

9 Beiträge zur Ermittlung der N- Immissionen und -Emissionen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre

R. Russow, K. Heinrich, A. John und H.-U. Neue
unter Mitarbeit von F. Böhme und W. Schaecke

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Abstract

Determining the N immissions and emissions in the soil-plant-atmosphere system

*The mean atmospheric N-deposition in Germany has been estimated to be 25–30 kg/ha*a. The ITNI system (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) based on the ¹⁵N-isotope dilution technique allows direct measurements of the total atmospheric N-flux into a soil-plant system. ITNI measurements at the UFZ Research Farm at Bad Lauchstädt in 1994–1999 and at an off-farm site at Etzdorf in 1998 and 1999 reveal total atmospheric N-deposition of 60 ± 10 kg/ha*a. At the site in Bad Lauchstädt, the total N-deposition has slightly decreased since 1998. In 1999 a total N-deposition of only 46 kg/ha*a was observed. N-balances of the 98-year long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt as well as of other long-term trials revealed an annual N-input of a similar magnitude. The high total atmospheric N-deposition found threatens ecosystems where N is generally a major limiting nutrient. Prolonged N-depositions above critical loads for natural ecosystems varying between 5 and 20 kg/ha*a lead to an accumulation of N within these systems, causing well known phenomena such as soil acidification, nitrate-leaching into groundwater, the eutrophication of surface waters, the suppression of plant species and damage to forests. Although the high atmospheric N-depositions observed do not impair agricultural crops, this free N-input must be accounted for when balancing N-fertilisation.*

*N-emissions were monitored with varying N-fertilizer inputs on plots with different soil carbon levels due to varying organic amendments at the site in Bad Lauchstädt from June 1999 to June 2000. Annual N₂O emissions range from 0.1 kg N₂O-N/ha*a at zero N-treatments to 1 kg N₂O-N/ha*a at plots with high organic amendments. The application of high amounts of easily degradable C and N compounds raise soil microbial activities and hence N₂O emission. As a result, in periods of similar precipitation N₂O emissions are much higher (peaks up to 240 µg N₂O-N/m² h) in spring and summer (time of high soil microbial activity) compared to the winter season (time of low soil microbial activity).*

The highest addition of mineral N-fertilizer (240 kg N/ha) increased N₂O emissions with peaks of up to 50 µg N₂O-N/m²·h occurring when mineralization started in spring and after adding N-fertilizer. High mineral N-addition results in lower N₂O emission compared to high organic matter amendments because of the low precipitation at this site within the central dry belt of Germany, which receives long-term mean annual precipitation of about 450 mm. The high temporal variation of N₂O emissions necessitates measurements over several years with sufficiently high temporal discrimination to estimate emissions with any degree of accuracy. The aggregation of the data collected has still to be assessed and extrapolated with great caution.

Supplementary ¹⁵N-field experiments reveal that the relatively low N₂O emissions mainly result from denitrification. Adding easily degradable organic matter enhances the anaerobic endoenergetic process of denitrification. When applying the ¹⁵N-flux method, initial measurements of the production of molecular dinitrogen due to the denitrification of nitrate reveal at relatively high soil moisture levels (>20 %) N₂ emissions of up to 108 µg N/m² h. Such high N₂-emissions definitely merit further studies.

Compared to N₂O, the field data of NO emission indicate a different formation pathway as well as different effects of high N-inputs or organic carbon availability. The highest NO emissions of up to 16 µg NO-N/m² h were observed immediately after the addition of mineral ammonium fertilizer. Very high organic amendments resulted only in emissions of NO up to 6 µg NO-N/m² h. Supplementary ¹⁵N-field experiments verified that the NO emitted was formed almost exclusively by the nitrification of ammonium. Since nitrification is an aerobic chemoautotrophic process, a well-aerated soil is required while available carbon is not required. Microbially available carbon enhances the formation of N₂O but not NO. N₂O emissions were always higher than NO emissions except in treatments with high applications of ammonium fertilizer, which is not farming practice. The data presented of N₂O and NO emissions at the Bad Lauchstädt site verify earlier results of laboratory experiments and correspond well to the developed model of coupling processes of nitrification and denitrification.

Zusammenfassung

Für die atmogene N-Deposition werden bisher in Deutschland durchschnittlich 25-30 kg/ha*a veranschlagt. Mit dem entwickelten, ¹⁵N-gestützten ITNI-System (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) kann der atmogene Gesamt-N-Eintrag in ein Boden/Pflanzen-System direkt bestimmt werden. Aus den vorliegenden ITNI-Messungen auf dem Standort Bad Lauchstädt für den Zeitraum 1994-99 und Etzdorf für den Zeitraum 1998/99 kann für die Querfurter Platte von einer Stickstoff-Gesamtdeposition, d.h. einschließlich der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, von 60±10 kg/ha*a ausgegangen werden. In Bad Lauchstädt ist seit 1998 eine leichte Abnahme zu beobachten, so dass 1999 nur noch ein Wert von 46 kg N/ha*a gemessen wurde. Diese Größenordnung wurde durch N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und anderer Dauerversuche bestätigt. Der hohe N-Input aus der Atmosphäre stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Gefahr dar, da die Wildpflanzen im Laufe der Evolution einem ständigen N-Mangel ausgesetzt waren und folglich eine hohe Stickstoffökonomie entwickelten. Ein langjähriger N-Eintrag über den "Critical Load" (je nach Ökosystem 5-20 kg N/ha*a) führt zu wachsenden Stickstoffakkumulationen bis zur Übersättigung des Systems mit den bekannten negativen Folgen wie Versauerung der Böden, Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Verdrängung von Pflanzenarten und neuartige Waldschäden. Für landwirtschaftliche Kulturen stellt dieser hohe atmogene N-Eintrag keine Belastung dar, da landwirtschaftliche Kulturpflanzen auf eine hohen N-Aufnahme gezüchtet wurden. Diese Gratsdüngung aus der Luft ist jedoch bei der N-Düngerbemessung unbedingt zu berücksichtigen. Auf dem selben Schwarzerdestandort (Haplic Phaeozem) der Querfurter Platte, in Bad Lauchstädt, wurden über einen Zeitraum von Juni 1999–Juni 2000 ebenfalls Messungen zur N₂O-Emissionen auf unterschiedlich mit Stickstoff und OBS versorgten Parzellen durchgeführt. Die jährlichen N₂O-Emissionen bewegen sich zwischen 0,1 kg N₂O-N/ha*a auf den ungedüngten Varianten und 1 kg N₂O-N/ha*a auf einer hoch organisch gedüngten Variante. Bedingt durch die Zufuhr einer großen Menge von leicht umsetzbaren Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen kommt es bei letzter Variante vermutlich zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität im Boden, was auch an den im Vergleich zu den Wintermonaten erhöhten Lachgasfreisetzungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten bei ähnlichen Niederschlagsmengen zu sehen ist (Spitzenwerten bis 240 µg N₂O-N/m²*h). In der höchst mineralisch gedüngten Variante (240 kg N/ha) konnten mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20.03.2000) verstärkte N₂O-Freisetzungen mit Spitzenwerten von 50 µg N₂O-N/m²*h verzeichnet werden. Die direkte Auswirkung einer hohen mineralischen N-Düngung unter den relativ trocknen Bedingungen des Standortes Bad Lauchstädt auf die N₂O-Emission ist also geringer als die einer hohen organischen Düngung. Ergänzende 15 N-Feldversuche ergaben, daß die relativ geringen N₂O-Emissionen vorzugsweise aus der Denitrifikation resultieren. Da die Denitrifikation ein anaerober endoenergetischer Prozeß ist, wird er durch eine organische Düngung infolge Zufuhr leicht

abbaubaren Kohlenstoffs gefördert. Die nachgewiesene hohe zeitliche Variabilität der N₂O-Freisetzung erfordert mehrjährige Meßreihen mit hinreichend hoher zeitlicher Auflösung der Messungen, um gesicherte Aussagen treffen zu können. Aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes sind deshalb die vorliegenden Ergebnisse zur N₂O-Emission am Standort Bad Lauchstädt nur orientierend und nicht endgültig. In einer ersten Messung zur Bildung von molekularem Stickstoff bei der Denitrifikation von Nitrat mittels der 15N-Flux-Methode wurden bei relativ hohen Bodenfeuchten (>20 %) N₂-Emissionen von bis zu 108 µg N/m²*h beobachtet. Diesem möglichen hohen Verlustpotential in Form von molekularem Stickstoff bei hohen Bodenfeuchten muß unbedingt weiter nachgegangen werden.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zur NO-Emission unter Freilandbedingungen lassen im Vergleich zur N₂O-Emission auf einen abweichenden Bildungsweg und damit eine veränderte Wirkung hoher N- und OBS-Versorgung auf die NO-Emission schließen. Die höchsten NO-Emissionen von bis zu 16 µg N/m²*h wurden unmittelbar nach mineralischer (Ammonium-) Düngung gemessen. Im Vergleich dazu betragen die höchsten Emissionsraten bei extrem hoher organischer Düngung nur 6 µg N/m²*h. Ergänzende 15 N-Feldversuche bestätigten, dass das emittierte NO fast ausschließlich aus der Nitrifikation von Ammonium stammt. Da die Nitrifikation ein aerober chemoautotropher Prozeß ist, wird dafür ein gut belüfteter Boden, jedoch kein verfügbarer Kohlenstoff als Energiequelle benötigt. Im Gegensatz zur N₂O-Emission wird also die NO-Emission nicht durch den leicht verfügbaren Kohlenstoff der organischen Düngung gefördert. Generell muß man jedoch nach den bisher vorliegenden Ergebnissen einschätzen, daß die NO-Emission, abgesehen von Ausnahmesituationen nach hoher Ammonium-Düngung, stets kleiner war als die N₂O-Emission.

Mit den vorliegenden Ergebnissen zur N₂O- und NO-Emission am Standort Bad Lauchstädt konnten die Ergebnisse aus früher durchgeführten Laboruntersuchungen verifiziert werden und entsprechen im Wesentlichen den prognostischen Aussagen des entwickelten Modells der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation.

9.1 Einleitung

Seit der Erfindung der technogenen N-Fixierung (Haber-Bosch-Verfahren 1913) wurden ständig steigende Mengen an aktivem Stickstoff zusätzlich in den globalen N-Kreislauf der Erde eingeschleust. So belief sich 1995 weltweit der Einsatz an Mineraldünger 77 Mill. t N/a und war damit etwa doppelt so hoch wie die biologische N-Fixierung. Dagegen betrug der N-Ertrag nur 23 Mio. t/a, d.h. die N-Effizienz der Weltlandwirtschaft ist mit 21 % sehr gering (KAARSTAD 1997). In Deutschland beträgt die N-Effizienz bei einem Dünger-N-Einsatz von 191 kg N/ha*a ca. 25 % (ISERMANN & ISERMANN 1998), ist also nur unwesentlich besser. Weiterhin kommt es in den entwickelten Ländern wie z.B. Deutschland durch die hohe Deposition an aktivem Stickstoff (freigesetzt durch Industrie/Kraftverkehr als NO_x und die Landwirtschaft selber als NH₃) aus der Atmosphäre sowie den Import an eiweißreichen Futtermitteln aus Drittländern zu einer weiteren Erhöhung des N-Überschusses. So wies die Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland noch in der ersten Hälfte der 90er Jahre einen Überschuss von 106-145 kg/ha Stickstoff pro Jahr aus (KÖRSCHENS 1993, ISERMANN & ISERMANN 1995, ISERMANN & ISERMANN 1998). Dieser N-Überschuss gelangt unkontrolliert und diffus in verschiedenen chemischen Formen (Nitrat über Wasserpfad, Ammoniak und Stickstoffoxide über Luftpfad) in die Umwelt und führt hier zu den bekannten Belastungen wie: Nitrat im Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Emission von Ammoniak und Emission klimarelevanter Spurengase. Stickstoff wird also zunehmend von einem limitierenden Nährstoff zu einem Problemstoff für die Umwelt.

