



**BUNDESMINISTERIUM
FÜR NACHHALTIGKEIT
UND TOURISMUS**

HBLFA RAUMBERG - GUMPENSTEIN
LANDWIRTSCHAFT

**6. UMWELT-
ÖKOLOGISCHES
SYMPOSIUM**

**REDUZIERUNG DER
AMMONIAKEMISSIONEN
AUS DER LANDWIRTSCHAFT**

Umsetzung der NEC-Richtlinie

07. und 08. März 2018

Veranstaltungsort:

HBLFA Raumberg-Gumpenstein,
(Schlossgebäude, großer Seminarraum)
A-8952 Irnding-Donnersbachtal

www.raumberg-gumpenstein.at

BERICHT

6. Umweltökologisches Symposium

am 07. und 08. März 2018
an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Organisation

- Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein



Impressum

Herausgeber

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning-Donnersbachtal
des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit
und Tourismus

Direktor

HR Mag. Dr. Anton Hausleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Brigitte Marold

Druck, Verlag und © 2018

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning-Donnersbachtal

ISBN-13: 978-3-902849-53-3

ISSN: 1818-7722

Dieser Band wird wie folgt zitiert:

6. Umweltökologisches Symposium, 07.-08.3.2018, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2018

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Umsetzung der NEC-Richtlinie in Österreich	7
N. Mitterböck	
Wirkungen gasförmiger Stickstoff-Verbindungen aus der Atmosphäre auf Pflanzen	9
G. Soja	
Reduzierung der Ammoniakemission in der Landwirtschaft	15
D. Öttl	
Praxistaugliche Ammoniak-Minderungspotenziale in der Nutztierhaltung	23
E. Zentner	
Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft - Quellen und Minderungsmöglichkeiten	27
A. Pöllinger	
Reduktion von Ammoniak - Emissionen im Rahmen der Düngung: Ratgeber des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz	31
A. Baumgarten	
Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle - Internationaler Stand und regionale Anwendbarkeit	33
P. Zenger	
Ammoniakverluste bei der organischen Düngung	39
M. Wendland, K. Offenberger, S. Mikolajewski, W. Sitte, K. Aigner und Ch. Sperger	
Reduktion der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft - Sinnvolles und Machbares, Probleme, Hemmnisse und Grenzen verschiedener Maßnahmen in der (Beratungs-)Praxis	45
F. Xaver Hölzl	
Bedeutung und Bewertung von ammoniakreduzierenden Maßnahmen im Ackerbauggebiet der südlichen Steiermark - Ausgangssituation, Umfrageergebnisse, Praxisbeispiele und Bewertung von Maßnahmen	49
A. Bernsteiner und J. Maßwohl	
Was tut sich in der Praxis? - Ergebnisse des Güllemonitorings 2017 in der Steiermark	53
W. Angeringer	
Erfahrungen aus der Sicht eines Landwirtes	59
M. Fink	

Vorwort

Am 7. und 8. März 2018 findet das 6. Umweltökologische Symposium an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein statt. Das Generalthema lautet: Reduzierung der Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft – Umsetzung der NEC-Richtlinie.

Die revidierte NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings) der EU ist mit 31. Dezember 2016 in Kraft getreten. Sie beinhaltet nationale Reduktionsverpflichtungen für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid, Stickoxide, flüchtige organische Verbindungen, Ammoniak und Feinstaub. Die Ammoniak-Emissionen stammen überwiegend aus der Landwirtschaft und entstehen hauptsächlich in Zusammenhang mit der Viehhaltung und Düngung. Auf Grund der neuen NEC-Richtlinie müssen die Ammoniak-Emissionen in der EU bis zum Jahr 2030 im Vergleich zum Stand von 2005 um 18% verringert werden. Für Österreich beträgt die Vorgabe -12%. Diese Reduktionsverpflichtungen stellen für die österreichische Landwirtschaft eine große Herausforderung dar. Österreich ist verpflichtet, die NEC-Richtlinie bis 1. Juli 2018 in nationales Recht umzusetzen und bis 1. April 2019 ein nationales Emissionsminderungsprogramm zu erstellen.

Auch im Haus Raumberg-Gumpenstein laufen seit Jahren verschiedene Forschungsprojekte, die die Ammoniak- und Feinstaubreduktion zum Ziel haben. In Kooperation mit in- und ausländischen Partnern werden dabei praxistaugliche und bedarfsorientierte Systeme und Varianten untersucht bzw. evaluiert, um rasch auf den Betrieben zur Umsetzung zu kommen.

Im Rahmen des 6. Umweltökologischen Symposiums werden Wissenschaftler verschiedener Fachgebiete, Mitarbeiter von öffentlichen und privaten Dienststellen, Berater und Landwirte über Möglichkeiten der Verminderung von Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft diskutieren und Lösungsvorschläge anbieten. Damit soll im Rahmen unserer Möglichkeiten ein Beitrag zum nationalen Emissionsminderungsprogramm geleistet werden.

Wir bedanken uns bei unseren KollegInnen für die umsichtige Organisation und Umsetzung dieser Veranstaltung und wünschen allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern ein interessantes Symposium sowie einen schönen Aufenthalt in der Gemeinde Irnding-Donnersbachtal.

Dr. Anton Hausleitner
Direktor

Dr. Johann Gasteiner
Leiter für Forschung und Innovation

der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein (HBLFA)

Umsetzung der NEC-Richtlinie in Österreich

Nora Mitterböck^{1*}

Zusammenfassung

Schon früher regelte die EU für die einzelnen Mitgliedsstaaten Emissionshöchstmenge bestimmter Luftschadstoffe („NEC-Richtlinie“ 2001/81/EG). Die Nachfolgeregelung (Richtlinie (EU) 2016/2284) ist mit 31. Dezember 2016 in Kraft getreten. Wichtigster Inhalt der neuen NEC-Richtlinie sind nationale Reduktionsverpflichtungen bei den Luftschadstoffen Schwefeldioxid, Stickoxide, flüchtige organische Verbindungen, Ammoniak und Feinstaub. Die neuen Verpflichtungen ab den Jahren 2020 bzw. 2030 sind als prozentuelle Reduktion bezogen auf das Jahr 2005 festgelegt. Die Richtlinie stellt es den Mitgliedstaaten grundsätzlich frei, mit welchen Maßnahmen die vorgegebenen Ziele erreicht werden. Die dafür erforderlichen nationalen Umsetzungsvorschriften sind bis 1. Juli 2018 zu erlassen.

Schlagwörter: Luftreinhaltung, nationale Emissionshöchstmenge, Schadstoffreduktion

Summary

The EU had already regulated national emission ceilings for certain air pollutants (“NEC Directive” 2001/81/EC). The succession regulation (Directive (EU) 2016/2284) came into force on December 31st 2016. The most important content of the new NEC Directive is a national reduction obligation for the air pollutants sulphur dioxide, nitrogen oxides, volatile organic compounds, ammonia and particulate matter. The new commitments from 2020 and 2030 are defined as a percentage reduction relative to 2005. The Directive allows Member States to decide for themselves which measures are to be taken to achieve the stated objectives. The necessary national implementing provisions are to be adopted by 1st July 2018.

Keywords: air quality, national emission ceilings, reduction of pollutants

Am 14. Dezember 2016 wurde die Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG die sogenannte NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings) verabschiedet. Die NEC-Richtlinie ist Teil des von der Europäischen Kommission im Dezember 2013 präsentierten Programms „Saubere Luft für Europa“. Ziel des Programms ist es, das grenzüberschreitende Problem der Luftverschmutzung in den Griff zu bekommen, ein EU-weiter Ansatz ist dafür am besten geeignet. In der Europäischen Union kommt es statistisch gesehen jährlich zu 400.000 vorzeitigen Todesfällen infolge der Belastung mit Luftschadstoffen das sind mehr als die Zahl der Unfalltoten im Straßenverkehr! Weitere Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffbelastung sind deshalb ein wichtiger Beitrag zur Einhaltung der EU-Immissionsgrenzwerte und Erreichung von WHO-Richtwerten und aus Sicht der Luftreinhaltung im Interesse der öffentlichen Gesundheit sowie der Umwelt begrüßenswert und notwendig.

Konkret sieht die revidierte NEC-Richtlinie für die einzelnen Mitgliedstaaten bindende Emissionsverpflichtungen für die Vorläuferstoffe zur Bildung von Feinstaub bzw. Ozon in der Atmosphäre - Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃) und flüchtige organische Verbindungen (NMVOC) sowie neu auch explizite Reduktionsverpflichtungen für Feinstaub (PM_{2,5}) vor. Neben der Verringerung der negativen

Gesundheitseffekte sollen auch die Bodenversauerung sowie die Überfrachtung von Ökosystemflächen durch atmosphärischen Stickstoff (Eutrophierung) verringert werden. Die Reduktionsvorgaben sind zeitlich gestaffelt: ab dem Jahr 2020 sind die Zielvorgaben des revidierten Göteborg-Protokolls unter dem Genfer Luftreinhaltübereinkommen der UNECE (CLRTAP) einzuhalten, die Reduktionsverpflichtungen ab dem Jahr 2030 orientieren sich stärker an den Richtwerten der Weltgesundheitsorganisation (WHO). Die konkreten Reduktionsvorgaben wurden für die Mitgliedstaaten individuell festgelegt und basieren auf Berechnungen, mit denen die Maßnahmen zur Einhaltung konkreter Umweltziele vom Internationalen Institut für angewandte Systemanalyse (IIASA) in Laxenburg modelliert wurden. Kriterium der Modellrechnungen war u. a. die kosteneffiziente Reduktion der gesundheitlichen Belastung (Verringerung vorzeitiger Todesfälle in Folge von Feinstaub und Ozon) um ca. 50 % von 2005 bis 2030, für die gesamte EU. D.h. es sollen jene Maßnahmen getroffen werden, die zu möglichst geringen Kosten signifikante Emissionsminderungen bringen und so positive Gesundheitseffekte erzielen.

Die ab 2020 bzw. 2030 einzuhaltenden Emissionsreduktionsverpflichtungen sind als Prozentsätze gegenüber dem Basisjahr 2005 festgelegt. Ein (indikatives) Zwischenziel für 2025 ergibt sich aus einem linearen Reduktionspfad zwischen den Verpflichtungen für 2020 und 2030 und soll als Kontrollpunkt beim Fortschritt der Zielerreichung des Jahres 2030 dienen.

¹ Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Abteilung I/4 - Klimaschutz & Luftreinhaltung, Stubenring 1, A-1010 WIEN

* Ansprechpartner: DI Nora Mitterböck, nora.mitterboeck@bmnt.gv.at

Reduktionsverpflichtungen für Österreich	SO ₂	NO _x	NM VOC	NH ₃	PM _{2,5}
Ab 2020 (im Vgl. zu 2005)	-26 %	-37 %	-21 %	-1 %	-20 %
Ab 2030 (im Vgl. zu 2005)	-41 %	-69 %	-36 %	-12 %	-46 %

In der alten NEC-Richtlinie (und im Emissionshöchstmengengesetz-Luft, EG-L) wurden dagegen Absolutmengen in Kilotonnen als Obergrenze (ab 2010) festgelegt, die bis 2019 weiter in Kraft bleiben.

Emissionshöchstmengen für Österreich	SO ₂	NO _x	NM VOC	NH ₃
Seit 2010 – gültig bis 2019	39 kt	103 kt	159 kt	66 kt

Seit 2010 gibt es Probleme bei der Einhaltung der NO_x-Höchstmenge, zuletzt kam es auch zu einer geringfügigen Überschreitung der NH₃-Höchstmenge (2015: 67 kt).

Umsetzung im Sektor Landwirtschaft

Der neuen NEC-Richtlinie zufolge muss der Ammoniakausstoß in der EU bis zum Jahr 2030 im Vergleich zum Stand von 2005 um 18 % verringert werden. Für Österreich beträgt die Vorgabe nach langwierigen vom Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, letztlich erfolgreich geführten Verhandlungen und Diskussionen -12 % (statt der ursprünglich im EK-Richtlinienvorschlag vorgesehenen -19 %), für Deutschland im Vergleich dazu -29 %, für Großbritannien -16 % und für Frankreich -13 %.

Die Ammoniakemissionen stammen überwiegend (94%) aus dem Sektor Landwirtschaft und entstehen hauptsächlich im Zusammenhang mit der Viehhaltung (Stallhaltung sowie Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger) als auch beim Abbau von organischem und mineralischem Dünger. NH₃ ist primär für die Bildung versauernder und

eutrophierender Stoffe und für die Bildung sekundärer Partikel (Feinstaub) verantwortlich. Die Reduktionsverpflichtungen für Ammoniak stellen auch für die österreichische Landwirtschaft eine Herausforderung dar. Grund dafür ist nicht zuletzt die Kleinstrukturiertheit der Betriebe, die zu Nachteilen bezüglich der Kosteneffizienz (im Vergleich zu Mitgliedsstaaten mit einem höheren Anteil von Großbetrieben) führt. Zudem erschweren vielerorts größere Hangneigungen, nicht selten in alpiner Lage, eine emissionsreduzierte Wirtschaftsdüngerausbringung. Am geeignetsten erscheinen Maßnahmen zur Ammoniakreduktion im Bereich der Fütterung (stickstoffreduzierte Fütterung) und beim Wirtschaftsdüngermanagement (gedeckelte Lagerung sowie bodennahe Ausbringung bzw. rasches Einarbeiten).

Sowie alle anderen Mitgliedstaaten ist Österreich verpflichtet die Richtlinie bis 1. Juli 2018 in nationales Recht umzusetzen und bis 1. April 2019 ein nationales Emissionsminderungsprogramm zu erstellen, das den Zielerreichungspfad für die jeweiligen Reduktionsziele mit Hilfe von geeigneten Maßnahmen plausibel darlegt. Es sind sowohl gesetzlich verpflichtende als auch bewusstseinsbildende Maßnahmen sowie Fördermittel für Emissionsreduktionen, wie sie beispielsweise das Programm für die Ländliche Entwicklung bietet, denkbar und möglich.

Um die neuen Reduktionsverpflichtungen erfüllen zu können und damit die Gesundheitsbelastung zu senken, sind in Zukunft jedenfalls weitere Emissionsreduktionen in allen Sektoren erforderlich - im Sektor Landwirtschaft betrifft das insbesondere die Stallhaltung sowie das (Wirtschafts) Düngermanagement.

Wirkungen gasförmiger Stickstoff-Verbindungen aus der Atmosphäre auf Pflanzen

Gerhard Soja^{1*}

Zusammenfassung

Stickstoff (N) ist in seiner molekularen Form (N_2) Hauptbestandteil der Atmosphäre. Jedoch wird er erst in oxidierter oder reduzierter Form auch reaktiv (N_r) und damit für Ökosysteme relevant und verwertbar. NO und NO_2 sind die wichtigsten Stickstoffoxide und werden zusammengefasst als NO_x bezeichnet. Sie können als Spurengase von den Pflanzen stomatär aufgenommen werden und dort je nach Konzentration als Schadstoff wirken oder im Fall von Stickstoff-Mangel zur Versorgung der Pflanze beitragen. NO_x sind neben flüchtigen Kohlenwasserstoffen die wichtigsten Ozon-Vorläufer-substanzen. N_2O beeinflusst durch seine Reaktionsträgheit nicht direkt die Vegetation, wirkt aber als starkes Treibhausgas indirekt über den Klimawandel sowie als stratosphärischer Ozongegenspieler indirekt über erhöhte UV-Einstrahlung auf Pflanzen.

Ammoniak (NH_3) ist die wichtigste reduzierte gasförmige N-Verbindung. NH_3 wird meist schon in der Nähe des Entstehungsortes, häufig in Zusammenhang mit Tierhaltung, nass (als NH_4^+) oder trocken deponiert oder in Form von Aerosolen fernverlagert.

Die atmosphärische Stickstoffdeposition überschreitet vielerorts den lokalen Schwellenwert des Critical Load, welcher eine Beeinflussung von Ökosystemen durch Nährstoff-Ungleichgewichte und Versauerung verhindern soll.

In gasförmiger organischer Form nimmt N als Peroxyacetylnitrat (PAN) an photochemischen Vorgängen teil und wirkt als oxidativer Luftschadstoff.

Schlagwörter: Stickstoffoxide, Lachgas, Ammoniak, Deposition, Luftschadstoff

Summary

Nitrogen (N) as molecule (N_2) is the main component of the atmosphere. However, only oxidized or reduced nitrogen species become reactive (N_r) and thus relevant and usable for ecosystems. NO and NO_2 are the most important nitrogen oxides and are summarized as NO_x . As trace gases they are taken up by plants via the stomata. Depending on the concentration, they act as pollutants or nutrients if the plants suffer from nitrogen deficiency. In combination with volatile hydrocarbons, NO_x are important ozone precursors. Nitrous oxide (N_2O) behaves rather inert with respect to direct effects on the vegetation. But N_2O has a high global warming potential and exerts indirect effects as contributor to anthropogenic climate change. The role of N_2O of contributing to ozone destruction in the stratosphere causes the indirect effect of increasing UV-radiation at ground level.

Ammonia (NH_3) is the most important reduced N-species. NH_3 is mostly deposited near the source (mostly animal production facilities) dry or wet (as NH_4^+) or is translocated as aerosol.

Atmospheric N deposition frequently exceeds the local critical loads that should prevent disturbances of ecosystems by nutrient imbalances or acidification.

As gaseous organic N-species peroxyacetylnitrate (PAN) participates in tropospheric photochemistry and is effective as oxidative air pollutant.

Keywords: nitrogen oxides, nitrous oxide, ammonia, deposition, air pollutant

Einleitung

Stickstoff (N) kommt in der Atmosphäre in sehr unterschiedlichen Verbindungsformen vor. Molekularer Stickstoff (N_2) stellt zwar mit 78 % den mengenmäßig weitaus größten Anteil dar, verhält sich aber durch seine Reaktionsträgheit weitgehend inert. Die hohe Bindungsenergie der Dreifachbindung bedingt eine bedeutende thermodynamische Stabilität. Zur energieaufwändigen Spaltung und Reduktion von N_2 sind nur einige Arten stickstofffixierender Mikroorganismen im Boden und im Ozean befähigt. In der freien Atmosphäre können Blitzentladungen ausreichend Energie für eine Aufspaltung von N_2 liefern.

Ganz im Unterschied zum molekularen Stickstoff spielen oxidierte und reduzierte Stickstoff-Verbindungen eine

wesentlich größere Rolle für Ökosysteme. Da sich diese wesentlich reaktionsfreudiger verhalten, werden sie unter der Bezeichnung des „reaktiven Stickstoffs“ (N_r) zusammengefasst. Die dazu zählenden Verbindungen können in Ökosystemen sowohl als Nährstoffe wie auch als Schadstoffe fungieren (UBA 2014). Folge-Reaktionen mit anderen atmosphärischen Bestandteilen und Spurengasen können zur Bildung von Sekundär-Schadstoffen führen.

Reaktiver Stickstoff kann in Form von oxidierten, reduzierten und organischen N-Verbindungen auftreten. Diese Substanzen gelangen zuerst als gasförmige Emissionen in die bodennahen Luftschichten, wo sie entweder direkt oder nach der Entstehung aus Vorgängersubstanzen

¹ AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Konrad-Lorenz-Str. 24, A-3430 TULLN

* Ansprechpartner: Dr. Gerhard Soja, gerhard.soja@ait.ac.at

- als Gase und als Bestandteile der trockenen Deposition auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Böden, Oberflächenwasser und Werkstoffe einwirken,
- zu partikulären Aerosolen kondensieren, welche als solche trocken deponiert werden oder zu Kondensationskernen für Niederschlagströpfchen anwachsen, oder
- durch Niederschlagsereignisse nach Lösung der Gase oder Partikel in den Regentropfen als Bestandteil der nassen Deposition ausgewaschen werden.

Dieser Beitrag fokussiert auf die gasförmigen N-Verbindungen und ihre direkten Wirkungen auf pflanzliche Ökosysteme. Er gliedert sich in die Verbindungsgruppen der oxidierten, reduzierten und organischen N-Verbindungen.

Oxidierte gasförmige Stickstoff-Verbindungen

Verbrennungsprozesse fördern generell die Oxidation von molekularem Stickstoff zu Stickstoffoxiden (NO_x). Zwar beeinflusst auch der Stickstoff-Gehalt des Brennstoffs die Bildung von NO_x , doch entsteht der Großteil durch thermische Prozesse. Die gängige Bezeichnung NO_x umfasst die Verbindungen $\text{NO} + \text{NO}_2$. Die Gesamtsumme der reaktiven oxidierten Stickstoffverbindungen wird als NO_y bezeichnet. In dieser werden sowohl die primär emittierten NO und NO_2 als auch die aus diesen gebildeten Substanzen HNO_3 , HOONO , HNO_4 , NO_3 , N_2O_5 , N_2O_4 , N_2O , PAN und weitere organische Nitrate zusammengefasst. NO_z ist als Differenz von NO_y und NO_x definiert (Hammer 2001). Unmittelbar beim Verbrennungsprozess entsteht primär NO , während NO_2 um den Faktor 10-20 weniger und N_2O nochmals um den Faktor 10 weniger gebildet wird. In der freien Atmosphäre wird NO jedoch durch Sauerstoff und Ozon bald in NO_2 umgewandelt. Daher wird insbesondere bei der Immissionsgrenzwert-Überwachung häufig NO_x als NO_2 -Äquivalente angegeben. Das österreichische Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) gibt einen maximalen Halbstundenmittelwert für NO_2 von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.105 ppm) sowie als Jahresmittel einen Immissionsgrenzwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.0157 ppm) mit einer Toleranzmarge von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor. Als Zielwert zum Schutz von Ökosystemen gilt ein NO_2 -Tagesmittelwert von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.0418 ppm). Während diese Werte an ländlichen Messstationen Österreichs in der Regel nicht überschritten werden, sind an städtischen und verkehrsnahen Messstellen Überschreitungen häufig zu registrieren, wobei 2016 als höchstes Jahresmittel in Österreich $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.028 ppm) an der Inntalautobahn zu verzeichnen waren (Umweltbundesamt 2017).

Stickstoff ist für Pflanzen ein Hauptnährstoff, der größtenteils in anorganischer Form aufgenommen wird. Wenngleich die Wurzel Aufnahme von Nitrat und Ammonium den bedeutendsten Transferpfad in die Pflanzen darstellt, kann auch gasförmiges NH_3 und NO_2 durch die Stomata aufgenommen und rasch metabolisiert werden. Im Fall von niedrigen Nitratwerten im Boden kann die gasförmige Aufnahme von Stickstoffverbindungen in niedrigen Konzentrationen zur Ernährung beitragen; in diesem Fall ist die Aufnahme linear zur atmosphärischen Konzentration (Gupta und Narayanan 1992). Okano und Totsuka (1986) beobachteten bei Stickstoffmangel von Sonnenblumen einen Nährstoffeffekt einer Begasung mit 0.3 ppm NO_2 , während eine Begasung mit 2 ppm NO_2 ausschließlich toxisch wirkte.

Für den Transfer von NO und NO_2 in die Pflanze ist zu beachten, dass nicht nur die (im Normalfall dominierende) stomatare Aufnahme in die Blätter eine Rolle spielt, sondern die Kutikula ebenfalls keine völlig undurchdringliche Barriere darstellt (Gebler et al. 2002). Allerdings ist für die kutikuläre Aufnahme eine um 1-2 Größenordnungen geringere Flussrate als durch die Stomata zu erwarten.

Phytotoxisch können sowohl NO als auch NO_2 wirken. Von diesen beiden Verbindungen ist NO jene mit der geringeren Wasserlöslichkeit. NO kann jedoch als freies Radikal wirken und Reaktionszentren sowie pflanzliche Regelungssysteme angreifen, da es in der Pflanze natürlich als Botenstoff wirkt und mit Pflanzenhormonen in Wechselwirkungen tritt (Wellburn 1990, Domingos et al. 2015). Die Reaktionsfähigkeit von NO mit Ozon (als Teil der photochemischen Zyklen in der Atmosphäre) und der damit verbundene Aufbau von „active oxygen species“ ist ein Prozess, der auch im Innern von Pflanzenblättern eine Rolle spielen kann und dadurch indirekt die Zellen schädigt (Nussbaum et al. 2000).

Nach der Aufnahme des wesentlich besser wasserlöslichen NO_2 über die Stomata und der Lösung im Zellwand- und extrazellulärem Wasser werden zuerst HNO_2 und HNO_3 sowie nach Dissoziation Nitrit (als eigentlich phytotoxische Komponente), Nitrat, Protonen und andere Zwischenprodukte mit Radikalcharakter gebildet (Smidt 1999). In den Pflanzenzellen steigen die Aktivitäten von Nitrat- und Nitritreduktase; das resultierende Ammonium kann in Glutamat eingebaut werden. Wenn bei erhöhten Nitritgehalten in den Zellen nicht schnell genug die Nitritreduktase in den Chloroplasten induziert werden kann, insbesondere wenn bereits auch das Nitrat-Niveau hoch ist, kann sich Nitrit zu schädlichen Konzentrationen akkumulieren (Wellburn, 1990). Unter Berücksichtigung von biochemischen Prozessen zusätzlich zur stomataren Diffusion in die Blätter stellten Eller und Sparks (2006) fest, dass außer der stomataren Leitfähigkeit die Verfügbarkeit von apoplastischem Ascorbat und die Aktivität der Nitratreduktase die wesentlichsten Rollen für die NO_2 -Aufnahme in die Blätter spielten.

Die indirekten Wirkungen von deponiertem Stickstoff auf Ökosysteme übersteigen in ihrer ökologischen Relevanz häufig die direkten physiologischen Wirkungen bestimmter Immissionskonzentrationen auf die einzelne Pflanze. Daher muss bei der Beurteilung von Stickstoffimmissionen nicht nur die Immissionskonzentration, sondern auch die deponierte Menge an Stickstoff pro Hektar und Jahr beachtet werden und zwischen der versauernden Wirkung und der Nährstoffwirkung unterschieden werden. Sowohl oxidierte als auch reduzierte Stickstoffformen tragen zur Deposition bei. Ein als „Critical Load“ bezeichneter Grenzwert ist als die höchste Depositionsmenge definiert, die keine chemischen Bodenveränderungen hervorruft, welche langfristige Wirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zur Folge hätte. Es ist zu beachten, dass Critical Loads primär zum Schutz von Waldökosystemen, (halb-)natürlichen Ökosystemen und Oberflächengewässern geschaffen wurden. Während die Nährstoffdeposition in der landwirtschaftlichen Praxis als positiver Effekt gesehen wird, ist die N-Deposition bei Waldökosystemen, Heide-, Moor- und artenreichen Grünlandökosystemen wesentlich kritischer zu beurteilen. Um unerwünschte Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und im Nährstoffgleichgewicht empfindlicher Rezeptor-Ökosysteme zu vermeiden (Wedin

und Tilman 1996), wurden abgestufte und standortspezifische Critical Load-Richtlinien erstellt. Die Empfehlungen reichen von 5-10 kg N/ha.yr für die empfindlichsten Feuchtgebiet-Ökosysteme bis zu durchschnittlich 10-20 kg N/ha.yr für Waldökosysteme und naturnahe Grünland-Ökosysteme (abhängig von Boden, pH, Laub-/Nadelwald, Nitrifikationsintensität; WHO 2000). Überschreitungen der Critical Loads können sich in Verschiebungen der Artenzusammensetzung der Waldbodenflora, Verringerung der Biodiversität, Nährstoff-Ungleichgewichte und Reduktion der Resilienz gegen klimatische Stressfaktoren (Trockenheit, Frost) auswirken (Umweltbundesamt 2014). Langfristige Messungen des Umweltbundesamtes an einer Hintergrund-Messstation zeigten, dass auch ohne direkten Verkehrs- und Landwirtschaftseinfluss in abgelegenen Gebieten mit Depositionsraten von 30-40 kg N/ha.yr (nass + trocken) zu rechnen ist und daher ökologische Auswirkungen nicht ausgeschlossen werden können (Umweltbundesamt 2007). Stickstoffoxide zählen neben flüchtigen Kohlewasserstoffen zu den wichtigsten Vorläufersubstanzen des bodennahen Ozons. NO_2 zerfällt bei hohen Einstrahlungs- und Temperaturbedingungen zu NO und atomarem Sauerstoff, welcher mit molekularem Sauerstoff umgehend zu Ozon reagiert. NO_2 wird jedoch auf zweierlei Wegen wieder regeneriert: einerseits durch die Reaktion von NO mit Peroxy-Radikalen (aus den in der Atmosphäre vorhandenen Kohlenwasserstoffen durch katalytische Oxidation von Hydroxy-Radikalen), andererseits können die dabei entstehenden Oxy-Radikalen nochmals mit NO reagieren, sodass in beiden Fällen wieder NO_2 entsteht, das wie zuvor beschrieben wieder in die Reaktionskette eintritt (Wennberg und Dabdub 2008). Bei stabiler atmosphärischer Schichtung und hohen NO-Konzentrationen in der Troposphäre wird nachts ein Großteil des Ozons wieder abgebaut, was den NO_2 -Pool regeneriert. Somit steht am nächsten Morgen ein umso größerer Pool von NO_2 zur Verfügung, sodass die Ozonproduktion während des Tages bei günstigen meteorologischen Bedingungen noch höhere Spitzenwerte als am Vortag ermöglicht. Diese Wirkungskette tritt insbesondere bei längerdauernden sommerlichen Hochdruckperioden auf, welche für Ozonepisoden mit gesundheitlicher und ökotoxikologischer Relevanz sorgen. Obwohl NO_x somit die troposphärische Ozonbildung nur als Vorläufersubstanzen unterstützen, werden sie auf diese Weise in ihrer direkten pflanzenphysiologischen Wirkung zu einem akuterem Schadstoff, als sie es als Primärschadstoff waren.

Ein weiteres Stickstoffoxid, welches vor allem in seinen indirekten Wirkungen ökosystemar relevant wird, ist Lachgas (N_2O). Als Nebenprodukt des Stickstoffkreislaufs entsteht es insbesondere im Boden und im Meer während mikrobieller Denitrifikationsvorgänge. Durch seine Reaktionsträgheit übt es keine direkten Wirkungen auf Pflanzen aus, hat aber als Treibhausgas eine hohe ökologische Relevanz. Das Treibhausgaspotential von N_2O ist 265-fach höher als das von CO_2 (Zeitraum 100 Jahre) und verursacht in seiner derzeitigen Konzentration von durchschnittlich 0,33 ppm einen Treibhauseffekt von etwa 0,17 W/m^2 (IPCC 2013).

Weiters ist zu erwähnen, dass die Reaktionsträgheit von N_2O es bis in die Stratosphäre gelangen lässt. Dort kann es zur Bildung der stratosphärischen Eiswolken beitragen, in denen gefrorene Salpetersäure und Chlornitrat als Speicherpool für Chlor wirken. Bei beginnender Sonneneinstrahlung im

Frühjahr werden daraus atomares Chlor und NO_2 freigesetzt, welche in einem wiederholten Kreislauf zahlreiche Ozonmoleküle zerstören können und so zur stratosphärischen Ozonverdünnung beitragen (Stolarski et al. 2015). In diesem Fall besteht die indirekte Wirkung von N_2O in erhöhter UV-Einstrahlung auf der Erdoberfläche.

Reduzierte gasförmige Stickstoff-Verbindungen

Bei der Zersetzung von N-haltigem organischem Material wird der gebundene Stickstoff als Ammoniak (NH_3) freigesetzt. Auch bei der Verdauung eiweißhaltiger Nahrungs- und Futtermittel wird NH_3 gebildet. Das in vielen Bodenmikroorganismen vorhandene Enzym Urease setzt durch den Abbau von Harnstoff Ammoniak frei. Der Dreiwege-Katalysator von Benzinfahrzeugen kann bei bestimmten Betriebsbedingungen ebenfalls NH_3 freisetzen (LUBW 2008). Im Durchschnitt werden in Europa und Nordamerika etwa 90-95 % der atmosphärischen NH_3 -Emission der Landwirtschaft zugeschrieben, was primär mit der Tierhaltung, dem Gülle- und Festmist-Management zusammenhängt (Davison und Cape 2003).

