht werden. Bei einem Verhältnis von 15 : 1 wurden in Abhängigkeit der Lüftungsrate zwischen 5 und 37 % der Ammoniummenge als Ammoniak und bei 36 : 1 nur noch 1 bis 12 % emittiert. Da bei der Kompostierung, vor allem bei hohen Lüftungsraten ein Masseverlust in Form von Wasser zu verzeichnen ist, dürfte vermutlich ein Teil der gasförmigen Stickstoffverluste als gelöstes Ammonium entweichen. Den grössten Einfluss auf die Ammoniakemissionen üben die Belüftungsrate und der Stickstoffgehalt im Rohsubstrat aus.

Auch [Hentschel 1997] machte Versuche mit der Intensivrotte separierter Feststoffe aus Mischgülle von Rindern und Schweinen. Im Batchbetrieb des Reaktors lagen die Stickstoffverluste in Abhängigkeit der Belüftungsrate zwischen 10 und 17 %. Im quasikontinuierlichen Betrieb erreichten die Stickstoffverluste Werte zwischen 16 und 33 %. Als eine mögliche Minderungsmaßnahme der Ammoniakemissionen sieht Hentschel die Einspeisung eines Teilstromes der Abluft in die Zuluft des Rottereaktors, einerseits zur Erwärmung der Zuluft als auch zur Ammoniakrückführung.

[Käck et al. 1993] untersuchten die beim Kompostierungsprozess auftretenden Ammoniakemissionen von separierten Feststoffen aus Gülle in Abhängigkeit von Herkunft, TS-Gehalt und C/N-Verhältnis des Rottegutes. Die Versuche erfolgten mit Rottereaktoren im Labormassstab mit unterschiedlichen Belüftungsintensitäten von 10 bis 80 l Luft pro kg TS und Stunde sowie mit einer Aufenthaltsdauer von 10 Tagen. Als Separiergerät gelangte ein Pressschneckenseparator (FAN) zum Einsatz. Die Feststoffe wiesen einen TS-Gehalt von 20, 25 und 30 % auf, wobei das C/N-Verhältnis zwischen 15 : 1 und 35 : 1 schwankte. Bei allen Varianten stieg die Temperatur innerhalb einer Tages auf gut 60°C bei 80 l/h bzw. auf knapp 67°C bei 20 l/h. Gleichzeitig mit dem Temperaturanstieg nahmen die Ammoniakemissionen stark zu. Es zeigte sich, dass die Belüftungsintensität und der Stickstoffgehalt sowie das C/N-Verhältnis einen wesentlichen Einfluss auf die Ammoniakemissionen ausübt. Feststoffe aus Mischgülle mit einem C/N-Verhältnis von 15 : 1 setzen mehr als dreifach höhere Ammoniakmengen frei als Feststoffe aus Rindergülle mit einem C/N-Verhältnis von 22 : 1. Aus seuchenhygienischer Sicht sind niedrige Belüftungsintensitäten und damit längere Einwirkzeiten hoher Temperaturen vorteilhaft.

**Tabelle 30: Ammoniakemissionen beim Kompostierungsprozess**

(bezogen auf den Gehalt an  $N_{\text{gesamt}}$  in den Feststoffen) [Käck et al. 1993]

Separierte Feststoffe aus	$N_{\text{gesamt}}$ (i.d.FS)	C/N	Luftvolumenstrom (l Luft/h • kg TS)			
			10	20	30	40
Rindergülle	0.56 %	22 : 1	0.2 %	2.0 %	5.6 %	6.9 %
Schweinegülle	0.62 %	19 : 1	0.8 %	4.5 %	10.1 %	16.2 %
Mischgülle	0.75 %	15 : 1	1.9 %	7.2 %	16.4 %	23.0 %

i.d.FS = in der Frischsubstanz

Für die praktische Umsetzung des Kompostierungsprozesses soll das Verfahren sich durch niedrige Ammoniakemissionen, sichere Entseuchung, ständige Prozesskontrolle und –steuerung, weitgehende Einbindung von Ammoniak in die organische Substanz und gegebenenfalls eine kontrollierbare Ablufferfassung und –reinigung auszeichnen.

**Tabelle 31: Stickstoffemissionen während der Intensivrotte separierter Feststoffe**

[Hentschel 1997] und [Käck 1996]

Autor	Stickstoffverlust (%)	Substrat	Verfahren Dauer
Rexilius 1990	46.3	Rinderfeststoff+Torf	Miete
	42.1	Rinderfeststoff+Stroh	10 Monate
	50.7	Rinderfeststoff+Stroh	5 Wochen (Sommer)
	20.8	Feststoffe	8 Wochen (Winter) 12 Wochen
Hentschel 1993	11.0	Rinderfeststoffe	Boxenkompostierung 10 Tage
	11.3	Zulufrate 10 l/kg TS h	
	6.3	Zulufrate 20 l/kg TS h Zulufrate 40 l/kg TS h	
Käck 1996	0.1 - 2.5	separierte Feststoffe	Reaktor, belüftet 10 Tage
	2.0 - 9.1	Zulufrate 10 l/kg TS h	
	5.2 - 12.7	Zulufrate 20 l/kg TS h	
	2.1 - 17.0	Zulufrate 30 l/kg TS h	
	6.5 - 22.9	Zulufrate 40 l/kg TS h	
	0.8 - 14.0	Zulufrate 80 l/kg TS h	
	0.1 - 22.9	TS-Gehalt 20 %	
	0.9 - 6.5	TS-Gehalt 25 %	
	0.1 - 2.9	TS-Gehalt 30 %	
	0.4 - 6.5	C/N-Verhältnis 36.4	
1.9 - 22.9	C/N-Verhältnis 23.2 C/N-Verhältnis 14.1		
Schuchardt 1993	ca. 2 pro Zutrag bis 30	Rinderfeststoffe	Rottereaktor 2 Wochen 6 Wochen
		Vorrotte	
		Nachrotte (< 20%TS)	
	17	Nachrotte (> 20%TS)	
	17	Schweinefeststoffe	2 Wochen
29	Vorrotte Nachrotte	6 Wochen	

[Hentschel 1997] kommt zum Schluss, dass zur Bindung des Ammoniumstickstoffs und damit zur Verringerung des Emissions- und Auswaschrisikos nach der Ausbringung eine Rottedauer von 10 Tagen eingehalten werden sollte.

Aus Mischgülle von Rindern und Schweinen wurden mittels Separierung Feststoffe abgetrennt sowie Festmist von Jungvieh und Aufzuchtälbern einer Intensivrotte in Reaktoren mit anschließender Nachrotte in Mieten unterzogen [Csehi 1997]. Die Stickstoffverluste beliefen sich für Rinder-Festmist zwischen 39 % und 47 % des Gesamtstickstoffs. Zu Beginn der Rotte und während des Umsetzens der Mieten entweicht am meisten Ammoniak. Die Emissionen aus der Kompostierung separierter Feststoffe zeigte über die gesamte Versuchsdauer (75 Tage) geringe Ammoniakemissionen, wobei bis Versuchsende sogar durch Stickstofffixierung der Gesamtstickstoffgehalt um knapp 32 % anstieg.

[Käck 1996] zieht folgende Folgerungen für die Kompostierung separierter Feststoffe im Hinblick auf die Verminderung der Ammoniakemissionen:

- möglichst geringe Belüftungsintensität, mindestens aber 20 l Luft/kg TS und Stunde
- hoher TS-Gehalt in den Feststoffen von 30 %
- C/N-Verhältnis zwischen 20 : 1 bis 25 : 1.

### 3.6.8 Separierung in Kombination mit Belüftung der Dünngülle

In kontinuierlich betriebenen Belüftungsreaktoren konnte [Sneath et al. 1992] nitrifizierende und denitrifizierende Prozessbedingungen erreichen. Vorgängig wurde die Schweinegülle separiert. Die Dünngülle (1.3 bis 2.0 % TS, 1.5 bis 2.3 kg  $N_{\text{gesamt}}/m^3$ , 1.3 bis 1.6 kg  $NH_4/m^3$ ) wurde 1 bis 4 Tagen belüftet. Es stellte sich heraus, dass sich die Stickstoffverluste bei 4 Tagen Belüftungsdauer auf 56 % und bei 2 Tagen auf 21 % belaufen. Bei 1 Tag Aufenthaltsdauer traten praktisch keine Verluste auf. Da bei der viertägigen Aufenthaltsdauer nitrifizierende und denitrifizierende Bedingungen herrschten, gaste der grösste Teil als  $N_2$  ab. Beim zweitägigen Versuch hingegen entwich der Stickstoff als Ammoniak.

Mit intermittierender Belüftung von Schweinedünngülle konnten [Yang et al. 1988] sehr hohe Ammoniumeliminationsleistungen zwischen 70 % und 99 % erzielen. Da in den meisten Versuchen nitrifizierende und denitrifizierende Prozessbedingungen vorhanden waren, kann davon ausgegangen werden, dass ein grosser Anteil des Stickstoffes als  $N_2$  ausgaste.

Bei der thermophilen Belüftung (48 – 55°C) von Rindergülle (7.5 % TS, pH 6.8, 2.2 kg  $N_{\text{gesamt}}/m^3$ , 1.1 kg  $NH_4/m^3$ ) in geschlossenen Reaktoren traten etwa 14 % Stickstoffverluste auf [Skjelhaugen et al. 1998]. Die belüftete Gülle wurde anschliessend während 45 Wochen in gedeckten Lagergruben gelagert. Dabei traten keine weiteren Stickstoffverluste auf.

[Sneath et al. 1992] erzielten nitrifizierende Bedingungen in einem Belüftungsreaktor, der mit separierter Schweinedünngülle betrieben wurde. Die dabei auftretenden Stickstoffverluste lagen bei 56 % bezogen auf  $N_{\text{gesamt}}$  bzw. bei 76 % für  $NH_4-N$ , wobei der Stickstoff als  $N_2$  ausgaste.

[Balsen 1981] verglich die Belüftung von Rohgülle mit separierter Gülle und stellte fest, dass die Belüftung separierter Gülle problemlos zu bewerkstelligen war, dass der Energiebedarf bei Rohgülle 7.8 kWh/ $m^3$  auf 4.2 kWh/ $m^3$  bei separierter Gülle abnahm und dass die Rührwirkung der Belüftungsgeräte entscheidend verbessert wurde.

Im Rahmen der Demonstrationsvorhaben zur Gülleaufbereitung in Deutschland ist auch die Verfahrenskombination mit Separierung, aerobe Behandlung der Dünngülle mit vorgeschalteter Denitrifikation und nachgeschalteter Nitrifikation erprobt worden [KTBL 1999, S. 145 ff.]. Die Eliminationsleistungen für Ammonium lagen bei über 98 % ( $N_{\text{gesamt}} > 95$  %). Der Stickstoff gaste als  $N_2$  aus. Bei unvollständiger Denitrifikation entweicht auch  $N_2O$ .

Versuche mit einer Pilotanlage zur aeroben Reinigung separierter Schweinedünngülle mit dem Sequencing Batch Reactor-Verfahren (SBR) konnten die prinzipielle Eignung dieses Verfahrens für Gülle nachweisen [Hunziker et al. 1999]. Eine Nitrifikation trat in allen Versuchen auf, wobei zwischen 35 % und 42 % des Ammonium nitrifiziert wurden (Elimination bezogen auf die Gehalte in der Dünngülle). Die Denitrifikation verlief vollständig ab. Die beschei-

denen Ammoniumabbauleistungen sind auf die Überlastung der Anlage zurückzuführen. Bei vergleichbar mit Ammonium belasteten Abwässern beispielsweise werden Nitrifikationsleistungen von mehr als 98 % und Denitrifikationsleistungen von über 95 % erreicht. Weitere Versuche mit dem SBR-Verfahren verdeutlichen die Leistungsfähigkeit dieses Verfahrens betreffend Ammonium- und Geruchsreduzierung im Ausmass von 99 % als auch eine Reduktion des CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) um 79 % [Edgerton et al. 2000]. Über die biologische Phosphatelimination konnten 49 % mit dem Schlamm abgetrennt werden.

### 3.6.9 Gülleadditive

Die Vielzahl der Zusätze kann unterteilt werden in:

- Chemisch wirkende Zusätze (organische und anorganische Substanzen, Säuren, Salze, Duftstoffe)
- Biologisch enzymatisch wirkende Zusätze (Bakterien, Pilze, Enzyme)
- Physikalisch wirkende Zusätze (Tonmineralien, Zeolithe)
- Desinfizierend wirkende Zusätze (Formalin, Kalk, Natronlauge, Peressigsäure).

[Buchgraber et al. 1997] beurteilten die Auswirkungen verschiedener Behandlungsverfahren für Rindergülle während der Lagerung bei 90 Tagen. Es wurden mehrere Additive sowie die Belüftung mit unbehandelter Gülle gegenübergestellt. Die Entwicklung des Ammoniumgehalts zeigt, dass bei der unbehandelten Variante knapp 15 % Ammoniumverluste auftraten, bei der Belüftung 31 % und bei den Additiven durchschnittlich 17 %. Ob dieser Stickstoffverlust als Ammoniak ausgaste wurde hingegen nicht untersucht.

Der Einfluss verschiedener Vorbehandlungsmethoden auf die Ammoniakverluste nach der Ausbringung zeigt, dass Kalk und Penac G 17 % bzw. 14 % des Ammoniumgehalts emittierten gegenüber 12 % der unbehandelten Rinderrohgülle und die Verluste bei Zeolit sowie Biplantol G 29 % bzw. 27 % gegenüber der Rohgülle mit 29 % des Ammoniumgehalts betragen [Reitz et al. 1998].

Bei stark verdünnter Gülle, Mischgülle von Rindern und Schweinen, erzielten Gülleadditive teils hohe Reduktionen von bis zu 83 %, obwohl der pH von 7.3 in der Rohgülle auf über 8 angestiegen ist [Mannheim 1996]. Allerdings war der TS-Gehalt mit 1 % im Gegensatz zur Rohgülle mit 2.9 % stark vermindert. Bei höheren TS-Gehalten, 7.9 % in der Rohgülle und 7.1 % in mit Zeomin behandelte Gülle fallen die Reduktion mit 10 % und bei einem TS-Gehalt von 6.5 % aller Güllen mit 10.6 % gering aus.

Bei der Lagerung (Ø Lagerdauer 3 – 4 Monate) von Rindergülle betrug der Stickstoffverlust (Gesamt-N) bei Wintergülle (Febr. bis Mai 103 Tage gelagert) 6.7 % für unbehandelte Gülle, 7.4 % für Biolit-behandelte und 9.0 % für Agriben-behandelte Gülle [Schechtner 1993]. Bei Sommergülle (Apr. bis Aug. 127 Tage gelagert) gingen 11.7 % des Gesamtstickstoffs während der Lagerung verloren, bei Biolit-behandelte 10.7 % und bei Agriben-behandelte 11.3 %. [Schechtner 1993] folgert, dass die geprüften Zusätze die Umsetzungen an organischer Substanz nicht oder nur unwesentlich beeinflussen und keine Verringerung der Stickstoffverluste während der Lagerung bewirken.

Der Zusatz von Bentonit (Produktenname: Agriben) brachte bei oberflächlicher Ausbringung der Gülle keine Verminderung der Ammoniakverluste gegenüber unbehandelter Gülle mit jeweils 26.3 % N-Verlusten (in % der ausgebrachten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Menge) [Rank 1988]. Auch nach Einarbeitung der ausgebrachten Gülle lagen die Verluste mit knapp 4 % geringfügig unter denjenigen der unbehandelten Gülle (Unbehandelt : 15.2 %  $\text{NH}_4$ -Verlust; mit Agriben 14.6 %). Mit Cyanamid (Produktenname: Alzogur) lagen die Verluste bei oberflächlicher Ausbringung bei 22.3 % gegenüber 20.5 % der unbehandelten Gülle und nach Einarbeitung bei 8.7 % gegenüber 11.6 %, wobei die Verlustminderung statistisch nicht abgesichert ist.

[Huber 1994] verglich die Auswirkungen von Agriben und Didin auf die Ammoniakverluste. Die Rindergülle (9.2 % TS) wurde mit  $2 \text{ kg/m}^3$  Agriben gemischt und während drei Monaten bei  $6^\circ\text{C}$  bis  $10^\circ\text{C}$  gelagert. Nach der Lagerungsperiode (luftdicht mit Ausgleichsrohr und  $\text{H}_2\text{SO}_4$  zur  $\text{NH}_3$ -Adsorption) ) lagen die Verluste für unbehandelte Gülle und mit Agriben behandelte ohne Unterschied bei weniger als 1 %. Nach der oberflächlichen Ausbringung ( $60 \text{ kg NH}_4/\text{ha}$ ) bewirkte der Agribenzusatz ebenfalls keine signifikante Beeinflussung der Emission. Nach 10 Tagen lagen die Verluste etwa um 5 % tiefer als diejenigen unbehandelter Gülle, nämlich bei 45 % gegenüber 50 % (% der ausgebrachten Ammoniummenge). Der Grund für das geringe Sorptionsvermögen von Agriben, das ein Tonmineral ist, liegt in der unspezifischen Sorption für Ammonium, d. h. dass andere Kationen aus der Gülle sorbiert werden.

Dicyandiamid (Handelsname Didin) soll die Nitratbildung verzögern. Unmittelbar vor der Ausbringung von Rindergülle mischte [Huber 1994] Didin zur Gülle und anschliessend oberflächlich ausgebracht ( $100 \text{ kg NH}_4/\text{ha}$ ). Vier Tage nach der Ausbringung lagen die Verluste der unbehandelten Variante bei 43.1 % gegenüber 45.1 % der didinbehandelten Variante (Verlust in % der ausgebrachten Ammoniummenge). Die Wirkung von Didin betreffend Ammoniakverlustminderung wird unterschiedlich beurteilt und ist von der Bodenart abhängig.

Zeolithe, kristalline Aluminiumsilikate natürlichen oder synthetischen Ursprungs, dienen in der Abwasserreinigung auch als Ionentauscher zur Entfernung von Ammonium [Witte et al. 1992]. Zeolithe tauschen das Ammoniumionen gegen Natriumionen aus. Auch unter niedrigen Abwassertemperaturen sind hohe Eliminationsleistungen zu verzeichnen ( $5^\circ\text{C}$  bis  $17^\circ\text{C}$ ). Allerdings sind die Ammoniumkonzentrationen im Abwasser mit  $< 40 \text{ mg/l}$  im Vergleich zu Gülle mit mehreren hundert  $\text{mg/l}$  erheblich tiefer. Bei Gülle wird die Ammoniumaufnahme schnell abnehmen, was dazu führt, dass Zeolith kontinuierlich oder semikontinuierlich in grossen Mengen der Gülle zudosiert werden müsste.

