

# Über den Einfluß der Düngungsintensität auf den N-Kreislauf im alpenländischen Grünland

E. M. Pötsch

## About the influence of the fertilizing intensity on the N-cycle of alpine grassland

### 1. Einleitung

Neben der Verbesserung der Grundfutterqualität zur Minimierung des Kraftfutteraufwandes stellt der effiziente Einsatz der wirtschaftseigenen Dünger und der damit verbundene geringere Aufwand an Mineraldüngern eine wirksame Maßnahme zur Reduktion (meist) betriebsexterner Nährstoffquellen dar. Etwa 85 % der österreichischen Wiesen und Weiden werden heute ausschließlich mit Gülle, Stallmist/Stallmistkompost oder Jauche gedüngt, eine mineralische Düngung erfolgt nur fallweise, etwa zum Ausgleich eines ungünstigen PK-Verhältnisses in den Wirtschaftsdüngern oder bei einer Unterversorgung des Bodens. Mineralischer Stickstoff hingegen gelangt nur in einem sehr

geringen Ausmaß zur Anwendung und beschränkt sich meist auf eine mäßige Startgabe im Frühjahr bzw. auf den Feldfutterbau im Bereich von Gräserreinsaaten.

Die Daten über den durchschnittlichen Verbrauch an mineralischem Stickstoff im Grünland einzelner EU-Länder zeigen die große Bedeutung und den hohen Stellenwert des Wirtschaftsdüngers in der österreichischen Grünlandwirtschaft (Abbildung 1). Demnach werden in Österreich je ha gedüngtem Grünland nur ca. 20 kg, bezogen auf die gesamte Grünlandfläche nur ca. 5 kg mineralischer Stickstoff je ha angewendet, im Vergleich zu Holland, Dänemark oder Belgien mit bis zu 250 kg N/ha und Jahr eine eher recht bescheidene Menge.

### Summary

By means of a long termed field experiment, carried out at the BAL Gumpenstein, different aspects of the nitrogen balance and their importance for grassland management have been worked on. The linear course of the curve for the nitrogen saldo within the observed fertilizing intensity from 0 to 240 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> showed a well balanced result at a fertilizing level up to about 150 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Displacement of legumes was significantly stronger by nitrogen from mineral fertilizers than by nitrogen from farm manure. A comparison between mineral fertilized NPK treatments with the fertilizing systems "slurry" and "stable manure + liquid slurry" at an adjusted N-level showed a better efficiency and advantage of the farm manure systems, increasing with the time of experiment.

**Key words:** grassland management, sustainability, farm manure, N-cycle, N-efficiency.

### Zusammenfassung

An Hand eines langjährigen Feldversuches der BAL Gumpenstein wurde auf den Bereich der Stickstoffbilanzierung und deren Bedeutung für die Grünlandwirtschaft näher eingegangen. Am linearen Kurvenverlauf des N-Saldos innerhalb des betrachteten Düngungsniveaus von 0-240 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>, zeigt sich, daß bis zu einem N-Input von ca. 150 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> eine ausgeglichene Bilanz erreicht werden konnte. Der mineralische Stickstoff wirkte dabei deutlich stärker leguminosenverdrängend als jener aus den Wirtschaftsdüngern. Der Vergleich mineralisch gedüngter NPK-Varianten mit den Systemen „Gülle“ und „Stallmist + Jauche“ zeigte bei adjustiertem N-Niveau eine mit zunehmender Versuchsdauer ansteigende Effizienz und Überlegenheit der Wirtschaftsdüngersysteme.

**Schlagworte:** Grünlandwirtschaft, Nachhaltigkeit, Wirtschaftsdünger, N-Kreislauf, N-Wirksamkeit.

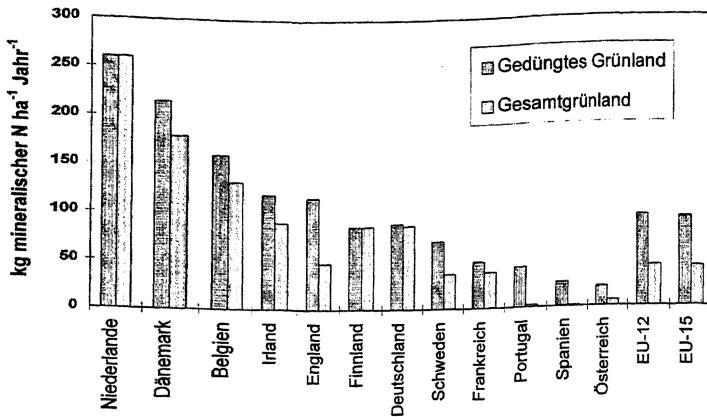


Abbildung 1: Durchschnittlicher Verbrauch an mineralischem Stickstoff im Grünland einzelner EU-Mitgliedsstaaten (Quelle: EFMA 1995)

Figure 1: Average input of mineral nitrogen fertilizer on grassland in some countries of the EU (reference: EFMA, 1995)

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, an Hand von Daten eines Langzeitversuches am Dauergrünland nicht primär die N-Effizienz, sondern vielmehr die Gesamtwirksamkeit der Wirtschaftsdüngersysteme (= Systemeffizienz) im Vergleich zur Mineraldüngung zu beleuchten.

## 2. Material und Methoden

Die Erstellung von Nährstoffbilanzen im Zusammenhang mit einer umweltökologisch orientierten und nachhaltigen Landwirtschaft steht im Mittelpunkt zahlreicher Forschungsarbeiten und -projekte (HEGE und WEIGELT, 1991; BLUM et al., 1994; GÖTZ und ZETHNER, 1996). Der Erfassungshorizont bei der Nährstoffbilanzierung ist dabei sehr unterschiedlich und erstreckt sich von einer globalen Dimension, über die internationale und regionale Betrachtungsweise bis hin zur einzelflächenbezogenen, schlagorientierten Bilanzierung von Nährstoffen und Stoffströmen (HÜLSENBERGEN, 1991; PARCOM, 1994; PÖTSCH, 1995; ISERMANN und ISERMANN, 1996).

