

Die Wirkung von Glenor KR⁺ auf die Ammoniakemissionen aus Rindergülle

LUFA Augustenberg
(Referat 1.3: Stoffhaushalt und Stoffdynamik)

Dipl. Geogr. Ingo Gueinzus
Dr. Markus Mokry

**Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs-
und Forschungsanstalt Augustenberg**
Neßlerstr. 23
76227 Karlsruhe

e-Mail: markus.mokry@lufa.bwl.de
Tel.: 0721/9468-184
Fax: 0721/9468-112



Inhaltsverzeichnis

Problemstellung	2
Fragestellung dieser Untersuchung	4
Material, Methoden und Versuchsdesign.....	6
Untersuchungsergebnisse	11
Schlussfolgerungen	15
Literatur	18
Anhang: Messdaten.....	20

Problemstellung

In Deutschland wurden im Jahr 1999 672 000 t Ammoniak emittiert. Davon stammen über 80 % aus der Landwirtschaft, insbesondere aus der Tierhaltung (DÖHLER et al 2002). Nach Schätzungen des Umweltbundesamtes stammten im Jahr 2000 sogar 95 % aller Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (BVEL 2003).

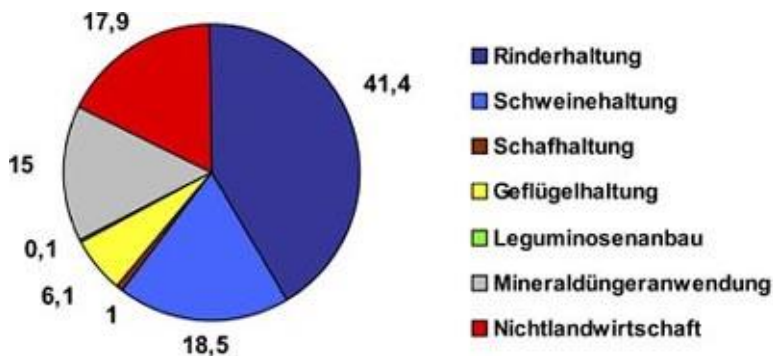


Abbildung 1: Verteilung der Ammoniak-Emissionen in Deutschland im Jahr 1999 (Quelle: DÖHLER et al 2002)

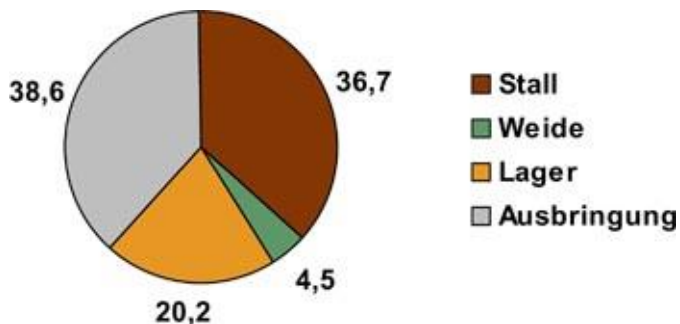


Abbildung 2: Anteile der Ammoniak-Emissionen aus den verschiedenen Bereichen der Tierhaltung einschließlich des Wirtschaftsdüngereinsatzes im Jahr 1999 (Quelle: DÖHLER et al 2002)

Mit über 41 % ist die Rinderhaltung bei weitem der größte Ammoniak-Emittent (siehe Abbildung 1). Das Umweltbundesamt schätzt den Anteil der Ammoniak-Emissionen aus der Rinderhaltung sogar auf 70 % (NATIONALES KLIMASCHUTZPROGRAMM DER BUNDESREGIERUNG 2000). In der Tierhaltung treten die größten Ammoniak-Verluste bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger auf (siehe Abbildung 2). Wobei die Wirtschaftsdüngerausbringung mit 49 % die höchsten Ammoniak-Emissionen in der Rinderhaltung verursacht (DÖHLER et al 2002).

Ammoniak-Emissionen stellen in mehrfacher Weise ein Problem dar:

- Ammoniak (NH₃) ist neben Phenolen, Mercaptanen und weiteren Schwefelverbindungen ein Haupt-Geruchsstoff, der aus Wirtschaftsdünger ausgasst und zur Geruchsbelästigung beitragen kann.

- Die Ammoniak-Emissionen bedeuten für den Landwirt einen Verlust an wertvollem Stickstoffdünger:

Der wichtige Pflanzennährstoff Stickstoff liegt z.B. in Rindergülle zu ca. 50 % in Form von Ammonium vor (siehe Tabelle 3). Untersuchungen haben gezeigt, dass unter ungünstigen Bedingungen bei der Ausbringung der Rindergülle bis über 50 % des Ammoniums innerhalb eines Tages als Ammoniak in die Atmosphäre entweichen können (SML 1997, THOMPSON & MEISINGER 2002, LfL 2003). Unter sehr ungünstigen Bedingungen können die Ammoniakverluste bis über 90% erreichen. Den Pflanzen steht unter solchen Verhältnissen weniger Stickstoff zur Verfügung. Geringere Erträge und daraus resultierend geringere Einkünfte für den Landwirt sind die Folgen.

- Ammoniak-Emissionen tragen zur Schädigung der Umwelt bei:

Aus den Ammoniak-Emissionen von 672 000 t in Deutschland im Jahr 1999 (DÖHLER et al, 2002) ergeben sich rein rechnerisch Immissionen von 553 412 t NH₃-N. Das entspricht einem durchschnittlichen Stickstoffeintrag von 15,5 kg N/ha*a. Ökologisch sensible Flächen wie Hochmoore, Heiden und Magerrasen werden dadurch eutrophiert. Ammoniak ist an der Stickstoffübersversorgung von naturnahen Böden zu ca. 50 % beteiligt (LfL 2003). Die ökologische Stabilität dieser Systeme ist durch die Ammoniak-Emissionen gefährdet.

Zusätzlich führen Ammoniakimmissionen zu einer Versauerung der Böden. Knapp 40 % der Immissionen an Säurebildnern geht auf Ammoniak zurück (LfL 2003). Neben einer Säurebelastung der Wälder und deutlichen Pflanzenschäden in der Nähe von Betrieben mit intensiver Tierhaltung sind Säureschäden an historischer Bausubstanz die Folgen.

Eine indirekte klimaschädigende Wirkung der Ammoniakimmissionen ist gegeben, lässt sich aber schwer quantifizieren. Etwa 2 % des eingetragenen Ammoniaks werden zu Lachgas umgewandelt und tragen zu geschätzten 0,5 % zur Klimaerwärmung bei (LfL 2003). Weitere indirekte Effekte auf das Klima, wie der Beitrag der verminderten CO₂-Bindung in der Vegetation als Folge der Bodenversauerung oder die Begünstigung der Bildung stabiler Aerosole in der Atmosphäre, können nicht quantifiziert werden.