Nachfolgend soll über Untersuchungen zu zwei Aspekten dieses Stickstoffproblems, der atmosphären N-Deposition und der Emission der umweltrelevanten N-Gase Stickstoffdioxid (Lachgas, N₂O) und Stickstoffmonoxid (NO), auf agrarisch genutzten Flächen der Querfurter Platte berichtet werden.

9.2 N-Immissionen

9.2.1 Problemstellung

Über die Höhe des atmosphären Stickstoff-Inputs in das System Boden/Pflanze (ohne biologische N-Fixierung) pro Flächeneinheit herrscht noch große Unsicherheit. Für Deutschland wird meistens mit 25-30 kg N/ha*a gerechnet (ISERMANN & ISERMANN 1995, EICHHORN 1995, BACH et al. 1997). Diese Angabe leitet sich her aus Messungen des anorganischen Stickstoffs (Ammonium, Nitrat) in der nassen (wet only) oder Bulk (nass + trocken) Deposition. Umfangreiche Untersuchungen (RUSSOW et al. 1995, MEHLERT 1996) am Standort Leipzig und Bad Lauchstädt zeigten jedoch, dass zusätzlich erhebliche Mengen an organischen und gasförmigen N-Verbindungen eingetragen

werden und die Pflanzen Stickstoff direkt über die oberirdischen Pflanzenorgane aufnehmen können. Die gesamte N-Aufnahme der Vegetation aus der Atmosphäre muss also größer als die bisher angenommenen 25-30 kg N/ha*a sein. Eine einfache Abschätzung führt zu folgender durchschnittlichen N-Deposition für Deutschland:

Die N-Emission in Form von Ammoniak/Ammonium (ca. $1,1 \cdot 10^9$ kg N/a; UBA 1994) und NO_x (ca. $1 \cdot 10^9$ kg N/a; UBA 1995) betrug Anfang der 90er Jahre 2,1 Mill. t N/a. Davon werden ca. 50 % exportiert, aber gleichzeitig etwa $0,6 \cdot 10^9$ kg N/a aus den umliegenden Ländern importiert (ASMAN & VAN JAARSFELD 1990, ASMAN 1993, HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992, UBA 1995). Somit ergibt sich eine Gesamtmission für Deutschland von etwa $1,6 \cdot 10^9$ kg N/a. Bei Annahme einer gleichmäßigen Verteilung über die gesamte Bundesrepublik mit einer Fläche von $35,7 \cdot 10^6$ ha errechnet sich daraus eine durchschnittliche N-Deposition von 45 kg/ha*a. Diese Abschätzung wird durch die Stickstoffbilanzen des im Jahre 1902 angelegten Dauerversuchs „Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt“ (KÖRSCHENS et al. 1994) bestätigt. Die Stickstoffentzüge der angebauten Kulturen (Zuckerrüben - Sommergerste - Kartoffeln - Winterweizen) der Variante ohne N-Düngung dieses Dauerversuchs können, da C und N-Gehalt im Boden sich seit ca. 30 Jahren im Fließgleichgewicht (N_t -Gehalt konstant) befinden (KÖRSCHENS et al. 1998), nur aus dem N-Eintrag aus der Atmosphäre resultieren. Für den Zeitraum 1978-96 ergibt sich aus den N-Entzügen ein atmosphärischer Gesamt-N-Eintrag von durchschnittlich 56,1 kg/ha (WEIGEL et al. 2000). Eine gute Übersicht zur Situation der Ammonium- und Gesamt-N-Deposition für Europa findet man bei PEARSON & STEWART (1993). So liegen die höchsten Werte in Europa für die Niederlande punktuell mit bis zu 190 kg N/ha*a (Forst) und durchschnittlich mit 60-70 kg N/ha*a vor. Jedoch auch in anderen Ländern (z.B. D, UK) treten im Forst Depositionsraten >100 kg N/ha*a auf.

Diese N-Düngung aus der Luft stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Belastung dar. Für landwirtschaftlich genutzte Flächen ist sie eine Gratisdüngung, die es jedoch zur Minimierung von N-Überschüssen zu berücksichtigen gilt. Zur Bestimmung des gesamten atmosphärischen N-Eintrages in das System Boden/Pflanze, also inklusive der Aufnahme gasförmiger N-Verbindungen und der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenorgane, wurde ein Meßsystem entwickelt (ITNI-System) und routinemäßig für die Bestimmung der atmosphärischen N-Deposition an dem Standort Bad Lauchstädt eingesetzt.

9.2.2 Material und Methoden

Das ITNI-Meßsystem (ITNI= Integrated Total Nitrogen Input) basiert auf der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode, d.h. anstatt die deponierten Stickstoffkomponenten der Atmosphäre zu markieren, was in Feldversuchen nicht möglich ist, wird in einem Gefäß mit Pflanzenbewuchs (Boden-Pflanze-System) ein [^{15}N]Ammoniumnitrat-Tracer eingesetzt und die Verdünnung dieses ^{15}N -Tracers durch den aufgenommenen atmosphären Stickstoff als Maß für die eingetragene N-Menge gemessen (MEHLERT et al. 1995, MEHLERT 1996). Der aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff (AN) führt im System (G) (Substrat+Pflanze+Nährlösung) zur Verdünnung des Tracers ^{15}N mit Einsatzhäufigkeit (a_T) zur Mischhäufigkeit (a_G). Daraus berechnet sich der atmogene Netto-N-Eintrag nach Gleichung (Gl. 1):

$$AN_{\text{netto}} = n_A = n_G \cdot (1 - a'_G / a'_T) - n_o$$

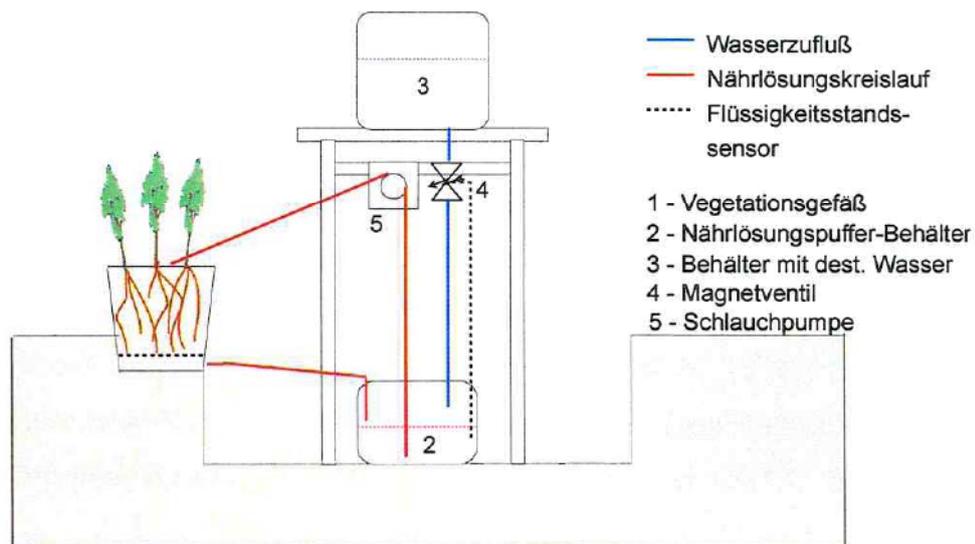


Abb. 9.1)

Schematische Darstellung des ITNI-Systems (Integrated Total Nitrogen Input)

Das ITNI-System (Abb. 9.1) besteht aus einem Vegetationsgefäß (1) nach Kick-Brauckmann mit einer Oberfläche von $0,038 \text{ m}^2$, das mittels Schlauch mit einem Puffergefäß (2) für Nährlösung und Überschuss-Niederschlagswasser verbunden ist. Das Gefäß ist mit N-freiem Sand über einer ca. 5 cm Schicht aus Tonscherben (zur besseren Drainage) als Substrat gefüllt. Eine Schlauchpumpe (5) fördert zur Bewässerung und Nährstoffversorgung der Pflanzen die Lösung aus dem Pufferbehälter in an der Steuerelektronik einstellbaren Zeitabständen auf die Substratoberfläche des Vegetationsgefäßes. Sollte das Flüssigkeitsvolumen in dem Pufferbehälter unter ca. 3 l fallen (Trockenperiode), so wird automatisch über ein Magnetventil (4) Wasser aus einem zentralen Vorratsbehälter (3) nachgefüllt. Zur Vermeidung anaerober Bedingungen in dem Puffergefäß und

damit von N-Verlusten durch Denitrifikation wird dieses durch Einleiten eines gereinigten Luftstromes in die Lösung aktiv belüftet. An einem Messpunkt werden in der Regel vier Vegetationsgefäße parallel betrieben. Die Vegetationsgefäße wurden mit verschiedenen Monitor-Pflanzen bepflanzt. Unter den vorliegenden Bedingungen (N-Mangel, Sandkultur) als besonders geeignet erwiesen sich Getreide wie Winterroggen, Sommergerste und -weizen. Die Menge an appliziertem Tracerstickstoff (n_T) betrug für die hier ausgewerteten Versuche 300 mg in Form von doppelt ^{15}N -markiertem Ammoniumnitrat ($^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$) mit einer ^{15}N -Häufigkeit von ca. 5 At.%. Weiterhin erfolgte eine Düngung mit allen anderen erforderlichen Makro- und Mikronährstoffen. Die Pflanzen wurden stets vor dem Einsetzen des Reifeprozesses geerntet, um N-Verluste durch die Abgabe von Ammoniak möglichst zu vermeiden (FAUST 1965, SCHJOERRING 1991). Bei der Ernte der Gefäße erfolgte eine Separierung in Pflanzenmaterial, Sand und Waschlösung. In den einzelnen Ernteprodukten wurde der Gesamt-N-Gehalt (N_t) und dessen ^{15}N -Häufigkeit ($^{15}\text{N}_t$) mittels geeigneter ^{15}N -analytischer Verfahren bestimmt. Aus den Einzelwerten an N_t und $^{15}\text{N}_t$ lässt sich der Gesamt-N-Gehalt des Systems n_G und dessen ^{15}N -Häufigkeit a_G und daraus nach Gl. 1 der atmogene N-Eintrag (AN) für den untersuchten Vegetationszeitraum berechnen. Detaillierte Angaben zum ITNI-System, zur Probenaufbereitung und zur ^{15}N -Analytik sind bei MEHLERT (1996) und RUSSOW & WEIGEL (2000) zu finden.