### 2.1 Nährstoffbilanzierungsmodelle auf Betriebsebene

Für die Bilanzierung auf Betriebsebene stehen vor allem die Hoftor (black box)-Bilanz und die Flächenbilanzierung zur Verfügung (HEGE, 1996). Im Hinblick auf gesetzliche Bestimmungen, die Düngung betreffend, sind allerdings

meist Ergebnisse einer schlagbezogenen Nährstoffbilanzierung von zentraler Bedeutung (PÖTSCH, 1997a). Während nämlich das Ergebnis einer Hoftor-Bilanz durchaus ein ausgeglichenes Ergebnis für den Gesamtbetrieb ergeben kann, ist aus der Sicht des Gewässerschutzes letztlich entscheidend, wie sich die Situation auf der Einzelfläche darstellt. So bezieht sich etwa die in Bayern für die Düngung des Grünlandes geltende Obergrenze von  $210 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  nicht wie in Österreich (mit demselben Wert) auf die Flächeneinheit, sondern auf den Betriebsdurchschnitt (PÖTSCH und BUCHGRABER, 1995; RIEDER, 1995). Damit ist es aber durchaus möglich, daß im Falle einer in der Praxis häufig vorkommenden, schlechten innerbetrieblichen Verteilung es zu beträchtlichen N-Überschüssen auf der Einzelfläche kommt. Nach ELSÄSSER (1995) kann eine Hoftorbilanz zwar generell die Gefährdung im Betrieb charakterisieren, er fordert darüber hinaus aber eine Ergänzung durch schlagbezogene Bilanzierungen.

An Hand des sogenannten Güllespezialversuches der BAL Gumpenstein wird im folgenden auf den Bereich der Stickstoffbilanzierung und deren Bedeutung für die Grünlandwirtschaft näher eingegangen. Dieser im Frühjahr 1967 angelegte Feldversuch beinhaltet insgesamt 18 Versuchsvarianten (Tabelle 1), 16 davon in vierfacher sowie zwei (Prüfnummer 17 und 18) in zweifacher Wiederholung auf einer Einzelparzellengröße von jeweils  $18,2 \text{ m}^2$ . Die Variante 1 = ungedüngt, erhielt keinerlei Nährstoffzufuhr über die Düngung. Die Phosphor- und Kaliumdüngung wurde bei sämtlichen gedüngten Varianten ertragsdynamisch bemessen, das heißt, in Abhängigkeit des jeweils im Vorjahr erzielten Ertrages wurden je dt Futtertrockenmasse  $1,3 \text{ kg P}_2\text{O}_5$  und  $3,0 \text{ kg K}_2\text{O}$  zurückgeliefert (bei den Varianten 2–5 ausschließlich in mineralischer Form, bei den Wirtschaftsdüngervarianten wurde die Differenz zwischen der zu düngenden PK-Menge und der bereits über die Wirtschaftsdünger rückgeführten PK-Menge in mineralischer Form ergänzt). Die mineralische Stickstoffdüngung für die Varianten 3, 4 und 5 erfolgte statisch in zwei gleich großen Teilgaben im Frühjahr und nach dem zweiten Schnitt.

Die Höhe der Wirtschaftsdüngergaben richtete sich ebenfalls nach dem Vorjahresertrag der jeweiligen Variante, wurde also auch ertragsdynamisch bemessen. Die Grundlage für die Berechnung der Mengen stellten die, von dem jeweils erzielten Ertrag, erhaltenen tierischen Ausscheidungen dar (für einen Ertrag von  $12,5 \text{ kg}$  Trockensubstanz wurden die täglichen Ausscheidungen einer Großvieheinheit berücksichtigt), die mit den in Tabelle 1 ersichtlichen Ver-

Tabelle 1: Versuchsvarianten im Güllespezialversuch der BAL Gumpenstein

Table 1: Variants in the slurry experiment of the Federal Research Institute for Agriculture in Alpine Regions (BAL) Gumpenstein

Prüfnummer	Variantenbezeichnung und Ausbringungszeitpunkt bzw. -häufigkeit der einzelnen Dünger	Verdünnungsgrad mit Wasser
1	ungedüngt	-
2	PK + 0 kg N/ha und Jahr = (N <sub>0</sub> PK)	-
3	PK + 80 kg N/ha und Jahr (40 - 0 - 40 - 0) = (N <sub>1</sub> PK)	-
4	PK + 160 kg N/ha und Jahr (80 - 0 - 80 - 0) = (N <sub>2</sub> PK)	-
5	PK + 240 kg N/ha und Jahr (120 - 0 - 120 - 0) = (N <sub>3</sub> PK)	-
6	Gülle im Frühjahr	1:0
7	Gülle im Sommer	1:0
8	Gülle im Frühjahr und Sommer	1:0
9	Gülle im Frühjahr	1:1
10	Gülle im Sommer	1:1
11	Gülle im Frühjahr und Sommer	1:1
12	Gülle im Herbst	1:1
13	Gülle im Frühjahr und Sommer	1:3
14	Gülle im Frühjahr und Sommer	1:7
15	Gülle viermal jährlich ausgebracht	1:7
16	Verflüssigter Stallmist im Frühjahr und Sommer	1:3
17	Stallmist im Herbst + Jauche im Frühjahr	Jauche 1:3
18	Stallmist im Frühjahr + Jauche im Sommer	Jauche 1:3

dünnungsgraden zu den dort angeführten Zeitpunkten ausgebracht wurden.

Sämtliche Dünger wurden händisch ausgebracht, wobei für die Flüssigmistausbringung speziell adaptierte Gießkannen mit einem „Breitverteiler“ verwendet wurden, die eine gute Verteilung mit einer hohen Verteilgenauigkeit auf den Versuchspartellen ermöglichen.

## 2.2 N-Bilanzierung im Güllespezialversuch

Die Quantifizierung der einzelnen Teilkomponenten des N-Kreislaufs ist vielfach nur mit aufwendiger Analytik möglich und für die Praxis daher schwer umsetzbar (RYDEN, 1984; APPEL et al., 1993). Im Gegensatz dazu lassen sich jedoch im Versuchswesen unter definierten Bedingungen die wichtigsten Bilanzierungsgrößen gut erfassen und aus der Zusammenschau von Nährstoffbilanzierung sowie bodenkundlichen und pflanzenbaulichen Kennwerten entsprechende Schlußfolgerungen für die Praxis ziehen (HÜLSENBERGEN und BIERMANN, 1993). Für die N-Bilanzierung im vorliegenden Feldversuch wurden sowohl Meß- und Analysendaten als auch Schätzwerte verwendet. Als N-Inputgrößen wurden die exakten N-Zufuhren über die Mineraldünger bzw. Wirtschaftsdünger eingerechnet. Der Stickstoff aus den eingesetzten Wirtschaftsdüngern wurde jeweils mit seiner Gesamtwirksamkeit (= feldfallend) be-

wertet. Der Begriff „feldfallend“ berücksichtigt die unvermeidbaren N-Verluste vom Stall zum Feld und umfaßt sowohl die Direktwirkung und die kurzfristigen Nachwirkungen innerhalb eines Jahres als auch sämtliche langfristigen Nachwirkungen, die bei regelmäßiger Anwendung von Wirtschaftsdüngern am Dauergrünland auch zum Tragen kommen.