Um diese Probleme zu mindern, hat sich Deutschland dem Genfer Luftreinhalteabkommen der Vereinten Nationen 1999 angeschlossen und sich im sogenannten Multikomponenten-Protokoll („UN-ECE-Protokoll zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon“) verpflichtet, die Ammoniak-Emissionen bis 2010 bei der Ausbringung von Gülle und Jauche um 30 % sowie bei der Haltung im Stall und bei der Lagerung von flüssigen Wirtschaftsdüngern um 20 bzw. 40 % zu reduzieren (NATIONALES KLIMASCHUTZPROGRAMM DER BUNDESREGIERUNG 2000).

Fragestellung dieser Untersuchung

Der in vorliegender Untersuchung getestete Güllezusatzstoff wird sowohl unter der Bezeichnung *Glenor KR⁺* als Güllefermenter als auch unter der Bezeichnung *Glenor KR⁺ Se Zn* als Mineralfutterzusatz vom Hersteller empfohlen. Verwendung findet das Produkt vor allem als Futtermittelzusatz in der Rinderhaltung.

Die Inhaltsstoffe von *Glenor KR⁺* sowie *Glenor KR⁺ Se Zn* sind, neben Kräutern, biologisch dynamischen Aktivatoren und Spurenelementen nach Angaben des Herstellers:

- kohlenaurer **Algenkalk** als Hauptbestandteil, der aus dem Skelett der Rotalge *Lithothamnium calcareum* gewonnen wird:

Das Kalkskelett der Rotalge wird durch Einlagerung von Kalzium und Magnesium in deren Zellwände gebildet. Nach dem Absterben der Alge bleibt ein Algenkalk mit sehr großer innerer Oberfläche bestehen, der in vielfältiger Weise Verwendung findet. Er soll u.a. als Einstreu unter dem Produktnamen „Ammonit“ in der Pferdehaltung zur Ammoniumbindung beitragen.

- und 34 % **Bentonit**:

Bentonit ist ein Gestein, das aus der Verwitterung vulkanischer Asche entstanden ist und zu über 80 % aus dem Tonmineral Montmorillonit (Synonym: Smektit) besteht. Montmorillonit ist ein quellfähiges Dreischichttonmineral, aufgrund dessen es eine sehr große innere Oberfläche besitzt. Daraus resultieren eine insgesamt große spezifische Oberfläche (600 bis 800 m²/g) und eine hohe Kationenaustauschkapazität (700 bis 1300 mmol_c/kg) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Die aufgeführten Hauptinhaltsstoffe sind geeignet, Ammoniak-Verluste aus Gülle - sei es im Stall, im Lager oder bei der Ausbringung - zu vermindern. Kalk-Ton- und Bentonit-Suspensionen werden unter verschiedenen Produktnamen als Güllezusätze angeboten. Deren Wirkung, insbesondere von Bentonit, auf die Ammoniak-Emissionen aus Gülle wurde mehrfach unter dem Aspekt einer abschließlichen Güllebehandlung überprüft.

Mit einem Windtunnelversuch auf vegetationsfreiem Ackerboden konnte HUBER (1994) zeigen, dass durch Bentonit-Zugabe die Ammoniak-Emissionen aus Biogasgülle um 28 bis 42 % reduziert werden konnten (siehe Abbildung 3).

In einem Feldversuch auf Dauergrünland konnten PAAß & KÜHBAUCH (1992) zeigen, dass durch die Zugabe von 5 % Bentonit zu einer Rindergülle die Ammoniak-Emissionen um ca. 50 % reduziert werden konnten (siehe Abbildung 4).

In beiden Versuchen war die erreichte Reduzierung der Ammoniak-Emissionen größer als die theoretische Sorptionskapazität des Bentonits. Neben der Sorption des Kations Ammonium durch den Bentonit ist die Verbesserung der Fließfähigkeit hochviskoser Gülleinhaltsstoffe durch die Bindung an den Bentonit Ursache für die Reduzierung der Ammoniakverluste. Die Gülle kann durch die verbesserte Fließfähigkeit rascher in den Boden infiltrieren.

Eine Verbesserung des Fließverhaltens von Gülle nach Zusatz von *Glenor KR⁺* wurde von der LVVG Aulendorf festgestellt (LVVG 2004).

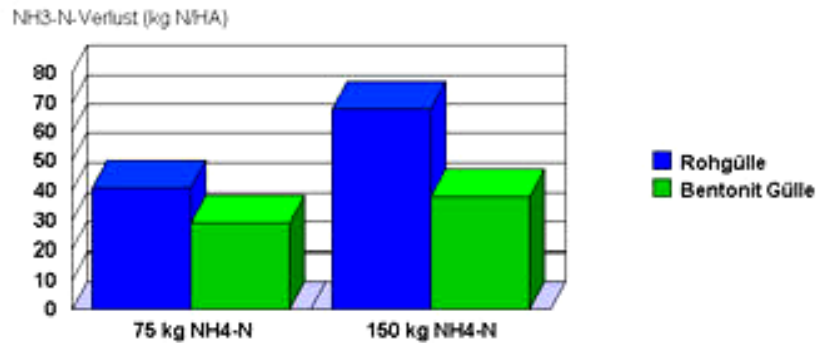


Abbildung 3: Reduzierung der Ammoniak-Emissionen aus Biogasgülle durch eine Bentonit-Zugabe im Wind-Tunnelversuch (Quelle: HUBER 1994)

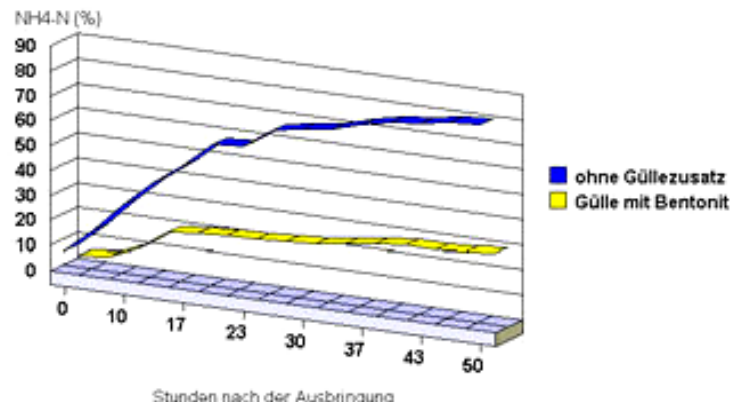


Abbildung 4: Vergleich der relativen Ammoniak-Verluste aus Rindergülle mit und ohne Bentonit- Montmorillonit-Zusatz (Quelle: PAAß & KÜHBAUCH 1992)

Ziel vorliegender Untersuchung war es, zu überprüfen, ob das Produkt *Glenor KR⁺* geeignet ist, die Ammoniak-Emissionen aus Gülle zu reduzieren, wie es die aufgeführten Eigenschaften der Hauptinhaltsstoffe vermuten ließen.

Nachfolgende konkretisierte Fragestellungen wurden bearbeitet:

- Kann mit *Glenor KR⁺* als Güllezusatz eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen aus Gülle erzielt werden?
- Kann eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen aus Gülle durch die Verfütterung des Futtermittelzusatzes *Glenor KR⁺* in der Rinderhaltung erzielt werden, ohne dass eine zusätzliche Güllebehandlung erfolgen muss?