Mit dem ITNI-System wurde auf der Querfurter Platte an den Standorten Bad Lauchstädt und Etzdorf die atmogene N-Deposition bestimmt. In Bad Lauchstädt war das System auf dem Messfeld der Feldversuchsstation des UFZ installiert. Zur Charakterisierung dieses Standortes wird auf die Einleitung in dieser Monographie verwiesen. Der Versuchsstandort Etzdorf befindet sich ca. 10 km nordwestlich von Bad Lauchstädt und wurde aufgrund ähnlicher Witterungsbedingungen aber unterschiedlicher Entfernung zu möglichen Emittenten gewählt.

9.2.3 Ergebnisse

Mit dem ITNI-System werden Depositionswerte für einzelne Kulturarten über eine mit der jeweiligen Kulturart verbundenen Vegetationsperiode ermittelt.

Tab. 9.1) Ergebnisse der ITNI-Meßserie 1997-98

Pflanze	Vegetations- Periode (VP)	Tage (d)	Deposition mg N/Gefäß	Depositionsrate	
				kg N/ha*VP	kg N/ha*d
Winterroggen	09/97-04/98	221	90,6 ± 17,7	23,9 ± 4,6	0,108 ± 0,021
Sommergerste	03/98-06/98	91	80,9 ± 9,6	21,9 ± 2,3	0,241 ± 0,027
Mais	05/98-07/98	92	153,7 ± 29,7	34,7 ± 6,6	0,377 ± 0,072
Grünkohl	08/98-11/98	84	50,4 ± 5,1	13,3 ± 1,3	0,158 ± 0,016

Beispielhaft sind die Einzeldepositionen für das Jahr 1997/98 am Standort Bad Lauchstädt in Tab. 9.1 zusammengestellt. Wie die Ergebnisse zeigen, ist die Depositionsrate stark von der Pflanzenart und der Jahreszeit abhängig. Frühere Untersuchungen (MEHLERT 1996, RUSSOW & WEIGEL 2000) zeigten, dass die N-Gesamtdeposition mit der Niederschlagsmenge korreliert und deshalb im Sommerhalbjahr höhere Depositionen auftreten. Ergänzende Gefäßversuche (bisher unveröffentlichte Ergebnisse) ergaben weiterhin, dass die N-Deposition mit wachsendem Blattindex der Monitorpflanzen ansteigt. Die Berechnung der pro Jahr deponierten N-Menge erfolgt deshalb durch Addition der Depositionswerte der Vegetationsperioden der einzelnen Fruchtarten. Bei zeitlichen Überschneidungen von zwei Versuchen wurde der Mittelwert benutzt. Diese Verfahrensweise ist für das Jahr 1997/98 in Tab. 9.2 dargestellt.

Tab. 9.2) Kalkulation der kumulativen atmosphärischen N-Deposition für ein Jahr (1997/98)

ITNI-Freilandexperiment, Bad Lauchstädt 1998													
Winterroggen						Sommergerste			Mais		Grünkohl		
19,6						5,3	18,9	11,7	9,6		Summe		65 kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep		

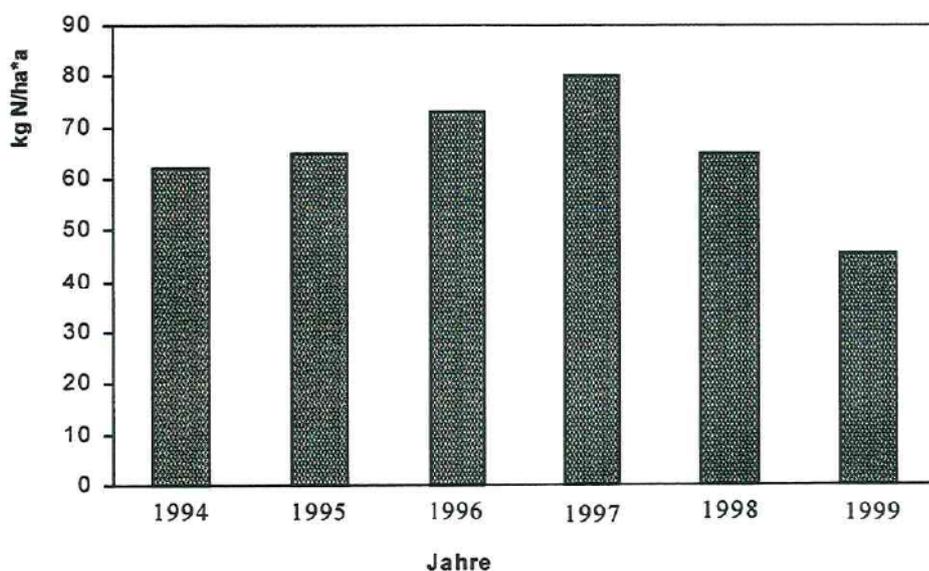


Abb. 9.2) Gesamt-N-Deposition für die Jahre 1994 bis 1999 am Standort Bad Lauchstädt; 1997 keine geschlossene Versuchsreihe

Für den Standort Bad Lauchstädt ergeben sich aus der direkten Messung mittels des ITNI-Systems nach dem oben erläuterten Auswerteverfahren für die Jahre 1994 bis 1999 die in der Abb. 9.2 dargestellten Gesamt-N-Einträge aus der Atmosphäre. Bei Ausklammerung des Wertes für das Jahr 1997, das nicht vollständig durch ITNI-Versuche abgedeckt werden konnte, ergibt sich ein Durchschnitt von $62,1 \pm 9,6$ kg N/ha*a. Dieser Wert beinhaltet auch die direkte N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, wobei dieser Anteil nach früheren Untersuchungen (MEHLERT 1996) ca. 27 % des insgesamt durch das System Boden/Pflanze aufgenommenen atmosphären Stickstoffs beträgt. So ist auch erklärlich, dass Depositionsmessungen mit Bulk-Sammlern, die diesen Anteil nicht miterfassen, die atmosphäre Gesamt-N-Deposition immer unterschätzen. Der direkt durch oberirdische Pflanzenteile aufgenommene Stickstoff setzt sich zusammen aus der Aufnahme von gasförmigen Stickstoffverbindungen (NH_3 , NO_x) und der aktiven N-Aufnahme aus dem Niederschlag (Nitrat, Ammonium). Ersterer Anteil kann in grober Näherung durch die gasförmige Deposition an NH_3 und NO_x beschrieben werden.

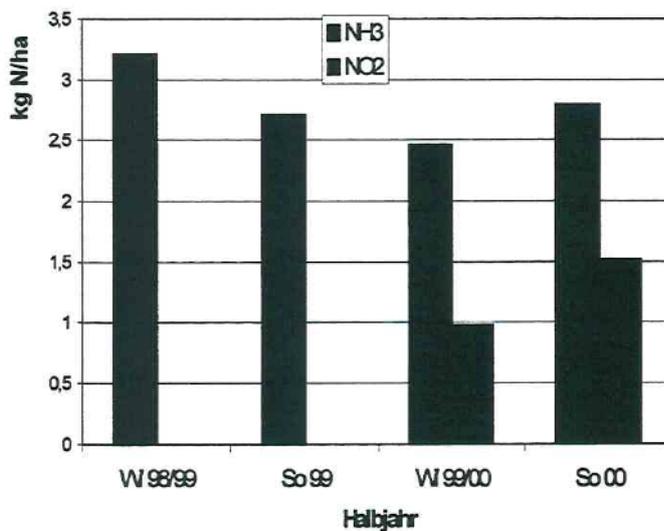


Abb. 9.3) Gasförmige Deposition an NH_3 und NO_2 am Standort Bad Lauchstädt

Die Ergebnisse der Messung dieser gasförmigen Deposition mit einem eigens entwickelten ^{15}N -gestützten Passivsammler (N15-PS) sind in Abb. 9.3 dargestellt. Danach beträgt die NH_3 -Deposition über die Jahre 1998 bis 2000 im Durchschnitt $5,6$ kg N/ha*a. In den Jahren 1993-94 wurde ein Durchschnittswert von $8,7$ kg NH_3 -N/ha*a ermittelt (RUSSOW et al. 1995). Damals konnte eine lokale Quelle (Großviehhaltung) für zeitweise sehr hohe NH_3 -Einträge identifiziert werden. In den letzten Jahren ist also eine merkliche Reduktion der NH_3 -Belastung am Versuchsstandort Bad Lauchstädt eingetreten. Für NO_2 liegt nur ein Wert für das Jahr 1999/2000 vor. Er beträgt $2,5$ kg N/ha*a und ist damit nur halb so groß wie die NH_3 -Deposition.

Am zweiten Versuchsstandort, Etzdorf, konnten die ITNI-Messungen erst ab Frühjahr 1998 beginnen. Die bisher vorliegenden Einzelergebnisse sind zusammen mit den Messwerten von Bad Lauchstädt in Tab. 9.3 zusammengestellt. Vergleicht man die Ergebnisse einzelner Kulturarten der Standorte miteinander, so ergeben sich für Etzdorf etwas höhere N-Depositionen für das Jahr 1998/99. Die Gesamtjahresdeposition, berechnet aus den Einzeldepositionen (Tab. 9.3), beträgt 59,6 kg N/ha*a. Die deutliche Abnahme der N-Deposition wie sie mit 46 kg N/ha gegenüber durchschnittlich 62 kg/ha*a für Bad Lauchstädt im Jahre 1998/99 gefunden wurde, konnte somit für Etzdorf nicht bestätigt werden.

Tab. 9.3)

Ergebnisse der direkten ITNI-Messungen für das Jahr 1998/99 an den Standorten Bad Lauchstädt (BL) und Etzdorf (Etz)

Standorte	Pflanzen	Vegetations-Periode	Tage	mg N pro Tag u. Gefäß	SD	g N ha ⁻¹ *d ⁻¹
BL	W.-Roggen	Sept.-Mai	245	0,43	0,08	112,8
Etz	W.-Roggen	Sept.-Mai	256	0,46	0,04	120,9
BL	S.-Gerste	März-Juni	87	0,92	0,1	243,7
Etz	S.-Gerste	März-Juni	84	1,06	0,2	278,3
BL	S.-Gerste	März-Juli	99	0,62	0,08	162,5
Etz	S.-Gerste	März-Juli	98	0,85	0,03	224,7
BL	Mais	Mai-August	84	0,94	0,18	248,4
Etz	Mais	Mai-August	82	1,34	0,19	354,8

Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilitäten sind die N-Immissionen beider Standorte statistisch gesichert nicht zu unterscheiden. Die vorliegenden Ergebnisse lassen die Aussage zu, dass mit einer mittleren N-Deposition von 60 ± 10 kg/ha und Jahr auf allen landwirtschaftlich geprägten Standorten der Querfurter Platte gerechnet werden muss. Dieser Wert stimmt nahezu ideal mit den aus N-Bilanzen des Dauerversuchs „Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt“ erhaltenen N-Depositionswerten überein (vgl. 9.2.1.). Für den Zeitraum 1978-96 ergibt sich daraus ein atmogener Gesamt-N-Eintrag von durchschnittlich 56,1 kg/ha (WEIGEL et al. 2000). Auch Ergebnisse anderer europäischer Dauerversuche bestätigen diese Größenordnung. So wurden in den Dauerversuchen in Askov/Dänemark 46 kg/ha*a (CHRISTENSEN 1989), in Prag-Ruzyne 61 kg/ha*a (KLIR et al. 1995) und in Rothamsted 43 kg/ha*a (GOULDING 1990, POULTON 1996, KÖRSCHENS et al. 1998) ermittelt.