Nach wie vor wird darüber diskutiert, in welcher Höhe der Wirtschaftsdüngerstickstoff bei der Düngungsplanung und/oder N-Bilanzierung einzusetzen ist (ELSÄSSER, 1995). Letztlich hängt davon ganz wesentlich ab, welche Differenz zur jeweils gesetzlich erlaubten Obergrenze verbleibt, die dann mittels anderer (mineralischer) N-haltiger Dünger aufgefüllt werden könnte. SCHECHTNER (1992) befaßte sich bei einer kritischen wasserrechtlichen Bewertung des Wirtschaftsdüngerstickstoffes auch mit den Möglichkeiten einer Anrechnung des Gesamtgehaltes sowie der Jahreswirkung, beide Fälle stellen jeweils einen extremen Standpunkt dar. Die Anrechnung des Gesamtgehaltes, also die Unterstellung einer mit mineralischem N gleichwertigen Wirksamkeit, würde den Anwender grundsätzlich zu einem sehr sorgsamem Umgang zur Minimierung von Verlusten bei der Ausbringung „zwingen“, um der unterstellten hohen Effizienz möglichst nahe zu kommen. Allerdings ergäbe sich dadurch auch eine Benachteiligung viehhaltender Betriebe gegenüber viehlosen Systemen. Die Anrechnung mit der Jahreswirkung (= Direktwirkung + Nachwirkungen inner-

halb eines Jahres nach der Anwendung) hingegen, würde durch die Nichtberücksichtigung der äußerst wichtigen langfristigen Nachwirkungen eine krasse Unterbewertung bedeuten und andererseits den hohen Stellenwert der Wirtschaftsdünger senken.

Als weitere Inputgröße wurde der N-Eintrag über die nasse Deposition berücksichtigt, der hier eingesetzte Wert von  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  stützt sich auf Meßergebnisse der BAL Gumpenstein ab dem Jahr 1989. Die dabei ermittelten Werte setzten sich meist je zur Hälfte aus  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  zusammen. Nicht berücksichtigt wurde die trockene Deposition von Stickstoff, welche nach Angaben zahlreicher Autoren doppelt so hohe Werte wie jene der nassen Deposition erreichen kann. Eine weitere für das Grünland wichtige N-Quelle besteht in der Fixierungsleistung durch die Leguminosen, welche letztlich auch den Bestandepartnern zugute kommt (BOLLER und NÖSBERGER, 1987; LÜSCHER, 1989; NOLTE und SIMON, 1995; MILIMONKA et al., 1996). Die legume N-Bindungsleistung wurde in dieser N-Bilanzierung mit einem Wert von  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  je Gew.-% Leguminosenanteil in Anlehnung an die Differenzmethode, also dem Vergleich des N-Ertrages eines jeweils nicht mit Stickstoff gedüngten Leguminosengrasbestandes und jenem eines Gräserreinbestandes, kalkuliert (DYCKMANS, 1986).

Im vorliegenden Versuch wurde für den Standort Gumpenstein eine Nachlieferung von  $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  für sämtliche Varianten unterstellt, ein Wert der mittels weiterer Grünlandversuche ermittelt wurde und mit den von RIEDER (1995) genannten Werten gut übereinstimmt. Bezogen auf die im Oberboden (0–20 cm) des Versuchsstandortes mit bis zu 0,4 % sehr hohen  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Werte, würde dies einer Mineralisierungsrate von nur ca. 0,75 % entsprechen, und damit deutlich unter den in der Literatur mit bis zu 2 % angegebenen Werten liegen (STADELMANN et al., 1982).

Basierend auf den Ertragsdaten und den Analysewerten für den Rohproteingehalt des Futters wurde der N-Entzug über die Erntemasse ermittelt, wobei ein Durchschnitts-N-Gehalt von 16 % unterstellt wurde. Als weitere Outputkomponente wurde unabhängig vom Düngungsniveau eine Durchschnitts-Auswaschung von  $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  eingesetzt. Dies entspricht den an der BAL Gumpenstein ermittelten Auswaschungsdaten bei einem N-Niveau bis zu  $240 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , wobei es sich beim Boden um eine Pararendzina handelte, also einen im Vergleich zu der in diesem Versuch vorliegenden Braunerde durchlässigeren Bodentyp. Bis zu einem N-Aufwand von  $200 \text{ kg}$  (RYCHNOVSKA et al., 1990),  $220 \text{ kg}$  (ELSÄSSER, 1991),  $240 \text{ kg}$  (BENKE, 1990) kommt es zu keiner nennenswerten Nitratauswaschung.

Nicht berücksichtigt wurden in der N-Bilanzierung die Denitrifikation, die vor allem in humiden Gebieten und in verdichteten, sauerstoffarmen Böden eine beträchtliche Verlustquelle darstellen kann (SMITH und ARAH, 1990; SPATZ et al., 1992) sowie die ab der Ausbringung auftretende  $\text{NH}_3$ -Abgasung.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 N-Bilanzierung in Zusammenschau mit pflanzenbaulichen Kennwerten

Im Sinne einer möglichst geschlossenen Kreislaufwirtschaft kann als Idealfall eine ausgeglichene N-Bilanz angesehen werden. Am linearen Kurvenverlauf des N-Saldos (Abbildung 2) innerhalb des betrachteten N-Düngungsniveaus von 0– $240 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , ist ersichtlich, daß dieser Zustand bei einem N-Input von ca.  $150 \text{ kg N}$  (feldfallend berechnet)  $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  erreicht ist (dies entspricht einem Viehbesatz von  $2,5 \text{ DGVE ha}^{-1}$ , der in der österreichischen Grünlandpraxis nur von relativ wenigen Betrieben erreicht wird). Über dieses Düngungsniveau hinaus treten bereits Überschüsse auf, welche bei einer Zufuhr von  $240 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  ca.  $55 \text{ kg}$  betragen (im Gesamtversuchszeitraum sind das immerhin mehr als  $1400 \text{ kg N}$ !). Sowohl die PK-Variante ( $-80 \text{ kg N}$ ) als auch sämtliche Wirtschaftsdüngervarianten (siehe Punktwolke mit Werten von  $-30$  bis  $-60 \text{ kg N}$ ) hingegen weisen einen negativen N-Saldo auf, der sich vor allem durch die ganz beträchtliche Entzugsleistung dieser Varianten ergibt.

Es stellt sich daraus vor allem die Frage, welche Konsequenz solche N-Überschüsse für das System Boden-Pflanze mit sich bringen. Neben der bereits genannten Denitrifikation und der  $\text{NH}_3$ -Abgasung, welche schon im Hinblick auf ökologische Auswirkungen negativ zu beurteilen ist, steht als eine Möglichkeit auch die Akkumulation (am Grünland vielfach eine „Netto-Immobilisation“) im Boden offen. HEGE (1996) fordert unabhängig davon, über welchen Ansatz ein Nährstoffsaldo errechnet wird, eine Interpretation des Ergebnisses im Hinblick auf „gute fachliche Praxis“ und nicht im Hinblick auf die Unterschreitung eines Grenzwertes im Trink- oder Bodenwasser.

Äußerst unterschiedliche Meinungen bestehen über die Höhe der tolerierbaren Bilanzüberschüsse, wobei die Werte natürlich jeweils in Abhängigkeit der Bilanzierungsmethodik zu sehen sind (ISERMANN, 1994). HARENZ et al. (1992) ermittelten für die BRD N-Bilanzüberschüsse, die bis 1988

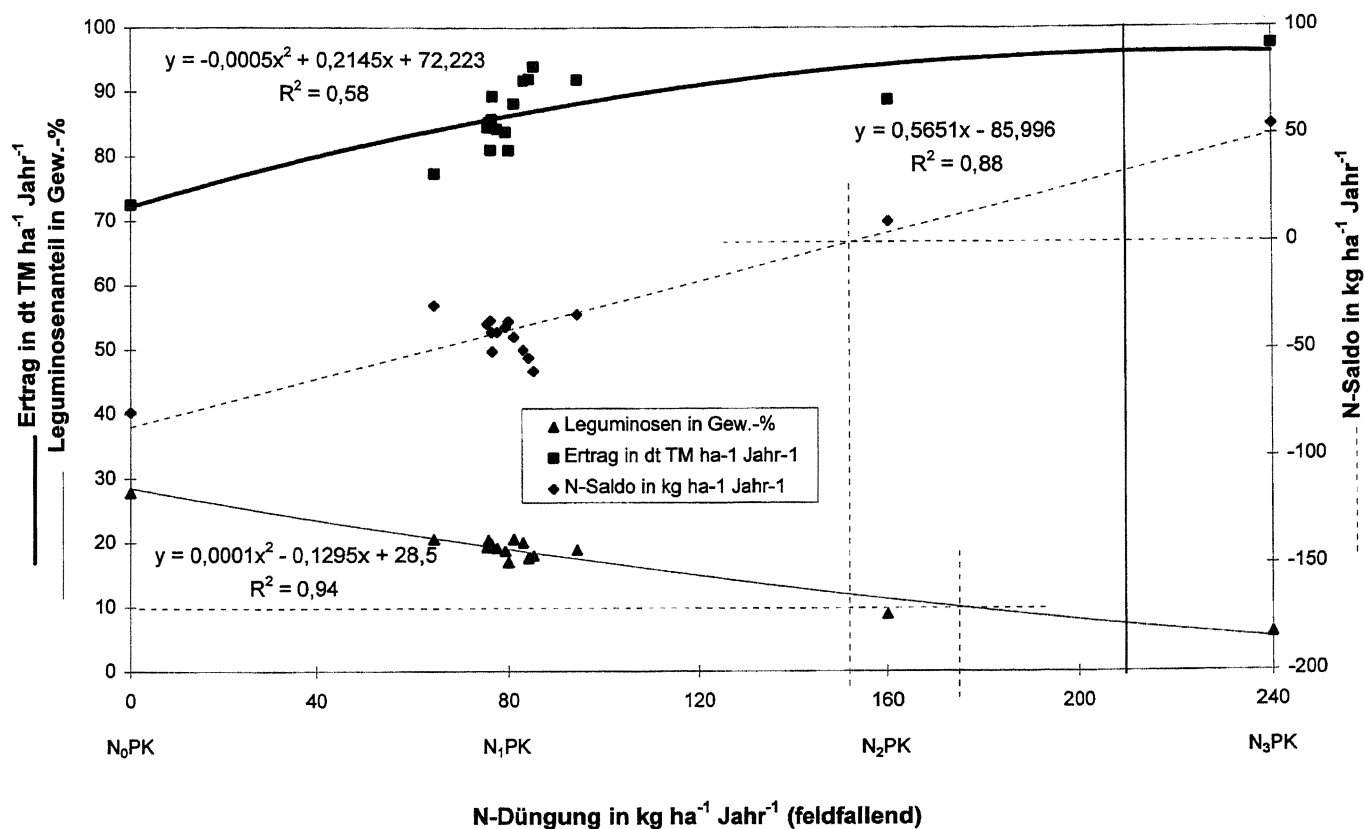


Abbildung 2: N-Bilanz, Leguminosenbesatz und Ertragsniveau im Güllespezialversuch Gumpenstein (PÖTSCH, 1997b)  
 Figure 2: N-balance, proportion of legumes and yield level in the slurry experiment Gumpenstein (PÖTSCH, 1997b)

auf ca.  $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  angestiegen sind und gehen davon aus, daß davon nur etwa ein Drittel im Boden durch Humusmehrung gebunden wird. Nach Meinung dieser Autoren könnte der Einsatz an mineralischen N-Düngern auf die Hälfte des Niveaus von 1988 reduziert werden, langfristig betrachtet, halten sie jedoch auch diesen reduzierten Eintrag aus ökologischer Sicht für nicht vertretbar.