Material, Methoden und Versuchsdesign

Die Ammoniak-Freisetzung aus den Güllen wurde in Laborversuchen mit einem Dynamischen-Kammer-System gemessen, welches nach PACHOLSKI (2003) gut für den Vergleich von Behandlungsvarianten geeignet ist. Dazu wurde folgende Versuchs-Apparatur gebaut (Siehe Abbildungen 5 bis 8):

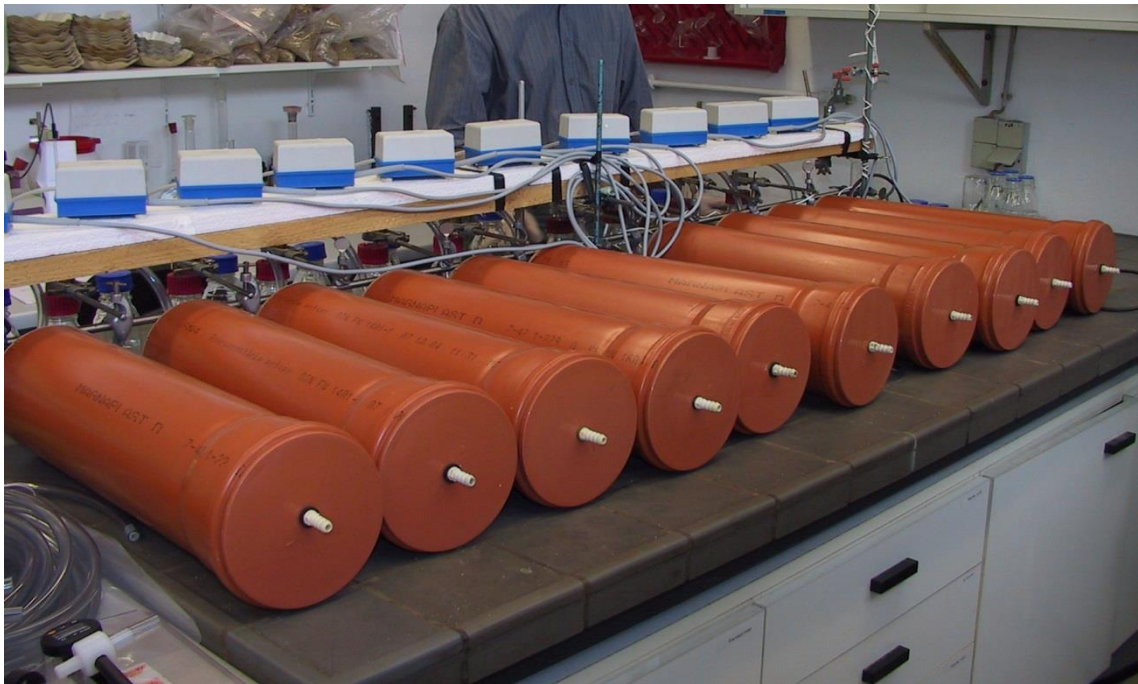


Abbildung 5: Versuchsapparatur zur Messung der Ammoniak-Freisetzung aus Gülle nach dem „Dynamischen-Kammer-System“ im Labor

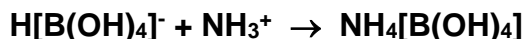
Als Probenkammern wurden PVC-Rohre (Innen-Ø:150 mm, Innen-Länge: 500 mm) verwendet, in welche Einsätze zur Reduzierung des durchströmten Luft-raums (auf 30 mm Höhe über den Probenbehälter) eingebaut wurden. Als Probenbehälter dienten PVC-Halbschalen (Innen-Ø:120 mm, Innen-Länge: 465 mm), die in die Probenkammern eingeführt werden. Die insgesamt 10 Probenkammern wurden für die Versuche je mit einem Deckel mit Lufteinlass-Öffnung (Innen-Ø:5 mm) verschlossen. Auf der Rückseite der Probenkammern wurde die Luft über eine Pumpe abgesaugt und durch Waschflaschen mit Fritten (Fa. Schott, 250 ml, Porösität 1) geleitet.

Die Waschflaschen wurden mit 100 ml 2%iger Borsäure, die mit NaOH genau auf den Umschlagpunkt des eingesetzten Indikators (pH 5,2) eingestellt wurde, als sog. Vorlage gefüllt. Das mit der Probenluft durch die Borsäure geleitete Ammoniak wird quantitativ gemäß Gleichung 2 in der Borsäure gelöst. Mit 0,1 M HCl als Maßlösung wird die Menge des in Lösung gegangenen NH₃ durch Titration bis zum Umschlagpunkt des zugegebenen Indikators (siehe Gleichung 3) ermittelt. Der eingesetzte Indikator weist im Bereich des Umschlagpunktes eine graue Färbung auf, die sich mit sinkendem pH-Wert nach Rosa verändert. Nach Lösung des NH₃ färbt der Indikator die Borsäure grün (s. Abbildung 9).

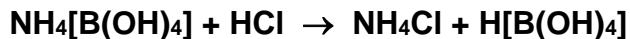
(1) Lösung von Borsäure in aqua dest.:



(2) Lösung von Ammoniak in Börsäure:



(3) Titration mit Salzsäure:



Dieses Ammoniak-Nachweisverfahren wurde analog der Verfahrensschritte „Auf-fangen des NH₃ und dessen maßanalytische Bestimmung“ der Methode zur Be-stimmung von Gesamt-Stickstoff nach KJELDAHL (VDLUFA 1997) durchgeführt.

Für die Versuche wurden die Probenbehälter u.a. mit zwei verschiedenen Böden (vgl. Tabelle 1) gefüllt, um die Ammoniak-Emissionen von unterschiedlichen Oberflächen bei jeweiliger Wechselwirkung der Gülle mit dem Untergrund zu si-mulieren:

- **versiegelte Oberfläche** (kein Einsickern der Gülle, keine Sorption des NH₃): Probenbehälter wurde mit Quarzsand gefüllt, der mit einer PE-Folie abgedeckt wurde. Die Gülle wurde auf die Folie appliziert.
- **Grassoden** (Simulation von Grünlandverhältnissen): Die Grassoden wur-den so in den Probenbehälter eingepasst, dass die Bodenoberfläche mit dem Gefäßrand abschloss. Das Gras wurde auf max. 3 cm Länge ge-schnitten.
- **sandiger Boden** ohne Vegetation (Einsickern der Gülle in den Boden): Der Boden (auf 2 mm gesiebt, eingestellt auf 40% der maximalen Was-serhaltekapazität) wurde mit einer Schüttdichte von ca.1 g/cm³ bis auf Höhe des Gefäßrandes in den Probenbehälter eingefüllt
- **„bindiger“ Boden** ohne Vegetation (Sorption an Austauschplätze des Bodens): Der Boden (auf 2 mm gesiebt, eingestellt auf 40% der maxima-len Wasserhaltekapazität) wurde mit einer Schüttdichte von ca.1 g/cm³ bis auf Höhe des Gefäßrandes in den Probenbehälter eingefüllt