9.2.3 Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse

Für die atmogene N-Deposition werden bisher in Deutschland durchschnittlich 25-30 kg/ha*a veranschlagt. Mit dem entwickelten, ¹⁵N-gestützten ITNI-System kann der atmogene Gesamt-N-Eintrag in ein Boden/Pflanzen-System direkt bestimmt werden. Aus den vorliegenden ITNI-Messungen auf dem Standort Bad Lauchstädt für den Zeitraum 1994-99 und Etzdorf für den Zeitraum 1998/99 kann für die Querfurter Platte von einer Stickstoff-Gesamtdeposition, d.h. einschließlich der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile, von 60 ± 10 kg/ha*a ausgegangen werden. In Bad Lauchstädt ist seit 1998 eine leichte Abnahme zu beobachten, so dass 1999 nur noch ein Wert von 46 kg N/ha*a gemessen wurde. Diese Größenordnung wurde durch N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und anderer Dauerversuche bestätigt. Der hohe N-Input aus der Atmosphäre stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Gefahr dar, da die Wildpflanzen im Laufe der Evolution einem ständigen N-Mangel ausgesetzt waren und folglich eine hohe Stickstoffökonomie entwickelten. Ein langjähriger N-Eintrag über den "Critical Load" (je nach Ökosystem 5-20 kg N/ha*a) führt zu wachsenden Stickstoffakkumulationen bis zur Übersättigung des Systems. Die N-Übersättigung bewirkt unerwünschte ökologische Effekte wie Versauerung der Böden, Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser, Eutrophierung der Gewässer, Verdrängung von Pflanzenarten (Herabsetzung der Artenvielfalt) bis hin zu den sogenannten neuartigen Waldschäden. Für landwirtschaftliche Kulturen stellt dieser hohe atmogene N-Eintrag keine Belastung dar, da landwirtschaftliche Kulturpflanzen auf eine hohen N-Aufnahme gezüchtet wurden. Diese Gratisdüngung aus der Luft ist jedoch bei der N-Düngerbemessung unbedingt zu berücksichtigen. Dadurch wäre ein wirksamer Beitrag zu Senkung der N-Überschüsse der Landwirtschaft möglich. In Verbindung mit der Reduzierung des Viehbestandes (Reduzierung der NH₃-Emission) sollte damit rückgekoppelt langfristig auch eine Minderung der atmosphärischen N-Deposition möglich sein.

9.3 N-Emission in Form von N₂, NO und N₂O

9.3.1 Problemstellung und Kenntnisstand aus Laboruntersuchungen

Böden sind nicht nur eine Senke für atmosphärischen Stickstoff, sondern sie geben auch Stickstoff in molekularer Form sowie in Form der umwelt- und klimarelevanten Spurengase Stickstoffmonoxid (NO) und Distickstoffdioxid (Lachgas, N₂O) wieder in die Atmosphäre ab.

N₂O ist ein effektives Treibhausgas. Wenn auch die globalen Emissionen von N₂O verglichen mit Methan und Kohlendioxid gering ausfallen, ist die Auswirkung infolge seiner Langlebigkeit (etwa 120 Jahre; IPCC 1995) und seines hohen Treibhauspotentials (320 relativ zu CO₂; IPCC 1995) und

seines Beitrages zum Ozonabbau in der Stratosphäre von besonderer Bedeutung. Der atmosphärische Konzentrationsanstieg von N_2O in den letzten Jahrzehnten von 0,25 % pro Jahr (BOUWMAN 1990) initiierte weltweit umfangreiche Forschungsarbeiten zu Quellen und Senken dieses Treibhausgas. Zu den anthropogenen N_2O -Emissionen tragen landwirtschaftliche Böden mit ca. 5,4 Mio.t/a (schätzungsweise 75 % der Gesamtemissionen) weltweit bei (IPCC 1997 in MOSIER et al. 1998). In Deutschland betragen die N_2O -Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Böden ca. 0,11 Mio.t/a (= 64 % der Gesamtemission an N_2O in Deutschland; ISERMANN & ISERMANN 1998). Bisher ist es jedoch nicht gelungen, den N_2O -Anstieg in der Atmosphäre durch identifizierte Quellen vollständig zu bilanzieren (MOSIER et al. 1996). Die hier noch bestehende Unsicherheit drückt sich in der großen Spannweite für die weltweit emittierte N_2O -Menge aus. Sie beträgt nach der letzten IPCC-Abschätzung 6 bis 34 Mill.t N_2O -N/a (IPCC 1997 in MOSIER et al. 1998). Ein wesentlicher Grund für diese Unsicherheit liegt in der großen Streuung der N_2O -Emissionen landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die den IPCC-Schätzungen zugrunde liegende Annahme, dass etwa 1,25 % (BOUWMAN 1996, MOSIER et al. 1996) der eingetragenen Stickstoffmengen zu N_2O umgewandelt würden, ist angesichts der in der Literatur genannten Emissionsraten von 0,3 bis 9 % nur eine erste Näherung (BOUWMAN et al. 1991, EICHNER 1990). Die vorliegenden Kenntnisse über die Emissionen von N_2O in landwirtschaftlich genutzten Böden beruhen im Wesentlichen auf Kurzzeitmessungen. Die N_2O -Emissionen landwirtschaftlicher Flächen weisen jedoch eine außerordentliche große laterale Heterogenität und zeitliche Variabilität auf (RÖVER et al. 1999). Für eine repräsentative Bestimmung der jährlichen N_2O -Emission sind also mehrjährige Messungen mit ausreichend hoher Zeitauflösung (mehrere Messungen pro Tag, einschließlich Nachtzeit) und hinreichend großer Messfläche notwendig.

Böden sind auch eine signifikante NO-Quelle, doch liegen dazu erst wenig Ergebnisse vor (WILLIAMS et al. 1992, CONRAD 1995, CONRAD 1996, DAVIDSON & KINGERLEE 1997, VELDKAMP & KELLER 1997). Einen guten Überblick zur Problematik der NO- und N_2O -Emission durch die Intensivlandwirtschaft gibt die Arbeit von SMITH et al. (1997). Es gilt prinzipiell als gesichert, dass NO als auch N_2O als Zwischen- und/oder Nebenprodukte der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation in Böden entstehen (FIRESTONE & DAVIDSON 1989). Die wichtigsten Einflussfaktoren sind die Verfügbarkeit von Nitrat/Ammonium, abbaubarem Kohlenstoff und Sauerstoff sowie die Temperatur und der pH-Wert. Zusätzlich zu diesen direkt auf die mikrobiellen Prozesse zielenden Faktoren wirken in kompakten Böden noch physikalische Faktoren wie Bodendichte und Wassergehalt, die maßgeblich den Stofftransport in Böden über Diffusion und Migration bestimmen und darüber indirekt die mikrobiellen Prozesse beeinflussen.

Diese indirekten physikalischen Faktoren können in realen Böden in Ihrem Einfluss auf die Spurengasemission die direkten mikrobiellen Faktoren überprägen.

Aus eigenen Laboruntersuchungen mittels der kinetischen ^{15}N -Isotopenmethode liegen umfangreiche Kenntnisse über die mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation und die damit verbundene Bildung von NO - und N_2O in Schwarzerdeböden vor (SICH 1997, WOLF & RUSSOW 2000, JOHN et al. 2000) und konnten in einem konzeptionellen Modell der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation (Abb. 9.4) zusammengefasst (RUSSOW & SICH 1997, RUSSOW et al. 2000) werden. Danach ist die hauptsächliche Quelle der N_2O -Emission die Denitrifikation von Nitrat in anaeroben Mikrobereichen der Böden (rechter Kanal, hot spots). Die NO -Emission resultiert dagegen vorwiegend aus der Nitrifikation von Ammonium unter aeroben Bedingungen (linker Kanal) im Boden. Bei kompakten Böden verbleibt das in den anaeroben Mikrobereichen gebildete NO weitestgehend in den anaeroben Zonen infolge Behinderung seiner Abdiffusion durch hohe Wassergehalte und Bodendichte (Diffusionslimitierung). Es wird daher, bevor es in die Bodenatmosphäre gelangt, weitestgehend weiter zu N_2O reduziert. Dieser Mechanismus ist wahrscheinlich der Grund dafür, daß in Freilanduntersuchungen bisher nur unter aeroben, trocknen Bedingungen, insbesondere nach Ammonium-Düngung, merkliche NO -Emissionen beobachtet wurden (SKIBA et al. 1992, DAVIDSON et al. 1993, HUTCHINSON et al. 1993).

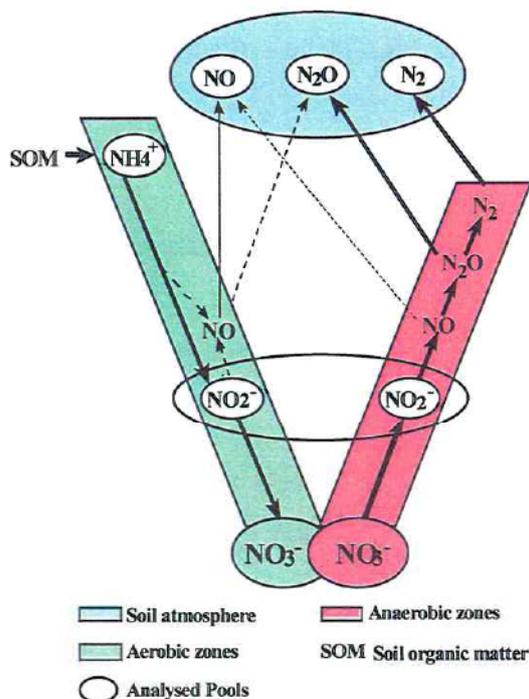


Abb. 9.4)
Konzeptionelles Modell der gekoppelten Nitrifikation/ Denitrifikation

9.3.2 N₂O-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt

Ziel dieser Teilaufgabe war es, für den Standort Bad Lauchstädt mit ausreichender Dichte saisonale und mehrjährige Beobachtungen der N₂O-Emission in Abhängigkeit relevanter Steuerfaktoren zu erstellen, um gesicherte Bilanzen auszuweisen und prognostisch vorherzusagen.

Material und Methoden

Probenahme:

Wie einleitend bereits festgestellt, ist die N₂O-Emission im Freiland extrem heterogen und weist zeitlich eine sehr hohe Varianz auf. Für belastbare Aussagen zur N₂O-Emission sind daher zeitlich und flächenmäßig hoch aufgelöste Messungen nötig. Diese Forderung ist nur bedingt und auch nur mit automatischen Probenahme- bzw. Meßsystemen erfüllbar. Es wurden deshalb folgende zwei Systeme für die Feldmessung, basierend auf der „closed chamber“ Methode (MOSIER 1989), entwickelt und in die Praxis überführt:

⇒ ATC-System (Automated Trace Gas Collector): Dieses System besteht aus einer flachen langen Gasanreicherungs-Box (0,14 m²), die direkt mit einem automatischen Probensammler gekoppelt ist. Das Gesamtsystem ist voll mikroprozessorgesteuert und ermöglicht das vollautomatische Sammeln von bis zu 40 Emissionsluft-Proben in 20 ml Headspace-Vials (PATENT DE 198 52 859). Die Proben müssen anschließend manuell zur GC-Analytik in das Labor transportiert werden.

Vorteile: Sehr mobil, Wechsel von einer zur anderen Meßfläche einfach möglich; preiswert, einfache Bedienung und Wartung.