Im Hinblick auf den linearen Anstieg des N-Saldos stimmen jedenfalls die in einigen EU-Ländern bestehenden Obergrenzen für Grünland von z. B.  $400 \text{ kg}$  bzw.  $420 \text{ kg}$  Gesamtnitrat  $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  in Belgien oder  $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  in Frankreich schon etwas bedenklich (HOFREITHER und SINABELL, 1996). AARTS et al. (1988) sowie VAN DE VEN (1989) berichten von Ergebnissen einer N-Bilanzierung in mehr als 300 niederländischen Milchviehfarmen im Zeitraum von 1983–1986, wonach nur 14 % der jährlich importierten Menge von  $550 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  in Form von tierischen Produkten wieder den Betrieb verließen. Selbst bei einer gewissen Akkumulation im Boden bleibt hier noch ein enormer Überschuß, der in Form von N-Auswaschung und/oder N-Abgasung die Umwelt belasten kann.

### 3.2 Leguminosenverdrängung durch Stickstoffdüngung

Der für Dauergrünland geforderte Mindestanteil von 10 % Leguminosen konnte im vorliegenden Versuch im Durchschnitt des Gesamtversuchszeitraumes noch bis zu einer Düngermenge von ca.  $175 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  erreicht werden (Abbildung 2). Bei voller Ausschöpfung der bewilligungsfreien Obergrenze (vertikal verlaufende Linie) sinkt der Leguminosenanteil jedoch bereits auf ein sehr niedriges und unbefriedigendes Niveau ab. Der erwünschte Mindestleguminosenanteil von 10 % konnte mit Ausnahme der Varianten  $\text{N}_2\text{PK}$  und  $\text{N}_3\text{PK}$  bei allen Prüfnummern gehalten werden, den höchsten Anteil wies mit durchschnittlich 28 % die PK-Variante auf, welche gegenüber der ungedüngten Prüfnummer im Durchschnitt einen um 11 % höheren Leguminosenbesatz zeigte. Der positive Effekt durch die PK-Zufuhr wurde aber bereits durch eine Düngung von  $80 \text{ kg}$  mineralischem Stickstoff aufgehoben, wie am durchschnittlichen Leguminosenanteil von 17 % in der Variante  $\text{N}_1\text{PK}$  ersichtlich ist.

SCHECHTNER (1981) schätzt die Wirkung des mineralischen Stickstoffs in bezug auf die Leguminosenverdrängung stärker als jene des Güllestickstoffs ein. Die in Abbildung 3 dargestellte differenzierte Auswertung nach jenen Varianten mit mineralischer N-Düngung und solchen mit ausschließlicher Wirtschaftsdüngerversorgung bestätigt diese Hypothese für den vorliegenden Versuch mit vier Schnittnutzungen pro Jahr bis zu einem N-Niveau von ca. 110 kg/ha. Innerhalb dieses Bereiches kam es durch je 10 kg Wirtschaftsdüngerstickstoff zu einer Verdrängung von  $\bar{\varnothing}$  0,82 (1,0–0,7) Gew.-% Leguminosen, während die Verdrängung durch je 10 kg Mineraldünger-N mit  $\bar{\varnothing}$  1,35 (1,6–1,1) Gew.-% wesentlich stärker ausgeprägt erscheint. Der Hauptgrund dafür dürfte wohl im geringeren Anteil an leicht löslichen und damit auch rascher verfügbaren N-Fractionen im Wirtschaftsdüngerstickstoff liegen, wodurch die legume N-Bindung weniger konkurriert wird.

Sämtliche Wirtschaftsdüngervarianten zeigten über den gesamten Versuchszeitraum durchaus beachtenswerte Bestandesanteile an Leguminosen. Durch die Fähigkeit in Symbiose mit den Knöllchenbakterien Luftstickstoff zu binden, tragen die Leguminosen nach Untersuchungen von

BOLLER (1988) auch beträchtlich zur N-Versorgung der Bestandespartner bei. BOLLER weist aber gleichzeitig darauf hin, daß eine Stickstoffdüngung den Ertrag an fixiertem Stickstoff in einem ähnlichen Ausmaß verringert, wie gleichzeitig der Leguminosenanteil dadurch eingeschränkt wird. NÖSBERGER und LÜSCHER (1995) gehen davon aus, daß die Leguminosen, im speziellen *Trifolium repens*, in Zukunft eine noch stärkere Rolle in der Grünlandwirtschaft einnehmen werden. Im Zusammenhang mit einer Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre zeigen erste Ergebnisse der FACE (Free Air Carbondioxide Enrichment)-Anlage der ETH Zürich, daß die Leguminosen insgesamt von den am Grünland auftretenden Artengruppen am stärksten von einem Mehrangebot an CO<sub>2</sub> profitieren.

### 3.3 Ertragsleistung

Deutlich erkennbar ist das hohe Ertragsniveau der meisten Wirtschaftsdüngervarianten im Vergleich zu den sehr hoch mit Stickstoff versorgten mineralisch gedüngten Prüfnummern, wobei diese optische Überlegenheit der Wirtschafts-

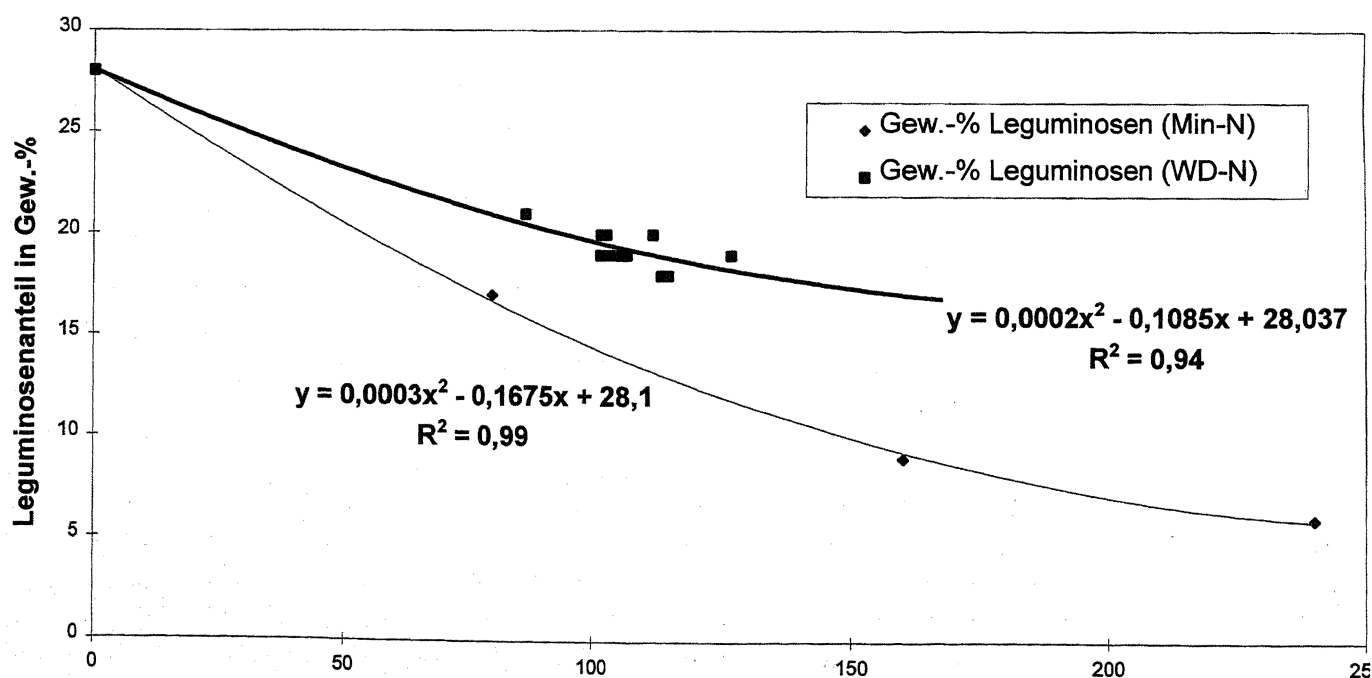


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen steigendem Stickstoffdüngungsniveau und Leguminosenverdrängung im Güllespezialversuch Gumpenstein (PÖTSCH, 1997b)

Figure 3: Interactions between increasing amounts of nitrogen and the suppression of legumes in the slurry experiment Gumpenstein (PÖTSCH, 1997b)

düngervarianten natürlich zu einem Gutteil auf der hier durchgeführten feldfallenden Anrechnung des darin enthaltenen Stickstoffs beruht (Abbildung 2). Ein Ertragsvergleich zwischen mineralisch gedüngten NPK-Varianten und den beiden am österreichischen Grünland verbreitetsten Systemen „Gülle“ und „Stallmist + Jauche“ zeigt bei vergleichbarem N-Niveau über einen weiten Bereich der Versuchsdauer eine leichte Überlegenheit der Wirtschaftsdüngersysteme (Tabelle 2). Dabei wurden ausschließlich jene Varianten berücksichtigt, die in der Praxis auch eine stärkere Bedeu-

tung besitzen, weiters wurde darauf geachtet, daß die durchschnittlichen Nährstoffzufuhren bei den gedüngten Varianten in einer vergleichbaren Größenordnung lagen.

In und nach einem derart langen Beobachtungszeitraum tritt durch die Summe aller kurz- und langfristigen Nachwirkungen letztlich auch die Gesamtwirksamkeit der Wirtschaftsdünger immer stärker zutage. Damit ergibt sich auch eine höhere Wirksamkeit dieser Systeme, welche allerdings nicht allein im Zusammenhang mit der Wirksamkeit der Nährstoffe (insbesondere des Stickstoffs) sondern auch unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Beeinflussung des Pflanzenbestandes (v. a. Leguminosenanteil) gesehen werden muß.

Zur Ermittlung der relativen Wirksamkeit der Wirtschaftsdüngersysteme wurde in der vorliegenden Arbeit ein statistisches Modell verwendet, welches für die Erklärung des Trockenmasseertrages als abhängige Variable die Haupteffekte Düngungssystem und Jahr beinhaltet sowie gleichzeitig mittels linearer Regression die Zufuhr von Stickstoff, Phosphor und Kalium berücksichtigt, für alle Düngungssysteme auf das durchschnittliche Inputniveau adjustiert und somit deren Einfluß ausschaltet. Dieses Modell erklärt 71 %

Tabelle 2: Wirksamkeit der Düngungssysteme im Güllespezialversuch bei adjustierter Nährstoffzufuhr (PÖTSCH, 1997b)  
 Table 2: Efficiency of fertilizing systems in the slurry experiment at an adjusted nutrient input (PÖTSCH, 1997b)

Düngungssystem	dt TM ha <sup>-1</sup>	Differenz	% relativ	Düngung in kg ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>		
NPK-mineralisch	85,10 <sup>a</sup>	-	100,0	sämtliche Systeme:		
Gülle	86,13 <sup>a</sup>	1,03	101,2	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Stallmist/Jauche	85,94 <sup>a</sup>	0,84	101,0	108	110	242

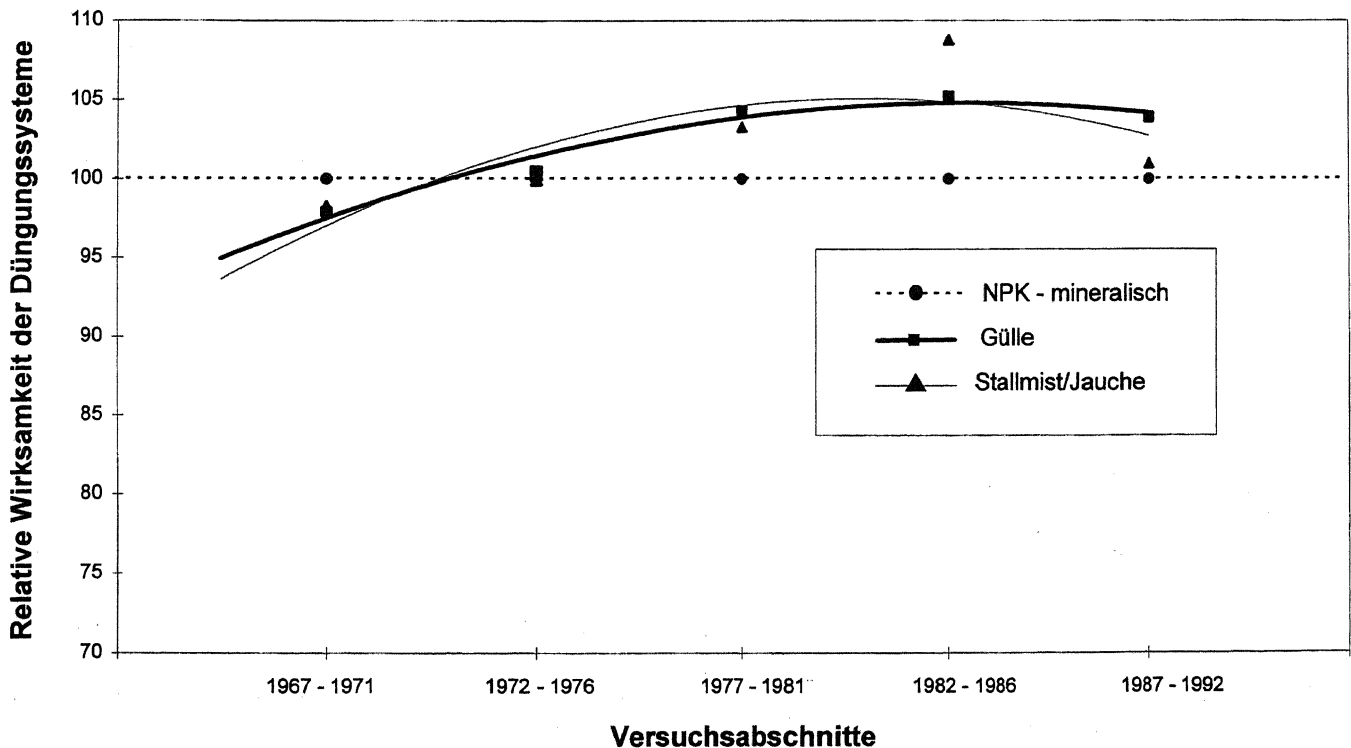


Abbildung 4: Wirksamkeit der Düngungssysteme Gülle und Stallmist/Jauche im Vergleich zu NPK-mineralisch im Güllespezialversuch (PÖTSCH, 1997b)

Figure 4: Efficiency of the fertilizing systems slurry and stable manure+liquid manure in comparison to a mineral fertilized system in the slurry experiment (PÖTSCH, 1997b)

der Gesamtstreuung, wobei die Unterschiede zwischen den drei verglichenen Düngungssystemen zufällig sind.

Eine weitere Auswertung, welche unter Anwendung desselben statistischen Modells den Gesamtversuchszeitraum in fünf Teilabschnitte zu je 5 bzw. 6 Jahren untergliedert, zeigt die mit zunehmender Versuchsdauer ansteigende Effizienz der Wirtschaftsdüngersysteme (Abbildung 4). Im letzten Versuchsabschnitt kam es allerdings zu einer rückläufigen Tendenz, welche vor allem durch die hier auftretenden starken Veränderungen im Pflanzenbestand ausgelöst worden sein dürfte. Insgesamt konnte aber mit der in diesem Versuch eingesetzten ertragsdynamischen Rückführung der Wirtschaftsdünger nicht nur ein ansprechendes Ertragsniveau erreicht, sondern zugleich auch pflanzenbauliche und ökologische Kriterien voll erfüllt werden.

Trotz der in diesem Versuch festgestellten, wenn auch nicht signifikant höheren Wirksamkeit der beiden Wirtschaftsdüngersysteme erscheinen die laut WRG-Novelle 1990 einzusetzenden Faktoren für die Anrechnung des Wirtschaftsdüngerstickstoffs von 0.75 für Gülle, 0.7 für Stallmist und 0.8 für Jauche bei kontinuierlicher und annähernd gleichbleibender Wirtschaftsdüngeranwendung durchaus gerechtfertigt.

Allerdings muß sowohl aus ökologischer als auch ökonomischer Sicht durch entsprechende Maßnahmen unbedingt versucht werden, die sogenannten unvermeidbaren Verluste im Bereich der Lagerung und vor allem bei der Ausbringung zu minimieren, um letztlich auch eine hohe Effizienz der wertvollen hofeigenen Dünger zu erreichen.

## Literatur

- AARTS, H. F. M., E. E. BIEWINGA, G. BRUIN, B. EDEL und H. KOREVAAR (1988): Melkveehouderij en milieu. CABO-verslag, 79.
- APPEL, T., M. SCHMÜCKER und U. SCHULTHEIß (1993): Möglichkeiten und Grenzen schlagbezogener N-Bilanzen zur Reduzierung der Nitratbelastung in Wasserschutzgebieten. VDLUFA Kongreßband, 37, 137–140.
- BENKE, M. (1990): Erste Ergebnisse zum Nitrataustrag unter Grünland in Abhängigkeit von der Nutzung, der Ansaatmischung (mit und ohne Weißklee) und der N-Düngung. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 3, 89–92.
- BLUM, W. E. H., M. KUDERNA, M. PFEFFER und H. MUSTER (1994): Stickstoffbilanzen am Beispiel des Grundwassereinzugsgebietes Leibnitzer Feld, Steiermark. Endbericht des Forschungsprojektes L 657/91, Institut für Bodenforschung und Baugeologie der Universität für Bodenkultur, Wien.
- BOLLER, B. (1988): Biologische Stickstoff-Fixierung von Weiß- und Rotklee unter Feldbedingungen. Landwirtschaft Schweiz, Vol. 1(4), 251–253.
- BOLLER, B. C. and J. NÖSBERGER (1987): Symbiotically fixed nitrogen from field-grown white and red clover mixed with ryegrasses at low levels of  $^{15}\text{N}$ -fertilization. Plant and Soil, 104, 219–226.
- DYCKMANS, A. (1986): Die Bedeutung des Weißklee (*Trifolium repens* L.) im Dauergrünland – sein Beitrag zur Ertragsleistung und Stickstoffversorgung bei abgestuft intensiver Nutzung. Dissertation, Universität Hohenheim.
- EFMA (1995): Agriculture and Fertilizer Consumption in EFMA Countries. European Fertilizer Manufacturers Association, Zürich, June 16<sup>th</sup> 1995.
- ELSÄSSER, M. (1991): Auswirkungen „wasserschutzgemäßer“ Stickstoffdüngung auf Ertrag, Pflanzenbestand und Konservierbarkeit verschiedener Grünlandbestände und den  $\text{N}_{\text{min}}$ -Gehalt des Bodens. Jahrestagung der AG Grünland und Futterbau, Bad Hersfeld.
- ELSÄSSER, M. (1995): Die Düngung des Dauergrünlandes und deren Auswirkung auf die Wasserqualität. Alpenländisches Expertenforum „Düngung im alpenländischen Grünland“, BAL Gumpenstein, 51–64.
- GÖTZ, B. und G. ZETHNER (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Band 78, Wien.
- HARENZ, H., W. KÖSTER und D. MERKEL (1992): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland und der ehemaligen DDR von 1958 bis 1988. Agribiological Research, 45(4), 285–293.
- HEGE, H. und H. WEIGELT (1991): Nährstoffbilanzen alternativ wirtschaftender Betriebe. Landwirtschaftliches Jahrbuch, 68 (4) 403–407.
- HEGE, U. (1996): Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe – Vorgehensweise und Bewertung. Workshop „Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft: betrieblich, regional, national – Ein Instrument für den Umweltschutz?“, 20.–21. Juni 1996, Wien.
- HOFREITHER, M. F. und F. SINABELL (1996): Analyse von marktwirtschaftlichen Instrumenten im flächendeckenden Grundwasserschutz – eine Länderübersicht. Forschungsprojekt des BMLF Wien.
- HÜLSENBERGEN, K.-J. (1991): Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe – Methoden, Unter-



- suchungsergebnisse, Empfehlungen. Kongreß- und Tagungsberichte der Univ. Halle, 22, 62–76.
- HÜLSENBERGEN, K. J. und S. BIERMANN (1993): Feldversuchsergebnisse – ein Hilfsmittel zur Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe. VDLUFA Kongreßband 37, 489–492.
- ISERMANN, K. (1994): Lösungsansätze und Lösungsaussichten für eine hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland bis zum Jahre 2005. Im Auftrag der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg
- ISERMANN, K. und R. ISERMANN (1996): Globale, territoriale, regionale und betriebliche (Nähr-)Stoffbilanzierung als Grundlage ursachenorientierter und hinreichender Lösungsansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung. Workshop „Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft: betrieblich, regional, national – Ein Instrument für den Umweltschutz?“, 20.–21. Juni 1996, Wien.
- LÜSCHER, A. (1989): Überwinterung und Frühlingsaufwuchs von Weißklee (*Trifolium repens* L.) – Dynamik der Kohlenhydratreserven und der biologischen N<sub>2</sub>-Fixierung. Dissertation, ETH Zürich.
- MILIMONKA, A., K. RICHTER und R. SIEBER (1996): The influence of competition between white clover and grass on nitrogen transfer. 16<sup>th</sup> EGF-Meeting „Grassland and land use systems“, Grado, 265–268.
- NOLTE, B. und U. SIMON (1995): „Weißklee als Gemeindegartner auf der Weide – eine Alternative zur mineralischen Stickstoffversorgung?“ VDLUFA Kongreß 1995.
- NÖSBERGER, J. und A. LÜSCHER (1995): CO<sub>2</sub>: Die Zukunft gehört dem Klee. „Die Grüne“ 23/95.
- PARCOM – Paris Convention for the prevention of marine pollution (1994): Guidelines for calculating mineral balances. Dokument NUTAG 4/7/1-E, London.
- PÖTSCH, E. M. (1995): Nährstoffbilanzen, Futterinhaltsstoffe und Bodenkennwerte als Wegweiser zur sachgemäßen Grünlanddüngung. Alpenländisches Expertenforum „Düngung im alpenländischen Grünland“, BAL Gumpenstein, 27–37.
- PÖTSCH, E. M. (1997a): Zur Bedeutung der Nährstoffbilanzierung am Grünland. Workshop „Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft – Ein Instrument für den Umweltschutz?“, Umweltbundesamt, Wien, Vol. 20(20), 77–89.
- PÖTSCH, E. M. (1997b): Auswirkungen langjähriger Wirtschafts- und Mineraldüngeranwendung am Dauergrünland auf Pflanzensoziologie, Ertrag, Futterinhaltsstoffe und Bodenkennwerte von Dauergrünland. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- PÖTSCH, E. M. und K. BUCHGRABER (1995): Zusammenfassung und Diskussion über die Düngung des Grünlandes im Alpenraum. Alpenländisches Expertenforum „Düngung im alpenländischen Grünland“, BAL Gumpenstein, 65–72.
- RIEDER, J. (1995): Standortsgemäße und bestandesorientierte Düngung des Dauergrünlandes. Alpenländisches Expertenforum „Düngung im alpenländischen Grünland“, BAL Gumpenstein, 1–14.
- RYCHNOVSKA, U., K. FIALA und J. KVET (1990): Non production functions of grassland. Proc. 13<sup>th</sup> General Meeting of EGF, Banska Bystrica, Vol. I, 88–102.
- RYDEN, J. C. (1984): The flow of nitrogen in grassland. Proc. 229, The Fertilizer Society, 3–44.
- SCHECHTNER, G. (1981): Nährstoffwirkung und Sonderwirkungen der Gülle auf dem Grünland. Ber. über die 7. Arbeitstagung „Fragen der Güllerei“, BAL Gumpenstein, 135–196.
- SCHECHTNER, G. (1992): Pflanzenbauliche Bewertung des Wirtschaftsdüngerstickstoffes. Der Förderungsdienst/Beratungsservice, 3, 13–21.
- SMITH, K. A. and J. R. M. ARAH (1990): Losses of nitrogen by denitrification and emissions of nitrogen oxides from soils. The Fertilizer Society, Proc. 229.
- SPATZ, G., A. PAPE und K. W. BECKER (1992): Zur Frage der Denitrifikation auf dränierten, schweren Marschböden unter Mähweidenutzung. Agribiological Research, 45(4), 359–363.
- STADELMANN, F. X., O. J. FURRER und W. STAUFFER (1982): Der Einfluß von Stickstoffmobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. Vorträge der Informationstagung: „Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft am Gottlieb Duttweiler Institut“, Rüschlikon/Zürich, 49–84.
- VAN DE VEN, G. W. J. (1989): Modelling the nitrogen cycle of intensively managed grasslands to estimate nitrogen losses. XVI. International Grassland Congress, Nice, France.

### **Anschrift des Verfassers**

Dr. Erich M. Pötsch, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, Abteilung Grünland, BAL Gumpenstein, A-8952 Irnding. E-mail: BAL.Gump@computerhaus.at

Eingelangt am 25. September 1997  
Angenommen am 16. Dezember 1997