### 3.6.10 Säure/Base-Zugabe

Die Ansäuerung der Gülle mit Salpeter- und Milchsäure untersuchten [Berg et al. 1996]. Sie stellten fest, dass bei pH-Werten unterhalb 5 Ammoniak- und Methanemissionen beinahe vollständig unterbunden werden können. Die praktische Anwendung der Methode stösst hingegen auf Schwierigkeiten, da die täglich anfallende Frischgülle angesäuert werden müsste. [Hörnig et al. 1998] führte ebenfalls Ansäuerungsversuche mit Salpeter- und Milchsäure bei Rindergülle mit 8 % TS durch. Salpetersäure wird aus Gründen der Arbeitssicherheit und starker Schaumentwicklung und Verflüchtigung nitroser Gase bei der Dosierung nicht empfohlen. Zudem wurden bei der mit Salpetersäure behandelten Gülleprobe hohe Methan- und Lachgasemissionen gemessen.

In einer Untersuchung über physikalisch-chemische Methoden zur Güllebehandlung wurden Versuche zur Hemmung der Urease-Aktivität durchgeführt [Bressler 1994]. Als Säure wurde 32 %ige HCl verwendet. Bei Rohgülle konnte eine zeitlich begrenzte Inhibition der Harnstoffhydrolyse festgestellt werden, während bei separierter Dünngülle eine vollständige Hemmung über 400 Stunden erreicht wurde. Um die gleiche Hemmwirkung bei Rohgülle erzielen zu können, müsste man einerseits höhere Mengen an Säure zugeben, andererseits über einen längeren Zeitraum immer wieder Säure zudosieren, was aus Kostengründen aber nicht sinnvoll ist. Bei der Bindung des Ammoniak in der Gülle scheiden Tonminerale aus, da aufgrund des geringen Bindungsvermögens weit überstöchiometrische Mengen zudosiert werden müssen. Auch die Zugabe von Zuckerrübenmelasse ist nicht sinnvoll, da für eine dauerhafte Bindung des Ammoniak die 2-fache stöchiometrische Menge an Melasse benötigt wird (mehr als 100 l/m<sup>3</sup> Gülle). Organische Polyelektrolyte können ebenfalls die Hydrolyse des Harnstoffs unterbinden. Um dies zu bewerkstelligen muss hingegen vorgängig die Rohgülle separiert werden, da bei Rohgülle etwa 600 g/m<sup>3</sup> und bei Dünngülle nur noch 20 g/m<sup>3</sup> notwendig sind. Als Nachteil gilt bei Polyelektrolyten, dass sie auch nach der Ausbringung auf das Feld ausserordentlich lange brauchen um mikrobiell abgebaut zu werden. Zudem ist die ökotoxikologische Wirkung auch bei sehr niedrigen Konzentrationen hoch.

Nach allen bisherigen Erkenntnissen muss vor einer Säurezugabe die Rohgülle separiert werden. Einerseits ist die Wirkung im Vergleich zu Rohgülle längerdauernd, andererseits müssen teils geringere Mengen an Säure zudosiert werden. Die teilweise massive Schaumentwicklung bei der Zugabe stösst in der Praxis auf Schwierigkeiten. Einer dosierten Zugabe (Titration) dürfte unter Praxisverhältnissen enge Grenzen gesetzt sein.

Insbesondere bei Zugabe von Salpetersäure treten hohe Methan- und Lachgasemissionen auf. Inwieweit dies für andere Säuren zutrifft ist nicht bekannt [Bressler 1994].

Beim Umgang mit hochprozentigen Mineralsäuren muss die Arbeitssicherheit gewährleistet sein.

[Mannheim 1996] setzte Schwefelsäure (0.5 m H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) bei Schweinegülle ein und beurteilte die Ammoniakverluste nach der Ausbringung. Bei gleichem TS-Gehalt, 1.2 % und Ammoniumgehalt, 1.3 kg NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> gingen bei einem pH von 6.9 27.5 %, bei einem pH von 5.8 15.9 % und bei pH 4.2 14 % der ausgebrachten Stickstoffmenge verloren.

In Labor- und Feldversuchen konnte nachgewiesen werden, dass pH-senkende Göllezusätze die Ammoniakverluste um 50 % verringern können [Vandré 1997]. Als Säuren wurden CaCl<sub>2</sub>



(0.05 mol/kg),  $\text{CaSO}_4$  (0.05 mol/kg) und HCl (0.1 mol/kg) verwendet. Bei der unbehandelten Rindergülle (pH 7.2, 10.0 % TS,  $4.5 \text{ kgN}_{\text{gesamt}}/\text{m}^3$ ,  $3.2 \text{ kg NH}_4/\text{m}^3$ ) gingen 72 % des Ammoniumgehalts innerhalb von 72 Stunden nach der Ausbringung als Ammoniak verloren. Bei  $\text{CaCl}_2$  bzw.  $\text{CaSO}_4$  wurden noch rund 35 % emittiert und bei HCl nur noch 20 % des Ammoniums. Der stickstoffkonservierende Effekt war jedoch nur bei HCl signifikant. Calciumgaben verringern die  $\text{CO}_2$ -Ausgasung nur in hoher Dosierung, verringern aber den pH-Anstieg nach der Ausbringung.  $\text{CaCl}_2$  ist teuer und zeigt unerwünschte Umweltwirkungen wegen des  $\text{Cl}^-$ -Ions. Gesamthaft betrachtet zeigen die Ergebnisse, dass versauernde Güllezusätze nur unzureichend ausgasungsmindernd sind, hingegen den raschen pH-Anstieg unmittelbar bei der Ausbringung reduzieren und dadurch das Verlustpotential vermindern helfen.

Auch [Vlassak et al. 1990] konnten hohe Reduktionsleistungen mittels Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgCl}_2$  und  $\text{CH}_2\text{O}$  (Formaldehyd) sowohl bei Rindergülle von 70 %, bei Schweinegülle von 85 % als auch bei Hühnergülle von 44 % gegenüber unbehandelter Gülle feststellen. Für eine hohe Reduktion sind allerdings hohe Dosierungen erforderlich, bei  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{MgCl}_2$  rund 80 l pro t Gülle und bei  $\text{CH}_2\text{O}$  rund 8 l pro t. Am besten bewährt hat sich ein Mischung von je einem Drittel Volumenanteil in einer Dosierung von 1.5 % zur Rohgülle. [Vlassak et al. 1990] berichtet von Versuchen mit der Zugabe von  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , die eine Verlustminderung zwischen 50 % und 60 % bei breitflächiger Ausbringung und bei Inizierung erzielten. In beiden Fällen führte die Säurezugabe zu Stickstoffverlusten durch Denitrifikation.

[Pain et al. 1990] massen die Ammoniakverluste nach Ausbringung von angesäuerter Schweinegülle. Bei einem pH von 7.4 emittierten  $1370 \text{ mg NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ , bei pH 6.1  $187 \text{ mg}$ , bei pH 5.1 noch  $47$  und bei pH 3.6  $0 \text{ mg NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ . Die Verlustminderung betrug bei pH 6.1 86 % gegenüber der unbehandelten Gülle, bei pH 5.1 96 % und bei pH 3.6 100 %!

Über die Auswirkungen einer Zugabe von Kalk zu Gülle bezüglich Ammoniakemissionen sind wenig konkrete Daten vorhanden, die zudem recht widersprüchlich sind.

[Bressler 1994] strippte das Ammoniak aus separierter Dünngülle, wobei zur vorgängigen  $\text{CO}_2$ -Austreibung Kalk zugegeben wurde. Obwohl der pH auf 9 bis 10 stieg konnten praktisch keine Ammoniakverluste durch die Kalkzugabe gemessen werden. Erst nachfolgend gelangte die vorbehandelte Dünngülle in die Strippkolonnen in der das Ammoniak ausgetrieben wurde. Auch berichten [Hegemann et al. 1986], dass bei der Entwässerung von gekalktem Faulschlamm mittels einer Kammerfilterpresse/Dekantierzentrifuge trotz einem pH-Wert von 12.5 mit 1 % bis 2 % geringe Ammoniakausgasungen zu verzeichnen waren. Die Autoren führen dies darauf zurück, dass zur Entwässerung mit der Kammerfilterpresse/Dekantierzentrifuge als geschlossenes Verfahren nur kleine freie Oberflächen vorhanden sind. Bei der Entwässerung mit Siebbandpressen gasten etwa 13 % des Ammoniumstickstoffs aus. Bei der Kalkzugabe in offene Mischer und Reaktionsbehälter emittierten bis maximal 15 % des Ammoniumgehalt im Faulschlamm als Ammoniak. Hingegen sind markante Ammoniakemissionen während der Lagerung des entwässerten Klärschlammes zwischen 80 % bis 90 % innerhalb von 7 Tagen festgestellt worden.

Die Säure- und Basezugabe zu Gülle führt zu einer Aufsatzung der Flüssigphase durch Säureanionen bzw. Basekationen. Die diesbezüglichen Auswirkungen auf den Boden sind nicht bekannt [Bressler 1994].

### 3.6.11 Fällung/Flockung

Gülle enthält ausser gut abtrennbaren Grobstoffen fein suspendierte Feststoffpartikel, organische Kolloide und anorganische Elektrolyte. Kolloide können geflockt werden und gelöste Bestandteile lassen sich fällen.

Durch Zugabe von Flockungshilfsmitteln wie Metallsalze oder Polyelektrolyte werden Kolloide in grössere abtrennbare Aggregate überführt. Bei Metallsalzen werden auch schwerlösliche Phosphate ausgefällt.

Mit Einsatz verschiedener Flockungshilfsmittel konnten in Laborversuchen mit Praxisgülle bei Schweinegülle zwischen 17 % und 80 % des  $\text{NH}_4$ -Gehaltes eliminiert werden [Meier 1999].

Bei Rinder- und Mischgülle lagen die Abtrennleistungen zwischen 0 % bis 40 % respektive bei 0 %. Der Flockungs-Fällungsprozess sowie die Herstellung des Flockungshilfsmittel-Wasser-Gemisches benötigen Temperaturen von 20°C und mehr. Diese Temperaturen beziehen sich sowohl auf das Wasser als auch auf die zu behandelnde Gülle. Bei Temperaturen um 10°C und weniger ist die Reaktion nicht beherrschbar.

In Untersuchungen an einer mobilen Anlage konnte die Leistungsfähigkeit des MAP-Fällverfahrens nachgewiesen werden [Meier 1991]. Unter Zugabe von  $\text{MgCl}_2$  wurden bei Schweinegülle 93 % des Ammoniums aus der Dünngülle (85 %  $\text{N}_{\text{gesamt}}$ ) bzw. von  $\text{MgO}$  rund 64 % des Ammoniums (64 %  $\text{N}_{\text{gesamt}}$ ) eliminiert. Für Rindergülle lagen die Abtrennleistung für  $\text{MgCl}_2$  bei 95 % für das Ammonium (76 %  $\text{N}_{\text{gesamt}}$ ) und für  $\text{MgO}$  bei 51 % (46 %  $\text{N}_{\text{gesamt}}$ ). Bei Verwendung von  $\text{MgCl}_2$  war eine starke Aufsatzung der Flüssigphase festzustellen, die bei  $\text{MgO}$  wesentlich geringer ausfiel.

Mit einer Versuchsanlage wurde separierte Dünngülle mit dem MAP-Verfahren weiterbehandelt [KTBL 1999]. Unter Einsatz von  $\text{MgO}$  konnten bei Rindergülle 92 % und bei Schweinegülle 78 % des Gesamtstickstoffs eliminiert werden. Bei Jauche lag die Abtrennleistung bei 88 %.

Bei der Verwendung von Metallsalzen sind erhebliche Mengen notwendig, die nach der Separierung als Salzionen in der Dünngülle bzw. als Metallhydroxide in den Feststoffen zurückbleiben.

Beim Einsatz von Polyelektrolyten steht die biologische Abbaubarkeit zur Diskussion. Diesbezügliche Untersuchungen an kationischen und anionischen Polyacrylamiden sowie einem kationischen Polycarboxylat zeigen, dass der mikrobielle Abbau unter aeroben wie anaeroben Bedingungen äusserst langsam verläuft. Acrylsäure, die als Zwischenprodukt des Abbaus angenommen wird, trägt zur Bodenversauerung bei. Ein weiterer negativer Aspekt ist die ökotoxikologische Wirkung der Polyelektrolyte. Bei Kleinkrebsen (*Daphnia magna*) und einer Grünalge (*Scenedesmus subspicatus*) trat eine Hemmung der Zellvermehrung schon bei sehr niedrigen Konzentration auf [Bressler 1994]. Auch [Langer 1992] nennt die biologische Abbaubarkeit als Problembereich der Polymere auch wenn bisherige Untersuchungen keine negativen Auswirkungen auf die mikrobielle Bodenaktivität nachweisen.

Mit dem MAP-Verfahren (MAP=**M**agnesium-**A**mmonium-**P**hosphat) können sowohl Phosphate als auch Ammonium eliminiert werden. Die Reaktion verläuft nach der Gleichung  $\text{Mg}^{2+} + \text{HPO}_4^{2-} + \text{NH}_4^+ + \text{OH}^- + 5 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4 + 6 \text{H}_2\text{O}$ .

Der Fällprozess wird durch das stöchiometrische Verhältnis der Elemente Mg, N und P bestimmt. Um das Ammonium weitgehend eliminieren zu können, muss Mg oder P überstöchiometrisch zugegeben werden. Die Fällreaktion ist vom pH und der Temperatur abhängig. Bei Gülle ist ein pH von 9.2 einzustellen, wobei dafür MgO nicht ausreicht und zusätzlich NaOH notwendig ist. Das Verfahren stellt wegen der problematischen Chemikalienzudosierung hohe Anforderungen an das Betriebspersonal, weil die Gehalte in der Gülle unterschiedlich und zudem meist unbekannt sind.

### 3.6.12 Strippung

Die Strippung von Ammoniak ist ein Verfahren, das die Rückgewinnung von Ammoniak erlaubt. Unter Strippung, auch Strippen genannt, ist die Freisetzung einer in Lösung befindlichen, leicht flüchtigen Substanz zu verstehen. Dazu wird Luft, Wasserdampf oder ein anderes Gas verwendet, das nicht selbst von der Lösung absorbiert wird. Nach Bedarf kann das im Gasstrom mittransportierte Ammoniak wieder aufgefangen und gegebenenfalls weiterverarbeitet oder vermarktet werden.

Einflussfaktoren bei der Strippung sind die Temperatur und der pH der Lösung sowie die Blasengrösse des Strippgases. In Laborversuchen konnte gezeigt werden, dass die Strippung prinzipiell für Gülle anwendbar ist, wobei bis zu über 99 % des Ammoniums zurückgewonnen werden konnte [Bressler 1994].

Der pH wurde in der vorgängig separierten Dünngülle auf mehr als 12 eingestellt. Dazu wurde Brannt- bzw. Löschkalk verwendet. Die Kalkdosierung lag bei mehr als 12 kg/m<sup>3</sup> Gülle.

Der Kalkverbrauch lässt sich mit einem vorgeschalteten Flotationsprozess auf 7 bis 8 kg/m<sup>3</sup> reduzieren, weil während der Flotation durch das Ausgasen von CO<sub>2</sub> der pH auf 9 bis 10 ansteigt. Während des Prozesses konnten praktisch keine Ammoniakemissionen nachgewiesen werden. Der Strippvorgang konnte durch Temperaturerhöhung auf 85°C und einem pH > 12 von ursprünglich 80 Stunden bei 23°C bis auf 15 Stunden reduziert werden. Bei 23°C und einem pH > 12 sind 80 Stunden notwendig. Die Stickstoffrückgewinnung erfolgt in geeigneten Säuren, die sich beispielsweise unter Beimischung weiterer Nährstoffkomponenten als Düngekonzentrat vermarkten lassen könnten. Durch die Kalkzugabe weist die behandelte Gülle einen hohen pH auf (~ 10).

Die Ergebnisse aus Versuchen an einer Demonstrationsanlage zur Aufbereitung von Rindviehgülle mittels Dampfstrippung ergaben Eliminationsleistungen bei Betrieb mit der Abwärme aus dem Blockheizkraftwerk (BHKW mit Biogas betrieben) zwischen 12 % und 29 % bezogen auf den Ammoniumstickstoff (N<sub>gesamt</sub> 8 % bis 26 %) [KTBL 1999, S. 92 ff.]. Die Rohgülle (10.2 % TS, N<sub>gesamt</sub> 5 kg/m<sup>3</sup>) wurde zuerst vergoren, anschliessend separiert (Dekanter) und die Dünngülle der Dampfstrippung mit nachfolgender Kondensation zugeführt. Beim Betrieb der Dampfstrippung mit ausreichender Dampfmenge aus einem Dampfkessel lagen die Reduktionsleistungen zwischen 78 % und 88 % für Ammonium und 51 % bis 53 % für den N<sub>gesamt</sub>. Die durch die Kondensation gewonnene Ammoniumhydrogencarbonat-Lösung wies einen Ammoniumgehalt von 22 g/kg bis 41 g/kg auf (Ø 2.9 %). Der geringe Ammoniumgehalt wird auf den mit CO<sub>2</sub> gesättigten Dampf zurückgeführt, der eine geringere Löslichkeit des gebildeten Ammoniumhydrogencarbonats hervorruft. Ursprünglich wurde die Gewinnung eines 25 %igen

Ammoniakwassers geplant. Mit der Abwärmenutzung aus der Verbrennung von Biogas im BHKW konnten die gestreckten Ziele nicht erreicht werden.

Bei einem weiteren mehrstufigen Aufbereitungsverfahren für Rinder- und Schweinegülle konnten mit der Dampfstrippung Ammoniumabscheidegrade von 47 % bis 86 % erzielt werden [KTBL 1999, S. 113 ff.]. Der mit CO<sub>2</sub>-gesättigte Dampf führte zu geringen Ammoniumgehalten in der Ammoniumhydrogencarbonat-Lösung zwischen 8 g/l und 12 g/l.

Nach bisherigen Erkenntnissen erfordert die Strippung eine weitgehende Abtrennung von Grobstoffen und organischen Substanzen. In verschiedenen Versuchen unter Praxisbedingungen treten bei der Dampfstrippung teils erhebliche Schaumprobleme und Ablagerungen/Verkrustungen am Wärmeüberträger auf.