Nachteile: relativ hoher Aufwand an Laboranalytik

Die Flachboxen werden zwischen den landwirtschaftlichen Kulturen installiert, d.h. Pflanzen werden in die Messung nicht mit einbezogen (nachfolgend „ohne Pflanzen“ bezeichnet). Es wurde mit jeweils 3 Replikationen und 3 Messungen pro Tag gearbeitet. Bisher liegen Messungen über ein Jahr vor.

⇒ Stationäres On Line-System (SOL-System): Dieses System besteht aus 16 fest installierten Boxen (1 m²), die über einen Multiplexer on line mit einer automatisch arbeitenden GC-Analytik gekoppelt sind. Das gesamte System ist PC-gesteuert und arbeitet voll automatisch. Die Boxen werden über dem Pflanzenbestand installiert, d.h. die Pflanzen werden in die Messung mit einbezogen (nachfolgend „mit Pflanzen“ bezeichnet). Die Höhe der Boxen lässt sich bis zu 1,0 m variabel an den Pflanzenbestand anpassen. Die Boxen

dieses Systems sind thermoisoliert und lichtundurchlässig. Am Tage werden die Pflanzen deshalb während der Anreicherungszeiten künstlich beleuchtet.

Vorteile: Sehr hohe Zeitauflösung möglich, laterale Streuung der Emission durch Sammelfläche von 1 m² minimiert, Vegetation in Messung einbezogen.

Nachteile: Sehr kostenintensiv, nicht mobil, hoher Betreuungsaufwand.

Die Emissionsmessungen mit Pflanzen erfolgten in 4 Replikationen mit 6 Messungen pro Tag. Bisher liegen erst Messwerte für die Fruchtart Winterweizen über 3 Monate vor.

Analytik:

In den Proben aus dem ATC-System wurde das N₂O mit einer Kopplung aus Headspace-Sampler und Gaschromatograph GCH 14 (Shimadzu) mit EC-Detektion (SEGSCHNEIDER et al. 1996) bestimmt. Die Online-Analytik im SOL-System erfolgte mit einer modifizierten GC-Konfiguration, die auch eine exakte CO₂-Bestimmung mittels Methanisierer/FID gestattet.

Untersuchte Versuchsvarianten:

Tab. 9.4 zeigt die untersuchten Varianten.

Tab.9.4) Varianten der N₂O-Messungen am Standort Bad Lauchstädt

Variante N-Düngung	Pflanzen- Bestand	Datener- hebung	C _t [%]	N _t [%]
0 kg N/ ha	Ohne	12 Monate	1,96-2,03**	0,16-0,17**
0 kg N/ha	Mit	3 Monate		
80 kg N/ha	Mit	3 Monate		
160 kg N/ha	Mit	3 Monate		
240 kg N/ha	Mit	3 Monate		
Stalldung/Gülle*	Ohne	5 Monate	3,04	0,26

C_t und N_t im Oberboden 0-30 cm;

* 100 t Stalldung/Gülle pro ha und Jahr

** Versuchsanlage 1998, daher keine Unterschiede im C bzw. N-Status innerhalb der Düngungsvarianten

9.3.3 Ergebnisse und Diskussion der N₂O-Emissionen

Verlauf der N₂O-Emissionen

Messungen ohne Pflanzen:

Abb. 9.5 zeigt den Jahresgang der N₂O-Emissionen der Variante ohne Düngung und ohne Pflanzen. Spitzenwerte in den N₂O-Messungen zeigen eine enge Beziehung zu Niederschlagsereignissen. Starkniederschlagsereignisse von 24–34 mm in den Monaten Juli/August 1999 führten zu kurzzeitig hohen Lachgasfreisetzungen mit Spitzenwerten von 27 µg N₂O-N/m²*h. Die Niederschlagsmengen

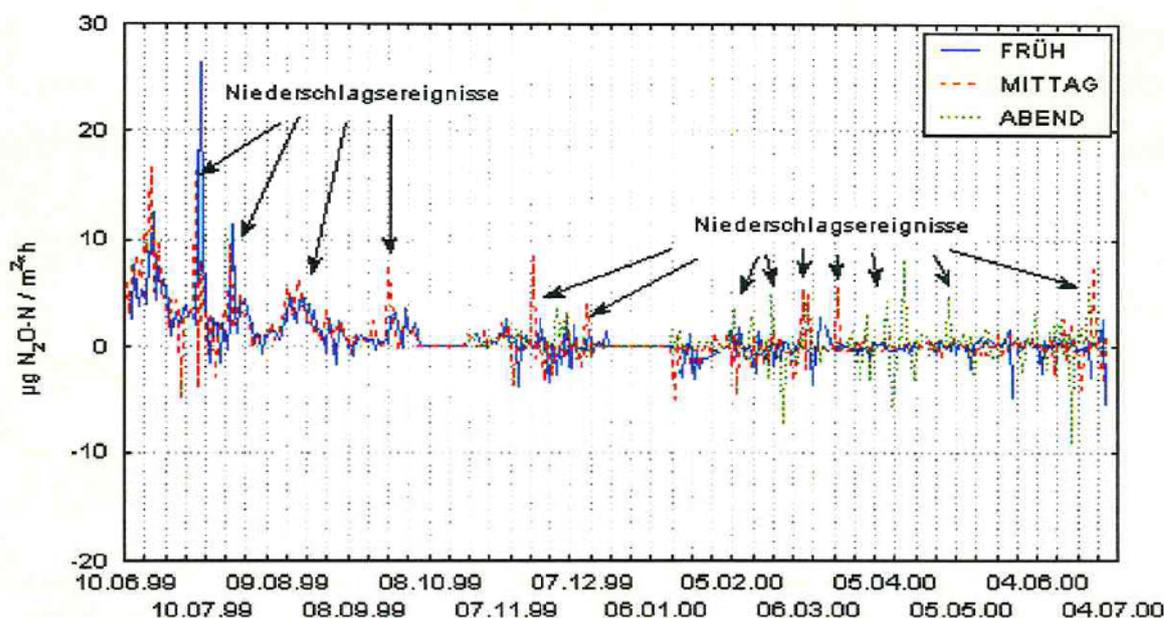


Abb. 9.5)

Verlauf der N₂O-Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lößschwarzerde (Haplic Phaeozem, ohne Düngung und ohne Pflanzen, ATC-System)

im Herbst 1999 lagen generell unter 17 mm/m², was sich auch in niedrigeren Lachgasfreisetzungen widerspiegelt. Der jährliche durch N₂O-Emissionen bedingte N-Verlust auf dieser ungedüngten Fläche ist mit 0,1 kg N/ha sehr gering. Auffällig ist, dass die höchsten Emissionen zumeist am frühen Morgen beobachtet wurden. Vergleicht man diese Ergebnisse mit Messungen auf einer mit Stallmist/Gülle hoch versorgten Fläche (Abb. 9.6), so konnten hier deutlich höhere N₂O-Emissionen verzeichnet werden. Sie beträgt hier, hochgerechnet aus einem halbjährlichem Erfassungszeitraum, 1 kg N/ha*a.

N₂O-Emissionsmessungen ohne Bestand Stallmist/Gülle-Behandlung

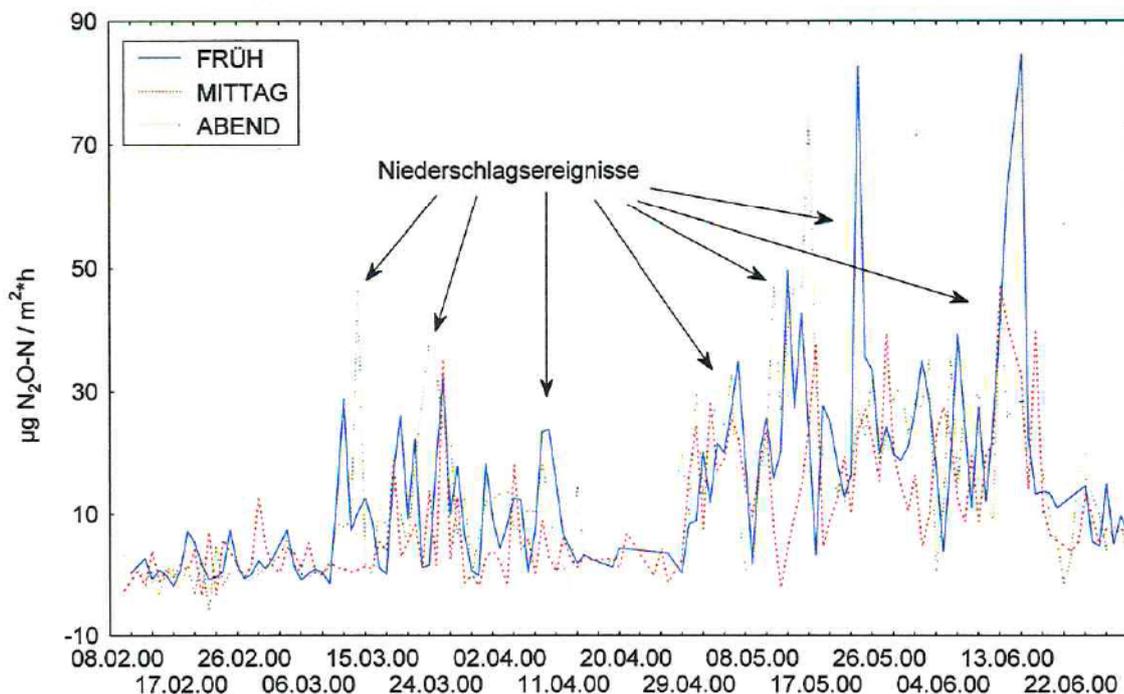


Abb. 9.6)

Verlauf der N₂O-Emissionen zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde (Haplic Phaeozem) mit 100 t Stalldung/Gülle pro ha und Jahr ohne Pflanzen

Eine Unterscheidung in Tagesabschnitte zeigt, dass die am Mittag gemessenen durchschnittlichen Emissionen $10 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ betragen während am Morgen und am Abend Werte von $14 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ beobachtet wurden. Spitzenwerte in den Lachgasemissionen von über $80 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$ wurden hier wiederum nach sommerlichen Starkniederschlagsereignissen (Abb. 9.6; ab 12.06.99) gemessen. Dabei ist aber festzustellen, dass das Starkniederschlagsereignis nicht unmittelbar und sofort zu höheren Emission führt, sondern erst zeitlich verzögert eine Periode höherer N₂O-Emission eintritt. So fällt das größte Starkniederschlagsereignis mit 15,7 mm auf den 11.06., doch die N₂O-N-Freisetzung steigt erst ab den 12.06.00 stark an. Die sich infolge der Niederschläge einstellende erhöhte Bodenfeuchte und die dadurch verursachte geringere Gasdiffusion im Boden führt in Verbindung mit der O₂-verbrauchenden Bodenrespiration zur Etablierung anaerober Verhältnisse, die letztendlich die erhöhte N₂O-Bildung bewirken. Vergleichbar hohe Niederschläge in den Wintermonaten (Februar/März 2000) zeigten zwar auch einen Anstieg der Lachgas-Emissionen, die aber auf einem deutlich niedrigeren Niveau als in den Sommermonaten verliefen. Eine mögliche Ursache dafür ist die in den Wintermonaten geringere mikrobielle Aktivität im Boden infolge der niedrigeren Bodentemperatur. In ergänzenden Laboruntersuchungen wäre die Abhängigkeit der N₂O-Freisetzung von der Bodenfeuchte und -temperaturen im Detail zu klären.