Die Deposition von NH_3 (= NH_3 plus das daraus in der Atmosphäre gebildete NH_4^+) ist eine wichtige Komponente der Stickstoffdeposition in Mitteleuropa. In den Niederlanden kann NH_3 bis zu 70-80 % der gesamten N-Deposition beitragen und bis zu 50 kg/ha.yr beitragen. In diesem extremen Fall sind die intensive Landwirtschaft mit Schweine-/Rinderhaltung und die Wirtschaftsdüngerausbringung Hauptverursacher (Geßler und Rennenberg 1998). Allerdings sind so hohe Depositionen nur nahe bei Emittenten beobachtbar. Anhand des Beispiels eines Geflügelbetriebs schilderten Davison und Cape (2003) den raschen Abfall der NH_3 -Konzentration von 78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Quelle auf <10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb von 200 m. Die hohen Stickstoffeinträge in der Nähe des Betriebes förderten das Wachstum von Gräsern, unterdrückten aber Moose, Farne und konkurrenzschwache Dikotyle.

NH_3 kann auch von Pflanzenblättern emittiert werden; der Kompensationspunkt liegt je nach Temperatur und Stickstoffversorgungsgrad bei 2 bis 15 ppb. Ammoniak ist in der Atmosphäre sehr kurzlebig und wird entweder nass bzw. trocken deponiert oder rasch in Ammonium umgewandelt, das als Aerosol (z.B. als Ammonium-Sulfat oder Nitrat) über weite Strecken transportiert werden kann (Bhattacharjee et al. 2010). Diese Aerosolbildung hat einen geringfügig dämpfenden Effekt auf den globalen Treibhauseffekt und wird vom IPCC mit 0,06 W/m^2 quantifiziert (IPCC 2013).

Auch wenn NH_3 über die Spaltöffnungen von Pflanzen aufgenommen wird, reagiert es im Zellwandwasser bald zu NH_4^+ und wird ins Zytoplasma der Mesophyllzellen aufgenommen. Dort wird es durch Glutaminsynthetase in Aminoverbindungen eingebaut und wird dem Stickstoffpool der Pflanze zugeführt. Allerdings ist nicht die gesamte Deposition von NH_3 über stomatare Aufnahme zu erklären, sondern es spielt offenbar insbesondere bei höherer Luftfeuchtigkeit auch die Blattoberflächen-Deposition eine Rolle (Geßler et al. 2000). Atmosphärisches NH_3 kann daher zur Stickstoffversorgung der Vegetation beitragen und zu erhöhter Biomasseproduktion führen. Damit ist jedoch auch die Gefahr eines Nährstoff-Ungleichgewichts verbunden sowie die

Beeinträchtigung des internen Stickstoff-Kreislaufes (Stulen et al. 1998). Whitehead und Lockyer (1987) schätzten, dass in Weidegebieten mit Einsatz von Wirtschaftsdünger der Stickstoff der Grünlandpflanzen sich zu 10-20 % aus dem Ammoniak der Atmosphäre herleiten kann. Pflanzen können die Nitrataufnahme aus dem Boden herunterregulieren, wenn hohe atmosphärische Stickstoffkonzentrationen zur Verfügung stehen. Dann steht im Boden mehr Stickstoff für mikrobiologische Prozesse, gasförmige Stickstoffverluste sowie für die Verlagerung in Richtung Grundwasser zur Verfügung (Rennenberg und Geßler 1999). Erhöhter Stickstoffeintrag in Ökosysteme bedingt somit sowohl eine höhere Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat als auch höhere gasförmige N-Emissionen, z.B. an N_2O . Eine indirekte Wirkung der vermehrten N-Verfügbarkeit kann in erhöhter stomatärer Leitfähigkeit und verminderter Trockenstress-Toleranz bestehen. Erhöhter NH_4^+ -Eintrag in den Boden kann zur Bodenversauerung beitragen und erhöhte Auswaschung von Mg^{2+} , K^+ und Ca^{2+} zur Folge haben (Geßler und Rennenberg 1998).

Die nasse und trockene NH_3 -Deposition ist als Komponente der Gesamt-Stickstoffdeposition zu betrachten und nach dem Konzept der Critical Loads zu beurteilen. Wenn die Critical Loads für Nährstoffeintrag bei an nährstoffarme Verhältnissen angepassten Ökosystemen überschritten werden, ist eine Artenverschiebung durch die Förderung stickstoffliebender Spezies eine der ersten sichtbaren Wirkungen. Jedoch können nicht alle Effekte von NH_3 durch die depositionsbedingte Säure- oder Stickstoffwirkung beschrieben werden; daher sind auch Critical Levels für kurzfristige Expositionen von Relevanz. Die WHO sieht einen Tagesmittelwert von $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Jahresmittelwert von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Critical Level vor (WHO 2000). Die „Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ von 1984 beinhaltet zum Schutz von Nadelwald einen maximalen Tagesmittelwert von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Halbstundenmittelwert von $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Grenzwerte. Das dieses Regelwerk ablösende Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) beinhaltet keine NH_3 -Grenz- oder Zielwerte mehr. Der Arbeitsplatzgrenzwert liegt bei $14 \text{mg}/\text{m}^3$, was die Geruchsschwelle von ca. $2 \text{mg}/\text{m}^3$ deutlich übersteigt (LUBW 2008).

Organische gasförmige Stickstoff-Verbindungen

Atmosphärisches NO_2 kann durch photochemische Oxidation von Kohlenwasserstoffen zum sekundären Luftschadstoff Peroxyacetylnitrat (PAN; $CH_3C(O)OONO_2$) umgewandelt werden (Teklemariam und Sparks 2004). Zwar können auch andere organische Nitrate wie z.B. PPN (Peroxypropionyl-nitrat) entstehen, doch ist PAN nach Ozon und Wasserstoffperoxid die wichtigste Komponente des photochemischen Smogs. Wie bei anderen Gasen erfolgt der Großteil der Aufnahme in die Blätter durch die Stomata. Ähnlich wie bei Ozon kann sich das Spurengas in der wässrigen Phase des Apoplasten lösen und in weitere reaktive Sauerstoff-Spezies umgewandelt werden, welche Zellmembranen schädigen und Enzymaktivitäten beeinflussen können. Jahresmittel von PAN in der Atmosphäre ländlicher Gebiete wurden vereinzelt im Bereich von 0,1-0,2 ppb gemessen, wobei während photochemischer Episoden auch 2-5 ppb

auftraten (Davison und Cape 2003). Da PAN im Freiland als Bestandteil des photochemischen Smogs immer in Vergesellschaftung mit Ozon auftritt, sind die Schädigungen dieser beiden Photo-Oxidantien während Belastungsepisoden kaum zu differenzieren. Teklemariam und Sparks (2004) schlagen vor, dass im Fall der PAN-Aufnahme in die Blätter bei N-Mangel im Boden auch diese N-Spezies Nährstoffcharakter erlangen kann.

Literatur

- Bhattacharjee, P.S., Sud, Y.C., Liu, X., Walker, G.K., Yang, R., Wang, J. (2010) Importance of including ammonium sulfate ($(NH_4)_2SO_4$) aerosols for ice cloud parameterization in GCMs. *Ann. Geophys.* 28: 621-631.
- Davison, A.W., Cape, J.N. (2003) Atmospheric nitrogen compounds – issues related to agricultural systems. *Environment International* 29: 181-187.
- Domingos, P., Prado, A.M., Wong, A., Gehring, C., Feijo, J.A. (2015) Nitric Oxide: A Multitasked Signaling Gas in Plants. *Molecular Plant* 8: 506-520.
- Eller, A.S.D., Sparks, J.P. (2006) Predicting leaf-level fluxes of O_3 and NO_2 : the relative roles of diffusion and biochemical processes. *Plant, Cell and Environment* 29: 1742-1750.
- Geßler, A., Rennenberg, H. (1998) Atmospheric ammonia: mechanisms of uptake and impacts on N metabolism of plants. In: De Kok, L.J. und I. Stulen (eds.): *Responses of Plant Metabolism to Air Pollution and Global Change*, 81-94. Backhuys Publishers, Leiden.
- Geßler, A., Rienks, M., Rennenberg, H. (2002) Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH_3 and NO_2 to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. *New Phytol.* 156: 179-194.
- Gupta, G., Narayanan, R. (1992) Nitrogen fixation in soybean treated with nitrogen dioxide and molybdenum. *J. Environ. Qual.* 21: 46-49.
- Hammer, M.U. (2001) Photochemische Indikatoren zur Charakterisierung der Oxidantienbildung bei Hochdruckwetterlagen. Dissertation Universität Karlsruhe.
- IPCC (2013) *Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- LUBW (2008) *Ammoniak in der Umwelt.* Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Nussbaum, S., Geissmann, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Fuhrer, J. (2000) Ozone and low concentrations of nitric oxide have similar effects on carbon isotope discrimination and gas exchange in leaves of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Plant Physiology* 156: 741-745.
- Okano, K., Totsuka, T. (1986) Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytol.* 102: 551-562.
- Rennenberg, H., Geßler, A. (1999) Consequences of N deposition to forest ecosystems - Recent results and future research needs. *Water, Air, & Soil Pollution* 116: 47-64.
- Smidt, St. (1997) *Lexikon Waldschädigende Luftverunreinigungen.* FBVA-Berichte 199, aktualisiert 1999.
- Stolarski, R.S., Douglass, A.R., Oman, L.D., Waugh, D.W. (2015) Impact of future nitrous oxide and carbon dioxide emissions on the stratospheric ozone layer. *Environmental Research Letters.* 10, 34011.
- Stulen, I., Perezsoba, M., Dekok, L.J., Vandereerden, L. (1998) Impact of Gaseous Nitrogen Deposition on Plant Functioning. *New Phytologist* 139: 61-70.

- Teklemariam, T.A., Sparks, J.P. (2004) Gaseous fluxes of peroxyacetyl nitrate (PAN) into plant leaves. *Plant Cell Environment* 27: 1149-1158.
- Umweltbundesamt (2007) Effects of Nitrogen and Sulphur Deposition on Forests and Forest Biodiversity. Austrian Integrated Monitoring Zöbelboden. REP-0077, Wien.
- Umweltbundesamt (2017) Jahresbericht der Luftgütemessungen 2016. REP-0605, Wien.
- Umweltbundesamt (2014) Reactive nitrogen in Germany. Dessau / Germany.
- Wedin, D.A., Tilman, D. (1996) Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science* 274: 1720-1723.
- Wennberg, P.O., Dabdub, D. (2008) Rethinking Ozone Production. *Science* 319, 1624-1625.
- Whitehead, D.C., Lockyer, D.R. (1987) The influence of the concentration of gaseous ammonia on its supply of nitrogen to the roots. *J. Exp. Bot.* 38: 818-827.
- WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, Copenhagen, European Series No. 91.

Reduzierung der Ammoniakemission in der Landwirtschaft

Dietmar Öttl^{1*}

Zusammenfassung

Seit der Einführung des Feinstaub-Grenzwertes für die maximal zulässige Anzahl an Tagen mit Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durch die EU im Jahr 1999, umgesetzt in das österr. Recht im Jahr 2001, wurden Grenzwertverletzungen in Steiermark regelmäßig festgestellt. Dieser Umstand erforderte die Ausweisung von Sanierungsgebieten und die Erstellung von Maßnahmenplänen nach dem Immissionsschutzgesetz Luft. Im Rahmen zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen wurde u.a. festgestellt, dass NH_3 Emissionen aus der Landwirtschaft maßgeblich zur Feinstaubbelastung durch die Bildung von sekundären Aerosolen beitragen. Daher wurden in der Steiermark in der Arbeitsgruppe Landwirtschaft zur Erstellung des Luftreinhalteprogramms Berechnungen zur Wirksamkeit einzelner Maßnahmen angestellt. Aus technischer Sicht sind Abluftreinigungsanlagen zwar am wirksamsten, sind aber mit hohen Kosten verbunden. Um vor allem die laufenden Kosten derartiger Anlagen besser einschätzen zu können, wurde gemeinsam mit dem Bund ein Versuchsschweinestall an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein geplant, wo drei verschiedene Abluftreinigungsanlagen im laufenden Betrieb getestet werden.

Summary

In 1999 the EC issued an air quality standard for PM_{10} , which has been enforced in Austria in 2001. It limits the number of days with daily-mean concentrations above $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a threshold regularly violated in Styria. According to the Austrian Air Quality Act redevelopment areas have to be established in such zones, and mitigation strategies need to be set up. Several scientific studies gave strong evidence of the influence of NH_3 emissions from the agriculture sector on PM_{10} levels by formation of secondary aerosols. Consequently, a task force working on the Styrian Clean Air Program, Sector Agriculture, carried out efficiency calculations for some abatement measures. Accordingly air scrubbers are most efficient, though, operating costs might be quite high. In order to get a better estimate about these costs a research project has been launched in co-operation with the ministry. The plan is to construct a new pig-fattening shed at the HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Austria, where three different air scrubbers will be installed and comprehensively tested.

Die Feinstaubbelastung in der Steiermark

Aufgrund der europäischen Tochterrichtlinie 1999/30/EG musste das österreichische Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) hinsichtlich der neuen Grenzwerte für Feinstaub (PM_{10}) angepasst werden. Diese Anpassung erfolgte in der Novellierung des IG-L im Jahr 2001, wobei hier die maximale Anzahl der Überschreitungstage des Tagesmittelwertes (TMW) von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht, wie in der europäischen Tochterrichtlinie 1999/30/EG mit 35, sondern ab dem Jahr 2010 mit 25 begrenzt wurde. Rasch zeigte sich, dass dieser Grenzwert in großen Teilen der Steiermark nicht eingehalten werden konnte (*Abbildung 1*), sodass im Jahr 2006 ein umfangreiches Feinstaubsanierungsgebiet ausgewiesen werden musste (*Abbildung 2*), welches den Raum Aichfeld, die Mur-Mürzfurche, das mittlere Murtal, den Großraum Graz sowie die gesamte Ost- und Weststeiermark umfasste.

Der Fokus der Maßnahmen richtete sich zu Beginn vor allem auf den Verkehr inklusive Winterdienst mit insgesamt 31 Maßnahmen sowie den Hausbrand mit weiteren 20 Maßnahmen (*Abbildung 3*). Parallel zu den Maßnahmenplänen wurden auch wissenschaftliche Projekte in die Wege geleitet, um ein besseres Verständnis für die Herkunft der PM_{10} -Belastung zu entwickeln. Hier ist vor allem das AQELLA

Projekt zu nennen, welches auf Basis von chem. Analysen von Staubfilterproben mögliche Quellzuordnungen vorzunehmen versuchte. Dabei zeigte sich, dass neben den erwarteten Beiträgen aus dem Verkehr inklusive Aufwirbelung von Straßen und dem Hausbrand, auch enorme Anteile an sogenannten sekundären Aerosolen von beispielsweise 25 % an der Station Hartberg an Überschreitungstagen auftraten (*Abbildung 4*).

Weitere länderübergreifende Forschungsprojekte wie KAPA-GS und PMinter erbrachten den Nachweis, dass der Anteil dieser sekundären Aerosole im ländlichen Bereich im Winter sehr dominant wird. So wurde beispielsweise an der Station Leibnitz ein Anteil von etwa 35 % festgestellt (*Abbildung 5*).

Der Beitrag der Landwirtschaft zur Feinstaubbelastung

Der Beitrag der Landwirtschaft zur Feinstaubbelastung ist einerseits durch primäre Emissionen (z. Bsp. Dieselruß von Traktoren, diffuse Staubemissionen bei der Feldbearbeitung) und andererseits durch Ammoniak, welches als Vorläufersubstanz für sekundäre Aerosolbildung dient, gegeben. Dabei entstehen v. a. im Winterhalbjahr Ammoniumnitrat

¹ Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. Energie, Wohnbau und Technik, Referat Luftreinhaltung, Landhausgasse 7, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Mag. Dr. Dietmar Öttl, dietmar.oettl@stmk.gv.at

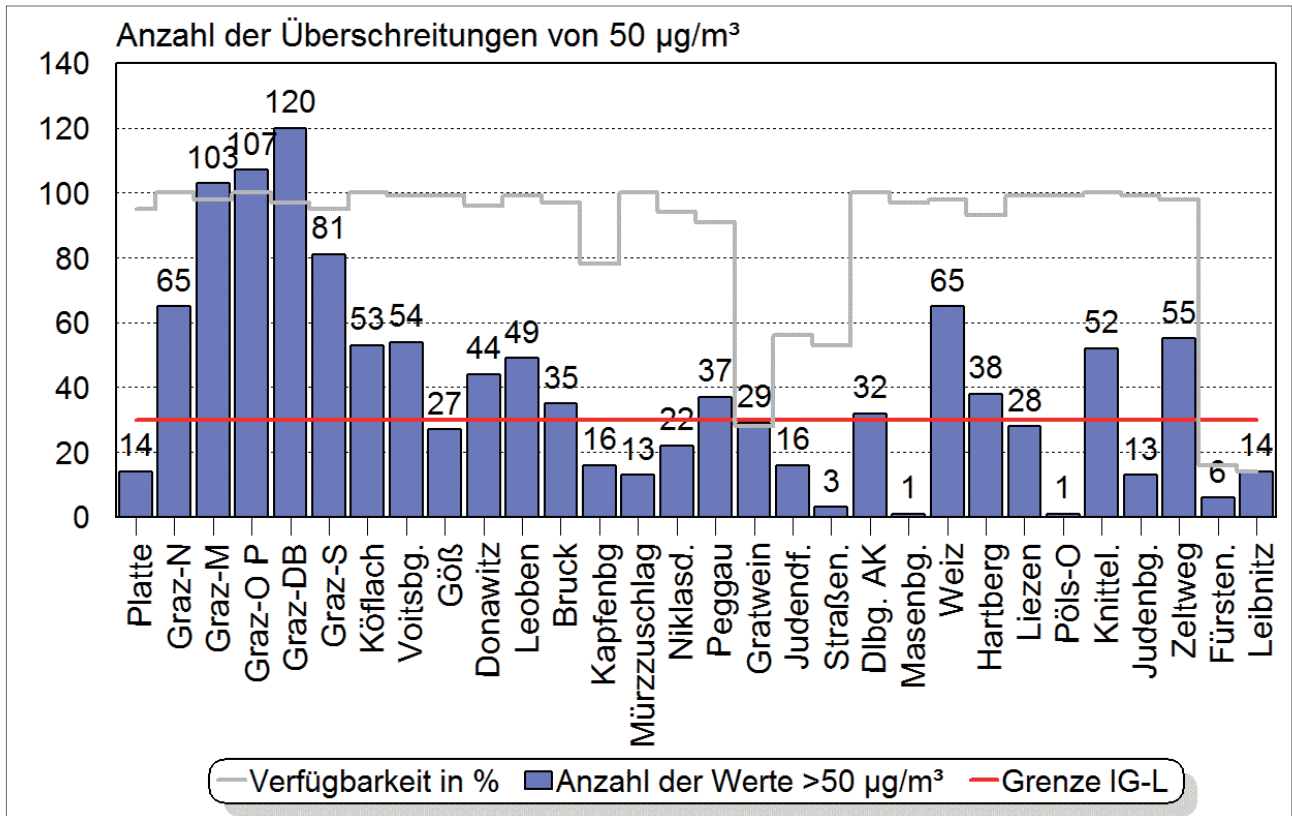


Abbildung 1: Gemessene Anzahl an Überschreitungstagen an den steirischen Messstationen im Jahr 2006 (IG-L Grenzwert ist durch die rote Linie dargestellt). Quelle: Pongratz et al. 2007.

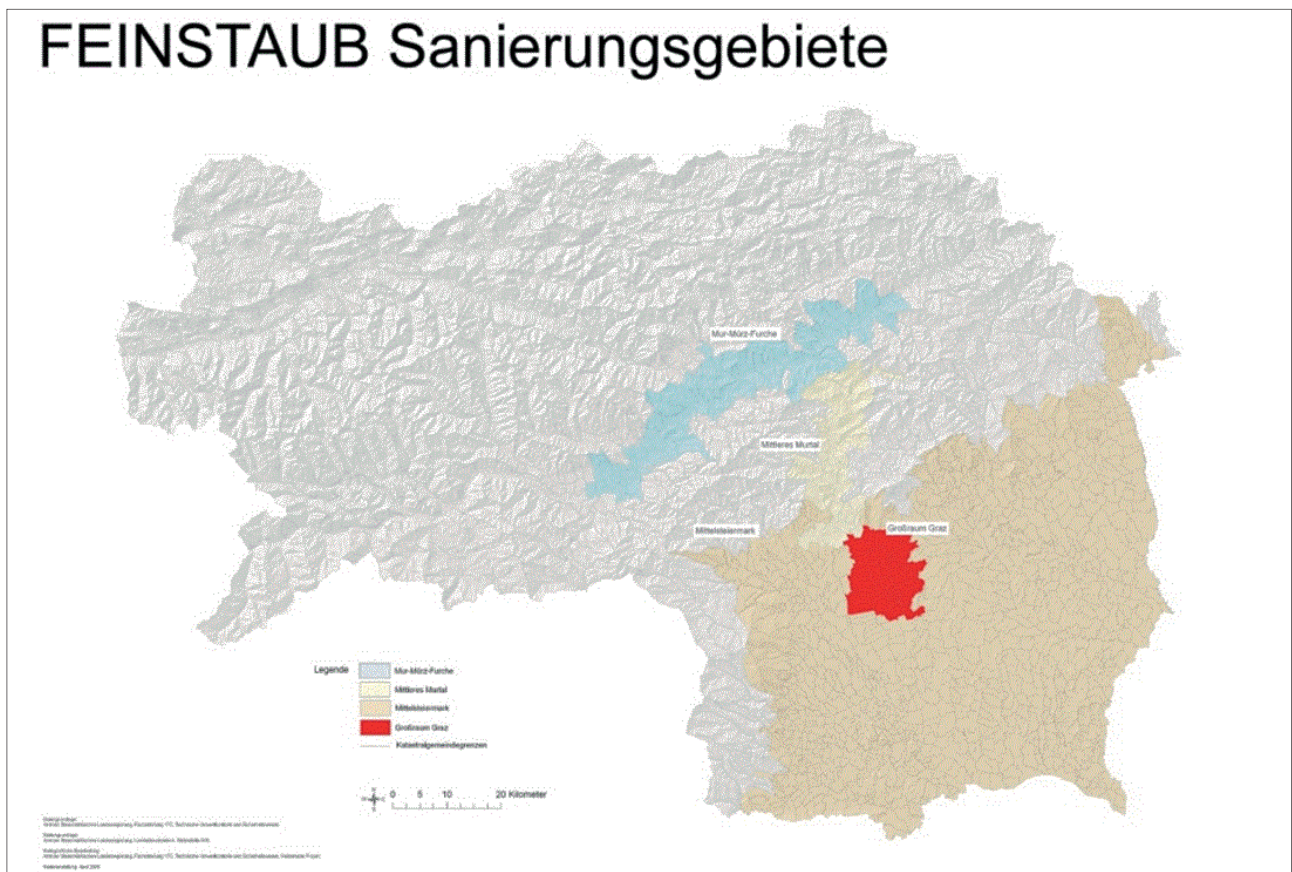


Abbildung 2: Erstes Feinstaubsanierungsgebiet in der Steiermark im Jahr 2006 (Pongratz et al. 2007).

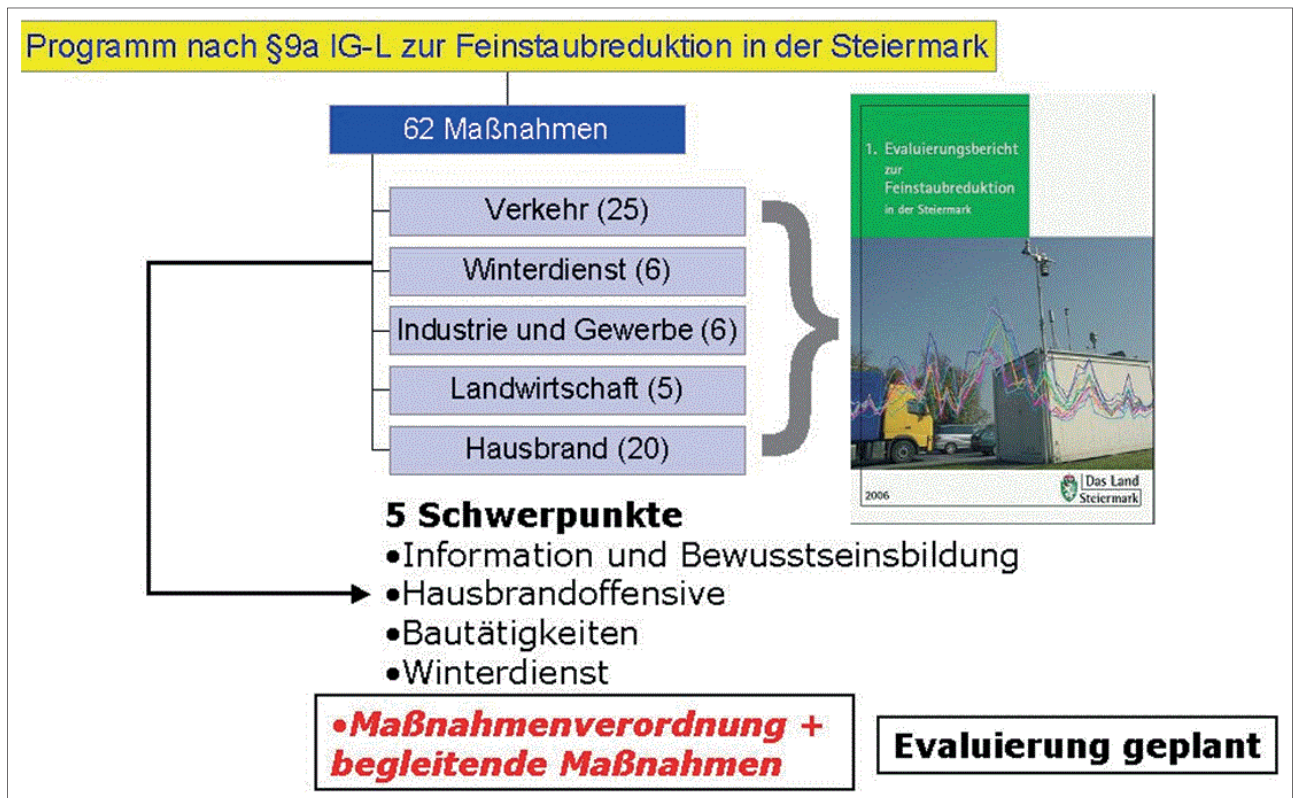


Abbildung 3: Übersicht über das erste Maßnahmenprogramm in der Steiermark (Pongratz et al. 2007).

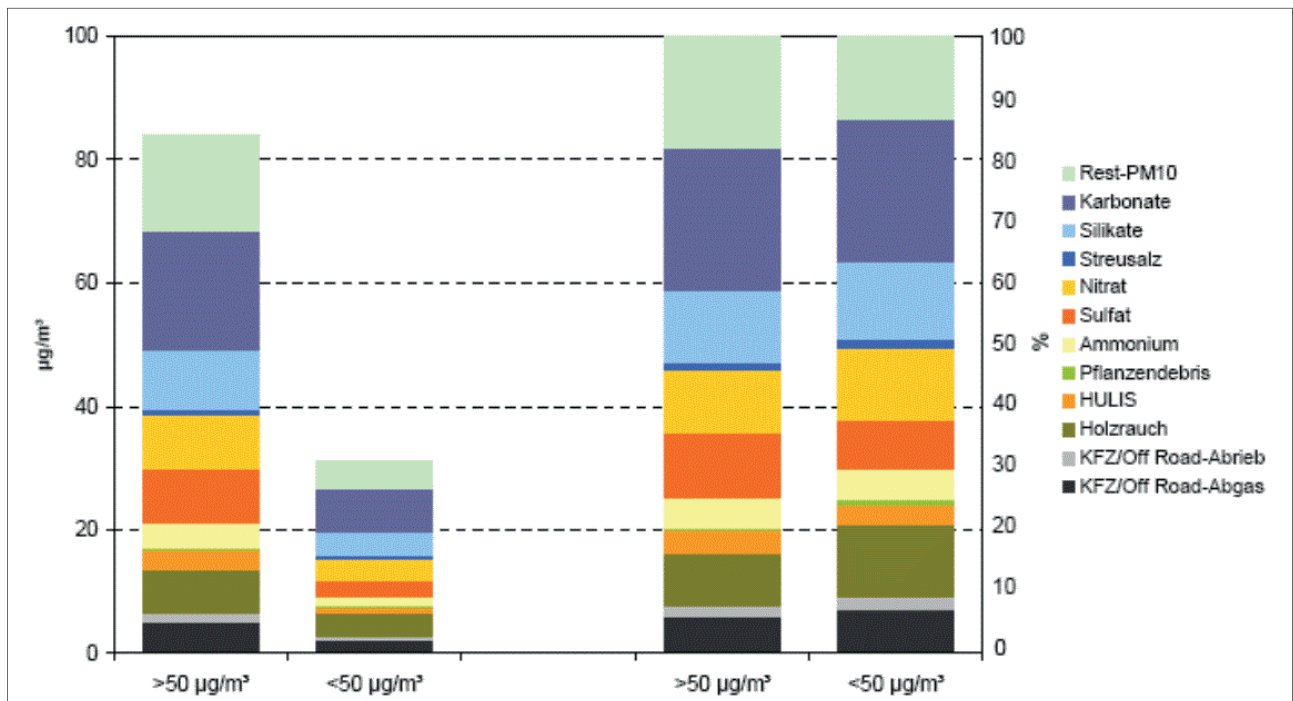


Abbildung 4: Vergleich der PM₁₀ Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m³ an der Messstelle Hartberg, sowie relative Anteile (rechts im Bild). Quelle: Pongratz et al. 2007.

und Ammoniumsulfat, also Salze die als Feinstaubpartikel gemessen werden. Obwohl Ammonium massenmäßig nur einen relativ geringen Anteil beim Feinstaub hat (Abbildung 4), so können die genannten Salze eben nur durch das

Vorhandensein von Ammoniak entstehen. Eine Messkampagne im Rahmen des PMinter Projekts zeigte bereits klar den Einfluss der Landwirtschaft auf die gemessenen NH₃ Immissionen (Abbildung 6).

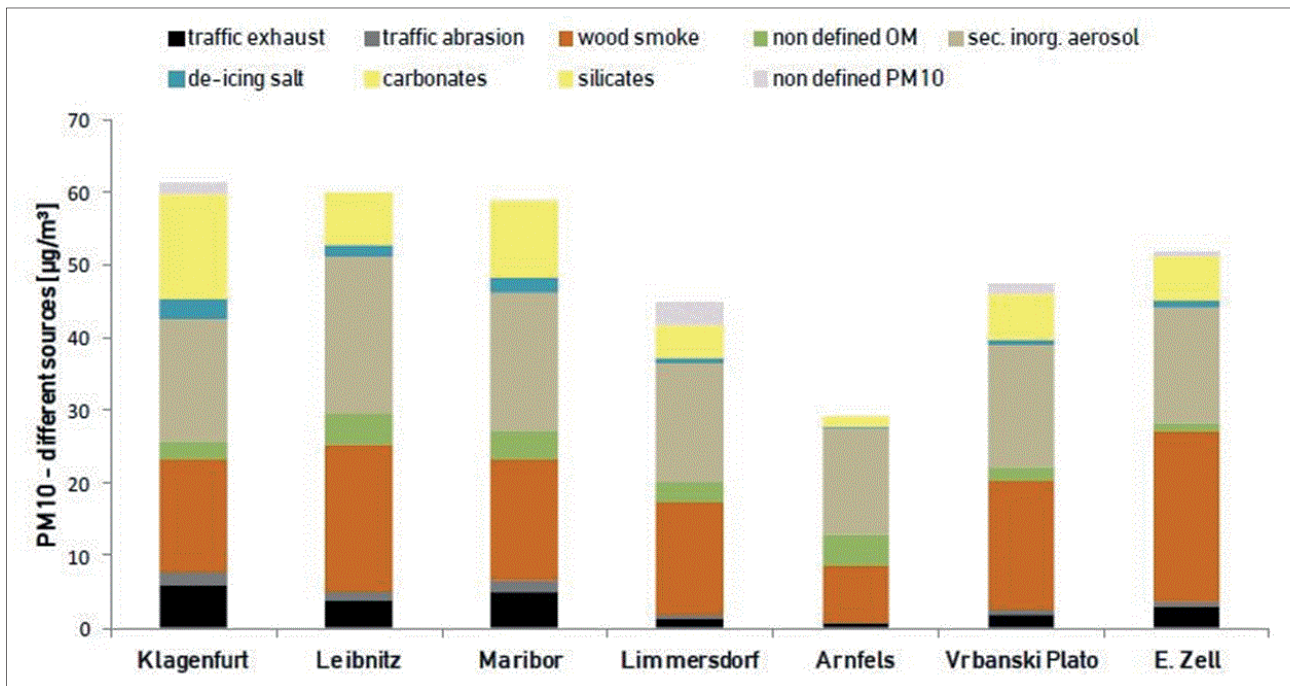


Abbildung 5: Zusammensetzung von PM₁₀ an Standorten im PMInter-Projektgebiet – Quellenzuordnung (Pongratz et al. 2014).