### 3.6.13 Göllyse/Oligolyse

Bei diesen Verfahren handelt es sich um elektrochemische Behandlungsmethoden bei der durch den Stromfluss von der Anode zur Kathode eine rein chemische Oxidation erfolgt. Ein biochemischer Abbauprozess der Gülle ist aufgrund der an der Anode abgeschiedenen Sauerstoffs möglich. Eisenelektroden werden bei der Göllyse und Kupferelektroden bei der Oligolyse eingesetzt. Das Zudosieren von Kupferionen wirkt bakterizid.

Beide Verfahren bezwecken in erster Linie eine Geruchsreduktion der Gülle. Daneben werden auch physikalische Eigenschaften der Gülle verändert und ein Hygienisierungseffekt kann erzielt werden.

Der Eintrag von 1 mg Kupfer pro m<sup>3</sup> Gülle und Stunde durch die oligolytische Behandlung führt zu einer hohen zusätzlichen Schwermetallbelastung [Meier 1992].

[Balsari et al. 1994] verglichen in Praxisversuchen die Auswirkung einer oligolytischen Behandlung während der Lagerung von Schweinegülle im Vergleich zu unbehandelter Gülle. Ohne Behandlung lagen die höchsten Ammoniakverluste bei 3.8 % (Verlust bezogen auf den Stickstoffgehalt der Gülle) und bei 2.8 % bei der oligolytischen Behandlung. Über den Jahresverlauf hinweg wurden gesamthaft etwa gleich hohe Ammoniakemissionen wie bei der unbehandelten Gülle festgestellt.

Angaben zu möglichen Verlusten während der Behandlung und bei der Ausbringung fehlen.

## 4 DISKUSSION

### 4.1 MASSNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DER AMMONIAKVERLUSTE

#### 4.1.1 Einleitung

Im Folgenden werden die in der Literatur gefundenen Datenquellen bezüglich ihrer Verlustminderung von Ammoniakemissionen bzw. –erhöhung zusammengefasst. Bewertet sind die Auswirkungen technischer Massnahmen für Emissionen beim Rindvieh und beim Schwein. Nicht berücksichtigt sind Geflügel, Ziegen, Schafe und Pferde. Es wurde unterstellt, dass diese Tierarten in Systemen mit Mistproduktion gehalten werden und die Möglichkeiten zur Reduktion der Ammoniakemissionen sehr gering sind. Zudem entfallen nur etwa 5 % des Tierbestandes im Kanton Luzern auf die Tierkategorien.

Anhand der vorliegenden Daten betreffend Ammoniakemissionen kann folgendes festgehalten werden:

- Für gewisse Massnahmen sind teilweise spärliche Datengrundlagen vorhanden.
- Die Messwerte weisen oftmals grosse Schwankungsbereiche auf.
- Die meisten Massnahmen wurden bisher nicht in erster Linie zur Reduzierung der Ammoniakemissionen entwickelt und beurteilt.
- Die technischen Möglichkeiten der Ammoniakemissionsreduktion finden mehrheitlich erst seit den 1990er Jahren Interesse.
- In verschiedenen Quellen sind keine oder nicht ausreichend dokumentierte Versuchsbedingungen zu den Messergebnissen zu finden.
- Einige Werte sind nur anhand von Laboruntersuchungen gemessen worden.
- Sehr wenig Daten stammen aus schweizerischen Quellen.

Die in den entsprechenden Tabellen angegebenen Verlustangaben beziehen sich auf den löslichen Stickstoffanteil der Gülle, da nur dieser Teil verlustgefährdet ist. Weitere Stickstoffverluste in Form von  $N_2O$  oder  $N_2$  sind nicht berücksichtigt.

Bei Massnahmen, die die Gülle in zwei oder mehrere Phasen trennen, sind die Angaben entsprechend den nach der Behandlung vorliegenden Endprodukte (Dünggülle, Feststoff und/oder Schlamm) unterteilt.

**Tabelle 32: Berechnungsgrundlagen für die Ammoniakemissionen**

Tierart	Hofdünger	Verlust Stall	Verlust Weide	Basis (% von)	$N_{\text{gesamt}}$ /DGVE in Lager
Rind	Gülle	7	5	$N_{\text{gesamt}}$	92.4
Rind	Mist	7	5	$N_{\text{gesamt}}$	92.4
Schwein	Gülle	15	-	$N_{\text{gesamt}}$	89.3

Alle Berechnungen erfolgen auf der Basis derjenigen Stickstoffmenge, die in die Lagerung gelangt. Die Verluste im Stall und auf der Weide sind mit den Emissionsfaktoren gemäss Be-

rechnungen nach [Menzi et al. 1997] kalkuliert und von der pro DGVE anfallenden gesamten Stickstoffmenge von 105 kg N abgezogen.

#### 4.1.2 Lagerung und Ausbringung von Gülle mit und ohne Minderungsmaßnahmen

Die Literaturangaben über die Ammoniakverluste bei der Lagerung von Gülle ohne Abdeckung des Lagers liegen zwischen 0.95 und 19.9 kg N/GVE • Jahr für Rindvieh und zwischen 0.12 und 16.8 kg N/GVE • Jahr für Schweine. Bezogen auf den Ammoniumgehalt liegen die Verluste somit für Rindergülle zwischen 1.6 % und 33.2 % bzw. für Schweinegülle zwischen 0.2 % und 26.8 %. In den Berechnungen sind die Emissionsfaktoren während der Lagerung von [Menzi et al. 1997] berücksichtigt, die für Rindergülle bei 15 % bzw. 12 % für Schweinegülle liegen.

**Tabelle 33: Ammoniakemissionen bei der Lagerung und Ausbringung von unbehandelter Gülle ohne und mit Minderungsmaßnahmen**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung</b>			
Gülle ohne Minderungsmaßnahmen			
Rindvieh	15		9.0
Schweine	12		7.5
Gütlagerabdeckung			
Rindvieh	3		1.8
Schweine	2.4		1.5
Güleverdünnung mit Wasser			
Rindvieh, Schweine	keine Verminderung		
<b>Ausbringung</b>			
<b>Gütlager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Gülle mit Prallteller, 1:0.5 verdünnt			
Rindvieh	70	35.7	40.8
Schweine	70	38.5	42.7
Gülle m. Schleppschl., 1:0.5 verdünnt			
Rindvieh	35	17.9	20.4
Schweine	35	19.2	21.3
Gülle mit Prallteller, 1:1 verdünnt			
Rindvieh	60	30.6	35.0
Schweine	60	33.0	36.6
Gülle m. Schleppschl., 1:1 verdünnt			
Rindvieh	30	15.3	17.5
Schweine	30	16.5	18.3
Gülle mit Prallteller, 1:2 verdünnt			
Rindvieh	40	20.4	23.3
Schweine	40	22.0	24.4
Gülle m. Schleppschl., 1:2 verdünnt			
Rindvieh	25	12.8	14.6
Schweine	25	13.7	15.2

Gülle m. Schleppschl. = Gülle mit Schleppschlauchverteiler

Eine Schwimmdecke führt zu einer Emissionsminderung von 55 % bis 85 % und eine Abdeckung von 80 % bis 90 %. Eine Strohhäckselabdeckung führt durch den zusätzlichen Eintrag von Kohlenstoff zu erhöhten Lachgas und Methanemissionen und muss vor Entleeren des Behälters vollständig homogenisiert werden. Lagerabdeckungen von Güllegruben führen zu einer angenommenen Minderung von durchschnittlich 80 % (Dach  $\varnothing$  85 %, Schwimmdecke  $\varnothing$  75 %). Die Wasserverdünnung bei der Lagerung führt zu keinen Verlustminderungen, da das Lagervolumen ansteigt und die Austauschoberfläche zwischen Gülle und Luft deswegen sogar noch zunimmt. Für die Ausbringung wirkt sich hingegen eine Wasserverdünnung verlustmindernd aus. In den Berechnungen sind drei Verdünnungen, 1 : 0.5, 1 : 1 und 1 : 2, eingerechnet. Bei der Verdünnung mit Wasser bedeutet 1 : 1 beispielsweise ein Volumenanteil Gülle und ein Volumenanteil Wasser. Mit Schleppschlauchverteiltern ist eine durchschnittliche Ammoniakverlustminderung von 50 % des  $\text{NH}_4\text{-N}$  gegenüber der breitflächigen Ausbringung angenommen worden.

#### 4.1.3 Vergärung

Die Literaturangaben betreffend Ammoniakreduktion mittels der Vergärung sind widersprüchlich. Während der Vergärung können Emissionen auftreten, die bis zu 20 % betragen sollen. Dies ist hingegen nicht nachvollziehbar, da die Vergärung ein obligat anaerober Prozess darstellt und somit reduzierende Bedingungen herrschen. Ein möglicher Grund könnte sein, dass der Austrag aus dem Fermenter oberhalb des tiefsten Behälterniveaus angebracht ist und somit der sich absetzende Schlamm nicht mitausgetragen wird. Somit wird der Stickstoff im Schlamm nicht gemessen. Es ist davon auszugehen, dass die Ammoniakemissionen während der Vergärung weniger als 1 % betragen. Während der Vergärung steigt der Gehalt an Ammoniumstickstoff bei Rinder- und Schweinegülle um je rund 20 % gegenüber der Rohgülle an. Wird die vergorene Gülle nach der Vergärung in offenen Gruben zwischengelagert, muss nach bisherigem Kenntnisstand von gleich hohen Emissionen ausgegangen werden wie für die herkömmliche Güllelageung. Die vergorene Gülle kann aber auch nach dem Biogasreaktor in einem gasdichten Lager zwischengelagert werden. Dieses Lager dient in diesem Fall als Nachgärlager, das zudem den Vorteil aufweist, dass mindestens etwa 10 % zusätzliches Biogas gewonnen werden kann.

Da während des Gärprozesses der Ammoniumanteil und gleichzeitig das pH ansteigt, nimmt das Potential an Ammoniakemissionen nach der Ausbringung zu. Dies bedeutet, dass vergorene Gülle mit grösster Vorsicht ausgebracht werden sollte. Die Ausbringung mittels Schleppschlauchverteiler wird empfohlen. Hingegen führt die Vergärung auch zu einem Abbau an Kohlenstoff. Zudem nimmt die Kationenaustauschkapazität um 7 % bis 15 % gegenüber Rohgülle ab [Kirchmann et al. 1992]. Dies dürfte der hauptsächliche Grund für die etwas bessere Stickstoffwirkung im Vergleich zu unbehandelter Gülle sein. Ebenfalls sind die Lachgas und Methanemissionen nach der Ausbringung geringer als bei Rohgülle. Weil die vergorene Gülle nach der Vergärung dünnflüssiger ist, wurde in den Berechnungen die Reduktion des TS-Gehalts durch den anaeroben Abbauprozess miteingerechnet. Unter der Annahme, dass der Abbau der organischen Substanz bei Rinder- und Schweinegülle 40 % beträgt und die Rohgülle 1 : 1 verdünnt in der Fermenter gelangt, weist die vergorene Gülle einen TS-Gehalt von rund 1.7 % auf. Dies entspricht einem Verdünnungsverhältnis bei Rohgülle von 1 : 2. Die

Ammoniakverluste bei Ausbringung mit dem Prallteller betragen für Rinder- und Schweinegülle 40 % bezogen auf den  $N_{\text{löslich}}$ . Für die Ausbringung mit Schleppschräuchen wurde eine Verlustminderung gegenüber dem Prallteller um knapp 40 % angenommen. Mist wird in der Schweiz praktisch nicht in Biogasanlagen behandelt.

**Tabelle 34: Ammoniakemissionen bei der Vergärung**

Bereich	Verlust % $N_{\text{löslich}}$	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Aufbereitung (während des Vergärungsprozesses)</b>			
Gärgülle Rindvieh, Schweine	< 1	< 0.6	
<b>Endlagerung (Zwischenlagerung vor Ausbringung)</b>			
Gärgülle, offenes Endlager Rindvieh	15	10.8	
Schweine	12	9.0	
Gärgülle, geschlossenes Endlager Rindvieh, Schweinegülle	< 1	< 0.7	
<b>Ausbringung</b>			
<b>Endlager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringungsverfahren</b>	<b>Verlust % <math>N_{\text{löslich}}</math></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Gärgülle mit Prallteller Rindvieh	40	24.5	28.3
Schweine	40	26.1	29.5
Gärgülle mit Schleppschräuch Rindvieh	25	15.3	17.7
Schweine	25	16.3	18.4



#### 4.1.4 Mistbehandlung

Die Kompostierung von Gülle mit Stroh oder anderen saugfähigen Materialien ist in der Schweiz nicht verbreitet. Bei Rindermist wurde für die Berechnung der Ammoniumanteil mit 30 % am Gesamtstickstoff beziffert. Schweinemist dürfte in Kanton Luzern nur in unbedeutenden Mengen anfallen, weshalb auf eine Berechnung verzichtet wurde.

**Tabelle 35: Ammoniakemissionen bei der Behandlung von Mist**

Lagerung	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Lagerung</b>		
Mist ohne Minderungsmaßnahmen Rindvieh	30	9.6
Stapelmist (anaerob) Rindvieh	10	3.2
Rottemist (aerob) Rindvieh	30	9.6
<b>Ausbringung</b>		
Mist Rindvieh	60	13.5
Stapelmist (anaerob) Rindvieh	30	8.7
Rottemist (aerob) Rindvieh	25	5.6

Während der Lagerung von Mist ohne Behandlung belaufen sich Ammoniakemissionen bei Rindermist auf 10 % bis 40 % bezogen auf den gesamten Stickstoffgehalt. Im Durchschnitt wurden 30 % Verluste angenommen. Die Ammoniakverluste bei Stapelmist betragen rund 10 %. Für Rottemist ist mit Verlusten von 30 % zu rechnen. Für die Emissionsminderung bei Mist kann eine Abdeckung in Betracht gezogen werden. In der Praxis wird der Mist kaum abgedeckt gelagert. Bei der Ausbringung von unbehandeltem Rindermist liegen die Ammoniakemissionen bei 60 % des Ammoniumstickstoffs. Für Stapelmist werden 30 % und für Rottemist 25 % Verluste bezogen auf den Ammoniumgehalt angenommen.

#### 4.1.5 Belüftung der Rohgülle

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die Gülle zur Belüftung im Verhältnis 1 : 2 verdünnt und in offenen Lagergruben behandelt wird. In der Praxis können auch höhere Verdünnungsraten auftreten.

Die Daten zur Belüftung der Rohgülle variieren stark. Die Ammoniakverluste während der Belüftung von Schweinegülle liegen zwischen 6 % bis 10 %, von Rindergülle bei 11 % und von Mischgülle (Mastrinder und Mastscheine) zwischen 0 % und 22 %. Die mittleren Verluste für Rinder- werden mit 15 % und für Schweinegülle mit 10 % angenommen. Höhere Verluste dürften in den meisten Fällen auf nitrifizierende und denitrifizierende Bedingungen zurückzuführen sein bei denen mehrheitlich N<sub>2</sub> emittiert wird und weniger Ammoniak.

**Tabelle 36: Ammoniakemissionen bei der Belüftung der Rohgülle**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Aufbereitung (während des Belüftungsprozesses)</b>		
Gülle		
Rindvieh	15	9.0
Schweine	10	6.3
<b>Ausbringung</b>		
Belüft. Gülle m. Prallt., 1:2 verdünnt		
Rindvieh	40	20.4
Schweine	40	19.7
Belüft. Gülle m. Schl., 1:2 verdünnt		
Rindvieh	25	10.2
Schweine	25	10.1

Belüft. Gülle m. Prallt. = Belüftete Gülle mit Prallteller

Belüft. Gülle m. Schl., 1:2 verdünnt = Belüftete Gülle mit Schleppschauchverteiler

Während der Ausbringung belüfteter Gülle mit dem Prallteller werden die Verluste gleich hoch angesetzt wie für unbehandelte, 1:2 verdünnte Rohgülle, 40 % des Ammoniumgehalts bei Rindvieh- und Schweinegülle. Das gleiche gilt für die mit dem Schleppschauch ausgebrachte belüftete Gülle mit Verlusten von 25 % bei Rinder- und Schweinegülle.

Belüftete Gülle ist eher schwach alkalisch, was das Ammoniakemissionspotential erhöht. Belüftete Gülle mit hohem Ammoniumanteil muss mit entsprechend emissionsmindernden Ausbringverfahren verteilt werden. Würde während des Belüftungsprozesses der grösste Anteil am Ammonium in Nitrat überführt, hätte dies den Vorteil, dass weniger Ammoniakverluste zu verzeichnen wären. Dafür müsste dem richtigen Ausbringzeitpunkt noch mehr Beachtung geschenkt werden. Durch die Belüftung nimmt die Kationenaustauschkapazität um 15 % bis 32 % gegenüber Rohgülle ab [Kirchmann et al. 1992].

#### 4.1.6 Separierung

Über die Ammoniakverluste bei der Lagerung separierter Dünggülle liegen keine Daten vor. Obwohl keine Schwimmdecke vorhanden ist, kann davon ausgegangen werden, dass bei der Lagerung im Vergleich zu Rohgülle kaum wesentlich höhere Emissionen auftreten, weil der Kohlenstoffanteil und dadurch mikrobielle Abbauvorgänge vermindert werden. Die separierte Dünggülle weist zudem geringere Gehalte von  $\text{NH}_4\text{-N}$  als Rohgülle auf (zwischen 10 % bis 25 %).

In der Praxis wird vor allem überbetrieblich separiert, wobei oftmals die Dünggülle in den Vorlagetank zurückfließt. Unter diesen Umständen ist von keiner Reduktion der Ammoniakverluste im Vergleich zu Rohgülle auszugehen. Einige Betriebe verfügen über eine zweite Lagergrube in der die Dünggülle separat gelagert werden kann. Unter diesen Umständen könnte eine Emissionsreduktion möglich sein. Da diesbezüglich keine Daten vorhanden sind, gehen wir von gleich hohen Lagerverlusten wie bei unbehandelter Gülle aus.

**Tabelle 37: Ammoniakemissionen bei der Separierung der Rohgülle**

Bereich	Verlust % $\text{N}_{\text{löslich}}$	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung</b>			
Gülle ohne Minderungsmaßnahmen			
Rindvieh	15		9.0
Schweine	12		7.5
Gülle mit Lagerabdeckung			
Rindvieh	3		1.8
Schweine	2.4		1.5
<b>Ausbringung</b>			
<b>Güllelager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % <math>\text{N}_{\text{löslich}}</math></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Dünggülle mit Prallteller			
Rindvieh	32	13.8	15.7
Schweine	32	14.7	16.8
Dünggülle mit Schleppschlauch			
Rindvieh	18	7.7	8.9
Schweine	18	8.3	9.2

Nach der Ausbringung der Dünggülle sind die Ammoniakemissionen zwischen 15 % und 75 % geringer im Vergleich zu Rinderrohgülle. Im Durchschnitt wird mit 20 % Verlustminderung gerechnet, wobei als Ausgangsbasis 1 : 1 verdünnte Rohgülle dient. Weil die Separierung den TS-Gehalt bei Rindergülle um etwa 45 % und bei Schweinegülle um rund 65 % vermindert, entspricht der TS-Gehalt in der ausgebrachten Gülle einer Wasserzugabe von 1 : 2. Bei Schweinegülle ist die Verlustminderung bei der Ausbringung trotz höherer TS-Reduktion gleich hoch wie bei der Rindergülle zu Grunde gelegt. Bei der Ausbringung der Dünggülle mit Schleppschlauchverteiltern kann auf Ackerland keine weitere Reduktion im Vergleich zu Rohgülle erzielt werden. Hingegen ist eine weitere Reduktion mit dem Schleppschlauchverteiler

bei der Ausbringung der Dünggülle auf Wiesland von 35 % im Vergleich zu Rohgülle zu verzeichnen.

Die separierten Feststoffe werden üblicherweise vor der Ausbringung zwischengelagert. Über Emissionen bei offener Lagerung unter Dach liegen keine Daten vor.

Die angenommenen Emissionen für in Mieten gelagerte Feststoffe liegen für Schweinegülle bei 25 % und für Rindergülle bei 20 %.

Im Fall einer Kompostierung betragen die Emissionen 10 % bis 50 % des Gesamtstickstoffs. Alle Angaben stammen aus Versuchen mit belüfteten Rottereaktoren. Wichtige Einflussfaktoren auf die Emissionen sind das C/N-Verhältnis, der TS-Gehalt der Feststoffe, die Belüftungsintensität und die Gülleart.

Die Kompostierung separierter Güllefeststoffe in Rottereaktoren existiert in der Schweiz nicht. Die Ausbringung der Feststoffe führt ebenfalls zu Ammoniakemissionen in der Grössenordnung von bis zu 60 % des ausgebrachten Ammoniumstickstoffs.

Die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung liegen bezogen auf die Dünggülle und die Feststoffe um 20 % unter denjenigen der Rohgülle.

Geht man davon aus, dass nach der Separierung im Mittel etwa 20 % des Gesamtstickstoffs der Rohgülle in den Feststoffen vorliegt (Schwankungsbereich von 10 % bis 35 %), dürften die Verluste während der Weiterbehandlung separierter Feststoffe als gering einzustufen sein.

Bei der Ausbringung kommt es ebenfalls zu Ammoniakemissionen. Die entsprechenden Daten sind bei der Separierung aufgeführt (Kapitel 4.1.5).

**Tabelle 38: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe**

<b>Bereich</b>			
<b>Feststoff-Lagerung (nach der Separierung)</b>			
<b>Güllelager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
<b>Feststoffe (separiert, aerob)</b>			
Rindvieh	20	1.6	1.9
Schweine	25	2.3	2.5
<b>Ausbringung der Feststoffe</b>			
<b>Feststoffe mit Mistzetter</b>			
Rindvieh	60	3.8	4.6
Schweine	60	4.1	4.5

Gesamthaft betrachtet erscheint die Separierung ein praxistaugliches und einfaches Verfahren zu sein um die Eigenschaften der Dünggülle massgeblich zu verbessern und den Einsatz der Gülle gerade auch im Futterbau zu optimieren.

### 1.1.1 Separierung in Kombination mit Belüftung der Dünngülle

Nach einer Separierung kann die Dünngülle einfacher und gezielter belüftet werden als Rohgülle. In allen Versuchen sind nitrifizierende Bedingungen erreicht worden, wobei die Bereiche zwischen etwa 15 % und 99 % lagen. Wird anschliessend an die Belüftungsphase eine Denitrifikation durchgeführt, kann der  $\text{NO}_3$ -Stickstoff vollständig in  $\text{N}_2$  überführt werden.

Für die Landwirtschaft könnte eine Belüftung, die nur nitrifizierende Verhältnisse erzielt interessant sein. Der Stickstoff in Nitratform bleibt erhalten und geht auch während der Zwischenlagerung vor und während der Ausbringung nicht als Ammoniak verloren.

Die Berechnung basiert auf einem Verfahrenskonzept, bei dem die Rohgülle vom Stall in die Separierung gelangt, anschliessend belüftet und vor der Ausbringung in offenen Lagerbehältern zwischengelagert wird. Die Feststoffe aus der Separierung werden in Mieten gelagert und mittels Mistzetter ausgebracht.

In den Berechnungen sind die Nitrifikationsleistungen mit durchschnittlich 35 % angenommen. Da während des Belüftungsvorgangs Verluste in Form von Ammoniak nicht auszuschliessen sind, werden gleich hohe prozentuale Verluste wie bei der Belüftung der Rohgülle unterstellt. Die belüftete Dünngülle wird vor der Ausbringung zwischengelagert. Die dabei auftretenden Verluste in Form von Ammoniak sind mit denselben Verlustanteilen wie für die Lagerung abzüglich der unterstellten Nitrifikationsleistung angenommen.

Die Verlustminderung bei der Ausbringung gegenüber Rohgülle wird auf 45 % geschätzt. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei einer mittleren Ammoniumreduktion durch die Separierung von knapp 16 % und der Nitrifikationsleistung von 35 % nur noch rund 55 % des anfallenden Ammoniums verlustgefährdend sind. Für die Verlustanteile sind dieselben Werte wie bei der Separierung berechnet.

**Tabelle 39: Ammoniakemissionen bei der Belüftung der Dünngülle**

Bereich	Verlust % $\text{N}_{\text{löslich}}$	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Aufbereitung (während des Belüftungsprozesses)</b>		
Dünngülle		
Rindvieh	15	4.9
Schweine	10	3.4
<b>Zwischenlagerung der belüfteten Gülle vor dem Ausbringen</b>		
Dünngülle		
Rindvieh	10	4.6
Schweine	7	3.4
<b>Ausbringung</b>		
Belüftete Dünngülle mit Prallteller		
Rindvieh	26	10.7
Schweine	26	11.8
Belüftete Dünngülle mit Schleppschl.		
Rindvieh	13	5.4
Schweine	13	5.9

Belüftete Dünngülle mit Schleppschl. = Belüftete Dünngülle mit Schleppschlauchverteiler

Bei der Zwischenlagerung der Feststoffe sind dieselben Verluste unterstellt, wie sie bei Feststoffen aus der Separierung der Rohgülle auftreten

**Tabelle 40: Ammoniakemissionen bei der Mistaufbereitung bzw. der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Feststoff-Lagerung (nach der Separierung)</b>		
Feststoffe (separiert, aerob)		
Rindvieh	20	1.6
Schweine	25	2.3
<b>Ausbringung der Feststoffe</b>		
Feststoffe mit Mistzetter		
Rindvieh	60	3.8
Schweine	60	4.1

#### 4.1.7 Gülleadditive

Güllezusätze werden entweder in das Futter, im Stall zur Gülle oder im Güllelager zugegeben. Nach bisherigem Kenntnisstand zeigen die meisten Zusätze in der Praxis geringe Wirkungen bezüglich einer Reduktion der Ammoniakemissionen. Bei vielen Zusätzen wird eine grössere Homogenität und eine bessere Fließfähigkeit der behandelten Gülle erreicht. Dies kann sich bei der Ausbringung verlustmindernd auswirken.

**Tabelle 41: Ammoniakemissionen bei Einsatz von Gülleadditiven**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung</b>			
Gülle ohne Minderungsmaßnahmen			
Rindvieh	15		9.0
Schweine	12		7.5
Güllelagerabdeckung			
Rindvieh	3		1.8
Schweine	2.4		1.5
<b>Ausbringung</b>			
<b>Lager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Gülle mit Prallteller, 1:1 verdünnt			
Rindvieh	54	27.6	31.5
Schweine	54	29.7	32.9
Gülle m. Schleppschl., 1:1 verdünnt			
Rindvieh	27	13.8	15.8
Schweine	27	14.9	16.5
Gülle mit Prallteller, 1:2 verdünnt			
Rindvieh	36	18.4	21.0
Schweine	36	19.8	22.0
Gülle m. Schleppschl., 1:2 verdünnt			
Rindvieh	23	11.5	13.1
Schweine	23	12.3	13.7

Gülle m. Schleppschl. = Gülle mit Schleppschlauchverteiler

Bezüglich Verminderung der Ammoniakemissionen sind wenig fundierte Daten vorhanden. Zusätze scheinen nur bei stark verdünnter Rohgülle (1 % TS) eine Reduktion der Ammoniakverluste während der Ausbringung von bis zu 83 % zu erzielen, wobei die Wirkung der Wasserverdünnung unklar ist. Bei höheren TS-Gehalten (mehr als 6.5 %) liegen die Minderungseffekte bei rund 10 %.

Wir gehen von keiner Verminderung bei der Lagerung, hingegen von durchschnittlich 10 % geringeren Ammoniakverlusten nach der Ausbringung im Vergleich zu unbehandelter Gülle aus.

#### 4.1.8 Säure-/Base-Zugabe

Betreffend Ammoniakemissionen kann festgehalten werden, dass die Säure-/Basezugabe zu einer vollständigen Inhibition der Harnstoffhydrolyse führen kann. Um eine weitgehende Reduktion der Ammoniakausgasung im Stall erzielen zu können, müsste die anfallende Gülle möglichst frisch behandelt werden und die Zugabe müsste regelmässig mehrmals pro Tag erfolgen. Aufgrund verschiedener Schwierigkeiten bei einer Zugabe im Stall, gehen wir davon aus, dass die Säure-/Basezugabe in der Praxis ausserhalb des Stalls in die gelagerte Gülle erfolgt. Unter Praxisbedingungen dürfte die Minderung während der Lagerung aber relativ gering sein, weil die Zugabe in die Grube unregelmässig erfolgen dürfte. Die Verlustminderung gegenüber der Lagerung von Rohgülle ist mit 20 % angenommen worden.

**Tabelle 42: Ammoniakemissionen bei der Säure-Zugabe**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung</b>			
Gülle ohne Minderungsmaßnahmen			
Rindvieh	12		7.2
Schweine	9.6		6.0
Güllelagerabdeckung			
Rindvieh	2.4		1.4
Schweine	1.9		1.2
<b>Ausbringung</b>			
<b>Lager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Anges. Gülle mit Prallt., 1:1 verdünnt			
Rindvieh	36	19.0	21.1
Schweine	36	20.3	22.1
Anges. Gülle m. Schlepps., 1:1 verd.			
Rindvieh	18	9.5	10.6
Schweine	18	10.2	11.1
Anges. Gülle mit Prallt., 1:2 verdünnt			
Rindvieh	24	12.7	14.1
Schweine	24	13.5	14.7
Anges. Gülle m. Schlepps., 1:2 verd.			
Rindvieh	15	7.9	8.8
Schweine	15	8.5	9.2

Anges. Gülle mit Prallt. = angesäuerte Gülle mit Prallteller

Anges. Gülle m. Schlepps. = angesäuerte Gülle mit Schleppschlauchverteiler

Die Verlustminderung während der Ausbringung angesäuerter Gülle liegt zwischen 40 % und 50 % im Vergleich zu unbehandelter Gülle. Diese Aussage bezieht sich auf stark verdünnte Schweinegülle mit einem TS-Gehalt von 1.2 %. Über die Verlustminderung bei TS-reicher Gülle liegen keine Angaben vor. Wir gehen von einer Verlustminderung während der Ausbringung von 40 % aus.



Gegenüber der Strippung (vgl. Kapitel 4.1.11) weist die Säurezugabe den Vorteil auf, dass das Ammoniak in der Gülle verbleibt und daher nicht noch mittels separaten Behandlungsschritten zurückgewonnen werden muss.

Die Kalkung von Böden kurz vor oberflächlicher Ausbringung von Rinderrohgülle (9.3 bis 9.5 % TS) verursacht etwas höhere Ammoniakverluste als auf ungekalkten Böden [Huber 1994]. 10 Tage nach der Ausbringung auf Grünland beliefen sich die Verluste auf etwa 68 % mit Kalk gegenüber rund 56 % ohne Kalk (% Verlust der ausgebrachten Ammoniummenge). Auf Stoppeln ausgebrachte Gülle emittierte ungefähr 51 % ohne Kalk und 56 % mit Kalk. Die unterschiedliche Kalkform, CaO (Branntkalk) bzw. CaCO<sub>3</sub> (Kohlensaurer Kalk) scheint keinen Einfluss auf die Ammoniakverluste auszuüben.

#### 4.1.9 Flockung

Das Angebot an Flockungsmitteln, die sich zur Behandlung von Gülle eignen ist relativ gross. Die erzielten Abtrennleistung von Ammonium sind von Produkt zu Produkt unterschiedlich. Bei Einsatz geeigneter Flockungsmittel zu separierter Dünggülle und anschliessender Schlammabtrennung sind im Durchschnitt bei Schweinegülle rund 50 % des Ammoniumstickstoffs und bei Rindergülle etwa 40 % abtrennbar. Erfolgt die Aufbereitung mit frischer Gülle, so kann davon ausgegangen werden, dass mit entsprechend geringeren Ammoniakemissionen während der Lagerung der geflockten Dünggülle im Ausmass der Ammoniumabtrennung gerechnet werden kann.

Bei abgedeckten Lagerbehältern wurde keine weitere Verlustminderung gegenüber unbehandelter Gülle angenommen.

Bei der Ausbringung der geflockten Dünggülle ist eine Reduktion der Ammoniakemission gegenüber separierter Dünggülle um 40 % unterstellt. Die Begründung liegt darin, dass mit Hilfe geeigneter Flockungsmittel und vollständiger Abtrennung des Flockungsschlammes etwa 90 % der organischen Substanz eliminiert werden. Dadurch wird die geflockte Gülle noch dünnflüssiger.

**Tabelle 43: Ammoniakemissionen bei der Flockung**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung der Rohgülle (überbetrieblicher Einsatz der Separierung)</b>			
Gülle ohne Minderungsmaßnahmen			
Rindvieh	15		9.0
Schweine	12		7.5
Gülle mit Lagerabdeckung			
Rindvieh	3		1.8
Schweine	2.4		1.5
<b>Lagerung der gefl. Dünggülle (einzelbetrieblicher Einsatz der Separierung)</b>			
Gefl. Dünggülle o. Minderungsmaßsn.			
Rindvieh	15		4.6
Schweine	12		3.1
Gefl. Dünggülle mit Lagerabdeckung			
Rindvieh	3		0.9
Schweine	2.4		0.6
<b>Ausbringung</b>			
<b>Lager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Gefl. Dünggülle mit Prallteller			
Rindvieh	19	4.9	5.8
Schweine	26	4.4	5.0
Gefl. Dünggülle mit Schleppschlauch			
Rindvieh	13	3.4	3.9
Schweine	13	3.0	3.4

Gefl. Dünggülle = geflockte Dünggülle; o. Minderungsmaßsn. = ohne Minderungsmaßnahme

Über Ammoniakverluste während der Lagerung der abgetrennten Schlämme liegen keine Daten vor. Aufgrund des höheren Ammoniumstickstoffgehalts der Feststoffe/Schlämme sind die Verluste höher berechnet als bei separierten Feststoffen ohne Einsatz von Flockungsmitteln. Die anteilmässigen Lagerverluste sind gleich hoch wie für die Lagerung separierter Feststoffe angesetzt, hingegen ist der mengenmässige Verlust wegen des höheren Ammoniumanteils bei Rindfeststoffen um 40 % und bei Schweinefeststoffen um 50 % höher.

**Tabelle 44: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe und geflockter Schlämme**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub> in den Feststoffen	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Lagerung (nach der Aufbereitung)</b>		
Festst./Schl. (separiert, aerob)		
Rindvieh	20	5.9
Schweine	25	9.1
<b>Ausbringung</b>		
Festst./Schl. mit Mistzetter		
Rindvieh	60	14.3
Schweine	60	16.4

Festst./Schl. = Feststoffe und Schlamm aus der Flockung

### 1.1.2 Fällung

In den Berechnungen ist das MAP-Verfahren als überbetriebliche eingesetztes Verfahren zu Grunde gelegt. Die Verluste während der Lagerung der Gülle werden somit gleich hoch beziffert wie bei unbehandelter Gülle, weil die Rohgülle normal auf dem Landwirtschaftsbetrieb zwischengelagert werden muss bevor eine Aufbereitung mit der fahrbaren Fällanlage erfolgen kann.

**Tabelle 45: Ammoniakemissionen bei der Fällung**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub>	Verlust kg N/GVE • Jahr	
<b>Lagerung (Fällungsmittelzugabe nach Lagergrube)</b>			
Rohgülle, offenes Lager			
Rindvieh	15		9.0
Schweine	12		7.5
Rohgülle, abgedecktes Lager			
Rindvieh	3		1.8
Schweine	2.4		1.5
<b>Ausbringung</b>			
<b>Lager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
Gefällte Flüssigphase mit Prallteller			
Rindvieh	40	4.2	4.8
Schweine	40	3.6	4.0
Gefällte Flüssigphase mit Schlepps.			
Rindvieh	15	1.7	1.9
Schweine	15	1.4	1.6

Die Behandlung der Gülle mit Fällmitteln führt MAP-Verfahren zu einer Ammoniumabtrennung von schätzungsweise 75 % bei Rindergülle und 80 % bei Schweinegülle bezogen auf die Gehalte in der separierten Dünngülle. Während der Ausbringung der gefällten Dünngülle ist von den gleich hohen prozentualen Verlusten wie bei der Rohgülle (1 : 1 verdünnt) ausgegangen worden, weil die geflockte Dünngülle einen pH-Wert zwischen 9.0 und 9.5 aufweist.

Im Bereich der Ausbringung ist zwischen den separierten Feststoffen mit denselben Emissionen wie bei der Separierung und dem Fällsalz mit dem Mineraldünger vergleichbaren Ammoniakverlusten von 10 % (bezogen auf den NH<sub>4</sub>-N).

**Tabelle 46: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe**

<b>Bereich</b>			
<b>Feststoff-Lagerung (nach der Separierung)</b>			
<b>Güllelager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
<b>Feststoffe (separiert, aerob)</b>			
Rindvieh	20	1.6	1.9
Schweine	25	2.3	2.5
<b>Ausbringung der Feststoffe</b>			
<b>Feststoffe mit Mistzetter</b>			
Rindvieh	60	3.8	4.6
Schweine	60	4.1	4.5
<b>Fällsalz</b>			
Rindvieh	10	3.2	3.7
Schweine	10	3.7	4.1

#### 4.1.10 Strippung

Für die Strippung von Ammoniak aus der Gülle sind entsprechende Vorbehandlungsmassnahmen erforderlich. Diese umfassen einerseits eine Separierung und andererseits eine CO<sub>2</sub>-Austreibung. Erst anschliessend kann das Ammoniak gestrippt werden. Trotz des verfahrenstechnischen Aufwands ist eine einzelbetriebliche Aufbereitung unterstellt. Die Strippung sollte mit frischer Gülle durchgeführt werden. Folglich wird die Rohgülle direkt nach dem Stall behandelt.

**Tabelle 47: Ammoniakemissionen bei der Strippung**

<b>Bereich</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
<b>Lagerung (Strippung vor Lagergrube)</b>			
<b>Gestrippte Gülle o. Minderungsms.</b>			
Rindvieh	15		4.6
Schweine	12		3.8
<b>Gestrippte Gülle mit Lagerabdeckung</b>			
Rindvieh	3		0.9
Schweine	2.4		0.8
<b>Ausbringung</b>			
<b>Lager</b>		<b>offen</b>	<b>gedeckt</b>
<b>Ausbringverfahren</b>	<b>Verlust % N<sub>löslich</sub></b>	<b>Verlust kg N/GVE • Jahr</b>	
<b>Gestrippte Gülle mit Prallteller</b>			
Rindvieh	36	11.0	12.5
Schweine	38	12.5	13.9
<b>Gestrippte Gülle mit Schleppschauch</b>			
Rindvieh	30	9.2	10.5
Schweine	25	8.2	9.1

Gestrippte Gülle o. Minderungsms. = Gestrippte Gülle ohne Minderungsmaßnahmen

Die an Demonstrationsanlagen in Deutschland gewonnenen Daten zeigen relativ bescheidene Eliminationsleistungen von im Durchschnitt 40 % bezogen auf den Ammoniumstickstoff. Das ausgetriebene Ammoniak wird bei der Strippung in einer Säure wieder aufgefangen und chemisch gebunden.

Konkrete Daten über Ammoniakemissionen während der Strippung sowie bei der Ausbringung der gestrippten Düngergülle liegen keine vor. Hingegen dürfte der durch die Strippung gewonnene Flüssigdünger einem mineralischen Dünger vergleichbar sein und damit auch die Ammoniakverluste in der gleichen Größenordnung von 10 % bezogen auf den Ammoniumstickstoffgehalt liegen.

Die Verluste während der Lagerung und Ausbringung separierter Feststoffe im Rahmen der Strippung sind gleich hoch wie bei der Separierung von Gülle berechnet.

**Tabelle 48: Ammoniakemissionen bei der Kompostierung/Nachrotte separierter Feststoffe**

Bereich	Verlust % N <sub>löslich</sub> in den Feststoffen	Verlust kg N/GVE • Jahr
<b>Lagerung (während der Aufbereitung)</b>		
Feststoffe (separiert, aerob)		
Rindvieh	20	1.9
Schweine	25	2.6
<b>Ausbringung</b>		
Feststoffe mit Mistzetter		
Rindvieh	60	4.5
Schweine	60	4.6
Ammoniumlösung		
Rindvieh	10	2.0
Schweine	10	2.0

#### 4.1.11 Oligolyse/Güllyse

Daten liegen nur über die oligolytische Behandlung vor, wobei auch nur zu Lagerverlusten. Angaben zu Emissionen bei der Ausbringung fehlen. Beide Verfahren sind in der Schweiz wenig verbreitet. Es ist davon auszugehen, dass die Ammoniakemissionen bei der Oligolyse bzw. Güllyse im Bereich der konventionellen Gülleproduktion liegen.

## 4.2 VERGLEICH KONVENTIONELL-VERGÄRUNG

### 4.2.1 Ammoniakverluste bei konventioneller Gülleproduktion und bei Vergärung unter Voraussetzung vergleichbarer TS-Gehalte in der ausgebrachten Gülle

Der Vergleich zwischen konventioneller Gülleproduktion ohne Behandlung der Gülle und der Vergärung der Rohgülle ohne Zugabe von Co-Substraten basiert auf folgenden Berechnungsgrundlagen:

- **Konventionelle Gülleproduktion:**

**Rindviehgülle** mit 90 kg TS und 70 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Ausbringung 1 : 2 verdünnt = 30 kg TS und 23.3 kg OS pro m<sup>3</sup>

**Schweinegülle** mit 50 kg TS und 36 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Ausbringung 1 : 2 verdünnt = 16.7 kg TS und 12 kg OS pro m<sup>3</sup>

- **Vergärung:**

**Rindviehgülle** mit 90 kg TS und 70 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Vergärung 1 : 1 verdünnt = 45 kg TS und 35 kg OS

OS-Abbaugrad während Vergärung = 40 %

zur Ausbringung 1 : 1 verdünnt = 31 kg TS und 21 kg OS pro m<sup>3</sup>

**Schweinegülle** mit 50 kg TS und 36 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Vergärung 1 : 1 verdünnt = 25 kg TS und 18 kg OS

OS-Abbaugrad während Vergärung = 40 %

zur Ausbringung 1 : 1 verdünnt = 17.8 kg TS und 10.8 kg OS pro m<sup>3</sup>

Für beide Behandlungsarten sind somit vergleichbare TS-Gehalte der Gülle, die ausgebracht werden, gegeben. Die Rindviehgülle konventionell weist einen TS-Gehalt von 3 % und diejenige nach der Vergärung von 3.1 % auf. Die Schweinegülle konventionell hat einen TS-Gehalt von 1.7 % und die vergorene Gülle von 1.8 %.

**Tabelle 49: Vergleich der Ammoniakemissionen bei konventionell produzierter und vergorener Gülle auf der Basis vergleichbarer TS-Gehalte in der ausgebrachten Gülle**

Verluste in kg N/GVE•Jahr	Konventionell	Vergärung	Konventionell	Vergärung
Minderungsmaßnahmen	ohne	ohne	mit	mit
<b>Rindvieh</b>				
Lagerung	9.0	11.4	1.8	1.3
Ausbringung	20.4	24.5	14.6	17.7
Gesamt	29.4	35.9	16.4	19.0
Verluste absolut	100 %	122 %	56 %	65 %
<b>Schweine</b>				
Lagerung	7.5	9.6	1.5	1.3
Ausbringung	22.0	26.1	14.6	18.4
Gesamt	29.5	35.7	16.1	19.7
Verluste	100 %	121 %	55 %	67 %

Konventionell = Gülleproduktion ohne Behandlung bzw. nur Wasserverdünnung

ohne Minderungsmaßnahmen = offenes Lager, Ausbringung mit Prallteller

mit Minderungsmaßnahmen = geschlossenes Lager, Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler

Unter der Voraussetzung, dass die TS-Gehalte der konventionell produzierten Gülle mit denjenigen der vergorenen Gülle vergleichbar sind, führt die Vergärung ohne Minderungsmaßnahmen zu rund 20 % höheren Verlusten als die konventionelle Gülleproduktion ohne Minderungsmaßnahmen. Die Verluste liegen bei der Vergärung bei etwa 36 kg N/GVE • Jahr gegenüber 30 kg N/GVE • Jahr der konventionellen Gülleproduktion.

Mit Minderungsmaßnahmen gehen bei der konventionellen Gülleproduktion ungefähr 16 kg N/GVE • Jahr verloren. Im Vergleich dazu betragen die Verluste bei der Vergärung mit Minderungsmaßnahmen etwa 19 kg N/GVE • Jahr.

Der Vergleich zeigt, dass vergorene Gülle für die Zwischenlagerung vor der Ausbringung in gasdichten Gruben gelagert werden sollte. Auf jeden Fall muss die vergorene Gülle mittels emissionsmindernder Technik ausgebracht oder unmittelbar nach der Ausbringung eingearbeitet werden.

### 1.1.3 Ammoniakverluste bei konventioneller Gülleproduktion und bei Vergärung unter Voraussetzung gleicher Wasserverdünnung in der ausgebrachten Gülle

Ausgehend von einer gleich hohen Wasserverdünnung von 1 : 2 bei der Ausbringung der Rohgülle und bei der Ausbringung der vergorenen Gülle, ergeben sich folgende Berechnungsgrundlagen für die Vergärung (Rohgülle gleich wie in Kapitel 5.2.1):

**Rindviehgülle** mit 90 kg TS und 70 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Vergärung 1 : 1 verdünnt = 45 kg TS und 35 kg OS

OS-Abbaugrad während Vergärung = 40 %

zur Ausbringung 1 : 2 verdünnt = 20.6 kg TS und 14 kg OS pro m<sup>3</sup>

**Schweinegülle** mit 50 kg TS und 36 kg OS pro m<sup>3</sup> unverdünnt

zur Vergärung 1 : 1 verdünnt = 25 kg TS und 18 kg OS

OS-Abbaugrad während Vergärung = 40 %

zur Ausbringung 1 : 2 verdünnt = 11.8 kg TS und 7.2 kg OS pro m<sup>3</sup>

**Tabelle 50: Vergleich der Ammoniakemissionen bei konventionell produzierter und vergorener Gülle auf der Basis gleicher Wasserverdünnung in der ausgebrachten Gülle**

Verluste in kg N/GVE•Jahr	Konventionell	Vergärung	Konventionell	Vergärung
Minderungsmaßnahmen	ohne	ohne	mit	mit
<b>Rindvieh</b>				
Lagerung	9.0	11.4	1.8	1.3
Ausbringung	20.4	18.4	14.6	15.9
Gesamt	29.4	29.8	16.4	17.2
Verluste absolut	100 %	101 %	56 %	58 %
<b>Schweine</b>				
Lagerung	7.5	9.6	1.5	1.3
Ausbringung	22.0	19.6	14.6	16.6
Gesamt	29.5	29.2	16.1	17.9
Verluste	100 %	99 %	55 %	61 %

Konventionell = Gülleproduktion ohne Behandlung bzw. nur Wasserverdünnung

ohne Minderungsmaßnahmen = offenes Lager, Ausbringung mit Prallteller

mit Minderungsmaßnahmen = geschlossenes Lager, Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler



Bei gleicher Verdünnung der ausgebrachten Gülle mit Wasser sind die Unterschiede im Bereich der gesamten Ammoniakverluste zwischen unbehandelter und vergorener Gülle gering. Die Ausbringung mit dem Prallteller kann bei vergorener Gülle zu einer Verlustminderung von etwa 10 % im Vergleich zur unbehandelten Gülle führen.

Auch unter der Voraussetzung gleich hoher Wasserverdünnung gilt es bei der Vergärung zumindest ein geschlossenes Endlager vorzusehen. Kann aus topografischen Gründen kein emissionsminderndes Ausbringverfahren eingesetzt werden, sollte die vergorene Gülle für die Ausbringung mit dem Prallteller etwa 1 : 2 verdünnt werden.

Gesamthaft betrachtet führt die Vergärung von Gülle zu keinen Verminderungen der Ammoniakverluste.

### 4.3 Aktuelle Ammoniakemissionen im Kanton Luzern

Im Rahmen der UN/ECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung wurde Ende 1999 in Göteborg das Protokoll zur Bekämpfung der Versauerung, der Eutrophierung und des troposphärischen Ozons von der Schweiz unterzeichnet. Darin sollen die Ammoniakemissionen von 72 kt NH<sub>3</sub>-N (1990) auf 63 kt im Jahr 2002 reduziert werden, was einer Verminderung um 13 % entspricht.

Die Stickstoffverluste im Kanton Luzern belaufen sich auf rund 5'000 t N/Jahr oder etwa 63 kg N/ha LN • Jahr. Die notwendige Reduktion der Verluste nach der UN/ECE Konvention belaufen sich auf knapp 655 t N/Jahr.

**Tabelle 51: Stickstoffanfall und Verluste im Kanton Luzern auf Basis der Berechnungen nach [Menzi et al. 1997]**

Stickstoffanfall					
Tierart	Hofdünger	GVE	t N <sub>gesamt</sub>	N <sub>lösl.</sub> -Anteil	t N <sub>lösl.</sub>
Rindvieh	Gülle	71'100	7'470	65 %	4'855
Rindvieh	Mist	27'600	2'900	40 %	1'160
Geflügel	Mist	4'000	425	40 %	170
Schafe, Ziegen, Pferde	Mist	3'300	355	40 %	140
Schweine	Gülle	41'000	4'275	70 %	2'995
<b>Total</b>		<b>147'000</b>	<b>15'425</b>	<b>60.4 %</b>	<b>9'320</b>
Verluste					
		Weide+Stall	Lagerung	Ausbringung	Gesamt
Tierart	Hofdünger	t N <sub>gesamt</sub>	t N <sub>lösl.</sub>	t N <sub>lösl.</sub>	t N <sub>gesamt</sub>
Rindvieh	Gülle	900	600	1'010	2'510
Rindvieh	Mist	350	245	140	735
Geflügel	Mist	170	25	60	255
Schafe, Ziegen, Pferde	Mist	40	15	20	75
Schweine	Gülle	640	280	530	1'450
<b>Total</b>		<b>2'100</b>	<b>1'165</b>	<b>1'760</b>	<b>5'025</b>

Unterstellt man, dass bei der Mistproduktion keine weiteren Verminderungen zu erzielen sind, müssen folglich die 655 t N/Jahr bei der Gülleproduktion reduziert werden. Dies bedeutet, dass bei einem Verlust bei der Gülle von 3'960 t N/Jahr, 16.5 % reduziert werden müssen.

## 4.4 Auswirkungen technischer Massnahmen auf die Ammoniakemissionen

### 1.1.4 Vergleich der Ammoniakminderung mittels technischer Möglichkeiten beim Rindvieh

Die betrachteten technischen Reduktionsmöglichkeiten umfassen folgende Massnahmen:

1. Konventionelle Gülleproduktion (1/3 der Güllemenge im Frühjahr 1 : 1 verdünnt, 2/3 der Güllemenge im Sommer 1 : 2 verdünnt)
2. Vergärung der Rohgülle
3. Mist ohne Behandlung
4. Belüftung der Rohgülle
5. Separierung der Rohgülle
6. Separierung der Rohgülle und Belüftung der Dünngülle
7. Gülleadditive
8. Säurezugabe
9. Flockung
10. Fällung
11. Strippung

Keine Berücksichtigung fanden die beiden Verfahren Oligolyse und Göllyse, da deren Wirksamkeit betreffend einer Verminderung der Ammoniakemissionen nicht gegeben ist.

Aufbereitungsverfahren zur Reinigung der Gülle mit dem Ziel einer weitgehenden Nährstoffelimination, wie beispielsweise mehrstufige biologische Verfahren oder die Membrantrennung sind ebenfalls nicht aufgeführt.

Zusätzlich zu den 11 Massnahmen wird zwischen der Lagerung der Gülle vor der Ausbringung in offenen Gruben und in abgedeckten Gruben unterschieden.

**Tabelle 52: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Rindvieh, bei offener Lagerung und Ausbringung mit Prallteller**

(alle Angaben in kg N<sub>lös.</sub> pro GVE • Jahr)

Möglichkeit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<b>Rindvieh: offene Lagerung, Ausbringung mit Prallteller</b>											
Verluste bei: Lagerung	9.0	11.4	9.6	9.0	10.6	11.1	9.0	7.2	14.9	10.6	6.5
Ausbringung	23.8	24.5	13.5	20.4	17.6	14.5	21.5	14.8	19.2	11.2	17.5
Gesamt	32.8	35.9	23.1	29.4	28.2	25.6	30.5	22.0	34.1	21.8	24.0
Verluste (%)	100	109	70	90	86	78	93	67	104	66	73
N <sub>lös.</sub> f. Pflanze	23	31	6	26	27	30	25	34	22	34	32

In der konventionellen Gülleproduktion wurde in Frühjahrs- und Sommergülle unterschieden (Massnahme 1). Es wird davon ausgegangen, dass etwa 1/3 der Güllemenge im Frühjahr mit

einer Wasserverdünnung von 1 : 1 ausgebracht wird. Im Sommer werden die restlichen 2/3 der Gülle, 1 : 2 verdünnt, ausgebracht.

Die Massnahmen mit Abbau der organischen Substanz bzw. Abtrennen eines Teils der TS, wie Massnahmen 2, 4, 5, 6, 9, 10 und 11, beinhalten keine Wasserverdünnung!

Berechnungsbasis bildet 1 : 1 verdünnte Rohgülle, die zur weiteren Behandlung gelangt. Die erwähnten Massnahmen führen alle zu einer behandelten Gülle, die einem Verdünnungsverhältnis von 1 : 2 entspricht, ohne dass die Gülle zusätzlich verdünnt werden muss.

Die Massnahmen 7 und 8, Gülleadditive und Säurezugabe basieren jeweils auf denselben Verdünnungsberechnungen wie die konventionelle Gülleproduktion.

Die Verluste bei der konventionellen Gülleproduktion mit offenem Lager und Ausbringung mittels Prallteller belaufen sich auf rund 33 kg N/GVE • Jahr. Ausser den beiden Massnahmen Vergärung der Rohgülle und Flockung führen alle anderen Behandlungsverfahren zu einer Verlustminderung von 7 % bis zu 34 %.

**Tabelle 53: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Rindvieh, bei gedeckter Lagerung und Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler**

(alle Angaben in kg N<sub>lös.</sub> pro GVE • Jahr)

Möglichkeit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<b>Rindvieh: abgedeckte Lagerung, Ausbringung mit Schleppschlauch</b>											
Verluste bei:											
Lagerung	1.8	1.3	3.2	9.0	3.7	11.1	1.8	1.4	6.8	3.7	2.8
Ausbringung	15.6	17.7	8.7	10.2	11.2	7.3	19.2	9.4	11.0	7.9	14.7
Gesamt	17.4	19.0	11.9	19.2	14.9	18.4	21.0	10.8	17.8	11.6	17.5
Verluste (%)	100	109	68	110	86	106	121	62	102	67	101
N <sub>lös.</sub> f. Pflanze	38	48	17	36	41	37	35	45	38	44	38

Werden alle bisher bekannten Verminderungsmassnahmen bei der konventionellen Gülleproduktion umgesetzt, wie Lagerabdeckung und Ausbringung mittels Schleppschlauchverteiler, erzielen Behandlungsmassnahmen wie die Separierung (5), Säurezugabe (8) und die Fällung (10) weitere Reduktionen von bis zu 38 % gegenüber der konventionellen Gülleproduktion.

Bei der Mistproduktion umfassen die getroffenen Minderungsmaßnahmen die Produktion von Stapelmist, was zu einer Ammoniakreduktion von knapp 48 % führt. Die Verluste bei der Ausbringung separierter Feststoffe in den Massnahmen 5, 6, 9, 10 und 11 können mittels sofortiger Einarbeitung um 50 % reduziert werden.

### 1.1.5 Vergleich der Ammoniakminderung mittel technischer Möglichkeiten bei Schweinen

Die betrachteten technischen Reduktionsmöglichkeiten umfassen folgende Massnahmen:

1. Konventionelle Gülleproduktion (1/3 der Güllemenge im Frühjahr 1 : 1 verdünnt, 2/3 der Güllemenge im Sommer 1 : 2 verdünnt)
2. Vergärung der Rohgülle
3. Belüftung der Rohgülle
4. Separierung der Rohgülle
5. Separierung der Rohgülle und Belüftung der Dünngülle
6. Gülleadditive
7. Säurezugabe
8. Flockung
9. Fällung
10. Strippung

Im Kanton Luzern dürfte die Mistproduktion in der Schweinehaltung unbedeutend sein, weshalb diese Massnahme nicht berücksichtigt wird.

In der konventionellen Gülleproduktion wurde wie bei der Rindergülle in Frühjahrs- und Sommergülle unterschieden (Massnahme 1). Wiederum wird davon ausgegangen, dass etwa 1/3 der Güllemenge im Frühjahr mit einer Wasserverdünnung von 1 : 1 ausgebracht wird. Im Sommer werden die restlichen 2/3 der Gülle, 1 : 2 verdünnt, ausgebracht.

Die Massnahmen mit Abbau der organischen Substanz bzw. Abtrennen eines Teils der TS, wie Massnahmen 2, 3, 4, 5, 8, 9 und 10, beinhalten keine Wasserverdünnung!

Berechnungsbasis bildet 1 : 1 verdünnte Rohgülle, die zur weiteren Behandlung gelangt. Die erwähnten Massnahmen führen alle zu einer behandelten Gülle, die einem Verdünnungsverhältnis von 1 : 2 entspricht, ohne dass die Gülle zusätzlich verdünnt werden muss.

Die Massnahmen 6 und 7, Gülleadditive und Säurezugabe basieren jeweils auf denselben Verdünnungsberechnungen wie die konventionelle Gülleproduktion.

**Tabelle 54: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Schweinen, bei offener Lagerung und Ausbringung mit Prallteller**

(alle Angaben in kg N<sub>lös.</sub> pro GVE • Jahr)

Möglichkeit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Schweine: offene Lagerung, Ausbringung mit Prallteller</b>										
Verluste bei:										
Lagerung	7.5	9.6	6.3	9.8	9.1	7.5	6.0	16.6	9.1	6.4
Ausbringung	25.7	26.1	19.7	18.8	15.9	23.1	15.8	20.8	11.4	19.1
Gesamt	33.2	35.7	26.0	28.6	25.0	30.6	21.8	37.4	20.5	25.5
Verluste (%)	100	108	78	86	75	92	66	113	62	77
N <sub>lös.</sub> f. Pflanze	25	34	32	29	33	27	36	20	37	32

Alle Behandlungsmassnahmen ausser die Vergärung sowie die Flockung erreichen Verlustverminderungen von bis zu 38 %.

**Tabelle 55: Ammoniakverluste der konventionellen Gülleproduktion im Vergleich zu Verlusten nach technischer Aufbereitung der Gülle bei Schweinen, bei abgedeckter Lagerung und Ausbringung mit Schleppschlauchverteiler**

(alle Angaben in kg N<sub>lös.</sub> pro GVE • Jahr)

Möglichkeit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Schweine: abgedeckte Lagerung, Ausbringung mit Schleppschlauch</b>										
Verluste bei:										
Lagerung	1.5	1.3	6.3	4.0	9.1	1.5	1.2	9.7	4.0	3.4
Ausbringung	16.2	18.4	10.1	11.5	8.0	14.6	9.8	11.6	8.0	13.4
Gesamt	17.7	19.7	16.4	15.5	17.1	16.1	11.0	22.8	12.0	16.8
Verluste (%)	100	111	93	88	97	91	62	129	68	95
N <sub>lös.</sub> f. Pflanze	40	50	41	42	41	42	47	35	46	41

Geringere Reduktionen mittels Behandlungsmassnahmen sind im Falle der Umsetzung aller Minderungsmöglichkeiten bei der konventionellen Gülleproduktion zu verzeichnen. Im besten Fall können etwa 38 % mit der Säurezugabe reduziert werden. Die Verluste bei der Ausbringung separierter Feststoffe in den Massnahmen 4, 5, 8, 9 und 10 können mittels sofortiger Einarbeitung um 50 % reduziert werden.

### 1.1.6 Auswirkungen eines Nährstoffexports auf die Ammoniakemissionen

Für tierintensive Regionen kann ein Export von Nährstoffen in weniger tierintensive Gebiete einen Beitrag zur Reduzierung der Emissionen in Luft und Wasser leisten. Zudem ist mit einer Verminderung des Mineraldüngereinsatzes in den weniger tierintensiven Gebieten zu rechnen.

In den folgenden Berechnungen wurde ein Nährstoffexport von aufbereiteten Güllefraktionen, wie Feststoffe aus der Separierung, Fällsalze oder Ammoniumlösungen angenommen.

Die betrachteten technischen Reduktionsmöglichkeiten umfassen folgende Massnahmen:

1. Konventionelle Gülleproduktion als Vergleichsbasis
2. Separierung der Rohgülle
3. Separierung der Rohgülle und Belüftung der Dünngülle
4. Flockung
5. Fällung
6. Strippung

Alle betrachteten Massnahmen führen zu einer Reduktion der Ammoniakverluste in der tierdichten Region um bis zu 68 % (vgl. Tabelle 56). Die Fällung (Möglichkeit 5) schneidet dabei am besten ab.

**Tabelle 56: Auswirkungen eines Nährstoffexports auf die Ammoniakemissionen**

Möglichkeit	1	2	3	4	5	6
<b>Rindvieh: offene Lagerung, Ausbringung mit Prallteller</b>						
Verluste bei:						
Lagerung	9.0	10.6	11.1	14.9	10.6	6.5
Ausbringung	23.8	13.0	10.7	4.9	4.2	11.0
Gesamt	32.8	23.6	21.8	19.8	14.8	17.5
Verluste (%)	100	72	66	60	45	53
<b>Rindvieh: abgedeckte Lagerung, Ausbringung mit Schleppschlauch</b>						
Verluste bei:						
Lagerung	1.8	3.7	11.1	6.8	3.7	2.8
Ausbringung	15.6	8.9	5.4	3.9	1.9	10.5
Gesamt	17.4	12.6	16.5	10.7	5.6	13.3
Verluste (%)	100	72	95	61	32	76
<b>Schweine: offene Lagerung, Ausbringung mit Prallteller</b>						
Verluste bei:						
Lagerung	7.5	9.8	9.1	13.4	9.1	6.4
Ausbringung	25.7	14.7	11.8	4.4	3.6	12.5
Gesamt	33.2	24.5	20.9	17.8	12.7	18.9
Verluste (%)	100	74	63	54	38	57
<b>Schweine: abgedeckte Lagerung, Ausbringung mit Schleppschlauch</b>						
Verluste bei:						
Lagerung	1.5	4.0	9.1	11.2	4.0	3.4
Ausbringung	16.2	9.2	5.9	3.4	1.6	9.1
Gesamt	17.7	13.2	15.0	14.6	5.6	12.5
Verluste (%)	100	75	85	82	32	71

## 4.5 ÖKOLOGISCHE GROBBEWERTUNG

### 4.5.1 Auswirkungen der verschiedenen Emissionen

Die verschiedenen Emissionen (Ammoniak, Lachgas und Methan) haben unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt. Dabei sind die folgenden Auswirkungen von Bedeutung:

Treibhauspotential (GWP): Beitrag zur Erwärmung des Klimas aufgrund von Gasen. Von den obgenannten Gasen tragen Lachgas und Methan zu dieser Auswirkung bei.

Säurebildungspotential (AP): Beitrag zur Versauerung von Böden und Gewässern. Von den obgenannten Gasen trägt Ammoniak zu dieser Auswirkung bei.

Eutrophierungspotential (NP): Veränderung des Nährstoffgleichgewichtes infolge des Eintrages von stickstoff- oder phosphorhaltigen Substanzen. Von den obgenannten Gasen trägt Ammoniak zu dieser Auswirkung bei.

### 4.5.2 Bewertung der Auswirkungen

Um die Frage zu beantworten, ob es sinnvoll ist die Ammoniakemissionen zu reduzieren trotz des Risikos der höheren Lachgas und Methanemissionen, muss eine Bewertung der verschiedenen Auswirkungen durchgeführt werden. Eine solche Bewertung der Umweltauswirkungen zu einer einzigen Zahl ist aufgrund der Komplexität der Natur aus wissenschaftlicher Sicht nicht möglich. Die Bewertung hängt sehr stark von den Zielsetzungen, den Interessen und den momentanen Gegebenheiten ab. Eine Gesamtbewertung ist somit immer subjektiv geprägt. Heute gibt es verschiedene Methoden, welche eine Gesamtbewertung vornehmen und daher für die Entscheidungsfindung beigezogen werden können. Im Folgenden werden zwei Bewertungsmethoden aus der SRU 300 angewendet: Umweltbelastungspunkte UBP (Stand 1998). Die zweite Bewertungsmethode aus der SRU 300, der Eco Indicator 95, wird durch die überarbeitete Methode Eco Indicator 99 HA ersetzt.

Die Bewertung der Methode UBP richtet sich nach den schweizerischen Umweltschutzgesetzen und Umweltschutzziele. Die Bewertung der Methode Eco Indicator 99 basiert auf Expertenbeurteilungen in Europa.

#### 4.5.2.1 Umweltbelastungspunkte (UBP)

Diese Methode wurde mit dem Ziel entwickelt, die Umweltauswirkungen der Emissionen der relevantesten Schadstoffe in die Luft, das Wasser und den Boden sowie die Verbräuche an energetischen Ressourcen und die Abfälle zu einer einzigen Kenngrösse (Umweltbelastungspunkt) zusammenzufassen. Es handelt sich dabei um eine Stoffflussmethode, bei der neben den bereits bestehenden Belastungen die umweltpolitischen Ziele der Schweiz berücksichtigt werden. Die Umweltbelastung eines Produktes, eines Prozesses oder einer Dienstleistung ist umso grösser, je mehr Umweltbelastungspunkte es erzeugt.

Als Gewichtungsfaktor der einzelnen Substanzen wird die ökologische Knappheit verwendet. Als ökologische Knappheit wird die Beziehung zwischen der maximal tolerablen Fracht (kritischer Fluss  $F_k$ ) zur heutigen Fracht des betreffenden Schadstoffes in einem gewissen Gebiet (z.B. der Schweiz) definiert. Die Grösse des kritischen Flusses wird von politischen Entscheidungsträgern festgelegt. Aus diesen zwei Grössen wird der Umweltbelastungsfaktor der betreffenden Substanzen nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Umweltbelastungsfaktor} = 10^{12} \cdot F / F_k^2$$

Für die Energie wurde der Umweltbelastungsfaktor 1 pro MJ festgelegt. Weiter wurden Umweltbelastungsfaktoren für verschiedene Abfallfraktionen festgelegt.

Durch die Multiplikation der Schadstoffmengen (in Luft, Wasser und Boden), des Energieverbrauchs und des Deponievolumens mit den entsprechenden Umweltbelastungsfaktoren, können die Belastungen (Umweltbelastungspunkte, abgekürzt UBP) der einzelnen Schadstoffe berechnet werden. Eine Aufsummierung der dimensionslosen Umweltbelastungspunkte ergibt die Belastung in Umweltbelastungspunkten.

#### 4.5.2.2 Eco Indicator 99

Bei der Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen treten unter anderem die folgenden Schwierigkeiten auf:

- viele Wirkpotentiale müssen gewichtet werden, was auch für Fachleute sehr schwierig ist
- bei Wirkpotentialen handelt es sich um abstrakte Grössen, da sie nicht direkt Schäden beschreiben, sondern potentielle Auswirkungen, welche zu entsprechenden Schäden führen können.

Um diese Schwierigkeiten zu reduzieren, wurde in der Methode Eco Indicator 99 auf folgende zwei Punkte speziell geachtet:

- Die Anzahl der zu gewichtenden Kategorien sollte möglichst gering sein
- Die Aspekte sollten einfach zu verstehen sein

Aus diesen Anforderungen ergab es sich, dass die folgenden drei Typen von Umweltschäden gewichtet werden sollen:

- Menschliche Gesundheit
- Ökosystemqualität
- Ressourcen.



Wobei diese drei Umweltschäden folgendermassen aus den Inventaren berechnet werden. Der Schaden an der menschlichen Gesundheit wird in DALY (Disability Adjusted Life Years) angegeben. Diese wird folgendermassen ermittelt:

- Mit einer Ausbreitungsanalyse werden aus den Emissionen, als Masse gemessen, die Änderungen der Immissionskonzentrationen bestimmt.
- Mit einer Expositionsanalyse werden aus den Immissionskonzentrationen die Aufnahmedosen bestimmt.
- Eine Effektanalyse beschreibt die verschiedenen Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit auf Grund der Aufnahmedosis
- Mit einer Schadensanalyse wird die Anzahl der Jahre bestimmt, welche ‚verloren‘ gehen (Tod) oder beeinträchtigt sind (Krankheit).

Der Einfluss auf die Ökosystemqualität wird ausgedrückt in Prozenten der Pflanzen, welche auf Grund von Umweltauswirkungen verschwunden sind. Diese Definition ist aus verschiedenen Gründen nicht so homogen wie diejenige der menschlichen Gesundheit. Die Berechnungen erfolgten auf der folgenden Basis:

- Ökotoxizität wurde ausgedrückt als Prozentsatz aller Arten, welche durch toxische Substanzen belastet sind. Da diese Grösse nicht direkt messbar ist, wurde ein eher grober Umrechnungsfaktor verwendet, welche die Belastung in beobachtbare Schäden umrechnet.
- Die Eutrophierung und die Säurebildung wurden als eine Wirkkategorie betrachtet. Dabei wurden die Schäden an Gefässpflanzen in natürlicher Umgebung modelliert.
- Um den Einfluss des Landverbrauchs bzw. dessen Umnutzung auf die Pflanzen zu modellieren, wurde das Auftreten der Gefässpflanzenarten in verschiedenen Bodennutzungstypen verwendet. Als Bodennutzungstypen wurden die folgenden vier Nutzungsarten verwendet:
  - unberührte Natur
  - naturnahe Fläche, wie z. B. Wald, der nicht intensiv genutzt wird.
  - Landwirtschaftlich genutzte Fläche
  - Überbaute Fläche.

Die Ressourcenknappheit wird ausgedrückt, durch die Mehrenergie, welche notwendig ist, um in Zukunft die entsprechende Ressource zu gewinnen. Z. B. kann Erdöl auch aus Ölschiefer gewonnen werden, jedoch ist deren Gewinnung mit mehr Energieaufwand verbunden als die heutige Erdölgewinnung.

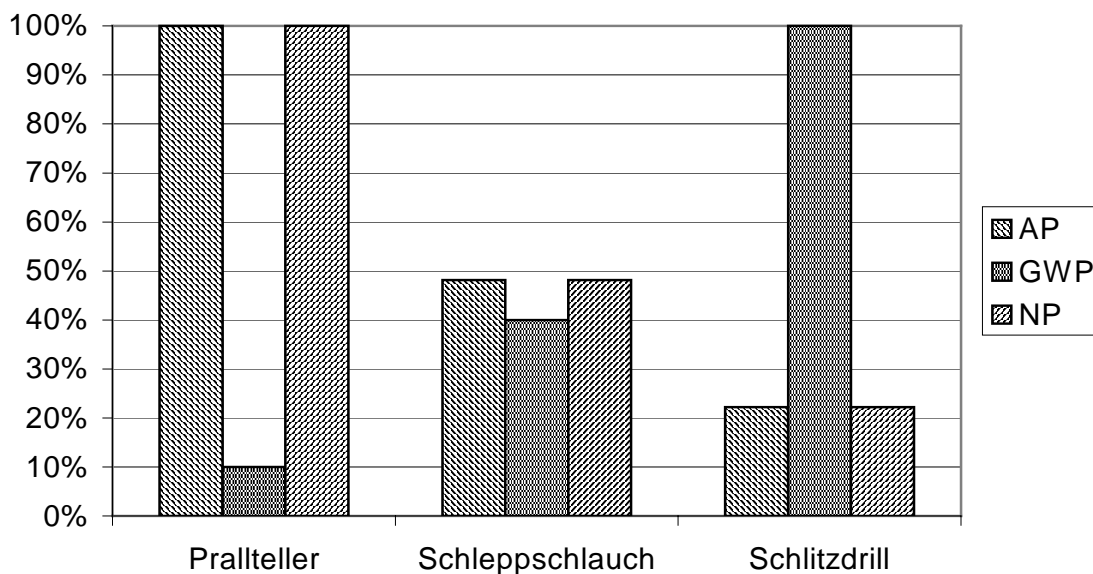
### 4.5.3 Auswirkungen der Emissionen bei der Ausbringung

In der folgenden Tabelle wurden die Umweltauswirkungen der Emissionen der drei untersuchten Gase dargestellt. Die Darstellung erfolgte relativ, indem die höchsten Auswirkungen jeweils auf 100% normiert wurden. Die Berechnungen basieren auf den in der Tabelle 57 aufgeführten Grundlagen.

**Tabelle 57: Umweltauswirkungen der Emissionen**

	NH <sub>3</sub> -Emissionen	Lachgasemissionen
	in % der ausgebrachten N-Menge	
Prallteller	27	0.2
Schleppschlauch	13	0.8
Schlitzdrill	6	2

Dabei zeigt es sich, dass die Ausbringung mit dem Prallteller die höchsten Auswirkungen im Bereich der Säurebildung (AP) und der Eutrophierung (NP) hat, während die Ausbringung mit dem Verfahren Schlitzdrill das höchste Treibhauspotential besitzt.

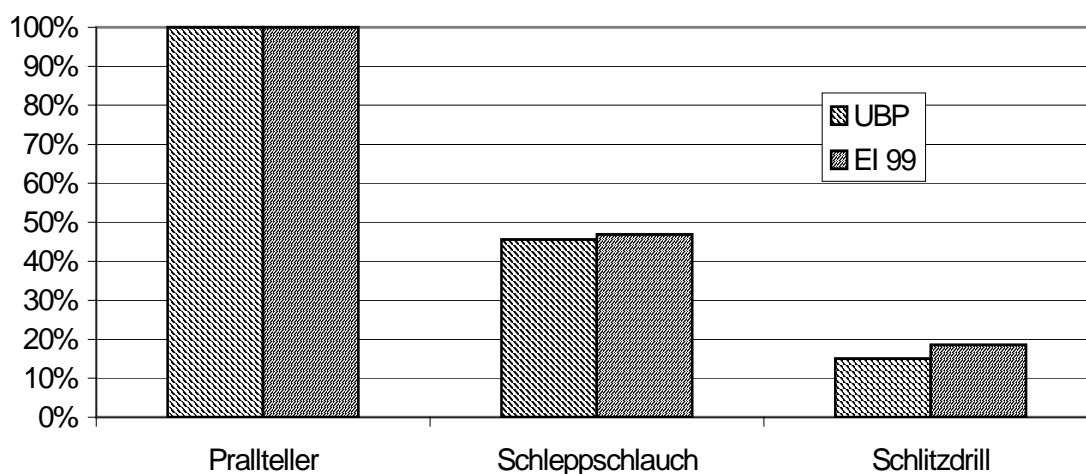


**Abbildung 7: Relative Umweltauswirkungen verschiedener Ausbringverfahren**

#### 4.5.4 Bewertung der Auswirkungen bei der Ausbringung

Um zu entscheiden, welche dieser Auswirkungen gesamthaft unerwünschter ist, wurde eine Bewertung mit den beiden Methoden UBP und Eco Indicator 99 durchgeführt. Die Ergebnisse zeigt die untenstehende Graphik. Die Darstellung erfolgt relativ, indem die höchsten Bewertungen jeweils auf 100% normiert wurden.

Dabei zeigt es sich, dass beide Bewertungsmethoden die Reduktion der Ammoniakemissionen wesentlich stärker bewerten als die Erhöhung der Treibhauspotentiale. Aus diesem Grunde ist die Ausbringung der Gülle mit dem Schlitzdrillverfahren aus ökologischer Sicht der Ausbringung mit dem Prallteller vorzuziehen.



**Abbildung 8: Relative Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Ausbringverfahren**

## 5 FOLGERUNGEN

Trotz verschiedener bereits umgesetzter Massnahmen zur Ammoniakverlustminderung wie Lagerabdeckung, Wasserverdünnung oder Ausbringung mit Schleppschauchverteilern ist die Stickstoffeffizienz bezogen auf den löslichen Stickstoffanteil bei Gülle mit momentan rund 45 % schlecht. Darin sind nur die Verluste durch Ammoniak einkalkuliert. Emissionen in Form von Nitrat, Lachgas und  $N_2$  sind nicht berücksichtigt!

Eine Vielzahl von Faktoren beeinflussen die Effizienz der Hofdünger, wie beispielsweise die Fütterung, das Haltungsverfahren, die Lagerung und Ausbringung sowie der Boden und die Pflanze. Die Hauptursache der Problematik sind hingegen die Hofdünger selbst. Neben allgemein bekannten emissionsrelevanten Bereichen wie etwa der Ausbringzeitpunkt oder das Ausbringverfahren, spielen jedoch zwei weniger bekannte Faktoren eine bedeutende Rolle:

- die **organische Substanz** und
- der **Grobstoff- und Faseranteil** der Gülle.

Die organische Substanz, und als entscheidender Teil davon der Carbonatpuffer, muss als Motor für die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung der Gülle angesehen werden. Der in der organischen Substanz enthaltene Kohlenstoff geht unmittelbar bei der Ausbringung als Kohlendioxid aus und verursacht gleichzeitig einen Anstieg des pH. Dies führt zur Austreibung des Ammonium. Entsprechende physikalische Rahmenbedingungen, wie etwa die breitflächige Verteilung der Gülle oder hohe Temperaturen während der Ausbringung fördern diese Prozesse.

Der zweite Faktor, der Grobstoff- und Faseranteil der Gülle verhindert, dass dieser Anteil nicht in den Boden einfließen kann und deswegen über längere Zeit auf der Bodenoberfläche liegenbleibt und dadurch zu Ammoniakemissionen führt. Die Partikelgrösse ist somit emissionsentscheidend und nicht der Summenparameter Trockensubstanz.

Mittels biologischen und insbesondere Separierverfahren können beide erwähnte Faktoren verbessert werden und somit zu einer Ammoniakemissionsreduktion beitragen.

Die Vergärung von Rohgülle führt zu keinen Ammoniakverlustminderungen gegenüber unbehandelter Gülle. Das Gefährdungspotential ist aufgrund des erhöhten pH und Ammoniumstickstoffanteils nach der Vergärung höher. Die Ausbringung vergorener Gülle sollte auf jeden Fall mittels emissionsmindernden Verfahren z.B. mittels Schleppschauchverteiler erfolgen. Vergorene Gülle liefert der Pflanze aber mehr Ammoniumstickstoff pro GVE als unvergorene Gülle.

Als Stickstoffdünger ist die vergorene Gülle effizienter und daher besser kalkulierbar.

Eine Beurteilung der Ammoniakverluste bei der Co-Vergärung von Abfällen mit Gülle ist momentan aufgrund fehlender Daten nicht möglich.

Im Vergleich zu Gülle wird mit Mist wenig pflanzenverfügbarer Stickstoff gedüngt. Bei der Behandlung und Ausbringung können hohe Verluste auftreten.

Die Belüftung von Schweinegülle kann zu einer Verlustminderung gegenüber unbehandelter Gülle führen. Bei Rindergülle wirkt sich diese Massnahme nur geringfügig aus. Weitere Stickstoffverluste aufgrund denitrifizierender Prozessbedingungen sind möglich.

Die Separierung führt sowohl bei Rinder- als auch Schweinegülle zu Ammoniakverlustminderungen. Die Abtrennung der Grobstoffe wirkt sich vor allem im Grünland positiv auf das Infiltrationsvermögen aus. Der verfügbare Stickstoffanteil in der Dünggülle ist besser kalkulierbar als bei unbehandelter Rohgülle.

Die Belüftung der Dünggülle nach einer Separierung führt zu teilweise grossen Emissionsminderungen. Unter der Voraussetzung, dass nitrifizierende Bedingungen gewährleistet sind, bildet sich Nitrat, das verlustarm ausgebracht werden kann. Denitrifizierende Verhältnisse bewirken Stickstoffverluste vor allem in Form von  $N_2$ .

Gülleadditive können bei Schweinegülle zu einer Verminderung der Ammoniakemission beitragen. Bei Rindergülle ist eine Reduzierung nur im Vergleich zu offen gelagerter, unbehandelter Rohgülle und breitflächig ausgebracht zu erwarten.

Die Säurezugabe senkt den pH-Wert und trägt damit zu einer massiven Reduktion der Ammoniakverluste bei.

Die Zugabe von Flockungsmitteln zur separierten Dünggülle führt weder bei Rinder- noch bei Schweinegülle zu einer Verlustverminderung.

Die Fällung von Ammonium zeigt eine erhebliche Verlustreduktion.

Die Strippung von Ammonium reduziert die Ammoniakemissionen im Vergleich zu unbehandelter Rohgülle massgeblich, wenn die offen gelagerte Rohgülle breitflächig ausgebracht wird.

Die Separierung stellt das entscheidende Verfahren dar. Nur die Abtrennung von Grobstoffen und von organischer Substanz und damit von Kohlenstoff kann den Erfolg einer Weiterbehandlung der Gülle zu einem Dünger mit höherer Nährstoffeffizienz überhaupt gewährleisten. Praktisch alle Verfahren, die eine Ammoniakverlustminderung bezwecken, basieren auf dieser Vorbehandlung der Gülle.

Nach bisherigen Erkenntnissen kann davon ausgegangen werden, dass die Separierung die Düngewirkung und Stickstoffeffizienz der Gülle massgeblich verbessert. Die Separierung bietet die Möglichkeit auf die Emission ( $NH_3$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ,  $NO_x$ ) bei der Lagerung bis hin zur Ausbringung Einfluss zu nehmen.

Eine Aufbereitung der Gülle soll nicht nur die Reduktion der Ammoniakemissionen bei der Lagerung und Ausbringung bezwecken, sondern vielmehr den Stickstoff besser pflanzenverfügbar machen. Die Überführung des Ammoniums in organisch gebundenen Stickstoff kann zwar Ammoniakverluste reduzieren, das Problem unkontrollierter Emissionen in Form von Nitrat ins Grundwasser und Lachgas bzw. elementarem Stickstoff in die Luft wird damit nicht gelöst. Vielmehr muss eine technische Verarbeitung das Ziel haben den mineralischen Stickstoff aus der Gülle in eine Form überzuführen, die keine Verluste während der Ausbringung sowie möglichst geringe Auswirkungen auf die Gewässer und die Luft haben.

Nach bisherigem Kenntnisstand sind dafür folgende Prozesse geeignet:

- Bindung des Ammoniums mittels Säurezugabe
- Fällung des Ammoniums und Überführung in ein Salz
- Strippen des Ammoniums, Bindung an eine Säure und Aufarbeitung zu einem stickstoffhaltigen Flüssigdünger
- Überführung des Ammoniums in direkt pflanzenverfügbares Nitrat mittels Nitrifizierung.

Die Vergärung erfüllt keine der erforderlichen Prozessbedingungen.

Hingegen können folgende praxistauglichen Massnahmen zu Ammoniakverlustminderungen eingesetzt werden:

- Separierung
- Belüftung der Dünngülle

Alle Massnahmen, die eine Stoffabtrennung beinhalten, führen zusätzlich einerseits zu einer Reduktion der TS ohne Wasserzugabe, andererseits zu einer Abtrennung von Phosphor und erlauben einen Nährstoffexport in Gebiete mit einem Nährstoffbedarf.

## 6 EMPFEHLUNGEN

Generell kann davon ausgegangen werden, dass Massnahmen, welche am Anfang des Gülleverwertungsprozesses stehen die grösste Wirkung bei der Verminderung von Emissionen zeigen. Weiter sind alle Bestrebungen zu empfehlen, die die Austauschoberfläche zwischen der Gülle und der Luft minimieren.

Zur Ammoniakverlustminderung stellen geschlossene Güllelager eine wichtige Massnahme dar. Bei neu zu erstellenden Güllelagern ist dies zu berücksichtigen oder allenfalls ist die Integration einer Biogasanlage zu prüfen.

Im Zusammenhang mit der Vergärung ist es wichtig, dass ein geschlossenes Nachgärlager erstellt wird.

Bei offenen Behältern können Schwimmdecken zur Emissionsminderung beitragen. Es ist darauf zu achten, dass bestehende Schwimmdecken nicht vollständig zerstört werden. Das Befüllen sollte immer unterhalb des Gülleniveaus erfolgen.

Die Ausbringung mittels Schleppschlauchverteiler bringt sowohl für unbehandelte als insbesondere auch für vergorene Gülle entscheidende Verlustminderungen.

Die Abtrennung von Feststoffen aus Gülle stellt ein praxistaugliches und schnell umsetzbares Verfahren dar. Es kann zur Emissionsminderung beitragen und bietet die Möglichkeit, die abgetrennten Feststoffe in Regionen mit Nährstoffbedarf weiterzuverwenden.

Falls erforderlich können die Feststoffe sowie die Dünngülle als erneuerbare Energiequelle genutzt werden.

Die Separierung kann insbesondere für Grünlandbetriebe empfohlen werden, da keine übermässige Wasserverdünnung erforderlich ist. Vor allem bei höheren Temperaturen während der Ausbringung können merkliche Verlustminderungen erzielt werden.

Bei der Ausbringung von Mist wie auch separierten Feststoffen ist das möglichst rasche Einarbeiten auf Ackerland zu empfehlen.

## 7 HANDLUNGSBEDARF

Aufgrund der dargestellten Ergebnisse und der aufgezeigten Emissionsminderungsmöglichkeiten, besteht im wesentlichen in zwei Gebieten Handlungsbedarf:

- Kommunikation
- Datenbeschaffung

### Kommunikation

- ◆ Emissionsmindernde Massnahmen wie auch neue technische Möglichkeiten bedürfen klarer Information bei Landwirten, Beratern und zuständigen Amtsstellen. Dadurch lassen sich die Sensibilität und das Verständnis der Direktbetroffenen steigern und gleichzeitig Falschinformationen abbauen.

### Datenbeschaffung

- ◆ Emissionsdaten über die Vergärung und die Ausbringung vergorener Gülle sind mit Messungen in der Praxis zu erheben. Dies gilt insbesondere für Co-Vergärungsanlagen. Nach Möglichkeit sollen weitere gasförmige Emissionen, wie Methan, Lachgas und N<sub>2</sub> miteinbezogen werden.
- ◆ Die Datengrundlage betreffend den Auswirkungen der Separierung auf die Ammoniakemissionen von vergorenem Substrat kann anhand der bestehenden Praxisanlage vervollständigt werden.
- ◆ Die betrachteten Massnahmen zur Ammoniakverlustreduzierung, insbesondere die Belüftung der separierten Dünngülle als auch die Ansäuerung der Gülle, sollten in Versuchen unter Praxisbedingungen untersucht werden.
- ◆ Mit Hilfe der erhobenen Daten zur Verlustminderung lassen sich mittels Szenarien die Auswirkungen verschiedener Massnahmen sowohl auf betrieblicher als auch auf regionaler Ebene aufzeigen. Darauf aufbauend sind konkrete Lösungsvorschläge auszuarbeiten.
- ◆ Da das Minderungsziel von 13 % für den Kanton Luzern nicht nur durch eine einzige Massnahme verwirklicht werden kann, sind Kombinationen verschiedener Massnahmen zu evaluieren.
- ◆ Zur abschliessenden Beurteilung der Emissionen sollten auch die anderen Bereiche wie der Stall und die Weide zusammengestellt und bewertet werden.
- ◆ Nach Möglichkeit ist eine gesamte Ökobilanz zu erstellen.
- ◆ Da die Angaben zur ökologischen Bewertung in der Literatur starke Abweichungen aufweisen, sollte die Auswertung mit der Monte Carlo Methode erfolgen.
- ◆ Weiter sollten auch die Kosten der verschiedenen Techniken in die Beurteilung einfließen.
- ◆ Eine Potentialabschätzung würde es erlauben die gesamten Reduktionspotentiale anzugeben, mit anderen Massnahmen zu vergleichen und daraus deren Effizienz abzuleiten.



- ◆ Da sich die Ammoniakproblematik und deren Lösung nicht nur auf den Kanton Luzern beschränkt, ist für die Erarbeitung der noch offenen Datenlücken ein Einbezug von Bundesstellen zu prüfen.

## 8 LITERATUR

Amberger A., Vilsmeier K., Gutser R., Stickstofffraktionen verschiedener Güllen und deren Wirkung im Pflanzenversuch. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 145, 325-336, 1982.

Amon Th., Reduktionspotentiale für klimarelevante Spurengase durch dezentrale Biomethanisierung in der Landwirtschaft. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und der Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg, 166 S., 1997.

Amon Th., Prozesssteuerung der Flüssigmistseparierung mit einem Pressschneckenseparator. Dissertation, Institut für Landtechnik, Technische Universität München, Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung. Gelbes Heft 55, 186 S., 1995.

Balsari P., Magrini G., Pons R., Ammonia Losses from Pig Slurry Storage: First Results of Field Tests. Institute of Agricultural Mechanics, University of Turin, Italy. in Animal Waste Management. Proceedings of the Seventh Technical Consultation on the ESCORENA Network on Animal Waste Management, Bad Zwischenahn, Germany, 31-38, 1994.

Balssen E., Separierung und Belüftung von Schweineflüssigung. Dissertation, Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft (MEG), Kiel, 104 S., 1981.

Berg W., Hörnig G., Wirksamere Emissionsminderung. Bietet die Ansäuerung von Gülle neue Möglichkeiten? Landtechnik 51, 24-25, 1996.

Besson J.-M., Lehmann V., Roulet M., Lischer P. Inhaltsstoffe der belüfteten Gülle sowie Einfluss der Methangärung auf die Güllezusammensetzung in Praxisbetrieben. Mitteilungen Schweizerische Landwirtschaft 7, 149-160, 1982.

Besson J.-M., Lehmann V., Roulet M., Comparaison de l'effet de l'azote dans des lisiers de bovins et de porcs sur le Ray-grass italien (*Lolium italicum*), après préparation selon trois méthodes: stockage, aération et méthanisation. Mitteilungen Schweizerische Landwirtschaft 7, 249-268, 1984.

Besson J.-M., Daniel R., Lischer P., Vergleich dreier Güllebehandlungsmethoden unter kontrollierten Versuchsbedingungen: Lagerung, Belüftung und Methangärung. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung 23 (3), 161-168, 1982.

Besson J.-M., Lehmann V., Roulet M., Influence de la préparation des lisiers sur leur composition et pertes d'azote dues à leur épandage. Revue suisse Agriculture 4, 231-238, 1985.

Besson, J.-M., Le compostage des fumiers. Collque „L'azote en question“, Association pour la promotion industrie agriculture, Paris, 1991.

Beudert B., Döhler H., Aldag R., Ammoniakfreisetzung aus mit Wasser verdünnter Rindergülle im Modellversuch. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongressband, Teil II, 1355-1364, 1988.

Boxberger J., Amon th., Dissmond H., Gronauer A., Verfahren zur Verminderung von N-Verlusten bei der Ausbringung von Flüssigmist. Teil 1: Verlustquellen und Vermeidungsmöglichkeiten. Praktische Landtechnik 6, 20-22, 1993.

Boxberger J., Amon Th., Dissmond H., Gronauer A., Vermeidung von Stickstoffverlusten bei der Flüssigmistausbringung. Teil 2: Verfahren zur Flüssigmistbehandlung. Praktische Landtechnik 7-8, 10-13, 1993.

Bressler E., Physikalisch-chemische Methoden zur Gülleentsorgung. Dissertation, Universität Regensburg. 133 S., 1994.

Buchgraber K, Resch R., Einfluss unterschiedlicher Güllebehandlungsverfahren auf chemische und physikalische Eigenschaften sowie auf den Geruch von Rindergülle. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein, 25 S., 1997.

Csehi K., Ammoniakemission bei der Kompostierung tierischer Exkrememente in Mieten und Kompostqualität. Dissertation. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, 156 S., 1997.

Clemens J., Wolter M., Wulf S., Ahlgrimm H.-J., Lachgas- und Methan-Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. KTBL-UBA-Symposium, Bildungszentrum Banz, Vorträge Teil 1 Emissionen der Tierhaltung, 1-15, Dez. 2001.

De Bode M.J.C., Vergleich der Ammoniakemissionen aus verschiedenen Flüssigmistlagersystemen, KTBL und VDI, Ammoniak in der Umwelt, 34, 1-34, 1990.

De Bode M.J.C., Odour and ammonia emissions from manure storage. In: Nielsen V.C., Voorburg J.H., L'Hermite P., Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier Applied Science, London, New York, 59-66, 1991.

Dewes T., Festmist im Ökologischen Landbau. Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182, 107-115, 1993.

Dewes T., Ahrens E., Willing O., Sickersaft-Austrag und Stickstofffracht aus Mistmieten, Journal of Agronomical Crop Science 166, 145-151, 1991.

Döhler H., Laboratory and Field Experiments for Estimating Ammonia Losses from Pig and Cattle Slurry Following Application. In: Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming. Proceedings of a seminar, Edited by Nielsen V.C., Voorburg J.H. and L'Hermite P., Silsoe, United Kingdom, Elsevier Applied Science, p. 132-140, 1990.

Döhler H., Biskupek B., Vergleichende Bewertung von Fest- und Flüssigmistverfahren. Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182, 137-153, 1993.

Döhler H., Emissionen bei der Ausbringung von Fest- und Flüssigmist und Minderungsmaßnahmen (Kurzfassung), In: Beiträge KTBL-Symposium Bildungszentrum Banz, Vorträge Teil 1 Emissionen der Tierhaltung, Vorabversion, Endfassung als KTBL-Schrift 406 Anfang 2002, 8 S., 2001.

Edgerton B.D., McNevin D., Wong C.H., Menoud P., Barford J.P., Strategies for dealing with piggery effluent in Australia: the sequencing batch reactor as a solution. Water Science and Technology, Vol. 41, No. 1, 123-126, 2000.

Fankhauser J., Moser A., Studie über die Eignung von Biogas als Treibstoff für Landwirtschaftstraktoren. FAT-Schriftenreihe Nr. 18, 317 S., 1983.

Frick R., Menzi H., Hofdüngeranwendung: Wie Ammoniakverluste vermindern? Auch einfache Massnahmen wirken. FAT-Bericht Nr. 496, 12 S., 1997.

Frick R., Menzi H., Katz P., Ammoniakverluste nach der Hofdüngeranwendung. Stark unterschiedliche Verluste je nach Bedingungen. FAT-Bericht Nr. 486, 10 S., 1996.

Frick R., Reduktion landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen: Teil 2: Massnahmen bei der Ausbringung von Hofdüngern. Betriebswirtschaftliche Informationstagung 29. August, FAT, 14 S. 1996.

Friedel J.K., Bezler A., Fischer W.R., Stickstoffmineralisierung von verflüssigtem, anaerob fermentiertem Rindermist im Boden. *Agribiol. Res.* 49, 1, 1-9, 1996.

Galler J., Lagerung und Ausbringung von Festmist. *Praktische Landtechnik* 4, 21-23, 1992.

Gautschi H., Jäggi W., Versuche zur Förderung der Nitrifikation in Rindergülle. *Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft* 26, 141-146, 1978.

Goedkoop M.: *The Eco-Indicator 1995*, Amersfoort 1995.

Grabbe K., Untersuchungen zum Stoffumsatz hochmolekularer Fraktionen im Flüssigmist. *Gundlagen Landtechnik*, Bd. 28, Nr. 2, 64-69, 1978.

Hartung J., Phillips R., Control of Gaseous Emissions from Livestock Buildings and Manure Stores. *J. agric. Engng. Res.* 57, 173-189, 1994.

Hegemann W., Kübler H., Winter Th., Peschen N., Untersuchung zur Freisetzung von Ammoniumstickstoff (NH<sub>3</sub>) bei Schlammbehandlung vor und nach maschineller Entwässerung. *Forschungsbericht Nr. 3*, Forschungsgemeinschaft der deutschen Kalkindustrie E.V., Köln, 61 S., 1986.

Heijungs R., Guinée J.B., Huppés G., Landkreijer R.M., Udo de Haes H.A., Wegner Sleeswijk A., *Environmental Life Cycle Assessment of Products*, Centre of Environmental Science, Leiden, 1992.

Hentschel A., Kompostierung von Feststoffen aus Flüssigmist in belüfteten Rottereaktoren – Untersuchung der Rottevorgänge unter besonderer Berücksichtigung der NH<sub>3</sub>-Emissionen. *Diplomarbeit (unveröffentlicht)*, Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, 1993.

Hentschel A., Gesteuerte Intensivrotte separierter Feststoffe aus Flüssigmist in einem Reaktor. *Dissertation. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI*, 308, Hohenheim, 202 S., 1997.

Hepherd R.Q., Experiments on slurry handling, treatment and land application at the N.I.A.E., 1968- 1974, Report no. 15, National Institute of Agricultural Engineering, West Park, Silsoe, Bedford, 24 S., 1975.

Horlacher D., Marschner H., Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. Band 154, 107-115, 1990.

Hörnig G., Berg W., Türk M., Emissionsminderung durch Ansäuern von Gülle. Salpeter- und Milchsäure im Vergleich. *Landtechnik* 3, 146-147, 1998.

Huber J., Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach Güllödüngung im Windtunnel-Verfahren. *Dissertation, Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München*, 144 S., 1994.

Hunziker AG, MERITEC GmbH, Güllebehandlung mit SBR, unveröffentlicht, Winterthur, 1999.

Hüther L., Schuchardt F., Einflussfaktoren auf die Schadgasfreisetzung bei der Lagerung/Kompostierung tierischer Exkrememente. *Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL), Jahresbericht 1997*, S. 104, 1997.

Käck M., Ammoniakemissionen bei der Kompostierung separierter Feststoffe aus Flüssigmist in belüfteten Rottereaktoren. *Dissertation. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI*, 285, Hohenheim, 193 S., 1996.

Käck M., Jungbluth Th., Beck J., Ammoniakemissionen bei der Kompostierung tierischer Exkrementen. Landtechnik 8, 428-430, 1993.

Karlsson S., Measures to Reduce Ammonia Losses from Storage Containers for Liquid Manure. AgEng Madrid, Paper 96E-013, 1996.

Katz p., Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Dissertation. ETH, 71 S., 1996.

Keck M., Reduktion landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen: Teil 1: Massnahmen bei der Tierhaltung und Hofdüngerlagerung. Betriebswirtschaftliche Informationstagung 29. August, FAT, 7 S. 1996.

Kirchmann H., Witter E., Ammonia volatilisation during aerobic and anaerobic manure decomposition, Plant and Soil 115, 34-41, 1989.

Kirchmann H., Witter E., Composition of Fresh, Aerobic and Anaerobic Farm Animal Dungs. Bioresource Technology 40, 137-142, 1992.

Köhnlein J., Vetter H., Die Stallungrotte bei steigender Stroheinstreu. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Düngung 63, 119-141, 1953.

Kolisch G., Gemeinsame Stabilisierung von Klärschlamm und separierter Gülleflüssigkeit. In: Umweltverträgliche Gülleaufbereitung. KTBL, 20-32, 1994.

Kutzbach H. D., Reitz P., Quantifizierung von Ammoniakemissionen nach der Flüssigmistausbringung auf Grünland. Graduiertenkolleg Teilprojekt 13, „Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter Gase und umwelttoxischer Stoffe aus Landwirtschaft und Landschaftsnutzung“, Universität Hohenheim, Zwischenbericht 1996-1998.

KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, BMBF-Förderschwerpunkt Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung, KTBL-Arbeitspapier 272, 299 S., 1999.

Landwirtschaftliches Handbuch, aktuell, praxisnah, handlich. LBL Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau, Verlag Wirz Basel, 106. Jahrgang, 383 S., 2000.

Langer S.J., Organische Flockungsmittel in der Abwasser- und Schlammbehandlung – Ausblick auf Weiterentwicklungen und Einsatzmöglichkeiten. In: Fällungs-/Flockungsmittel. Anforderung, Angebot, Auswahl und Qualität. Tagungsband der 6. Karlsruher Flockungstage. hrsg. von: Hahn H.H., Trauth R., Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Band 67, Universität Karlsruhe, 105-121, 1992.

Lorenz F., Steffens G., The Effect of Different Slurry Application Techniques on Ammonia Losses and Herbage Yield: Landwirtschaftliche Untersuchung- und Forschungsanstalt (LUFA), Oldenburg, Germany. in Animal Waste Management. Proceedings of the Seventh Technical Consultation on the ESCORENA Network on Animal Waste Management, Bad Zwischenahn, Germany, 209-215, 1994.

Martins O., Dewes T., Loss of Nitrogenous Compounds during Composting of Animal Wastes. Bioresource Technology 42, 103-111, 1992.

Meier U., Güllenaufbereitung mit Separierung und Flockungsmittelleinsatz. Im Auftrag des Amt für Umweltschutzes Kanton Luzern und der Verwertungs- und Handels-Genossenschaft (VHG) Rain, unveröffentlicht, 1999.

Meier U., Stellungnahme zum ALFA-LAVAL „OLIGOMAT“, Eidg. Forschungsanstalt FAT, unveröffentlicht, 3 S., 1992.

Meier U., Untersuchung einer mobilen Fällanlage zur Reduktion des Ammonium und Phosphat in der Gülle. interner Bericht, Eidg. Forschungsanstalt FAT, 48 S., 1991.

Menzi H., Pain B., Smith K., Solid Manure in Europe. Results of a survey by the Working group on solid manure of RAMIRAN, 14 S., 1998.

Menzi H., Frick R., Kaufmann R., Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, 107 S., 1997.

Menzi H., Keller M., Katz P., Fahrni M., Neffel A., Frick R., Ammoniakverluste nach der Anwendung von Mist. Agrarforschung 4 (8), 328-331, 1997.

Menzi H., Forschung und Praxis der Festmistwirtschaft in der Schweiz, Teil 2: Aktuelle Forschungsprojekte. Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182, 127-136, 1993.

Messner H., Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss., Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, Technische Universität München, 166 S., 1988.

Meyer P.M., Stickstoffumsatz bei der Kompostierung von Rindermist, Diss. ETH Zürich Nr. 7180, 1982.

Morken J., Reducing ammonia emission from slurry spread on land. ITF-trykk 86, Dep. of Agricultural Engineering, Agricultural University of Norway, 1-8, 1992.

Muck R.E., Steenhuis T.S., Nitrogen Losses from Manure Storages. Agricultural Wastes 4, 41-45, 1982.

Oechsner H., Intensivbelüftung von Flüssigmist. Technische Voraussetzungen zur Entseuchung. Landtechnik Nr. 11, 531-534, 1991.

Paass F., Ammoniakemissionen nach Gölledüngung auf Grünland. Dissertation, Institut für Pflanzenbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau, Bonn, 128 S., 1993.

Pain B. F., Misselbrook T. H., Clarkson C. R., Rees Y. J., Odour and Ammonia Emissions Following the Spreading of Anaerobically-Digested Pig Slurry on Grassland. Biological Wastes 34, 259-267, 1990.

Pain B.F., Misselbrook T.H., Relationships between Odour and Ammonia Emission during and following the Application of Slurries to Land. In: Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming. Proceedings of a seminar, Edited by Nielsen V.C., Voorburg J.H. and L'Hermite P., Silsoe, United Kingdom, Elsevier Applied Science, p. 2-9, 1990.

Paul J.W., Beauchamp E.G., Relationship between Volatile Fatty Acids, Total Ammonia, and pH in Manure Slurries, Biological Wastes 29, 313-318, 1989.

Phillips V.R., Sneath R.W., Williams A.G., Welch S. K., Burgess L.R., Demmers T.G.M., Short J.L., Measuring Emission Rates of Ammonia, Methane and Nitrous Oxide from Full-Sized Slurry and Manure Stores, In: Voermans J.A.M., Monteny G.J., Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities. Vinkeloord, The Netherlands, 197-208, 1997.

Popp L., Helm M., Gronauer A., Boxberger J., Festmistaufbereitung durch Kompostierung. Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier 182, 74-83, 1993.

Rank M., Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach Gölledüngung. Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München, 108 S., 1988.

Reimann W., Schön M., Fest-Flüssig-Trennung anaerob behandelter Gülle. Landtechnik, Nr. 11, 527-530, 1991.

Reitz P., Kutzbach H. D., Ammoniakemissionen nach der Flüssigmistausbringung. Einfluss verschiedener Flüssigmistvorbehandlungen. Landtechnik 53, 368-369, 1998.

Reitz P., Schürer E., Niederschlag senkt NH<sub>3</sub>- und CH<sub>4</sub>-Emission. Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Methan nach der Ausbringung von Flüssigmist. Landtechnik, Nr. 6, 348-349, 1999.

Reitz P., Ammoniakemissionen nach der Flüssigmistausbringung. Landtechnik 55, Sonderheft, 124-125, 2000.

Rexilius R., Verfahrenstechnische Untersuchungen zur Feststoffabtrennung aus Flüssigmist und zur Feststoffkompostierung. Dissertation Universität Hohenheim, MEG-Schrift 185, 1990.

Ross A., Seipelt F., Kowalewsky H.-H., Fübekker A., Steffens G., Strohäckselabdeckungen von Güllebehältern – Auswirkungen auf Emissionen und Emissionen klimarelevanter Gase. Institut für Agrartechnik Bornim e. V. Kriterien der Nachhaltigkeit in der Verfahrensentwicklung für die Nutztierhaltung. Bornimer Agrartechnische Berichte 22, 156-163, 1999.

Schechtner G., Wirksamkeit von Güllezusätzen hinsichtlich Verbesserung der Düngewirkung der Gülle auf Grünland. Veröffentlichungen der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Heft 18, 1-82, 1993.

Schechtner G., Erfolgsaussichten der Güllebelüftung im Grünlandbetrieb. Veröffentlichungen der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Heft 18, 83-156, 1993.

Schlegel H.G., Allgemeine Mikrobiologie, 2. Auflage, Georg Thieme Verlag Stuttgart, 461 S., 1972.

Schuchardt F., (Hrsg.), Halbtechnische Untersuchungen zur Nährstoffabtrennung und –verwertung aus Flüssigmist durch aerob-thermophile Behandlung. Institutsbericht M 188, Institut für Technologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig, 1993.

Schuchardt F., Lagerung und Ausbringung von Gülle und Festmist. Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 132, 65-80, 1992.

Schuchardt F., Ammoniakverluste bei der Kompostierung tierischer Exkremente. In: Ammoniak in der Umwelt, KTBL und VDI, 37.1-37.14, 1990.

Schürer E., Reitz P., Emissionen von Ammoniak und Lachgas. Einfluss des Ausbringverfahrens von Flüssigmist. Landtechnik Nr. 1, 36-37, 1998.

Schürer E., Kutzbach, H. D., Emissions of nitrous oxide and methane after slurry application on grassland. Paper No 98-E-012, EurAgEng Oslo, 7 S., 1998.

Schürer, E., Verdünnung der Gülle. Eine wirksame Massnahme zur Minderung von Emissionen? Landtechnik 55, 126-127, 2000.

Schulze Lammers, Boeker P., Römer G., Erfassung und Modellierung der Ammoniakemissionen bei der Aufbereitung und der Lagerung von Festmist und Komposten und technische Massnahmen zur deren Minderung. Institut für Landtechnik. Rheinisch Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 98 S., 1997.

Skjelhaugen O.J., Aerobic treatment of cattle slurry in farm plants. In: Recent Developments in animal waste utilization. FAO Regional Office for Europe REUR Technical Series 17, Bologna, Italy, 73-72, 1990.

Skjelhaugen O.J., Donanton L., Combined Aerobic and Electrolytic Treatment of Cattle Slurry. J. agric. Engng. Res., 70, 209-219, 1998.

Sneath R.W., Burton C.H., Williams A.G., Continuous Aerobic Treatment of Piggery Slurry for Odour Control Scaled up to a Farm-Size Unit. J. agric. Engng. Res. 53, 81-92, 1992.

Sommer S.G., Olesen J.E., Effects of Dry Matter Content and Temperature on Ammonia Loss from Surface-Applied Cattle Slurry. J. Environ. Qual., 20, 679-683, 1991.

Sommer S.G., Christensen B.T., Nielsen N.E., Schjorring J.K., Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. Journal of Agricultural Science 121, 63-80, 1993.

SRU Nr. 297: Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit, Ökofaktoren 1997, BUWAL Schriftenreihe Umwelt, Bern, 1998.

Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband, Brugg, 223 S., 2000.

Süssenbach D., Kalisch H., Sciborski J, Zimmermann K.-H., Modelluntersuchungen zur Reduzierung der Verluste bei der Lagerung von Rinder- und Schweinemist. VDLUFA-Schriftenreihe 33, 75-80, 1991.

Svoboda I.F., Deans E.A., Fallowfield H.J., Integrated system for aeration of whole piggery slurry with heat recovery and algal treatment. In: Recent Developments in animal waste utilization. FAO Regional Office for Europe REUR Technical Series 17, Bologna, Italy, 64-72, 1990.

Thaer R., Grabbe K., Flüssigmistfermentation mit Selbsterwärmung. Grundlagen Landtechnik, Bd. 26, Nr. 6, 215-221, 1976.

Thomet P., Koller P., Gute N-Effizienz auf Luzerner Milchwirtschaftsbetrieben. Agraforschung 3 (2), 77-80, 1996.

Vandré R., Ammoniakausgasung aus Gülle nach der Ausbringung. Faktoren und Möglichkeiten der Minderung. Bayreuther Institut für Terrestrische Oekosystemforschung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 56, 84 S., 1997.

Vlassak K., Bomans H., Van den Abbeel R., Ammonia Emission and Control After Land Spreading Livestock Waste. In: Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming. Proceedings of a seminar, Edited by Nielsen V.C., Voorburg J.H. and L'Hermite P., Silsoe, United Kingdom, Elsevier Applied Science, p. 116-125, 1990.

Weiland P., Grundlagen der Methangärung – Biologie und Substrate. In: Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven. VDI-Berichte 1620, VDI-Gesellschaft Energietechnik, VDI-Verlag Düsseldorf, 19-32, 2001.

Wellinger A., Baserga U., Edelman W., Egger K., Seiler B., Biogas-Handbuch. Grundlagen – Planung – Betrieb landwirtschaftlicher Anlagen. 2. Auflage, Verlag Wirz Aarau, 178 S., 1991.

Witte H., Keding M., Produktgruppe „Zeolithe“. In: Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderung, Angebot, Auswahl und Qualität. Tagungsband der 6. Karlsruher Flockungstage. hrsg. von: Hahn H.H., Trauth R., Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Band 67, Universität Karlsruhe, 137-154, 1992.



Yang P.Y., Koba B.H., Field IABR Process for the Treatment of Dilute Swine Wastewater. American Society of Agricultural Engineers. Transactions of the ASAE. Vol 31 (1), 202-207, 1988

Zimmermann K.-H., Stoffflüsse bei der Lagerung und Ausbringung von Stallmist. In: Umweltgerechte Verwertung von Festmist, KTBL-Arbeitspapier 182, KTBL, Darmstadt, 19-31, 1993.