Messungen mit Pflanzen:

Die N_2O -Emissionsmessungen unter Einbeziehung der landwirtschaftlichen Kulturen wurden bei vier Düngungsregimes (ohne N-Düngung, 80 kg N/ha, 160 kg N/ha und 240 kg N/ha) durchgeführt.

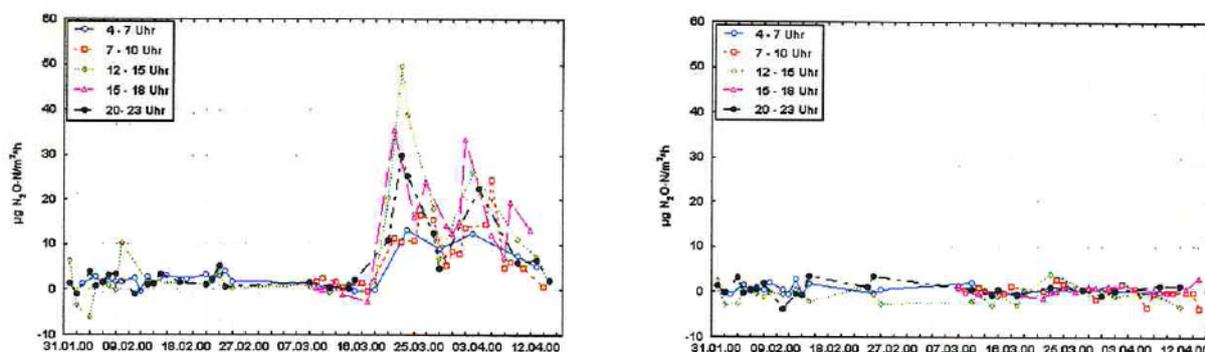


Abb. 9.7)

Verlauf der N_2O -Emissionen zu verschiedenen Tageszeiten auf einer Lössschwarzerde Haplic Phaeozem mit Winterweizen (SOL-System)

links) 240 kg N/ha*a

rechts) ohne N-Düngung

In den Abbildungen 9.7 und 9.8 sind die Lachgasfreisetzungen der höchst gedüngten Variante und der ungedüngten Variante für die Monate Januar bis Anfang April dargestellt. In der höchst gedüngten Variante sind mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20. März 00) verstärkte N_2O -Freisetzungen mit Spitzenwerten von $50 \mu g N_2O-N/m^2 \cdot h$ unmittelbar nach der Düngung zu verzeichnen. In den Wintermonaten liegen die N_2O -Emissionen auf einem mit der Nullvariante vergleichbaren Niveau. In der ungedüngten Variante beträgt die N_2O -Freisetzung weniger als $5 \mu g N_2O-N/m^2 \cdot h$. In den Düngungsvarianten 80 kg N/ha und 160 kg N/ha liegen die N_2O -Freisetzungen auf einem vergleichbaren Niveau zwischen $5-20 \mu g N_2O-N/m^2 \cdot h$ und liegen damit deutlich über der Nullvariante und deutlich unter der höchst gedüngten Variante (240 kg N/ha). Allerdings lassen sich nach dem bisherigen Untersuchungszeitraum die Varianten 80 kg N/ha und 160 kg N/ha nicht voneinander unterscheiden. Bei einem Vergleich zwischen der ungedüngten Variante ohne und mit Pflanzen wird deutlich, dass die unter Einbeziehung der Pflanzen gemessenen N_2O -Freisetzungen höher sind, was aber noch in Messungen über einen längeren Zeitraum bestätigt werden muss. Letzteres gilt auch für den Einfluss der Messzeit (Tages- bzw. Nachtzeit) auf die N_2O -Freisetzung. Nach den bisherigen Messungen zeichnet sich ein Tagesgang ab. Offenbar führt hierbei die nächtliche Taubildung im Frühsommer bis zum Herbst zu verstärkten N_2O -Freisetzungen. Im Winter bzw. zeitigen Frühjahr scheint die Luft-/Bodentemperatur einen größeren Einfluss auf die Lachgasfreisetzungen zu haben, da hier in den Mittag- bzw. Nachmittagstunden die höchsten Werte gemessen wurden.

Variabilitäten der N_2O -Emissionen

Monatliche Variabilitäten:

Abb. 9.8 zeigt die monatlichen Variabilitäten der N_2O -Freisetzungen aus einer Lößschwarzerde (Haplic Phaeozem) ohne Einbeziehung der Pflanzen. Während die N_2O -Freisetzung sowie deren Variabilitäten im Winter nur sehr gering sind, kommt es im Frühjahr und zeitigen Sommer zu einer erhöhten N-Freisetzung, die durch ansteigende Bodentemperaturen und damit verbundene erhöhte mikrobielle Aktivität zu begründen sind. Ebenfalls wirken sich in den Sommermonaten Starkniederschlagsereignisse stärker auf die N_2O -N-Freisetzungen aus als in den Wintermonaten (vgl. vorgehender Abschnitt).

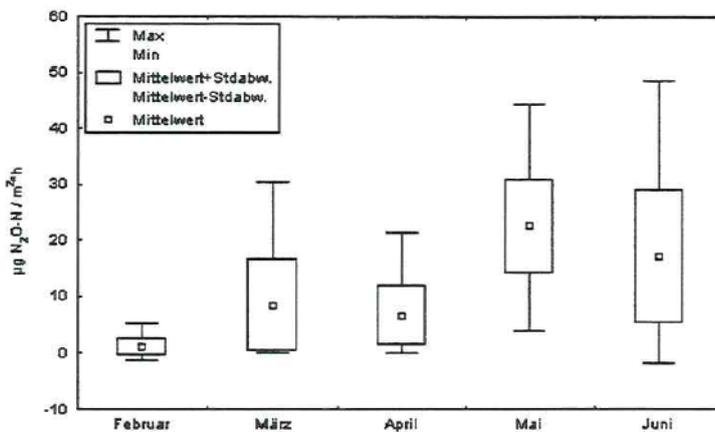


Abb. 9.8)

Monatliche Variabilitäten der N_2O -N-Emissionen auf einer Lößschwarzerde (Haplic Phaeozem, 100 t Stallung pro ha*a)

Tägliche Variabilitäten:

Abb. 9.9 zeigt, dass gerade in den Sommermonaten mit einer sehr hohen zeitlichen Variabilität zu rechnen ist, was mehrere Messungen pro Tag zwingend notwendig macht. In den Sommermonaten kommt es besonders in den frühen Morgenstunden zu erhöhten N_2O -Freisetzungen, die im Tagesverlauf bis zum Mittag abnehmen und am späten Nachmittag bis zum frühen Abend wiederum ansteigend sind. Vermutlich ist die in den frühen Morgenstunden zu beobachtende Taubildung eine mögliche Ursache für die höheren N_2O -Freisetzungen. Aufgrund dieser hohen Variabilitäten, welche im Frühjahr bis zum Herbst zu beobachten sind, müssen mehrere Messungen pro Tag durchgeführt werden, um gesicherte Bilanzen der N_2O -Flüsse erstellen zu können. In den Wintermonaten sind die ausgewiesenen geringen Emissionen auch mit geringen Variabilitäten innerhalb eines Tages verbunden, so dass eine einzelne Tagesmessung zu ausreichend genauen Aussagen führt. Allerdings muss hier erwähnt werden, dass in dem ausgewiesenen Beobachtungszeitraum keine Tau- und Gefrierphasen in den Wintermonaten zu beobachten waren. In der Literatur (FLESSA et al. 1995, KAISER & HEINEMEYER 1996, KAISER et al. 1998, MOGGE et. al. 1999) wird beschrieben, dass es beim Übergang von Gefrier- zu Tauphasen zu

erhöhten N_2O -Freisetzungen kommt. Inwieweit diese Tau- und Gefrierphasen die N_2O -Freisetzungen auf diesem Standort beeinflussen, muss in weiterführenden Untersuchungen noch geklärt werden.

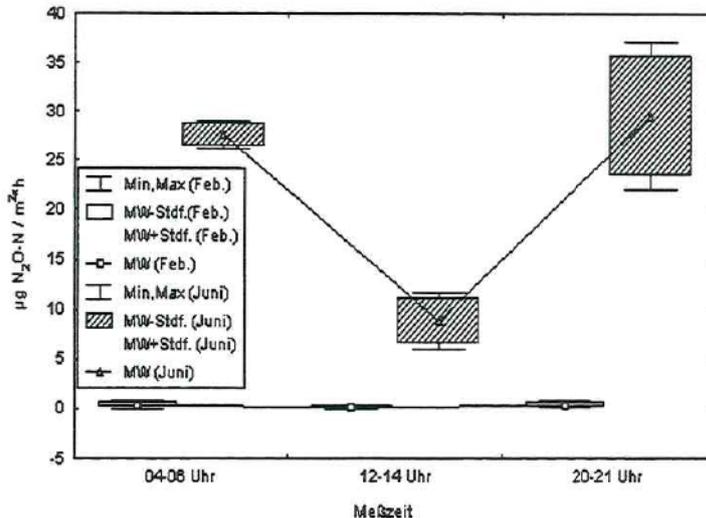


Abb. 9.9)

Tägliche Variabilitäten der N_2O -N-Freisetzungen einer Lößschwarzerde (Haplic Phaeozem, 100 t Stallmist pro Jahr) im Winter bzw. Sommer

9.3.4 NO-Emission auf Schwarzerde am Standort Bad Lauchstädt

Die Untersuchung der NO-Emission am Standort Bad Lauchstädt erfolgte nur episodisch, da eine Bestimmung wegen der technisch aufwendigen NO-Analytik nur im arbeitsintensiven manuellen Regime möglich war.

Material und Methoden

Es wurden drei unterschiedlich mit Nährstoffen versorgte Böden für die NO-Emissionsmessung ausgewählt:

- ⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120
- ⇒ Mineralische N-Düngung: Neues Messfeld V 521, 1999: 180 kg N/ha, 2000: 50 kg N/ha, jeweils gesplittet in zwei Gaben als Kalkammonsalpeter
- ⇒ Organische Düngung: V 494, Parzelle 200 t/ha Stalldung

An jedem Beprobungstermin wurden die Emissionen von NO und N_2O mittels geschlossener Langboxen ($0,14 \text{ m}^2$) bestimmt (Prinzip „closed chamber“ nach MOSIER 1989). Die Gewinnung der Emissionsproben selbst geschah für N_2O nach statischer Anreicherung und für NO im dynamischen Regime (konstanter Durchfluss eines geringen Luftstromes). Die N_2O -Analytik erfolgte

gaschromatographisch (SEGSCHNEIDER et al. 1996) und die NO-Bestimmung mittels Chemilumineszens (CLD 770 Al ppt, ECO Physocs, Schweiz).