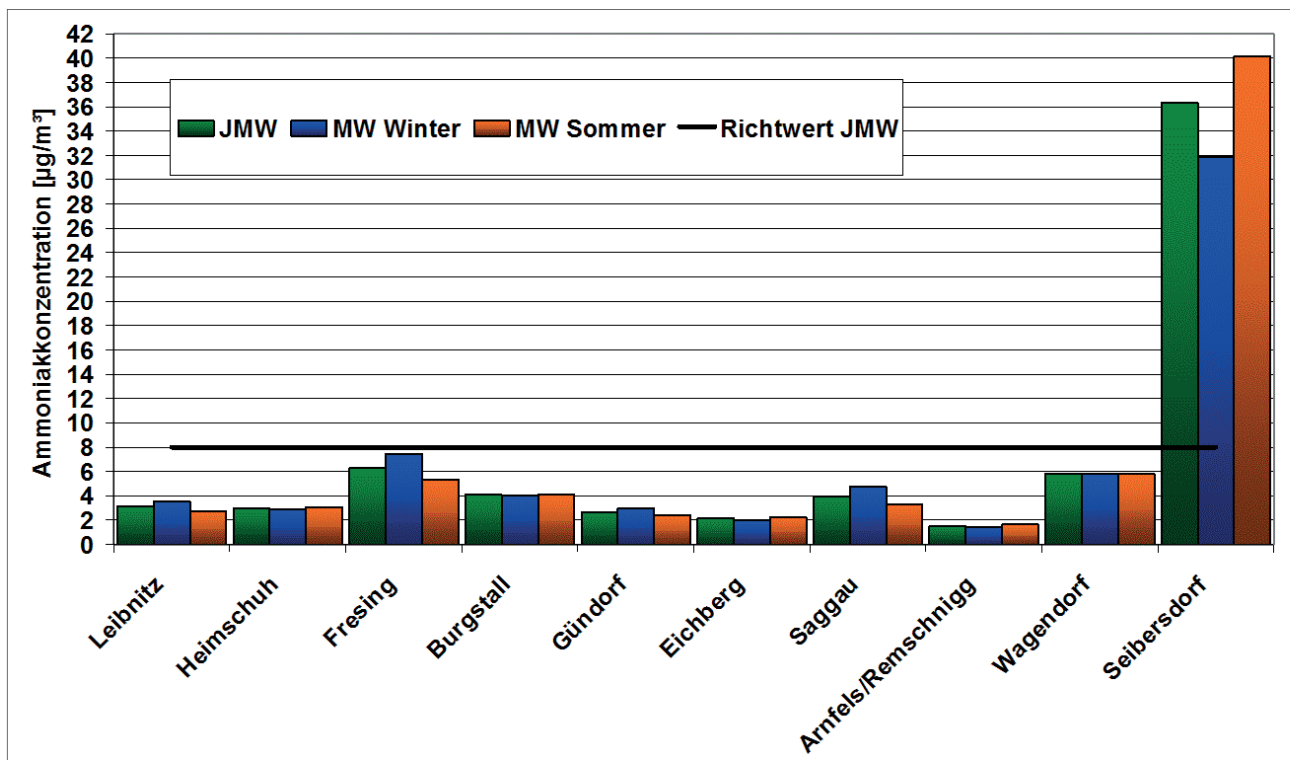


Abbildung 6: Mittelwerte der Ammoniak-Belastung (Pongratz et al. 2012).

Entsprechend den Berechnungsmodellen des Emissionskatasters Steiermark trägt die Landwirtschaft zu ca. 20 % zu den primären PM₁₀ Emissionen bei (Abbildung 7). Bei NH₃ ist die Landwirtschaft allerdings die einzige relevante Quellgruppe, wobei die Emissionen hauptsächlich aus der Wirtschaftsdüngerausbringung und der Stallhaltung resultieren (Abbildung 8).

Reduktionsmaßnahmen

Entsprechend den Berechnungen von Anderl et al. (2017) sind Minderungsmaßnahmen bezogen auf Gesamt-Österreich im Bereich der Gülleausbringung (z.Bsp. Schlitztechnik, Schleppschlauch), der Fütterung (z.Bsp. proteinreduzierte Fütterungsstrategien), der Stalltechnik

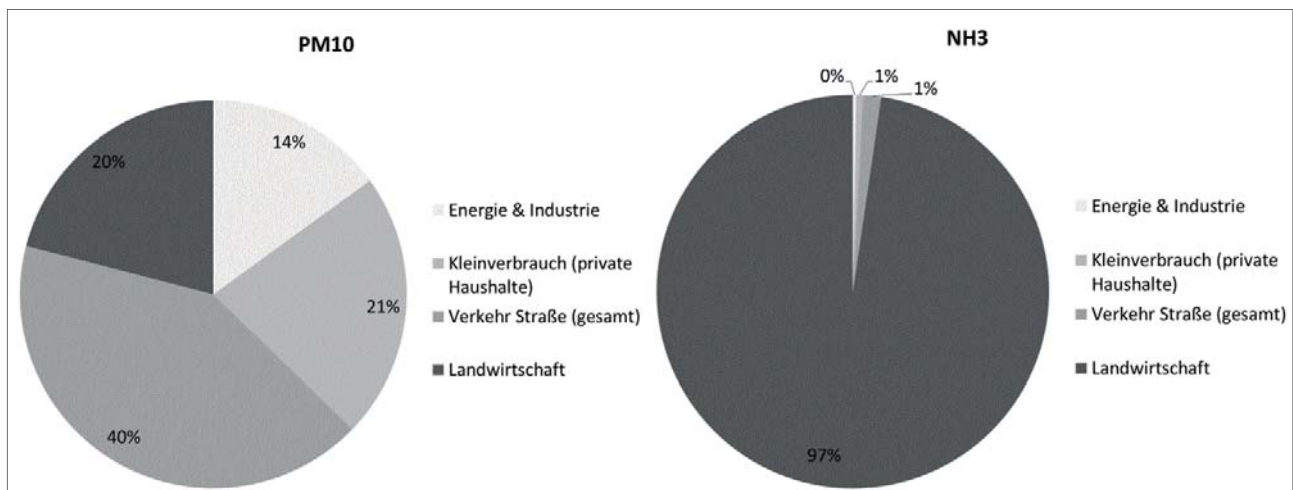


Abbildung 7: Verursacheranteile verschiedener Quellgruppen an den PM₁₀ und NH₃ Emissionen in der Steiermark (Öttl et al. 2014).

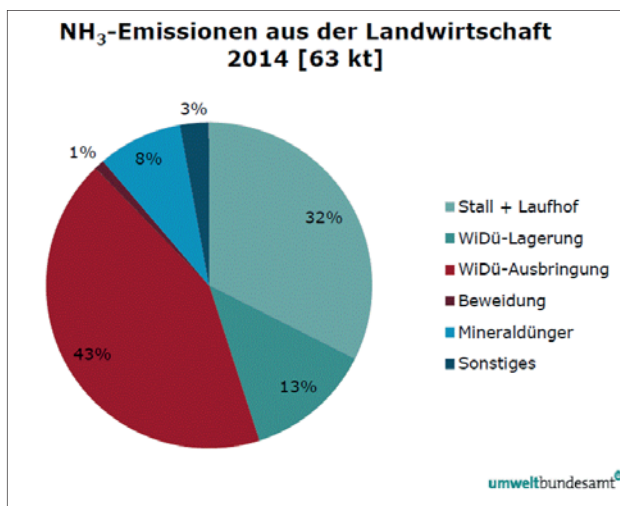


Abbildung 8: NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft 2014 in Österreich (Anderl 2016).

(z.Bsp. Schrägböden, Abluftreinigung) und im Ackerbau (z.Bsp. Anwendung von Hemmstoffen bei der Harnstoffanwendung) vielversprechend.

Wichtig bei der Maßnahmenplanung ist die Berücksichtigung von Synergieeffekten, die sich auch aus der erwarteten kontinuierlichen Reduktion der NO_x-Emissionen im Straßenverkehr ergeben. Da die Umsetzung einer Maßnahme in der Tierhaltung mehrere Jahre dauern wird, kann parallel zur Reduktion der NH₃-Emission auch eine entsprechende Reduktion bei NO_x angenommen werden. Realistisch sind hier in den nächsten Jahren 20-30 % Abnahme. Durch die kombinierten Reduktionen der primären Emissionen an NO_x und NH₃ kann mit etwas höheren Abnahmen bei PM₁₀ gerechnet werden, als wenn nur die Abnahmen getrennt voneinander betrachtet werden würden. Untersuchungen zeigen, dass sich die sekundär Aerosol-Konzentrationen in etwa im Verhältnis 6:10 mit der Reduktion der NO_x und NH₃ Konzentration ändern (Renner und Wolke 2010). D.h. eine Reduktion der NO_x und NH₃ Emissionen um jeweils 25 % würde eine Reduktion bei den sekundären Aerosolen um

etwa 10-15 % zur Folge haben. Aufwändige Modellrechnungen im Rahmen des PMinter Forschungsprojekts durch die TU-Graz (Uhrner et al. 2014) ergaben, dass beispielsweise bei einer 35 %-igen Reduktion der NH₃ Emissionen in der Steiermark mit einer Reduktion der PM₁₀ Belastung von bis zu 2 µg/m³ im Jahresdurchschnitt gerechnet werden kann (Abbildung 9). Dies entspricht statistisch einem Rückgang von 7 Überschreitungstagen.

Auf Basis des steirischen Emissionskatasters wurde im Rahmen der Arbeitsgruppe Landwirtschaft zur Erstellung des steirischen Luftreinhalteprogramms versucht, für die West- und Oststeiermark die Anteile der Stallemissionen durch die Geflügel-, Schweine- und Rinderhaltung abzuschätzen. Dabei zeigte sich, dass der Beitrag der Geflügelhaltung eher gering ist, sodass hier derzeit nur ein bescheidenes Reduktionspotential vorliegt. Werden die NH₃-Emissionen aus der Schweinehaltung in Abhängigkeit von der Betriebsgröße betrachtet, so zeigt sich, dass die 550 größten Betriebe mehr als 50 % der gesamten NH₃ Emissionen in der West- und Oststeiermark emittieren. Weniger als 10 % der Betriebe sind für mehr als die Hälfte der NH₃ Emissionen aus der Schweinehaltung verantwortlich. Anders ist die Situation in der Rinderhaltung. Hier werden die NH₃ Emissionen hauptsächlich durch die hohe Anzahl an Kleinbetrieben verursacht. Die größten 500 Betriebe (6 %) verursachen nur etwas mehr als 20 % der gesamten NH₃ Emissionen. Daraus lässt sich ableiten, dass NH₃ Minderungsmaßnahmen vor allem bei der Schweinehaltung und hier bei Betriebsgrößen über 500 Mastschweine sinnvoll wären.

Abbildung 10 zeigt eine grobe Abschätzung der Wirksamkeit von zwei unterschiedlichen Maßnahmen (Multiphasenfütterung bzw. Wäscher) in der Schweinehaltung. Angenommen wurde, dass derzeit 5 % aller Betriebe in der Steiermark eine Multiphasenfütterung durchführen. Nimmt man die Investitionskosten pro Betrieb bzw. Tierplatz in Betracht, so sind nennenswerte NH₃-Reduktionen nur durch den Einsatz von Wäschern zu erreichen. Würden diese ab Betriebsgrößen von 500 Schweinen eingesetzt, so könnten die NH₃ Emissionen bezogen auf die Gesamtemissionen (auch aus anderen Tierhaltungsanlagen) um etwa 25-30 % reduziert werden.

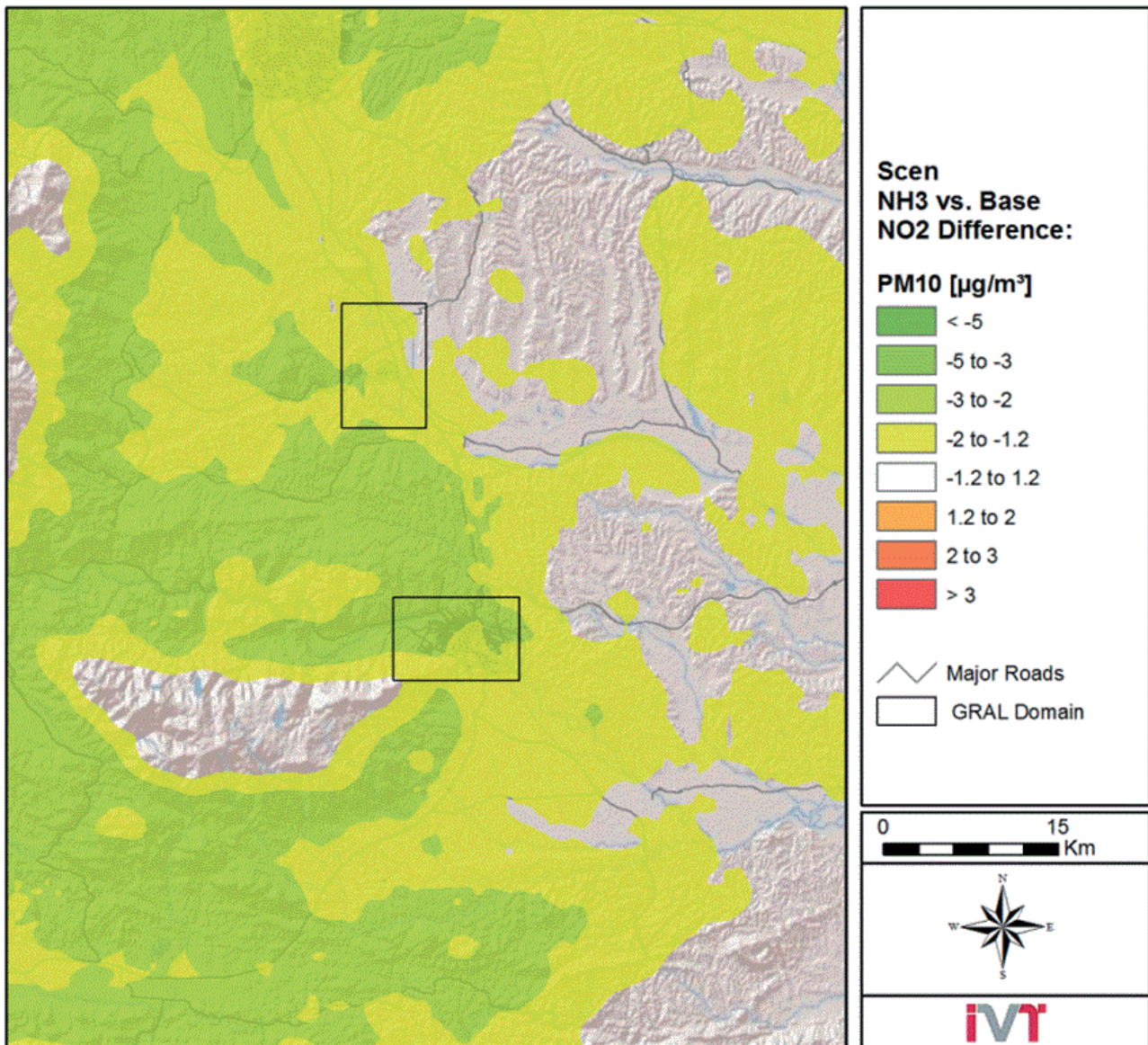


Abbildung 9: Berechnung der PM-seitigen Auswirkungen einer flächendeckenden NH_3 -Emissionsreduktion von 35% (Uhrner et al. 2014).

Aus technischer Sicht sind Abluftreinigungsanlagen zwar am wirksamsten, sind aber mit höheren Anschaffungs- und Betriebskosten verbunden. Um vor allem die laufenden Kosten derartiger Anlagen besser einschätzen zu können, wurde gemeinsam mit dem Bund ein Versuchsschweinstall an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein geplant, wo drei verschiedene Abluftreinigungsanlagen im laufenden Betrieb getestet werden. Der Stall wird im Jänner 2018 in Betrieb gehen, wobei die Projektlaufzeit insgesamt drei Jahre beträgt. Die Erkenntnisse aus diesem Projekt sollen direkt in das Luftreinhalte-Maßnahmenprogramm der Steiermark einfließen.

Literatur

- Anderl M. (2016) Die österreichische Luftschadstoff-Inventur für Ammoniak. Modellannahmen, Eingangsdaten und Faktoren für den Sektor LW. Präsentation im Rahmen der Arbeitsgruppe Landwirtschaft zur Erstellung des steirischen Luftreinhalteprogramms.
- Anderl M., Haider S., Zethner G. (2017) Quantifizierung von Maßnahmen zur Ammoniakreduktion aus der Landwirtschaft. UBA-Wien Rep. 629, 41 S.
- Öttl D. et al. (2014) Emissionskataster Steiermark. Methoden – Auswertungen. Bearbeitungsstand 2014. Amt der Stmk. Landesregierung, LU-13-2014.
- Pongratz Th. et al. (2007) Luftgütemessungen in der Steiermark - Jahresbericht 2006, Amt der Stmk. Landesregierung, LU-02-07, 127 S.
- Pongratz Th. et al. (2012) Luftgütemessungen in der Steiermark - Jahresbericht 2011, Amt der Stmk. Landesregierung, LU-05-12, 160 S.
- Pongratz Th. et al. (2014) Luftgütemessungen in der Steiermark - Jahresbericht 2013, Amt der Stmk. Landesregierung, LU-06-14, 170 S.
- Renner E., Wolke R. (2010) Modelling the formation and atmospheric transport of secondary inorganic aerosols with special attention to regions with high ammonia emissions. Atmos. Environ. 44, 1904-1912.
- Uhrner U. et al. (2014) Inter-Regional Air Quality Assessment - Bridging the Gap between Regional and Kerbside PM Pollution; Results of the PMInter Project Report IVT No. I-05/14/UU V&U 2010/12/I-610.

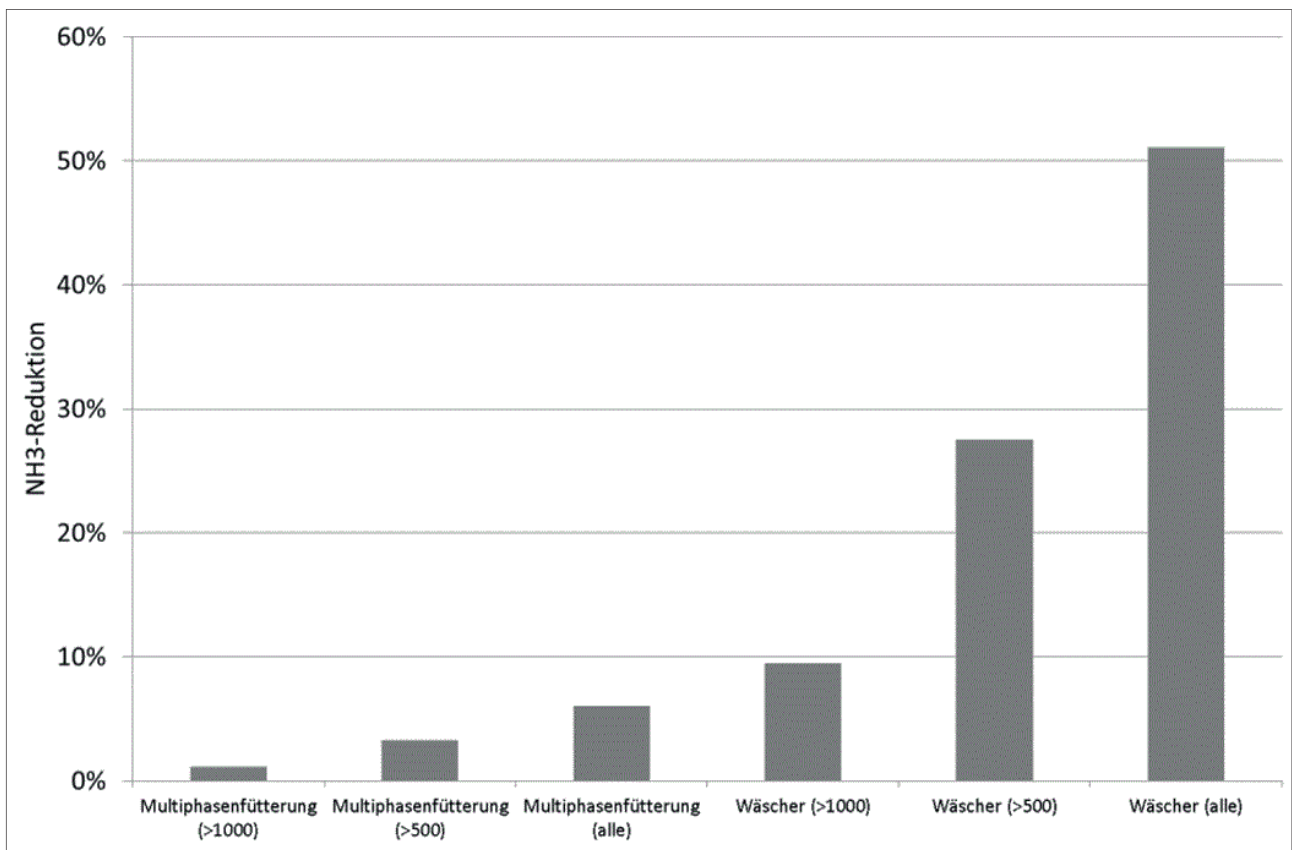


Abbildung 10: Abgeschätzte Reduktionswirkungen für Maßnahmen in der Schweinehaltung bezogen auf die gesamte NH₃-Emission.

Praxistaugliche Ammoniak-Minderungspotenziale in der Nutztierhaltung

Eduard Zentner^{1*}

Zusammenfassung

Die Abluftreinigung gilt in der Nutztierhaltung selbst bei Großbeständen und allein aus wirtschaftlichen Gründen als „Nicht Stand der Technik“. Als „End of Pipe“ Lösung für die Schweine- und Geflügelhaltung gehen damit auch keine nennenswerten Emissionsminderungen im unmittelbaren Tierbereich einher. Die mit dieser Technik anfallenden Betriebskosten richten sich zu einem Großteil an den Bedingungen im Rohgas. Damit ist zu erwarten, dass mit jeder vorgeschalteten Emissionsminderung im Tierbereich auch die Folgekosten der Abluftreinigung vermindert werden. Entsprechende Potenziale sind unzureichend untersucht und liegen nicht kombiniert vor.

Einzelergebnisse einer Emissionsminderung im Tierbereich zeigen allerdings in allen Bereichen durchaus akzeptable, teilweise beachtliche Minderungspotenziale. In vielen Untersuchungen geht eine Ammoniakminderung auch mit einer Geruchsminderung einher. Positive Effekte auf Leistung, Wohlbefinden und Tiergesundheit stimmen positiv und sollten zu einer Forcierung der Forschungsaktivitäten in allen Nutzungsrichtungen führen.

Summary

The exhaust air purification applies in the livestock even with large stocks and solely for economic reasons as „Not state of the art“! As an end-of-pipe solution for pork and poultry farming, this does not involve any noteworthy reductions in emissions in the immediate animal sector. The operating costs associated with this technology depend to a large extent on the conditions in the raw gas. Thus, it can be expected that with each upstream emission reduction in the animal sector, the subsequent costs of the exhaust air purification will be reduced. Corresponding potentials have been insufficiently investigated and are not combined.

However, individual results of emission reductions in the animal sector show quite acceptable, sometimes considerable reduction potentials in all areas. In many studies, ammonia reduction is accompanied by an odor reduction. Positive effects on performance, animal welfare and animal health are positive and should stimulate research activities in all directions of use.

Einleitung

Die nationale Vorgabe der NEC Richtlinie zur Minderung der Ammoniakemissionen um insgesamt 12% bis 2030 wird zur großen Herausforderung aller Akteure. Die politische Zielsetzung wurde verabschiedet, die Umsetzung obliegt den Tierhaltern und diese wird zunehmend zu einem Kraftakt zwischen den einzelnen Nutzungsrichtungen. Insbesondere erscheint dabei in der Rinderhaltung die auf vielen Betrieben noch anstehende Umstellung von Anbinde- zu Laufstallhaltung sowohl politisch als auch fachlich zumindest diskussionswürdig. Laut einschlägiger Literatur (Van den Weghe et al. 2014) geht jede Umstellung auf einen Laufstall mit einem negativen Effekt betreffend der Ammoniakemissionen mit bis zu 300% einher. Diese nehmen in deren Aufkommen von 4,9 kg auf 14,6 kg NH₃/TP. und Jahr zu und konterkarieren aus diesem Grund die massiven Bemühungen in allen anderen Nutzungsrichtungen.

Dabei stimmen vorliegende und auch laufende Untersuchungen abseits der Abluftreinigung durchaus positiv, gehen doch mit einer Ammoniakminderung im Tierbereich positive Nebeneffekte im Bereich Tiergesundheit und Leistung einher (Pighealth BYTES 108 – Toxic gases II 2017; Zentner et al. 2013).

Praxistaugliche Minderungspotenziale in der Rinderhaltung

Die durch die Laufstallhaltung massive Ausweitung der emittierenden Oberflächen führt eben zu dem bereits zitierten Emissionsverhalten. Dabei fallen dem Verfasser bei



Abbildung 1: Kotverteilung auf 100% des Laufganges.

¹ Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Abteilung Tierhaltungssysteme, Technik und Emissionen, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

* Ansprechpartner: Ing. Eduard Zentner, eduard.zentner@raumberg-gumpenstein.at

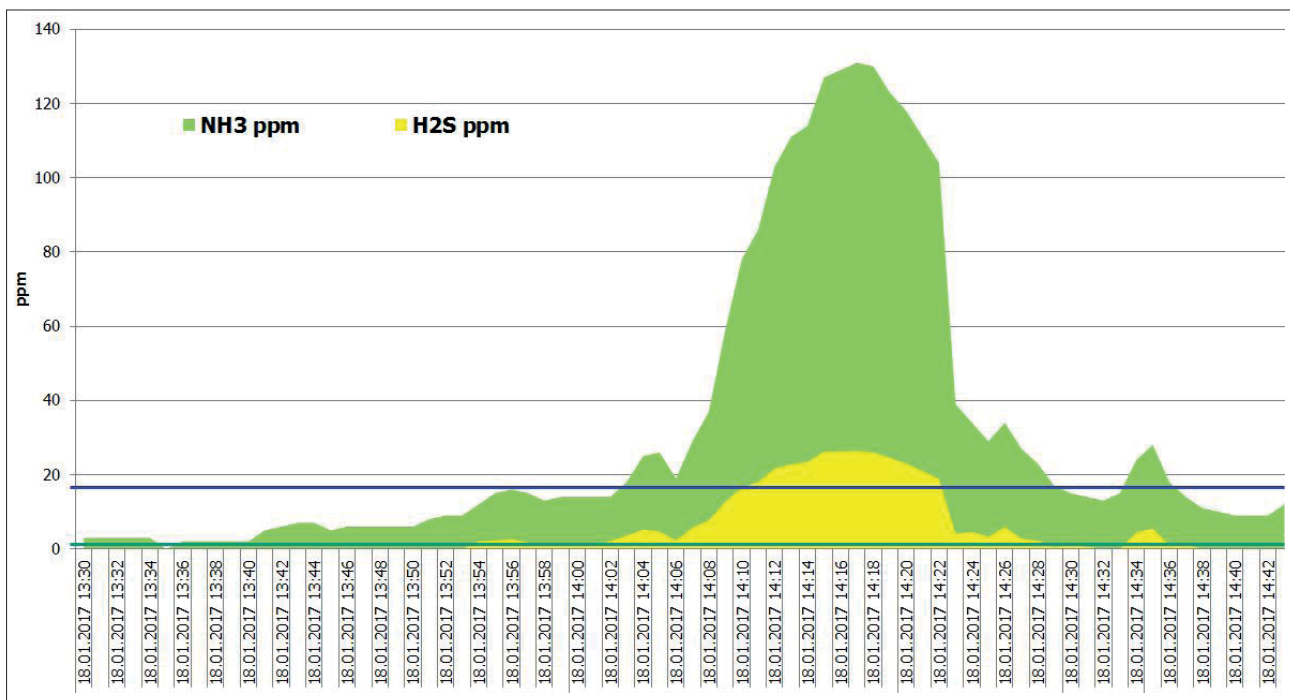


Abbildung 2: Ammoniak- und Schwefelwasserstoffemissionen im Tierbereich während Güllemanipulation.

zahlreichen nationalen Betriebsbesuchen zwei als absolut negativ zu bewertende Umstände auf. Zum einen sind das in ihrer Qualität betreffend Abschieben völlig unzureichende Schiebertechniken (Abbildung 1), welche aus einem planbefestigten Laufgang eine zu 100% emittierende Oberfläche machen. Zum anderen ist selbst bei neuen Stallungen zu beobachten, dass im Bereich der Schieber-Abwurföffnung, also am Übergang zu den Güllelagern, keine emissionsmindernden Schürzen oder Rückstauklappen montiert werden. Dabei werden nach eigenen Untersuchungen Ammoniakemissionen in den Tierbereich gefördert, die das normale Aufkommen um das 50fache übersteigen (Abbildung 2).

Wären wir imstande, die Technik zu verbessern und die vorliegenden Mängel zu beheben, ergäbe sich daraus ein enormes Minderungspotenzial. Das Umweltbundesamt berechnet, wenig überraschend, für die Tierhaltung im Stall und für den Rinderbereich ein anteiliges Ammoniakaufkommen von 56%. Es wäre wohl als grob fahrlässig zu bezeichnen, würde man sich um dieses Potenzial nicht annehmen. Dies auch mit dem Hintergrund, dass exakt in jenen Stallungen in denen diese gravierenden Mängel vorgefunden werden, auch immer wieder tiergesundheitliche Probleme zu beobachten sind.

In Österreich weit verbreitet ist die Weidehaltung bei Rindern, dazu zählt natürlich insbesondere die Alpeng der Tiere. In der Literatur finden sich dazu Angaben, die auf eine Ammoniakminderung von bis zu 15% schließen lassen (Eurich-Menden et al. 2010). Eine bedarfsgerechte Fütterung ist dabei mit 25% angegeben und ein häufigeres Abschieben von planbefestigten Flächen mit ausreichendem Gefälle zur schnellen Harnableitung wird mit 20% an Minderung veranschlagt. Das Beimengen von Säuren sowie das Spülen der Laufflächen mit Wasser erscheint wenig praxisrelevant und ist bis dato auch kaum in der Praxis vorzufinden.

Praxistaugliche Minderungspotenziale in der Schweinehaltung

Im Schweinebereich gilt großes Augenmerk einer dem Alter und Gewicht der Tiere angepassten Fütterung. Dieser Ansatz ist durchaus auch in der Praxis umgesetzt, zumindest bei neueren Anlagen gilt eine proteinangepasste Fütterung, auch unter Phasenfütterung bekannt, findet sich dieser Ansatz wieder. Die Angaben von Eurich-Menden et al. (2010) weisen eine Ammoniakminderung von bis zu 40% auf. Dies ist in Anbetracht der kostenintensiven Eiweißkomponenten auch ein monetäres Potenzial für die heimischen Betriebe.

Als absolut praxistauglich weil aus Gründen des Klimawandels auch in der Nutztierhaltung immer mehr erforderlich, gilt die Kühlung von Stallungen bzw. des Tierbereichs. Das Minderungspotenzial gekühlter Stallungen resultiert in erster Linie auf einer verringerten enzymatischen Umsetzung sprich Ureaseaktivität. Ein gekühlter Tierbereich ist demnach nicht nur mit einer Ammoniakminderung von 10% zu

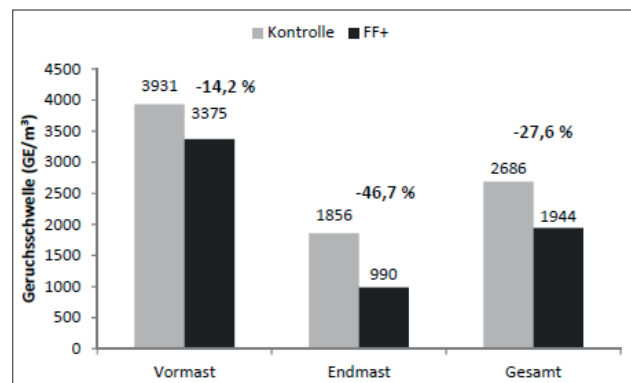


Abbildung 3: Geruchseinheiten (GE/m³) in Vormast, Endmast und Gesamt sowie Differenzen in %.

veranschlagen, zudem geht dieser Ansatz sehr praxistauglich in Richtung Tierwohl und Tierschutz.

Lange Zeit galten Außenklimastallungen, auch Kisten- oder Schrägbodenstall genannt, als negativ im Sinne des Immissionsschutzes. Diese Einheiten zeigen aber wenig überraschend eine gegenüber herkömmlichen Warmstallungen herabgesetzte durchschnittliche Jahrestemperatur. Der Effekt ist derselbe wie in der Stallkühlung. Die verminderte Jahresdurchschnittstemperatur sorgt nicht nur für eine verminderte enzymatische Umsetzung, ganz wesentlich ist der Umstand, dass Schweine bei herabgesetzten Temperaturen auch nicht mit der Suhlebildung im Tier- oder sogar Liegebereich beginnen.

In den Klimakammern der HBLFA Raumberg-Gumpenstein werden seit Jahren Untersuchungen zur Minderung von Ammoniak und Geruch durchgeführt. *Abbildung 3* verdeutlicht das Potenzial des untersuchten Futterzusatzes Fresta®F+ der Fa. Delacon. Ähnliche Ergebnisse zeigen weitere am Markt verfügbare Futterzusatzstoffe. Es muss an dieser Stelle aber auch darauf hingewiesen werden, dass es auch Produkte mit keinen positiven Ergebnissen hinsichtlich einer Emissionsminderung gibt.

Praxisrelevant im Hinblick auf eine Ammoniakminderung könnten aber neue Haltungs- und vor allem Entmistungssysteme in der Schweinehaltung sein. Vorliegende Untersuchungen aus Frankreich zeigen, dass mit der Trennung von Kot und Harn die Ureaseaktivität im Entmistungsbereich weitestgehend unterbunden werden kann, der Minderungseffekt enthält mit 56% (Loussouarn et al. 2014) doch ein beachtliches Potenzial. Diese neuen Systeme verfügen damit über kein klassisches Güllesystem mehr, der emittierende Bereich wird flächenmäßig enorm begrenzt.

Praxistaugliche Minderungspotenziale in der Geflügelhaltung

Auch im Geflügelbereich kommt man am Fütterungssektor nicht vorbei. Eine an das Gewicht der Tiere angepasste Mehrphasenfütterung birgt ein Minderungspotenzial von immerhin 20%. Unvergleichbar höher ist ein verbessertes Management im Bereich der Entmistung. Eine schnelle Abtrocknung des Geflügelkots hat bei



Abbildung 4: Stark reduzierte Ammoniakemissionen in modernen Masteinheiten.



Abbildung 5: Eine saugfähige Einstreu und Tränken mit Auffangschalen fördern die Trockenheit.

Verwendung eines belüfteten Kotbandes in der Legehennen - Kleingruppenhaltung mit einem Bandabtrieb von einer Woche und im Vergleich zur Bodenhaltung ein Minderungspotenzial von sage und schreibe 87% (Eurich-Menden et al. 2010).

Die Möglichkeit zum Einsatz eines Kotbandes gibt es in der Mastgeflügelhaltung so nicht. Um aber den positiven Effekt eines belüfteten Kotbandes mit schneller Kottrocknung zu nutzen und um Probleme im Bereich der Ballengesundheit hintanzuhalten, werden vermehrt Fußbodenheizungen in die Bodenplatte integriert. Dies ist in der Praxis insbesondere im Bereich der Tränkebänder zu beobachten. Die Intention ist logisch und nachvollziehbar. Jeder zusätzliche Feuchtigkeitseintrag führt zu unnötigen Emissionen und zur Verkrustung oder Verklumpung der Einstreu. Dies wiederum kann zu den bereits angesprochenen Problemen mit der Ballengesundheit führen.

Dass alle Systeme der Geflügelhaltung neben den Minderungsmaßnahmen im Tierbereich auch eine trockene Lagerung des Kotes beinhalten müssen, versteht sich.

Zusammenfassung

In allen Nutzungsrichtungen ergeben sich Potenziale im Bereich einer gezielten Fütterungsstrategie. Einheitsrationen wie sie lange üblich waren sollten der Vergangenheit angehören, nicht zuletzt auch aus monetären Gründen und Aspekten der Tiergesundheit. Die großen Minderungseffekte liegen aber klar im Bereich eines optimierten Stallklimas, insbesondere in einem trockenen, bzw. sauber gehaltenen Tierbereich.

Außerhalb jeder Logik und den Ansätzen einer tier- und umweltgerechten Haltung ist der Einsatz von Entmistungssystemen in der Rinderhaltung zu bewerten. Dass Schieber-systeme mit multifaktoriell negativen Auswirkungen auf Tier und Umwelt nicht längst fördertechnisch sanktioniert werden, ist zumindest diskussionswürdig. In der Forderung zur Umstellung von Anbinde- zu Laufställen in der Rinderhaltung sollte dies mitgedacht werden.

Fördertechnisch ebenfalls von Relevanz sollte die bauliche Ausführung von Dachkonstruktionen sein. Die Nutztiere zeigen im Umgang mit den Wetterextremen des

fortschreitenden Klimawandels und permanent hohen Umgebungstemperaturen an sich schon negative Auswirkungen. Dass ungedämmte Dächer aber auch zu einer erhöhten enzymatischen Umsetzung bzw. Ureaseaktivität durch Strahlungswärme beitragen, sollte in Zukunft mitbeachtet werden.

Literatur

International Pig Topics; Pighealth BYTES 108 – Toxic gases II 2017.

Eurich-Menden B. et al. (2010) VDI 3894 Blatt 1, KTBL Schrift 494, Emissionen und Immissionen von Tierhaltungsanlagen.

Loussouarn A. et al. (2014) Raclage en <V>: bilan environnemental et zootechnique lors de sept années de fonctionnement à Guernevez, *Journées Recherche Porcine*, 46, 199-204.

Van den Weghe H. (2014) Prozessintegrierte Minderungsmaßnahmen, Fachgespräch Emissionsminderung und Abluftreinigung in Hannover, 11.-12.09.2014.

Zentner E. et al. (2013) Einfluss des Lüftungssystems auf die Gesundheit von Mastschweinen, Tagungsband Gumpensteiner Bautagung 2013, 53-67.

Zentner E. et al. (2011) Effects of a phytogenic feed additive on reduction of ammonia and odor concentrations in growing-finishing pigs, Tagungsband 10. BOKU Symposium, 149-153.

Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft - Quellen und Minderungsmöglichkeiten

Alfred Pöllinger^{1*}

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft ist für knapp 94 % der Ammoniakemissionen in Österreich verantwortlich. Die NEC Richtlinie sieht eine Reduktion der maximal zulässigen Ammoniakemissionen um 12 % vor. Um dieses Ziel zu erreichen, braucht es eine breite Mischung an Minderungsmaßnahmen über alle Tierarten und Aktivitätsbereiche (Stall-Lagerung-Ausbringung) hinweg. In der Fütterung unserer Nutztiere geht es darum, eine möglichst hohe Stickstoffverwertung und damit geringere Stickstoffausscheidungen zu erreichen. In Rinderställen sind alle Maßnahmen wichtig, die einen raschen Harnabfluss gewährleisten und saubere Laufangflächen ermöglichen. Neu zu bauende Güllelager sind in Hinblick mit fixen Abdeckungen zu versehen, dafür gibt es eine Investitionsförderung, die die Mehrkosten abdeckt. Bestehende Güllelager ohne Schwimmdecke können auch mit Schwimmkörper (keine LECA-Schüttung!) oder Häckselstroh abgedeckt werden. Mit der Stickstoffeinsparung kann die Investition gegengerechnet werden.

Bei der Wirtschaftsdüngerausbringung sind im Prozess die größten Verluste zu erwarten, umso effektiver wirken die hier gesetzten Maßnahmen. Schleppschlauch-, Schleppschuh- und Scheibenschlitztechnik sind die großtechnischen Lösungen zur Reduktion der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft. Derzeit werden 12 bis 15 % der flüssigen Wirtschaftsdünger bodennah ausgebracht. Für die Zielerreichung wird es sicher eine Verdoppelung der mit dieser Technik ausgebrachten Flüssigmistmenge brauchen. Die Gefahr der Futtermittelverschmutzung ist in niederschlagsreichen Grünlandgebieten auf Flächen, die mit der Schleppschlauchtechnik begüht wurden gering und auf Flächen, die mit der Schleppschuhtechnik begüht wurden, völlig unproblematisch.

Bei Gülle die nicht mit diesen Techniken ausgebracht werden kann (Steilheit, Flächenstruktur, ...) gilt es, die managementbedingten Minderungsmaßnahmen (Wasser verdünnung, „Güllewetter“ berücksichtigen, Tageszeit ...) so gut wie möglich auszunutzen.

Um die notwendigen Maßnahmen auch umsetzen zu können, braucht es eine große Anstrengung von Beratung, Landwirtschaft und Förderpolitik. Damit die gesetzten Maßnahmen auch in der Inventur berücksichtigt werden können, wird es spätestens 2025 wieder detaillierte Erhebungen zum Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich brauchen (TIHALO III).

Schlagwörter: Stall, Wirtschaftsdünger, Lagerung, Ausbringung, Ammoniak, Emissionen, Minderung

Einleitung

Die Landwirtschaft wird mittlerweile auch in Österreich nicht nur mehr mit der Produktion von gesunden und lebenswichtigen Nahrungsmitteln im Rahmen einer nachhaltigen Wirtschaftsweise und in Verbindung mit der Erhaltung der Kulturlandschaft gesehen, sondern steht vermehrt auch im Brennpunkt der Kritik im Hinblick auf Grundwasserverschmutzung, Geruch-, Lärm- und Schadstoffemissionen. Dabei spielt das Element Stickstoff eine zentrale Rolle bei fast allen lebenswichtigen biologisch-chemischen Prozessen der Natur und somit auch in der Landwirtschaft. Negative Begleiterscheinungen sind u.a. die gasförmigen Stickstoffverluste in Form von Ammoniak und von Lachgas. Das Lachgas ist als klimarelevantes Gas in erster Linie über die Stickstoffdüngung zu begrenzen und wird über die „Sachgerechte Düngung“ (2017) bzw. die EU Nitratrichtlinie ausreichend gut reglementiert. Zudem ist der Anteil an den Gesamtemissionen in diesem Sektor österreichweit bilanziert gering. Anders stellt sich die Situation im Bereich von Ammoniak dar. 94 % der Ammoniakemissionen stammen aus dem Sektor Landwirtschaft (Anderl et al. 2017). Damit ist die Landwirtschaft im Bereich der Ammoniakemissionen Hauptverursacher. Zudem wird Ammoniak im Bereich der Feinstaubbildung als mitverantwortlich bezeichnet (Öttl 2018). Die NEC-Richtlinie (eine EU-Richtlinie) sieht für Österreich ein Reduktionsziel von 12 % auf der Basis der Emissionen aus dem Jahr 2005 vor. Derzeit werden ca. 66 kt

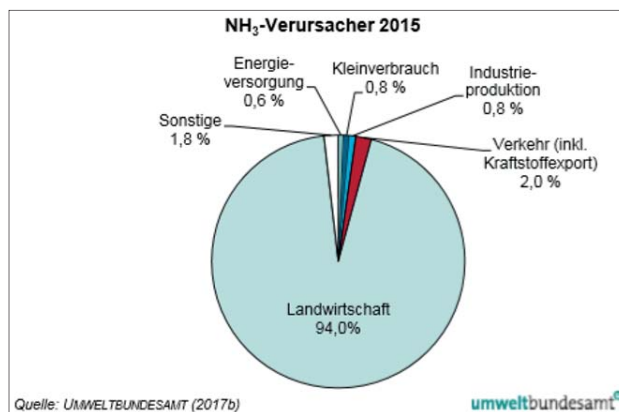


Abbildung 1: Anteil der Ammoniakemissionen aus den einzelnen Sektoren (Anderl et al. 2017).

¹ Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

* Ansprechpartner: DI Alfred Pöllinger, alfred.poellinger@raumberg-gumpenstein.at

Ammoniak pro Jahr emittiert (Anderl et al. 2017), 62 kt davon stammen aus der Landwirtschaft und davon rd. 61 kt aus dem mit der Tierhaltung verbundenen Wirtschaftsdüngermanagement (Stall-Lagerung-Ausbringung).

Quellen der Ammoniakemissionen

Innerhalb der Landwirtschaft kann der Anteil an den Ammoniakemissionen nach Aktivitäten – Stallhaltung, Lagerung und Ausbringung – und nach Tierarten (Rinder, Schweine, Geflügel, ...) differenziert werden. In einer groben Einteilung können 30 % der Emissionen der Stallhaltung, 20 % der Lagerung und 50 % der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern zugeordnet werden. Die Fütterung stellt grundsätzlich keine Emissionsquelle dar, ist aber der wichtigste Einflussfaktor im Zusammenhang mit der Stickstoffeffizienz und dem damit verbundenen Ammoniakemissionspotential aus der Tierhaltung.

Bezogen auf die einzelnen Tierkategorien ist die Rinderhaltung mit einem Anteil von über 60 % an den Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft die am deutlich stärksten verursachende Tierkategorie, gefolgt von der Schweinehaltung mit knapp 30 %. Die restlichen rund 10 % Ammoniak stammen von allen anderen Tierkategorien.

Minderungsmaßnahmen

Minderungsmaßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen aus dem Sektor der Landwirtschaft sind immer gesamtheitlich zu betrachten und beginnen bei der Fütterung und enden bei der Ausbringung der entstandenen Ausscheidungsprodukte, der sogenannten festen und flüssigen Wirtschaftsdünger.

Im Beitrag Zentner (2018) ist eine Reihe praktischer und sinnvoller Hinweise zur Reduktion von Ammoniakemissionen für den Bereich Stallbau (Rinder, Schweine und Geflügel) auf betrieblicher Ebene enthalten. Dafür gibt es allerdings größtenteils keine (oder noch keine) spezifische Emissionsfaktoren wie sie für die Berichterstellung des Umweltbundesamtes erforderlich sind. Damit können einige der aufgezeigten Maßnahmen nicht in der Inventur abgebildet werden. Weiter braucht es für eine international anerkannte Emissionsinventur nachweisbare „Aktivitätsdaten“, d.h. es müssen die emissionsmindernden Maßnahmen auch auf einer nachvollziehbaren Datenbasis beruhen, wie

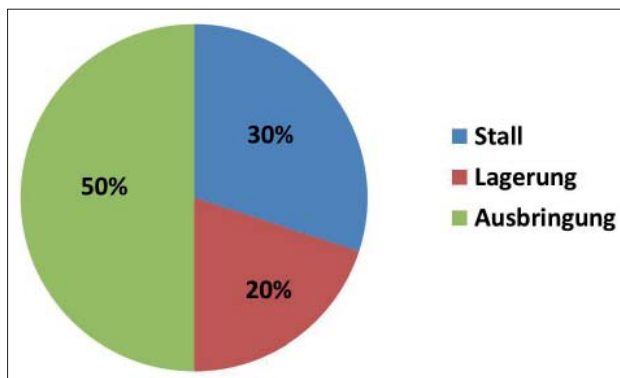


Abbildung 2: Anteil der Ammoniakemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft, getrennt nach den Aktivitäten (Quelle: Pöllinger verändert nach Anderl et al. 2017).

es beispielsweise für 2017 mittels der TIHALO II Erhebung für Österreich durchgeführt wurde. Im folgenden Beitrag wird demnach ergänzend zum Beitrag von Zentner auf Minderungsmaßnahmen eingegangen, die bereits jetzt oder in absehbarer Zukunft in der Inventur berücksichtigt werden können.

Stallbau

Im Bereich der Rinderhaltung sind die Lauf- und Fressgänge die wesentliche Emissionsquelle. Die unbefriedigende Reinigungswirkung von Schieberentmischungen auf planbefestigten Oberflächen wurde bereits im Beitrag von Zentner (2018) angesprochen. Am schweizerischen Forschungsinstitut der ART wurde ein Gefälle im Lauf-/Fressgang von 3 % hin zur Harnsammelrinne untersucht und in den ersten Versuchsdurchgängen ein Reduktionspotenzial von 20 % im Vergleich zu einem eben ausgeführten Lauf-/Fressgang festgestellt (Zähler et al. 2017). Ein weiteres bauliches Detail für Liegeboxenlaufställe betrifft die Breite der Fressgänge. Dabei werden Auftrittsstufen mit einer Länge von 160 cm mit Querabtrennungen und einer Reduktion der restlichen Laufgangbreite von 330 auf 260 cm empfohlen. Das prognostizierte Emissionsreduktionspotenzial wird hier ebenfalls mit 20 % angegeben.

Im Bereich der Schweine- und Geflügelhaltung gibt es keine nennenswerten, zusätzlichen Minderungsmaßnahmen, die nicht bereits im Beitrag von Zentner (2018) beschrieben wurden (Phasenfütterung, Kistenhaltung, optimiertes Stallklima).

Wirtschaftsdüngerlagerung

Der Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung trägt mit rund 20 % zu den landwirtschaftlich bedingten Ammoniakemissionen bei. Die fixe Abdeckung von Güllelagern mit Betondecke, Zeltdach oder Schwimmkörper hilft die Ammoniakemissionen um mehr als 85 % zu reduzieren im Vergleich zu einem nicht abgedeckten Flüssigmistlager ohne Schwimmdecke. Natürliche Schwimmdecken haben ebenfalls ein Reduktionspotenzial von bis zu 85 %. Leider kann davon nur rund 40 % für die Inventur berechnet werden, da insbesondere auf Grünlandbetrieben der Flüssigmistbehälter mindestens fünf Mal kurz vor der Ausbringung vollständig homogenisiert werden muss und damit die Reduktionswirkung großteils verloren geht. Die Schaffung von Schwimmdecken mit einer Häckselstrohaufgabe bietet dennoch eine kostengünstige Möglichkeit vor allem für Mastschweinehalter, um eine Emissionsreduktion zu erreichen. Für neu zu schaffende Güllelager ist in jedem Fall die derzeit noch laufende INVEST Förderung für Güllelager zu nutzen, die es nur mehr für fix abgedeckte Güllelager gibt. Schwimmfolien können aufgrund von in Österreich fehlender Praxiserfahrungen noch nicht empfohlen werden und Leca-Schüttungen sind aufgrund negativer Ergebnisse bei einer Gemeinschaftsgüllelagune gar nicht zu empfehlen. Positive Erfahrungen gibt es hingegen mit Schwimmkörpern, die allerdings nur auf Flüssigmist ohne Schwimmdecke angewendet werden können (Mastschweinegülle) und nicht gefördert werden.

Wirtschaftsdüngerausbringung

Auf den Sektor der Wirtschaftsdüngerausbringung entfallen rund 50 % der Ammoniakemissionen. Damit sind Minderungsmaßnahmen, die in diesem Sektor gesetzt werden besonders wirkungsvoll. Jedenfalls sollten die in den vorhergehenden Sektoren gesetzten Maßnahmen nicht durch ein schlechtes Gülleausbringmanagement zunichtegemacht werden.

a. Managementbedingte Minderungsmaßnahmen bei der Ausbringung

Die emissionsmindernden Maßnahmen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung beginnen bereits in der Güllegrube. Dazu gehören die Verdünnung mit Wasser (Wasch- und Regenwasser) ebenso wie die Gülleseparierung, die in einigen Fällen auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht sinnvoll sein kann (Zusatznutzen „Einstreu“). Weitere managementbedingte Faktoren sind die Wahl des Ausbringungszeitpunktes bezogen auf die Witterungsverhältnisse sowie bezogen auf die Tageszeit.

Die NH_3 -Emissionen von verdünnter Gülle mit einem niedrigen TM-Gehalt sind im Allgemeinen geringer als die von unverdünnter Gülle, weil sie schneller in den Boden infiltriert. Die Verdünnung der Gülle mit Wasser ist insbesondere für die Düngung zu den Aufwüchsen in den Sommermonaten (Mai) Juni bis August (September) eine gute Möglichkeit zur Steigerung der Stickstoffeffizienz. Wasser kann bei dickflüssiger Gülle vor der Ausbringung zugegeben werden, entweder im Güllebehälter beigemischt oder im Tankwagen. Für viskose Rindergüllen kann bereits ein Verdünnungsverhältnis von 0,5:1 Wasser:Gülle zu einer Verlustminderung beitragen. Bei einem Beimischungsverhältnis von 1:1 Wasser:Gülle wird eine Emissionsreduktion von mindestens 30 % erreicht. Ein weiterer Vorteil ist das deutlich geringere Verschmutzungspotenzial, das verdünnte Gülle im Vergleich zu Gülle mit einem hohen Feststoffanteil aufweist. Diese Maßnahme zur Stickstoffeffizienzsteigerung eignet sich besonders für arrondierte Betriebe. Bei größeren Feld-Hof-Entfernungen (≥ 5 km) wird der Vorteil der Emissionsreduktion durch die höheren Transportkosten jedoch egalisiert.

Zur richtigen Wahl des Ausbringungszeitpunktes bezogen auf die Witterungsverhältnisse zählen:

- Ausbringung zu Zeiten kühler, windstiller und feuchter Witterungsbedingungen
- Ausbringung kurz vor Regenereignissen (keine Starkregenereignisse) - nur wirksam, wenn mindestens 10 Millimeter (mm) Regen sofort nach der Ausbringung niedergehen. Diese Maßnahme ist nur geeignet für Flachland und abseits von Oberflächengewässern, ansonsten besteht ein Risiko für Abschwemmungen
- Ausbringung am Abend, wenn Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur abnehmen
- Ausbringung auf vorher bearbeitetem Boden, vorausgesetzt dass damit eine schnellere Gülleinfiltration ermöglicht wird.

All diese aufgezählten Maßnahmen werden bereits von vielen Betrieben in Österreich umgesetzt. In der Inventur werden diese Minderungsmaßnahmen derzeit noch nicht oder in einem zu geringen Ausmaß berücksichtigt. Derzeit

wird versucht, dieses Potenzial mithilfe von wissenschaftlich anerkannten Emissionsfaktoren zu nutzen.

b. Emissionsmindernde Ausbringtechniken

Der bodennahen Ausbringtechnik (Schleppschlauch, Schleppschuh und der Schlitztechnik) wird neben der Einarbeitung unmittelbar nach der Ausbringung (nur auf Ackerland möglich) das größte Potenzial zur Emissionsminderung zugesprochen.

Derzeit wird ein Anteil von 12 bis 15 % der flüssigen Wirtschaftsdünger mit diesen Techniken ausgebracht. Zur Erreichung der NEC Ziele wird mindestens eine Verdoppelung der derzeit bodennah ausgebrachten Güllemenge notwendig sein.

Die hohen Investitionskosten, die deutlich höheren Maschinengewichte, die kompliziertere Handhabung und auf Grünland die Gefahr der höheren Futtermverschmutzung sind die wesentlichsten Hinderungsgründe für den breiteren Einsatz dieser Techniken. Die Investitionskosten lassen sich nur mittels überbetrieblichem Einsatz (Maschinengemeinschaft, Maschinenring oder Lohnunternehmer) reduzieren; das hohe Einsatzgewicht nur über eine entsprechend groß dimensionierte Bereifung bzw. mittels Reifendruckregelanlage. Die Futtermverschmutzung lässt sich zum einen mit der Wasserverdünnung der Gülle oder der Separierung der Gülle, insbesondere in den Sommermonaten verhindern bzw. verringern.

In einer Untersuchung an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein wurden drei Breitverteilterchniken, ein Schleppschlauch, ein Schleppschuh und eine Schlitztechnik zur Verteilung von Gülle auf Grünland eingesetzt und die Ammoniakemissionen und die Futtermverschmutzung gemessen. Es zeigte sich, dass die Ammoniakemissionen der bandförmig ausgebrachten Gülle deutlich niedriger waren als die von breitflächig ausgebrachter Gülle. Hinsichtlich der Futtermverschmutzung kann in niederschlagsreicheren Gebieten (>1.000 mm Jahresniederschlag) die Gefahr der Futtermverschmutzung durch die bandförmig abgelegte Gülle als zu vernachlässigen eingestuft werden. Mit dem Schleppschuh besteht am Grünland sogar die Möglichkeit das Ausbringfenster zu verlängern, der flüssige Wirtschaftsdünger wird in der Grasnarbe abgelegt und landet nicht auf den Blattteilen der bereits höher gewachsenen Grünlandpflanzen.

Die unmittelbare (maximal 4 h) Einarbeitung von Gülle nach einer breitflächigen Ausbringung hat eine ähnlich hohe emissionsmindernde Wirkung wie die bandförmige Ablage.

c. Absäuerung von Gülle und Güllezusätze

Die Absäuerung von Gülle, meist mithilfe von Schwefelsäure führt zu deutlich geringeren Ammoniakemissionen. Dieser Effekt ist wissenschaftlich auch erwiesen. In Österreich wird diese Form der Emissionsreduktion derzeit noch nicht empfohlen, da die Handhabung ein sehr genaues Arbeiten erfordert und die Gerätekorrosion zu berücksichtigen ist. Mit anderen Säuren (Milchsäure – Molke) gibt es derzeit noch zu geringe Erfahrungen.

Güllezusätze werden zwar vielfach hinsichtlich ihrer emissionsreduzierenden Wirkung angepriesen, offizielle Prüfungen dazu gibt es allerdings nicht.

Literatur

- Anderl M., Haider S., Zethner G. (2016) Quantifizierung von Maßnahmen zur Ammoniakreduktion aus der Landwirtschaft. REPORT Wien, Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich.
- Anderl M., Gangl M., Haider S., Poupa S., Purzner M., Schieder W., Titz M., Tista M., Stranner G., Zechmeister A. (2017) Emissionstrends 1990 – 2015. Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2017). Report 0625. Umweltbundesamt Wien. ISBN 978-3-99004-440-7.
- Baumgarten A. (2017) Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland, Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft, 7. Auflage 2017, BMLFUW, Wien.
- Pöllinger A., Zentner A., Stickler Y. (2018) Status Quo im Wirtschaftsdüngermanagement. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein. 8952 Irdning-Donnersbachtal. 24. Österreichische Wintertagung 2018, 1 – 2. ISBN: 978-3-902849-55-7.
- Zähner M., Poteko J., Zeyer K., Schrade S. (2017) Laufflächengestaltung: Emissionsminderung und verfahrenstechnische Aspekte - erste Ergebnisse aus dem Emissionsversuchsstall Tänikon. Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2017, 13 – 18, ISBN: 978-3-902849-49-6.

Reduktion von Ammoniak - Emissionen im Rahmen der Düngung: Ratgeber des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz

Andreas Baumgarten^{1*}

Zusammenfassung

Aufgrund der NEC-Richtlinie der EU ist Österreich zu einer Begrenzung der Ammoniakemissionen verpflichtet. Der Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz erarbeitet derzeit einen Ratgeber für die Praxis, der die wichtigsten Maßnahmen und deren Verminderungspotential im Rahmen der Düngung beinhaltet. Sowohl für organische als auch mineralische Dünger sind vor allem Ausbringungszeitpunkt und Ausbringungstechnik von Bedeutung. Beispiele für die praktische Durchführung werden vorgestellt.

Summary

According to the European NEC directive, Austria is obliged to limit its NH₃-emissions. The advisory board for soil fertility and soil protection is preparing a practical guideline encompassing the most important measures and their reduction potential in the context of fertilization. Application time and technique are of relevance both for organic and inorganic fertilizers. Examples for the practical application are presented.

Einleitung

Der Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz ist ein Gremium zur Beratung der Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus. Ursprünglich beschäftigte er sich vor allem mit Fragen des Nährstoffmanagements und zeichnet für zahlreiche Broschüren zum Thema „sachgerechte Düngung“ verantwortlich. Seit einigen Jahren werden aber vermehrt auch andere Themen zum Bodenschutz aufgegriffen. Dazu zählen etwa Publikationen zur Bodenfunktionsbewertung, zum Bodenverbrauch, zu den Wechselwirkungen zwischen Boden und Klima oder zur Anwendung von Pflanzenaschen oder Biokohle. Der Fachbeirat setzt sich aus Vertretern des Ministeriums, der Landesregierungen, nachgeordneten oder ehemals nachgeordneten Dienststellen des Ministeriums (z.B. AGES, U, BFW, HBLFA Raumberg-Gumpenstein), Universitäten und Interessensvertretungen zusammen. Durch diese Konfiguration des Gremiums ist eine breite Akzeptanz seiner Beschlüsse und Publikationen sichergestellt.

Im Rahmen der Umsetzung der EU-Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmenge (National Emission Ceilings (NEC) – Richtlinie, die für Österreich eine maximale Emission von 66 kt Ammoniak zulässt, wird derzeit an einem Ratgeber für eine Reduktion der Ammoniak - Emissionen aus der Landwirtschaft gearbeitet. Der Fachbeirat liefert hier den entsprechenden Input zu den Themen Wirtschaftsdüngerausbringung und Einsatz von mineralischen Düngemitteln.

Ratgeber zur Reduktion von NH₃-Emissionen

Grundsätzlich wird die Bedeutung einer gesamtheitlichen Betrachtung des Stickstoffkreislaufes betont, da Stickstoffverluste von den Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Stickstoffformen und die Stickstoffaufnahme durch

Pflanzen beeinflusst werden. 94% der NH₃-Emissionen stammen aus der Landwirtschaft und entstehen hier in erster Linie in den Bereichen Tierhaltung und Düngung. Österreich bewegt sich etwa auf dem Niveau der zugelassenen Höchstgrenze, was einem Verlust von rund 45 kg Stickstoff/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche entspricht. Ungeachtet der Emissionshöchstmengen hat die Minimierung der Ammoniakemissionen eine hohe betriebswirtschaftliche Bedeutung, da Stickstoff einen wichtigen Produktionsfaktor für landwirtschaftliche Betriebe darstellt. Im Ratgeber werden Maßnahmen zur Begrenzung landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen vorgestellt und darauf aufbauend versucht, Regeln für die gute landwirtschaftliche Praxis abzuleiten.

Emissionsarme Techniken zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle, Festmist und Geflügelmist) trägt in Österreich mit 43,5 % zu den NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft bei und ist damit der größte Emissionssektor innerhalb der landwirtschaftlichen Aktivitäten (Stall – Lager – Ausbringung). Um die Verluste so gering wie möglich zu halten, sind die Faktoren N-Gehalt des Wirtschaftsdüngers und Applikationsmengen sowie managementbedingte Faktoren zu berücksichtigen. Dazu zählen die Gülleverdünnung mit Wasser, die Wahl des Ausbringungszeitpunktes unter Berücksichtigung von Witterungsverhältnissen und Tageszeit, eine mögliche Ansäuerung und die Ausbringtechnik.

Die Anwendung von Bandverteilern (Schleppschlauch, Schleppschuh) oder Gülleinjektion zur Ausbringung führt aufgrund der geringeren Luftexposition der Gülle oder Jauche im Vergleich zur Pralltellertechnik zu einer deutlichen Verminderung der Emission. Zusätzlich wird auch eine gleichmäßigere Gülleverteilung auf ebenen oder nur mäßig geneigten Flächen erreicht. Schlitzdrilltechniken und

¹ Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH, Spargelfeldstraße 191, A-1220 WIEN

* Ansprechpartner: Dr. Andreas Baumgarten, andreas.baumgarten@ages.at

Gülle(tiefen)injektion könnten zwar zu einer verbesserten Reduktion der NH_3 -Emissionen beitragen, gleichzeitig besteht aber die Gefahr der Bildung und der Ausstoßes von Lachgas. Zudem ist bei der Tiefeninjektion mit einem erhöhten Zuleistungsbedarf zu rechnen.

Auf Ackerflächen sollte die Gülle so schnell wie möglich eingearbeitet werden. Eine Einarbeitung innerhalb weniger Minuten (Grubber, Scheibenegge) führt zu einer Emissionsminderung von 70 bis 90 %.

Niedrige pH-Werte reduzieren NH_3 -Emissionen von Wirtschaftsdüngern. Die Absenkung des Gülle-pH auf ein stabiles Niveau von 6 oder weniger (z.B. mit Schwefelsäure) reicht üblicherweise aus, um die NH_3 -Emissionen um 50 % oder mehr zu senken. Andere Gülle-Zusatzstoffe haben sich in Bezug auf die Emissionsreduktion als nicht sinnvoll erwiesen.

Bei Festmist führt eine Einarbeitung mit dem Pflug innerhalb von 4h zur Verminderung der Verluste um 60 bis 90%.

Bei der Wahl der Maßnahmen sollten neben der Effizienz der Emissionsminderung auch die Anwendbarkeit und die Kosten berücksichtigt werden. Die Investitions- und Betriebskosten für emissionsarme Techniken sind höher als für Breitverteilungs-Techniken. Einsparungen von mineralischem Stickstoffdünger können diese zusätzlichen Kosten großteils kompensieren, wenn die bestgeeigneten Maßnahmen gewählt werden. Auch die Fest-Flüssig-Trennung kann für das Management der Gullenährstoffe hilfreich sein.

Begrenzung der Emissionen beim Einsatz von Mineraldüngern

Harnstoff

Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) wird unter natürlichen Bedingungen durch das Enzym Urease schnell zu Ammonium (NH_4)

und Kohlendioxid (CO_2) abgebaut. Wenn diese Reaktion an der Bodenoberfläche stattfindet und NH_4 nicht durch Ton oder organisches Material gebunden werden kann, geht es als Ammoniak (NH_3) teilweise an die Atmosphäre verloren. Wird der Harnstoff vor Beginn dieses Zersetzungsprozesses eingearbeitet, kann NH_4 von Ton und organischem Material im Boden gebunden werden oder stabilere Verbindungen eingehen. Dieses Prinzip ist umso mehr zu beachten, je mehr Faktoren zusammenwirken, die die Ammoniakabgasung begünstigen. Dazu zählen ein geringer Ton- und Humusgehalt, ein hoher pH-Wert, hohe Temperaturen oder die Ausbringung des Harnstoffs in Bandform. Die relativen NH_3 -Emissionen von harnstoffhaltigen wässrigen Lösungen sind denen von Feststoffen ähnlich.

Neben der sofortigen Einarbeitung oder Bewässerung zur Einwaschung sind folgende weitere Maßnahmen zur Emissionsreduktion zu erwähen:

- Injektion in den Boden
- Getrennte Ausbringung von Harnstoff und Wirtschaftsdüngern bzw. Kalk
- Einsatz von Ureasehemmern oder beschichteten Granulaten
- Wechsel zu Amminumnitrat – Düngern.

Ammoniumhaltige Mineraldünger

Grundsätzlich führen schnelle Einarbeitung, Injektion, Bewässerung und Verwendung von Düngern mit verzögerter Freisetzung auch bei Ammoniumhaltigen Mineraldüngern zu einer deutlichen Reduktion der gasförmigen N-Verluste. Ammoniumsulfat und Ammoniumphosphat sind sehr stabil, die Gefahr einer Abgasung besteht erst bei pH-Werten über 7,5.

Verwertungsmöglichkeiten von Schweinegülle - Internationaler Stand und regionale Anwendbarkeit

Philipp Zenger^{1*}

Zusammenfassung

Die am häufigsten praktizierte Verwertung der anfallenden Gülle stellt seit jeher die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen zu Düngezwecken dar. Stehen in der nahen Umgebung genügend Flächen zur Verfügung, ist diese Form der Güllewirtschaft bei Einhaltung der Düngerrichtlinien eine der sinnvollsten Möglichkeiten. Doch kommt es im Laufe der Verwertungskette oft zu unerwünschten Nährstoffverlusten durch Verflüchtigung oder Auswaschung. Um den Nährstoffgehalt der anfallenden Gülle so optimal wie möglich zu nutzen, können geeignete Ausbringtonechniken sowie Güllezusatzmittel einen Beitrag leisten, um Emissionen gering zu halten und die Nährstoffausnutzung zu verbessern. Fallen Güllemengen in einem Maß oder Zeitraum an, so dass eine umweltgerechte oder zeitnahe Ausbringung nicht mehr möglich ist, können weitere großtechnische Verwertungsverfahren zum Einsatz kommen. So können beispielsweise verschiedene membrantrennende oder thermochemische Verfahren dazu genutzt werden, um Nährstoffe aus der Gülle rückzugewinnen und Transport- und Lagerkosten zu sparen.

Schlagwörter: Güllewirtschaft, Nährstoffausnutzung, Grundwasserschutz, Güllezusatzmittel, Aufbereitungsverfahren

Summary

The most common application of manure has always been the application on agricultural land for fertilisation purposes. If there are enough areas available in the surroundings, this type of manure management is one of the most practical options if the fertiliser guidelines are observed. During the recycling chain, however, unwanted nutrient losses are often caused by volatilization or leaching. In order to make optimum use of the nutrient content of the manure produced, appropriate spreading techniques and slurry additives can help to keep emissions low and improve nutrient utilisation. However, if slurry is produced to a certain extent or for a certain period of time, so that it is no longer possible to apply slurry in an environmentally friendly or timely manner, further commercial utilisation options can be used. For example, different membrane-separating or thermochemical processes can be applied to recover the nutrients from the manure and save transport and storage costs.

Keywords: Manure management, nutrient utilisation, groundwater protection, slurry additives, processing technologies

Einführung

Ein erfolgreiches Güllemanagement zeichnet sich durch nachhaltige, kostensparende und ressourcenschonende Maßnahmen und Lösungen aus und bezieht möglichst alle Teilbereiche mit ein. Vor allem viehbesatzstarke Regionen und Länder wie Niedersachsen, die Bretagne, die Niederlande und Belgien sind aufgrund der hohen Gülleüberschüsse darauf angewiesen, neben der landwirtschaftlichen Verbringung weitere Maßnahmen zu ergreifen, um Gülle sinnvoll zu verwerten und gleichzeitig Emissionen in Form von Ammoniak, Nitrat und Methan in Luft und Gewässer so gering wie möglich zu halten (Kowalewsky 2017). Der Grund für die Gülleüberschüsse in diesen Regionen ist oft eine regional konzentrierte und intensiv geführte Viehhaltung, welche maßgeblich durch die fortschreitende Spezialisierung in der Landwirtschaft hervorgerufen wird (Cieljewski 2017). Auch im südsteirischen Becken hat die intensiv betriebene Schweinemast sowie die intensive landwirtschaftliche Nutzung dazu beigetragen, dass die Wasserqualität mehrerer Grundwasserkörper durch teils hohe Nitratreinträge gefährdet ist und regional Ungleichheiten im Gülleanfall

vorliegen (Fank 2012). Zwar hat die Ausweisung von Schongebieten und die damit verbundene Einschränkung der Düngelimiten und -zeitpunkte dazu geführt, dass sich die Nitratwerte seit 2008 wieder im Rückgang befinden, allerdings sind viele Landwirte nun mit einer Knappheit an Lagerraum oder verfügbaren Ausbringungsflächen konfrontiert (Bernsteiner und Beichler 2016).

Gliederung der Verwertungsmöglichkeiten

Grundsätzlich lässt sich das Güllemanagement in 3 Grundelementen darstellen (*Abbildung 1*).

Das grundlegende Ziel eines nachhaltigen Güllemanagements ist die Erhaltung und optimale Nutzung der Nährstoffe. So gewährleistet eine optimale Nährstoffausnutzung hohe Erträge und verhindert gleichzeitig Emissionen in Luft und Gewässer. Hier kann vor allem der Einsatz verbesserter Ausbringtonechniken sowie geeigneter Güllezusatzmittel einen entscheidenden Beitrag leisten. Sind Betriebe jedoch mit Nährstoffüberschüssen konfrontiert, steht meist die Abtrennung von Nähr- sowie Feststoffen im Vordergrund, um Transport- und Lagerkosten zu senken und marktfähige Pro-

¹ Johann-Strauß-Gasse 3, Tür 16, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Philipp Zenger, philipp.zenger@posteo.de



Abbildung 1: Die drei Säulen des Güllemanagements.

dukte zu gewinnen. Hier stehen von der einfachen Feststoffabtrennung, über die Trocknung bis hin zur vollständigen Nährstoffentfernung zahlreiche Verfahren zur Verfügung, um die Gülle den Anforderungen entsprechend aufzubereiten. Zuletzt können je nach Absatzmarkt und vorhandener Infrastruktur auch alternative Nutzungsformen, wie beispielsweise die Gewinnung von Biogas, Biokohle oder Bioöl interessant werden. Vor allem von der EU finanzierte Forschungsprojekte wie BioEcoSIM oder ManureEcoMine zielen darauf ab, möglichst alle Inhaltsstoffe in vermarktbare Produkte zu überführen.

Die einzelnen Verwertungsmöglichkeiten lassen sich dabei in folgende Gruppen unterteilen:

- Grundlegende Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffverlusten
- Zusatzmittel in der Güllebehandlung
- Verfahren zur Feststoffseparation
- Verfahren zur Behandlung der Flüssigphase
- Verfahren zur Behandlung der Festphase
- Alternative Nutzungsmöglichkeiten.

Grundlegende Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffverlusten

Empfehlungen für die Ausbringung

Unabhängig von der Menge des Gülleanfalls auf dem jeweiligen Betrieb sollte zur besseren Ausnutzung der Nährstoffe der Einsatz spezieller Ausbringetechnik nach und nach forciert werden. Da mit ca. 50 – 67 % der Großteil der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft auf die Ausbringung von Wirtschaftsdünger fällt, sind Maßnahmen zur

Emissionsminderung während und nach der Ausbringung besonders sinnvoll (Amon et al. 2007, Pöllinger 2017). Die verschärften Düngeauflagen in den Schongebieten und die damit einhergehende Abstufung der Düngerobergrenzen machen es zudem erforderlich, trotz allem eine möglichst hohe Düngeneffizienz zu erreichen (Holzner 2017). So weisen beispielsweise bodennahe Applikationen wie der Schleppschlauchverteiler im Vergleich zum Breitverteiler im Mittel eine Stickstoffemissionsminderung von 20 – 30 % auf (Pöllinger 2006). Die direkte Ablage der Gülle in die Bodenzone durch spezielle Einschlitstechniken wie dem Schleppschuh oder dem Gülleschlitzverfahren verringern die Stickstoffemissionen nochmals zusätzlich. Dabei lassen sich z. B. der Schleppschlauch- sowie der Schleppschuhverteiler meist an betriebseigenen Güllefässern nachrüsten. Die Kosten dafür betragen je nach Ausführung und Arbeitsbreite zwischen 14.000 und 30.000 € (Küper und Deter 2014, Döhler 2016).

Empfehlungen für die Lagerung

Auch durch eine geeignete Abdeckung des Güllebehälters lassen sich Nährstoffemissionen nochmals deutlich reduzieren. So weisen beispielsweise Abdeckformen wie das Zelt- oder Kuppeldach ein Stickstoffminderungspotential von ca. 90 % gegenüber offenen Behältern auf. Auch der Einsatz von Strohdecken, Kunststoffschwimmkörpern sowie Leichtschüttungen (Perlit, Tonkugeln) birgt ein Minderungspotenzial der Ammoniakemissionen von 75 – 80 %. Eine besondere Form dieser schwimmenden Abdeckung ist das Produkt HEXA-COVER®, welches durch seine spezielle Form bis zu 99,9 % der gesamten Oberfläche abdeckt. Diese Formen der schwimmenden Abdeckung könnten auch sehr leicht noch nachträglich bei offenen Gruben installiert werden (Pöllinger 2017, Döhler et al. 2011, Lenz 2017)

Zusatzmittel in der Güllebehandlung

Zusatzmittel werden in der Güllebehandlung oft eingesetzt, um Nährstoffverlusten während der Lagerung sowie der Ausbringung vorzubeugen und um eine unangenehme Geruchsentwicklung zu unterbinden. Es kommen vor allem Zusatzmittel zum Einsatz, welche die mikrobielle Umsetzung hemmen oder den pH-Wert der Gülle senken. Oft wird dadurch zudem die Düngewirkung sowie die Homogenität der Gülle verbessert.

So kann beispielsweise der Einsatz von organischen sowie anorganischen Säuren dazu dienen, den pH-Wert der Gülle dauerhaft abzusenken und somit eine Emissionsminderung von Ammoniak und Methan zu erzielen. Das Ansäuern der Gülle mit Schwefelsäure wird bereits in Dänemark auf vielen Betrieben umgesetzt. So lassen sich die Stickstoff- und Methanemissionen während der Lagerung durch die Absenkung des pH-Wertes auf 5,5 um bis zu 90 % bzw. 80 % herabsetzen (Regueiro u. a. 2015). Allerdings erfordert der Einsatz der stark korrosiv wirkenden Schwefelsäure eine spezielle Beschichtung der Güllebehälter, was zusätzliche Kosten verursacht. Der Einsatz spezieller Dosiereinrichtung bietet jedoch auch die Möglichkeit, eine Emissionsminderung während der Ausbringung zu erzielen. Um Emissionen im Stall entgegenzuwirken, können sich Milchsäurebakterien in Form von effektiven Mikroorganismen (EM) oder Sauerkrautsaft als Alternative anbieten. Die Zugabe der Milchsäurebakterien kann entweder durch ein geeignetes Vernebelungssystem oder durch Futterzugabe erfolgen. Neben der Emissionsminderung von Stickstoff und Methan durch Absenkung des pH-Wertes ist als angenehmer Nebeneffekt sehr oft eine deutliche Geruchsverminderung festzustellen (Rackl 2006, Fruhmann 2017). Der Einsatz von Milchsäurebakterien in der Güllelagerung ist nach Erkenntnissen von Rippel (2017) aufgrund der hohen erforderlichen Mengen an Bakterienkulturen jedoch nicht wirtschaftlich.

Erprobt und bereits in breiter Anwendung befindet sich der Einsatz von Nitrifikationshemmern bzw. Ureaseinhibitoren. Diese gewährleisten eine längere Nährstoffverfügbarkeit im Boden und können somit die Düngeneffizienz deutlich verbessern. Durch die Verzögerung der Nitrifikationsvorgänge im Boden steht den Kulturpflanzen ein längerer Zeitraum zur Nährstoffaufnahme zur Verfügung. Es sinkt somit die Gefahr, dass Nitrat ungenutzt über Auswaschung ins Grundwasser gelangt. Insgesamt empfiehlt sich der Einsatz von Hemmstoffen in Kombination mit einer bodennahen Ausbringtechnik wie dem Schleppschlauchverteiler, um die Hemmwirkung zu verbessern und Emissionen in die Luft zu vermindern (Fuchs und Baumgartner 2016).

Fein vermahlene Pflanzenkohle kann sowohl als Zusatzmittel in der Gülle als auch in der Fütterung dazu genutzt werden, um Nährstoffe langfristig zu binden und diese damit länger für die Pflanzen zur Verfügung zu stellen. Dass Pflanzenkohle ein gutes Rückhaltevermögen für Nitrat aufweist, konnte durch Versuche von Kammann et al. (2014) nachgewiesen werden. So wiesen Ackerflächen um 60 % verringerte Nitrat auswaschungsraten auf, wenn 30 t Pflanzenkohle pro Hektar aufgebracht wurden. Zudem eignet sich Pflanzenkohle als Zusatzstoff in der Kompostierung und hilft dabei, die Durchlüftung zu verbessern und gleichzeitig Stickstoff zu binden (Quicker und Weber 2016). Versuche haben allerdings auch gezeigt, dass das meist

basische Milieu der Kohle die Emissionen von Ammoniak während der Güllelagerung begünstigen kann. So ist dessen Einsatz in Kombination mit pH-senkenden Verfahren wie der Milchsäuregärung oder der Säurezugabe zu empfehlen (Schimmelpfennig et al. 2014).

Verfahren zur Feststoffseparation

Verschiedenste Phasentrennverfahren spielen in der GÜlleaufbereitung eine wichtige Rolle, da viele Aufbereitungsverfahren eine vorherige Phasentrennung voraussetzen. Die Feststoffseparation bietet sich als alleinstehende Technik jedoch auch bei hohen Abgabemengen und Transportentfernungen an und wird in erster Linie dazu genutzt, den hohen Wassergehalt zu senken. Da der Großteil des vorhandenen Phosphors (ca. 90 %) gebunden in der Festphase vorliegt, Stickstoff jedoch größtenteils als Ammoniumstickstoff in der Flüssigphase gelöst ist, lassen sich durch die Feststoffseparation die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bereits zu einem gewissen Grad gezielt abtrennen. Für die Wahl des geeigneten Separationsverfahrens ist die Nährstoffbilanz des Betriebes entscheidend (Cielejewski et al. 2014). Da zudem die meisten organischen Kohlenstoffverbindungen im Feststoff enthalten sind, lässt sich durch die Separation eine höhere Energiedichte für z. B. die Biogasgewinnung erzielen. Als kostengünstiges Verfahren hat sich in Niedersachsen die Eindickung der Gülle durch Sedimentation etabliert, da bei Schweinegülle durch eine geeignet lange Verweildauer eine gewisse Absetzwirkung der Feststoffe erreicht wird. Als Alternative bieten sich auch Separationsanlagen wie die Schneckenpresse oder die Dekanterzentrifuge an, welche in mobiler Ausführung auch gemeinschaftlich betrieben werden können (Hjorth et al. 2010, Sommer et al. 2013).

Verfahren zur Behandlung der Flüssig- bzw. Festphase

Falls gewünscht, können sich an eine Feststoffseparation auch verschiedene Verfahren zur Behandlung der Flüssig- bzw. Festphase anschließen. Vor allem der in der Flüssigphase reichlich vorhandene Stickstoff kann durch geeignete Verfahren wieder rückgewonnen werden und dann z.B. als Mineralstoffdünger genutzt werden. Hier haben sich vor allem membrantrennende Verfahren wie die Ammoniakstrippung oder die Ultrafiltration in Kombination mit der Umkehrosmose als mögliche Verfahren erwiesen, wobei letztere jedoch mit sehr hohen Kosten verbunden ist. Die Behandlung der Feststoffe erfolgt meist durch thermochemische Verfahren wie der Trocknung oder der Pyrolyse. Als Alternative zu thermochemischen Verfahren bietet sich zudem die Kompostierung der Feststoffe an, um stabilen und nährstoffreichen Humus zu gewinnen.

Alternative Nutzungsmöglichkeiten

Zu den alternativen Nutzungsformen der Gülle zählt vor allem die Gewinnung von Biogas durch anaerobe Vergärung. Da bei der reinen Vergärung von Schweinegülle die Methanausbeute aufgrund des hohen Wassergehaltes etwa 14-mal geringer als bei der Verwendung von Energiepflanzen ist, wird Gülle häufig zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen mitvergärt, um höhere Energieausbeuten zu erzielen (Lehmenkühler 2011). Eine vorhergehende Trock-

nung oder Feststoffseparation kann ebenfalls dazu dienen, die Energieausbeute zu verbessern. Insgesamt bietet sich die Vergärung von Gülle besonders dann an, wenn bereits Anlagen in der Umgebung zur Verfügung stehen. Nach der neuen Novelle zum Ökostromgesetz sind Neuanlagen auf 150 kW beschränkt und dürfen maximal einen Mais-Getreideanteil von 30 % aufweisen, womit Gülle als Gärsubstrat an Bedeutung gewinnen könnte. Inwieweit Biogasanlagen zur Verwertung von Biomasse zukünftig noch eine Rolle spielen werden, hängt maßgeblich von den Förderprogrammen ab (Metschina 2017).

Regionale Anwendbarkeit

Die Wahl geeigneter Maßnahmen richtet sich nun nach betrieblich individuellen Faktoren wie der Menge der anfallenden Gülle, der verfügbaren landwirtschaftlichen Fläche, dem verfügbarem Lagerraum sowie den Abgabekosten. Während in Niedersachsen und den Niederlanden die Gülleabgabekosten zwischen 15 und 25 €/m³ betragen können, erfolgt in der Steiermark die Abnahme der Gülle bei Ausbringung durch den Abnehmer oft kostenfrei (Maßwohl 2017). Aus diesem Grund rechnen sich für steirische Betriebe in den wenigsten Fällen Großanlagen zur GÜlleaufbereitung, wie sie in Niedersachsen oder den Niederlanden zum Einsatz kommen, da die Betriebskosten hier meist über 10 €/m³ liegen. So bieten sich in der Steiermark vor allem Investitionen im Bereich der Ausbringtontechnik und der GÜllestofflagerung sowie der Einsatz von kostengünstigen GÜllezusatzstoffen an, um eine bessere Nährstoffausnutzung von Wirtschaftsdünger zu erzielen. Zur Entschärfung der aktuellen Lagerraumproblematik sollte die Errichtung von zusätzlichen GÜllestofflagern zudem oberste Priorität genießen. Dies ist aber nur dann als sinnvoll einzustufen, wenn für die anfallende Gülle auch genügend landwirtschaftliche Fläche zur Verfügung steht. Fällt Gülle bezogen auf die zur Verfü-

gung stehende Fläche im Übermaß an, ist die Abgabe der überschüssigen Gülle an umliegende Betriebe mit Bedarf vom Kostenstandpunkt aus zu favorisieren. Betriebseigene Aufbereitungsverfahren machen sich nur bei Großbetrieben bezahlt, welche deutliche GÜlleüberschüsse aufweisen und mit hohen Abnahmekosten rechnen müssen. Hier existieren jedoch auch Teilaufbereitungsverfahren, welche auf die Rückgewinnung von Stickstoff abzielen. Interessant ist in diesem Zug das BioSampo-Verfahren des finnischen Herstellers Pellon, welches auf Schweinemastbetriebe mit bis zu 3.000 Tieren ausgelegt ist. Das Kernstück der Anlage ist eine Ammoniakstrippung, welcher eine biologische Belüftungsstufe und eine Separation vorgeschaltet ist. Durch dieses Verfahren lässt sich der Gesamtstickstoffgehalt von ursprünglich 3,78 kg/t auf etwa 0,6 kg/t verringern. Der in der Strippung ausgetriebene Ammoniak wird durch eine saure Wäsche als Ammoniumsulfat rückgewonnen. Übrig bleibt eine nährstoffarme Flüssigphase, welche, ohne das Grundwasser zu gefährden, flächenunabhängig ausgebracht werden könnte. Der Aufbau der gesamten Anlage ist in *Abbildung 2* ersichtlich. Die Installationskosten dieser Anlage mit einem jährlichen GÜlledurchsatz von 6.000 t belaufen sich auf etwa 196.000 €, wovon 80.000 € auf die Separationseinheit entfallen. Die Betriebskosten der Anlage belaufen sich auf ca. 2,3 € pro m³ behandelter Schweinegülle. Das gewonnene Ammoniumsulfat sowie der phosphorreiche Feststoff lassen sich dann entweder auf dem eigenen Betrieb nutzen oder können gewinnbringend verkauft werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, den Feststoff weiter zu kompostieren oder einer Biogasanlage zuzuführen (Sindhöj und Rodhe 2013, Sohlo 2017).

Literatur

Amon B., Fröhlich M., Weißensteiner R., Simic V., Gspan B., Amon T., Ramusch M. (2007) Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in

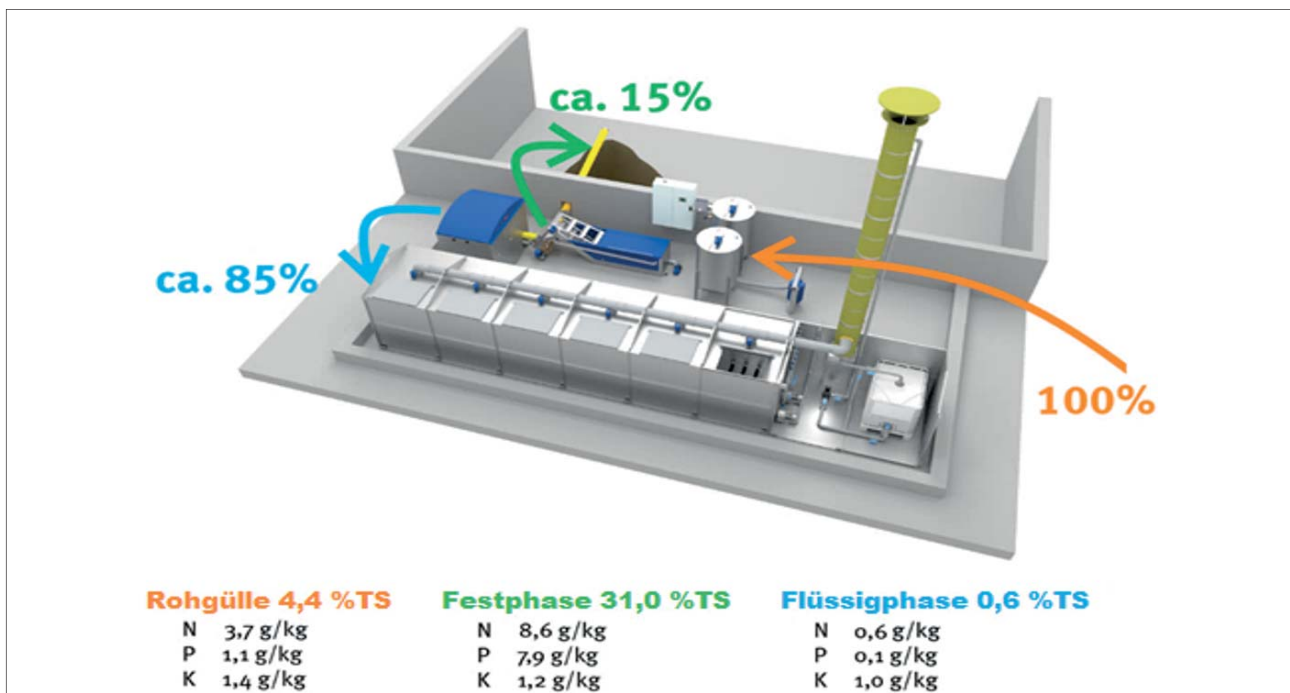


Abbildung 2: Aufbau der BioSampo Anlage zur Aufbereitung von Schweinegülle (Sohlo 2017).

- Österreich. Universität für Bodenkultur Wien, Wien, Österreich. [online] https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&id_in=5610 (Zugegriffen 7. November 2017).
- Bernsteiner A., Beichler A. (2016) Grundwasserschutzprogramm Graz bis Bad Radkersburg.
- Cielejewski H. (2013) Verfahren zur Aufbereitung von Gülle und Gärresten. [online] <http://www.duesse.de/znr/pdfs/2013/2013-04-25-biogastagung-04.pdf> (Zugegriffen 31. März 2017).
- Cielejewski H. (2017) Landwirtschaftliche Situation in Niedersachsen hinsichtlich Nitratbelastung im Grundwasser - Verfahren zur Gülleaufbereitung [persönliches Gespräch].
- Döhler H. (2016) Düngung von Gülle und Gärrückständen unter den Vorzeichen der neuen Düngeverordnung. [online] http://www.duengerfuchs.de/files/Download/Fachtagungen%202016/2016_Doehler_Duengeverordnung.pdf (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Döhler H., Vandre R., Wulf S., eurich-Menden B. (2011) „Abdeckung von Güllelagerbehältern - Stand der Technik“ in Bautagung Raumberg-Gumpenstein. Raumberg-Gumpenstein, Österreich 45-48.
- Fruhmann J. (2017) Betriebsbesuch von Johann Fruhmann in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Fuchs B., Baumgartner N. (2016) So funktionieren Stickstoffstabilisatoren. DLZ Agrarmagazin, 1(Januar) 73-75.
- Kammann C., Haider G., Del Campo B., Müller C., Schmidt H.-P., Marhan S., Clough T., Seffens D. (2014) „Nitrate retention by biochar: mechanistic insights by 15N tracing“ in *The Earth Living Skin: Soil, Life and Climate Changes 2014*. Bari, Italien. 1 [online] https://www.researchgate.net/publication/267512947_Nitrate_retention_by_biochar_mechanistic_insights_by_15N_tracing (Zugegriffen 9. August 2017).
- Kowalewsky H.-H. (2017) Schweinegüllemanagement in Niedersachsen [persönliches Gespräch].
- Küper J.-M., Deter A. (2014) Gölledüngung auf Grünland: Vor- und Nachteile der heutigen Systeme. [online] <https://www.topagrar.com/news/Home-top-News-Guelleduengung-auf-Gruenland-Vor-und-Nachteile-der-heutigen-Systeme-1501531.html?page=1> (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Lenz V. (2017) Neubau von Güllegruben – Grubenarten, Lagerumbedarf und Kosten [E-Mail] Pöllinger, Alfred (10. Oktober 2017).
- Hjorth M., Christensen K.V., Christensen M.L., Sommer S.G. (2010) Solid liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 153-180.
- Holzner H. (2017) Güllewirtschaft in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Lehmenkühler M. (2011) Biogas aus Schweinegülle – geht das? *Top Agrar*, (11/2011), 18-23.
- Maßwohl J. (2017) Einsatz von Güllezusatzstoffen und Lage der Güllewirtschaft in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Metschina C. (2017) Situation für Biogasanlagen in der Steiermark [persönliches Gespräch].
- Pöllinger A. (2017) Minderung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft [persönliches Gespräch].
- Pöllinger A. (2006) Technische Herausforderungen und aktuelle Entwicklungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Gumpenstein, Österreich. [online] <https://www.raumberg-gumpenstein.at/cm4/de/forschung/publikationen/downloadsveranstaltungen/finish/51-expertenforum-2006/449-technische-herausforderungen-poellinger.html> (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Quicker P., Weber K. (2016) *Biokohle - Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten*, Springer, Wiesbaden, Deutschland.
- Rackl C. (2006) Praktische Erfahrungen mit effektiven Mikroorganismen (EM) in Pflanzenbau und Tierhaltung, Fachhochschule Weihenstephan, Weihenstephan, Deutschland. [online] http://www.emsolutions.ch/downloader/downloads/Diplomarbeit_EM_Landwirtschaft.pdf (Zugegriffen 16. Oktober 2017).
- Rippel T. (2017) Einsatzmöglichkeiten der Milchsäuregärung [persönliches Gespräch].
- Schimmelpfennig S., Müller C., Grünhage L., Koch C., Kammann C. (2014) Biochar, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland - Effects on greenhouse gas emissions and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 39-52.
- Sindhøj E., Rodhe L. (2013) Examples of Implementing Manure Processing Technology at Farm Level. [online] http://www.balticmanure.eu/download/Reports/bm_inno_web.pdf (Zugegriffen 3. Juli 2017).
- Sohlo L. (2017) The BioSampo-Process for treating swine manure [persönliches Gespräch].
- Sommer S., Christensen M.L., Schmidt T., Jensen L.S. (2013) *Animal Manure Recycling Treatment and Management*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK. [online] <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9781118676677> (Zugegriffen 8. Juni 2017).

Ammoniakverluste bei der organischen Düngung

Matthias Wendland^{1*}, Konrad Offenberger¹, Sabine Mikolajewski², Wolfgang Sitte²,
Klara Aigner¹ und Christian Sperger

Zusammenfassung

Die Ammoniakverluste können je nach Applikationsbedingungen und Zusammensetzung des organischen Düngers sehr stark schwanken. Die dargestellten Ergebnisse belegen, in Abhängigkeit von der Zeit nach der Ausbringung, diese Unterschiede deutlich. Mit gezielten Maßnahmen können die Verluste entsprechend reduziert werden. Neben der Berücksichtigung der Witterung (z. B. Temperatur) ist die rasche Einarbeitung der organischen Dünger eine sehr effektive Maßnahme, um die Ammoniakverluste deutlich zu reduzieren.

Auf bestellten Ackerflächen und auf Grünland ist die Einarbeitung bzw. die direkte Einbringung der Gülle in den Boden hingegen deutlich aufwändiger. Inwieweit hier eine gezielte Ausbringung in zeitlicher Abhängigkeit von einem Niederschlagsereignis die Ammoniakverluste reduzieren kann, soll zukünftig untersucht werden.

Einleitung

Eine möglichst hohe N-Wirkung von organischen Düngern ist sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht anzustreben. Einer der bedeutendsten Verlustpfade ist die Ammoniakverflüchtigung nach der Ausbringung von organischen Düngern. Daher ist es wichtig, die Einflussfaktoren und deren Bedeutung zu kennen, um gezielt Maßnahmen zu deren Reduzierung berücksichtigen zu können.

Material und Methoden

Die Ammoniakverluste nach der Ausbringung von organischen Düngern wurden über die Bodenuntersuchung auf Ammonium abgeleitet. Die Untersuchung erfolgte grundsätzlich in Anlehnung an „VDLUF A Methodenbuch Band IA 6.1.4.1 (N_{min}-Labormethode). Zusätzlich sind noch weitere, bei Offenberger et al. 2016 (siehe Tagungsband) beschriebene Anforderungen zwingend zu beachten. Da die gasförmigen N-Verluste hauptsächlich als Ammoniak entweichen, kann näherungsweise von Ammoniakverlusten gesprochen werden.

Die Messungen wurden in einer festgelegten Zeitreihe nach der Ausbringung des organischen Düngers (1 Stunde, 2 Stunden, 4 Stunden, 1 Tag, 2 Tage, 4 Tage und 7 Tage) durchgeführt. Unter zwei Witterungsbedingungen wurde der Einfluss verschiedener Faktoren (Düngerart, mit und

ohne Einarbeitung, Düngermenge, Ansäuerung der Gülle) auf die Ammoniakabgasung untersucht.

Bezüglich der Witterungsbedingungen wurde zum einen ein Ausbringetermin im Februar gewählt, bei dem in den Morgenstunden eine Gülleausbringung auf oberflächlich gefrorenem Boden (-4 °C) möglich ist (Abbildung 1), und zum anderen ein Ausbringetermin bei warmer trockener Witterung im Mai (Abbildung 2). Die Februarausbringung bei kalter Witterung erfolgte am 6., 7. und 8. Februar 2016, die Maiausbringung bei warmer Witterung am 7., 8. und 9. Mai 2016.

Die organische Düngung wurde jeweils in den Morgenstunden (6 – 10 Uhr) ausgebracht. Die Ausbringung erfolgte immer als Breitverteilung. Die Varianten von „1 Stunde“ bis „1 Tag“ wurden am 8.02.2016 bzw. am 9.05.2016 ausge-

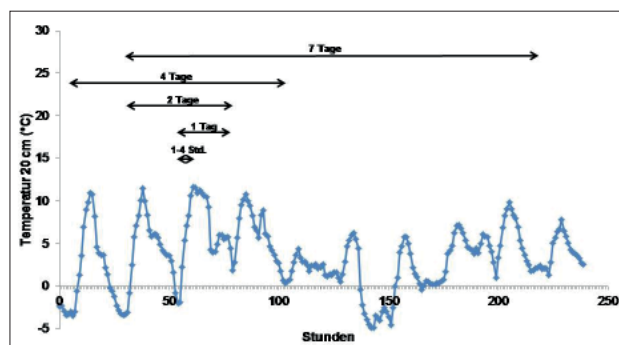


Abbildung 1: Lufttemperatur in 20 cm Höhe vom 06.02.2016 - 15.02.2016.

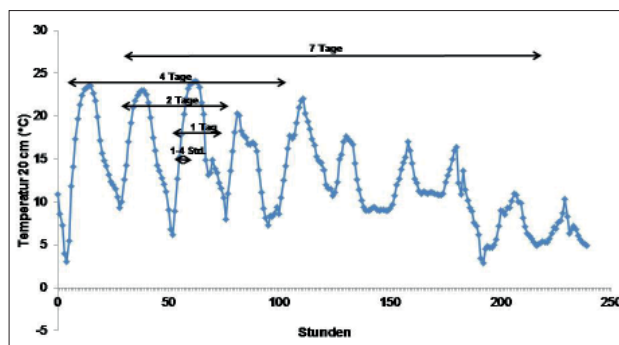


Abbildung 2: Lufttemperatur in 20 cm Höhe vom 07.05.2016 - 16.05.2016.

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz, Lange Point 12, D-85354 FREISING-WEIHENSTEPHAN

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Abteilung Qualitätssicherung und Untersuchungswesen, Lange Point 12, D-85354 FREISING-WEIHENSTEPHAN

* Ansprechpartner: Dr. Matthias Wendland, matthias.wendland@lfl.bayern.de

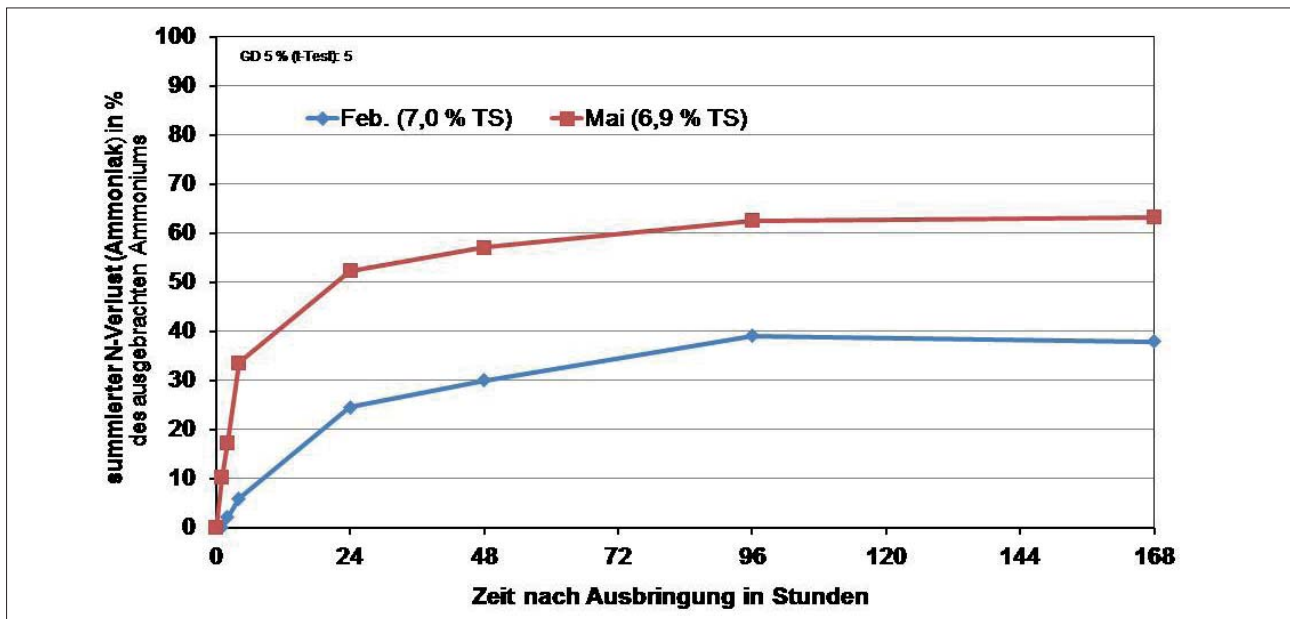


Abbildung 3: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Witterung, Biogasgärrest, Acker ohne Einarbeitung.

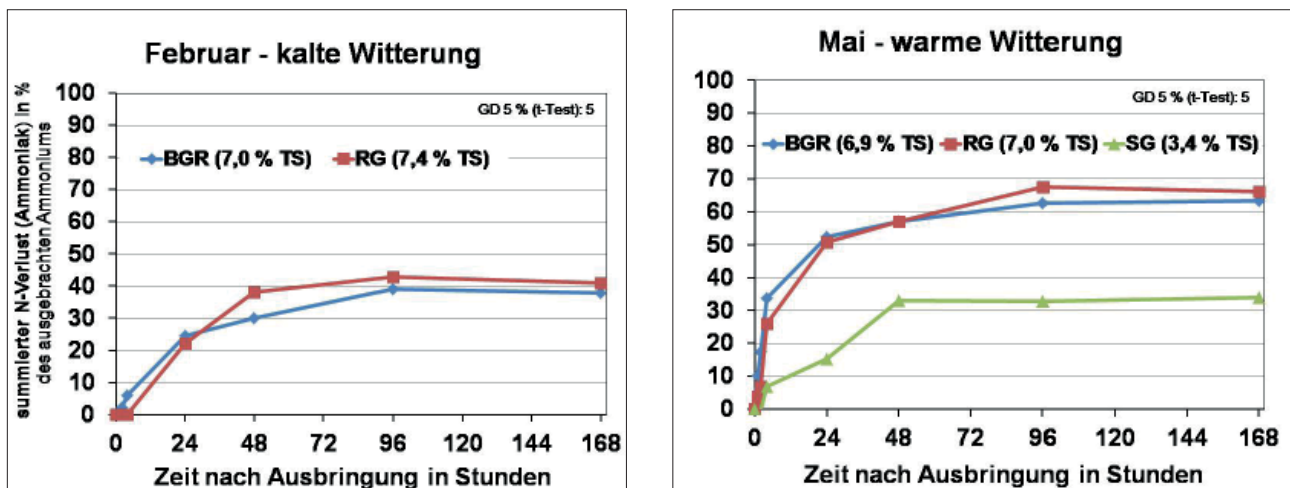


Abbildung 4: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Düngerart und Witterung bei der Ausbringung, Acker ohne Einarbeitung.

bracht, die Varianten „2 Tage“ und „7 Tage“ am 7.02.2016 bzw. am 8.05.2016 und die Variante „4 Tage“ am 6.02.2016 bzw. am 7.05.2016. Da die Witterung im Februar als auch im Mai an allen 3 Ausbringtagen in etwa gleich war, können die Ergebnisse gemeinsam betrachtet werden. Es herrschte jeweils an den Ausbringtagen Sonnenschein. Im gesamten Beobachtungszeitraum erfolgte kein Niederschlag.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ammoniakverluste werden jeweils als summierte N-Verluste (Ammoniak) in % des ausgebrachten Ammoniums dargestellt. In der Regel wurden Messungen bis 168 Stunden (= 7 Tage) nach der Ausbringung durchgeführt. Nachfolgend werden zu verschiedenen Fragestellungen die Ergebnisse gezeigt.

Einfluss der Witterung

Im Februar bei kalter Witterung (Abbildung 1) und im Mai bei warmer Witterung (Abbildung 2) wurden verschiedene organische Dünger ausgebracht.

Die gasförmigen Ammoniakverluste sind im warmen Mai deutlich höher als im kalten Februar. Beim Biogasgärrest auf Acker ohne Einarbeitung, wie in *Abbildung 3* zu sehen, wurden im Februar weniger als 40 % Verluste gemessen, im Mai hingegen wurden über 60 % erreicht. Die Verluste traten jeweils bis zum 4. Tag (96 Stunden) auf, im darauffolgenden Messzeitraum (4. bis 7. Tag nach Ausbringung) wurden keine weiteren Verluste mehr festgestellt. Im Februar entwichen in den ersten 4 Stunden weniger als 10 %, im Mai hingegen waren in den ersten 4 Stunden über 30 % Verluste festzustellen.

Düngerart – Biogasgärrest, Rindergülle, Schweinegülle

Beim Vergleich der Düngerarten Biogasgärrest (BGR) und Rindergülle (RG) konnten sowohl im Februar als auch im Mai kaum Unterschiede festgestellt werden. Die etwas höheren Verluste der Rindergülle im Februar können auch auf die um 0,4 % höhere TS zurückzuführen sein (*Abbil-*

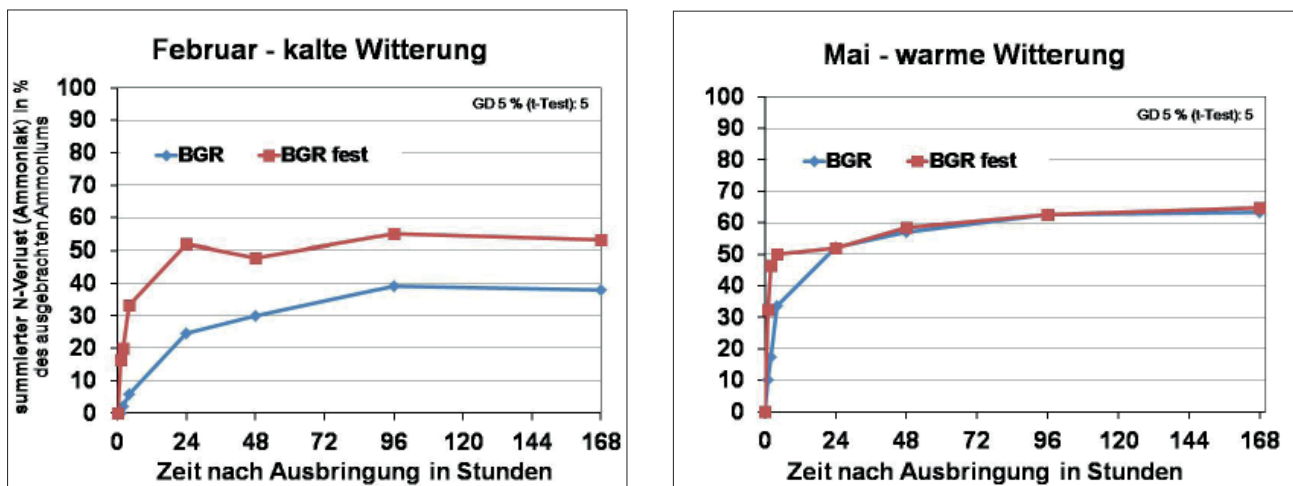


Abbildung 5: Ammoniakverluste Biogasgärrest und „Biogasgärrest fest“, Acker ohne Einarbeitung.

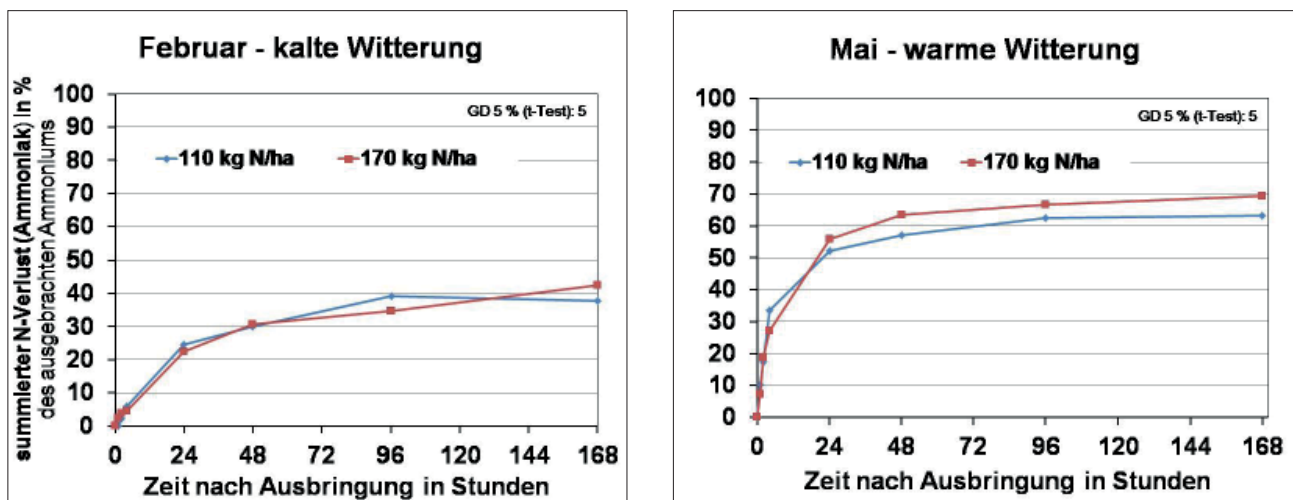


Abbildung 6: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Menge des ausgebrachten org. Düngers, Biogasgärrest, Acker ohne Einarbeitung.

dung 4). Die Schweinegülle (SG), welche nur im Mai in den Versuch aufgenommen wurde, zeigt deutlich geringere Verluste. Diese sind vermutlich jedoch hauptsächlich dem geringen TS-Gehalt von 3,4 % geschuldet. Ob und inwieweit die Düngerart Schweinegülle (bei gleichen TS-Gehalten) geringere Verluste als die Rindergülle oder Biogasgärrest verursacht, kann aufgrund der bisherigen Ergebnisse (noch) nicht beurteilt werden.

Vergleich Biogasgärrest mit „Biogasgärrest fest“

Biogasgärreste werden in der Praxis häufig separiert. Dabei entsteht neben der flüssigen Phase auch eine feste Phase mit ca. 25 % TS. Dieser „Biogasgärrest fest“ weist neben dem hohen TS-Gehalt in der Regel auch einen höheren pH-Wert auf. Nach der Ausbringung von „Biogasgärrest fest“ entstehen sehr schnell sehr hohe Verluste. Diese betragen bereits im Februar bei kühler Witterung in den ersten 4 Stunden über 30 %, während sie beim (normalen) Biogasgärrest (7,0 % TS) im gleichen Zeitraum unter 10 % lagen. Im warmen Mai zeigte sich die gleiche Tendenz, aber auf einem deutlich höheren Niveau. Wenn hohe Verluste verhindert

werden sollen, ist folglich eine Einarbeitung von „Biogasgärrest fest“ nach 4 Stunden deutlich zu spät.

Einfluss der Menge des ausgebrachten org. Düngers

Die Menge des ausgebrachten org. Düngers hat einen geringen Einfluss auf die Ammoniakverluste. Im Februar bei kalter Witterung konnte zwischen einer Düngermenge von 110 kg Ngesamt/ha und 170 kg Ngesamt/ha kein Unterschied festgestellt werden (Abbildung 6).

Im Mai bei warmer Witterung wurde bei der höheren Gärrestmenge ab einem Tag (24 Stunden) nach der Ausbringung, ein geringfügig höherer N-Verlust gemessen.

Einarbeitung der organischen Dünger

Es ist anzunehmen, dass die gasförmigen Ammoniakverluste hauptsächlich auf der Bodenoberfläche entstehen. Das Ammonium eines eingearbeiteten organischen Düngers kann sich an Bodenteilchen binden und ist somit vor der Abgasung (weitgehend) geschützt. In Abbildung 7 ist ein Vergleich der Ammoniakverluste von „Biogasgärrest fest“

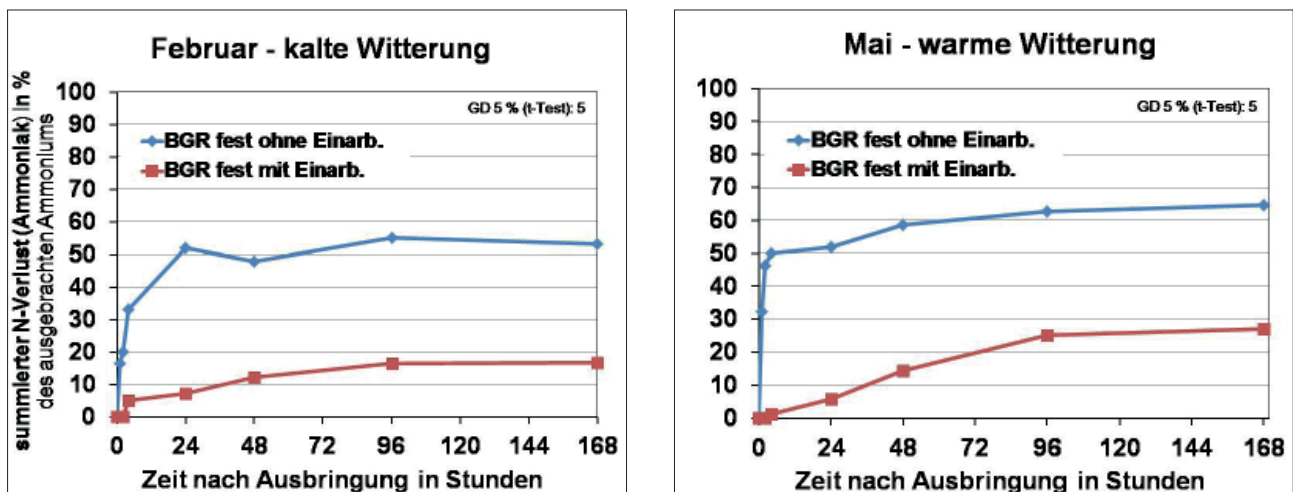


Abbildung 7: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Einarbeitung, „Biogasgärrest fest“, Acker.

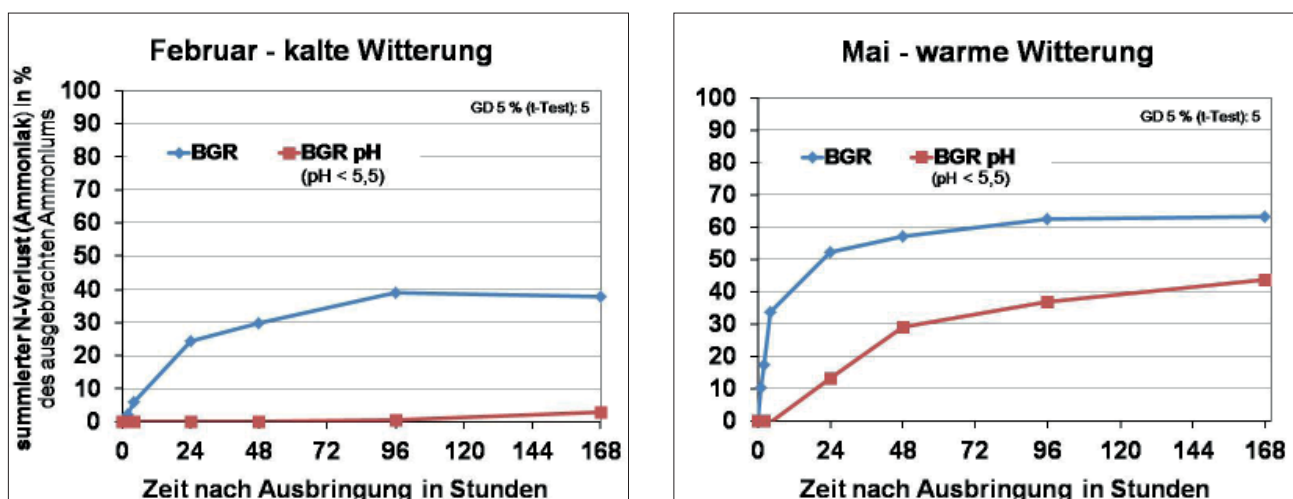


Abbildung 8: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Ansäuerung, Biogasgärrest, Acker ohne Einarbeitung.

mit und ohne Einarbeitung dargestellt. Bei der Einarbeitung wurde der „Biogasgärrest fest“ nur ca. 2 cm in den Boden eingebracht. Die nachfolgenden Ergebnisse sind also nur für diese sehr flache Einarbeitung übertragbar. Bei einer tieferen Einarbeitung, wie es in der Praxis in der Regel der Fall ist, kann man mit deutlich geringeren Verlusten rechnen. Trotz dieser im Versuch flachen Einarbeitung konnte im kalten Februar die Ammoniakabgasung nach 4 Tagen von ca. 55 % auf ca. 15 % reduziert werden. Im warmen Mai zeigte sich die gleiche Tendenz auf einem höheren Niveau.

Ansäuerung der organischen Dünger

Der Biogasgärrest wurde mit Essigsäure auf einen pH-Wert von unter 5,5 eingestellt. Bei kalter Witterung konnten durch die Ansäuerung des Biogasgärrests die Ammoniakverluste in den ersten 7 Tagen weitgehend unterbunden werden (Abbildung 8). Allerdings wurde bei einer weiteren Messung 14 Tage nach der Ausbringung (nicht dargestellt) auch bei dem angesäuerten Biogasgärrest ein N-Verlust von ca. 20 % ermittelt. Bei warmer Witterung im Mai zeigen sich auch bei Ansäuerung bereits nach 24 Stunden deutliche Verluste. Dies lässt darauf schließen, dass in Abhängigkeit von den Einflussfaktoren (z.B. Temperatur) vermutlich nur für eine

bestimmte Zeit die Abgasung von Ammoniak verhindert werden kann.

Zeitpunkt der Ausbringung (Tageszeit)

Wie bereits oben beschrieben hat die Witterung bzw. Temperatur einen bedeutenden Einfluss auf die gasförmigen Ammoniumverluste. Bei einer Ausbringung am gleichen Tag, aber zu unterschiedlichen Tageszeiten und damit verschiedenen Witterungsbedingungen, muss sich dies auch auf die Verluste auswirken. Wie in Abbildung 9 dargestellt hat die Tageszeit bei einer langfristigen Betrachtung (4 – 7 Tage) nur einen geringen Einfluss auf die Verluste. Aber bei einem Vergleich der N-Verluste nach 4 Stunden zeigen sich gravierende Unterschiede. Eine Ausbringung mittags um 13 Uhr verursachte ca. 40 % Verluste, eine Ausbringung abends um 20 Uhr hingegen nur ca. 10 %. Die Ausbringung um 7 Uhr morgens lag mit ca. 18 % Verlusten dazwischen. Bei einer Einarbeitung der Gülle nach 4 Stunden hat somit die Tageszeit der Ausbringung einen bedeutenden Einfluss.

Literatur

VDLUFA (2002) Methodenbuch. Band I A 6.1.4.1 (N_{min}-Labormethode).

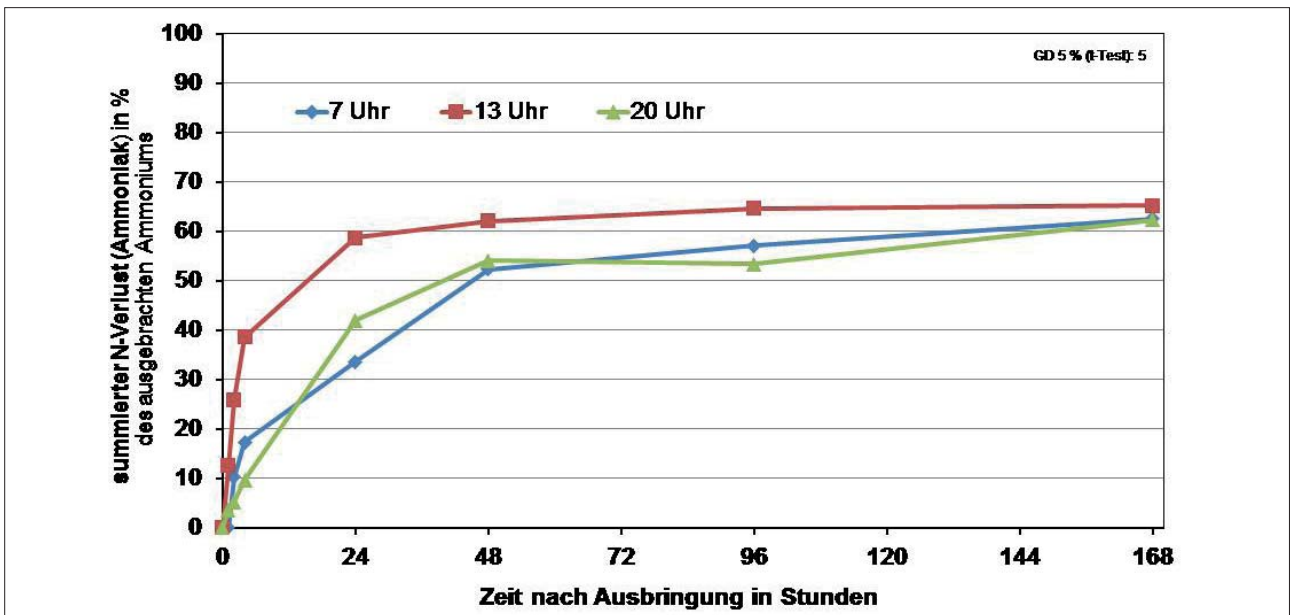


Abbildung 9: Ammoniakverluste in Abhängigkeit von der Tageszeit der Ausbringung, Biogasegärrest, Acker ohne Einarbeitung, Mai bei warmer Witterung.

Reduktion der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft - Sinnvolles und Machbares, Probleme, Hemmnisse und Grenzen verschiedener Maßnahmen in der (Beratungs-)Praxis

Franz Xaver Hölzl^{1*}

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft nimmt die Ammoniak-Reduktionsverpflichtungen zur Kenntnis. Bei der Auswahl der Maßnahmen ist insbesondere auf die Kosten, Wirksamkeit und die Praxisakzeptanz Bedacht zu nehmen. Im Rahmen der Umsetzung soll unbedingt nach dem Prinzip der „Freiwilligkeit durch Investförderungs- und ÖPUL-Maßnahmen mit begleitender Schwerpunktberatung vor gesetzlich verpflichtenden Auflagen“ vorgegangen werden.

konfliktloseren und effizienteren Weg „Freiwilligkeit vor Zwang mit begleitender Schwerpunktberatung“ gewählt. Dieser Vorgangsweise sollte auch bei diesem Thema der Vorzug gegeben werden. Darüber hinaus ist unbedingt darauf Bedacht zu nehmen, dass gesetzliche Vorschriften grundsätzlich nicht mehr in Umweltmaßnahmen abgegolten werden dürfen.

ÖPUL-Einstiegsstopp bringt Probleme bei der Linearität

In diesem Zusammenhang muss aber darauf hingewiesen werden, dass aufgrund des Einstiegsstopps im Österreichischen Umweltprogramm (ÖPUL 2015 in der LE 2014-2020) keinerlei Steigerung der Teilnehmeraten bei bestimmten zielführenden Maßnahmen wie zB „Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle“ und der erfahrungsgemäßen Verzögerung des Starts des neuen Programmes (GAP 21+) in den nächsten Jahren keine merkbaren und nachweisbaren Verbesserungen erreichbar sind.

Dies wird den Sektor Landwirtschaft bei einem rigoros umgesetzten linearen Reduktionspfad gemäß Entwurf Emissionshöchstmengengesetz-Luft 2018 vor enorme Probleme stellen und einen entsprechenden Druck in Richtung gesetzlicher Maßnahmenfestlegung hervorrufen. Denn das Jahr 2025 stellt offensichtlich eine Art Kontrolljahr bezüglich Einhaltung der jährlichen Reduktionsverpflichtungen dar. Gelingt es nicht, die Emissionen bis zum Jahr 2025 im Einklang mit dem linearen Reduktionspfad zu begrenzen, sind laut Gesetzesentwurf in den darauffolgenden informativen Inventurberichten die Abweichungen zu begründen und zusätzliche Maßnahmen darzustellen. Dies zeigt, dass extremer Zeitdruck bzgl. Maßnahmenumsetzung und Nachweis der Reduktionen gegeben ist.

Verschärft wird die Lage für die Landwirtschaft noch zusätzlich dadurch, dass bei der Ausgangsbasis von 66 kt Ammoniak noch nicht die Ergebnisse der TIHALO II-Studie berücksichtigt worden sind. Laut den ersten Informationen ist aber davon auszugehen, dass ein höheres Ausgangsniveau (2015 67 kt NH₃) wahrscheinlich ist.

Ausgangs-Situation

Österreich hat sich verpflichtet, die Ammoniak-Emissionen gegenüber dem Referenzjahr 2005 (66 kt NH₃) bis 2020 um 1 % und bis 2030 um 12 % linear zu reduzieren. Ammoniak stammt zu etwa 95 % aus der Landwirtschaft und dabei wieder zum überwiegenden Teil aus der Tierhaltung. Nun gilt es Maßnahmen zu finden und festzulegen, die die Erreichung dieses Zielpfades gewährleisten.

Im Entwurf des Emissionshöchstmengengesetz-Luft 2018 ist ein linearer Reduktions-Zielpfad pro Jahr für den Zeitraum von 2020 bis 2030 für die Ammoniak-Emissionen vorgegeben, der eingehalten werden soll (siehe *Tabelle 1*).

Diese Vorgaben stellen für die österreichische Landwirtschaft unter Bedachtnahme auf die Betriebsstruktur und den hohen Anteil an benachteiligten Regionen (Berggebiet, ...) eine extrem hohe Herausforderung dar.

Freiwilligkeit vor Zwang

Meines Erachtens bekennt sich die Landwirtschaft dazu, dass Maßnahmen umgesetzt werden müssen, um die Emissionsreduktionsverpflichtungen erfüllen zu können. Derartige Maßnahmen können in Form von gesetzlichen Vorgaben, in Form von Lenkungseffekten durch Investitionsförderungen oder Umweltförderungen (zB durch spezifische ÖPUL-Maßnahmen) oder durch Schwerpunktberatung erfolgen. In Oberösterreich hat man bis dato in den meisten Fällen den

Tabelle 1: Linearer Zielpfad für die Ammoniakemissionen in kt von 2020 bis 2030. Quelle: Entwurf EG-L 2018.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	ab 2030
NH ₃ Summe [kt]	64,64	63,92	63,21	62,49	61,77	61,05	60,33	59,62	59,90	58,18	57,46
Landwirtschaft	60,91	60,25	59,59	58,94	58,28	57,63	56,97	56,31	55,66	55,00	54,34
Sonstige	3,74	3,67	3,61	3,55	3,49	3,43	3,36	3,30	3,24	3,18	3,11

¹ Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Boden.Wasser.Schutz.Beratung, Auf der Gugl 3, A-4021 LINZ

* Ansprechpartner: DI Franz Xaver Hölzl, franz.hoelzl@lk-ooe.at

Notwendige Schwerpunktmaßnahmen in der LE 21+

Dies wird auch ein brisantes agrarpolitisches Thema für die Weichenstellung in der nächsten Periode GAP 21+ bei sinkenden Finanzmitteln (Brexit), denn letztendlich bedeutet dies eine erheblich stärkere Abkehr im ÖPUL von flächigen Maßnahmen hin zu Schwerpunktmaßnahmen.

Diesbezüglich wird auf die EU-RL 2016/2284 (NEC) verwiesen, in der unter dem Kapitel „Finanzielle Unterstützung“ angeführt ist: *„Die Kommission ist bestrebt, den Zugang zu bestehenden Finanzmitteln der Union gemäß den gesetzlichen Bestimmungen für diese Mittel zu erleichtern, um die Maßnahmen zu unterstützen, die zur Verwirklichung der Ziele dieser Richtlinie getroffen werden müssen. Diese Finanzmittel der Union umfassen gegenwärtige und künftige Mittel, unter anderem im Rahmen: a) des Rahmenprogramms für Forschung und Innovation; b) des Europäischen Struktur- und Investitionsfonds, einschließlich der maßgeblichen Finanzmittel im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik; c) der Instrumente für die Finanzierung von umwelt- und klimapolitischen Maßnahmen wie das LIFE-Programm.“*

Überprüfung und Sanktionen

In der EU-RL 2016/2284 (NEC) ist in Artikel 13 ein relativ klares Überprüfungsszenario formuliert. Unter anderem legt die Kommission bei Nicht-Erreichung der Ziele bis 2025/2030 gegebenenfalls Gesetzgebungsvorschläge im

Hinblick auf die Emissionsreduktionsverpflichtungen für den Zeitraum nach 2030 vor.

In Artikel 18 „Sanktionen“ steht: *„Die Mitgliedstaaten erlassen Vorschriften über Sanktionen, die bei Verstößen gegen die gemäß dieser Richtlinie erlassenen nationalen Vorschriften zu verhängen sind, und treffen alle für die Anwendung der Sanktionen erforderlichen Maßnahmen. Die vorgesehenen Sanktionen müssen wirksam, verhältnismäßig und abschreckend sein.“*

Bezüglich Überprüfung, Konsequenzen und Sanktionen bei Zielverfehlung werden nähere Informationen generell und insbesondere für den Sektor Landwirtschaft sowohl auf nationaler als auch auf EU-Ebene erwartet. Falls als Sanktion u.a. auch sektorale und nationale Strafzahlungen angedacht sind, soll dies im Vorfeld ganz klar kommuniziert werden. Denn in diesem Fall ist es viel sinnvoller, rechtzeitig diese Mittel produktiv für den Sektor Landwirtschaft zu investieren, als hinterher unproduktive Finanzmittel nach Brüssel zu schicken.

Herausforderung: Festlegung von Maßnahmen mit Wirkungs- und Kosten-Effizienz und mit Praxisakzeptanz

Diesbezüglich ist die Generalproblematik in dieser Thematik anzudiskutieren. Die Emissionszahlen bei den einzelnen Parametern, insbesondere beim Ammoniak, basieren auf einem durchwegs vom Tierbesatz und Mineräldüngereinsatz abgeleiteten theoretischen Zahlenwerk, von dem dann



Abbildung 1: Verschmutzte Fläche beim Schrägbodenstall. Foto: Ing. Franz Strasser, BSP OÖ Wels, LK OÖ.

anhand von Standardfaktoren die Emissionsmengen abgeleitet werden. In weiterer Folge sind im Erst-Entwurf des Ratgebers des BMNT und im UBA-Report „Maßnahmen zur Minderung sekundärer Partikelbildung durch Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ aus dem Jahr 2016 Handlungsfelder formuliert. Im UBA-Zusatzreport „Quantifizierung von Maßnahmen zur Ammoniakreduktion aus der Landwirtschaft“ werden Reduktionspotenziale der einzelnen Maßnahmen aufgezeigt.

Trotz dieser guten fachlichen Grundlagen, die von der LK OÖ mit den Produktionssparten und Praktikern diskutiert worden sind, muss festgestellt werden, dass bei mehreren Maßnahmen die wissenschaftlichen Ergebnisse und die Praxiserfahrungen sehr stark divergieren. Es ist daher sowohl bei der Gestaltung des nationalen Ratgebers als auch bei der Festlegung des nationalen Luftreinhalteprogramms die große Herausforderung, emissionsreduzierende Maßnahmen zu finden, die auch in der Praxis als sinnvoll, technisch und finanziell als umsetzbar betrachtet werden.

Daher ist eine möglichst intensive Rückkoppelung mit der Praxis unbedingt erforderlich. Denn nur wenn die

Praxis von der Umsetzung sinnvoller, (kosten)effizienter Maßnahmen überzeugt werden kann, ist eine möglichst friktionsfreie Zielerreichung überhaupt erst möglich. Kostenintensive Maßnahmen, die in der Praxis dann nicht funktionieren und keine unmittelbare sicht- und merkbare Verbesserung bewirken (zB Schrägbodenstall, schräge Güllekanäle u.dgl.), sind unbedingt zu vermeiden. Es sollen auch keine Maßnahmen festgelegt werden, die zwar funktionieren, aber die Wirtschaftlichkeit der Produktion gefährden (zB Abluftreinigung in der Schweine- oder Geflügelhaltung). Denn erfahrungsgemäß können die höheren Kosten für Umweltschutzmaßnahmen nicht durch höhere Preise wettgemacht werden. Maßnahmen, wie die proteinreduzierte Fütterung in der Schweinehaltung oder die bodennahe Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, wurden und werden von der Praxis angenommen. Auf diesen positiven Beispielen ist aufzubauen.

Diese angeführten Kriterien sollen bei der Auswahl der Maßnahmen Berücksichtigung finden – eine große Herausforderung.

Bedeutung und Bewertung von ammoniakreduzierenden Maßnahmen im Ackerbaugebiet der südlichen Steiermark - Ausgangssituation, Umfrageergebnisse, Praxisbeispiele und Bewertung von Maßnahmen

Albert Bernsteiner^{1*} und Johannes Maßwohl²

Zusammenfassung

Für diesen Beitrag wurde speziell die südliche Steiermark ausgewählt, da einerseits intensive Landwirtschaft (Schweineproduktion) betrieben wird, andererseits dieses Gebiet auch als Feinstaubsanierungsgebiet ausgewiesen ist. Zugleich beinhaltet die ausgewählte Region auch das Grundwasserschutzgebiet von Graz bis Bad Radkersburg mit strengen Düngauflagen.

Eine online-Umfrage zum gewählten Beitrag zeigt, dass die Fütterung im Schweinebereich bereits weitgehend optimiert ist. Gülle- und Fütterungszusätze (Mikroorganismen, Kräuterextrakte, Gesteinsmehle) finden eine breite Anwendung. Ein Manko besteht nach wie vor bei der Gülleausbringtechnik.

Innovative Landwirte zeigen auch neue Möglichkeiten zur Reduktion der Ammoniakemissionen auf (verbesserte Einstreuprodukte, Gülleinjektion als Depotdüngung im Maisbau).

Schlagwörter: Feinstaubsanierungsgebiet, Güllezusätze, Schweineproduktion

Summary

For this input especially the southern Styria was selected. In this area intensive agriculture (pig production) takes place and also this area is also extended as particulate matter redevelopment area. Together, the selected region also includes the groundwater protection area from Graz to Bad Radkersburg with strict fertilizer requirements.

An online survey of the selected input shows that pig fattening has already been largely optimized. Liquid manure and feeding additives (microorganisms, herbal extracts, rock flour) are widely used. There is still a shortcoming in liquid manure application technology.

Innovative farmers also show new possibilities to reduce ammonia emissions (improved straw products, liquid manure injection as depot fertilizer in maize).

Keywords: particulate matter redevelopment area, liquid manure additives, pig production

Einleitung

Ammoniak (NH₃) entsteht hauptsächlich beim Abbau von organischem und mineralischem Dünger sowie bei der Lagerung von Gülle. Dementsprechend ist die Landwirtschaft Hauptquelle der Ammoniakemissionen. NH₃ ist primär für die Bildung versauernder und eutrophierender Schadstoffe und für die Bildung sekundärer Partikel (Feinstaub) verantwortlich (www.umweltbundesamt.at).

Die Ammoniakemissionen sind zu etwa 95 % der Landwirtschaft zuzuordnen. Der überwiegende Teil dieser Ammoniakemissionen stammt aus der Tierhaltung.

Ausgangssituation

Die Schweinehaltung als der vorherrschende Produktionszweig in der südlichen Steiermark wird auch in der Zukunft hohe Flächenanteile für sich beanspruchen. Daneben sind der Ölkürbis- und der Feldgemüseanbau wesentliche Produktionszweige im Gebiet.

Entsprechend des Hauptproduktionszweiges resultieren hohe Ammoniakemissionen in diesem Gebiet (vgl. *Abbildung 1*). Die berechneten Jahresemissionen in der

Steiermark für den Sektor Landwirtschaft (Bezugsjahr 2010) betragen 13.594 Tonnen. Das sind 95 % der Gesamt-Ammoniakemissionen in der Steiermark (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2015).

Hohe Ammoniakemissionen tragen wesentlich zur Feinstaubbildung bei. In den Feinstaubsanierungsgebieten der Steiermark finden sich auch die Gebiete mit den höchsten Ammoniakemissionen (vgl. *Abbildung 2*).

Umfrageergebnisse

Im Zuge der Aufgabenstellung wurde ein online-Fragebogen entworfen, um die Situation auf den Betrieben betreffend die Ammoniakemissionen zu bekommen. Insbesondere auf Tierhaltungs- und Biogasbetrieben besteht bei der Ausbringung und der Lagerung der anfallenden Wirtschaftsdünger ein hohes Verlustpotenzial in die Luft.

Abgefragt wurden hierbei u.a.:

- Betriebsform und Betriebsgröße
- Wirtschaftsdüngersysteme und Wirtschaftsdüngerlager
- Einsatz von Zusatzstoffen in Wirtschaftsdünger und in Futtermitteln

¹ Landwirtschaftskammer Steiermark, Hamerlinggasse 3, A-8010 GRAZ

² Landwirtschaftliche Umweltberatung Steiermark, Bezirkskammer Südoststeiermark, Franz-Josef-Straße 4, A-8330 FELDBACH

* Ansprechpartner: DI Albert Bernsteiner, albert.bersteiner@lk-stmk.at

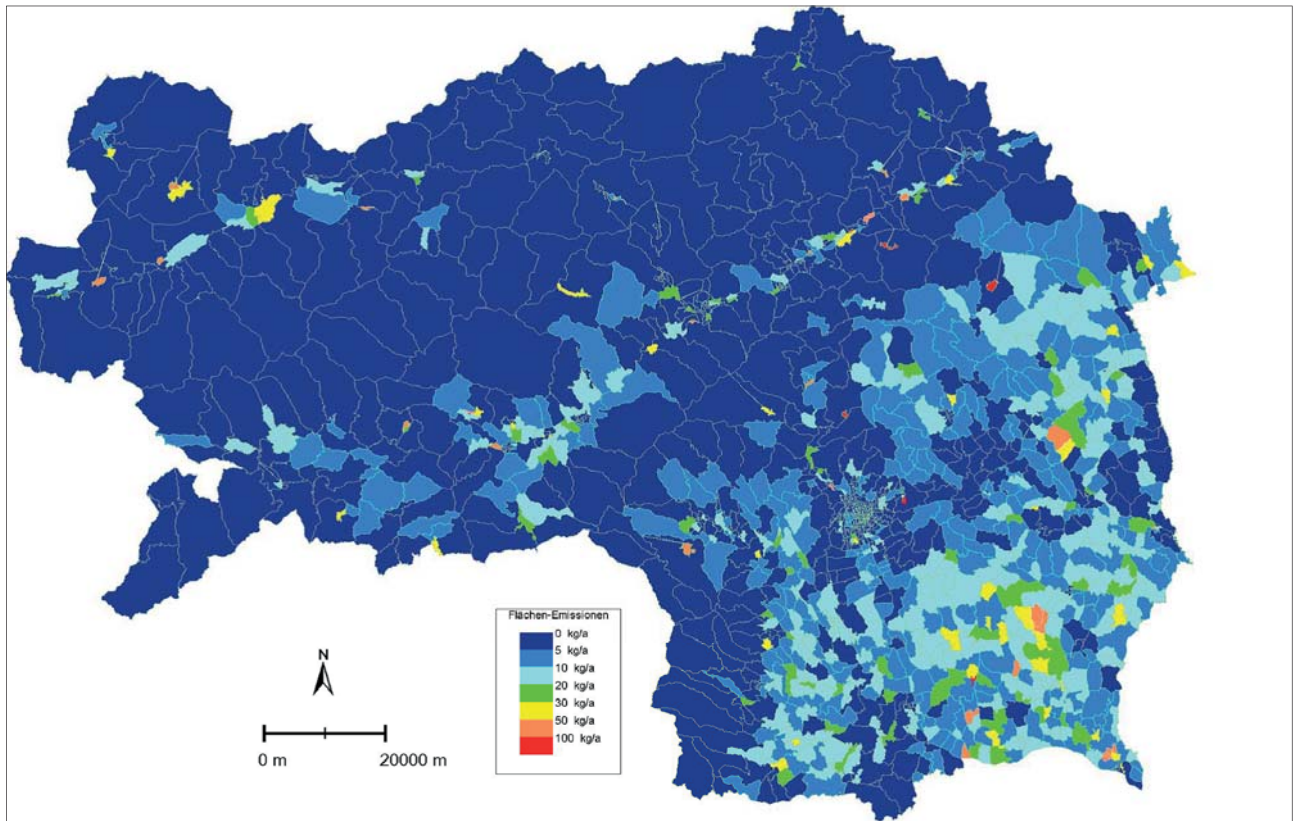


Abbildung 1: Räumliche Verteilung der Emissionen durch Tierhaltung, Mistlagerung und Gülleausbringung in der Steiermark für NH_3 , [kg/a]. Quelle: www.umwelt.steiermark.at

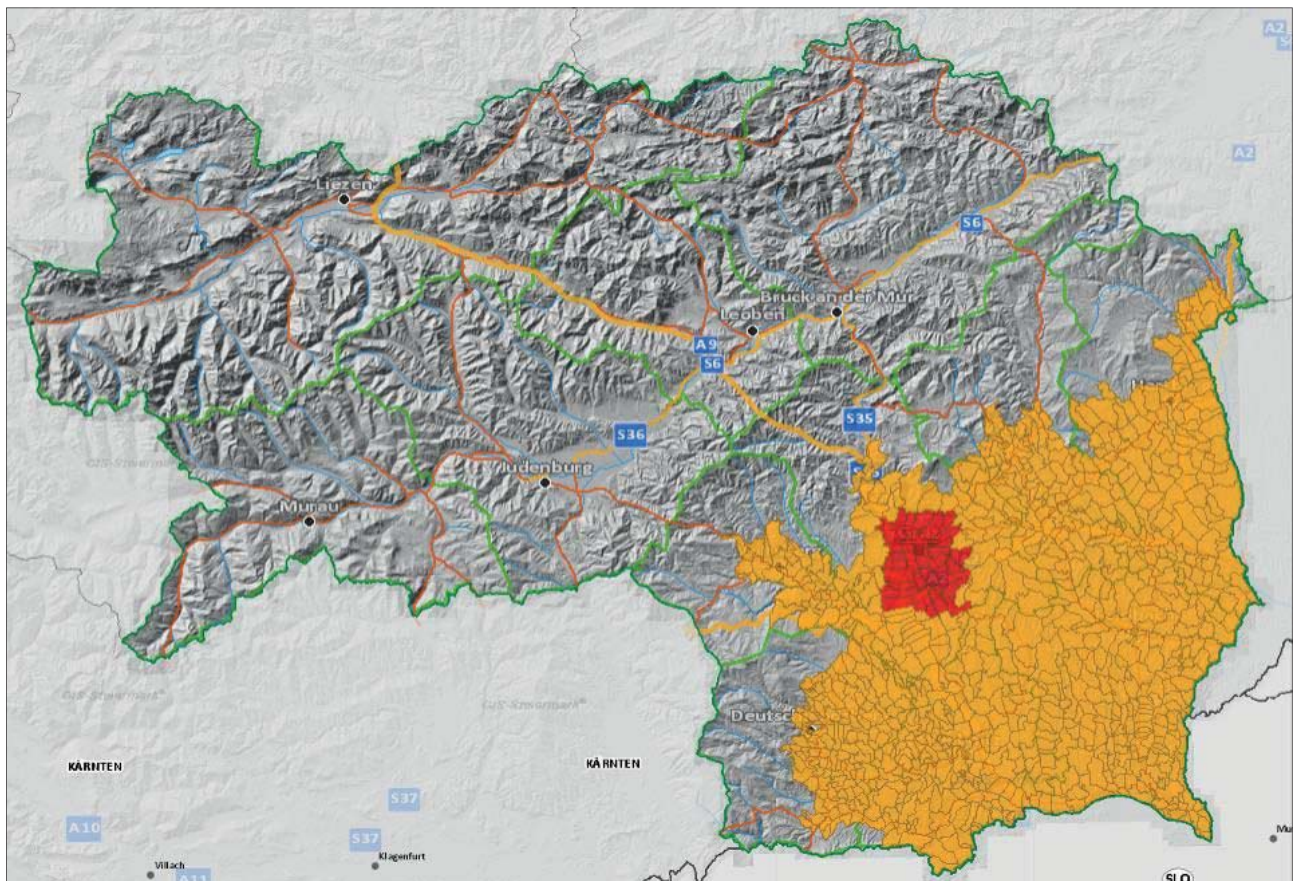


Abbildung 2: Feinstaubsanierungsgebiete der Steiermark. Quelle: www.gis.steiermark.at

- Futteranalyse und Rationsberechnungen
- Ausbringtechnik, Ausbringzeiten
- Maßnahmen zur Ammoniakreduktion am Betrieb.

Die online-Umfrage ist zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht abgeschlossen. Erste Auswertungen weisen darauf hin, dass „Gülle“ das vorherrschende Wirtschaftsdüngersystem darstellt. Der vorhandene Lagerraum für Gülle wird zwischen acht und zwölf Monaten angegeben. Zusatzstoffe auf Basis Mikroorganismen, Gesteinsmehle und Kräuterextrakte werden von den Betrieben in der Schweinefütterung häufig eingesetzt. Die Optimierung der Fütterung über Futtermittelanalysen, Rationsberechnungen und eiweißreduzierte Fütterung scheint auf diesen Betrieben die Regel zu sein.

Potenzial für eine Reduktion der Ammoniakemissionen ist in der Ausbringtechnik gegeben.

Praxisbeispiele und Bewertung von Maßnahmen

In der südlichen Steiermark gibt es Betriebe, die im Bereich der Ammoniakreduktion innovative Maßnahmen gesetzt haben.

Diesbezügliche Maßnahmen sind z. B.: Einstreumaterial auf Basis Maisspindel-, Pflanzenkohle-, Strohpellets (Am-

moniakbindung und trockene Stallflächen), Heizspiralen im Boden bei der Geflügelhaltung, Kombination einer Ackerschlepe mit Gülleinjektoren.

An einem Betrieb in der Gemeinde Fehring wurden insbesondere Güllezusätze getestet. Hierbei kamen ein Mikroorganismen-Präparat, Pflanzenkohle, Braunkohle, Schwefelsäure und Glucose zum Einsatz. Untersucht wurde der Verlauf des pH-Wertes, Redoxpotenzial und die Änderung der Stickstofffraktionen in der Gülle. Eine dauerhafte Absenkung des pH-Wertes und damit eine Senkung des Ammoniak-Verlustpotenzials konnte nur mit der Glucose erreicht werden.

Literatur

Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2015) Fachbericht Luftreinhaltung, Emissionskataster Steiermark, S. 20 f. http://app.luis.steiermark.at/berichte/Download/Fachberichte/Lu_13_2014_Emissionskataster_Stmk_C.pdf, abgerufen am 4.1.2018

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Sanierungsgebiete: http://www.umwelt.steiermark.at/cms/dokumente/10513919_8549900/71d9bd33/Sanierungsgebiete%20neu.pdf, abgerufen am 4.1.2018

Umweltbundesamt, Ammoniak: <http://www.umweltbundesamt.at/umwelt/luft/luftschadstoffe/ammoniak/>, abgerufen am 4.1.2018

Was tut sich in der Praxis? - Ergebnisse des Güllemonitorings 2017 in der Steiermark

Wolfgang Angeringer^{1*}

Zusammenfassung

Flüssige Wirtschaftsdünger, also alle Formen von Gülle und Jauche, geraten heute gesellschaftlich immer mehr in Kritik. Aus landwirtschaftlicher Sicht steht die verlustarme Ausbringung, vor allem in Hinblick auf gasförmige Stickstoffverluste im Vordergrund. Die Bevölkerung nimmt diese Ausgasungen, vor allem die Ammoniak- und Schwefelverbindungen als Geruchsbelästigung wahr, wodurch es in der Praxis immer häufiger zu Auseinandersetzungen kommt. Entsprechend groß war das Interesse der Landwirte, am Gülleprojekt in der Steiermark teilzunehmen. Die Untersuchung beinhaltete Nährstoffgehalte, Trockenmasse und pH-Wert im NIRS-Schnelltestverfahren. Von Interesse war insbesondere der Ammonium/Ammoniak-Anteil im Verhältnis zu organisch gebundenem Stickstoff, Trockensubstanzgehalt und pH-Wert. Ziel war es, aus der Fülle an Proben zusammen mit Hintergrundinformationen über die Güllebehandlungen und Systeme auf den Betrieben, Praxisempfehlungen abzuleiten.

Die Daten weisen große Unterschiede bei den gemessenen Parametern zwischen den Betriebstypen auf. So zeigte sich der Zusammenhang bei steigendem Wasser-Verdünnungsgrad und reduziertem Ammoniumgehalt, womit sich auch die Ammoniak-Ausgasung reduzieren lässt. Die Zunahme an Nährstoffgehalten mit steigender Leistung zeigte sich ebenfalls deutlich. Diverse Zusätze wie Futterkalk oder das Streuen von Kalk-Magnesium-Steinmehlen zeigen sich in deutlich erhöhten Ca und

Mg Werten. Keine eindeutigen Zusammenhänge gibt es hingegen bei Zusätzen wie silikatischen Steinmehlen, EM und Kräutereextrakten und gemessener Parameter. Unbeeindruckt vom Betriebssystem zeigte sich der pH-Wert als ein wichtiger Einflussfaktor auf das Ammonium-Ammoniak-Verhältnis.

Schlagwörter: Rindergülle, Güllemanagement, Ammoniak, Güllezusätze

Summary

Application of liquid organic fertiliser is criticised increasingly by society. The main reason for this unfortunate mood is the unpleasant odour that is likely to occur while spreading. Especially ammonia and sulfur are identified as trigger for bad smell. In an Styrian pilot project amongst farmers, agricultural advisors offered them the opportunity to test their slurry in an guided monitoring by using a quick and simple NIRS method. Data of 118 slurry probe show great differences in measured parameters. For example, ammonium concentration decreases together with higher water content. Farms also differ in their performance in milk and cattle production, and therefore nutrient content increases with higher feed input. No influence of additives could be found, although many farmers confirmed effects of different types of them.

Keywords: cattle slurry, treatment of organic fertiliser, ammonia, slurry supplement

Einleitung

Im ersten Halbjahr 2017 führte die steirische Grünlandberatung im Z-Lehrgang „*Bodenpraktiker für das Grünland*“ zusammen mit den Arbeitskreisen Milch, Mutterkuh und Rindermast einen Gülle-Monitoring Versuch durch. Im Rahmen dieses Projektes zogen rinderhaltende Betriebe im Frühjahr selbständig Gülleproben. Die Untersuchung umfasste neben Mineralstoffen den Gesamt- und Ammoniumstickstoff sowie Trockenmassegehalt und pH-Wert. Die teilnehmenden Betriebe wurden davor von der Arbeitskreisberatung hinsichtlich Probenahme und –vorbereitung umfassend informiert. Ein Fragebogen mit den Themen Produktions- und Entmistungssystem, Abdeckung, Verdünnung, Zusätze und Leistung ergänzte das Monitoring. Am bedeutendsten für die Praxis erwiesen sich die Parameter Ammonium-Stickstoff und Trockensubstanzgehalt, zusammen mit den

Managementfaktoren Verdünnungsgrad und Leistungsgruppen je nach Betriebstyp.

Eine wesentliche Fragestellung für die landwirtschaftlichen Betriebe sind die Möglichkeiten der Güllebehandlung, um Nährstoffverluste zu minimieren. Die Ammoniakemissionen sind im Emissionshöchstmengengesetz Luft (BGBl. I Nr. 34/2003) geregelt. Größtes Augenmerk wird auch auf den pH-Wert gelegt, der ab 7 aufgrund des Dissoziationsgleichgewichtes die Bildung von Ammoniak (NH_3) aus Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) ermöglicht (eg. Starz 2017). Für rinderhaltende Landwirte ist außerdem die Frage nach der Wertigkeit von Gülle als ihr Hauptdünger entscheidend. Fragen wie „*zerstört die Gülle nach einigen Jahren meine Grasnarbe, und führt zu Verunkrautung?*“ oder „*ist die Phosphor- und Kaliumdüngung über die Gülle ausreicht?*“ werden immer häufiger gestellt. Sowohl Bio- als auch konventionelle Betriebe beschäftigen sich zunehmend

¹ Bezirkskammer für Land- und Forstwirtschaft Murtal, Frauengasse 19, A-8750 JUDENBURG

* Ansprechpartner: DI Wolfgang Angeringer, wolfgang.angeringer@lk-stmk.at

mit der Düngeplanung am Grünland, um so effizient wie möglich zu arbeiten. Der größte Unterschied zwischen den Wirtschaftsdüngern besteht in der Nährstoffwirkung. Während die Hauptnährstoffe Phosphor, Kalium, Kalzium und Magnesium in ihrer Wirkung den Mineraldüngern gleichgestellt werden (Voigtländer und Jacob 1987), gibt es in der Wirksamkeit von Stickstoff große Unterschiede. Rindergülle hat laut Richtlinie für die sachgerechte Düngung (SGD, BMLFUW 2017) einen Ammonium-Anteil und somit eine Direktwirkung von 50%.

Das Monitoring soll dazu dienen, Werte aus der Praxis als *status quo* darzustellen, und zu zeigen welche Maßnahmen von den Landwirten bereits gesetzt werden, um Nährstoffverluste und Geruchsbildung aus der Gülle zu minimieren.

Material und Methoden

Die Arbeitskreisberatung Milch, Mutterkuh und Rindermast bot den Mitgliedsbetrieben die Möglichkeit einer gemeinsamen Gülleuntersuchung mittels NIRS-Schnelltest (Fa. IPUS, Rottenmann, www.ipus.at) an. Zusätzlich ist diese auch Bestandteil der Bodenpraktiker Ausbildung für Grünlandbetriebe, die 2017 wieder in der Steiermark als Zertifikatslehrgang stattfand. Bei den Arbeitskreistreffen informierte die Beratung hinsichtlich der Vorgangsweise bei der Probenziehung und über die untersuchbaren Parameter (Tabelle 1). Als Probemonate legten wir Februar bis März fest, um den verschiedenen klimatischen Bedingungen zwischen Süd- und Obersteiermark Rechnung zu tragen, da Anfang März einige Gruben noch gefroren waren. Insgesamt konnten 118 Proben in der Auswertung berücksichtigt werden, von 98 Proben liegen außerdem Informationen zur Bewirtschaftung aus den Fragebögen auf. 96 Milchviehbetriebe, 16 Mutterkuhbetriebe und 6 Rindermastbetriebe nahmen am Projekt teil. Die 42 Biobetriebe repräsentieren mit 36% etwa den derzeitigen Anteil an biologisch wirtschaftenden Betrieben in der Steiermark in den einzelnen Produktionszweigen. Die Betriebe sind über die gesamte Steiermark verteilt.

Zu beachten ist, dass indirekte Messmethoden auf Basis von Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) keine amtlich gültigen Ergebnisse liefern. Durch die Berechnungsmethodik ergibt sich bei manchen Parametern zwangsläufig eine Unschärfe, je nach Zuverlässigkeit der Formel, wie etwa beim pH-Wert.

Die Auswertungen wurden deskriptiv mit Gruppenbildungen anhand vorhandener Daten zur Bewirtschaftung und Streudiagrammen durchgeführt. Die Durchführung statis-

Tabelle 1: Untersuchte Parameter mittels NIRS-Nanobag-Schnellanalyse (www.ipus.at).

Parameter	Abkürzung	„grüner“ Bereich (IPUS)	Einheit
pH-Wert	pH	6,1 – 7,9	[-]
Gesamtstickstoff	N _{ges}	< 3	[g/kg FM] = kg/m ³
Ammonium	NH ₄ ⁺	< 2	[g/kg FM] = kg/m ³
Trockensubstanz	TS	40 - 80	[g/kg FM] = kg/m ³
Organische TS	oTS	30 - 60	[g/kg FM] = kg/m ³
Calciumoxid	CaO	0,2 - 2	[g/kg FM] = kg/m ³
Magnesiumoxid	MgO	0,1 – 0,8	[g/kg FM] = kg/m ³
Kaliumoxid	K ₂ O	1 - 5	[g/kg FM] = kg/m ³
Phosphat	P ₂ O ₅	0,1 – 2,5	[g/kg FM] = kg/m ³

Tabelle 2: Gruppierung nach Betriebstypen, Milchleistung in kg produzierter Milch je Kuh und Jahr, nach Angabe Betriebsführer via Fragebogen.

Betriebstyp	Merkmal	Anzahl	Bio
Mutterkuh, Leistung 1	bis 6000kg	16	13
Milch, Leistung 1	bis 6000kg	11	11
Milch, Leistung 2	6- 8000kg	17	11
Milch, Leistung 3	8- 10.000kg	34	4
Milch, Leistung 4	>10.000kg	10	
Ochsenmast	nur Mast	3	1
Stiermast	nur Mast	3	0

tischer Tests ist nicht möglich, da die Probeziehung nicht repräsentativ von den teilnehmenden Landwirten selber durchgeführt wurde. Aufgrund der vielfältigen Produktionsrichtungen und Stallsysteme ergeben sich auch große Unterschiede in den gemessenen Werten. Zur Vergleichbarkeit wurden die Betriebsergebnisse auf das Trockenmasse- Versuchsmittel von 5,8% eingestellt. Für die Berechnung des C/N-Verhältnisses wurde ein durchschnittlicher C_{org}-Gehalt von 390g/kg TM angenommen (Bohner A., mündl. Mittlg.).

Betriebsstrukturen

Aufgrund der Vielzahl an teilnehmenden Arbeitskreisen und dem Bodenpraktiker-Lehrgang ergaben sich 6 verschiedene Betriebsformen. Die Milchviehhalter wurden dabei in 4 Leistungsgruppen eingeteilt. Leistungsgruppe 1 besteht zum Großteil aus Teilnehmern des Arbeitskreises „Low-Input“, der 2016 in der Steiermark mit zunächst 19 Mitgliedern gegründet wurde. Die Zahl der Biobetriebe nimmt ab der Milch-Leistungsgruppe 2 deutlich ab, die Gruppe 4 und Stiermäster bilden rein konventionell wirtschaftende Betriebe (Tabelle 2).

Ergebnis und Diskussion

Überblick über die Daten

Auffallend große Spannen gibt es beim Gesamtstickstoff, sowie den Calcium-, Kalium- und Phosphor-Werten. Als konstant kann hingegen der pH-Wert mit einem Mittel von 7,2 gesehen werden (Tabelle 3).

Bei Standardisierung auf den durchschnittlichen Trockenmassegehalt von 5,8% werden die Unterschiede bei den Nährstoffen deutlicher. Jauche- ähnliche Gülle mit hohem Harnanteil erreicht dabei hohe Stickstoffgehalte, während Proben aus Behältern mit viel Oberflächenwasser von Mistlagern und befestigten Ausläufen niedrige Nährstoffgehalte aufweisen, bei Phosphor manchmal an der Nachweisgrenze (Tabelle 4).

Auffallend sind die großen Unterschiede bei Kalk (CaO), was auf den weit verbreiteten Einsatz von Futterkalk und Kalk-Steinmehl im Stall zurückzuführen ist. Die Kaliumwerte steigen mit zunehmendem Strohannteil, gut erkennbar am C/N-Verhältnis.

Stickstoff

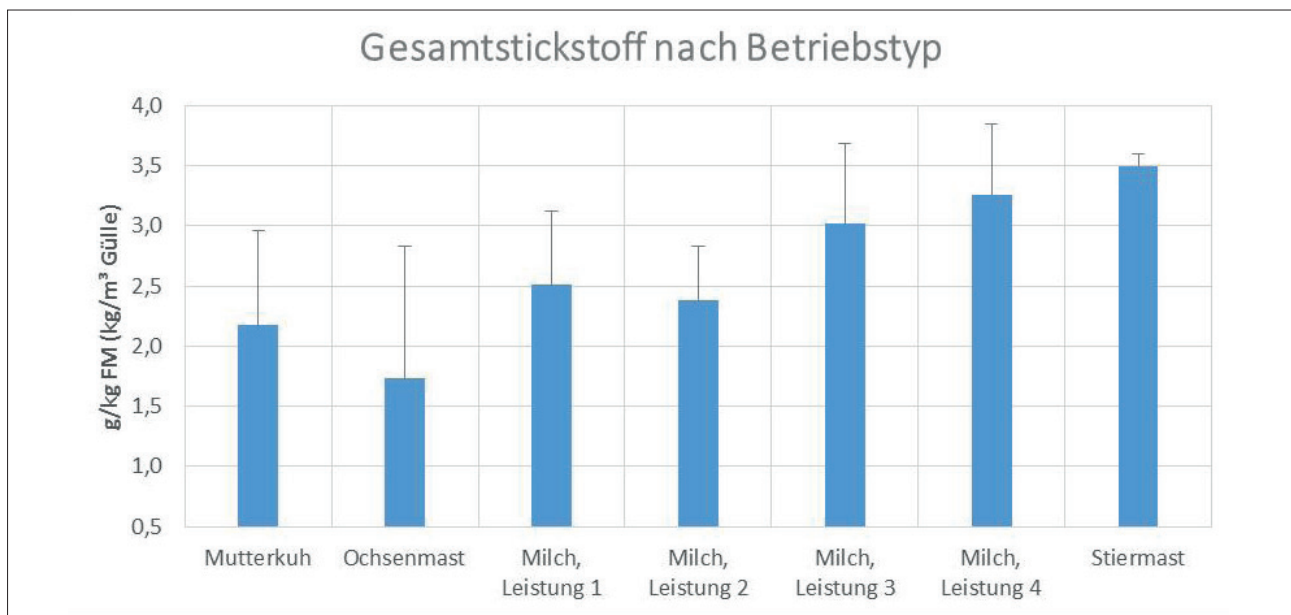
Der Gesamtstickstoffgehalt ist abhängig von Stallsystem, Betriebsform und Leistungsniveau. Bei den Leistungsgruppen 1 und 2, sowie Mutterkuh- und Ochsenmastbetrieben

Tabelle 3: Deskriptive Kennwerte im Gülleprojekt, sowie Vergleich mit „grünem“ Bereich Firma IPUS und Angaben aus den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006). Auffallende Werte fett.

in g/kg FM	pH	N _{ges}	NH ₄ ⁺	TS	oTS	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅
Mittelwert	7,2	2,8	1,1	58	42	6,0	0,8	3,1	0,9
Maximum	7,6	5,1	2,0	128	96	21,7	14,7	6,1	1,7
Minimum	6,8	1,0	0,3	15	7	0,1	0,2	1,4	0,1
Spanne	0,8	4,1	1,7	113	89	21,6	14,5	4,7	1,6

Tabelle 4: Deskriptive Kennwerte im Gülleprojekt, auf mittleren Trockenmassegehalt standardisiert (n=118). Auffallende Werte fett.

Standardisierung in g/kg FM (5,8% TS)	pH	N _{ges}	NH ₄ ⁺	TS %	oTS	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅	C _{org} /N
Mittelwert	7,2	2,8	1,1	5,8	4,1	5,9	0,7	3,2	0,8	7
Maximum	7,6	9,5	4,6	5,8	5,7	21,8	0,9	11,1	1,5	11
Minimum	6,8	1,8	0,6	5,8	2,7	0,2	0,3	1,8	0,1	2
Spanne	0,8	7,8	4,0		3,0	21,6	0,7	9,3	1,4	9
Bereich grün (IPUS)	6,1-7,9	<3	<2	4-8	3-6	0,2-2	0,1-0,8	1-5	0,1-2,5	
SGD (BMLFUW, 2006)		2-3,9		50-100				3,3-6,5	1-2	

**Abbildung 1: Mittelwerte und Standardabweichung von N_{ges} nach Betriebstyp.**

kommen aufgrund teils einfacher Umbaulösungen verschiedenste Stallsysteme zum Einsatz. Die Milchleistungsgruppen 1 und 2 unterscheiden sich auch nur unwesentlich beim Stickstoffgehalt. Deutlich höhere Stickstoffwerte zeigen sich ab der Leistungsgruppe 3 und den Stiermastern, durchwegs Betriebe mit Vollspalten- Liegeboxensystem (Abbildung 1).

Ammoniumgehalt

Betriebe mit Mist-Jauchesystem (Druckentmischung) zeigen hohe Ammoniumgehalte, während bei Auslaufsystemen und Regenwassersammlung dieser Anteil deutlich sinkt. Ein negativer Zusammenhang besteht auch zwischen Gehalt an organischer Trockensubstanz und Ammoniumanteil (Abbildung 2). Bei Leistungsgruppe 1 und Mutterkuhhalter zeigt sich die größte Streuung, abhängig vom Stallsystem.

Im Durchschnitt liegt der Ammoniumanteil bei 40% in allen Leistungsgruppen. Ein Teil des leicht verfügbaren Stickstoffes ist bereits bei der Lagerung verloren gegangen.

Verdünnung und organische Trockensubstanz

In der Praxis wird vor allem die Verdünnung von Gülle und Jauche als Behandlungsmethode angewandt. Die Einschätzung des Verdünnungsgrades verursacht auf den Betrieben jedoch Probleme, sind Aufzeichnungen zu Melkstand-Reinigungswasser, Spalten- und Oberflächenreinigung sowie Dachflächen und gegebenenfalls Oberflächenabfluss im Detail schwierig. Wie in *Abbildung 3* ersichtlich, konnten dennoch drei Verdünnungsstufen erhoben werden. Der Großteil (73%) gab an, nur wenig oder gar nicht zu verdünnen (Gruppe <33%). 23% der Teilnehmer verdünnen

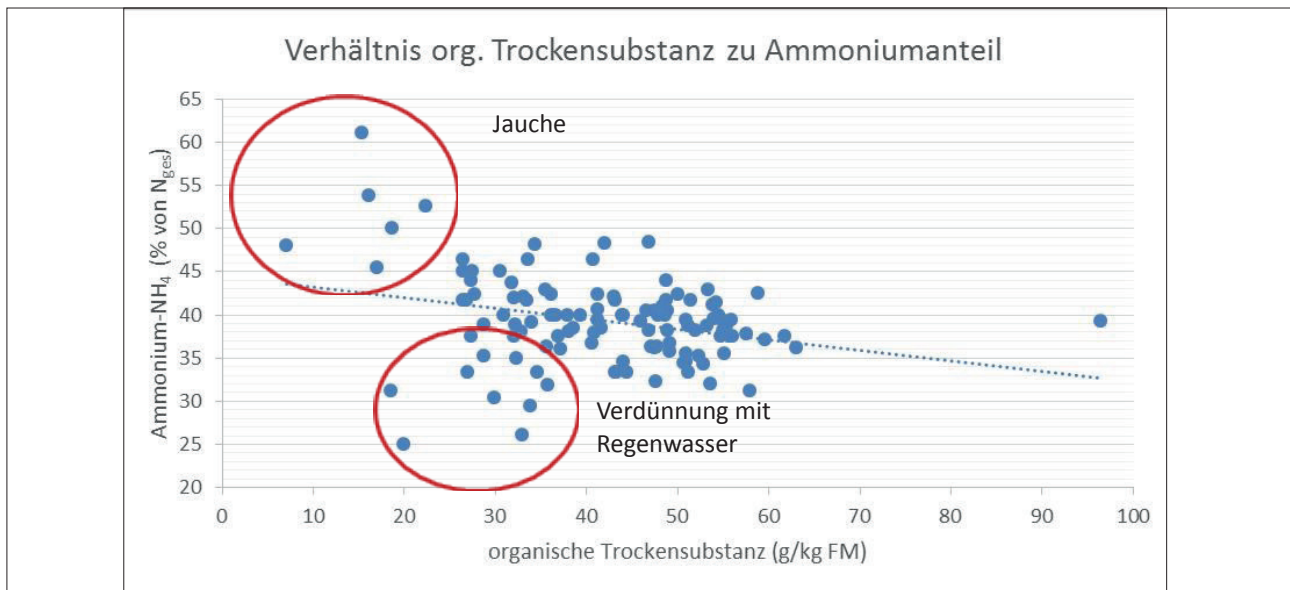


Abbildung 2: Zusammenhang Ammonium-Anteil und organische Trockensubstanz.

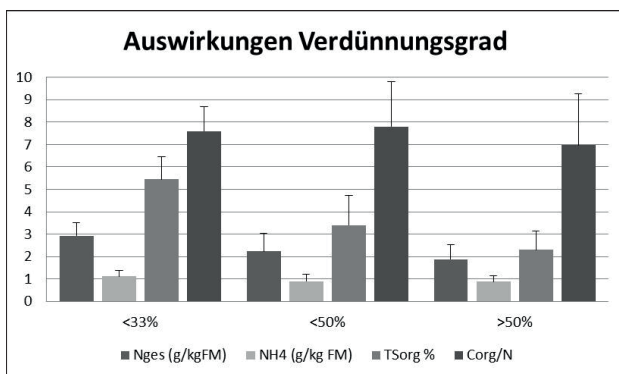


Abbildung 3: Auswirkung Verdünnungsgrad auf Stickstoff-, Ammoniumgehalt, Trockensubstanz und C/N-Verhältnis (Mittelwert: N=87, Linie: Standardabweichung).

bis 50% und nur 4 Betriebe verdünnen >50% mit Regenwasch- und Oberflächenwasser. Als Vorteil nennen die Betriebe vor allem die bessere Fließfähigkeit der Gülle bei der Ausbringung, das leichtere Aufmischen und weniger Geruchsentwicklung. Nachteilig sind die steigenden Transportkosten und knappe Lagerkapazitäten, die dieser ansonsten günstigen Behandlungsmethode entgegenstehen.

Wie in *Abbildung 3* außerdem ersichtlich, bleibt das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C_{org}/N -Verhältnis) in der Gülle beim Sprung von niedriger zu mittlerer Verdünnung relativ konstant, da der Stickstoffgehalt hier am stärksten abnimmt. Der Vorteil dieser Methode ist demnach im niedrigeren Stickstoffgehalt je m^3 Gülle zu sehen, wodurch sich auch der potentiell entweichende Ammoniak-Anteil vermindert. Stärkerer Einsatz von organischer Einstreu führt zudem zu niedrigeren Ammonium-Anteilen und kann demnach als weitere positive Behandlungsmethode angesehen werden (vgl. *Abbildung 2*). Der pH-Wert war mit im Mittel 7,4 bei der größten Verdünnungsstufe gegenüber 7,1 bei unverdünnten Proben höher, was auf den Einsatz von härterem Leitungswasser gegenüber Regenwasser hinweist.

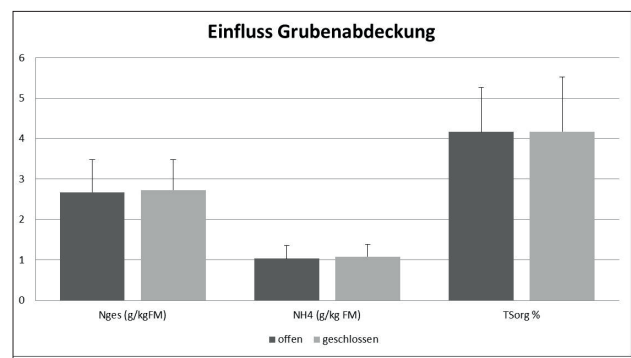


Abbildung 4: Einfluss Abdeckung auf Stickstoffgehalt und organische Trockensubstanz (Mittelwert: N=87, Linie: Standardabweichung).

Grubenabdeckung

42 Betriebe gaben an, eine Grubenabdeckung zu benutzen, das sind 48% der Teilnehmer mit Fragebogenauswertung. Der Gehalt an Gesamt- und Ammoniumstickstoff ist in den geschlossenen Gruben nur unwesentlich höher (*Abbildung 4*).

Kein Ergebnis brachte die Kombination Gülleabdeckung und Rührintervalle. 5 Betriebe mit wöchentlichem Rührintervall und geschlossener Grube hatten mit 3,5 g/kgFM zwar den höchsten Gesamtstickstoffgehalt, dies ist aber auf das Stallsystem und Fütterungsintensität zurückzuführen, die im sehr hohen Bereich auf Vollspalten liegt. Nicht abgefragt wurde die Bildung einer Schwimmdecke, jedoch gaben 48% der Fragebogen-Betriebe an, seltener als monatlich zu rühren, die Hälfte davon besitzen geschlossene Gruben. Es ist davon auszugehen, dass bei mindestens der Hälfte der Betriebe eine Schwimmdecke vorhanden ist.

Güllezusätze

27 Betriebe haben angegeben, Güllezusätze zu verwenden. Davon entfiel der Großteil auf anorganische Zusätze (Stein-

mehle, Stall- und Tieranwendung) sowie organische Zusätze (Güllemax, etc.). 3 Betriebe setzten effektive Mikroorganismen ein, und 5 verwendeten sonstige Hilfsmittel wie informiertes Steinmehl. Die beinahe schon unüberschaubare Vielzahl an Güllezusätzen am Markt lassen sich grob in diese 4 Gruppen einteilen. Für die Praxis ist vor allem der Kostenfaktor entscheidend, diese liegen je nach Zusatzstoff für 1000m³ Gülle zwischen 1000 und 2700 EUR/Jahr (Fink 2013). Ein Einsatz ist jedoch laut Erfahrung nur dann sinnvoll, wenn die empfohlenen Mengen laut Herstellerangaben eingehalten werden, und das Mittel mindestens eine Saison regelmäßig eingesetzt wird. Die Wirkungsweisen gehen von der N-Bindung (Tonminerale – Steinmehle), über Fermentation (EM) bis zur Anregung der biologischen Aktivität (Kräuterextrakte). Nicht abgefragt wurde der Einsatz von kohlensaurem Kalk und Futterkalk, diese werden aber verbreitet eingesetzt, wie aus den Tabellenwerten (Tabelle 3, 4) zu entnehmen ist. Mit dieser geringen Anzahl an Daten sowie der Vielseitigkeit an Zusätzen sind seriöse Aussagen über ihre Wirkung aus dem Monitoring nicht möglich. Es wurden keine Zusammenhänge bei pH-Wert, Ammonium- und Gesamtstickstoff und Zusätzen festgestellt. Ansätze wie Verdünnung mit Regenwasser und verschiedenste physiologisch sauer wirkende Güllezusätze werden daher intensiv diskutiert (Starz 2017).

Es liegt in der Natur der Gülle, dass nicht jeder Zusatz für jeden Einsatz geeignet ist, und seine Wirkung erbringen kann. Jeder Hof hat seinen eigenen „Gülleorganismus“, der aufgrund der Wirtschaftsweise entstanden ist, weshalb auch jeder Betrieb die individuell passende Behandlungsmethode finden muss.

Schlussfolgerung

Die Vielzahl an freiwillig teilnehmenden Betrieben am Gülleprojekt zeigt die Aktualität und Brisanz des Themas Gülle in der Praxis. Die Landwirte haben ein großes Interesse daran, ihre Gülle als wichtigsten Wirtschaftsdünger so zu behandeln, dass die Nährstoffverluste so gering wie

möglich sind, und damit gleichzeitig die Geruchsbelastung zu minimieren. Es hat sich gezeigt, dass im Frühjahr die Ammoniakverluste im Lager bereits bei ca. 10% liegen. Der pH war fast ausschließlich im Bereich über 7. Die vielfältigen Produktionsrichtungen und Stallsysteme ergeben zwangsläufig große Unterschiede in den gemessenen Werten, was eine Gruppierung und Auswahl von best-practise-Beispielen erschwert. Aussagen zur Wirkung von Güllezusätzen können derzeit noch nicht getroffen werden. Als positiv haben sich die Behandlungsmethoden Wasserverdünnung und Erhöhung des organischen Trockensubstanzgehaltes erwiesen. Eine geschlossene Grube brachte keine wesentlichen Unterschiede bei den untersuchten Parametern, die Ammoniumgehalte waren nur unwesentlich höher. Fütterungsintensität, Stallsystem, Rührintervalle und Verdünnung haben hier größere Auswirkungen. Aufgrund der vorliegenden Daten plant die steirische Grünlandberatung, einzelne Betriebe mit abweichenden Werten in einem Folgeprojekt erneut zu beproben, und die Maßnahmen in der Praxis näher zu beleuchten.

Literatur

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, BMLFUW (2006) Richtlinien für die sachgerechte Düngung (6.A.), Wien 79 S.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, BMLFUW (2017) Richtlinien für die sachgerechte Düngung (7.A.), Wien 115 S.
- DLG (2005) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. DLG-Verlag, Frankfurt/M.
- Fink, M. (2013) Zertifikatslehrgang Bodenpraktiker für das Grünland, Abschlussarbeit. LFI Stmk., unpubl.
- Starz, W. (2017) Gülle als wertvoller Wirtschaftsdünger im Bio-Grünland. ÖAG-Info 1/2017. Öst. Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG) Irdning, 12 S.
- Voigtländer, G., Jacob, H. (1987) Grünlandwirtschaft und Futterbau. Ulmer Stuttgart 480pp.

Erfahrungen aus der Sicht eines Landwirtes

Markus Fink^{1*}

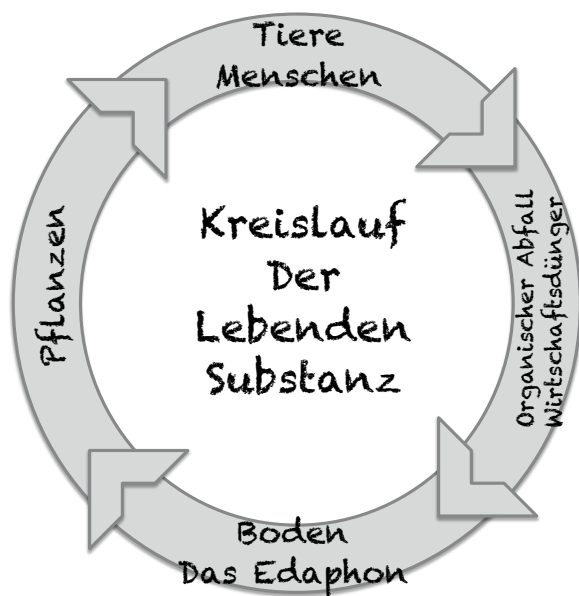
Einleitung

Neues zu erfahren ist für mich ein Antrieb in meinem Leben.

Dazu habe ich diese Aussage gefunden:

Was wir „Wissen“ nennen, ist immer nur ein kleiner Ausschnitt der Welt und ständig in Bewegung!

Und auf dem Begriff „Bewegung“ möchte ich gleich zu Beginn auf den **Kreislauf der Lebenden Substanz** aufmerksam machen:



Die heutige Wissenschaft ist darauf fixiert, den „kleinsten“ Hintergrund zu finden und vergisst oft auf **das lebende Ganze** zu sehen.

Diese ganzheitliche und lebende Sichtweise habe ich in den vergangenen Jahren kennen gelernt und versuche diese in der Praxis umzusetzen.

Betriebsvorstellung

2010 haben wir, meine Frau Veronika und ich, zusammen mit unserem Nachbarn, der Familie Paar, entschlossen eine Milchviehkooperation zu gründen. Dazu haben wir im Jahr 2011 einen Stall für 30 Milchkühe und Jungvieh gebaut.

Gemeinsam bewirtschaften wir jetzt 30 ha Landwirtschaftliche Nutzfläche:

5 ha Mais, 2,5 ha W-Gerste, 2,5 ha W-Weizen, 7 ha Ackerfutter und 13 ha Dauergrünland.

Die Flächen liegen auf ca. 400 m Seehöhe im Oststeirischen Hügelland. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt 850 mm.

Bei den Bauarbeiten für den Stall und besonders für die Güllegrube entstand einiges an Aushubmaterial. Mit diesem Material wurde ein Geländeausgleich auf einem Acker durchgeführt.

Aus diesem Anlass beschäftigten wir uns mit dem Thema Bodenverbesserung. Die ersten Informationen habe ich in der Ökoregion Kaindorf bekommen, welche sich sehr intensiv mit Humusaufbau beschäftigt.

Im Jahr 2012 habe ich die Ausbildung zum Bodenpraktiker für Ackerbau absolviert (Zertifikats-Lehrgang in Zusammenarbeit von LFI und BIO AUSTRIA). Dabei erkannte ich, dass **Der BODEN** mehr ist, als ich angenommen habe, bzw. was ich aus meiner bisherigen Ausbildung mitgenommen habe. Schon damals habe ich in meiner Abschlussarbeit des Bodenpraktikers als größte Herausforderung und Ziel geschrieben:

Die Vereinbarung eines intensiven Milchviehbetriebes mit einem biologisch richtigen Ackerbau! Die damalige Antwort war auch schon: **das ich der Gülle mehr Beachtung schenken muss!**

Praxisversuch mit Güllebehandlung

Weiter ging es im darauf folgenden Jahr 2013 mit dem Bodenpraktiker für Grünland.

Im Rahmen dieser Ausbildung habe ich einen Güllebehandlungsversuch durchgeführt: Diesen Versuch habe ich in Anlehnung an die Meisterarbeit von Benjamin Bürg aus Deutschland gemacht (*Abbildung 1*).

Bei den Behandlungsvarianten handelt es sich vor allem um Güllezusätze, die mikrobielle Umsetzungen der Gülle fördern oder steuern.

Bei jeder Düngung machten ich und meine Frau Veronika eine optische Beurteilung mit einem Schulnotensystem (1-5) für die Kriterien: Aktivität Bläschen, Schwimmdecke, Rührfähigkeit, Farbe, Konsistenz, Geruch usw. (*Abbildung 2*).

Ergebnisse

Wir haben uns schon länger mit dem Thema Gülle befasst. Das heißt die Gülle wird bereits gut behandelt:

- Fütterung der Tiere mit IpusAgro F (Zeolith > feines Gesteinsmehl)
- 1/3 Verdünnung mit Wasser (Regenwasser und Melkstand)

¹ Flattendorf 11, A-8230 HARTBERG

* Ansprechpartner: Markus Fink, fink.max@gmx.at



Abbildung 1: Parzellen des Güllebehandlungsversuches.

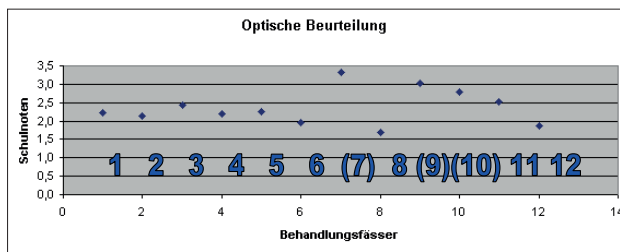


Abbildung 2: Ergebnis der sensorischen Beurteilung. Legende: 1= unbehandelte Variante; 2= Güllemax®; 3= Effektive Mikroorganismen, EM (Fa. Karner); 4= EM (Fa. Multikraft); 5= EM for Life; 6= Steinmehl BioLit (Fa. HWK); 7= Kohle (Fa. Sonnenerde); 8= Steinmehl + EM; 9= EM + Kohle; 10= Steinmehl + Kohle; 11= Steinmehl + Kohle + EM; 12= IPUSAgroL900.

- ca. 1 mal in der Woche wird durchgemixt.

Daher vermute ich, sind die Ergebnisse nicht so erheblich, wie ich mir das erwartet habe, wobei man doch Unterschiede feststellen kann:

Die **Kohle** hat seine Berechtigung im Kompost und teilweise in der Fütterung. Wenn man sie in die Gülle gibt muss man unbedingt zusätzlich EM und Wasser dazugeben, damit es nicht zu dickflüssig wird. Fass Nr. 7, 9 und 10.

Bei den **reinen EM** Anwendungen könnte ich mir vorstellen, dass der Erfolg wesentlich besser ist, je öfter man diese in kleineren Mengen anwendet. Für den Versuch habe ich ja nur einmal eine Gabe hinzugegeben. Fass Nr. 2, 3, 4 und 5.

Das **Gesteinsmehl Biolit** hat auf jeden Fall seine Berechtigung; Fass Nr. 6. Es schafft den Lebensraum für die positiven Mikroorganismen.

Wenn man dann noch EM's dazu gibt, wird die ganze Sache verstärkt. Das ist beim Fass Nr. 8 sichtbar geworden.

Und die Firma **Ipus** ist mit Ihrem **L900** genau auf dem gleichen Weg, welcher gut funktioniert hat; Fass Nr. 12.

Mit **meinem heutigen Wissen**, muss man die **Futterqualität** noch in die Beurteilung aufnehmen (diese habe ich damals nicht mitbewertet).

Durch die Güllebehandlung sollten die Qualitätsparameter in einer Futteruntersuchung erkennbar sein.

Und mit einer wiederkehrenden Anwendung sollte es sich positiv auf die Bestandeszusammensetzung bzw. Narbendichte auswirken.

An diesem Punkt kommen wir wieder auf das Thema Humusaufbau bzw. der neue Begriff dafür ist: „**die Regenerative Landwirtschaft**“.

Wenn man sich mit Bodenaufbau bzw. Humusaufbau beschäftigt, dann kommt man bei den beiden Herren nicht vorbei: Friedrich Wenz und Dietmar Näser. Im Rahmen der Humusakademie von Kaindorf habe ich 2017 den *Bodenkurs im Grünen* bei diesen beiden Herren besucht.

Dabei wurden mir viele Zusammenhänge klar.

Der Kernpunkt aller Bemühungen ist die Unterstützung der huminstoffbildenden Prozesse.

Der Leitfaden zum Aufbau garen Bodens geschieht in folgenden Schritten:

1. Schritt - Ausgleichs-Düngung:

Nährstoffe in Ordnung bringen, Gleichgewichte der Nährstoffe herstellen

Das heißt, eine Bodenuntersuchung nach dem Schema Albrecht (in Österreich ist Herr Unterfrauner bekannt, ansonsten Kinsey und Levend Jord) und dementsprechend eine Ausgleichsdüngung machen.

2. Schritt - Boden begrünen und bewachsen halten:

Damit meinen wir das Anlegen von Zwischenfrüchten, Einsaat von Mischkulturpartnern und vor allem Untersaaten zu den Erntekulturen.

Die wachsende Pflanze ist > die flüssige Kohlenstoffpumpe.

3. Schritt - Flächenrotte:

Die begrüneten Flächen werden mit einem Schälgrubber oder einer Fräse in die Flächenrotte gebracht (ohne Chemie >Stichwort Glyphosat).

Der Bewuchs wird dem Bodenleben zur Fütterung aufbereitet (Bodenleben mästen) und die Flächen saattfertig gemacht (Mulchsaat).

4. Schritt - Rottelenkung:

Absicherung und Beschleunigung der Rotte, Steuerung des Bodenstoffwechsels in den reduktiven Bereich (>>>Vermeidung von Fäulnis<<<).

Mist kompostieren, >>> **Gülle beleben**, Bokashi ansetzen

5. Schritt - Pflanzenbestände vitalisieren und gesund erhalten:

Dabei geht es um das Feintuning im Pflanzenbau.

Grundsätzlich ist die Komposttee-Anwendung damit gemeint, welche nach Blattsaftmessungen noch mit Blattdünger verfeinert werden kann.

Die Quintessenz ist: **Selbstbestimmung !**

Das heißt, wenn die Pflanzen selber aus der lebenden Substanz aussuchen können welche Nährstoffe sie brauchen und nicht zwangsernährt werden (mit Salz-Ionen oder **faulenden Gülle**), dann wird es ein gesundes Lebensmittel bzw. sogar **eine Heilnahrung**.

Das erreichen wir mit einem gesunden Boden, und vor allem einem lebendigen Boden.

Die Schlussfolgerungen für meinen Betrieb

Es gibt drei mikrobiologische Prozesse in der Natur:

- **Verfaulen:** stinkt und ist **giftig** (wollen wir nicht)
- **Verrotten:** riecht nach Erde und Wald > Kompostierung
- **Fermentieren:** schmeckt gut – denken sie an Sauerkraut > Güllebelebung

Wenn man diese Zusammenhänge begreift, gibt es eigentlich nur mehr eine Antwort:

Wir müssen die Gülle fermentativ beleben !

Die Umsetzung auf unserem Betrieb:

- Wir verdünnen die Gülle mit Regenwasser
- Wir füttern ein Zeolith
- und streuen regelmäßig in die Liegeboxen ein BioLit.
- Wir rühren die Gülle ein- bis zweimal in der Woche.

2014 haben wir das informierte Gesteinsmehl Lekra versucht. Leider ohne sichtbare Ergebnisse.

- Seit Herbst verwenden wir Fermente im Stall
- und bei Bedarf wird eine Futterkohle eingesetzt.

Die Herausforderung ist die regelmäßige Anwendung der Fermente. Derzeit passiert es per Hand mit der Gießkanne im Spaltenbereich.

Der Kostenfaktor ist eine große Hürde, dass man mit dem Einsatz der genannten Zusätze beginnt. Ich hoffe, dass

man die Ergebnisse in der Futterqualität und danach in der Fruchtbarkeit bzw. in der Tiergesundheit wieder erkennen kann.

- Die Ausbringung erfolgt seit kurzem mit einem Schwenk-Verteiler in den wachsenden Bestand. Der Vorteil dabei ist, ein geringerer Gasabtrag und vor allem ein aktiveres Bodenleben!
- Die Ausbringungsmengen sind am Grünland nach jedem Schnitt ca. 10 m³ pro ha und am Acker zwei Gaben im Jahr mit je 20 m³ pro ha

Die Pflanzen mit der Gülle düngen zu wollen, ist zwar eine alte, aber falsche Vorstellung:

Wir müssen das Bodenleben füttern !

Wir Menschen sind für die *lebende Substanz*, für die **Nahrung des Bodenlebens** verantwortlich.

Damit aus einer Symbiose von Bodenleben – Mykorrhiza-Pilzen und den Pflanzenwurzeln die **Ernährung der Kulturpflanzen** gesichert ist.

Dass unsere Nutztiere ein **gesundes Futter** bekommen.

Und wir Landwirte **gesunde Lebensmittel** erzeugen können.

Damit wir Menschen gesund leben dürfen.