Tabelle 1: Eigenschaften der Versuchsböden

Boden	Bodenart	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	pH	Humus [%]	WHK _{max} [%]
sandiger Boden	lehmiger Sand	8,3	9,4	82,3	5,5	1,1	20,8
„bindiger“ Boden	lehmiger Schluff	16,9	73,6	9,5	6,9	4,9	43,3



Abbildung 6: Einführen einer gülle-applizierten Grassode in die Probenkammer



Abbildung 7: Blick in die Probenkammer

Die für die Gülle-Applikation vorhandene Oberfläche in den Probenbehältern entspricht einer Fläche von 0,0558 m². Auf diese Fläche wurden durch gleichmäßiges Verteilen mit einem Löffel jeweils 150g Frischmasse (FM) der Versuchsgüllen (Entnahme nach gründlichem Mischen der Gülle im Lagerbehälter) appliziert. Das entsprach einer praxisüblichen, einheitlichen Güllegabe von 27 m³ Gülle-FM/ha für alle Versuchsglieder.

Die Versuche wurden bei einer konstanten Raumtemperatur von 20 °C ± 1°C durchgeführt. Die Lagerung der Gülle und Böden erfolgte bei Raumtemperatur. Die Temperatur der Güllen lag jeweils zu Versuchbeginn bei 18 °C ± 1°C.

Der vorliegende Laborversuch konzentrierte sich ausschließlich auf Rindergülle, da einerseits die Rinderhaltung der größte NH₃-Emittent ist und andererseits das zu testende Mittel vorrangig in der Rinderhaltung eingesetzt wird. Für den Versuch wurden 2 Güllepaare mit jeweils einer unbehandelten Rindergülle und einer Gülle bei der *Glenor KR⁺* als Mineralfutterzusatzstoff verfüttert worden war (vgl. Tabelle 2) verwendet. Zusätzlich wurde in eine der unbehandelten Güllen *Glenor KR⁺* vor Versuchsbeginn - gleichsam direkt zur Ausbringung - eingemischt:

- **Gülle 1:** Jungviehgülle; ohne Güllezusatz; ca. 4 Monate gelagert; Vergleichsgülle für Gülle 2 und 3, da alle Güllen aus dem gleichen Betrieb stammen
- **Gülle 2:** Gülle 1 mit 1,5 kg Glenor KR⁺/m³ Gülle wenige Tage vor Versuchsbeginn gemäß Herstellerangaben behandelt.
- **Gülle 3:** Milchviehgülle; *Glenor KR⁺* als Mineralfutterzusatzstoff nach Herstellerangaben verfüttert; ca. 4 Wochen gelagert
- **Gülle 4:** Mischung aus Milchvieh- und Jungviehgülle; ohne Güllezusatz; ca. 4 Monate gelagert; Vergleichsgülle für Gülle 5
- **Gülle 5:** Mischung aus Milchvieh- und Jungviehgülle; *Glenor KR⁺* als Mineralfutterzusatzstoff nach Herstellerangaben verfüttert, ca. 4 Monate gelagert

Tabelle 2: Eigenschaften der Versuchsgüllen

Gülle	Trocken- substanz [%]	Gesamt-N [% TS]	NH ₄ -N [% TS]	Gesamt-N [% FM]	NH ₄ -N [% FM]	pH
Gülle 1	10,67	4,03	1,41	0,43	0,15	7,51
Gülle 2	entspricht Gülle 1 - Glenor KR ⁺ eingemischt					
Gülle 3	11,39	3,25	1,76	0,37	0,20	7,07
Gülle 4	7,55	4,50	2,52	0,34	0,19	7,42
Gülle 5	12,09	4,55	2,07	0,55	0,25	7,49

Aus versuchstechnischen Gründen konnte nur mit geringen Windgeschwindigkeiten von 0,004 m/s in der Probenkammer gearbeitet werden. Es wurde jedoch mit der eingestellten Windgeschwindigkeit ein kontinuierlicher Luftaustausch von 50% des Luftraums pro Minute über der Probe erreicht.

Die Messung erfolgte über 23 h, da der größte Teil des NH₃ innerhalb des ersten Tages nach Ausbringung aus der Gülle emittiert (vergleiche SML 1997, THOMPSON & MEISINGER 2002, LfL 2003). Mit einer Messung über 71 h konnte bestätigt werden, dass ca. 80 % der NH₃-Emissionen in den ersten 23 h erfolgen. Um die höheren Emissionsraten in den Anfangsstunden gut erfassen zu können, wurden die NH₃-Freisetzung nach 2, 4, 8 und 23h Versuchsdauer gemessen.

Ein Vorversuch zur Leistungsfähigkeit des Messverfahrens, in welchem die Probenluft zusätzlich durch eine nachgeschaltete, zweite Waschflasche geleitet wurde, zeigte, dass unter den beschriebenen Messbedingungen mit den im Versuch eingesetzten Güllen innerhalb von 4 h das emittierte NH₃ quantitativ in einer Waschflasche aufgefangen werden kann. Bei einer Versuchslaufzeit von 16 h (ohne Austausch der Waschflaschen) konnten mindestens 90 % des NH₃ in der 1. Waschflasche gebunden werden.



Abbildung 8: Waschflasche, in der das Ammoniak aus der Probenluft gewaschen wird



Abbildung 9: Zugabe des Indikators zur Borsäure mit gelöstem Ammonium (Farbumschlag nach „grün“).

Untersuchungsergebnisse

Nachfolgend werden die Messergebnisse der durchgeführten Laborversuche dargestellt und beschrieben. Die Untersuchungsergebnisse wurden je Variante (= Gülle) mit vier Parallelmessungen erzielt. Als Maß für die Streuung der Messungen wird in den Abbildungen die einfache Standardabweichung jeweils als positiv und negativ vom arithmetischen Mittelwert der 4 Wiederholungen abweichender Fehlerbalken dargestellt. Die Streuung der Messwerte (s. Tabelle 4 und Abbildungen) war in allen Versuchen niedrig und somit ein Maß für die hohe Aussagefähigkeit der Versuche.

Die Abbildungen 10 bis 12 zeigen die Summenkurven der relativen Ammoniak-Verluste der Güllen 1 bis 3 auf unterschiedlichen Bodenoberflächen .

Auf allen in vorliegender Untersuchung berücksichtigten Bodenoberflächen beträgt der relative NH₃-Verlust der Gülle 3 (Glenor KR⁺ verfüttert) nur etwa die Hälfte der Verluste, die bei unbehandelter Vergleichsgülle (Gülle 1) gemessen wurden. Die Variante, in der Glenor KR⁺ vor Versuchsbeginn der Gülle beigemischt wurde (Gülle 2), zeigt Verlustraten, die niedriger als in der unbehandelten Gülle, aber höher als in der Gülle mit Glenor KR⁺- Verfütterung sind.

Die höchsten Ammoniak-Emissionen wurden auf versiegelter Bodenoberfläche gemessen. Die unbehandelte Gülle 1 verliert innerhalb von 23 h 50% ihres NH₄-N. Auf dieser Oberfläche wurden die maximal möglichen Verluste unter den gegebenen Versuchsbedingungen ermittelt. Die Gülle konnte auf der versiegelten Oberfläche weder einsickern, noch von Bodenpartikel adsorbiert werden.

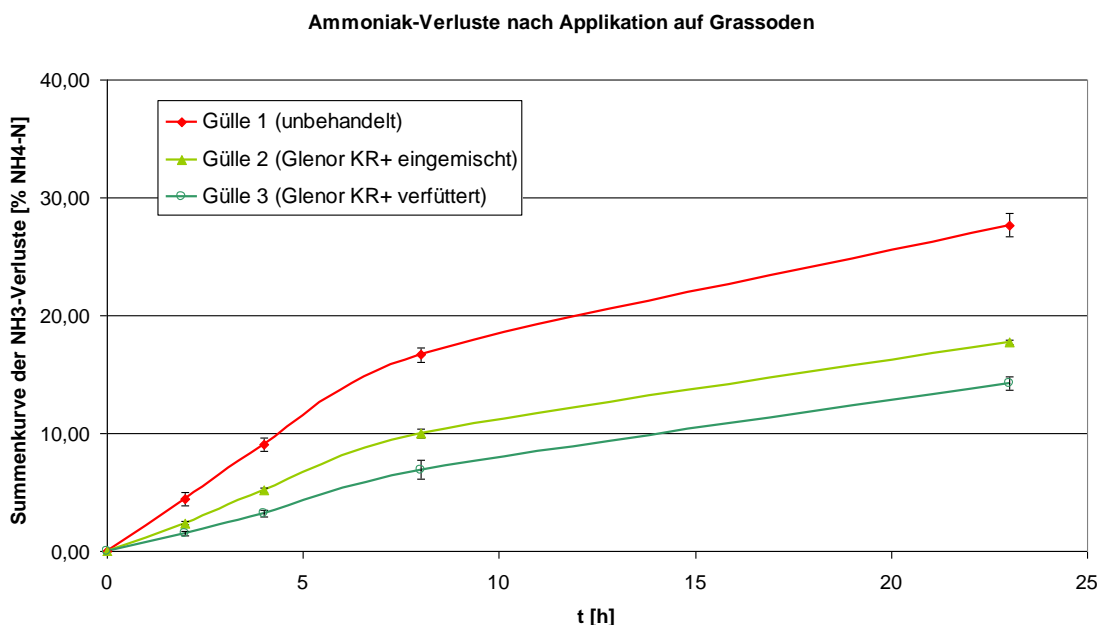


Abbildung 10: Summenkurve der relativen NH₃-Verluste nach Applikation auf Grassoden

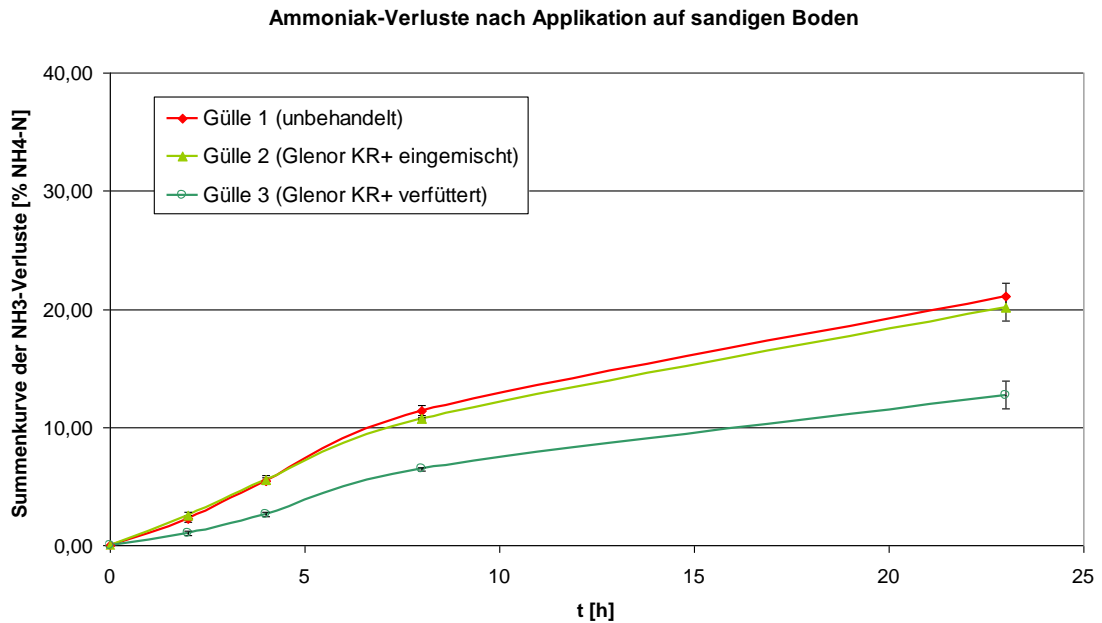


Abbildung 11: Summenkurve der relativen NH₃-Verluste nach Applikation auf sandigen Boden

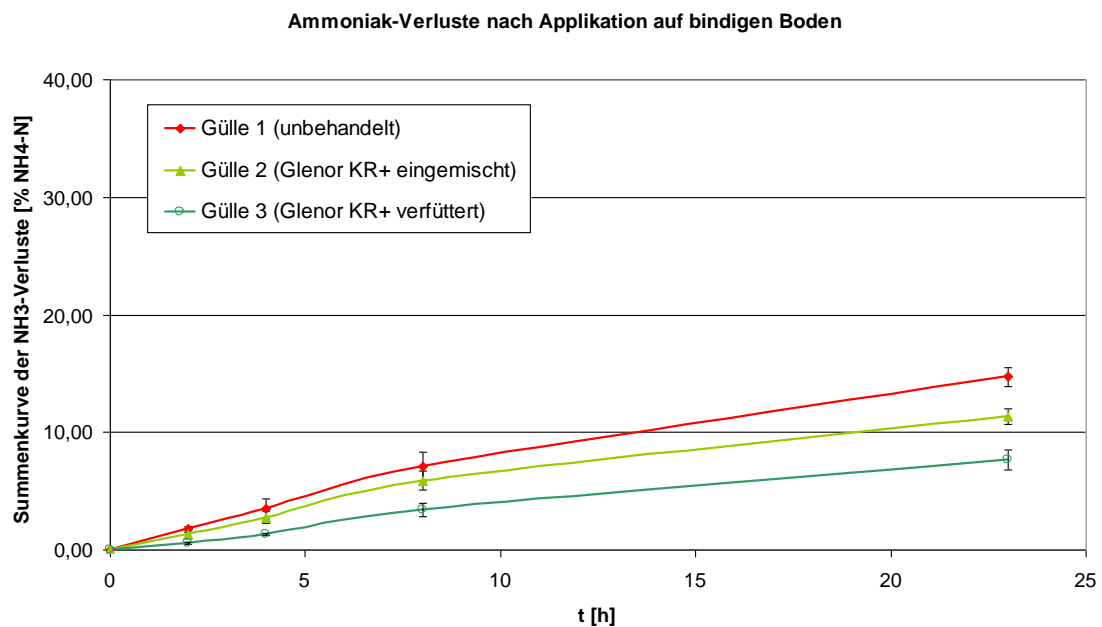


Abbildung 12: Summenkurve der relativen NH₃-Verluste nach Applikation auf „bindigen“ Boden

Die NH₃-Emissionen auf Grünland (Abbildung 10) sind nur etwa halb so hoch wie auf der versiegelten Bodenoberfläche, da die Gülle in Wechselwirkung mit der Oberfläche treten und infiltrieren kann. Durch die Verteilung der Gülle auf der Vegetation ist ihre Oberfläche größer als in den Varianten mit vegetationsfreier Bodenoberfläche. Folglich liegen auch die Verlustraten höher als auf den Böden.

Die Messungen auf lockerem, sandigen Boden (Abbildung 11) bestätigen wieder einen deutlich geringeren relativen NH₃-Verlust aus der Gülle-Variante, in welcher Glenor KR⁺ verfüttert wurde (Gülle 3); ein Unterschied zwischen der Variante mit Glenor KR⁺-Zumischung (Gülle 2) und der unbehandelten Gülle (Gülle 1) kann jedoch nicht mehr abgesichert werden. In diesem Fall überlagert die Reduzierung der Ammoniak-Emissionen durch Einsickern der Gülle in den Boden die Wirkung des Güllezusatzes.

Die Messungen der NH₃-Emissionen nach Applikation der Gülle auf bindigen Boden (Abbildung 12) liefert die geringsten NH₃-Verlustraten, da durch die Bodenbestandteile (Tonminerale und Humus) der Ammonium-N aus der Gülle zum großen Teil adsorbiert wird.

Zu einer weiteren Bewertung der Ergebnisse der ersten Versuchsreihe wurden zusätzlich zwei Güllen (Gülle 4 und 5) von verschiedenen Betrieben mit sehr unterschiedlichen TS-Gehalten untersucht. Da die größten Unterschiede in der NH₃-Emission aus den Güllen durch Applikation auf die versiegelte Bodenoberfläche erzielt wurden, erfolgte der Test auf diese Weise.

Um die Ergebnisse aller Versuche mit den teils sehr unterschiedlichen Rindergüllen (siehe Tabelle 2), vergleichen zu können, wurden die Messwerte einheitlich auf eine Güllegabe von 40 kg NH₄-N/ha normiert. Dies entspricht nach §3 der Düngeverordnung der zulässigen maximalen NH₄-N-Gabe, die nach Ernte der Hauptfrucht im Herbst erfolgen darf („Herbstdüngung“). Die Abbildung 13 zeigt die normierten Ergebnisse der Ammoniak-Verluste aus allen Güllen auf versiegelter Oberfläche.

Der Vergleich der Güllen 1 bis 3 zeigt eine deutliche Reduzierung der Ammoniak-Verluste in den mit Glenor KR⁺ behandelten Güllen. Gülle 2, in welche Glenor KR⁺ eingemischt wurde, weist um ca 25 % geringere Ammoniak-Emissionen auf als die unbehandelte Gülle. In der Variante mit Glenor-Verfütterung sind die NH₃-Verluste sogar um 40% geringer als bei unbehandelter Gülle.

Die Ammoniak-Messungen zeigen keine Unterschiede zwischen den Güllen 4 und 5. Die erwartete Wirkung des Glenor KR⁺ scheint durch die sehr unterschiedlichen Trockensubstanzgehalte (TS) der Güllen überlagert worden zu sein. Die unbehandelte Gülle 4 hat mit 7,55 % TS einen deutlich höheren Wassergehalt als die behandelte Gülle 5 (12,09 %TS). Je höher der TS-Gehalt einer Gülle ist, umso größer sind die Ammoniak-Emissionen bei der Ausbringung (SOMMER & OLESEN 1991, MOAL et al 1995). Daher wurden für den Vergleich dieses Versuches mit den Ergebnissen der vorherigen Versuchsreihen die Ammoniak-Verluste einheitlich auf einen TS-Gehalt von 7,5 % normiert berechnet (siehe Abbildung 14).

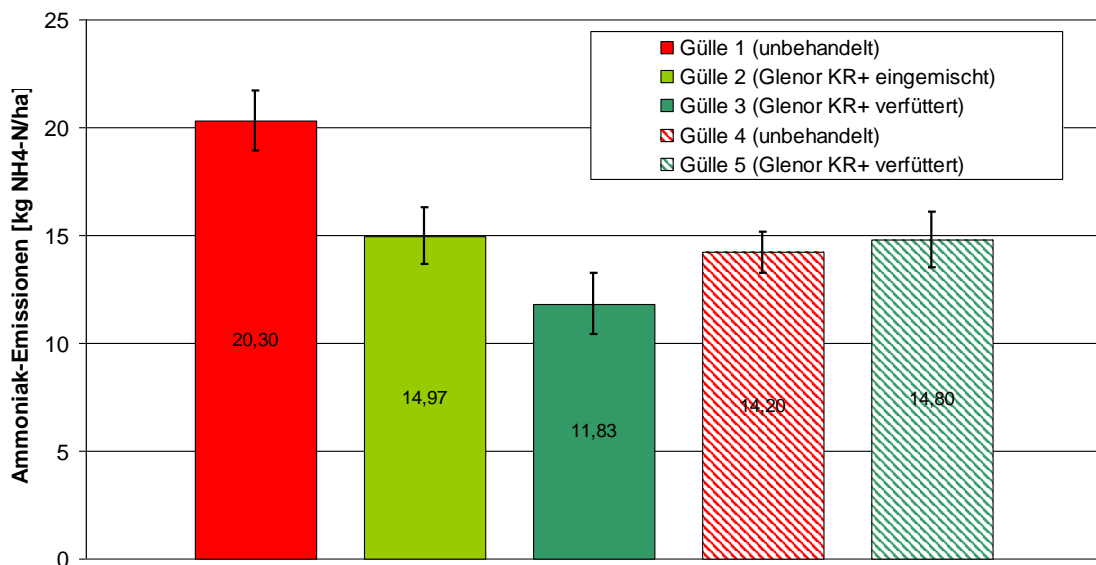


Abbildung 13: Absolute Werte der NH₃-Verluste auf versiegelter Oberfläche in 23 h auf 40kg NH₄-N/ha normiert

Nach Normierung der Werte auf einen TS-Gehalt von 7,5 % werden auch die Unterschiede zwischen den Güllen 4 und 5 deutlich. Die mit Glenor KR⁺ behandelten Güllen weisen in allen Fällen geringere Ammoniak-Verluste auf als die unbehandelten Vergleichsgüllen. Die NH₃-Emissionsraten der Behandlungsvarianten 2 und 3 unterscheiden sich nicht mehr. Sie weisen ca. 30 % geringere Ammoniak-Verluste auf als Gülle 1. Die Verluste der behandelten Gülle 5 liegen um ca. 15% unter denjenigen der unbehandelten Gülle 4.

Es ist zu beachten, dass die Effekte der TS-Gehalte auf die Ammoniak-Emissionen nicht von allen Autoren einheitlich beschrieben werden. THOMPSON & MEISINGER (2002) konnten keine gesicherten Unterschiede in der Ammoniak-Gesamt-Emission aus Güllen über eine Dauer von 3 Tagen in Abhängigkeit von ihrem TS-Gehalt messen. Sie haben in den ersten 18 h nach Ausbringung der Gülle einen eindeutig positiven Korrelation, in den nachfolgenden 54 h eine negative Korrelation zwischen NH₃-Emissionen und TS-Gehalten ermittelt. Zuerst senkt in den Güllen mit hohem Wassergehalt die erhöhte Infiltrationsrate die Ammoniak-Verluste. Später bewirkt die Krustenbildung auf der Oberfläche der höher viskosen Güllen eine relative Reduktion der Ammoniak-Emissionen. Hierin kann eine zusätzliche, länger anhaltende NH₃-Verlustquelle bei dünnen bzw. mit Wasserzusatz verdünnten Güllen nach Ausbringung auf Grünland oder verdichteten Ackerflächen - insbesondere bei Trockenheit - vermutet werden.

Will man Güllen verschiedener Herkünfte - unbehandelt oder auf unterschiedliche Weise behandelt - vergleichen, stellt die Normierung auf einen

einheitlichen TS-Gehalt (vgl. Bewertung der Nährstoffe in Gülle) die beste Möglichkeit dar. Alternativ müsste jede Gülle **einer** Herkunft unbehandelt oder mit Glenor KR⁺ beaufschlagt vorliegen bzw. werden (s. Gülle 2), um den Einfluss eines GülleZusatzes auf die NH₃-Emission vergleichen zu können.

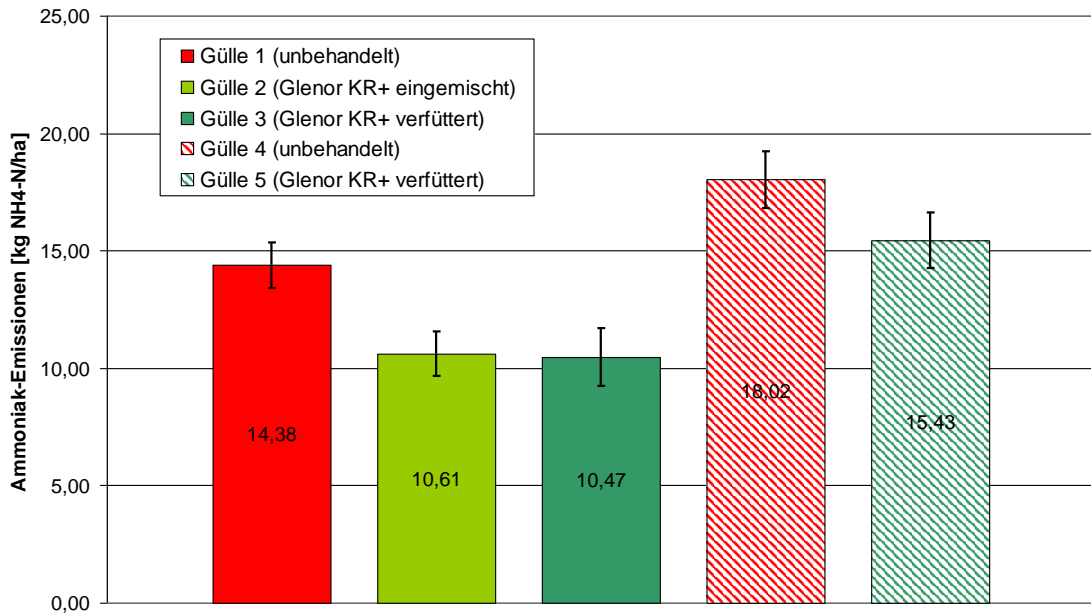


Abbildung 14: Absolute Werte der NH₃-Verluste auf versiegelter Oberfläche in 23 h auf 7,5 %TS normiert

Fazit

Die Messergebnisse aller Versuchsreihen zeigen, dass die Zugabe von Glenor KR⁺ zu einer Reduzierung der Ammoniak-Freisetzungen aus Rindergülle beitragen kann.

Schlussfolgerungen

Da es sich bei vorliegenden Untersuchungen um Laborexperimente mit begrenzter Datenbasis handelt, ist es verständlich, dass einerseits die Ergebnisse nicht überinterpretiert und andererseits nicht quantitativ auf die Feldsituation übertragen werden dürfen.

Der Vergleich der Güllen 4 und 5 hat gezeigt, dass die Ammoniak-Emissionsraten aus Gülle von vielen Eigenschaften der Gülle abhängen können. Der Einfluss des TS-Gehaltes hat die Wirkung des Glenor KR⁺ in diesem Beispiel überlagert. Die positive Wirkung einer Glenor KR⁺-Zugabe konnte jedoch bei Normierung der Güllen auf 7,5% TS - wie beim Vergleich der Nährstoffe üblich - bestätigt werden.

Da die eine NH₃-Emission beeinflussenden Faktoren im Feld - wie Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Beschaffenheit der Bodenoberfläche, Niederschlag etc. - heterogen und nicht optimierbar sind, sind Hochrechnungen an Einsparpotenzial durch Güllebehandlung prinzipiell nur bedingt möglich.

Die Messergebnisse zeigen jedoch, dass das Produkt Glenor KR⁺ einen Beitrag zur Reduzierung der Ammoniak-Emissionen aus Rindergülle leisten kann. Beide Ausgangs-Fragestellungen dieser Untersuchung konnten positiv beantwortet werden. Insbesondere durch Verwendung von Glenor KR⁺ als Futtermittelzusatz, aber auch allein zur Güllebehandlung kann die Ammoniak-Emission aus Rindergülle eindeutig nachweisbar reduziert werden.

Unter Berücksichtigung der theoretischen Überlegungen zur Wirkung der Inhaltsstoffe von Glenor KR⁺ und der zitierten Feldversuche mit vergleichbaren Güllezusatzmitteln kann angenommen werden, dass die Reduktions-Wirkung durch Glenor KR⁺ auch im Feld deutlich nachzuweisen ist. Ob die Senkung der Ammoniak-Verlusten um bis zu 50 %, wie im vorliegenden Laborversuch aufgezeigt, auch im Feld erzielt werden kann, ist mit den vorhandenen Ergebnissen nicht abzusichern.

Einen sinnvollen Beitrag zur Reduzierung der Ammoniakverluste kann Glenor KR⁺ insbesondere dort leisten, wo andere Maßnahmen, wie sie nach guter fachlicher Praxis empfohlen werden, nicht durchgeführt werden können. Beispielsweise bei der Gülleausbringung auf Grünland, wo keine Einarbeitung möglich ist, oder dann, wenn aufgrund hohen Kostendrucks auf emissionsarme Applikationstechniken verzichtet werden muss.

Es ist anzunehmen, dass der Einsatz von Glenor KR⁺ als Futtermittelzusatzstoff einen zusätzlichen Vorteil gegenüber anderen Reduktionsmaßnahmen bietet. Die Reduzierung der Ammoniakverluste erfolgt nicht nur bei der Ausbringung der Rindergülle, sondern dürfte bereits nach der Verfütterung im Stall und bei der Lagerung der Gülle, also während des gesamten „Produktkreislaufs“ der Gülle, stattfinden. Einen deutlichen Hinweis hierzu liefern die höheren relativen Ammoniumgehalte in den behandelten Güllen 3 und 5 (Tabelle 2). Ein Vergleich mit durchschnittlichen Gülle-Werten (Tabelle 3) zeigt, dass die Gülle 3 mit 54% relativem Ammoniumanteil bzw. Gülle 5 mit 45% die üblichen Werte der Milchviehgüllen mit 37% deutlich übersteigen.

Tabelle 3: Durchschnittliche Gülle-Werte nach THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2001)

Gülleart	Trockensubstanz [%]	Gesamt-N [% TS]	NH₄-N [% TS]
Milchvieh-Gülle	6,4	4,38	1,64
Mastbullen-Gülle	7,5	4,00	2,20
Jungrinder-Gülle	7,5	4,54	1,89

Als Fazit dieser Untersuchung kann davon ausgegangen werden, dass durch den Einsatz von Glenor KR⁺ die Umweltbelastung durch Ammoniak-Emissionen und die Nährstoffverluste aus dem Wirtschaftsdünger Gülle reduziert werden können.

Literatur

- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2003): Senkung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft - Programm der Bundesregierung. 17 S., Berlin
- DÖHLER, H., U. DÄMMGEN, B. EURICH-MENDEN, B. OSTERBURG, M. LÜTTICH, W. BERG, A. BERGSCHMIDT, & R. BRUNSCH (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie zur Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Umweltbundesamt, UBA-Texte 05/02, Berlin
- HUBER, J. (1994): Untersuchung zur Ammoniakverflüchtigung nach Gölledüngung im Windtunnelverfahren. Dissertation Technische Universität München (zitiert in <http://agrimont.de/agriben/Artikel.htm>)
- LfL (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2003): Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung - Ammoniak, Methangas, Lachgas. Merkblatt
- LVVG (STAATLICHE LEHR- UND VERSUCHSANSTALT FÜR VIEHHALTUNG UND GRÜNLANDWIRTSCHAFT AULENDORF) (2004): Prüfung von Gölle-Zusatzmitteln im „Göllekeller der LVVG. In: Tätigkeitsbericht für den Zeitraum 2003 bis 2004 der LVVG, S: 65-67, Aulendorf
- MOAL, J. F., J. MARTINEZ, F. GUIZIOU & C. M. COSTE (1995): Ammonia volatilization following surfac-applied pig and cattle slurry in France. In: J.Agric.Sci., 125, S. 245-252, Cambridge
- NATIONALES KLIMASCHUTZPROGRAMM DER BUNDESREGIERUNG (2000): Fünfter Bericht des Arbeitskreises V „Land- und Forstwirtschaft“ der Interministeriellen AG „CO₂-Reduktion“ (IMA „CO₂-Reduktion“). 18 S., Berlin
- PAAB, F. & W. KÜHBAUCH (1992): Ammoniakverluste nach Gölledüngung auf Grünland. In: Tagungsband der 35. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenwissenschaften, S: 144-159, Bad Hersfeld (zitiert in: <http://agrimont.de/agriben/Artikel.htm>)
- PACHOLSKI, A.J. (2003): Calibration of a simple Method for determining ammonia volatilization in the field „Experiments in Henan Province, China, and modelling results“. 215 S., Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 249, Braunschweig
- ROELCKE, M., S.X.LI, X.H.TIAN, Y.J.GAO & J.RICHTER (2002): In situ comparison of ammonia volatilization from N fertilizers in Chinese loess soils.- In: Nutr. Cycl. Agroecosys., 62 (1), S. 73-88
- SCHEFFER, F. & P.SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 491 S., 13. Auflage, Stuttgart
- SML (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN) (Hrsg.) (1997): Ordnungsgemäßer Einsatz von Düngern entsprechend der Düngeverordnung. 143 S., Dresden

- SOMMER, S.G. & J.E.OLESEN (1991): Effects of dry matter content and temperature on ammonia losses from surface-applied cattle slurry. In: J. Environ. Qual., 20, S: 679-683
- THOMPSON, R. B. & J. J. MEISINGER (2002). Management factors affecting Ammonia Volatilization from Land-Applied Cattle Slurry in the Mid-Atlantic USA. In: Journal of Environmental Quality , 31, S. 1329 - 1338
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2001): Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach DüngeV.- Jena
- VDLUFA (VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN) (Hrsg.) (1997): Die Untersuchung von Böden. Methodenbuch Band I, Loseblattsammlung, Darmstadt

Anhang: Messdaten

Tabelle 4: Versuchsmessdaten (jeweils Messergebnisse aus 4 Wiederholungen)

Gülle	Messzeitpunkt	emittiertes NH ₄ -H [mg]											
		2 h		4 h		8 h		23 h		23 h		23 h	
		arith. Mittel	Standardabweichung	arith. Mittel	Standardabweichung	arith. Mittel	Standardabweichung	arith. Mittel	Standardabweichung	arith. Mittel	Standardabweichung	arith. Mittel	Standardabweichung
1	versiegelter Boden	13,88	1,46	15,23	0,99	29,56	1,71	61,02	3,41				
2	versiegelter Boden	7,39	2,43	8,41	1,94	19,94	2,96	48,48	3,59				
3	versiegelter Boden	6,72	1,03	8,71	1,57	20,78	2,60	52,51	6,38				
4	versiegelter Boden	5,80	1,30	10,01	1,22	28,31	3,13	51,72	6,70				
5	versiegelter Boden	11,52	1,45	15,58	2,07	38,12	3,68	73,54	4,87				
1	Grassoden	10,00	1,22	10,37	1,34	17,14	1,37	24,77	2,29				
2	Grassoden	5,35	0,32	6,29	0,41	10,89	0,87	17,36	0,43				
3	Grassoden	4,44	0,58	5,28	0,89	11,05	2,42	21,95	1,63				
1	sandiger Boden	5,17	0,62	7,11	0,69	13,38	0,94	21,73	2,60				
2	sandiger Boden	5,63	0,66	6,94	0,74	11,57	0,23	21,08	2,42				
3	sandiger Boden	3,17	0,56	4,73	0,47	11,48	0,47	18,86	3,55				
1	bindiger Boden	3,99	0,55	3,79	1,93	8,24	2,73	17,14	1,82				
2	bindiger Boden	2,93	0,86	3,30	1,22	7,04	1,78	12,24	1,43				
3	bindiger Boden	1,67	0,20	2,25	0,24	6,37	1,71	12,63	2,49				