9.3.5 Ergebnisse und Diskussion der NO-Emissionen

Ergebnisse liegen bisher für zwei Messkampagnen, im Sommer 1999 über 2 Monate (10.6. bis 4.8.99) und im Frühjahr 2000 über 3 Monate (14.02. bis 15.05.00) vor. Die Ergebnisse der ersten Messkampagne sind in Abb. 9.10 dargestellt. Zu Beginn der Messreihe, also kurz nach der mineralischen Düngung (25.5.99: 80 kg N Kalkammonsalpeter), wurden auf der Messfeldparzelle (V 521) sehr hohe NO-Emissionen von $8 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$ gemessen, die das durchschnittliche Grundniveau der N_2O -Emissionen auf dem Standort Bad Lauchstädt (ca. $1 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$) übertreffen. Mit Abnahme der N_{an} -Konzentration im Boden erfolgt synchron eine Abnahme der NO-Emission auf ein Grundlevel um $1 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$. Dieses ist aber immer noch deutlich höher als die NO-Emission ($0,1\text{--}0,8 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$) des extrem mit organischer Düngung versorgten Bodens (V 494), d.h. erhöhte Gehalte an organischer Substanz führen zu keinen wesentlich erhöhten NO-Emissionen (Grundniveau ohne N-Düngung des V 120 $\leq 0,2 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$).

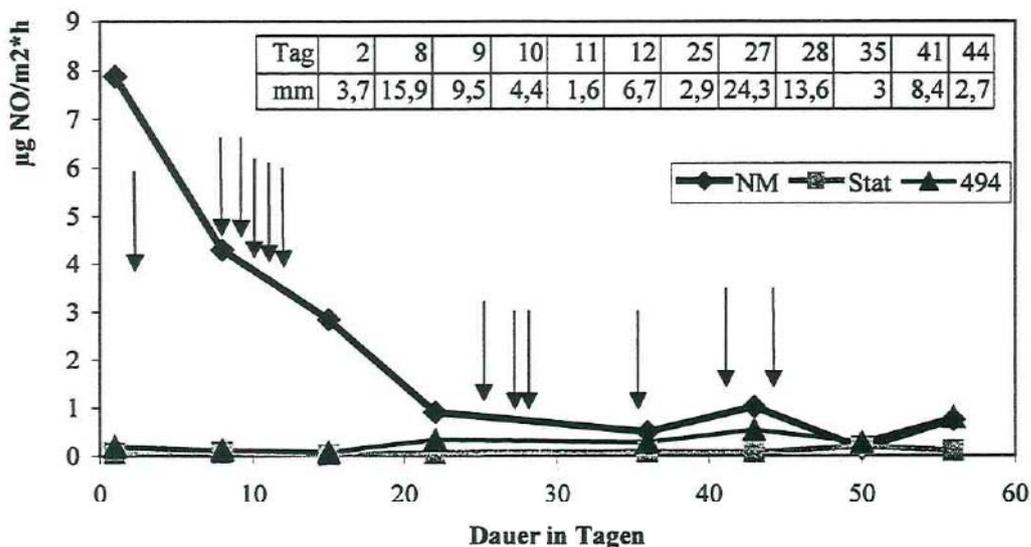


Abb. 9.10)

NO-Emission auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten für den Zeitraum 10.6. bis 4.8.99 (Pfeile markieren Niederschlagsereignisse > 1mm, die integrierte Tabelle enthält die Niederschlagsmengen pro Tag)

Für die 2. Messkampagne im Frühjahr 2000 ergibt sich eine sehr ähnliche Aussage. Aus Abb. 9.11 ist ersichtlich, dass die NO-Emission auf der mineralisch (V 521) und sehr hoch organisch (V 494) gedüngten Fläche deutlich über den Emissionen aus der ungedüngten Parzelle (V 120) liegt. Ein hohes Maximum ist nach der Mineral-N-Düngung (V 521) erkennbar. Ein stetiger

Temperaturanstieg in dieser Zeit und kurz zuvor gefallener Regen (Abb. 9.11.c.) führten sicher zu einer Verstärkung dieses Düngerpeaks und bewirken auch auf den beiden anderen Varianten einen merklichen, wenn auch viel geringeren Anstieg der NO-Emission. Im Durchschnitt dieser Messkampagne ergeben sich folgende NO-Emissionen:

⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120: $0,08 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$

⇒ Mineralische Düngung, V 521: $1,76 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$

⇒ Organische Düngung, V 494: $0,76 \mu\text{g NO-N/m}^2\cdot\text{h}$

Bei den N_2O -Emissionen sind im Vergleich zu den NO-Emissionen unterschiedliche Einflüsse der einzelnen N-Versorgungsvarianten zu erkennen. Die hoch organisch gedüngte Variante zeigt den größten Anstieg in der N_2O -Emission ($16 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$) infolge der einsetzenden Temperaturerhöhung. Die mineralische N-Düngung bewirkt dagegen nur eine geringfügige Zunahme der N_2O -Emission ($6 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$). Im Durchschnitt ergeben sich folgende N_2O -Emissionen:

⇒ Ohne N-Düngung: Statischer Düngungsversuch V 120: $0,32 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$

⇒ Mineralische Düngung, V 521: $12,31 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$

⇒ Organische Düngung, V 494: $81,32 \mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\cdot\text{h}$

Im Rahmen von Grundlagenuntersuchungen (JOHN et al. 2000) wurden weiterhin ^{15}N -Feldversuche zur Quellenidentifikation für die Emission von NO, N_2O und N_2 in Schwarzerdeböden unter Feldbedingungen durchgeführt. Die wichtigsten Ergebnisse Aussagen daraus sind:

⇒ Das freigesetzte NO resultiert unter den vorliegenden Bedingungen (NH_4 -Düngung, aerobe Bodenverhältnisse) zu mehr als 90 % aus der Nitrifikation.

⇒ Das emittierte N_2O stammt dagegen zu ca. 75 % aus der Denitrifikation von Nitrat.

⇒ Eine Bildung von molekularem Stickstoff war nur bei der Denitrifikation von Nitrat bei einer relativ hohen Bodenfeuchte (>20 %) nachweisbar. Es traten dann jedoch Emissionen von 50 bis $217 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$, d.h. bis zum ca. 30-fachen der N_2O -Emission auf.

Diese Ergebnisse zur NO- und N_2O -Emission aus ^{15}N -Feldversuchen entsprechen damit den Aussagen der vorangegangenen Laboruntersuchungen und dem danach aufgestelltem Modell der gekoppeltem Nitrifikation/Denitrifikation (vgl. 9.3.1). Hinweise darauf, dass das von intensiv gedüngten Böden emittierte NO vorzugsweise der Nitrifikation entstammt, wurden bereits früher aus Untersuchungen unter Einsatz selektiver Inhibitoren (TORTOSO & HUTCHINSON 1990, BOLLMANN & CONRAD 1997) erhalten und vereinzelt indirekt aus Feldmessungen abgeleitet (SKIBA et al. 1992, DAVIDSON et al. 1993, HUTCHINSON et al. 1993).

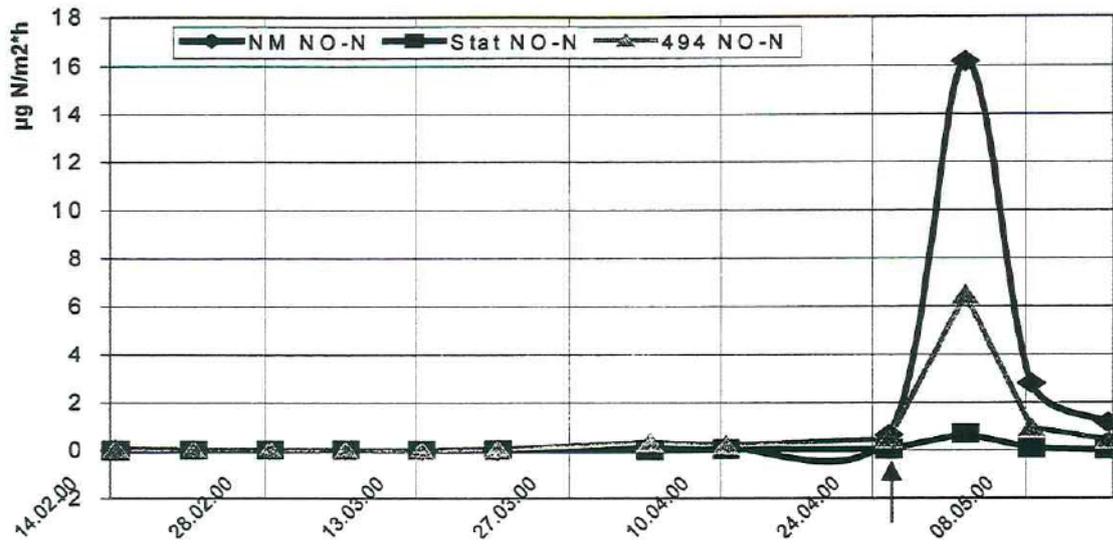


Abb. 9.11.a)

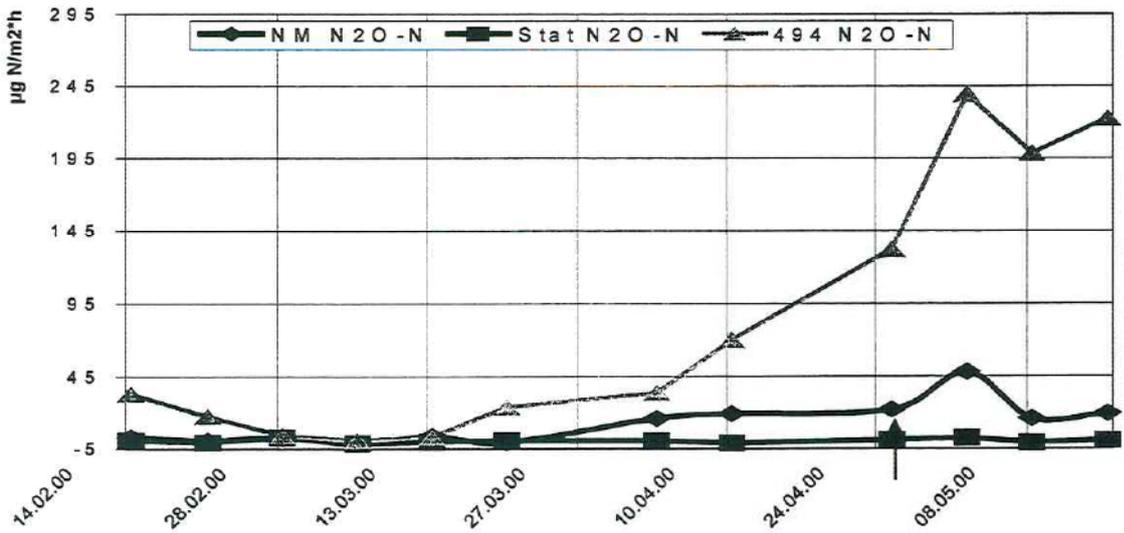


Abb. 9.11.b)

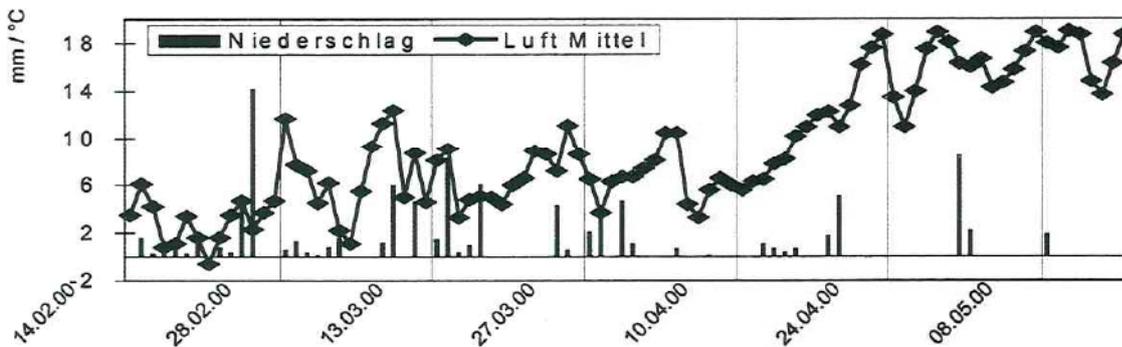


Abb 9.11.c)

Abb. 9.11 a, b, c)

NO- (a) und N₂O-Emission (b) auf unterschiedlich N-versorgten Schwarzerde-Standorten sowie Niederschlag und Lufttemperatur für den Zeitraum 14.02. bis 15.05.00 (Pfeil: Düngergabe 30 kg N/ha auf Mineraldünger-Variante (NM V 521) am 25.04.00)

9.4 Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse zur N₂O - und NO -Emission

Auf einem typischen Schwarzerdestandort (Haplic Phaeozem, Bad Lauchstädt) der Querfurter Platte im mitteldeutschen Trockengebiet wurden über einen Zeitraum von Juni 1999 bis Juni 2000 Messungen zur N₂O-Emissionen mit der "closed chamber"-Methode mit und ohne Pflanzen auf unterschiedlich mit Stickstoff und OBS versorgten Parzellen durchgeführt. Die jährlichen N₂O-Emissionen eines Haplic Phaeozem (Bad Lauchstädt) bewegen sich zwischen 0,1 kg N₂O-N/ha*a auf den ungedüngten Varianten und 1 kg N₂O-N/ha*a auf einer hoch organisch gedüngten Variante. Bedingt durch die Zufuhr einer großen Menge von leicht umsetzbaren Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen kommt es bei letzter Variante vermutlich zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität im Boden, was auch an den im Vergleich zu den Wintermonaten erhöhten Lachgasfreisetzungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten bei ähnlichen Niederschlagsmengen zu sehen ist. In der höchst mineralisch gedüngten Variante (240 kg N/ha) konnten mit Beginn der Mineralisierung im Frühjahr und nach der ersten Düngung (20. März 2000) verstärkte N₂O-Freisetzungen mit Spitzenwerten von 50 µg N₂O-N/m²*h verzeichnet werden (Spitzenwerten bei hoher organischer Düngung 85-240 µg N₂O-N/m²*h). Die direkte Auswirkung einer hohen mineralischen N-Düngung unter den relativ trocknen Bedingungen des Standortes Bad Lauchstädt auf die N₂O-Emission ist also geringer als die einer hohen organischen Düngung. Bei den N-Mangel-Böden (langjährig keine N-Düngung) traten Spitzenwerte bis 5 µg N₂O-N/m²*h auf, doch konnten auch vielfach negative Emissionsraten, d.h. die Aufnahme von N₂O durch den Boden, beobachtet werden. Ergänzende ¹⁵N-Feldversuche ergaben, dass die relativ geringen N₂O-Emissionen vorzugsweise aus der Denitrifikation resultieren. Da die Denitrifikation ein anaerober endoenergetischer Prozeß ist, wird er, wenn keine Substratlimitierung vorliegt, durch eine organische Düngung infolge Zufuhr leicht abbaubaren Kohlenstoffs (Energiequelle und O₂-Verbrauch durch erhöhte Respiration) gefördert, was auch zu beobachten war.

BOUWMAN (1990) gibt für mineralische Böden eine Spannweite von -0,6 bis 41,8 kg N₂O-N/ha*a an. KAISER & RUSER (2000) weisen für typische Ackerböden N₂O-N-Verluste von 0,5 bis 16,8 kg N₂O-/ha*a aus, wobei 50 % der jährlichen N₂O-Emissionen auf die Wintermonate entfallen. Sie verweisen hierbei auf die große Bedeutung der Tau- und Gefrierphasen. Aufgrund des sehr milden Winters innerhalb des Untersuchungszeitraumes konnten keine Tau- und Gefrierphasen erfasst werden, was eine mögliche Ursache für die vergleichsweise geringen N₂O-N-Verluste auf den untersuchten Flächen sein könnte (gleichzeitig aber auch die Notwendigkeit unterstreicht, die laufenden Messungen fortzusetzen).

In einer ersten Messung zur Bildung von molekularem Stickstoff bei der Denitrifikation von Nitrat mittels der ^{15}N -Flux-Methode wurden bei relativ hohen Bodenfeuchten (>20 %) N_2 -Emissionen von bis zu $217 \mu\text{g N}$ beobachtet. Diesem möglichen hohen Verlustpotential in Form von molekularem Stickstoff bei hohen Bodenfeuchten müssen unbedingt weitere Untersuchungen gewidmet werden.

Die auch auf den sehr homogenen Böden des Schwarzerdestandortes Bad Lauchstädt nachgewiesene hohe zeitliche Variabilität der N_2O -Freisetzung erfordert mehrjährige Messreihen mit hinreichend hoher zeitlicher Auflösung der Messungen, um gesicherte Bilanzen und Zuordnungen zu möglichen steuernden Faktoren ausweisen zu können. Aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes sind deshalb die vorliegenden Ergebnisse über die jährliche N_2O -Freisetzung am Standort Bad Lauchstädt nur orientierend und nicht endgültig.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zur NO-Emission unter Freilandbedingungen lassen im Vergleich zur N_2O -Emission auf einen abweichenden Bildungsweg und damit eine veränderte Wirkung hoher N- und OBS-Versorgung auf die NO-Emission schließen. Die höchsten NO-Emissionen von bis zu $16 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$ wurden unmittelbar nach mineralischer (Ammonium-) Düngung gemessen. Im Vergleich dazu betragen die höchsten Emissionsraten bei extrem hoher organischer Düngung nur $6 \mu\text{g N/m}^2\cdot\text{h}$. Ergänzende ^{15}N -Feldversuche bestätigten, dass das emittierte NO fast ausschließlich aus der Nitrifikation von Ammonium stammt. Da die Nitrifikation ein aerober chemoautotropher Prozeß ist, wird dafür ein gut belüfteter Boden, jedoch kein verfügbarer Kohlenstoff als Energiequelle benötigt. Im Gegensatz zur N_2O -Emission wird also die NO-Emission nicht durch den leicht verfügbaren Kohlenstoff der organischen Düngung gefördert. Generell muss man jedoch nach den bisher vorliegen Ergebnissen einschätzen, dass die NO-Emission, abgesehen von Ausnahmesituationen nach hoher Ammonium-Düngung, stets kleiner war als die N_2O -Emission.

Mit den vorliegenden Ergebnissen zur N_2O - und NO-Emission am Standort Bad Lauchstädt konnten die Ergebnisse aus früher durchgeführten Laboruntersuchungen verifiziert werden und entsprechen im Wesentlichen den prognostischen Aussagen des entwickelten Modells der gekoppelten Nitrifikation/Denitrifikation.

9.5 Ausblick

Die vorgelegten Ergebnisse zeigen deutlich, wie dynamisch und variabel N-Spurengasflüsse in Zeit und Raum auftreten. Hinreichende Aus- und Vorhersagen lokaler, regionaler und globaler Quellen und Senken für N-Spurengase erfordern repräsentative Messungen der Emissionen und Immissionen. Die weitere Aufklärung der mechanistischen Prozesse in Böden, Pflanze und

Atmosphäre, welche die zeitliche und räumliche Variabilität der Spurengasflüsse steuern, ist insbesondere zum Verständnis sowie für hinreichende Modellierungen von Spurengasflüssen erforderlich. Neuere Untersuchungen zeigen zum Beispiel, dass signifikante N₂O-Emissionen während Auftauphasen im Winter auftreten (FLESSA et al. 1995, CORRIE et al. 1996, KAMP et al. 1997, WAGNER-RIDDLE & THURTELL 1998) oder aus schneebedecktem Boden erfolgen (VAN BOCHOVE et al. 1996). Bisher veröffentlichte Studien haben N-Spurengasflüsse in kalten Jahreszeiten zumeist unberücksichtigt gelassen (so auch hier aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraumes) und die tatsächlichen jährlichen Emissionen damit wahrscheinlich erheblich unterschätzt.

Die vorgelegten Ergebnisse zu atmosphärischen N-Einträgen in Boden und Pflanze sind erheblich höher als generell angenommen und in ihrer ganzen Bedeutung für die Schutzgüter Boden, Wasser und Biodiversität sowie für viele besonders zu schützende Ökosysteme noch gar nicht voll abzuschätzen. Die hier entwickelte Meßmethode der Immissionen ermöglicht erstmals alle N-Einträge (nasse, trockene und gasförmige Deposition) integriert hinreichend genau zu messen. Auf Grund der vielen, die Immission beeinflussenden Faktoren verbieten sich einfache Extrapolationen aus den bisher erhobenen lokalen Immissionsdaten. Erforderlich ist eine weiträumige und umfassende Erhebung aller atmosphärischen N-Einträge einschließlich zugehöriger Quellen und die Abschätzung ihrer Auswirkungen auf ausgewiesenen Schutzgüter.

Anhand der hier und in der Literatur ausgewiesenen Ergebnisse lassen sich folgende zukünftige Forschungsaufgaben ausweisen :

- ⇒ Identifikation wichtiger Lücken im Verständnis und in der Messung N-bürtiger und anderer relevanter Spurengasflüsse sowie der Erstellung entsprechender Messfelder und Studien:
- Durchführung angemessener Feldexperimente, um gegebene Spurengasflüsse zu quantifizieren und deren steuernde Faktoren zu identifizieren;
 - Ausweisung der Prozesse (chemische, mikrobielle, enzymatische), welche die Spurengaszyklen in Böden und Pflanzen steuern;
 - Quantifizierung der täglichen, saisonalen und jährlichen Variationen der Spurengasflüsse und ihrer steuernden Faktoren, um robustere Schätzungen und Vorhersagen der Spurengasflüsse zu ermöglichen;
 - Erarbeitung mechanistischer Modelle zur Produktion, Transformation und Transport von Spurengasen in relevanten Ökosystemen und in der Atmosphäre (hinreichende Erfassung des Spurengaszyklus) und Erstellung einer dazu notwendigen umfassenden Datenbasis;

- Entwicklung von robusten Extrapolationen (vom Messfeld zu Regionen) und hinreichender Verifikationsmöglichkeiten der Modellierungen;
- ⇒ Um aber belastbare und reale Werte der N-Deposition für die gesamte Bundesrepublik zu erhalten, müssten über Deutschland verteilt an ausgewählten Punkten Messungen über mehrere Vegetationsperioden mit dem ITNI-System vorgenommen werden.
- ⇒ Zuarbeit zu und Verbesserung von Bestandsaufnahmen nationaler und regionaler Spurengasflüsse sowie lokaler N-Bilanzen.

Die aufgezeigten Aufgaben überschreiten bei weitem unsere eigene Expertise und Kapazität und erfordern nationale und internationale Kooperationen, in die wir unsere Forschungen einbringen müssen.

UFZ-Bericht

**Einfluß der Landnutzung auf Landschaftshaushalt
und Biodiversität in agrarisch dominierten Räumen**

Heidrun Mühle (Hrsg.)

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH