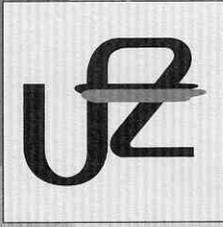


ARCHIVIERUNGSEXEMPLAR



# UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 22/1996

Dissertation

---

## **Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung**

Bestimmung verschiedener Formen  
der atmogenen Stickstoffdeposition  
und Untersuchungen zur Nitratverlagerung  
in Schwarzerdeböden mit unterschiedlichen  
 $N_{org}$ - und  $C_{org}$ -Gehalten  
mittels der  $^{15}N$ -Isotopentracer methode

---

Svenje Mehlert

ISSN 0948-9452

**UNTERSUCHUNGEN ZUR  
ATMOGENEN STICKSTOFFDEPOSITION UND  
ZUR NITRATVERLAGERUNG**

- Bestimmung verschiedener Formen der atmosphärischen Stickstoffdeposition  
und Untersuchungen zur Nitratverlagerung in Schwarzerdeböden  
mit unterschiedlichen  $N_{org}$ - und  $C_{org}$ -Gehalten  
mittels der  
 $^{15}N$ -Isotopentracer-Methode -

**Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften  
im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg**

*Archiv*

vorgelegt von

**Svenje Mehlert**

aus Hamburg

**Hamburg 1996**

Als Dissertation angenommen vom Fachbereich Geowissenschaften  
der Universität Hamburg

auf Grund der Gutachten von Prof. Dr. H. Wiechmann  
und Prof. Dr. habil. M. Körschens

Umweltforschungszentrum GmbH  
*Bibliothek*  
Permoserstraße 15  
04318 Leipzig

97-65

Hamburg, den 06. November 1996

Prof. Dr. M. Dunst  
Sprecher  
des Fachbereichs Geowissenschaften

## Dank

Diese Arbeit wurde am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle in Bad Lauchstädt und Leipzig durchgeführt und ich bedanke mich für die Möglichkeit, daß ich diese Arbeit dort durchführen konnte.

Bei Herrn Prof. Dr. habil. Körschens als Leiter der Sektion Bodenforschung möchte ich mich für die Überlassung des Themas bedanken. Weiterhin bedanke ich mich für fachliche Anregungen und die Begutachtung dieser Arbeit.

Bei Herrn Dr. Russow bedanke ich mich für die Betreuung, kritische Begleitung während der Arbeit und die intensive Durchsicht des Manuskriptes.

Bei Herrn Prof. Dr. Wiechmann möchte ich mich für die Übernahme der Betreuung von Seite der Universität Hamburg bedanken. Außerdem danke ich ihm für seine fachlichen Anregungen, seine Unterstützung im Laufe der Arbeit und die Begutachtung der Arbeit.

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Günther Schmidt für die Mitarbeit beim Aufbau und der Entwicklung des ITN-Meßsystems und seine stetige Zuversicht, die viel Kraft gegeben hat.

Bei Frau Odrich, Frau Selditz und Frau Müller möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit im Labor bedanken und für die Unterstützung bei der Aufarbeitung, den Analysen und Messungen in stressigen Zeiten. Herrn Dr. Segschneider möchte ich außerdem für seine Unterstützung in Computerfragen danken.

Herr Peter Dittrich hat die Messungen der gasförmigen Depositionsmessungen vorgenommen und betreut, und ich danke ihm für die Bereitstellung dieser Daten.

Herrn Dr. Siegfried Knappe, Karsten Kalbitz und Peter Dittrich möchte ich für die Unterstützung bei den Probenahmen der Rammkernsondierung herzlich danken.

Frau Dr. Ines Merbach danke ich für die stete Diskussionsbereitschaft und ihr und den Mitarbeiterinnen der Vegetationsstation in Bad Lauchstädt danke ich für die Hilfestellungen bei allen Fragen, die die Betreuung der Pflanzen betrafen.

Herrn Dr. Merbach danke ich für hilfreiche Anregungen bei der Auswertung der Ergebnisse und Prof. Dr. Faust danke ich für seine kritischen Hinweise bei der Zusammenstellung der Arbeit.

Herrn Glindemann danke ich ganz herzlich für die Durchsicht des Manuskriptes.

Prof. Guy McPherson danke ich dafür, daß er mir das Vertrauen in meine wissenschaftlichen Fähigkeiten gegeben hat, um eine solche Aufgabe jemals in Angriff zu nehmen.

Katja Schäfer, Toralf Gabler, Ivonne Jahns, Inken Sich, Carsten Herrmann, Ursula Schmitz und Friedemann Düring möchte ich für alle praktischen und seelischen Hilfestellungen im Verlaufe der Arbeit sehr herzlich danken. Außerdem danke ich Martin Gaub für die kritische Durchsicht des Manuskriptes sowie das gute Zusammenwohnen in Leipzig.

Außerdem möchte ich mich bei meiner Familie, die immer für mich da war, ganz herzlich bedanken.

## Summary

Nitrogen is more and more discussed as problematic in natural and close-to-natural ecosystems. Airborne Nitrogen depositions play a particular role in that situation because they can be transported over long distances and that way put pressure on ecosystems far away from big Nitrogen emission sources.

Standard methods of deposition measurements only account for a part of the total Nitrogen Deposition. Especially, indirect measurement of Nitrogen depositions in long term field experiments pointed to a lack in the deposition measurement of Nitrogen.

One possible way to account for all Nitrogen depositions is to summarize all separately measured single deposition forms (wet, gaseous, and solid deposition).

The ITN-measuring system (ITN - Integral Total Nitrogen) introduced in this study presents a measuring system for the direct measurement of the total Nitrogen Deposition into a soil-plant-system integral over a certain period of time. The <sup>15</sup>N-Isotope dilution method is used for the determination of the total Nitrogen-Input.

Investigations of the airborne Nitrogen Deposition led to the following conclusions:

1. The ITN-Measuring system represents the first measuring system that incorporates the active Nitrogen intake by the plant in a field situation.
2. Investigations of the standard deposition measurements and their analysis of only the inorganic Nitrogen in the water samples (Bulk- and Wet-Only- Deposition) underestimate the real monthly Nitrogen Deposition up to 40 %.
3. The measurements of the total Nitrogen depositions with the ITN-Measuring system agree with other measurements that in the summer month more than twice the amount of Nitrogen is deposited than in the winter month.
4. The main deposition path for airborne Nitrogen compounds into the soil-plant-system is via soluble Nitrogen forms (precipitation) into the soil (sand). In the soil resembling sand about 45 % of the airborne deposited Nitrogen depositions are fixed in organic forms.
5. The main path for of atmospheric Nitrogen depositions into the plant appears to be directly into the plant. About 27 % of the total deposited total Nitrogen is deposited directly via the plant.

6. The measured annual net-depositions at the Bad Lauchstädt location of 67 - 70  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  amount to about 40 % more than the deposition measurements with standard methods (only Bulk-Deposition) of about 40  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

7. The annual deposition at the Leipzig location (urban location) of 65 -73  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  amounts to the same deposition rate as in Bad Lauchstädt. At the same time they are only about 30 % higher than the Bulk-depositions at the Leipzig location with 46  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$   $\cdot\text{a}^{-1}$ .

8. Nitrogen depositions of the measured amounts are much higher than the so called 'critical loads' of natural and close-to-natural ecosystems. Therefore, they exhibit a high pressure on these ecosystems. In agro-ecosystems these amounts of Nitrogen Deposition result in organic Nitrogen contents above so-called 'critical levels' of organic matter in the soil.

Atmospheric Nitrogen depositions above so-called critical levels lead to the change or even the destruction of natural and close-to-natural ecosystems. In agro-ecosystems these effects of the atmospheric Nitrogen Deposition are not visible on a short term base because of the regular export of the harvest. However, on a long term base they result in a Nitrogen accumulation and an increase in the Nitrogen content in the soil. High Nitrogen contents above a critical level ( $> 0,2\%$   $\text{N}_{\text{org}}$ ) lead to a higher Nitrogen mineralisation and increase the intensity of other soil processes. This results in higher pressures on the environment by increased nitrate-leaching or  $\text{N}_2\text{O}$  emissions.

In investigations of the nitrate-leaching in black-loess-soils with different soil organic matter contents ( $\text{N}_{\text{org}}$ ,  $\text{C}_{\text{org}}$ ) in the dry-region of Central Germany the following results were found in field experiments with the  $^{15}\text{N}$ -tracer method:

1. On soils with low or normal organic matter contents no nitrate-leaching or no nitrate-leaching below the rooting zone (2 - 2,5 m) could be found after 3 years.

2. On soils with normal  $C_{org}$ - contents and slightly increased  $N_{org}$ -contents a nitrate-leaching of  $0,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  and 10 cm soil-layer out of the rooting-zone could be found after 2 and a half years.
3. On soils with high contents of organic matter a very high and rather fast nitrate-leaching out of the rooting zone was observed. The specific nitrate leaching amounted to 3,9 - 5,6 mm per mm precipitation with nitrate concentrations of 6,0 -  $8,0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  and 10 cm soil-layer.
4. With normal organic matter contents no danger of nitrate pollution of the ground water is apparent. From organic matter contents above so-called 'critical levels' ( $C_{org} > 2 \%$  and  $N_{org} > 0,2 \%$ ) even on black-loess soils the potential risk of groundwater pollution by nitrate-leaching occurs.

**Inhaltsverzeichnis**

<b>Summary</b> .....	I
<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	IV
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	VII
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	X
<b>1. Problemstellung und Zielsetzung</b> .....	1
<b>2. Grundlagen</b> .....	3
2.1. Literaturüberblick .....	3
2.1.1. Stickstoffbilanzen .....	3
2.1.2. Atmosphärische Stickstoffverbindungen .....	5
2.1.3. Die Aufnahme von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanze .....	8
2.1.4. Depositionsformen von Stickstoff .....	11
2.1.5. Methoden der Depositionsmessung .....	13
2.1.6. Nitratverlagerung im Boden .....	16
2.2. Die $^{15}\text{N}$ -Isotopentracer-Methode .....	19
<b>3. Material und Methoden</b> .....	23
3.1. Stickstoffanalytik .....	23
3.1.1. Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}/^{15}\text{N}_{\text{ges}}$ ) mittels Elementaranalysator-Quadrupol- Massenspektrometer-Kopplung .....	23
3.1.2. Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}/^{15}\text{N}_{\text{ges}}$ ) nach Kjeldahl mit anschließender Wasserdampfdestillation .....	23
3.1.3. Anorganischer Stickstoff ( $N_{\text{an}}/^{15}\text{N}_{\text{an}}$ ) .....	23

3.2. Depositionsmessungen .....	24
3.2.1. Bulk- und Wet-Only-Deposition .....	24
3.2.2. Die gasförmige Deposition .....	26
3.2.3. Integraler Gesamteintrag .....	28
3.3. Nitratverlagerung .....	28
3.3.1. Anlage der <sup>15</sup> N-Feldversuche .....	29
3.3.2. Bodenproben .....	34
3.3.3. Pflanzenmaterial .....	37
3.4. Witterungsdaten .....	38
<b>4. Ergebnisse und Diskussion der atmogenen Stickstoffdepositionen .....</b>	<b>39</b>
4.1. Monats- und Jahreswerte der Einzeldepositionen .....	39
4.1.1. Bulk-Deposition .....	39
4.1.2. Wet-Only-Deposition .....	41
4.1.3. Gasförmige Deposition .....	43
4.2. Das Integral Total Nitrogen (ITN) -Meßsystem .....	46
4.2.1. Aufbau des ITN-Meßsystems .....	46
4.2.2. Versuche und untersuchte Einflußfaktoren .....	50
4.2.3. Betreuung des ITN-Meßsystems .....	55
4.2.4. Ernte und Probenaufarbeitung .....	56
4.3. Ergebnisse und Diskussion des ITN-Meßsystems .....	59
4.3.1. Berechnung der Stickstoffeinträge in das ITN-Meßsystem .....	59
4.3.2. Auswertung der Versuche des ITN-Meßsystems .....	60
4.3.3. Verlauf der Versuche - Kontrollkriterien .....	62

---

4.3.4. Schlußfolgerungen für die Stickstoffeinträge und -flüsse in das und im ITN-Meßsystem .....	76
4.3.5. Depositionen .....	79
4.3.6. Untersuchte Einflußfaktoren auf die Messung der Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre mit dem ITN-Meßsystem .....	82
4.3.7. Übertragbarkeit.....	91
4.3.8. Jahresdepositionen .....	93
4.3.9. Fehlerabschätzung.....	96
4.4. Vergleich der Depositionen .....	98
<b>5. Ergebnisse und Diskussion der Nitratverlagerung .....</b>	<b>105</b>
<b>6. Schlußfolgerungen .....</b>	<b>125</b>
<b>7. Zusammenfassung .....</b>	<b>129</b>
<b>8. Literaturverzeichnis .....</b>	<b>132</b>
<b>9. Anhang .....</b>	<b>143</b>

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 2.1: Depositionsformen des atmosphären Stickstoffes .....	11
Abb. 3.1: Passivsammler, Seitenansicht und Draufsicht .....	27
Abb. 3.2: Übersicht über die Feldversuchsanlage auf dem Gelände des UFZ in Bad Lauchstädt .....	30
Abb. 3.3: Anlage der Mikroparzelle M1 auf dem Versuch V120 auf der Parzelle 18.....	32
Abb. 3.4: Der Versuch V503 mit den darauf angelegten Mikroparzellen M2, M3 und M4.....	33
Abb. 3.5: Der Versuch V140a mit der darauf angelegten Mikroparzelle M5 .....	34
Abb. 4.1: Monatliche Verteilung der Bulk-Deposition in Ammonium- (Bulk-A), Nitrat- (Bulk-N) und Gesamtstickstoff (Bulk-GN) und das Verhältnis von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff (Bulk-A + Bulk- N) am Standort Bad Lauchstädt.....	39
Abb. 4.2: Monatliche Verteilung der Bulk-Deposition in Ammonium- (Bulk-A) und Nitratstickstoff (Bulk-N) sowie der rechnerisch ermittelte Gesamtstickstoff (Bulk-GN) am Standort Leipzig von Juni 1994 bis Mai 1995.....	40
Abb. 4.3: Monatliche Verteilung der Wet-Only-Deposition in Ammonium- (Wet-Only-A), Nitrat- (Wet-Only-N), und Gesamtstickstoff (Wet- Only-GN) sowie das Verhältnis von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff (Wet-Only-A + Wet-Only-N) .....	42
Abb. 4.4: Monatliche Verteilung der gasförmigen Depositionen als NH <sub>y</sub> und NO <sub>x</sub> am Standort Bad Lauchstädt.....	43
Abb. 4.5: Vergleich der monatlichen gasförmigen, Wet-Only- und Bulk- Stickstoffdepositionen am Standort Bad Lauchstädt .....	45
Abb. 4.6: Schematischer Überblick über das ITN-Meßsystem .....	47
Abb. 4.7: Modifiziertes Pflanzenkulturgefäß, System Kick-Brauckmann .....	48
Abb. 4.8: Schematische Draufsicht auf die Anordnung und Abmessung des ITN-Meßsystem am Meßstandort .....	49
Abb. 4.9: Verlauf der pH-Werte während des Versuche B-1 mit Probenahmen im Abstand etwa einer Woche für die vier Gefäße des Versuches als typischer pH-Wert-Verlauf während eines Experimentes.....	70

Abb. 4.10: Verlauf der Trockensubstanzbildung und der Stickstoffaufnahme bezogen auf die Trockensubstanz von Roggen bei einem standardisierten Versuch (nach SEIFFERT, 1981), Zeitpunkt der Blüte liegt um den 1. Juni .....	75
Abb. 4.11: Die schematische Darstellung der Stickstoffflüsse im ITN-Meßsystems zur Messung von atmogenen Stickstoffdepositionen mit fallender oder steigender Tendenz der einzelnen Stickstoffformen .....	77
Abb. 4.12: <sup>15</sup> N-Häufigkeiten des mineralisierten Stickstoffes im Verlaufe des Inkubationsversuches mit dem in Versuch S <sub>S</sub> -1 und B <sub>S</sub> -4 benutzten Boden .....	89
Abb. 4.13: Vergleich der monatlichen mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Netto-Gesamtstickstoff-Depositionen und der Bulk-Gesamtstickstoff-Depositionen mit dem Verlauf des Niederschlages am Standort Bad Lauchstädt .....	98
Abb. 4.14: Netto-Depositionsraten der in zeitlicher Abfolge durchgeführten Versuche B-1, B-2, B-3, B-4, B-5 und B-6 und der Bulk-Depositionsraten für die entsprechenden Zeiträume der Versuche am Standort Bad Lauchstädt .....	99
Abb. 4.15: Vergleich der Gesamtdositionen als Summe der Einzeldepositionen mit den mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Gesamtdositionen am Standort Bad Lauchstädt .....	100
Abb. 4.16: Vergleich der monatlichen Netto-Gesamt-Deposition und der Bulk-Deposition mit dem Verlauf des Niederschlages am Standort Leipzig .....	101
Abb. 4.17: Netto-Depositionsraten von zeitlich aufeinander folgenden Versuchen L-1, L-2 und L-3 und die Bulk-Depositionsraten für den Zeitraum der ausgewählten Versuche am Standort Leipzig .....	101
Abb. 5.1: Niederschlagsmengen und kumulative Niederschlagsmenge zu den Probenahmeterminen der Rammkernsondierungen .....	107
Abb. 5.2: Die Verlagerung des Nitrates und des <sup>15</sup> N-Nitrates auf der Mikroparzelle M1 (niedriger C <sub>org</sub> und N <sub>org</sub> Gehalt) in den sondierten Bodenschichten in den Jahren 1992, 1993 und 1994 .....	110
Abb. 5.3: Die Verlagerung des Nitrates und des <sup>15</sup> N-Nitrates auf der Mikroparzelle M5 (normal mit C <sub>org</sub> und N <sub>org</sub> versorgt) in die einzelnen Bodenschichten in den Jahren 1994, 1995 und 1996 .....	112
Abb. 5.4: Der Gehalt von Nitratstickstoff und <sup>15</sup> N-Nitratstickstoff in den sondierten Bodenschichten auf der Mikroparzelle M2 (normal mit C <sub>org</sub> und N <sub>org</sub> versorgt) für die Jahre 1992, 1993, 1994 und 1995 .....	115

---

Abb. 5.5: Die Verlagerung des Nitratstickstoffes und des $^{15}\text{N}$ -Nitrates auf der Mikroparzelle M3 (hoch mit $\text{C}_{\text{org}}$ und $\text{N}_{\text{org}}$ versorgt) in den sondierten Bodenschichten für die Jahre 1992, 1994 und 1995 .....	118
Abb. 5.6: Die Verlagerung des Nitrates und des $^{15}\text{N}$ -Nitrates in den sondierten Bodenschichten der Mikroparzelle M4 (hoch mit $\text{C}_{\text{org}}$ und $\text{N}_{\text{org}}$ versorgt) von 1993 bis 1995 .....	121
Abb. 9.1: Aufbau des ITN-Meßsystems im Feld am Standort Bad Lauchstädt.....	143
Abb. 9.2: Anlage des ITN-Meßsystems im Feld am Standort Bad Lauchstädt im Frühjahr 1994.....	143
Abb. 9.3: Lage der Vegetationsgefäße in der sie umgebenden Feldvegetation am Standort Bad Lauchstädt.....	144
Abb. 9.4: Pflanzendichte in den Vegetationsgefäßen des ITN-Meßsystems zwei Wochen nach der Aussaat .....	145
Abb. 9.5: Ausgewachsenen Rübsen (vermindertes Wachstum) im Vegetationsgefäß des Versuches B-2 im Herbst 1994.....	145
Abb. 9.6 : Sommerweizen kurz vor der Blüte zum Zeitpunkt der Ernte mit voll ausgebildeten Ähren und normalen Pflanzenhabitus im Sommer 1995.....	146

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Bilanzaufstellung nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1992) und KUNDLER et al. (1982).....	4
Tab. 2.2: Gesamt-N-Bilanz für die Bundesrepublik in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Jahre 1986 (nach ISERMANN, 1990).....	5
Tab. 3.1. : Übersicht über die Versuche und Parzellen in Bad Lauchstädt, auf denen $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen angelegt wurden.....	31
Tab. 3.2: Übersicht über die angelegte $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen-Versuche in Bad Lauchstädt.....	31
Tab. 4.1: Übersicht über die Experimente, die mit dem ITN-Meßsystem für bepflanzte Gefäße (Angaben der Kontrollgefäße in Klammern) durchgeführt wurden.....	50
Tab. 4.2: Zusammenstellung der in den Versuchen mit dem ITN-Meßsystem untersuchten Einflußfaktoren und die dafür zu vergleichenden Versuche.....	51
Tab. 4.3: Beispielhafte Verteilung der Stofffraktionen, des durchschnittlichen Stickstoffgehaltes, der Stickstoffmenge und der $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in den einzelnen Fraktionen des bepflanzten Gefäßes I von Versuch B-4.....	60
Tab. 4.4: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $N_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-4 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 5 Einzelwerten mit Standardabweichung des Mittelwertes.....	61
Tab. 4.5: Zusammenstellung einiger Kontrollkriterien der Versuche mit dem ITN-Meßsystem (Die Bezeichnungen und Abkürzungen der Versuche beziehen sich auf Tab. 4.1, zur Berechnung von $N_{\text{dfa}}$ vgl. Tab. 4.4).....	63
Tab. 4.6: Zusammenstellung der $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in den einzelnen Fraktionen für alle bewachsenen Gefäße für die Versuche auf Sand.....	68
Tab. 4.7: Die Verhältnisse von anorganischem Stickstoff zu Gesamtstickstoff und deren $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in der Wasserfraktion für die Versuche mit dem ITN-Meßsystem.....	69
Tab. 4.8: Zusammenstellung einiger Kenngrößen der Pflanzen pro Gefäß für die bewachsenen Gefäße der Experimente mit dem ITN-Meßsystem (Bezeichnungen und Abkürzungen der Versuche beziehen sich auf Tab. 4.1).....	71

---

Tab. 4.9: Übersicht über Depositionen pro Gefäß und Depositionsraten für die verschiedenen Experimente mit den bewachsenen Gefäßen des ITN-Meßsystem .....	80
Tab. 4.10: Übersicht über Brutto- und Netto-Deposition der Kontrollgefäße und Verhältnisse zu vergleichbare Depositionen der bepflanzten Gefäße der verschiedenen Experimente mit dem ITN-Meßsystem .....	83
Tab. 4.11: Zusammenstellung der <sup>15</sup> N-Häufigkeiten der einzelnen Fraktionen der Versuche mit Kontrollgefäßen .....	84
Tab. 4.12: Kontrollkriterien (vgl. Tab. 4.5) für die Versuche mit den Kontrollgefäßen .....	85
Tab. 4.13: <sup>15</sup> N-Häufigkeiten in den Pflanzenteilen der Versuche auf Boden .....	88
Tab. 4.14: Hochrechnung der Depositionen der einzelnen Versuche auf Jahresdepositionen über das Flächenverhältnis bzw. über die Pflanzenanzahl für verschiedene Zeiträume am Standort Bad Lauchstädt .....	94
Tab. 4.15: Hochrechnung der Depositionen der einzelnen Versuche auf Jahresdepositionen über das Flächenverhältnis bzw. über die Pflanzenanzahl für verschiedene Zeiträume am Standort Leipzig .....	94
Tab. 4.16: Zusammenstellung der prozentualen Fehler auf den einzelnen Auswertungsebenen des ITN-Meßsystems .....	96
Tab. 4.17: Prozentuale Fehler der Brutto- und Netto-Deposition, resultierend aus der Variabilität zwischen den Gefäßen des jeweiligen Versuches .....	97
Tab. 5.1: Die Verteilung des <sup>15</sup> N-Tracers auf den Mikroparzellen nach Ablauf von zwei Vegetationsperioden bezogen auf 90 cm bzw. 200 cm .....	106
Tab. 5.2: <sup>15</sup> N-Bilanz der Mikroparzelle M1 (1m <sup>2</sup> ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm .....	109
Tab. 5.3: <sup>15</sup> N-Bilanz der Mikroparzelle M5 (1m <sup>2</sup> ) für die Jahre 1993 und 1994 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm bzw. 200 cm .....	111
Tab. 5.4: <sup>15</sup> N-Bilanz der Mikroparzelle M2 (1m <sup>2</sup> ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm .....	114
Tab. 5.5: <sup>15</sup> N-Bilanz der am 10. April 1992 angelegten Mikroparzelle M3 (1m <sup>2</sup> ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm .....	117

Tab. 5.6: $^{15}\text{N}$ -Bilanz der Mikroparzelle M4 ( $1\text{m}^2$ ) für die Jahre 1993 und 1994 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm bzw. 200 cm.....	120
Tab. 9.1: Verteilung der Stofffraktionen und der Stickstoffmengen von allen Versuchen mit der Anzahl der für die jeweilige Fraktion ausgewerteten Gefäße.....	147
Tab. 9.2: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	147
Tab. 9.3: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-2 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	148
Tab. 9.4: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-3 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	148
Tab. 9.5: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-5 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	149
Tab. 9.6: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B <sub>N</sub> -5 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	149
Tab. 9.7: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-6 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	150
Tab. 9.8: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch S-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	150
Tab. 9.9: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	151

---

Tab. 9.10: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-2 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	151
Tab. 9.11: Stickstoff-, $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$ (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-3 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert.....	152
Tab. 9.12: Untersuchungen zu unterschiedlichen Stickstoffgehalten und $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in der unteren Sandschicht und der oberen 3 cm dicken Sandschicht.....	152
Tab. 9.13 : pH-Werte der Wasserproben der Versuche auf Sand zu verschiedenen Probenahmeterminen in laufe der jeweiligen Experimente.....	153
Tab. 9.14: Gemessenen $\text{N}_2\text{O}$ Konzentrationen in der Luft über dem jeweiligen Medium (Nährlösung, Sand) der angegebenen Versuche .....	154
Tab. 9.15: Mineralisierte Stickstoffmengen im für den ITN-Versuch genutzten Boden .....	154

## 1. Problemstellung und Zielsetzung

Stickstoff ist ein essentiell notwendiges Element der Biosphäre, das sich zunehmend zu einem Problemstoff entwickelt. Vor allem die Stickstoffüberschüsse in vielen Ökosystemen stellen Belastungen dar, die mit unerwünschten Nebenwirkungen einhergehen.

Eine besondere Rolle spielen dabei die luftgetragenen Stickstoffverbindungen (atmosphärischen Stickstoffverbindungen), da sie sich unkontrolliert verteilen und weit von ihrer Quelle entfernt in Ökosysteme eingetragen werden. Erhöhte Stickstoffeinträge führen in allen Ökosystemen zu Belastungen.

In Agrarökosystemen sind dies vor allem die Nitratverlagerung und Grundwasserbelastung sowie die Produktion von klimarelevanten Spurengasen aus stickstoffbelasteten Böden. In naturnahen und natürlichen Ökosystemen aber kann es durch hohe atmosphärische Stickstoffeinträge zu tiefgreifenden Veränderungen in der Struktur dieser Ökosysteme bis hin zu ihrer Zerstörung kommen. Dies gilt vor allem, wenn sich diese Ökosysteme unter Stickstoffmangelbedingungen entwickelt haben. Aber auch in urbanen Gebieten können luftgetragene Stickstoffverbindungen zu erheblichen Belastungen z. B. durch Sommersmog führen.

Es gibt viele Methoden zur Messung von stickstoffhaltigen Depositionen aus der Atmosphäre, die hauptsächlich einzelne Depositionsformen (z. B. nasse Depositionen) erfassen. Dabei weisen direkte und indirekte Messungen von atmosphärischen Stickstoffeinträgen Differenzen auf, die nicht mit normalen Fehlern solcher Meßmethoden erklärt werden können. Keine direkte Meßmethode hat bisher die Aufnahme in die Pflanzen mit einbezogen und damit die tatsächliche Gesamt-Deposition von stickstoffhaltigen Depositionen in ein Boden-Pflanze-System bestimmt. Diese Lücke bei der Bestimmung der atmosphärischen Stickstoffdepositionen soll mit dem in dieser Arbeit entwickelten und hier vorgestellten Meßsystem geschlossen werden.

Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre wirken sich nicht direkt belastend auf Agrarökosysteme aus, da sie nur eine weitere Stickstoffquelle darstellen, die aber gerade bei der Berechnung der Stickstoffdüngegaben unbedingt zu berücksichtigen ist. Sie muß bei Stickstoffbilanzen mit einbezogen werden, so daß Stickstoffbelastungen in Agrarökosystemen frühzeitig vorgebeugt oder sie abgebaut werden können.

Eine Folge von hohen Stickstoffbelastungen in Böden ist die Nitratverlagerung, die in Deutschland hauptsächlich ein Problem der leichten Böden in Nord- und Nordostdeutschland, aber weniger der tiefgründigen Schwarzerderegion in Mitteldeutschland ist. Aus der Problematik der zunehmenden atmosphärischen

Stickstoffbelastung ergibt sich aber auch die Notwendigkeit, den Einfluß von diesen atmogenen Stickstoffdepositionen auf die Nitratverlagerung in Schwarzerdegebieten zu untersuchen.

Im Literaturüberblick wird in die Problematik der Stickstoffbelastung durch atmogene Stickstoffdepositionen eingeführt und die bisher üblichen Meßmethoden der Stickstoffdepositionen werden angesprochen. Auch eine Zusammenfassung von Einflußfaktoren auf die Nitratverlagerung wird kurz vorgestellt und eine kurze Einführung in die  $^{15}\text{N}$ -Isotopentracermethoden geboten. Nach der Präsentation eigener Stickstoff-Depositionsmessungen mit Standardmethoden wird ein neu entwickeltes Meßsystem zur Messung der atmogenen Gesamtstickstoff-Deposition in ein Boden-Pflanze-System vorgestellt. Diese Messungen mit dem ITN-Meßsystem werden in Hinblick auf ihre Präzision sowie eventuelle Einflußfaktoren untersucht und diskutiert. Über Vergleiche mit den zur Verfügung stehenden Depositionsmessungen mit Standardmethoden wird zudem die Richtigkeit bzw. Genauigkeit der Depositionsmessungen eingeschätzt, um die Eignung des ITN-Meßsystem als neue Meßmethode unter Beweis zu stellen.

Da es mit den zur Verfügung stehenden experimentellen Methoden nicht möglich ist, den direkten Einfluß von atmogenen Stickstoffeinträgen auf die Nitratverlagerung zu untersuchen, wird in Kapitel 6 der Einfluß von atmogenen Stickstoffdepositionen auf die Nitratverlagerung in Schwarzerdeböden Mitteldeutschlands mit indirekten Methoden untersucht. Die untersuchten Schwarzerdeböden haben dabei unterschiedliche Gehalte an organischer Bodensubstanz ( $C_{\text{org}}$ ,  $N_{\text{org}}$ ), wobei leicht erhöhte  $N_{\text{org}}$ -Gehalte als langfristige Folge von erhöhten Depositionen angesehen werden können.

## 2. Grundlagen

### 2.1. Literaturüberblick

Bis zum Beginn des 20. Jahrhundert herrschte in weiten Teilen Europas ein Stickstoffdefizit in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Zwar verbesserte sich die Situation erstmals im 18. Jahrhundert durch die Einführung der erweiterten Dreifelderwirtschaft, als zunehmend Leguminosen angebaut wurden, aber bis zur Entwicklung der technischen Stickstofffixierung war eine Anreicherung von Stickstoff im Boden nur durch biologische (symbiotische und asymbiotische) Fixierung von Luftstickstoff und später durch Einsatz von natürlichem Mineraldünger (Chile-Salpeter) möglich.

Mit der Entwicklung des Haber-Bosch-Verfahrens, bei dem bei Temperaturen von 500 °C und  $20 \cdot 10^6$  Pa Ammoniak aus Luftstickstoff gewonnen wird, konnte das erste Mal durch technische Prozesse die biologische Stickstofffixierung nachgeahmt werden. Diese technische Stickstofffixierung ermöglichte es, mineralischen Stickstoffdünger in nahezu beliebigen Mengen zu produzieren und in der Landwirtschaft anzuwenden. Damit wurden über vergrößertes Nährstoffangebot für die Pflanzen die Erträge gesteigert und über das erzeugte Futter der Nährstoffgehalt der organischen Dünger erhöht. Diese Entwicklung führte zu einer kontinuierlichen Anreicherung von Stickstoff im Boden, so daß sich bis etwa Mitte dieses Jahrhunderts für Deutschland - aber auch für mehrere andere europäische Länder - eine ausgeglichene Stickstoffbilanz eingestellt hat (BIERMANN, 1995). Seit dem Erreichen einer ausgeglichenen Stickstoffbilanz setzen die Landwirte jedoch nicht weniger Dügerstickstoff ein, sondern es ist sogar zu einer Intensivierung der Nutzung von mineralischen Stickstoffdüngern gekommen sowie zu einem stetigen Import von stickstoffreichen Eiweißfuttermitteln, so daß seit den 50er Jahren die Stickstoffbilanzen für die Bundesrepublik stetig positiv ausgefallen sind. Dadurch ist es auch zu einer Erhöhung des organischen Stickstoffpools im Boden gekommen, was unerwünschte Stickstoffverluste wie Nitratverlagerung oder gasförmige Stickstoffverluste mit sich bringt.

#### 2.1.1. Stickstoffbilanzen

Weltweit werden pro Jahr etwa 80 - 100 Millionen Tonnen stickstoffhaltige Mineraldünger eingesetzt, davon etwa 2% in der Bundesrepublik (1,5 Millionen Tonnen pro Jahr) (KÖRSCHENS, 1993; ISERMANN, 1992a). Mit Stickstoffbilanzen lassen sich Ungleichmäßigkeiten im Stickstoffhaushalt lokalisieren und

Stickstoffüberschüsse ausweisen. Es gibt viele unterschiedliche Ansätze, um Bilanzen aufzustellen. U.a. gibt es Flächenbilanzen, Hoftorbilanzen, Stallbilanzen und Gesamtbilanzen. Für die Betrachtungen in dieser Arbeit sind nur die Flächen- und Gesamtbilanzen interessant. Die Bestandteile einer Flächenbilanz sind in Tabelle 2.1 zu sehen. Gesamtbilanzen beinhalten häufig noch die Stickstoffeinträge durch Futtermittel bzw. Importfuttermittel und die Entzüge durch tierische Produkte.

Tabelle 2.1: Bilanzaufstellung nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1992) und KUNDLER et al. (1982)

<b>N-Einträge</b>	<b>N-Austräge</b>
Organische Düngung	Pflanzenentzug und Abfuhr der Ernteprodukte
Mineralische Düngung	Auswaschung
Bewässerung	Ammoniak-Verflüchtigung
Absorption von Gasen aus der Atmosphäre	Denitrifikation
biologische Fixierung (symbio. und asymbio.)	Erosion
Niederschläge	
Saatgut	

Beim Erstellen von Stickstoffbilanzen werden nicht immer alle Bilanzglieder berücksichtigt. Auch werden bestimmte Bilanzglieder zusammengefaßt oder von verschiedenen Autoren sehr unterschiedlich eingeschätzt. Die Abschätzung und Berechnung von einzelnen Bilanzgliedern ist zum Teil ebenfalls sehr unterschiedlich.

Aus Flächenbilanzen ergibt sich für die Bundesrepublik heute ein Stickstoffüberschuß von ca.  $100 \text{ kg*N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$  (BACH, 1987; FINCK, 1990; KÖRSCHENS, 1993). Die gleichen Ergebnisse würden im Zeitraum von 1982 - 1991 von verschiedenen Autoren für die ehemalige DDR ermittelt (KUNDLER et al., 1982; BUFE 1984; NOLTE et al., 1991). Die Gesamtbilanz von ISERMANN (1990a) weist einen noch höheren Überschuß auf (Tabelle 2.2), aber im Vergleich mit einigen europäischen Nachbarn liegt die Bundesrepublik noch bei niedrigen bis mittleren Stickstoffüberschüssen (Schweden  $103 \text{ kg*N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ , Dänemark  $164 \text{ kg*N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ , Schweiz  $173 \text{ kg*N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ). Besonders hohe Stickstoffüberschüsse sind in den Niederlanden zu finden ( $367 \text{ kg*N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ), was durch den intensiven Anbau von hochgedüngten Sonderkulturen erklärt werden kann (ISERMANN, 1990b).

Tabelle 2.2: Gesamt N-Bilanz für die Bundesrepublik in  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  im Jahre 1986 (nach ISERMANN, 1990a):

<b>Input</b>	<b>218</b>
Mineraldünger	126
Importfuttermittel	47
Biologische N-Bindung	12
Atmosphäre	30
Klärschlamm	3
<b>Output</b>	<b>51</b>
Pflanzliche Marktproduktion	23
Tierische Marktproduktion	28
<b>N-Überschüsse</b>	<b>167</b>
Immobilisierung im Boden	47
$\text{NH}_3$ -Emission	44
Denitrifikation	25
Auswaschung	50

Abschätzungen der Einträge aus der Atmosphäre sind sehr unterschiedlich. Zum Teil wurden sie nur als Niederschläge gemessen und lagen zwischen  $10 - 30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (KUNDLER et al., 1982; BUFE, 1984; BACH, 1987; NOLTE et al., 1991), oder sie waren als Stickstoffeinträge aus "sonstigen Quellen" (Immissionen, symbiotischen und asymbiotischen Stickstofffixierungen) ausgewiesen und betragen etwa  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (KÖRSCHENS, 1993) oder lagen wie in Tabelle 2.2 als Eintrag aus der Atmosphäre bei  $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . In neueren Veröffentlichungen werden atmogene Stickstoffdepositionen mit  $29 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (UBA, 1994) und mit durchschnittlich  $47 (20 - 80) \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  für Waldökosysteme angegeben (ISERMANN UND ISERMANN, 1995a)

### 2.1.2. Atmogene Stickstoffverbindungen

#### Ammoniak und Ammonium

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) in der Atmosphäre stammt zu ca. 90 - 95 % aus der Landwirtschaft, vor allem aus Massentierhaltung und Mineraldüngerapplikation (ISERMANN, 1990c). Für die alte Bundesrepublik ergaben sich sogar Zahlen von 93 - 98 % und für die ehemalige DDR 81 - 97 % an Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (MÖLLER

UND SCHIEFERDECKER, 1989; HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994). Eine Studie in der ehemaligen DDR hat gezeigt, daß dort mehr als ein Drittel der Ammoniakemissionen von weniger als 3% der Fläche abgegeben wurden (MÖLLER UND SCHIEFERDECKER, 1989). Weitere, quantitativ meist zu vernachlässigende Quellen sind Industrie, Kraftwerke, Müllverbrennungsanlagen, Kraftfahrzeugverkehr und natürliche Quellen (HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994). Die Emissionshöhe der natürlichen Quellen wird sehr unterschiedlich eingeschätzt, kann aber bis zu 12 % betragen (BUIJSMAN et al., 1987; MÖLLER UND SCHIEFERDECKER, 1989).

NH<sub>3</sub> hat nur eine sehr geringe Verweildauer in der Atmosphäre, da es dort mit einer Geschwindigkeit von ca. 30 % h<sup>-1</sup> in NH<sub>4</sub><sup>+</sup> umgewandelt wird. Dies geschieht durch das Lösen in Wasser aber hauptsächlich (70 %) durch Neutralisationsreaktionen mit sauren Bestandteilen der Atmosphäre, da NH<sub>3</sub> der einzige in höheren Konzentrationen vorkommende basische Bestandteil der Atmosphäre ist. Häufig sind die Säuren (z. B. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) schon an Aerosole gebunden (ASMAN UND JAARVELD, 1992). Die Reaktion von Ammoniak mit Schwefelsäure ist irreversibel, während die Reaktionen von Ammoniak mit Salpetersäure und mit salpetriger Säure reversibel und von dem Konzentrationsgleichgewicht der Reaktionsprodukte in der Luft abhängig sind. Die bei diesen Reaktionen entstehenden Salze (Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat und Ammoniumnitrit) liegen in der Atmosphäre meist als feine Aerosolpartikel vor (HILDEMANN et al., 1984; LINDBERG et al., 1986), die aufgrund ihrer geringen Depositionsgeschwindigkeit über große Distanzen transportiert werden können, bevor sie als nasse oder trockene Deposition wieder abgelagert werden. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> im Niederschlag kann also aus relativ weit entfernten Quellen stammen (ASMAN, 1993). Da Ammoniak (NH<sub>3</sub>) hauptsächlich von vereinzelt, in unmittelbarer Bodennähe liegenden Quellen emittiert wird, ist die Konzentration von Ammoniak in bodennahen Schichten am höchsten. Mit zunehmender Distanz von der Quelle nimmt die NH<sub>3</sub>-Konzentration rapide ab, was in der Nacht noch ausgeprägter ist als während des Tages. Ammoniak wird daher meist in unmittelbarer Nähe der Quelle hauptsächlich trocken deponiert. Die Verweildauer von Ammoniak in der Atmosphäre wird mit durchschnittlich 2,8 h angegeben, kann aber bis zu 4 Tage betragen (ERISMAN et al., 1988; DAWSON, 1984).

Die Ammoniak-Gesamtemission der Bundesrepublik betrug 1992  $1,9 \cdot 10^9$  kg\*a<sup>-1</sup> (UBA, 1994), die Gesamtemission Europas für das Berechnungsjahr 1987  $8,1 - 9,1 \cdot 10^9$  kg\*a<sup>-1</sup> (BUIJSMAN et al., 1987), und Einschätzungen der globalen Ammoniakemission belaufen sich auf  $20 - 53 \cdot 10^{12}$  kg\*a<sup>-1</sup>, wobei 4/5 auf der nördlichen Halbkugel emittiert werden. Seit 1950 ist die Ammoniakemission in Europa um 50 % bis 65 % angestiegen (MÖLLER UND SCHIEFERDECKER, 1989; ASMAN, 1993). Von der Gesamtdepositionen von Ammoniak und Ammonium im Jahr 1990 in Höhe von insgesamt  $633 \cdot 10^6$  kg\*N\*a<sup>-1</sup> wurden ca. 43 % naß und 57 % trocken

deponiert (UBA, 1994; HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994). Deutschland exportiert ca. 50% seiner  $\text{NH}_3$ -Emissionen, wobei 30% der Gesamtdepositionen in der Bundesrepublik als  $\text{NH}_4^+$ -Aerosole aus umliegenden Ländern stammen (ASMAN UND JAARSVELD, 1990). Für die  $\text{NH}_4^+$ -Emissionen aus der Landwirtschaft kann in den nächsten Jahren allenfalls in geringem Maße mit einer Abnahme gerechnet werden, da die Emissionen in den alten Bundesländern höchstens stagnieren werden und in den neuen Bundesländern nach der relativ starken Reduzierung der Viehbestände kaum eine weitere Abnahme der  $\text{NH}_4^+$ -Emissionen zu erwarten ist (UBA, 1994).

### Stickoxide und Salpetersäure

Stickoxide ( $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) stammen überwiegend (zu ca. 73 %) aus anthropogenen Quellen. Global werden jährlich ca.  $45 \cdot 10^9$  kg Stickoxide (als N) emittiert, wobei Europa etwa ein Drittel der Gesamtemission auf sich konzentriert (LAMMEL, 1993). In den Jahren 1986 bzw. 1988 betrug die  $\text{NO}_x$ -Emission für die Bundesrepublik ca.  $3,0 \cdot 10^9$  bzw.  $3,2 \cdot 10^9$   $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$   $\text{NO}_x$  (berechnet als  $\text{NO}_2$ ) (UBA, 1990; BRÄUTIGAM UND HALBRITTER, 1988). Die  $\text{NO}_x$ -Emissionen der ehemaligen DDR werden für das Jahr 1985 auf ca.  $0,88 \cdot 10^9$  kg geschätzt. Der Anteil des Kfz-Verkehrs lag mit 21% um einiges niedriger als in der damaligen Bundesrepublik (PACZYNA et al., 1991). Für die heutige Bundesrepublik (1992) wird von  $\text{NO}_x$ -Emissionen in Höhe von ca.  $3,8 \cdot 10^9$   $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$  (berechnet als  $\text{NO}_2$ ) oder  $1,0 \cdot 10^9$   $\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{a}^{-1}$  ausgegangen. Der größte Teil der Emissionen wurde durch den Kfz-Verkehr freigesetzt (60%). Andere Quellen sind Heiz- und Kraftwerke (24%), Industrie (10%) und private Haushalte (5%). Neben den anthropogenen Quellen gibt es auch noch natürliche Quellen, deren Anteil an  $\text{NO}_x$ -Emissionen bis zu 40% der globalen Bilanz ausmachen kann (LOGAN, 1983). Zu den diese Emissionen verursachenden Prozessen gehören Blitze, Oxidation von atmosphärischem Ammonium, stratosphärische Injektionen und photolytische Prozesse in den Ozeanen, aber auch mikrobielle Prozesse in Böden werden zunehmend als  $\text{NO}$ -Quelle diskutiert (WILLIAMS et al., 1992).

In der Nacht hat  $\text{NO}$  nur eine kurze Verweildauer in der Atmosphäre, da es rasch unter Ozonverbrauch zu  $\text{NO}_2$  oxidiert wird. Am Tage hat  $\text{NO}$  eine längere Verweildauer in der Atmosphäre, da es zwar weiterhin unter Ozonverbrauch zu  $\text{NO}_2$  oxidiert wird, aber durch Photolyse von  $\text{NO}_2$  zurückgebildet wird, wobei Ozon wieder freigesetzt wird. Bei vorhandener UV-Strahlung und wenn andere Oxidanten für die Reaktion mit  $\text{NO}$  zu Verfügung stehen (z. B. Alkylperoxyradikale aus dem photochemischen Abbau von Kohlenwasserstoffen), kommt es sogar zu einer Netto-

Ozonbildung, bei der NO und NO<sub>2</sub> wie Katalysatoren wirken (NO<sub>2</sub>-Pumpe) (LAMMEL, 1993). Dieses Phänomen ist auch als Sommersmog bekannt.

NO<sub>2</sub> hat in der Atmosphäre eine Verweildauer von 6 - 48 Stunden. Sowohl NO<sub>2</sub> als auch NO sind wenig wasserlöslich und werden hauptsächlich trocken deponiert. NO<sub>2</sub> reagiert in der Atmosphäre mit dem Hydroxylradikal zu Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>), deren Verweildauer in der Atmosphäre mehrere Tage beträgt. HNO<sub>3</sub> wird sehr gut trocken und feucht deponiert (Adsorption). Ein anderer Weg der Deposition für HNO<sub>3</sub> ist das Kondensieren an vorhandenen Oberflächen oder die Neutralisation durch atmosphärisches Ammoniak, wobei sich ein aerosoler Niederschlag (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) bildet. Diese Reaktion wird durch niedrige Temperaturen und hohe Feuchte begünstigt. Die Reaktion von NO<sub>2</sub> zu HNO<sub>3</sub> ist eine der Hauptreaktionen von NO<sub>2</sub> und ist damit ein Hauptsäureproduzent in der Atmosphäre. Über Reaktionen von NO<sub>x</sub> zu u.a. Persalpetersäure oder Peroxyacrylnitrate (PAN), die beide sehr stabile Verbindungen darstellen, kann NO<sub>x</sub> über sehr weite Distanzen transportiert werden, wobei es unter entsprechenden klimatischen Bedingungen wieder in NO<sub>x</sub> umgewandelt wird (LAMMEL, 1993). Daher können nasse oder trockene NO<sub>x</sub>-Depositionen von sehr weit entfernten Emissionsquellen stammen.

Weitere Sekundärprodukte von NO<sub>x</sub> in der Atmosphäre sind Nitrite, Alkylnitrate, Nitroaromate und N-Nitrosamide, die zum Teil eine toxikologische Relevanz haben. Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) bzw. Lachgas wird aus dem Boden bei Prozessen wie der Nitrifikation und Denitrifikation in die Atmosphäre emittiert. N<sub>2</sub>O ist ein klimarelevantes Spurengas, das eine wichtige Rolle im Zusammenhang mit der Erwärmung der Erdatmosphäre (Treibhauseffekt) und dem Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre spielt und dessen atmosphärische Konzentration stetig zunimmt (ENQUETE-KOMMISSION, 1992; LAMMEL, 1993).

Durch politische Entscheidungen der letzten Jahre und neuere technische Möglichkeiten wurde ein Rückgang der NO<sub>x</sub>-Emissionen von 1985 -1995 um ca. 31 % erwartet. In den neuen Bundesländern wurde wegen des steigenden Verkehrsaufkommens mit einer Zunahme der NO<sub>x</sub>-Emissionen von ca. 5% im gleichen Zeitraum gerechnet (HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994; UBA, 1990). Die tatsächliche Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von 1985 bis 1995 (vor allem im Bereich der Industrie) beträgt nach ersten Schätzungen aber nur 20 %, womit das angestrebte Ziel von 31 % Reduktion von NO<sub>x</sub>-Emissionen für die Bundesrepublik nicht erreicht wurde (UBA, 1994).

### 2.1.3. Die Aufnahme von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanze

In Experimenten hat sich gezeigt, daß viele Pflanzen fähig sind, stickstoffhaltige Gase aus der Atmosphäre direkt aufzunehmen und in ihrem Metabolismus zu verarbeiten (HANSON AND LINDBERG, 1991). Unter anderem haben sich Sonnenblume, Mais, Tomate, einige Grasarten und vor allem verschiedene Baumarten in Versuchen als gute Rezipienten für atmosphärische Stickstoffverbindungen erwiesen. Aufgenommen wurden  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{HNO}_3$  und N-Aerosole ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) (OKANO et al., 1986; LATUS et al., 1990, HANSON AND LINDBERG, 1991).

Für  $\text{NH}_3$  ist der Hauptaufnahmeweg die Sorption durch die Blätter und den Sproß. Durch die Stomata gelangt das  $\text{NH}_3$  durch Diffusion in die Interzellularräume, von wo es über die Lösung in Wasser (Umwandlung in  $\text{NH}_4^+$ ) in den Stickstoffmetabolismus der Pflanze aufgenommen wird (VAN HOVE et al., 1987). Deutliche Reduktionen des  $\text{NH}_3$ -Einstromes ergeben sich daher durch Schließung der Stomata nachts oder bei Wasserstreß (HARPER et al., 1989). Der  $\text{NH}_3$ -Einstrom in das Blatt hängt von der Konzentration von Ammoniak in der Atmosphäre und den Partialdrücken innerhalb und außerhalb der Pflanze ab. Schon bei einer natürlichen, d. h. vom Menschen unbeeinflussten  $\text{NH}_3$ -Konzentration nehmen Pflanzen  $\text{NH}_3$  auf. Bei atmosphärischen Konzentrationen ist die Aufnahme allerdings zu gering, als daß eine ausreichende Ernährung durch die Luft gewährleistet werden könnte (RAVEN, 1988). Bei höheren Konzentrationen von Ammoniak in der Atmosphäre können Pflanzen auch dann noch wachsen, wenn ihnen nur gasförmiges Ammoniak als Stickstoffquelle zur Verfügung steht (FALLER, 1972). Viele Pflanzen zeigen eine zu der Konzentration direkt proportionale  $\text{NH}_3$ -Aufnahme, die allerdings einen Kompensationspunkt aufweist, von dem ab die Pflanzen  $\text{NH}_3$  emittieren, statt es aufzunehmen. Der Kompensationspunkt ist u.a. von der Pflanzenart, dem Pflanzenalter und dem N-Status abhängig, so daß beispielsweise bei Reifeprozessen gedüngter Pflanzen erhöhte  $\text{NH}_3$ -Emissionen auftreten können (SCHJOERRING et al., 1991). Der Aufnahmemechanismus von Pflanzen für  $\text{NH}_4^+$  ist komplizierter als der für  $\text{NH}_3$ . Meßtechnisch ist es sehr schwer, die Deposition von  $\text{NH}_3$  und  $\text{NH}_4^+$  zu unterscheiden, da beide die gleiche Form annehmen, sobald sie auf der Oberfläche deponiert sind (HANSON AND LINDBERG, 1991). Vermutet wird, daß die Aufnahme von  $\text{NH}_4^+$  über die Poren der Kutikula der Blattoberfläche erfolgt (HEIL et al., 1989; GARTEN AND HANSON, 1990).

Untersuchungen haben gezeigt, daß auch der Hauptteil von  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$  über Diffusion in die Stomata in die Pflanze gelangt (SAXE, 1986; OKANO et al., 1988). Allerdings konnte nachgewiesen werden, daß ein nicht zu vernachlässigender Teil über die Kutikula der Pflanze aufgenommen wird (KISSER-PRIESACK et al., 1987).  $\text{NO}$  wird zu einem geringeren Teil aufgenommen als  $\text{NO}_2$ , und die Aufnahmerate ist

von der Konzentration von NO in der Außenluft sowie der Konzentration innerhalb der Pflanze abhängig. Ab einem nachgewiesenen Kompensationspunkt kommt es zu einer Adsorption des NO an der Blattoberfläche (HANSON AND LINDBERG, 1991). Auch für NO<sub>2</sub> ist die Aufnahme von der Konzentration des NO<sub>2</sub> in der Außenluft abhängig. Ein Kompensationspunkt konnte für NO<sub>2</sub> nur für einige Pflanzen nachgewiesen werden (JOHANSSON, 1987; LATUS et al., 1990; SEGSCHNEIDER, 1994). Außerdem hat sich gezeigt, daß großblättrige Pflanzen - wie viele landwirtschaftlich genutzte Pflanzen - mehr NO<sub>2</sub> aufnehmen als z. B. Nadelbäume (HANSON AND LINDBERG, 1991). HNO<sub>3</sub> wird in größeren Mengen als NO oder NO<sub>2</sub> auf den Pflanzenoberflächen deponiert und von der Pflanze aufgenommen, was sich vor allem mit der hohen Depositionsgeschwindigkeit von HNO<sub>3</sub> erklären läßt (HANSON AND LINDBERG, 1991). Die Aufnahme von HNO<sub>3</sub> erfolgt primär über die Kutikula und nicht wie bei NO und NO<sub>2</sub> über die Stomata (VOSE AND SWANK, 1990). Die Aufnahme von NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ist schwer einzuschätzen, da sie sich mit den heutigen Meßmethoden nicht separat von HNO<sub>3</sub> erfassen läßt (HANSON AND LINDBERG, 1991). Ein weiterer Aufnahmeweg für atmogene Stickstoffverbindungen in die Pflanze ist die nach der Deposition auf den Boden mögliche Aufnahme durch die Wurzel. Dies scheint sogar der Hauptaufnahmeweg von atmogenem Stickstoff in die Pflanzen zu sein, wie Untersuchungen von OKANO et al. (1986) für NO<sub>2</sub> gezeigt haben. Die löslichen Stickstoffformen sowie die eingetragenen NH<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Aerosole werden in Wasser gelöst und können von heterotrophen Bakterien in organische Bindungsformen überführt oder durch Tonminerale fixiert werden. Außerdem wird NH<sub>4</sub><sup>+</sup> direkt von den Pflanzen aufgenommen (HAYNES AND GOH, 1978). Der größte Teil des eingetragenen Ammoniums wird in Nitrat umgewandelt (Nitrifikation) und kann dann ebenfalls leicht von den Pflanzen aufgenommen werden. Die atmosphärisch eingetragenen Stickoxide (NO, NO<sub>2</sub>) und HNO<sub>3</sub>, PAN etc. werden in organische Bodensubstanz eingebaut oder in Nitrat umgewandelt und stehen dann den Pflanzen zur Verfügung. Welche der beiden Formen des Stickstoffes von den Pflanzen bevorzugt aufgenommen wird, hängt u.a. vom pH-Wert des Bodens, von der Temperatur im Wurzelbereich, von der Wurzeltiefe, von der Wurzelmykorrhizierung, von den jeweiligen Ionenkonzentrationen und der Pflanzenart ab. Es hat sich gezeigt, daß NO<sub>3</sub><sup>-</sup> bevorzugt von schnellwachsenden einjährigen Pflanzen aufgenommen wird, während sich mehrjährige, langsam wachsende Pflanzen durch eine bessere NH<sub>4</sub><sup>+</sup> Verwertung auszeichnen (HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994).

Zu hohe Konzentrationen von NH<sub>3</sub> und NO<sub>x</sub> können Pflanzen schädigen. Dies reicht von Schädigungen einzelner Pflanzenorgane wie Blätter, Blüten, Knospen oder Früchte über totale Wachstumshemmungen, Verschiebung des Sproß-Wurzel-Verhältnisses bis zu erhöhten Mortalitätsraten. Zu den indirekten Folgen zählen die

niedrigere Resistenz gegen Streßfaktoren wie Trockenheit, Frost, Tierfraß oder Pilzbefall (HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994). Übersichtsarbeiten zu diesem Thema finden sich bei HANSON AND LINDBERG (1991) sowie bei HADWIGER-FANGMEIER et al. (1994).

#### 2.1.4. Depositionsformen von Stickstoff

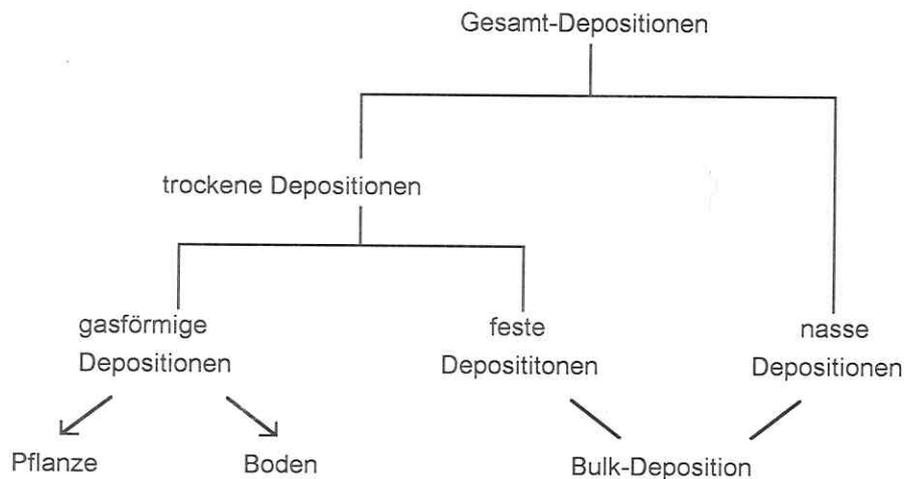


Abbildung 2.1: Depositionsformen des atmosphären Stickstoffes

##### Gasförmige Depositionen:

Die gasförmigen Depositionen beinhalten alle nicht gebundenen, freien stickstoffhaltigen Gase, wie z. B.  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{HNO}_3$ . Ammoniak bildet bei gasförmigen Depositionen fast immer den Hauptanteil (ASMAN, 1993).

Gasförmige Deposition gelangt über zwei Wege in das Boden-Pflanze-System, über den Boden und über die Pflanze. Die gasförmige Deposition in die Pflanze wurde unter Laborbedingungen schon mehrfach untersucht (z. B. OKANO et al., 1986; SEGSCHEIDER, 1994). Reale Messungen der gasförmigen Deposition in die Pflanze unter Feldbedingungen gibt es nicht, sondern über Modellrechnungen werden aus mikrometeorologischen Messungen von Immissionskonzentrationen grobe

Aufnahmeraten von gasförmigen Stickstoffverbindungen in Feldbestände abgeschätzt (GOULDING, 1986; ASMAN, 1993). Gasförmige Depositionen in den Boden sind ebenfalls bisher kaum gemessen worden. Die üblichen Bestimmungen von gasförmigen Depositionen in den Boden werden ebenfalls aus mikrometeorologischen Messungen auf Depositionen auf den Boden umgerechnet. Die gasförmige Deposition in den Boden soll mit den unter Punkt 3.2.2. beschriebenen Passivsammlern ermittelt werden.

HOSKER AND LINDBERG (1982) haben gasförmige Stickstoffverbindungen in drei Gruppen unterteilt:

- (a) Verbindungen, die schnell an diversen Oberflächen adsorbieren ( $\text{HNO}_3$ ,  $\text{NH}_3$ );
- (b) Verbindungen, die hauptsächlich über Diffusion in die Stomata der Blätter ausgetauscht werden ( $\text{NO}_2$  und zum Teil  $\text{NH}_3$ );
- (c) Verbindungen, die sehr langsame oder keine Wechselwirkungen mit Pflanzen eingehen ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ).

#### **Feste Depositionen:**

Die festen Depositionen beinhalten die festen Stickstoffverbindungen (Ammoniumsulfat bzw. Ammoniumnitrat) und die gasförmigen Stickstoffverbindungen, die an Staubpartikel gebunden sind (Aerosole). Feste stickstoffhaltige Stoffe gelangen durch Ablagerungen auf der Pflanzenoberfläche und auf dem Boden in das Boden-Pflanze-System. Aus dem Boden können sie wiederum von der Pflanze aufgenommen werden. Feste Depositionen werden selten aktiv in die Pflanze oder den Boden eingetragen, da sie zu groß sind, um z. B. in die Stomataöffnungen der Pflanzen zu gelangen. Außerdem müssen sie chemisch erst in eine solche Form gebracht werden, daß Pflanzen oder auch Bakterien oder andere mikrobielle Organismen in der Lage sind, sie aufzunehmen (z. B. Lösung in Wasser). Die festen Depositionen werden in der Literatur häufig als sehr klein und damit vernachlässigbar gegenüber den anderen Depositionsformen angesehen. Im Bulk-Sammler werden die festen Depositionen zusammen mit den nassen und einem Teil der gasförmigen Depositionen erfaßt.

#### **Nasse Depositionen:**

Die nasse Stickstoffdeposition beinhaltet die im Niederschlag gelösten Stickstoffverbindungen, wie z. B.  $\text{NH}_4^+$  oder  $\text{NO}_3^-$ . Diese gelangen hauptsächlich

über den Niederschlag auf den Boden in das Boden-Pflanze-System. Ein kleiner Teil des Niederschlages wird auch direkt auf der Pflanze abgelagert. Bei der nassen Deposition wird manchmal noch der Unterschied zwischen Niederschlägen und Nebel bzw. Schnee getroffen. Für bestimmte Gebiete und Ökosysteme (Küstengebiete bzw. Wald) ist diese Unterscheidung sinnvoll (MORRIS, 1991). Die nasse Deposition stellt im Normalfall den Hauptanteil der Stickstoffdepositionen (s. u.). In den Wet-Only-Sammlern wird nur die nasse Deposition erfaßt, und in den Wet-Dry-Sammlern werden die trockene und die nasse Deposition separat erfaßt.

### **Gesamt-Depositionen**

Die Gesamt-Deposition ist die Summe aus den nassen, gasförmigen und festen Depositionen. In der Literatur wird selten von Gesamt-Depositionen gesprochen. Das liegt daran, daß der Anteil der festen, aber auch der gasförmigen Depositionen gegenüber dem der nassen Depositionen als vernachlässigbar gering und zu aufwendig zu messen angesehen wird (SCHATZMANN, 1994). Daher werden in der Praxis oft nur die nassen Depositionen gemessen, während die anderen Depositionen ignoriert werden (ISERMANN, 1992a; SCHATZMANN, 1994). Wenn in Untersuchungen in der Literatur die gasförmigen und festen Depositionen doch erfaßt wurden, werden sie häufig als trockene Depositionen zusammengefaßt. Die Angaben in der Literatur schwanken für nasse Depositionen von 30 -50  $\text{kg}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  und für trockene Depositionen von ca. 5 - 17  $\text{kg}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  (GRENNFELT, 1983; GRENNFELT AND HULTBERG, 1986; SCHULZE, 1989). Obwohl in diesen Angaben die nassen Depositionen die trockene Depositionen jeweils übersteigen, hängt es stark von der Art der Quelle, der Lage und den klimatischen Bedingungen ab, welche der Depositionsformen überwiegt (LOVETT, 1991; LINDBERG et al. 1990). Die Gesamt-Deposition wird aus den jeweils gemessenen Teildepositionen errechnet, was in der Praxis bedeutet, daß die nasse Deposition oder die im Bulk-Sammler gemessene Deposition als Gesamt-Deposition behandelt wird.

### 2.1.5. Methoden der Depositionsmessung

#### Direkte Meßmethoden

##### Mikrometeorologische Messungen

Bei der Messung mit mikrometeorologischen Meßmethoden werden Konzentrationsgradienten einzelner luftgetragener Stoffe gemessen und über Modellrechnungen Stoffflüsse bestimmt, die sich auf Immissionskonzentrationen auf den Boden oder die Vegetation umrechnen lassen (SEHMEL, 1980). Mit mikrometeorologischen Messungen können nur gasförmige Depositionen bestimmt werden. Die Messungen mit mikrometeorologischen Methoden sind sehr präzise, stellen aber, da sie aufwendig und teuer sind nur Punktmessungen dar. Außerdem basieren die errechneten Stickstoffflüsse auf Modellvorstellungen, die nicht real sind und somit zu falschen Einschätzungen der Deposition führen können.

##### Passivsammler

Das Prinzip der Passivsammler besteht darin, daß ein Medium oder Substrat passiv dem Einfluß der Atmosphäre ausgesetzt wird, so daß sich dort deponierte Stoffe akkumulieren. Das jeweils absorbierende Medium sollte dabei dem simulierten Medium so ähnlich wie möglich sein. Der in dieser Arbeit benutzte Passivsammler zur Messung gasförmiger Depositionen in den Boden wird unter 3.2.2. beschrieben. Gasförmige Stickstoffeinträge, die hauptsächlich über die mikrobielle Aktivität in den Boden aufgenommen werden (wie. z. B. bei der biologischen Stickstofffixierung von  $N_2$ ), können mit diesem Sammler nicht erfaßt werden.

##### Bulk-Sammler

Der Bulk-Sammler ist ein nach oben offenes Gefäß, das somit alle nassen, festen und auch einen Teil der gasförmigen Depositionen erfaßt. Der Anteil der gasförmigen Depositionen ist nicht sehr groß, da die gasförmigen Stickstoffverbindungen nur im geringen Maße über die Wasseroberfläche der Bulk-Sammler absorbiert werden. So werden in den Bulk-Sammlern tatsächlich weniger Depositionen erfaßt als in der Summe der Einzeldepositionen (DILLON et al., 1988).

### Wet-Only-Sammler

Mit dem Wet-Only-Sammler werden nur die nassen Depositionen erfaßt. Die zum Niederschlagszeitpunkt in der Atmosphäre befindlichen gasförmigen und festen Depositionen, die im Niederschlag gelöst sind oder ihm anhaften, werden auch eingetragen.

### ITN-Meßsystem

Das in dieser Arbeit unter Kapitel 4.2. vorgestellte ITN-Meßsystem (Integrale Totale N = ITN) ist ein Meßsystem, mit dem alle Formen von deponiertem Stickstoff in ein Boden-Pflanze-System gemessen werden. Es bedeutet, daß auch gasförmige Depositionen von atmosphärischen Stickstoffverbindungen in die Pflanze und in den Boden sowie der über mikrobielle Aktivität in den Boden aufgenommene Luftstickstoff erfaßt werden. Alle einzelnen Depositionsformen führen integral über einen gewissen Zeitraum zu einem Gesamtstickstoffeintrag, der über die  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnung bestimmt wird.

### Indirekte Meßmethoden der Depositionsmessung

Neben den direkten Meßmethoden der atmosphärischen Stickstoffdeposition gibt es auch die Möglichkeit, die Stickstoffdeposition indirekt durch Messung anderer Daten zu gewinnen.

#### Abschätzung aus Emissionsdaten

Die durchschnittliche Emissionsbelastung in der Bundesrepublik lag im Jahr 1992 bei ca.  $1,6 \cdot 10^9 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ N}$ . Dabei sind etwa 30% Ammoniak/Ammonium-Depositionen ( $0,6 \cdot 10^9 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ ) und etwa 70%  $\text{NO}_x$ -Depositionen ( $1,0 \cdot 10^9 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ NO}_x\text{-N}$ ) (UBA, 1994). Geht man davon aus, daß etwa 50 % der Emissionen exportiert werden, aber gleichzeitig etwa  $0,6 \cdot 10^9 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ N}$ , also etwa ein Drittel der Menge der eigenen Emissionen, aus den umliegenden Ländern importiert werden (ASMAN AND JAARSVELT, 1990; HADWIGER-FANGMEIER et al., 1994; ASMAN 1996), ergibt sich für die Bundesrepublik eine Stickstoff-Gesamt-Deposition von etwa  $1,4 \cdot 10^9 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ N}$ . Bei einer Fläche der Bundesrepublik von ca.  $35,7 \cdot 10^6 \text{ ha}$  ergibt sich daraus eine rechnerische Durchschnittsdeposition von  $39 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Diese Rate liegt um 10

$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  höher als die vom Umweltbundesamt ermittelte durchschnittliche Depositionsrate von  $29 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$   $\text{NH}_y$ - und  $\text{NO}_x$ -Depositionen.

Die  $\text{NH}_y$ -Depositionen treten dabei vermehrt in ländlichen Gebieten auf, während die  $\text{NO}_x$ -Depositionen verstärkt in Ballungsräumen zu finden sind. Die Belastung kann also lokal sehr unterschiedlich sein, so daß es neben Reinluftgebieten mit niedrigeren Stickstoffbelastungen auch Gebiete mit deutlich höheren Stickstoffbelastungen als  $39 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  gibt (z.B. Waldgebiete mit  $20 - 80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ , ISERMANN UND ISERMANN, 1995a).

#### Abschätzung der Stickstoffdepositionen aus Stickstoffbilanzen

Aus langjährigen Feldversuchen (sogenannten Dauerversuchen) mit detaillierten Informationen über die Stickstoffbilanzen läßt sich die Höhe der atmosphärischen Stickstoffdepositionen an diesen Standorten abschätzen. Diese Berechnungen für den „Statischen Düngungsversuch“ am Standort Bad Lauchstädt ergaben jährliche Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre von etwa  $50 - 60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  (KÖRSCHENS, 1993). Die langjährigen Feldversuche der Versuchsstation an der Rothamsted Experimental Station ergaben ebenfalls Depositionsraten von etwa  $44 - 48 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  (POWLSON et al., 1986; GOULDING, 1990). Auch Dauerversuche an anderen europäischen Standorten belegen jährliche Stickstoffdepositionen in diesen Größenordnungen (KÖRSCHENS, 1990).

#### 2.1.6. Nitratverlagerung im Boden

Anorganischer Stickstoff liegt im Boden durch die kontinuierlich ablaufenden Prozesse der Mineralisierung und der Nitrifikation in Form von Ammonium und Nitrat vor. Aufgrund der Ladungsverhältnisse in den Böden des gemäßigten Klimabereiches, in denen Dreischichtminerale vorherrschen und die negative Ladung meist größer ist als die positive Ladung, sowie aufgrund der Kationenaustauscher-Eigenschaften von Böden wird das positiv geladene Ammonium im Boden festgehalten. Wegen seiner negativen Ladung bei gleichzeitig hoher Wasserlöslichkeit wird das Nitrat im Boden zum Teil schneller verlagert als das neutrale Wasser (Russow et al., 1995b). Bei hohen Stickstoffmengen im Boden stellt die Nitratauswaschung eine Belastung für das Grundwasser und damit eine potentielle Gefahr für die Gewinnung von Trinkwasser dar. Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser liegt seit Mitte 1986 in der Europäischen Gemeinschaft bei  $50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ , was einer Menge von  $11,3 \text{ mg Nitrat-N/l}$  entspricht, in den U.S.A. mit  $10 \text{ mg Nitrat-N/l}$  etwa gleich (KEENEY, 1982). Diese Grenzwerte sind festgesetzt worden,

weil höhere Nitratgehalte im Trinkwasser Methämoglobinämie bei Kleinkindern verursachen können (HUBBARD AND SHERIGAN, 1989; SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1992) und die mögliche - wenn auch umstrittene - Gefahr der Bildung von potentiell cancerogenen Nitrosaminen besteht. Gerade auf dem Gebiet der ehemaligen DDR sind die Nitratgehalte von Grund- und Trinkwasser zum Teil bedenklich hoch (BIERMANN, 1995). Überschreitungen von Trinkwassergrenzwerten finden dabei vorwiegend in landwirtschaftlich bzw. gärtnerisch genutzten Gebieten statt (BIERMANN, 1995).

Der größte Teil des anorganischen Stickstoffes im Boden liegt in Form von Nitrat in einer für die Pflanzen leicht aufzunehmenden Form vor. Gerade an den Wurzeln macht das eine schnelle Aufnahme durch die Pflanzen möglich. Auf der anderen Seite ist die hohe Löslichkeit von Nitrat in Wasser auch problematisch, denn wenn das Nitrat den durch die Pflanzenwurzeln erreichbaren Bereich von 60 - 240 cm (je nach Bodenart) (CAMPBELL et al., 1994) verlassen hat, wird es direkt ins Grundwasser transportiert (Nitratverlagerung). Nitratverlagerung ist mittlerweile neben der Ammoniakverdunstung und der Denitrifikation eine der größten Verlustquellen für Stickstoff im Boden. Ca. 97 % des ausgewaschenen Stickstoffes liegen in Form von Nitrat vor (LOWRANCE, 1992). Die Nitratverlagerung wird von sehr vielen Faktoren beeinflusst.

Einen großen Einfluß auf die Nitratverlagerung haben die Bodenart und die Bodenform. Leichte, sandige Böden zeigen sehr viel höhere Sickerung und damit Nitratverlagerung als tiefgründige Böden aus Löß oder Lehm (MÜLLER et al., 1991; ENGELS UND KUHLMANN, 1993). Schwarzerdeböden haben somit ein geringeres Risiko von Nitratverlagerung (KÖRSCHENS, 1993). Die größere Tiefe der Durchwurzelung in tiefgründigen Böden trägt ebenfalls zu einem geringeren Nitratverlagerung bei (MÜLLER et al., 1991). Ein weiterer Faktor ist die Bodenstruktur, d. h. das Vorhandensein von Makroporen wie Regenwurmgingen, Wurzelkanälen, Rissen etc.. Diese ermöglichen eine bevorzugte Wasserbewegung (preferential flow) und damit schnellere Nitratverlagerung, da ein Teil des Wassers schneller in die tieferen Bodenschichten gelangt. Bei feinstrukturiertem Boden bewegt sich das Wasser sehr viel langsamer durch die Feinporen oder Mikroporen, und die Nitratverlagerung wird verzögert (PRIEBE AND BLACKMER, 1989; GYSI, 1994). Ein weiterer wichtiger Einflußfaktor ist die Menge des Niederschlages und die daraus resultierende Sickerwassermenge (MÜLLER et al., 1991), denn das Sickerwasser transportiert das sehr wasserlösliche Nitrat durch den Boden in das Grundwasser. Wie schnell das Nitrat das Grundwasser erreicht, hängt u. a. von der Tiefe des Grundwasserspiegels und der Menge des Niederschlages bzw. des daraus gebildeten Sickerwassers ab (SCHNEIDER UND HAIDER, 1991). Die höchsten Sickerwassermengen treten zwischen Herbst und Frühjahr auf, da dann die

Evapotranspiration gering ist (Niederschläge sind größer als die Verdunstung). Diese theoretische Aussage hat sich in mehreren Untersuchungen bestätigt, in denen jeweils die höchsten Nitratauswaschungen im Herbst und Frühjahr nach einer Stickstoffapplikation gefunden wurden (LOWRANCE, 1992; SCHNEIDER UND HAIDER, 1992; BAKER AND TIMMONS, 1994). Bei Böden, die regelmäßig durchfrieren, scheint der Mechanismus komplizierter zu sein, und Verluste durch Denitrifikation treten gegenüber den Verlusten durch Nitratauswaschung in den Vordergrund (HEANEY AND NYBORG, 1988).

Der Effekt der Nitratverlagerung durch das Sickerwasser von Herbst bis zum Frühjahr wird durch den Umstand verstärkt, daß viele Flächen im Herbst und Winter nicht bepflanzt sind, wodurch der Pflanzenentzug entfällt und somit mehr Nitrat verlagert werden kann. Zur Verminderung dieses Effektes wurden Versuche mit Gründüngungspflanzen oder Zwischenfrüchten (catch crops bzw. cover crops) im Herbst angesetzt, und es hat sich gezeigt, daß durch den Stickstoffentzug der Gründüngungspflanzen deutliche Verminderungen der Nitratauswaschung erreicht werden konnten (JÄGGLI, 1978; SÖRENSEN, 1992; ENGELS UND KUHLMANN, 1993). Deutlichen Einfluß auf die Höhe des Stickstoffentzuges haben die einzelnen Pflanzenarten (ENGELS UND KUHLMANN, 1993). Gleichzeitig mit der verringerten Verlagerung von Nitrat kann man durch den Anbau solcher Gründüngungspflanzen die Erosion vermindern und die Bodenstruktur verbessern, wobei aber andere Mineralstoffe verlorengehen können (MILLER et al., 1994).

In neueren Untersuchungen hat sich gezeigt, daß die allgemeinen Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Bewirtschaftungsorganisation einen erheblichen Einfluß auf die Nitratverlagerung haben (GUTSER, 1987; CAMPBELL et al., 1994). Eine gute Terminplanung der 1. Düngung kann die Nitratverlagerung und damit auch den Verlust von Dünger stark reduzieren (Matzel, 1990). Untersuchungen von TRACY et al. (1990), ANGLE et al. (1993), BAKER AND TIMMONS (1994) und CLAY et al. (1994) bestätigen, daß sich über die Methode, nach welcher Dünger auf das Feld aufgebracht wird, die Menge an ausgewaschenem Nitrat zum Teil stark beeinflussen läßt. Wichtig ist neben der Aufbringungsmethode auch die Form des aufgetragenen Düngestickstoffes und der Aufbringungszeitpunkt im Verhältnis zum nächsten Niederschlag (CLAY et al., 1993; CLAY et al., 1994).

Dagegen hat die Menge des applizierten Mineraldüngers keinen signifikanten Einfluß auf die Stickstoffauswaschung (HEANEY AND NYBORG, 1988; MACDONALD et al., 1989; Vos et al., 1994). Größeren Einfluß hat die aus der organischen Substanz mineralisierte  $N_{an}$ -Menge im Boden, denn der  $N_{an}$ -Gehalt des Bodens im Spätherbst konnte eindeutig mit Stickstoffverlusten bis zum Frühjahr korreliert werden (JÄGGLI, 1985; MÜLLER et al., 1989). Auch eigene Untersuchungen auf einer

Güllehochlastfläche mit extrem hoher organischer Bodensubstanz (OBS) bestätigen dieses Ergebnis (vgl. Kapitel 5; STRAS, 1995).

In diesem Zusammenhang müssen die Flächenstilllegungen und Flächenextensivierungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in ganz Europa besonders kritisch betrachtet werden. Obwohl die Brache auch positive Aspekte bietet, wie geringere Biozid-Belastung oder fehlende Stickstoffapplikation (BERNHARD, 1990), besteht das Problem, daß sich auf den bewirtschafteten Flächen durch die langjährigen hohen Stickstoffgaben ein hohes Stickstoffpotential im Boden gebildet hat. Mit fehlendem Stickstoffentzug durch Pflanzen wird daher die Gefahr von Nitratauswaschungen steigen. Dies hat sich in Versuchen von GYSI (1994) bestätigt, bei denen unter der Brachfläche dreimal soviel Stickstoff ausgewaschen wurde wie unter einer bewirtschafteten Fläche. Auch in Untersuchungen von MEISSNER et al. (1993), bei denen im ersten Jahr nach der Flächenstilllegung bis zu dreimal mehr Stickstoff ausgewaschen wurde als bei Flächen, die normal bewirtschaftet wurden, bestätigten sich diese Aussagen. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse ist eine vernünftige Organisation der Flächenextensivierungen und -stilllegungen dringend notwendig.

## 2.2. Die $^{15}\text{N}$ -Isotopentracermethode

### Das Prinzip der Isotopentracermethoden

Das Ziel der Benutzung von Tracern ist es, ein Atom, ein Molekül oder einen Stoffpool so zu markieren, daß es von den anderen zu unterscheiden ist. So ist es möglich dieses Atom, Molekül oder diesen Pool in oder nach einem chemischen, biologischen, biochemischen oder physikalischen Prozeß zu verfolgen und wiederzufinden.

Eine Möglichkeit, Atome und Moleküle zu markieren, liegt in den verschiedenen Isotopen der Elemente. Dabei stehen radioaktive und/oder stabile Isotope zur Verfügung. Auf radioaktive Isotope wird hier nicht weiter eingegangen, da sie durch die von ihnen ausgehende radioaktive Strahlung eine potentielle Gefahr darstellen, was das Arbeiten mit ihnen sehr aufwendig macht.

Stabile Isotope kommen in bestimmten Teilen der Natur (z. B. N in der Atmosphäre) in einer zeitlich konstanten Häufigkeitsverteilung vor. Die dort beobachtete Häufigkeit bezeichnet man dann als die natürliche Häufigkeit des jeweiligen

Isotopes. Jede Anreicherung oder Abreicherung von einem der jeweiligen Isotope gegenüber der natürlichen Häufigkeit (Standard) stellt dann eine Markierung dar.

Es gibt zwei elementare Voraussetzungen, um einen Stoff als Tracer benutzen zu können. Die erste Voraussetzung ist die der gleichen chemischen Eigenschaften des Tracers und des zu markierenden Stoffes. Da die chemischen Eigenschaften eines Elementes hauptsächlich von seiner Kernladungszahl bestimmt werden, ist diese Voraussetzung bei verschiedenen Isotopen eines Elementes gegeben. Geringfügige Unterschiede ergeben sich aus den verschiedenen Massenzahlen der einzelnen Isotope eines Elementes. Das Isotop mit der geringeren Masse besitzt im Vergleich mit dem Isotop der höheren Masse eine etwas höhere Nullpunktsenergie. Das führt z. B. in chemischen Reaktionen zu sehr geringfügig anderen Gleichgewichtseinstellungen (thermodynamischer Isotopieeffekt) und etwas höheren Reaktionsgeschwindigkeiten (kinetischer Isotopieeffekt).

Die zweite Voraussetzung ist, daß der Tracer vom normalen Element trotz der gleichen chemischen Eigenschaften noch zu unterscheiden, d. h. meßbar ist. Diese Möglichkeit besteht durch physikalische Isotopieeffekte, die nur durch die unterschiedlichen Massenzahlen der Nukleide der Isotopen zustande kommen, wie verschiedene Dichte, Wärmeleitfähigkeit oder unterschiedliches Lichtemissionsverhalten.

Bei der Anwendung von Isotopen als Tracern spielen die Isotopieeffekte keine Rolle, da sie gegenüber der Markierung des jeweiligen Elementes vernachlässigbar gering sind. Stabile Isotope, die in der Forschung benutzt werden, sind u. a. Deuterium ( $^2\text{H}$ ),  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ ,  $^{17}\text{O}$ ,  $^{18}\text{O}$  und  $^{34}\text{S}$ .

### Das $^{15}\text{N}$ -Stickstoffisotop

Für Stickstoff gibt es neben dem stabilen Isotop  $^{14}\text{N}$  („normales“ Element) auch das stabile Isotop  $^{15}\text{N}$ . Beide treten in relativ konstantem Verhältnis in der Atmosphäre auf, das für  $^{14}\text{N}$  bei 99,6337 At.-% und für  $^{15}\text{N}$  bei 0,3663 At.-% liegt. Das radioaktive Isotop  $^{13}\text{N}$  mit einer Halbwertszeit von wenigen Minuten ist nur von untergeordneter Bedeutung.

Die chemischen Isotopieeffekte sind für  $^{15}\text{N}$  gering, da der relative Massenunterschied der Stickstoffatome  $^{14}\text{N}$  und  $^{15}\text{N}$  (Molmasse von  $^{14}\text{N}$  = 14,003 g/mol, Molmasse  $^{15}\text{N}$  = 15,010 g/mol) sehr klein ist. Sie spielen nur im Bereich der natürlichen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit eine Rolle. Benutzt man das  $^{15}\text{N}$ -Isotop als Tracer, d. h. arbeitet man mit  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten über 0,5 At.-%  $^{15}\text{N}$ , sind chemische Isotopieeffekte zu vernachlässigen.

### Bestimmung der $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit

Zwei Meßverfahren zur Bestimmung der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit haben sich heute durchgesetzt. Das eine ist die Massenspektroskopie (vorzugsweise mit Magnet-Sektorfeld-Massenspektrometer), die die massenabhängige Ablenkung von in einer Ionenquelle erzeugten positiven Ionen in einem Magnetfeld nutzt, um Moleküle verschiedener Masse zu trennen. Diese Methode ist durch die Benutzung von hochentwickelten Geräten sehr arbeitsaufwendig und relativ teuer. Allerdings können heute durch Entwicklungsarbeit der letzten 20 Jahre sehr kleine Stickstoffgehalte bei hohen Probendurchsätzen weitgehend automatisch gemessen werden, d. h. die Effektivität der Geräte nimmt zu. Man setzt diese Methode vorzugsweise in der Isotopenanalytik ein, wenn die Isotopenhäufigkeiten nahe dem natürlichen Bereich liegen (MULVANEY, 1993). Die zweite Methode ist die Methode der optischen Emissionsspektroskopie. Dabei wird zur Bestimmung des Verhältnisses von  $^{14}\text{N}$  zu  $^{15}\text{N}$  die verschiedene Intensität der Elektronenschwingungsbanden von angeregten Stickstoffmolekülen, die für  $^{14}\text{N}^{14}\text{N}$  bei 297,7, für  $^{14}\text{N}^{15}\text{N}$  bei 298,3 nm und für  $^{15}\text{N}^{15}\text{N}$  bei 298,9 nm liegen, genutzt. Diese Methode ist kostengünstiger als die Massenspektrometrie und eignet sich vor allem für Messungen mit Häufigkeiten von mehr als 0,5 At.-% (PRESTON, 1993). Für beide Meßmethoden ist es notwendig, daß der Stickstoff in molekularer Form vorliegt, was für die einzelnen Meßverfahren und die verschiedenen Meßgeräte mit unterschiedlichem Aufwand bei der Probenvorbereitung verbunden ist.

### Die Anwendung der $^{15}\text{N}$ -Isotopentracermethode

Für die Auswertung von Traceruntersuchungen gibt es zwei prinzipiell unterschiedliche Wege. Eine Auswertung über Bilanzrechnungen ist möglich, wenn in dem untersuchten System alle Stickstoffpools repräsentativ beprobt werden können und möglichst keine Stickstoffverluste auftreten. Wenn sich nicht alle Stickstoffpools repräsentativ beproben lassen oder erhebliche undefinierte Stickstoffverluste auftreten, kann die Isotopenverdünnungsmethode zur Auswertung herangezogen werden.

Viele Isotopentracermethoden beruhen auf dem Isotopenverdünnungsprinzip. Die Isotopenverdünnung ist ein Sonderfall der Isotopenmischung, der sich auf nur zwei Stickstoffpools, einen markierten und einen mit natürlicher Häufigkeit, bezieht. Die Grundgleichung der Isotopenmischung lautet:

$$N_1 * a_1 + N_2 * a_2 + \dots = N_{\text{ges}} * a_m \quad [2.1]$$

- $N_1$  - Stickstoffmasse (in mol) des Pools 1  
 $a_1$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in Pool 1  
 $N_2$  - Stickstoffmasse (in mol) des Pools 2  
 $a_2$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in Pool 2  
 $N_{\text{ges}}$  - gesamte Stickstoffmasse (in mol) in dem gemischten Pool  
 $a_m$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in dem gemischten Pool

Liegen mehrere Stickstoffpools vor, so läßt sich die Gleichung um beliebig viele Glieder erweitern. Geht man davon aus, daß sich die einzelnen Stickstoffpools, die mit jeweils einer anderen Häufigkeit vorliegen, homogen mischen, läßt sich die Mischhäufigkeit des gemeinsamen Pools mit der Gleichung 2.1 berechnen, wenn die anderen Gleichungsglieder bekannt sind.

Repräsentiert einer dieser Pools den Stickstoff aus der Atmosphäre, läßt sich die Gleichung 2.1 vereinfachen, wenn man den Begriff der „Excesshäufigkeit“,  $a'$  einführt (Gleichung 2.2 und 2.3).

$$a' = a - 0,366 \quad [2.2]$$

- $a'$  -  $^{15}\text{N}$ -Excesshäufigkeit  
 $a$  - absolute  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit  
 0,366 - natürliche  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Luftstickstoffes in At.-%

$$N_1 * a_1' + \dots = N_{\text{ges}} * a_m' \quad [2.3.]$$

- $N_1$  - Stickstoffmasse (in mol) des Pools 1  
 $a_1'$  -  $^{15}\text{N}$ -Excesshäufigkeit in Pool 1  
 $N_{\text{ges}}$  - gesamte Stickstoffmasse (in mol) in dem gemischten Pool  
 $a_m'$  -  $^{15}\text{N}$ -Excesshäufigkeit in dem gemischten Pool

Weil  $a'$  des Luftstickstoffes gleich Null ist, reduziert sich die Anzahl der zu bestimmenden Gleichungsglieder, und die Gleichung vereinfacht sich.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1. Stickstoffanalytik

##### 3.1.1. Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}/^{15}N_{\text{ges}}$ ) mittels Elementaranalysator-Quadrupol-Massenspektrometer-Kopplung

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffes im Pflanzenmaterial, in den Algen und im Boden erfolgte durch Verbrennung in einem mit einem Quadrupolmassenspektrometer (QP2000, *Schimadzu Corp.*) gekoppelten Elementaranalysator (Vario EL, *ELEMENTAR GmbH*, Deutschland). Dabei wurden etwa 5 bis 10 mg trockenes Pflanzenmaterial oder Algen in ca. 1 cm<sup>3</sup> große Zinnschiffchen eingewogen. Für die Bodenproben wurden 50 - 80 mg trockener Boden in ca. 2 cm<sup>3</sup> große Zinnschiffchen eingesetzt. Zur detaillierteren Beschreibung dieser Meßtechnik siehe Russow et al. (1995b).

##### 3.1.2. Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}/^{15}N_{\text{ges}}$ ) nach Kjeldahl mit anschließender Wasserdampfdestillation

Zur Bestimmung des Gesamtstickstoffes in den Wasser- und Sandproben sowie der KCl-Spüllösung wurden bis zu 100 ml Wasser (je nach Stickstoffgehalt), 50 ml der KCl-Spüllösung oder 10 g Sand mit der Methode nach Kjeldahl aufgeschlossen (SCHARF, 1988). Die Sandproben wurden wegen ihres geringen Stickstoffgehaltes nur 45 Minuten mit konzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen. Der nach dem jeweiligen Aufschluß verbliebene Ammoniumstickstoff wurde durch eine Wasserdampfdestillation abgetrennt und die <sup>15</sup>N-Häufigkeit am Emissionsspektrometer NOI-6PC gemessen.

##### 3.1.3. Anorganischer Stickstoff ( $N_{\text{an}}/^{15}N_{\text{an}}$ )

Die Bestimmung des Ammoniums und Nitrates plus Nitrits sowie des gesamten anorganischen Stickstoffes, d.h. der Summe aus Ammonium und Nitrat in den Wasserproben, erfolgte in jeweils 20 - 100 ml Wasser direkt durch Wasserdampfdestillation nach Bremner (BREMNER et al., 1989).

Um die Menge an austauschbaren anorganischen Stickstoffverbindungen im Boden zu bestimmen, wurden ca. 20 g Boden im Verhältnis 1:5 mit 100 ml einer 1 N KCl-Lösung für 2 Stunden im Überkopfschüttler (*GLF 340*) ausgeschüttelt. Nach der anschließenden Filtration wurden jeweils 40 ml des Filtrates in der

Wasserdampfdestillation eingesetzt. Die  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Ammonium-, Nitrat- und des anorganischen Gesamtstickstoffes wurde am Emissionsspektrometer bestimmt.

### 3.2. Depositionsmessungen

Eine ausführliche Einführung zum Problem der Stickstoffdepositionen und deren Meßmöglichkeiten ist unter den Punkten 2.1.4. und 2.1.5. zu finden. Für diese Arbeit wurden für die Messung der nassen Deposition und der Bulk-Deposition die Standardmethoden genutzt (vgl. 3.2.1., s.u.). Die Messung der gasförmigen Deposition erfolgte mit einem auf der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode basierenden Passivsammler (DITTRICH et al., 1994 und vgl. 3.2.2., Seite 26). Zur Bestimmung der Gesamtstickstoff-Deposition wurde das speziell für die Messung von Gesamtstickstoff-Einträgen in ein Boden-Pflanze-System in dieser Arbeit entwickelte ITN-Meßsystem eingesetzt, welches unter 4.2 detailliert beschrieben ist.

#### 3.2.1. Die Bulk- und Wet-Only-Deposition

##### Aufbau der Sammler

Zur Bestimmung der Bulk-Deposition und der Wet-Only-Deposition standen drei Bulk-Sammler mit einer Gesamtoberfläche von  $0,0942 \text{ m}^2$  und ein spezieller, automatischer Wet-Only-Sammler mit einer Oberfläche von  $0,1 \text{ m}^2$  zur Verfügung. Die Bulk-Sammler erfassen sowohl die Sedimentstäube als auch die Niederschläge. Um alle abgelagerten Stäube zu erfassen, wird der Sammeltrichter des Bulk-Sammlers beim Austausch mit destilliertem Wasser abgespült. Der Sammelzyklus für den Bulk-Sammler betrug für die Winterperiode (Oktober bis März) 28 Tage und für die Sommerperiode (April bis September) 14 Tage, weil in den Sommermonaten eine erhöhte Gefahr von Algenbildung besteht. Die 14-tägig gesammelten Proben wurden bei  $+4 \text{ }^\circ\text{C}$  im Klimaschrank gelagert.

Der Wet-Only Sammler öffnet sich mit Hilfe eines Feuchtigkeitssensors nur während der Niederschlagsperioden und ist ansonsten geschlossen, um Staubeinträge zu vermeiden. Der Sammelzyklus beträgt das ganze Jahr 14 Tage, wobei auch hier die Proben bei  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  im Dunkeln gelagert wurden.

Die Bulk-Sammler und der Wet-Only-Sammler sind auf dem Meßfeld in Bad Lauchstädt lokalisiert (Abbildung 3.2). Ein weiterer Bulk-Sammler war auf dem Gelände des UFZ (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) in Leipzig lokalisiert.

### Analyse der Bulk- und Wet-Only-Deposition

Die Bestimmung der Bulk-Deposition erfolgte über das sogenannte Staubwasser aus den Bulk-Sammlern, wobei am Standort Bad Lauchstädt Ammonium-, Nitrat- und der Gesamtstickstoff, am Standort Leipzig nur Ammonium- und Nitratstickstoff in den Wässern bestimmt wurde. Die Wet-Only-Deposition wurde aus dem Niederschlagswasser des Wet-Only-Sammlers ermittelt, wobei Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoff gemessen wurden.

Die Messung des Ammoniiums im Wasser der Bulk- und Wet-Only-Sammler wurde in einem automatischen Photometer (EPOS, Eppendorf) und die des Nitrates über die Methode der Ionenchromatographie (DX-500, Dionex) durchgeführt. Die Bestimmung des Gesamtstickstoffes in den Wässern der Bulk- und Wet-Only-Deposition erfolgte mit der Aufschlußmethode nach Kjeldahl (vgl. 3.1.2., Seite 23). Die Proben wurden jeweils für einen Zeitraum von vier Wochen ausgewertet. Die aus der nassen Deposition ( $N_W$ ) und der Bulk-Deposition ( $N_B$ ) eingetragenen Stickstoffmengen in  $\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  wurden nach den Gleichungen 3.1 und 3.2 berechnet.

$$N_{B,i} = \frac{NK_{B,i} * V * 10,62}{d} \quad [3.1]$$

$N_{B,i}$  (i - G, A, N) - Gesamtstickstoff (G), Ammoniumstickstoff (A) oder Nitratstickstoff (N) in der Bulk-Deposition ( $B$ ) in  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$   
 $NK_{B,i}$  - Stickstoffkonzentration in der jeweiligen Probe in  $\text{mg/l}$   
 $V$  - Volumen der Wasserprobe aus dem Sammler in l  
 $d$  - Zahl der Tage der Sammelperiode

$$N_{W,i} = \frac{NK_{W,i} * V * 10}{d} \quad [3.2]$$

$N_{W,i}$  (i - G, A, N) - Gesamtstickstoff (G), Ammoniumstickstoff (A) oder Nitratstickstoff (N) in der Wet-Only ( $w$ )-Deposition in  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$   
 $NK_{W,i}$  - Stickstoffkonzentration in der jeweiligen Probe in  $\text{mg/l}$   
 $V$  - Volumen der Wasserprobe aus dem Sammler in l  
 $d$  - Zahl der Tage der Sammelperiode

### 3.2.2. Die gasförmige Deposition

Da sich die Messung der gasförmigen Deposition in den Boden als sehr schwierig erwiesen hat und die mikrometeorologischen Meßmethoden relativ aufwendig und teuer sind, wurden die an anderer Stelle entwickelten Passivsammler (DITTRICH et al., 1994; Russow et al., 1995c) eingesetzt. Sie sind besonders günstig für die Ermittlung flächenbezogener Stoffeinträge über Mehrpunkt-Messungen, da sie einfach in der Handhabung und kostengünstig sind. Mit der im folgenden beschriebenen Methode können Ammoniak und  $\text{NO}_2/\text{HNO}_3$  simultan erfaßt sowie mit geringem labortechnischem Aufwand analysiert werden. Die Methode basiert auf dem Passivsammlerprinzip, d.h. die zu bestimmenden Stickstoffkomponenten werden in einem geeigneten Substrat (Seesand), das man passiv der Atmosphäre aussetzt, akkumuliert. Dabei simuliert der vorgelegte Sand mit seiner rauhen Oberfläche den Boden, so daß Depositionen über Adsorptionsvorgänge ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{HNO}_3$ ) von gasförmigen Stickstoffverbindungen erfaßt werden.

Zur quantitativen Bestimmung der eingetragenen Stickstoffverbindungen nutzt man die Isotopenverdünnungsmethode (vgl. 2.2., Seite 21). Bei der Sorption der Stickstoffkomponenten in der wäßrigen Phase des Substrates reagiert Ammoniak zu Ammonium bzw.  $\text{NO}_2/\text{HNO}_3$  zu Nitrit/Nitrat gemäß:



Berechnet wird die Menge der gasförmigen Deposition über Gleichung 3.5:

$$N_G = \frac{1,54 \cdot N_o \cdot (a_o - a_d)}{(a_d - 0,366) \cdot d} \quad [3.5]$$

- $N_G$  - deponierte gasförmigen Stickstoffmenge in  $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
- $a_o$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit vor der Exposition in At%
- $a_d$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit nach der Exposition in At%
- $N_o$  - zugesetzte Menge an Ammonium-/Nitrat-Stickstoff in  $\mu\text{g}$
- $d$  - Expositionsdauer in Tagen
- 0,366 - natürliche Häufigkeit von  $^{15}\text{N}$  in At%
- 1,54 - Faktor zur Umrechnung des Schaleneintrages auf mg

### Aufbau der Sammler

Der Passivsammler besteht aus einem runden, höhenverstellbaren (30 - 220 cm) Tisch, der mit einem Metallgazenetz mit einer 1 mm-Maschenweite von ca. 15 cm Höhe umgeben ist. Außerdem hat der Sammler ein abnehmbares Metaldach, so daß die Probengefäße problemlos in den Sammler hineingestellt und aus ihnen herausgenommen werden können. Auf dem Tisch haben drei Probengefäße von 65 cm<sup>2</sup> Oberfläche Platz (Gesamte Depositionsfläche pro Sammler = 195 cm<sup>2</sup>), für die Ringfassungen von 3 mm Höhe als Halterung auf dem Probentisch angebracht wurden. Um die Sammelgefäße zusätzlich zu befestigen, wurde zweiseitig klebendes Klebeband benutzt. Die Sammelgefäße sind auf diese Weise vor Niederschlag und Insekten oder Vögeln geschützt, so daß nur gasförmig transportierte Stoff eingetragen werden.

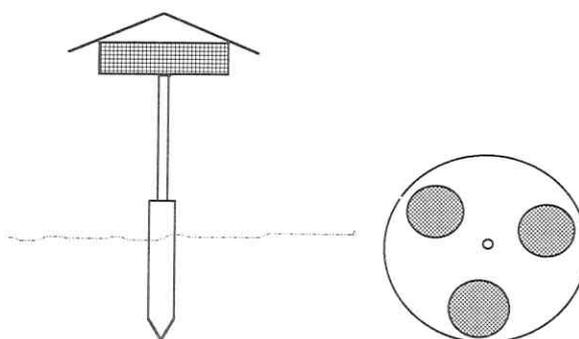


Abb. 3.1: Passivsammler, Seitenansicht und Draufsicht

Die Vorbereitung des homogen mit  $^{15}\text{NH}_4^+$  und  $^{15}\text{NO}_3^-$  markierten Monitoring Substrates erfolgt im Labor. Diese Sammelphase besteht aus analysereinem Seesand, der mit einer Substratlösung behandelt ist, die mit  $(^{15}\text{NH}_4)_4\text{SO}_4$  und  $\text{K}^{15}\text{NO}_3$  markiert ist. Die Markierung liegt für beide Salze etwa bei 2 At.-%. Außerdem wird dem Substrat eine Pufferlösung (pH 5) zur Stabilisierung des Substrates im sauren Bereich zugesetzt, damit die Ammoniakverdunstung unterbunden wird. Gleichzeitig wird eine Glycerinlösung zur Gewährleistung einer konstanten Feuchte zugesetzt, damit für die Sorption der gasförmigen

Stickstoffkomponenten eine wäßrige Phase zur Verfügung steht. Zur Verhinderung von Algenwachstum wurde zudem ein Biostat (Thymol) zugesetzt.

Als Probengefäße dienen Petrischalen, in die 17 g Sand eingewogen und gleichmäßig verteilt wird. Nachfolgend wird die Substratlösung mittels Pipette gleichmäßig aufgegeben, da diese Methode eine weitestgehende Standardisierung (gleichmäßige Substratlösungsverteilung) am besten ermöglicht.

Die Messungen wurden auf dem Meßfeld am Standort Bad Lauchstädt von September 1993 bis zum Mai 1995 vorgenommen. Der Meßzeitraum betrug 7 bzw. 14 Tage.

### **Analysemethoden**

Zur Analyse wurde das Substrat direkt in einen Kjeldahlkolben gegeben und nach der Beschreibung unter 3.1.3. (Seite 23) weiter analysiert.

### **3.2.3. Integraler Gesamteintrag**

Da die Entwicklung und Anwendung des ITN-Meßsystems eine zentrale Aufgabe dieser Arbeit war, wird das Meßsystem im Ergebnisteil unter Punkt 4.2. (Seite 46) vorgestellt und nicht in dem Kapitel „Material und Methoden“.

### **3.3. Nitratverlagerung**

Zur Untersuchung von Nitratverlagerung in Schwarzerdeböden über das Bodenprofil in Abhängigkeit von den C-Gehalten, der Bewirtschaftungsform und der Zeit wurden auf 5 Parzellen auf drei Versuchsfeldern des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH in Bad Lauchstädt Mikroparzellen mit <sup>15</sup>N-Markierungen angelegt. Aus den N-Bilanzen des durchwurzelten Bodenbereiches und den Ergebnissen von Bodenprobenahmen in Tiefen bis zu 5 m auf den mit <sup>15</sup>N-markierten Parzellen sollen Aussagen über die Nitratverlagerung auf diesen Böden abgeleitet werden. Der Grundwasserspiegel liegt auf dem Versuchsgelände etwa bei 12 m und das Schichtwasser, in Abhängigkeit von langfristigen Witterungsverläufen, bei 4 bis 7 m. Da die meisten Pflanzen in Schwarzerde bis zu einer Tiefe von etwa 2 m wurzeln (tiefwurzeln Pflanzen etwas mehr), werden Nitratkonzentrationen ab einer Tiefe von 2 m als Grundwassergefährdung angesehen. Die Verlagerung des Nitrates läßt

sich aus der  $^{15}\text{N}$ -Verteilung über das Bodenprofil in Abhängigkeit von der Beobachtungszeit einschätzen.

Vier der angelegten fünf Mikroparzellen waren im Rahmen des Verbundprojektes „STRAS - STRATEGIEN ZUR REGENERATION BELASTETER AGRARSTANDORTE IM MITTELDEUTSCHEN SCHWARZERDEGEBIET“ (1995) angelegt worden und sind dort teilweise ausgewertet (RUSSOW et al. 1995c). Für diese Arbeit wurde zur Erweiterung des Versuchsansatzes eine zusätzliche  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzelle (V140) angelegt. Parallel zu diesem neuen Versuch wurden die bereits bestehenden  $^{15}\text{N}$ -Feldversuche weitergeführt und entsprechend der Aufgabenstellung dieser Arbeit ausgewertet.

### 3.3.1. Anlage der $^{15}\text{N}$ -Feldversuche

Hier werden im Folgenden einige Rahmendaten zur Charakterisierung des Standortes Bad Lauchstädt angegeben (KÖRSCHENS UND PFEFFERKORN, 1995):

Bodentyp:	Schwarzerde
Bodenform (FAO-Klassifikation):	Schwarzerde auf Löß über kalkhaltigem Moränenmaterial bis 15 cm: kaltfreier/degradierter $A_h$ , bis 60 cm: kalkreicher Mischhorizont $A_h/C_c$ ab 60 cm - kalkhaltiger Löß als C (Haplic Phaozem), LÖ1a1, Bodenwertzahl 94-98
Bodenart:	schluffiger Lehm (21 % Ton, 68 % Schluff, 11 % Sand)
Jahresniederschlagssumme (1896-1995):	484 mm
mittlere Jahrestemperatur (1896-1995):	8,7 °C
Höhenlage:	113 NN
Grundwasserstand:	11,35 m
Schichtwasserstand:	3,0 - 5,0 m
Feldkapazität:	32,8 Vol-%

Die angelegten  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen-Versuche und ihre Lage auf dem Versuchsgelände in Bad Lauchstädt sind in den Abbildungen 3.2 - 3.5 zu sehen. Außerdem sind in den Tabelle 3.1 und 3.2 alle relevanten Angaben der  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen-Versuche zusammengefaßt. Die angelegten Parzellen werden in gleicher Weise wie die umliegenden Versuchsfelder bewirtschaftet.

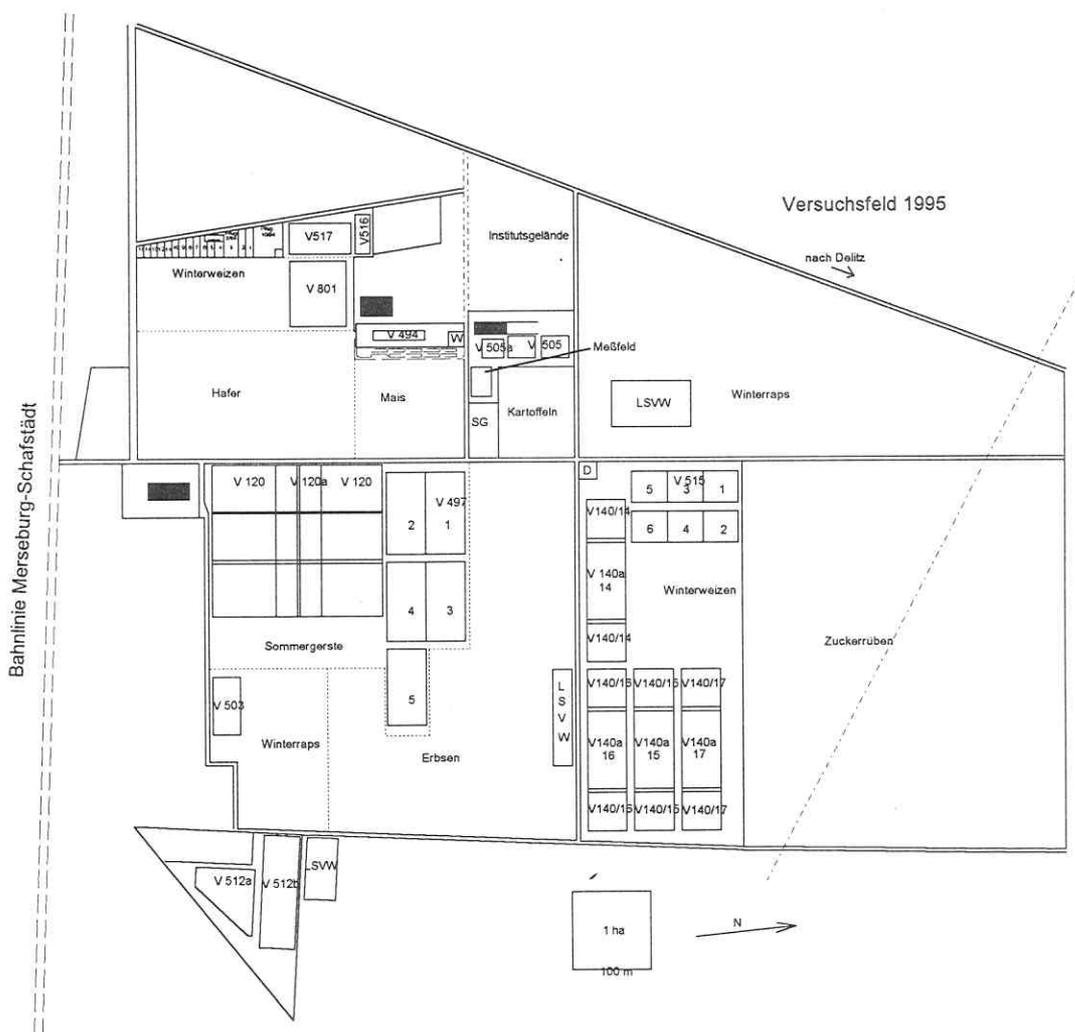


Abbildung 3.2: Übersicht über die Feldversuchsanlage auf dem Gelände des UFZ in Bad Lauchstädt

Tabelle 3.1. : Übersicht über die Versuche und Parzellen in Bad Lauchstädt, auf denen <sup>15</sup>N-Mikroparzellen angelegt wurden

Name	Versuch	N <sub>t</sub>	C <sub>t</sub>	Fruchtfolge			
		%	%	91/92	92/93	93/94	94/95
M1	V120/P18	0,13	1,61	W-Weizen	Zuckerrübe	S-Gerste	Mais
M2	V503/P16	0,17	1,85	W-Weizen	Mais	S-Gerste	Mais
M3	V503/P100	0,34	3,65	W-Weizen	Mais	S-Gerste	Mais
M4	V503/P86	0,32	3,65	W-Weizen	Mais	S-Gerste	Mais
M5	V140/P33	0,16	1,89	Zuckerrübe	S-Gerste	Kartoffeln	W-Weizen

Der Versuch V120 ist der Statische Düngungsversuch, der 1902 angelegt wurde und an dem die Wirkung organischer und mineralischer Düngung auf Ertrag und Qualität der Ernten sowie auf fruchtbarkeitsbestimmende Bodeneigenschaften mit verschiedenen Prüffaktoren untersucht wird (KÖRSCHENS UND PFEFFERKORN, 1995). Der für diesen Versuch genutzte Rand der Parzelle 18 ist, wie die Parzelle selber, seit 1902 weder mineralisch noch organisch gedüngt worden (sehr niedrige C- und N-Gehalte). Bei dem Versuch V140 handelt es sich um eine Anlage mit organisch/mineralischer Düngung und einer 4-gliedrigen Fruchtfolge mit Zuckerrüben - Sommergerste - Kartoffeln - Winterweizen. Diese Parzelle steht beispielhaft für ein standorttypisches Feld in der Umgebung. Sie erhält alle zwei Jahre eine Stalldünggabe von 200 dt\*ha<sup>-1</sup> (dt = 100 kg) und jährlich eine mineralische Düngung von um die 100 kg N\*ha<sup>-1</sup> je nach angebauter Frucht (normale C- und N-Gehalte).

Tabelle 3.2: Übersicht über die angelegten <sup>15</sup>N-Mikroparzellen-Versuche in Bad Lauchstädt

Versuch	Anlage- datum	Größe m <sup>2</sup>	kg*N*ha <sup>-1</sup>	<sup>15</sup> N-Markierung	
				Form	At.-%
M1	10.04. 92	15	5	<sup>15</sup> NH <sub>4</sub> <sup>15</sup> NO <sub>3</sub>	95
M2	10.04. 92	15	5	<sup>15</sup> NH <sub>4</sub> <sup>15</sup> NO <sub>3</sub>	95
M3	10.04. 92	15	5	<sup>15</sup> NH <sub>4</sub> <sup>15</sup> NO <sub>3</sub>	95
M4	03.12. 92	9	10	( <sup>15</sup> NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	95
M5	18.03. 93	8	40	<sup>15</sup> NH <sub>4</sub> <sup>15</sup> NO <sub>3</sub>	50

Versuch V 503 befindet sich auf einer ehemalige Stalldung- und Gülledeponie und soll bei der Beantwortung der Frage helfen, welchen Einfluß extrem hohe Gehalte an organischer Substanz im Boden auf Ertrag und Qualität der Pflanzen sowie auf die Bodeneigenschaften haben (extrem hohe C- und N-Gehalte). In diesem Versuch wurden auf drei verschiedenen Parzellen  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen angelegt, wobei die Mikroparzelle M2 auf der Parzelle 16 eine Parzelle mit relativ normalen  $\text{C}_t$ -Gehalten und leicht erhöhten  $\text{N}_t$ -Gehalten darstellt, vergleichbar mit der  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzelle M5 auf dem Versuch V140. Auf den  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen M3 und M4, die auf den sehr ähnlichen mit  $\text{C}_t$  und  $\text{N}_t$  versorgten Parzellen P100 und P86 auf dem Versuch V503 angelegt wurden, war die jeweilige  $^{15}\text{N}$ -Markierung in einer anderen Form appliziert worden. Die Applikation von Ammoniumsulfat bei der Anlage der Mikroparzelle M4 im Winter sollte verhindern, daß ein großer Teil des  $^{15}\text{N}$ -Tracers in der Vegetationsperiode durch die Pflanzen aufgenommen wird. Die größere im Boden verbleibende  $^{15}\text{N}$ -Menge soll die Verfolgung des  $^{15}\text{N}$ -Tracers verbessern.

In den Abbildungen 3.3 - 3.5 sind die Anlagen der  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen auf den drei Versuchsfeldern zu sehen.

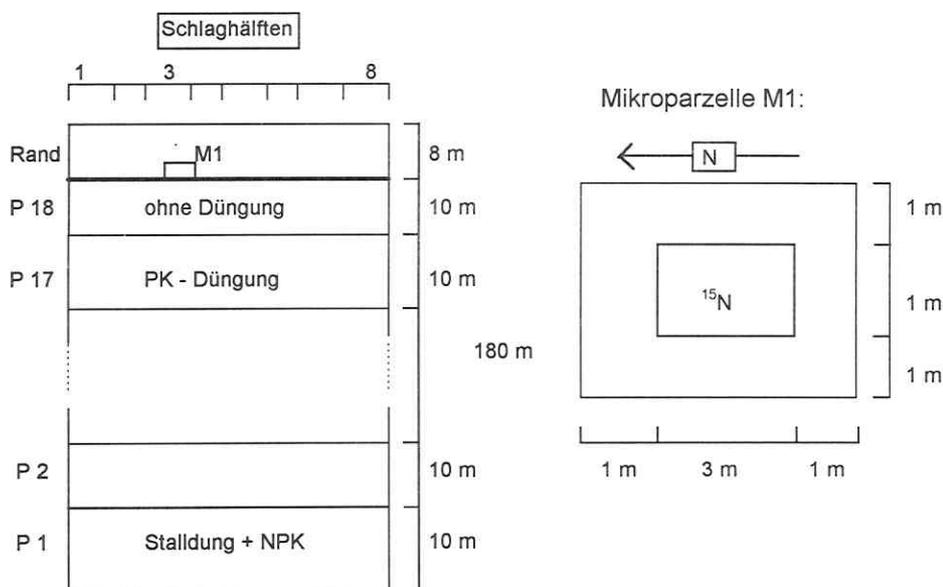
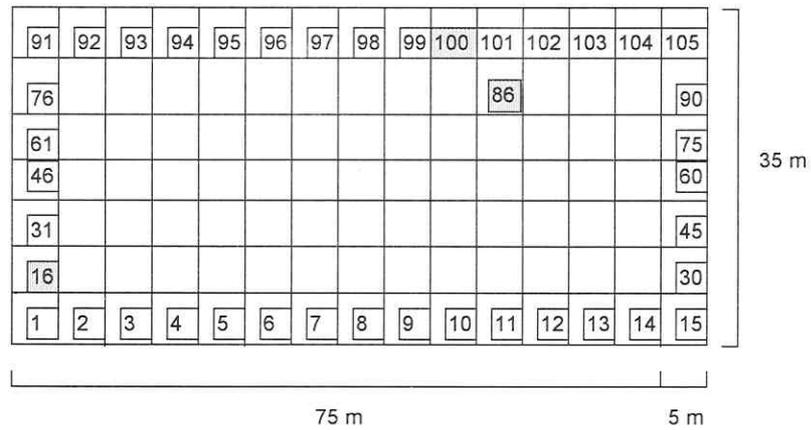
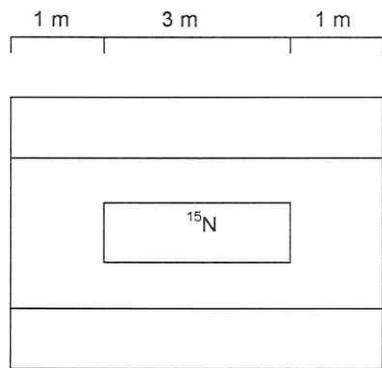


Abbildung 3.3: Anlage der Mikroparzelle M1 auf dem Versuch V120 auf der Parzelle 18

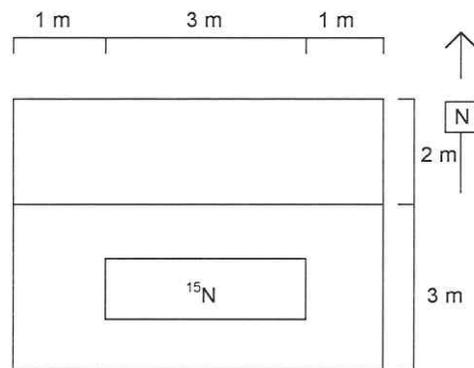
Versuch V503:



Parzelle 16, M2:



Parzelle 100, M3:



Parzelle 86, M4:

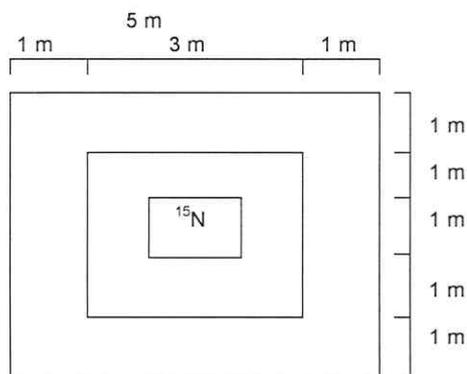
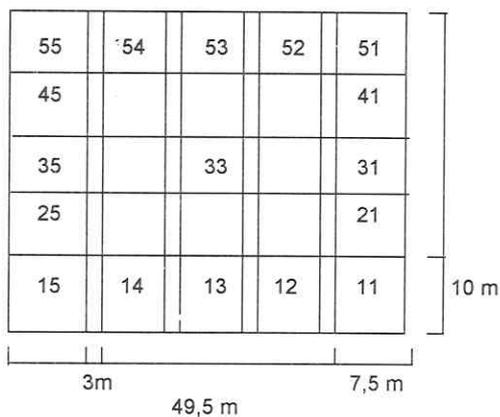


Abbildung 3.4 : Der Versuch V503 mit den darauf angelegten Mikroparzellen M2, M3 und M4

Versuch V140a:



Parzelle 33a, M5:

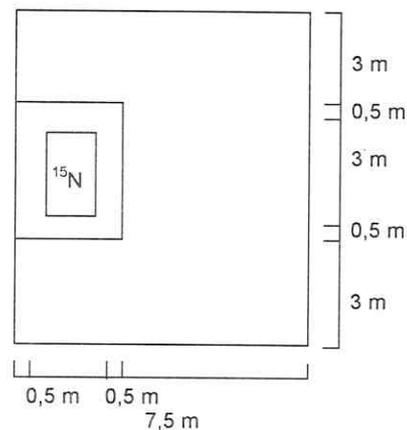


Abbildung 3.5: Der Versuch V140a mit der darauf angelegten Mikroparzelle M5

Alle  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen haben einen Rand- und einen Kernbereich. Die Pflanzenernte und Ertragsberechnung erfolgten nur für den Kernbereich, um Randeffekte auszuschließen. Die Nitratverlagerung wurde ebenfalls nur im Kernbereich der  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen verfolgt. Die Stickstoffgaben der  $^{15}\text{N}$ -Markierungen wurden auf dem Versuch V140 bei der Düngung im Verlauf der weiteren Bearbeitung der Parzellen berücksichtigt. Die  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzellen auf den Versuchen V120 und V503 erhielten keine Düngung und waren daher mit sehr kleinen Stickstoffmengen mit hoher  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit (95 At.-%) markiert worden.

### 3.3.2. Bodenproben

#### Probennahme

Bodenproben wurden jeweils im Frühjahr vor der Aussaat oder bei Wintergetreide möglichst noch während der Ruhephase und im Herbst nach der Ernte genommen. Die Beprobung im Frühjahr und nach der Ernte zur Untersuchung der Stickstoffverteilung und dem Aufstellen der  $^{15}\text{N}$ -Bilanzen erfolgte in 30 cm-Schichten bis 90 cm mit Pürckhauer-Bohrstöcken. Im Herbst fanden zusätzlich Untersuchungen zur Nitratverlagerung statt. Dazu wurden Proben bis 2 m, später bis

4 m und z. T. bis 5 m Tiefe durch Rammkernsondierungen genommen. Die Unterteilung der Bodenschichten erfolgte in 30 cm-Abständen bis 60 cm, 40 cm Abstand bis 1 m und 1 m Abstand bis 2 m. Für die Probenahmen bis 4 m und 5 m wurden die Bodenschichten ab 1 m in 50 cm-Schichten unterteilt. Der jeweils 1 m lange Bohrkern wurde von Verunreinigungen durch fremde Bodenschichten gesäubert und in die für die Tiefen vorgesehenen Bodenschichten unterteilt. Wegen der hohen Verdichtung am Bohransatz wurden die Proben der obersten Bodenschicht von 0 - 30 cm immer separat mit einem Pürckhauer-Bohrstock genommen. Die Verfüllung aller Bohrungen erfolgte mit einem Bentonit-Quellton. Außerdem wurde durch genaue Aufzeichnungen darauf geachtet, daß Probenahmen nicht wiederholt an gleicher Stelle stattfanden.

Die Lagerung der Bodenproben auf dem Feld erfolgte in einer Kühlbox, wobei sie noch am gleichen Tag bei -18 °C eingefroren und gelagert wurden. Die Analyse der Bodenproben erfolgte nach dem Auftauen des eingefrorenen Bodens (2 Stunden) und der Entnahme eines aliquoten Teils.

#### **Termine der Rammkernsondierungen**

11. Sep. 1992	M1, M2, M3 (2 m)
17. Dez. 1993	M1, M2, M4 (2 m)
18. Mai 1994	M5 (4 m)
8./9. Nov. 1994	M1, M2, M3, M4, M5 (4 m)
15. März 1995	M5 (4 m)
9./10. Okt. 1995	M2, M3, M4, M5 (4 m bzw. 5 m)
23. April 1996	M4 (5 m)

#### **Probenanalyse**

Für die Bestimmung des Gesamtstickstoffes und seiner <sup>15</sup>N-Häufigkeit wurde der Boden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und danach in einer Schwingmühle fein gemahlen. Die Stickstoff- und <sup>15</sup>N-Analytik erfolgte wie unter 3.1.1. beschrieben in einem an ein Quadrupolmassenspektrometer gekoppelten Elementaranalysator mit jeweils einer Doppelbestimmung pro Probe.

Die Bestimmung des löslichen anorganischen Stickstoffes und dessen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in den Bodenproben wurde nach der Beschreibung in 3.1.3. durchgeführt. Zusätzlich wurde für diese Proben gravimetrisch der Feuchtegehalt durch Trocknen bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz bestimmt.

### Berechnung der $^{15}\text{N}$ -Mengen

Berechnung der anorganischen  $^{15}\text{N}$ -Menge in einer Bodenschicht:

Ammonium:

$$^{15}\text{N}_a = (c_a * d * \rho) * (a_a - 0,366) * 10^{-4} \quad [3.6]$$

- $^{15}\text{N}_a$  -  $^{15}\text{N}$ -Ammoniumstickstoffgehalt des Bodens in  $\text{g}/\text{m}^2$
- $c_a$  - Ammoniumstickstoffgehalt des Bodens in ppm
- $d$  - Schichtdicke in cm
- $\rho$  - Trockenrohddichte des Bodens in  $\text{g}/\text{cm}^3$
- $a_a$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Ammoniumstickstoffes im Boden
- 0,366 - natürliche  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in At.-%

Nitrat:

$$^{15}\text{N}_n = (c_n * d * \rho) * (a_n - 0,366) * 10^{-4} \quad [3.7]$$

- $^{15}\text{N}_n$  -  $^{15}\text{N}$ -Nitratstickstoffgehalt des Bodens in  $\text{g}/\text{m}^2$
- $c_n$  - Nitratstickstoffgehalt des Bodens in ppm
- $d$  - Schichtdicke in cm
- $\rho$  - Trockenrohddichte des Bodens in  $\text{g}/\text{cm}^3$
- $a_n$  -  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Nitratstickstoffes im Boden
- 0,366 - natürliche  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in At.-%

Anorganischer Stickstoff:

$$^{15}\text{N}_{an} = ^{15}\text{N}_a + ^{15}\text{N}_n \quad [3.8]$$

Berechnung des organischen Stickstoffgehaltes einer Bodenschicht:

$$^{15}\text{N}_{\text{org}} = ^{15}\text{N}_t - ^{15}\text{N}_{\text{an}} \quad [3.9]$$

$$^{15}\text{N}_t = (n_t * d * \rho) * (a_t - 0,366) \quad [3.10]$$

$^{15}\text{N}_{\text{org}}$  - Gehalt an organisch gebundenem  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff in  $\text{g}/\text{m}^2$

$^{15}\text{N}_t$  -  $^{15}\text{N}$ -Gesamtstickstoffgehalt in  $\text{g}/\text{m}^2$

$n_t$  - Gesamtstickstoffgehalt in %

$d$  - Schichtdicke in cm

$\rho$  - Trockenrohddichte des Bodens in  $\text{g}/\text{cm}^3$

$a_t$  - absolute  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Bodens

0,366 - natürliche  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in At.-%

### 3.3.3. Pflanzenmaterial

#### Ernte des Pflanzenmaterials

Die Ernte des Probenmaterials auf den  $^{15}\text{N}$ -markierten Mikroparzellen erfolgte separat von dem normalen Erntegut der Parzelle. Es wurde je nach Pflanzenart in folgende Fraktionen unterteilt: Getreide: Stroh, Spreu und Korn, später wegen der geringen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeitsunterschiede nur noch in Stroh und Korn; Mais: Maiskolben und Restmais; Rüben: Körper und Blatt. Die Wurzeln verblieben im Boden.

#### Aufarbeitung und Analyse des Pflanzenmaterials

Das Pflanzenmaterial wurde gehäckselt und bei  $60\text{ }^\circ\text{C}$  bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. In einer Zentrifugalmühle und einer Schwingmühle wurde das Probenmaterial gemahlen und, wie unter 3.1.1. (Seite 23) beschrieben, mit Doppelbestimmungen auf Stickstoffgehalt und  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit analysiert.

**Berechnung der  $^{15}\text{N}$ -Menge**

$$^{15}\text{N}_P = (n_P * M) * (a_P - 0,366) / 100 \quad [3.11]$$

$^{15}\text{N}_P$  - organisch  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffgehalt in der Pflanze in g

$n_P$  - Gesamtstickstoffgehalt in der Pflanze in %

$M$  - Menge an Pflanzenmaterial auf dem geernteten  $\text{m}^2$  der Mikroparzelle

$a_P$  - absolute  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit des Pflanzenmaterials

0,366 - natürliche  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in At.-%

**3.4. Witterungsdaten**

Die Witterungsdaten (Tagestemperaturen und Tagesniederschläge) von Meßstationen am Standort Bad Lauchstädt (Meßfeld) und am Standort Leipzig vom IFT (Institut für Troposphärenforschung)-Gelände (ca. 150 m von dem Standort des ITN-Meßsystems entfernt) standen zur Verfügung.

## 4. Ergebnisse und Diskussion der atmosphären Stickstoffdeposition

### 4.1. Monats- und Jahreswerte der Einzeldepositionen

#### 4.1.1. Bulk-Deposition

Die Bulk-Depositionen am Standort Bad Lauchstädt wurden von Mai 1993 bis November 1995 gemessen und auf Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoff analysiert. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Abbildung 4.1 dargestellt. Die monatlichen Depositionen von Ammonium- und Nitratstickstoff liegen zwischen  $0,42 \text{ kg*ha}^{-1}$  und  $11,43 \text{ kg*ha}^{-1}$  bzw.  $0,25 \text{ kg*ha}^{-1}$  und  $6,16 \text{ kg*ha}^{-1}$ . Die monatliche Deposition an Gesamtstickstoff in der Bulk-Deposition lag zwischen  $0,77$  und  $25,11 \text{ kg*ha}^{-1}$ . Die Jahresdeposition für den anorganischen Stickstoff lag bei  $21 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Mai 93 - April 94),  $27 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Mai 94 - April 95) bzw.  $32 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Dez. 94 - Nov. 95) und die für Gesamtstickstoff bei  $28 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Mai 93 - April 94),  $37 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Mai 94 - April 95) bzw.  $36 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Dez. 94 - Nov. 95).

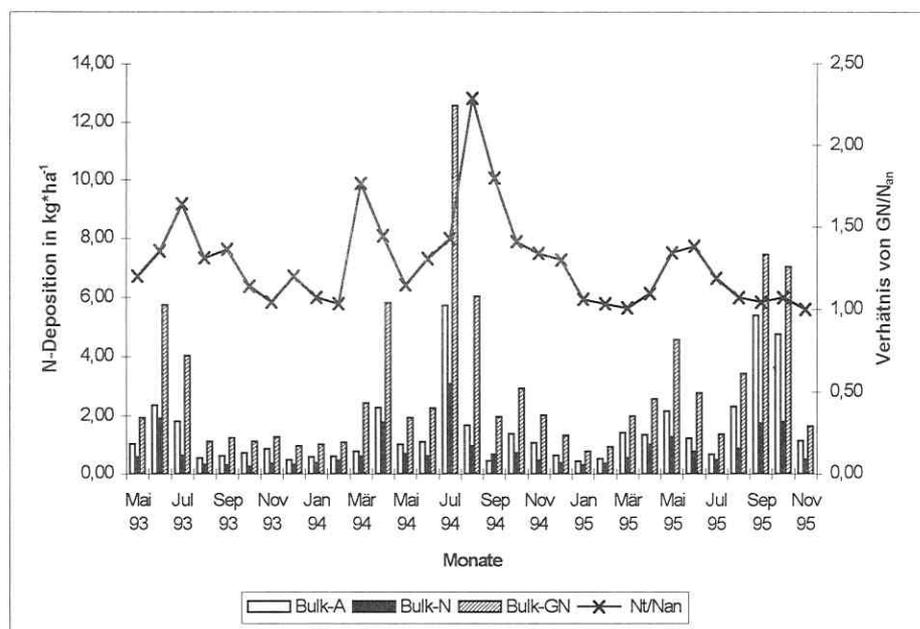


Abbildung 4.1: Monatsliche Verteilung der Bulk-Deposition in Ammonium- (Bulk-A), Nitrat- (Bulk-N) und Gesamtstickstoff (Bulk-GN) und das Verhältnis von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff (Bulk-A + Bulk-N) am Standort Bad Lauchstädt

Die Bulk-Deposition am Standort Leipzig wurde von Juni 1994 bis Juni 1995 gemessen. Sie wurde nur auf Ammonium- und Nitratstickstoff analysiert. Die Depositionen von Ammoniumstickstoff lagen zwischen  $0,25$  und  $4,0 \text{ kg*ha}^{-1}$  und die Nitratstickstoffdepositionen zwischen  $0,17$  und  $6,6 \text{ kg*ha}^{-1}$ . Die Bestimmung des Gesamtstickstoffes der Bulk-Deposition war am Standort Leipzig versäumt worden und wurde später rechnerisch ermittelt. Dabei wurde der Mittelwert des Verhältnisses von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff am Standort Brandis (Agrarstandort östlich von Leipzig) von  $1,16$  benutzt, wobei eventuelle jahreszeitliche Schwankungen dieses Faktors nicht berücksichtigt wurden.

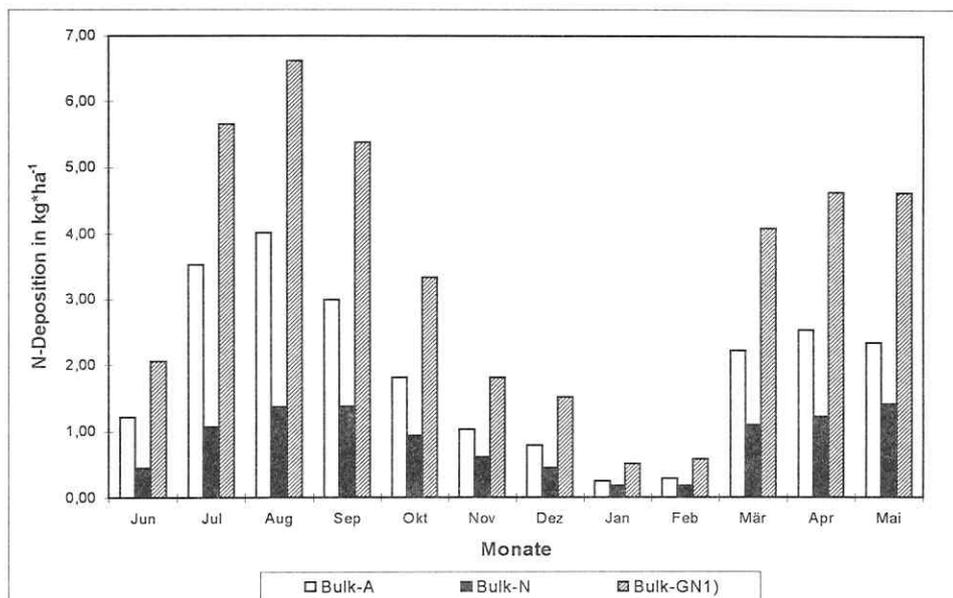


Abbildung 4.2: Monatliche Verteilung der Bulk-Deposition in Ammonium- (Bulk-A) und Nitratstickstoff (Bulk-N) sowie der rechnerisch ermittelte Gesamtstickstoff (Bulk-GN) am Standort Leipzig von Juni 1994 bis Mai 1995

Der höhere Anteil von Ammoniumstickstoff gegenüber Nitratstickstoff (Verhältnis  $1,9 \pm 0,6$  zu  $1$ , vgl. Abb. 4.1, Seite 39) in der Bulk-Deposition am Standort Bad Lauchstädt war aufgrund der typischerweise höheren  $\text{NH}_y$ -Emissionen und damit vergleichsweise höheren Ammonium- und Ammoniakdepositionen an einem Agrarstandort erwartet worden. Am Standort Leipzig (urbaner Standort) liegt der Anteil an Ammoniumstickstoff in der Bulk-Deposition unerwarteterweise ebenfalls höher als der Anteil von Nitratstickstoff (Verhältnis  $2,1 \pm 0,6$  zu  $1$ , vgl. Abb. 4.2.).

<sup>1)</sup> rechnerisch ermittelt

Das ist überraschend, da an einem urbanen Standort aufgrund des erhöhten Kraftfahrzeugverkehrs höhere  $\text{NO}_x$ -Depositionen zu erwarten waren. Mögliche Begründungen dafür könnten in der unvollständigen Erfassung der  $\text{NO}_x$ -Depositionen in den Bulk-Sammlern liegen (vgl. 3.2.2., gasförmige Deposition, Seite 26) oder in der relativen Stadtrandlage (nahe an Agrarstandorten) des Meßstandortes, wobei beide Begründungen nur teilweise befriedigend sind. Die Bulk-Deposition eines gesamten Jahres beträgt als Summe der anorganischen Stickstoffkomponenten etwa  $37 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  und  $43 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  bei einer rechnerischen Korrektur auf Gesamtstickstoffgehalt.

Die höheren Bulk-Depositionen in den Sommermonaten gegenüber den Wintermonaten an beiden Standorten stimmen mit Messungen an anderen Orten überein (NIEHUS, 1992). Sie haben ihre Ursache vor allem in den höheren Niederschlägen in den Sommermonaten (vgl. Abbildung 4.5, Seite 45).

Der Vergleich der Standardanalyse der Bulk-Deposition hinsichtlich anorganischen Stickstoffes mit dem zusätzlich bestimmten Gesamtstickstoff zeigt, daß der Gesamtstickstoff in der Bulk-Deposition durchschnittlich bei dem  $1,2 \pm 0,3$  fachen des anorganischen Stickstoffs lag, wobei das Verhältnis in den Sommermonaten höher lag als in den Wintermonaten (vgl. Abbildung 4.1, Seite 39). Die hohen Gehalte an organischem Stickstoff in den Wasserproben der Bulk-Sammler während der Sommermonate liegen an einer erhöhten Deposition von organischem Material (Staub) durch die verstärkte Feldbearbeitung (NIEHUS, 1992). Eine zweite Erklärung ist, daß in den Frühjahrs- und Sommermonaten die Temperaturen höher liegen und damit in den Wässern der Sammler die biologische Aktivität von Algen und Bakterien zu einem erhöhten Umsatz von anorganischem Stickstoff zu organischem Stickstoff führt. Diese Erklärung bestätigt sich in der Praxis der Betreuung der Bulk-Sammler, bei denen die Sammelperiode in den Sommermonaten von 4 auf 2 Wochen verringert wird (vgl. 3.2.1., Seite 24). Die nachgewiesenen gasförmigen Stickstoffverluste aus den Nährlösungsbehältern des ITN-Meßsystems (Tabelle 9.14, Anhang) und die Anzeichen für mikrobielle Aktivität in den Wässern des Bulk-Sammlers ( $N_{\text{ges}} > N_{\text{an}}$ ) führen zusätzlich zu dem Schluß, daß gasförmige Verluste in den Bulk-Sammlern nicht ausgeschlossen werden können, vielmehr gerade in den Sommermonaten sehr wahrscheinlich sind.

Eine weitere Fehlerquelle bei der Bestimmung der Bulk-Deposition ergibt sich durch die Messung in 1 m über der Bodenoberfläche, wodurch der wahre Niederschlag bis zu 17 % unterschätzt werden kann (Melchior, 1993).

#### 4.1.2. Wet-Only-Deposition

Die Wet-Only-Deposition am Standort Bad Lauchstädt wurde wie die Bulk-Deposition von Mai 1993 bis November 1995 gemessen und auf Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoff untersucht. Die Depositionen von Ammoniumstickstoff lagen zwischen  $0,2$  und  $3,43$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  monatlich und die Depositionen von Nitratstickstoff zwischen  $0,12$  und  $2,03$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  monatlich (vgl. Abbildung 4.3). Die Jahressummen der Wet-Only-Deposition liegen für anorganischen Stickstoff bei  $11$ ,  $12$  bzw.  $11$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Mai 93 - April 94, Mai 1994 - April 1995, bzw. Dez. 1994 - Nov. 1995) und für Gesamtstickstoff bei  $16$ ,  $15$  bzw.  $11$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  für die jeweils gleichen Meßperioden.

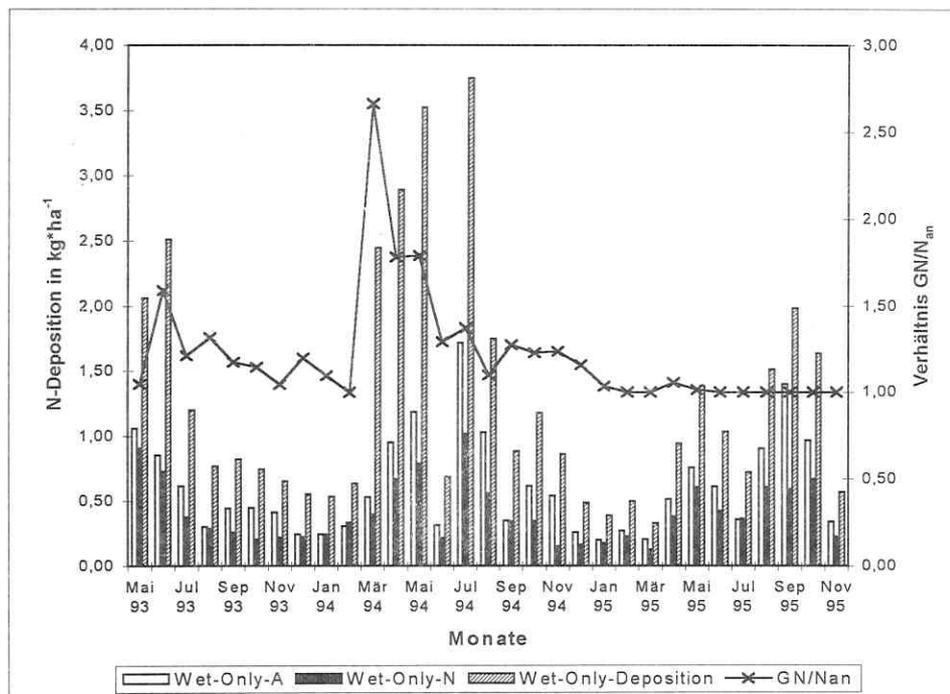


Abbildung 4.3: Monatliche Verteilung der Wet-Only-Deposition in Ammonium- (Wet-Only-A), Nitrat- (Wet-Only-N), und Gesamtstickstoff (Wet-Only-GN) sowie das Verhältnis von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff (Wet-Only-A + Wet-Only-N) am Standort Bad Lauchstädt

Am Standort Leipzig wurde keine Wet-Only-Deposition bestimmt.

In der Wet-Only-Deposition bestätigt sich der höhere Anteil von Ammoniumstickstoff gegenüber Nitratstickstoff (Verhältnis  $1,5 \pm 0,5$  zu  $1$ , vgl. Abbildung 4.3). Der Gehalt

von Gesamtstickstoff lag im Durchschnitt  $1,2 \pm 0,3$  fach über der Deposition von anorganischem Stickstoff. In allgemein üblicher Praxis erfolgt nur eine Bestimmung auf anorganischen Stickstoff, so daß die Stickstoffdeposition auch in den Wet-Only-Sammlern unterschätzt wird. Im Jahr 1994 zeigte sich im Gegensatz zu 1995 eine Vergrößerung des Verhältnisses von Gesamtstickstoff zu anorganischem Stickstoff in den Sommermonaten.

Ein weiterer Fehler, der zu Unterschätzung der Wet-Only-Stickstoffdepositionen führt, ist die Trägheit des Öffnungsmechanismus bei den Sammlern. Gerade bei Starkniederschlägen in den Sommermonaten geht dabei ein Teil des Stickstoffes im Niederschlag verloren.

#### 4.1.3. Gasförmige Depositionen

Die gasförmigen Stickstoffdepositionen wurden mit Hilfe des unter 3.2.2. beschriebenen Passivsammlers am Standort Bad Lauchstädt von September 1993 bis Mai 1995 gemessen, wobei die Depositionen auf Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff untersucht wurden. Organischer Stickstoffeintrag konnte aufgrund der Versuchsanordnung nicht gemessen werden (vgl. 2.1.4., Seite 11 und 3.2.2., Seite 26). Die monatlichen gasförmigen  $\text{NH}_3$ -Stickstoffdepositionen und  $\text{NO}_x$ -Stickstoffdepositionen lagen zwischen  $0,27$  und  $1,03 \text{ kg*ha}^{-1}$  bzw.  $0,07$  und  $0,47 \text{ kg*ha}^{-1}$ .

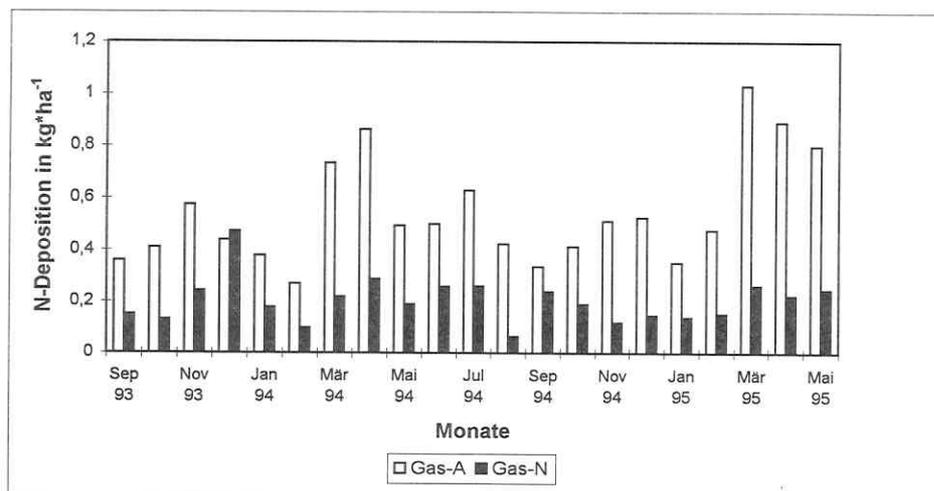


Abbildung 4.4: Monatliche Verteilung der gasförmigen Depositionen als  $\text{NH}_3$  und  $\text{NO}_x$  am Standort Bad Lauchstädt

Die Jahressummen der gasförmigen Deposition liegen bei jeweils  $9 \text{ kg*ha}^{-1}$  (Sep. 1993 - Aug. 1994 und Juni 1994 - Mai 1995) mit  $6$  bzw.  $7 \text{ kg*ha}^{-1}$  Ammoniumstickstoff und  $3$  bzw.  $2 \text{ kg*ha}^{-1}$  Nitratstickstoff.

Am Standort Leipzig wurden keine Messungen von gasförmiger Deposition vorgenommen.

Die Ergebnisse der gasförmigen Stickstoffdeposition, bei denen die monatlichen  $\text{NH}_y$ -Depositionen durchschnittlich um den Faktor  $2,9 \pm 1,1$  über den  $\text{NO}_x$ -Depositionen lagen, bestätigen die gegenüber den  $\text{NO}_x$ -Depositionen höheren  $\text{NH}_y$ -Depositionen bei allen Depositionsformen.

Die Konzeption der Sammler für die gasförmige Deposition ermöglichte nur die Simulation der Bodenaufnahme von gasförmigen Stickstoffverbindungen. Die gasförmigen Einträge direkt in die Pflanze konnten und sollten mit diesem Sammler nicht bestimmt werden. Untersuchungen von Russow et al. (1995c) zum Vergleich des Aufnahmeverhaltens des Bodens und des Sammelsubstrates gegenüber gasförmigen Stickstoffeinträgen zeigen, daß diese Simulation des Bodens für die Aufnahme von gasförmigen Stickstoffverbindungen nur für die Ammonium- und Ammoniakdepositionen, nicht aber für die  $\text{NO}_x$ -Depositionen korrekt ist. Die  $\text{NO}$ -Depositionen werden in den vorgestellten Sammlern nicht und die  $\text{NO}_2$ -Depositionen nur unvollständig erfaßt. Die gemessenen Nitratkonzentrationen in den Sammlern repräsentieren mit hoher Wahrscheinlichkeit Einträge von Salpetersäure ( $\text{HNO}_3$ ), einem Gas, das sehr schnell an Oberflächen adsorbiert wird (HOSKER AND LINDBERG, 1988). Diese Einträge stellen keine durch biologische Stickstoffierung oder Bakterien bzw. Algenaktivität aktiv vom Boden aufgenommenen gasförmigen Stickstoffverbindungen dar, da Bakterien- und Algenaktivität im Sand durch die Zugabe eines Biostates unterdrückt wurde. Insgesamt bedeutet das, daß auch die gasförmige Deposition durch die unvollständige Erfassung der  $\text{NO}_x$ -Depositionen unterbestimmt wurde.

Ein Vergleich der einzelnen Depositionsformen ist aus der gemeinsamen Darstellung der monatlichen gasförmigen, Wet-Only- und Bulk-Deposition in Abbildung 4.5 (Seite 45) möglich. Die gasförmige Deposition stellt durchschnittlich  $41,8 \pm 21,3$  % der Bulk-Deposition, mit Extremwerten von  $7,1$  % (Juli 1994) bis  $95,6$  % (Dezember 1993) der Bulk-Deposition. Die Wet-Only-Deposition beträgt durchschnittlich  $51 \pm 31$  % an der Bulk Deposition mit Extremwerten von  $17$  % (März 1995) bis  $183$  % (Mai 1994). Die Stickstoffwerte der Wet-Only-Deposition, die über den Stickstoffwerten der Bulk-Deposition liegen müssen als fehlerhaft angesehen werden, da aus logischen Gesichtspunkten die Wet-Only-Deposition nicht über der

Bulk-Deposition liegen kann. Die gasförmige Stickstoffdeposition liegt durchschnittlich bei  $96,3 \pm 79$  % der Wet-Only-Deposition, übersteigt diese vor allem in den Wintermonaten z. T. bis zu 400 % (März 1995) oder liegt bei nur 19,4 % der Wet-Only-Depositionen (Mai 1994).

Wie man aus Abbildung 4.5 entnehmen kann, gewährleistet die Bulk-Deposition die vollständigste Erfassung der Stickstoffdepositionen, weil sie aufgrund der Konstruktion der Bulk-Sammler neben den festen Depositionen und einem Teil der gasförmigen Depositionen auch die nassen Depositionen am vollständigsten erfaßt.

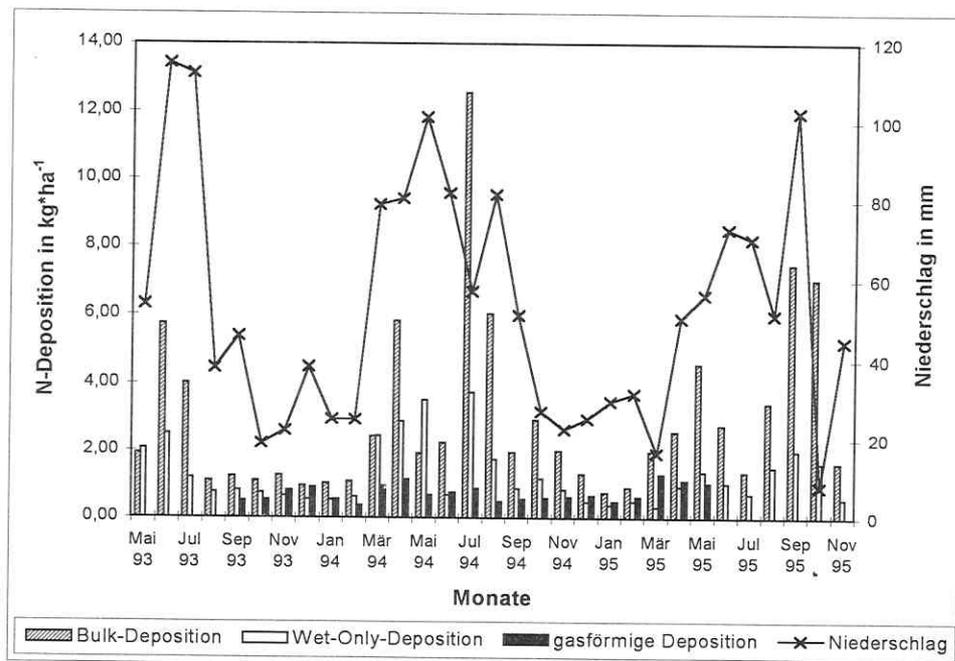


Abbildung 4.5: Vergleich der monatlichen gasförmigen, Wet-Only- und Bulk-Stickstoffdepositionen mit dem Niederschlag am Standort Bad Lauchstädt

Da für die monatlichen Proben nur eine Probe zur Verfügung stand (Wet-Only Sammler) oder aus den einzelnen Sammlern Mischproben gebildet wurden (Bulk-Sammler), können keine Standardabweichungen der einzelnen Proben angegeben werden. Die berechenbaren Fehlerquellen liegen somit nur bei der Volumenbestimmung und bei der Analyse. Die Fehler der Volumenbestimmung sind gegenüber dem Fehler der Analyse, der bei maximal 3 % liegt, zu vernachlässigen.

## 4.2. Das Integral Total Nitrogen (ITN) -Meßsystem

Eine Hauptaufgabe dieser Arbeit war die Entwicklung und Nutzung des hier vorgestellten Meßsystems zur Bestimmung der integralen Gesamtstickstoff-Deposition in ein Boden-Pflanze-System (ITN-Meßsystem = Integral Total Nitrogen). Deshalb wird es nicht im Kapitel „Material und Methoden“, sondern hier im Kapitel „Ergebnisse“ vorgestellt.

Der Begriff „Integraler Gesamteintrag“ beinhaltet, daß integral über einen bestimmten Zeitraum der Eintrag aller Stickstoffformen aus der Atmosphäre in das Boden-Pflanze-System erfaßt wird. Der Begriff „Gesamtdeposition“ ist dabei synonym zu dem Begriff „Gesamteintrag“. Der Gesamteintrag beinhaltet neben der Stickstoffmenge, die aus der Atmosphäre durch physikalische Kräfte (Gravitation, Diffusion etc.) deponiert wird, auch die Stickstoffmengen, die aktiv durch pflanzenphysiologische oder mikrobiologische Prozesse aufgenommen werden.

Der Begriff „Immission“ wird vermieden, da dieser im Bereich der Atmosphärenforschung und Luftchemie für Stoffkonzentrationen in der Luft, sogenannten „Immissionskonzentrationen“, benutzt wird, aus denen Einträge aus der Atmosphäre berechnet werden. Diese Art der Depositionsmessung (Mikrometeorologische Methoden) basieren auf einem anderen Ansatz, und beide Methoden sollen nicht aufgrund ähnlicher Begriffe verwechselt werden. Mit dem ITN-Meßsystem wird der Teil der Stickstoffverbindungen aus der Luft bestimmt, der tatsächlich in den Boden eingetragen oder aktiv von den Pflanzen aufgenommen wird.

Das neuentwickelte ITN-Meßsystem basiert auf der Anwendung der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode (vgl. 2.2., Seite 19). Aber statt die aufzunehmenden Stickstoffkomponenten aus der Atmosphäre zu markieren, was in Feldversuchen nicht möglich ist, wird in einem abgeschlossenen Gefäßsystem mit Pflanzenbewuchs (Boden-Pflanze-System) ein  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ -Tracer eingesetzt und die Verdünnung dieses  $^{15}\text{N}$ -Tracers durch den aufgenommenen atmosphären Stickstoff gemessen.

### 4.2.1. Aufbau des ITN-Meßsystems

Das ITN-Meßsystem (vgl. Abbildung 4.6, Seite 47) besteht aus 4 modifizierten Pflanzenkulturgefäßen (System Kick-Brauckmann, vgl. Abbildung 4.7, Seite 48), mit einer jeweiligen Oberfläche von  $0,038 \text{ m}^2$ , die jeweils über einen Wasserabfluß (Gummischlauch mit 8 mm Innendurchmesser) mit einem Sammelgefäß für die Nährlösung und das überschüssige Regenwasser verbunden sind.

Eine Schlauchpumpe (MS-CA2, *Ismatec*) (5) mit vier Kanälen und einem Pumpvolumen von etwa 400-500 ml/h transportiert das Gemisch aus gesammeltem Regenwasser und Nährlösung aus den Sammelgefäßen (2) auf die Vegetationsgefäße (1). Fällt das Wasservolumen in den Sammelgefäßen unter ein Minimum von 3 - 3,5 l, füllt ein automatisches Ventil (4) destilliertes Wasser aus einem Reservekanister (3) nach, um eventuellen Trockenstreß bei den Pflanzen zu verhindern. Der schematische Aufbau des ITN-Meßsystems für ein Gefäß ist in Abbildung 4.6 dargestellt.

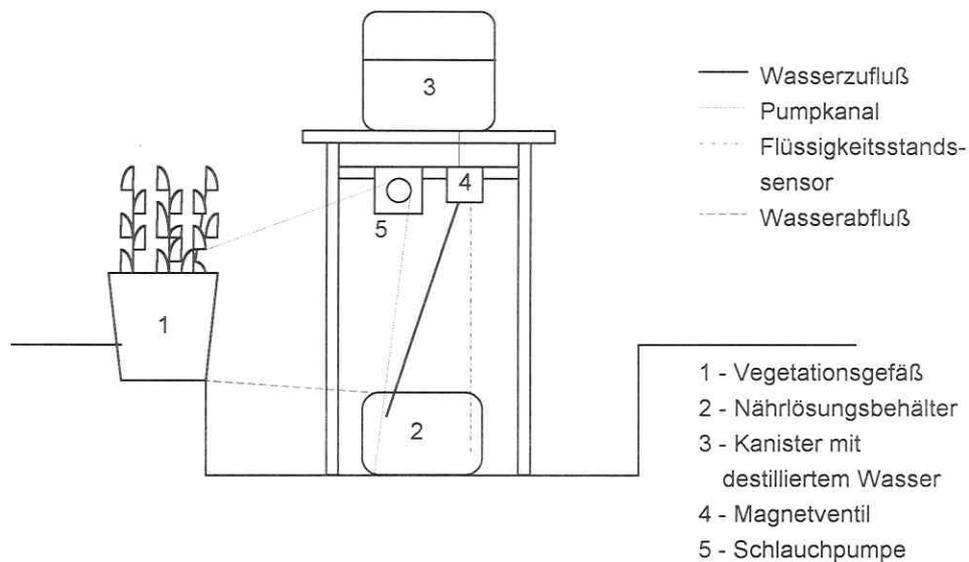


Abb. 4.6 Schematischer Überblick über das ITN-Meßsystem

Die Nährlösungsbehälter sind schwarze 10 l - Kanister aus Hartkunststoff, die mit jeweils zwei Vorrichtungen zur Halterung der etwa 25 cm langen Metall-Flüssigkeitsstandssensoren ausgestattet sind. Die Sensoren zur Schaltung der Ventile für die Zufuhr des destillierten Wassers funktionieren über die elektrische Leitfähigkeit der Nährlösung. Der Reservekanister faßt ein Volumen von ca. 20 l und ist am unteren Ende mit einer Auslaufvorrichtung versehen, durch die das destillierte Wasser in vier Gummischläuchen über die Ventile in die Nährlösungsbehälter gelangt.

Bei den Vegetationsgefäßen handelt es sich um modifizierte Pflanzenkulturgefäße, System Kick/Brauckmann (*Stoma*). Der innere Aufbau der Gefäße ist Abbildung 4.7

zu entnehmen. Im inneren Gefäß, ca. 1 cm über dem Boden, ist eine Siebplatte eingefügt. Darüber befindet sich ein feines, für den Sand undurchlässiges GazeNetz (Maschenweite ca. 0,5 mm), das den oberen Substratraum von der ablaufenden Nährlösung trennt. Auf diesem GazeNetz ist eine ca. 4 cm hohe Schicht aus Raschigringen (Glasringe mit 5 bis 8 mm Durchmesser) bzw. Tonscherben (B-1) für einen besseren Wasserablauf eingefügt. Auf diese Schicht aus Raschigringen wurde 10 kg stickstofffreier Sand (WF32, Sand- und Tonwerk Wahlbeck GmbH) als bodenähnliches Substrat gefüllt. Das äußere Pflanzenkulturgefäß wurde mit einem tropfdichten Abfluß versehen, an dem der Schlauch für den Abfluß der Nährlösung in den Nährlösungsbehälter angeschlossen ist.



Abb. 4.7: Modifiziertes Pflanzenkulturgefäß, System Kick-Brauckmann

Der gesamte aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff konnte so mit dem System gesammelt werden, und Stickstoffverluste durch Nitrifikation und Denitrifikation sollten wegen der aeroben Bedingungen in einer Sandkultur minimal sein. Die zweite Annahme hat sich im ersten Versuch B-1 nicht bestätigt. Daher erfolgte ab dem Frühjahr 1995 in Bad Lauchstädt eine Belüftung der Nährlösung des ITN-Meßsystems mit von  $\text{NO}_x$  gereinigter Luft, um durch Schaffung von aeroben Bedingungen in den Sammelgefäßen die Denitrifikation zu verhindern. Die Luft wurde zur Filterung mit einer Membranpumpe (FT18) durch zwei mit jeweils ca. 3 l Aktivkohle gefüllte Glasgefäße und dann in die Nährlösungsbehälter geleitet. Die Aktivkohle wurde ca. alle 6 Wochen gewechselt und durch Waschen mit destilliertem Wasser und Ausglühen bei 180 °C regeneriert.

Die Gefäße des ITN-Meßsystems wurden am Meßstandort in einen Bestand eingegliedert. Die Abmessungen und die Versuchsanordnung sind in Abbildung 4.8

zu sehen. Zur Anlage des ITN-Meßsystem im Feld siehe auch Abb. 9.1 - 9.3 im Anhang.

Die elektrische Steuereinrichtung für die Zeitschaltung der Schlauchpumpe und die Schaltung der Ventile für das destillierte Wasser steht etwa einen Meter von dem sonstigen ITN-Meßsystem entfernt in einem Unterstand, der die Steuerelektronik vor Wind, Nässe und Sonneneinstrahlung schützt. Im Winter wurde zudem ein Schutz gegen Frost eingebaut, der das gesamte System bei einer Lufttemperatur unter 4 °C abgeschaltete.

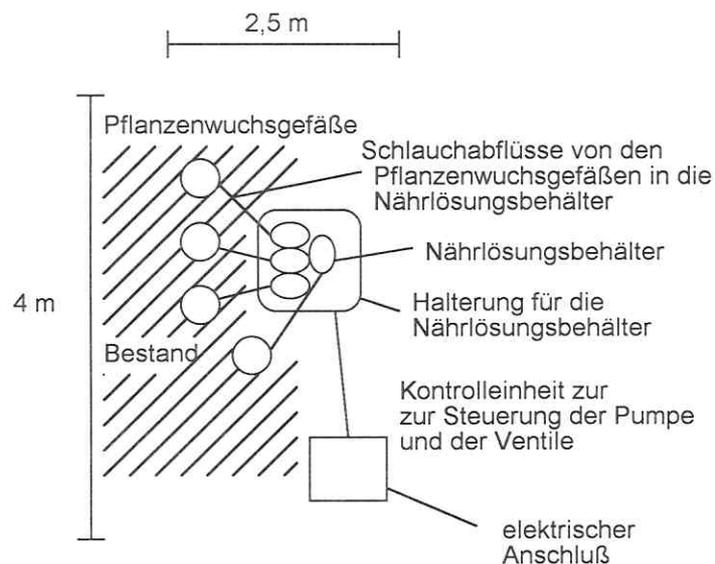


Abbildung 4.8: Schematische Draufsicht auf die Anordnung und Abmessung des ITN-Meßsystem am Meßstandort

Die Bewässerung der Vegetationsgefäße erfolgte in den Herbst- und Wintermonaten (Oktober bis März) viermal am Tag für ½ Stunde über eine elektronische Schaltuhr (*multimat-ER, Diehl*), außer während der Frostperiode, in der die Pumpe durch den Temperaturfühler automatisch abgestellt war. Ab März wurden die Versuche 4 \* 1 Stunde pro Tag bewässert, um in jedem Fall eine ausreichende Wasserversorgung zu gewährleisten. Während der sehr warmen Monate (Juli und August) beschränkte sich die Bewässerung auf die Morgenstunden (7 - 9 Uhr) und Abendstunden (19 - 21 Uhr), um eine hohe Verdunstung am Tage zu verhindern.

#### 4.2.2. Versuche und untersuchte Einflußfaktoren

Tabelle 4.1: Übersicht über die Experimente, die mit dem ITN-Meßsystem für bepflanzte Gefäße (Angaben der Kontrollgefäße in Klammern) durchgeführt wurden

Ver- such	Ort	Zeitraum	Dauer in Tagen	Bepflanzung, Pflanzenanzahl	Sub- strat	mg N/ Gefäß	Anzahl der Gefäße (Kontr.)
B-1	Bad Lauchstädt (B)	18.04. 94 -21.06. 94	64	Sommerweizen (SW), 16	Sand	338 (241)	3 (1)
B-2	Bad Lauchstädt (B)	10.08. 94 -11.10. 94	62	Rübsen (R), 10	Sand	171 (98)	3 (1)
B-3	Bad Lauchstädt (B)	13.10. 94 -07.06. 95	237	Winterroggen (WR), 13	Sand	195 (98)	3 (1)
B-4	Bad Lauchstädt (B)	21.03. 95 -26.06. 95	97	Sommerweizen (SW), 12	Sand	252 (126)	5 (3)
B <sub>S</sub> -4	Bad Lauchstädt (B)	21.03. 95 -26.06. 95	97	Sommerweizen (SW), 12	Boden	0	3
B-5	Bad Lauchstädt (B)	12.06. 95 -14.08. 95	63	Sommergerste (SG), 13	Sand	200	4
B <sub>N</sub> -5	Bad Lauchstädt (B)	12.06. 95 -14.08. 95	63	Sommergerste (SG), 13	Sand	600	4
B-6	Bad Lauchstädt (B)	22.08. 95 -07.11. 95	77	Sommerweizen (SW), 13	Sand	200	4
S-1	Pflanzen- wuchs- schrank (PS)	21.02. 95 -21.04. 95	59	Sommerweizen (SW), 13	Sand	221 (98)	3 (2)
S <sub>S</sub> -1	Pflanzen wuchs- schrank (PS)	21.02. 95 -02.05.95	70	Sommerweizen (SW), 12	Boden	0	3
L-1	Leipzig (L)	22.10. 94 -09.06. 95	230	Winterroggen (WR), 14	Sand	220 (147)	3 (1)
L-2	Leipzig (L)	28.06. 95 -08.09. 95	72	Sommergerste (SG), 13	Sand	200	4
L-3	Leipzig (L)	11.09. 95 -23.11. 95	73	Sommerweizen (SW), 13	Sand	123	4

In Tabelle 4.1 sind die 13 Versuche zusammengestellt, die in der Zeit von April 1994 bis November 1995 mit dem ITN-Meßsystem durchgeführt wurden. Das Hauptziel bei der Anlage der Versuche war eine quasi-kontinuierliche Messung der Gesamtstickstoff-Depositionen in ein Boden-Pflanze-System eines Agrarökosystems am Standort Bad Lauchstädt für mindestens ein Jahr (Versuche B-1 bis B-6). Zum Vergleich mit den Messungen auf bewachsenen Gefäßen wurden bei den ersten Versuchen Kontrollgefäße ohne Pflanzen angesetzt. Diesen Freilandversuchen sollten zwei Parallelversuche (S-1 und S<sub>S</sub>-1) in einem Pflanzenwuchsschrank gegenübergestellt werden. Außer am Agrarstandort Bad Lauchstädt wurden drei Versuche am urbanen Standort Leipzig durchgeführt (L-1 bis L-3). Außerdem sind zur Entwicklung und Erprobung des Meßsystems ein zweites Substrat (Boden, B<sub>S</sub>-4) und eine höhere Stickstoffversorgung in Versuchen getestet worden (B<sub>N</sub>-5). Eine Zusammenstellung der zu vergleichenden Versuche ist in Tabelle 4.2 zu sehen.

Tabelle 4.2: Zusammenstellung der in den Versuchen mit dem ITN-Meßsystem untersuchten Einflußfaktoren und die dafür zu vergleichenden Versuche

Untersuchte Einflußgrößen	Versuche
Pflanzenbewuchs/Kontrollgefäße	B-1, B-2, B-3, B-4, S-1, L-1
Reinluftbedingungen	S-1: B-4, S <sub>S</sub> -1: B <sub>S</sub> -4
Substrat	S-1: S <sub>S</sub> -1, B-4: B <sub>S</sub> -4
Stickstoffversorgung	B <sub>N</sub> -5: B-5

#### Pflanzenbewuchs/Kontrollgefäße

Das Hauptkriterium für die Auswahl der Pflanzen für die bewachsenen Gefäße war die Fruchtfolge auf den umliegenden Feldern am Standort Bad Lauchstädt. Daher fiel die erste Wahl auf Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) als eine Getreideart, die als tolerant gegenüber schlechten Wachstumsbedingungen (limitierte Stickstoffversorgung, Sand als Substrat) gilt und die relativ standorttypisch ist. Im ersten Herbst erfolgte die Durchführung des Versuches B-2 mit Rübsen (*Brassica rapa* L.) als Zwischenfrucht, aber deren Wachstum war nicht befriedigend (vgl. Abb. 9.5, Anhang), so daß für alle weiteren Versuche auf Getreidearten zurückgegriffen wurde. Für die Versuche im Winter wurde Winterroggen (*Secale cereale* L.) und für die Versuche im Frühjahr und Sommer 1995 Sommerweizen sowie Sommergerste (*Hordeum vulgare* L.) benutzt. Die genutzten Getreidearten erwiesen sich für den

Versuchsansatz als geeignet, da sie trotz der Mangelernährung und des Substrates Sand einen normalen Pflanzenhabitus ausbildeten (Abb. 9.4 und 9.6, Anhang) und den Sand vollständig durchwurzeln.

Mit den Kontrollgefäßen sollten die Stickstoffdepositionen in das ITN-Meßsystem ermittelt werden, die ohne Pflanzenbewuchs in das System eingetragen werden. In den ersten 4 Versuchen war jeweils ein Kontrollgefäß und bei den Versuchen S-1 und B-4 waren jeweils zwei bzw. drei Kontrollgefäße angesetzt. Die Stickstoffgaben waren bei allen Kontrollgefäßen niedriger als bei den bepflanzten Vegetationsgefäßen. Außerdem wurden durchschnittlich 30 ml einer Thymollösung (40 mg Thymol auf 1 ml Ethanol) als Biostat zugegeben, so daß sichtbares Algenwachstum verhindert werden konnte. Ab Juli 1995 wurden die Versuche mit Kontrollgefäßen aufgrund mangelhafter Ergebnisse (vgl. 4.3.3., Seite 84) eingestellt.

### **Standort**

Neben dem Hauptstandort für das ITN-Meßsystem an dem Agrarstandort auf dem Meßfeld in Bad Lauchstädt (UFZ-Feldversuchsstation, ca. 15 km südwestlich von Halle) wurde ein urbaner Standort in Leipzig gewählt, um die Gesamtstickstoff-Depositionen an diesen beiden Standorten vergleichen zu können. Am Standort Bad Lauchstädt waren 8 Versuche, am Standort Leipzig 3 Versuche und im Pflanzenwuchsschrank bei relativen Reinluftbedingungen 2 Versuche durchgeführt worden.

Am Standort Bad Lauchstädt befanden sich die Vegetationsgefäße in oder am Rande eines Feldbestandes, um Bestandsbedingungen zu simulieren und die Gefäße nicht zu sehr für Staubeinträge der umliegenden Felder zu exponieren. Am Standort Leipzig waren die Vegetationsgefäße von der dort vorhandenen Wiesenvegetation umgeben. Das ITN-Meßsystem stand dort, abgeschirmt durch eine Mauer, an einer verkehrsreichen Ausfallstraße und im Abstand von ca. 8 m zu einem 3 m hohen Gebäude.

### **Experimente im Pflanzenwuchsschrank**

Neben den Experimenten an den beiden Standorten Bad Lauchstädt und Leipzig sollte in Versuchen unter relativen Reinluftbedingungen in einem Pflanzenwuchsschrank der nur durch das System bedingte Stickstoffeintrag als

„Nulleintrag“ oder „Blindwert“ des ITN-Meßsystem im Vergleich zu den Versuchen an den exponierten Standorten ermittelt werden.

Der Versuch S-1 mit Sand als Substrat bestand aus drei bewachsenen und zwei Kontrollgefäßen, die jeweils mit 8,028 kg Sand mit 10 % Wassergehalt gefüllt waren (0,972 kg Wasser). Der Wassergehalt der Gefäße wurde alle zwei Tage kontrolliert und angeglichen, wobei der Feuchtegehalt wegen des hohen Wasserbedarfes der Pflanzen und der geringen Wasserspeicherkapazität des Sandes von 10 % auf ca. 15 % erhöht werden mußte. Der Versuch S<sub>S</sub>-1, bei dem Boden als Substrat diente (vgl. Substrat, s. u.), bestand aus drei bewachsenen Gefäßen. Auf den Gefäßen beider Versuche wurde Sommerweizen als Pflanze verwendet.

Bei beiden Versuchen im Pflanzenwuchsschrank S-1 und S<sub>S</sub>-1 erfolgte die Versuchsdurchführung ohne den unter 4.1.1. beschriebenen ITN-Meßsystemaufbau in einfachen Pflanzenkulturgefäßen, System Kick/Brauckmann. An dem äußeren Gefäß war ein Flüssigkeitsstandsmesser angebracht, an dem die Höhe des Flüssigkeitsstandes in den Gefäßen ablesbar war.

Der Pflanzenwuchsschrank (*Haereus-Vötsch*, HPS 1500) wurde in einem Tag-Nacht-Zyklus betrieben. Die Tagesperiode dauerte 14 Stunden bei einer Temperatur von 22 °C und 67 % Luftfeuchte, die Nachtperiode 10 Stunden bei 16 °C und 82 %. Der Pflanzenwuchsschrank hatte einen Umluftkreislauf mit einer maximalen Frischluftzufuhr von 5 m<sup>3</sup>/h, wobei die zugeführte Luft durch einen Staubfilter gereinigt wurde. Ein Ventilator im Inneren des Pflanzenwuchsschranks sorgte für eine vertikale Luftführung von unten nach oben innerhalb der Kammer. Die Lichtintensität der Bestrahlung lag maximal bei 60000 Lux in 500 mm Lichtpunkthöhe, die von 12 Metallhalogenidstrahlern mit tageslichtähnlichem Spektrum (Typ *Osram*, HQF-250 W/NDL, Sekurit) erzeugt wurde. Der Pflanzenwuchsschrank hatte zwei durch eine Zwischeneinlage entstandene Ebenen. Die bepflanzten Gefäße standen wegen der höheren Lichtstrahlung auf der oberen Ebene und die Kontrollen auf der unteren Ebene. Die Zugabe der Nährlösung erfolgte wie in den Versuchen auf dem Feld.

### Substrat

Als Substrat war Sand gewählt worden, da dieser von allen untersuchten Substratmedien die geringsten Stickstoffgehalte aufwies (unveröffentlichte Ergebnisse). Um den Einfluß des Substrates auf das Pflanzenwachstum und die Aufnahme von atmogenem Stickstoff in die Pflanzen zu untersuchen, wurden die Versuche S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4 auf einem <sup>15</sup>N-markierten Schwarzerdeboden vom Standort Etdorf angesetzt. Der Boden war den oberen 25 cm eines Lysimeters entnommen

worden, das von Anfang der 80er Jahre bis zum Sommer 1994 in Brandis in der Lysimeterstation des sächsischen Landesamtes stand. Mitte der 80er Jahre war der Boden mehrjährig mit hochmarkiertem  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff gedüngt worden. 1993 und 1995 wurden Mineralisationsuntersuchungen an diesem Boden vorgenommen. Dabei zeigte der mineralisierte Stickstoff eine weitgehend konstante  $^{15}\text{N}$ -Markierung (vgl. Ergebnisse 4.3.4., Seite 89). Aufgrund dieser Voraussetzung ließ sich der Boden im ITN-Meßsystem einsetzen, denn durch die Versorgung der Pflanze mit konstant  $^{15}\text{N}$ -markiertem mineralisiertem Stickstoff ist das Meßprinzip des ITN-Meßsystems, bezogen auf den atmosphären Stickstoffeintrag in die Pflanze, ebenfalls erfüllt. Eine Bestimmung des atmosphären Stickstoffeintrages in den Boden ist aufgrund der großen organischen Stickstoffmenge im Boden jedoch nicht möglich.

Die Gefäße von Versuch  $S_S-1$  und Versuch  $B_S-4$  waren je mit 9 kg eines Boden-Sand-Gemisches bei einer Anfangsfeuchte von 10 % gefüllt (4,1 kg Sand, 3,64 kg Boden und 1,26 kg Wasser). Der Boden war zu 50 % mit Sand gemischt, da sein hoher Feinschluffanteil zu hoher Oberflächenverschlammung führt und sich der reine Boden daher für Topfexperimente weniger eignet. Die Mineralisierungsrate des Bodens wurde parallel zu dem Versuch im Pflanzenwuchsschrank nach der Vorschrift von Stanford (STANFORD AND SMITH, 1972) im Inkubationsschrank über eine Zeitdauer von 12 Wochen bestimmt. Bei den Versuchen mit Boden wurde nur stickstofffreie Nährlösung zugegeben, wobei die Dosierung etwa bei der Hälfte der Nährlösungsmenge bei den Versuchen auf Sand lag. Bei beiden Versuchen war Sommerweizen gesät worden. Bei den Gefäßen von Versuch  $B_S-4$  (auf dem Feld) wurde das überschüssige Regenwasser in Sammelflaschen aufgefangen, die an die Pflanzenkulturgefäße angebracht waren.

### Stickstoffversorgung

Der mittlere Wert für die Stickstoffversorgung bei den Vegetationsgefäßen des ITN-Meßsystems beträgt 250 mg Stickstoff pro Gefäß. Diese im Vergleich zu normalen Topfexperimenten (min. 1500 - 2700 mg pro Gefäß, SCHROPP 1951) relativ kleine Stickstoffmenge wurde am Anfang gewählt, damit auch kleine Mengen von atmosphären Stickstoff über die Verdünnung des vorgelegten Tracers meßbar sein würden. Im weiteren Verlauf der Experimente konnte zwar die vorgelegte  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit reduziert werden, aber die geringe Stickstoffmenge wurde beibehalten, vor allem um hohe gasförmige Stickstoffverluste zu vermeiden. In den parallelen Versuchen  $B_N-5$  und  $B-5$  wurde der Einfluß einer im Vergleich zur normalen Stickstoffversorgung dreifach höheren Stickstoffversorgung auf das Pflanzenwachstum und die Stickstoffaufnahme aus der Atmosphäre untersucht.

### 4.2.3. Betreuung des ITN-Meßsystems

#### Nährstoffzugabe

Die Stickstoffzugabe erfolgte in Form einer  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ -Lösung, wobei die Stickstoffmenge, die zu den einzelnen Versuchen zugegeben wurde, variierte (vgl. Tabelle 4.1, Seite 50). Die Anreicherung der  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ -Lösung lag für die ersten beiden Experimente bei 11,15 bzw. 11,17 At.-%. Da sich zeigte, daß für die Experimente eine so hohe  $^{15}\text{N}$ -Markierung nicht notwendig war, wurde die Markierung der  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ -Lösung für die nachfolgenden Experimente auf 5,74 bis 5,83 At.-% herabgesetzt. Die Kontrollgefäße wurden im Durchschnitt immer nur mit der Hälfte der Stickstoffmenge, wie die bewachsenen Vegetationsgefäße, versorgt (vgl. Tabelle 4.1, Seite 50). Bei dem ersten Versuch wurde durch Entnahme von 20 - 100 ml Wasserproben und deren Analyse auf  $\text{N}_{\text{an}}$  (anfangs nach Ammonium und Nitrat getrennt) die Stickstoffzugabe geregelt. Diese Methode hat sich jedoch als zu aufwendig erwiesen. Statt dessen orientierte sich die Stickstoffzugabe bei den weiteren Versuchen an der visuellen Kontrolle des Wachstumszustandes der Pflanzen.

Die stickstofffreie Nährlösung wurde ausreichend in 2 bis 6 Teilgaben zugegeben, so daß die hier angegebenen Mengen als Mindestmengen zu verstehen sind. Sie betragen pro Vegetationsgefäß:

- 5,8 g Calciumhydrogenphosphat-Dihydrat,
- 5,92 g Kaliumsulfat,
- 6,104 g Magnesiumsulfat-Heptahydrat
- 2 ml einer 5 %-igen Eisenchloridlösung
- 0,4 ml einer Hoagland A-Z-Lösung (A+B)

Das Calciumhydrogenphosphat-Dihydrat wurde vor dem Versuchsansatz mit den Sand vermengt. 74 g Kaliumsulfat und 76,3 g Magnesiumsulfat-Heptahydrat wurden in einem Liter Wasser als Standardlösung angesetzt, von der Teilgaben von 20 - 50 ml vor und während des Experimentes gegeben wurden. Die Hoagland A-Z-Lösung (SCHROPP, 1951) enthielt alle notwendigen Spurenelemente.

## pH-Wert

Die Kontrolle des pH-Wertes des Wassers erfolgte zuerst wöchentlich, später alle 3 bis 4 Wochen. Dazu wurden Wasserproben von 20 bis 100 ml aus dem Nährlösungsbehälter entnommen und deren pH-Wert mittels eines pH-Meters (pH Meter - pH 95, *Wissenschaftlich Technische Werkstätten, WTW*) bestimmt. Bei pH-Werten über 7 erfolgte durch Zugabe von verdünnter Schwefelsäure eine Korrektur des pH-Wertes, um gasförmige Verluste durch Ammoniakverdunstung zu vermeiden (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1992). pH-Werte im sauren Bereich (unter pH 5) sind nicht oder nur kurzzeitig nach der Zugabe von Schwefelsäure aufgetreten.

### 4.2.4. Ernte und Probenaufarbeitung

Nach der vollen Entwicklung der Ähren, aber noch vor der Blüte wurden die Pflanzen geerntet, da es durch die Blüte zum Teil zu hohen  $^{15}\text{N}$ -Verlusten kommt (FAUST, 1965). Bei der Ernte erfolgte die Aufteilung des ITN-Meßsystems in folgende Fraktionen: Pflanzen, Sand, KCl-Spüllösung, Wasser und Algen.

## Pflanzen

Die oberirdischen Pflanzenteile wurden abgeschnitten und bei Getreide nach Ähre, Blatt und Stengel getrennt. Bei 60 °C erfolgte die Trocknung bis zur Gewichtskonstanz und die Bestimmung der Trockenmasse. Die Wurzeln wurden durch vorsichtiges Waschen mit 3 l einer 0,05 N KCl-Lösung von dem Sand getrennt und ebenfalls bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Alle Pflanzenteile wurden in einer Zentrifugalmühle (Ultrazentrifugalmühle, G-Ultra-ZM1, *Retsch*) und/oder in einer Schwingmühle (G-Schwingmühle, MM 2, *Retsch*) gemahlen. Die Ernte der oberirdischen Pflanzenteile verlief bei den Versuchen auf Boden analog zu den Versuchen auf Sand. Die Wurzeln wurden allerdings nicht aus dem Boden herausgewaschen, sondern vorsichtig aus dem Boden herausgesiebt und herausgesammelt. Da die Wurzeln nach dem Heraussieben noch mit Erde verschmutzt waren, mußten sie mit destilliertem Wasser nochmals gesäubert werden.

Die Analyse der Pflanzenproben erfolgte nach der unter 3.1.1. beschriebenen Methode mit einem an ein Quadrupolmassenspektrometer gekoppelten Elementaranalysator in Doppelbestimmungen auf Stickstoff und  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit.

### **Sand/Boden**

Vor dem Herauswaschen der Wurzeln mit der KCl-Lösung wurde der Sand mit 800 ml einer durch  $\text{H}_2\text{SO}_4$  angesäuerten 0,05 N KCl-Lösung durchgespült, wobei die überschüssige Lösung im Wasser/Nährlösungsbehälter aufgefangen wurde. Die Trocknung des nassen Sandes erfolgte über eine Periode von 2 bis 3 Wochen auf 2 Lagen eines 580 mm \* 580 mm großem Filterpapier (mittelschnell/genarbt) durch Lufttrocknung. Die Beprobung wurde nach gutem Durchmischen in Schalen durchgeführt. Die Analyse des Sandes erfolgte nach der unter 3.1.2. (Seite 23) beschriebenen Methode per Kjehldalaufschluß.

Der Boden der Versuche  $S_S-1$  und  $B_S-4$  wurde nach gutem Durchmischen beprobt und die Proben bei  $-18\text{ }^\circ\text{C}$  eingefroren. Die Analyse auf löslichen Stickstoff und dessen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit im Boden verlief nach der unter 3.1.3. (Seite 23) beschriebenen Methode mit einfacher Wiederholung.

### **KCl-Lösung**

Nach dem Herauswaschen der Wurzeln wurde die KCl-Lösung aufgefangen, beprobt und zur Vermeidung von gasförmigen Stickstoffverlusten im Wasser durch mikrobielle Prozesse wie Denitrifikation und Nitrifikation mit ca. 5 ml konzentrierter Schwefelsäure versetzt und im Kühlschrank in gut verschlossenen Flaschen bei  $4\text{ }^\circ\text{C}$  im Dunkeln gelagert. Für die Versuche im Pflanzenwuchsschrank entfiel der Schritt des Spülens mit der angesäuerten 0,05 N KCl-Lösung, und die Wurzeln wurden direkt ausgewaschen.

### **Algen**

Die Algen, die sich in den nährlösungsdurchflossenen Schläuchen während des Versuchsverlaufes gebildet hatten, wurden zuerst getrocknet und nach 1- bis 2-tägigem Einweichen in Wasser aus den Schläuchen herausgeschabt. Danach erfolgte ein Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei  $60\text{ }^\circ\text{C}$ , die Gewichtsbestimmung und die Zerkleinerung in der Schwingmühle. Die Analyse verlief mit Doppelbestimmungen nach der unter 3.1.1. (Seite 23) beschriebenen Methode.

## Wasser

Das Wasser wurde zur Volumenbestimmung gewogen und ein aliquoter Teil (ca. 2 l) entnommen. Auch die Wasserprobe wurde, um gasförmige Stickstoffverluste zu vermeiden, mit ca. 5 ml konzentrierter Schwefelsäure versetzt und bei 4 °C im Dunkeln gelagert.

Für die  $N_{an}$ -Untersuchungen in den Wässern nach der unter 3.1.3. (Seite 23) beschriebenen Methode wurden Doppelbestimmungen ansonsten bei den im Laufe des Experimentes genommenen Wasserproben aufgrund der geringen Probemengen Einfachbestimmungen vorgenommen.

Bei den Analysen der KCl-Lösung, des Sandes und des Wassers auf Gesamtstickstoff nach der unter 3.1.2. beschriebenen Methode nach Kjeldahl wurden wegen der großen Streuung der Werte Fünffachbestimmungen durchgeführt. Bei allen  $^{15}N$ -Analysen über die Wasserdampfdestillation mußten die am NOI-Emissionsspektrometer gemessenen  $^{15}N$ -Häufigkeit durch den Blindwert der zugesetzten Analyse-Chemikalien korrigiert werden. Diese Korrektur (Gleichung 4.1) beruht auf der Verdünnungsgleichung (Gleichung 2.1) und lautet:

$$a_{\text{korr}} = ((N_P + N_{\text{Bl}}) * a_g' / N_P) + 0,366 \quad [4.1]$$

- $a_{\text{korr}}$  - korrigierte  $^{15}N$ -Häufigkeit der Probe
- $N_P$  - Stickstoffgehalt der Probe
- $N_{\text{Bl}}$  - Stickstoffgehalt der Chemikalien (Blindwert)
- $a_g'$  - gemessene Excess- $^{15}N$ -Häufigkeit der Probe
- 0,366 - natürliche  $^{15}N$ -Häufigkeit in At.-%

Abschätzungen ergaben, daß bei  $^{15}N$ -Häufigkeiten unter 0,5 At.-% oder Stickstoffgehalten von mehr als dem Dreifachen des Blindwertes der Chemikalien der Einfluß des Blindwertstickstoffes auf die  $^{15}N$ -Häufigkeit vernachlässigbar ist.

### 4.3. Ergebnisse und Diskussion des ITN-Meßsystems

Im ersten Teil der Ergebnisse des ITN-Meßsystems werden die Meßergebnisse der bewachsenen Gefäße für alle Versuche dargestellt und diskutiert. Die Ergebnisse der Kontrollversuche werden unter dem Punkt „Untersuchten Einflußfaktoren“ (Seite 82) präsentiert und erläutert.

#### 4.3.1. Berechnung der Stickstoffeinträge in das ITN-Meßsystem

Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre wurden auf zwei Wege berechnet. Der Brutto-Eintrag läßt sich mit Hilfe einer speziellen Form der Isotopenverdünnungsgleichung berechnen:

$$N_{dfa} = N_T * ( a_T' / a_E' - 1) \quad [4.2]$$

- $N_{dfa}$  - Stickstoff aus der Atmosphäre in mg
- $N_T$  - Menge Stickstoff in mg des eingesetzten Tracers
- $a_E'$  - Excess-<sup>15</sup>N-Häufigkeit des Meßsystems
- $a_T'$  - Excess-<sup>15</sup>N-Häufigkeit des eingesetzten Tracers

Diese Gleichung errechnet den Stickstoff-Brutto-Eintrag, d. h. den Stickstoffeintrag bezogen auf die eingesetzte Stickstoffmenge. Dabei geht man davon aus, daß das ITN-Meßsystem als einseitig geschlossenes System gelten kann, in das nur der atmosphäre Stickstoff eingetragen wird, aber keine Verluste auftreten. Da sich in den Versuchen allerdings gezeigt hat, daß nicht zu vernachlässigende Stickstoffverluste auftraten, konnte man das ITN-Meßsystem nicht länger als geschlossenes System betrachten, so daß eine weitere Art der Berechnung des Stickstoffeintrages aus der Atmosphäre eingeführt werden mußte. Diese Berechnung bezieht sich auf die am Ende des Experimentes vorhandene Stickstoffmenge. Sie wird als Stickstoff-Netto-Eintrag bezeichnet und läßt sich für die einzelnen repräsentativ beprobten Fraktionen des ITN-Meßsystems oder über die Mischhäufigkeiten der einzelnen Fraktionen für das gesamte ITN-Meßsystem mit den folgenden Formeln berechnen:

$$N_{TE} = \sum N_E * a_E' / a_{TE}' \quad [4.3]$$

$$N_{dfa} = \sum N_E - N_T \quad [4.4]$$

- $N_{TE}$  - Stickstoffmenge am Ende, die aus dem eingesetzten Tracer stammt  
 $N_E$  - gesamte Stickstoffmenge am Ende des Experimentes  
 $a_E'$  - Excess- $^{15}N$ -Häufigkeit am Ende des Experimentes  
 $a_{TE}'$  - Excess- $^{15}N$ -Häufigkeit des Tracers am Anfang  
 $N_{dfa}$  - Stickstoffmenge, die aus der Atmosphäre stammt

Im Idealfall, d.h. wenn 100 % des eingesetzten Stickstoffes wiedergefunden werden, stimmen beide Berechnungen miteinander überein. Bei Stickstoffverlusten, die in Feldversuchen nicht vermieden werden können, liegt der Stickstoff-Brutto-Eintrag immer über dem Stickstoff-Netto-Eintrag. Der Stickstoff-Netto-Eintrag stellt eine Mindestangabe der atmosphären Stickstoffdeposition dar.

#### 4.3.2. Auswertung der Versuche mit dem ITN-Meßsystem

Um die Auswertung des ITN-Meßsystems zu verdeutlichen, wird für Versuch B-4 die Auswertung in Schritten beispielhaft vorgenommen. Der Versuch hatte 8 Gefäße mit 5 bepflanzten Gefäßen und drei Kontrollen. Für den ersten Schritt der Auswertung (der N- und  $^{15}N$ -Bestimmung) wird ein bepflanztes Gefäß (I) mit der Einteilung in die jeweiligen Fraktionen und den gemessenen Parametern (Tabelle 4.3) vorgestellt.

Tabelle 4.3: Beispielhafte Verteilung der Stofffraktionen, des durchschnittlichen Stickstoffgehaltes, der Stickstoffmenge und der  $^{15}N$ -Häufigkeit in den einzelnen Fraktionen des bepflanzten Gefäßes I von Versuch B-4

Fraktion	Stoff-	durchschnitt-	Stickstoffmenge	$^{15}N$ -Häufigkeit
	menge			
	g/Gefäß	%	mg	At.-%
Wasser	7667	0,00105	80,47	5,13
KCl-Lösung	3000	0,00071	21,24	3,56
Algen, TM	0,14	5,63	7,97	5,14
Sand	10000	0,00064	63,92	2,65
Blatt, TM	3,14	1,2	38,22	4,20
Wurzel, TM	9,77	0,29	28,21	4,05
Stengel, TM	10,10	0,47	47,46	4,57
Ähre, TM	1,60	1,42	22,66	4,82

Die Mengen des Sandes und das Volumen der KCl-Lösung sind aufgrund des Versuchsaufbaus und der Versuchsaufarbeitung festgelegt (4.2., Seite 46). Die Stoffmenge der anderen Fraktionen differieren für die einzelnen Versuche. Die Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die Gefäße aller Versuche können Tabelle 9.1 im Anhang entnommen werden.

Eine Zusammenfassung von den fünf bepflanzten Gefäßen ist in Tabelle 4.4 als Mittelwert mit Standardabweichung enthalten. Die entsprechenden 8 Fraktionen wurden zu 4 zusammengefaßt. Dabei wurden die Fraktionen Wasser, KCl-Lösung und Algen zu „Wasser“ sowie Blätter, Stengel und Ähre zu der Fraktion „Pflanze, obere“ zusammengefaßt. Die Mischhäufigkeiten der neuen Fraktionen wurden rechnerisch über die allgemeine Isotopenmischungsgleichung [2.1] bestimmt. Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre ( $N_{dfa}$ ) sind Stickstoff-Netto-Einträge und werden über Gleichung 4.3 und 4.4 (Seite 59) berechnet.

Tabelle 4.4: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $N_{dfa}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-4 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 5 Einzelwerten mit Standardabweichung des Mittelwertes

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$N_{dfa}$ in mg	$N_{dfa}$ - Verteilung in % <sup>1)</sup>
Wasser	116,30 ± 9,06	43,30 ± 3,37	5,29 ± 0,48	36,41 ± 3,28	19,85 ± 6,45	25,44 ± 6,18
Sand	57,65 ± 2,80	21,47 ± 1,04	1,43 ± 0,12	9,82 ± 0,80	33,54 ± 2,44	43,94 ± 2,85
Pflanze, obere	102,36 ± 10,71	38,11 ± 3,99	4,76 ± 0,57	32,76 ± 3,92	15,42 ± 2,19	20,41 ± 3,84
Wurzel	29,38 ± 3,38	10,94 ± 1,26	1,20 ± 0,17	8,25 ± 1,18	7,74 ± 0,43	10,17 ± 0,97
Wasser + Sand	180,79 ± 7,06	64,77 ± 2,63	6,72 ± 0,46	46,22 ± 3,17	53,42 ± 7,96	69,41 ± 4,74
Pflanze, gesamt	131,74 ± 13,33	49,05 ± 4,96	5,96 ± 0,72	41,01 ± 4,94	23,15 ± 2,16	30,58 ± 4,74
Gesamt	305,69 ± 11,28	113,82 ± 4,20	12,68 ± 0,34	87,24 ± 2,31	76,58 ± 6,56	100,0 ± 0,0

<sup>1)</sup> bezogen auf gesamt  $N_{dfa}$  in mg

Bei Versuch B-4 sind durchschnittlich 252 mg Stickstoff pro bepflanztes Gefäß eingesetzt. Die Stickstoffwiederfindungsraten in den einzelnen Fraktionen beziehen sich auf diese eingesetzte Stickstoffmenge. Die zusammengefaßten Ergebnisse der anderen Versuche sind in den Tabelle 9.2 - 9.11 im Anhang zu finden.

Die Auswertung der Kontrollgefäße verläuft parallel dazu, nur daß die Pflanzenfraktion fehlt. Bei den Versuchen auf Boden erfolgt nur eine Auswertung der Pflanzenfraktion, da eine Auswertung des Bodens nicht sinnvoll ist (s. u.). Die unter 4.3.1. aufgezeigten gemessenen Parameter des ITN-Meßsystems zeigen die verschiedenen Größenordnungen der Fraktionen und deren Stickstoffgehalte. Die Zusammenfassung der ursprünglich 8 analysierten Fraktionen zu 2 - 4 Fraktionen erwies sich als sinnvoll.

#### 4.3.3. Verlauf der Versuche - Kontrollkriterien

In den Tabellen 4.5 - 4.7 sind sogenannte Kontrollkriterien der verschiedenen Versuche zusammengestellt. Diese Kontrollkriterien geben Auskunft darüber, ob die verschiedenen Versuche systematisch gleich verlaufen sind und ob sich somit präzise Ergebnisse mit dem ITN-Meßsystem erzielen lassen.

#### <sup>15</sup>N-Wiederfindung

Das wichtigste Kontrollkriterium der Versuche ist die <sup>15</sup>N-Wiederfindung (vgl. Tabelle 4.5, Seite 63). Sie bezieht sich auf die eingesetzte <sup>15</sup>N-Stickstoffmenge. Die <sup>15</sup>N-Wiederfindung ist ein wichtiger Maßstab für die Qualität der durchgeführten Versuche, da sie ein indirektes Maß für die Stickstoffverluste während der Versuche ist und sich direkt auf den Unterschied zwischen Brutto- und Netto-Deposition auswirkt. Der prozentuale Stickstoffgehalt des gesamten ITN-Meßsystems am Ende jedes Versuches ( $N_E$ -Gehalt, System) bezieht sich auf die eingesetzte Stickstoffmenge am Anfang des Versuches (vgl. Tabelle 4.5). Eine parallele Betrachtung der <sup>15</sup>N-Wiederfindung und des prozentualen Stickstoffgehaltes läßt erkennen, bei welchen Versuchen sehr hohe Stickstoffverluste aufgetreten sind und zeigt, welche Versuche ohne die Benutzung eines <sup>15</sup>N-Tracers nicht hätten ausgewertet werden können (B-1, B<sub>N</sub>-5, vgl. Tabelle 4.5).

Es gibt mehrere Faktoren, die die gasförmigen Stickstoffverluste und damit die <sup>15</sup>N-Wiederfindung in dem ITN-Meßsystem beeinflussen.

Tabelle 4.5: Zusammenstellung einiger Kontrollkriterien der Versuche mit dem ITN-Meßsystem (Die Bezeichnungen und Abkürzungen der Versuche beziehen sich auf Tabelle 4.1, zur Berechnung von  $N_{dfa}$  vgl. Tabelle 4.4)

Ver- such	Ort	Zeitraum	$^{15}\text{N}$ - Wieder- findung	$N_E$ - Gehalt, System	$N_{dfa}$ - Pflanze	$N_{dfa}$ - Sand	N- Pflanze	N- Sand
			%	%	%	%	%	%
B-1	B	18.04. 94 -21.06. 94	63,2 $\pm 5,2$	85,1 $\pm 6,4$	47,2 $\pm 3,5$	23,1 $\pm 10,0$	66,0 $\pm 4,0$	17,6 $\pm 5,0$
B-2	B	10.08. 94 -11.10. 94	87,3 $\pm 3,3$	122,0 $\pm 6,4$	19,4 $\pm 4,2$	50,8 $\pm 12,5$	36,0 $\pm 3,4$	27,9 $\pm 7,5$
B-3	B	13.10. 94 -07.06. 95	69,9 $\pm 3,8$	119,8 $\pm 4,0$	27,4 $\pm 1,4$	53,6 $\pm 1,4$	45,7 $\pm 3,5$	36,7 $\pm 1,0$
B-4	B	21.03. 95 -26.06. 95	87,2 $\pm 2,3$	113,8 $\pm 4,2$	30,6 $\pm 4,7$	43,9 $\pm 2,9$	43,0 $\pm 3,3$	18,9 $\pm 1,2$
B-5	B	12.06. 95 -14.08. 95	77,4 $\pm 3,1$	114,8 $\pm 4,8$	27,3 $\pm 8,0$	53,7 $\pm 7,6$	52,6 $\pm 6,1$	32,6 $\pm 5,3$
$B_N$ -5	B	12.06. 95 -14.08. 95	71,9 $\pm 5,5$	85,7 $\pm 6,2$	49,1 $\pm 3,5$	34,0 $\pm 2,6$	72,7 $\pm 4,8$	18,2 $\pm 1,0$
B-6	B	22.08. 95 -07.11. 95	86,3 $\pm 4,0$	109,3 $\pm 5,5$	40,7 $\pm 7,2$	36,7 $\pm 10,5$	60,5 $\pm 6,8$	21,7 $\pm 3,2$
S-1	PS	21.02. 95 -21.04. 95	117,4 $\pm 8,2$	128,4 $\pm 6,6$	44,2 $\pm 7,8$	35,0 $\pm 9,3$	82,2 $\pm 1,2$	12,7 $\pm 1,5$
L-1	L	22.10. 94 -09.06. 95	88,0 $\pm 4,1$	134,6 $\pm 1,8$	28,0 $\pm 2,4$	52,0 $\pm 1,6$	53,7 $\pm 4,8$	32,6 $\pm 2,6$
L-2	L	28.06. 95 -08.09. 95	71,7 $\pm 6,5$	120,1 $\pm 13,4$	14,4 $\pm 3,0$	63,5 $\pm 1,8$	38,5 $\pm 5,6$	41,2 $\pm 4,5$
L-3	L	11.09. 95 -23.11. 95	92,1 $\pm 4,6$	123,4 $\pm 2,5$	35,2 $\pm 3,0$	38,8 $\pm 2,5$	41,5 $\pm 3,1$	35,0 $\pm 2,3$

*Der jahreszeitliche oder Temperatureinfluß:*

Die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten bei den Versuche in den Sommermonaten liegen mit Werten von 63 - 77 % bei den Versuchen B-1,  $B_N$ -5, B-5 und L-2 unter den  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten der Versuche im Herbst oder Winter mit 86 - 92 % bei B-2, L-1, B-6 und L-3 (Tabelle 4.5). Dies erklärt sich durch den bekannten positiven Einfluß der Temperatur auf die mikrobiellen Prozesse wie Denitrifikation oder Nitrifikation,

die zu gasförmigen Stickstoffverlusten führen (BOWMANN et al., 1990). Dieser jahreszeitliche Faktor korreliert nicht unbedingt direkt mit der monatlichen Durchschnittstemperatur, sondern ergibt sich aus einer Kombination von durchschnittlicher Tagestemperatur und durch direkte Sonneneinstrahlung erreichte Höchsttemperaturen in den Nährlösungsbehältern.

In dem ITN-Meßsystem wurden keine Faktoren, die Einfluß auf die Denitrifikation oder Nitrifikation haben, direkt gemessen, so daß keine Aussage, welche Faktoren die erhöhten gasförmigen Stickstoffverlusten bewirken, gemacht werden kann.

#### *Einfluß der Belüftung der Nährlösungsbehälter mit gefilterter Luft:*

Die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate von Versuch B-4 ist mit 87 % deutlich höher als die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten der anderen Versuche in den Sommermonaten (vgl. Tabelle 4.5, Seite 63). Die Erklärung dafür ist der Einfluß durch die Belüftung der Nährlösung mit gefilterter Luft, denn die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate für den vergleichbaren Versuch (B-1) des Vorjahres ohne die belüftete Nährlösung liegt nur bei 63 % obwohl die Durchschnittstemperatur für den Zeitraum von Versuch B-1 mit 13,2 °C sogar unter der Durchschnittstemperatur für den Zeitraum von Versuch B-4 mit 14,5 °C lag.

Die Belüftung der Nährlösung mit gefilterter Luft vermindert die Denitrifikation in der Nährlösung, da sie das Sauerstoffpotential steigert und damit aerobe Bedingungen schafft, so daß die Enzyme für Nitrat und Nitritreduktion reprimiert werden. So sollte theoretisch keine Denitrifikation stattfinden. Trotz der Belüftung der Nährlösung mit gefilterter Luft läßt sich die Denitrifikation in den Nährlösungsbehältern nicht vollständig verhindern, wie auftretenden Stickstoffverluste ( $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten in Tabelle 4.5) und gemessenen  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen über den belüfteten Nährlösungen (vgl. Tabelle 9.14, Anhang) zeigen. Ein weiterer Grund für diese gasförmigen Stickstoffverluste sind neben der nicht vollständig verhinderten Denitrifikation auch Verluste im aeroben Milieu durch Nitrifikation (SICH, 1995). Messungen im Feld haben ergeben, daß gasförmige Stickstoffverluste aus dem Sand in den Gefäßen auszuschließen sind und es nur in den Nährlösungsbehältern zu einer meßbaren  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung kommt (Tabelle 9.14, Anhang). Stickstoffverluste durch Ammoniakverdunstung sind bei pH-Werten unter 7 auszuschließen (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1992). Gasförmige Stickstoffverluste (Ammoniakverdunstung) über die Pflanzen sind bei dem Reifestand der Pflanzen zum Zeitpunkt der Ernte ebenfalls auszuschließen (SCHJOERRING, 1992).

#### *Standorteinfluß:*

Die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate bei Versuch B-3 im Winter am Standort Bad Lauchstädt ist mit 70 % deutlich niedriger als die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate des parallelen Versuches L-1 am Standort Leipzig mit 88 % (Tabelle 4.5, Seite 63). Dies ist auf den Einfluß des Standortes zurückzuführen. Durch die exponiertere Lage der Vegetationsgefäße auf dem freien Feld am Standort Bad Lauchstädt werden durch Wind und andere Wettereinflüsse Bakterien und Algen schneller in das Meßsystem eingetragen. Außerdem ist das ITN-Meßsystem durch direktere Sonneneinstrahlung größeren Temperaturschwankungen ausgesetzt. Insgesamt kommt es deshalb am Standort Bad Lauchstädt schneller und in einem größeren Umfang zur Besiedelung durch Bakterien als am Standort Leipzig, wo das Meßsystem in einer Wiese und durch Bebauungen in näherer Umgebung (2 und 10 m) vor Wind und direkter Sonneneinstrahlung geschützt stand. Bei dem Versuch im Pflanzenwuchsschrank ist davon auszugehen, daß es nur zu sehr geringen Einträgen von Bakterien etc. kam, die zu höheren gasförmigen Stickstoffverlusten hätten führen können.

#### *Stickstoffgehalt in der Lösung:*

Der Vergleich der parallelen Versuche  $\text{B}_\text{N}$ -5 und B-5 zeigt, daß der Versuch  $\text{B}_\text{N}$ -5 mit der höheren Stickstoffversorgung mit einer mittleren  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate von 72 % höhere  $^{15}\text{N}$ -Verluste hat als der Versuch B-5 mit niedrigerer Stickstoffversorgung und einer mittleren  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate von 77 % (vgl. Tabelle 4.1, Seite 50 und Tabelle 4.5, Seite 63). Der Unterschied der Mittelwerte ist zwar statistisch nicht gesichert, bestätigt aber die logische Hypothese, daß ein höherer Stickstoffgehalt zu niedrigeren  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten führt. Denn je höher der Stickstoffgehalt der Lösung ist, desto mehr mikrobielle Biomasse, die mikrobielle Prozesse betreibt, kann sich bilden, d. h. es kommt zu höheren gasförmigen Stickstoffverlusten als in niedriger konzentrierten Stickstofflösungen.

Der Versuch S-1 im Pflanzenwuchsschrank, bei dem entsprechend den oben genannten Einflußfaktoren nur geringe Stickstoffverluste zu erwarten waren, ist nicht auszuwerten, da die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate über 100 % lag. Diese hohe  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate ist auf nicht mehr zu korrigierende Fehler in der Analytik zurückzuführen.

Die deutlich niedrigere  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate beim ersten Versuch (B-1 mit 63 %) ist auf die fehlende Erfahrung bei der Nährlösungszugabe, Probenahme, Aufarbeitung sowie falsche Einschätzung eventueller gasförmiger Stickstoffverluste zurückzuführen.

Insgesamt liegen die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten der Versuche mit Werten von 77 - 92 % für Feldversuche in einem akzeptablen Rahmen.

Die größtenteils konstanten  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten ermöglichen reproduzierbare Messungen mit dem ITN-Meßsystem. Für zukünftige Versuche sind  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten von über 90 % anzustreben, die vor allem durch eine gute zeitliche Abstimmung der Stickstoffgabe mit dem Pflanzenwachstum realisiert werden können.

#### **N- und $N_{\text{dfa}}$ -Verteilung im ITN-Meßsystem**

Die prozentualen Gehalte von Stickstoff aus der Atmosphäre ( $N_{\text{dfa}}$ ) in der Sandfraktion und in der Pflanzenfraktion in Tabelle 4.5 (Seite 63) geben Auskunft über die wichtigsten Eintragsorte des mit dem ITN-Meßsystem gemessenen eingetragenen atmosphären Stickstoffes. Die anderen Fraktionen des ITN-Meßsystems (Wasser, KCl-Lösung und Algen) spielen eine untergeordnete Rolle. Die prozentualen Gehalte von Gesamtstickstoff in der Pflanzenfraktion und in der Sandfraktion geben Auskunft über eine eventuell andere Verteilung des gesamten Stickstoffes gegenüber dem aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoff.

Wie Tabelle 4.5 zu entnehmen ist, liegen die prozentualen Anteile der Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in die Pflanze ( $N_{\text{dfa}}$ -Pflanze) bis auf die Versuche B-1, S-1, B<sub>N</sub>-5 und B-6 jeweils unter den prozentualen Anteilen der Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in den Sand ( $N_{\text{dfa}}$ -Sand). Umgekehrt liegen die prozentualen Stickstoffgehalte in den Pflanzen (N-Pflanze) mit nur einer Ausnahme bei Versuch L-2 jeweils über den prozentualen Stickstoffgehalten im Sand (N-Sand).

Der größte Teil der in das ITN-Meßsystem eingetragenen atmosphären Stickstoffdepositionen befindet sich in den Nicht-Pflanzen-Fraktionen, wobei allein in die Sandfraktion ca. 45 % der atmosphären Stickstoffdepositionen eingetragen werden. Zudem müßten die nicht separat aufgeführten atmosphären Stickstoffdepositionen aus der KCl-Lösung zu den im Sand befindlichen atmosphären Stickstoffdepositionen addiert werden, denn in der KCl-Fraktion befinden sich die löslichen Stickstoffformen aus dem Sand. Aus dem Grunde liegt der prozentuale Anteil von atmosphären eingetragenen Stickstoff in den Sand noch höher als der in Tabelle 4.5 ausgewiesene Anteil, denn dieser repräsentiert nur den organisch im Sand gebundenen Stickstoff.

Eine andere Verteilung ergibt sich beim Gesamtstickstoff im ITN-Meßsystem. In der Pflanzenfraktion ist der größte Teil des Stickstoffes zu finden (> 50 %, außer bei den

Versuchen B-2, B-3, B-4 und L-2), während sich im Sand immer deutlich unter 50 % des Gesamtstickstoffes befinden. Daß die prozentualen Gehalte an atmosphären eingetragenen Stickstoff und an Gesamtstickstoff in den einzelnen Fraktionen schwanken, liegt unter anderem an den unterschiedlichen  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten. Je niedriger die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate ist, desto höher wird der in der Pflanze wiedergefundene Anteil an vorgelegtem Stickstoff wie auch an Stickstoff aus der Atmosphäre, da der in der Pflanze einmal fixierte Stickstoff nicht mehr durch gasförmige Verluste verlorengehen kann. Gasförmige Stickstoffverluste finden wie schon erwähnt hauptsächlich in der in den Nährlösungsbehältern stehenden Wasserfraktion statt (s. o.). Zwischen dem Wasser und der Sand- und Algenfraktion besteht im Verlauf der Experimente ein intensiver Austausch, so daß es bei gasförmigen Stickstoffverlusten in der Wasserfraktion auch zu Stickstoffverlusten in der Sand- und Algenfraktion kommt.

Daß sich die beiden Stickstoffpools des Gesamtstickstoffes und des atmosphären eingetragenen Stickstoffes jeweils nicht gleichmäßig in dem ITN-Meßsystem verteilen, hat seine Ursache in den unterschiedlichen Aufnahmewegen des Gesamtstickstoffes und des atmosphären Stickstoffes in die Fraktionen. Der vorgelegte Stickstoff gelangt hauptsächlich in die Pflanze, während der atmosphäre Stickstoff hauptsächlich in der Sand- und Wasserfraktion aufgenommen wird.

Der prozentuale Anteil von aus der Atmosphäre in die Pflanze eingetragenen Stickstoff ( $N_{\text{dfa}}$ -Pflanze) liegt ohne Ausnahme für alle Versuche immer unter dem prozentualen Anteil von Gesamtstickstoff in der Pflanze ( $N$ -Pflanze). Das Verhältnis liegt bei  $0,62 \pm 0,13$ . Das heißt, in der Pflanzenfraktion befindet sich, bezogen auf die Gesamtmenge an atmosphären eingetragenen Stickstoff, proportional immer weniger Stickstoff aus der Atmosphäre als an prozentualen Anteil an der Gesamtstickstoff-Verteilung.

Bei der Sandfraktion ist die systematische Verteilung dementsprechend genau umgekehrt. Dort ist der prozentuale Anteil von aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoff ( $N_{\text{dfa}}$ -Sand) bei allen bewachsenen Gefäßen immer größer als der prozentuale Anteil an Gesamtstickstoff ( $N$ -Sand). Das Verhältnis liegt bei  $1,64 \pm 0,32$ . Das heißt, in der Sandfraktion befindet sich immer ein größerer prozentualer Anteil des aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoffes als am prozentualen Anteil des im System verteilten Gesamtstickstoffes. Diese Ergebnisse machen deutlich, daß sich die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre nicht wie der Gesamtstickstoff im ITN-Meßsystem verhalten, sondern innerhalb des Meßsystems ihre eigene Verteilungsstruktur ausbilden. Demnach führt der Hauptaufnahmepfad der atmosphären Stickstoffdepositionen in das ITN-Meßsystem über den Sand, und der größte Teil dieser Stickstoffdepositionen verbleibt auch im Sand, indem er in

organischer Form festgelegt wird bzw. schon in organischer Form eingetragen wurde.

### <sup>15</sup>N-Häufigkeiten der einzelnen Fraktionen

Tabelle 4.6: Zusammenstellung der <sup>15</sup>N-Häufigkeiten in den einzelnen Fraktionen für alle bewachsenen Gefäße für die Versuche auf Sand

Ver- such	Sand	KCl- Lös- ung	Was- ser	Algen	Ähre	Wurzel	Pflan- ze, obere	Pflan- ze, gesamt	<sup>15</sup> N- Häufig- keit, Anfang
	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%
B-1	7,25 ± 0,76	5,51 ± 1,59	5,45 ± 1,38	7,5 ± 0,29	9,31 ± 0,30	8,07 ± 0,28	8,92 ± 0,18	8,73 ± 0,13	11,16
B-2	5,38 ± 0,90	5,00 ± 0,36	10,15 ± 0,03	8,62 ± 0,09		9,3 ± 0,13	9,51 ± 0,42	9,41 ± 0,28	11,17
B-3	4,01 ± 0,23	3,35 ± 0,40	7,03 ± 0,85	6,30 ± 1,28	8,24 ± 0,24	6,43 ± 0,27	8,06 ± 0,23	7,67 ± 0,25	11,17
B-4	2,48 ± 0,16	2,20 ± 0,69	5,29 ± 0,09	4,79 ± 0,29	4,88 ± 0,08	4,07 ± 0,14	4,64 ± 0,12	4,51 ± 0,12	5,74
B-5	2,53 ± 0,14	2,47 ± 0,10	3,76 ± 0,19	3,93 ± 0,41	4,84 ± 0,29	4,35 ± 0,10	4,64 ± 0,21	4,56 ± 0,16	5,79
B <sub>N</sub> -5	3,97 ± 0,13	3,28 ± 0,31	3,76 ± 0,94	4,41 ± 0,28	5,24 ± 0,06	4,77 ± 0,11	5,13 ± 0,03	5,06 ± 0,04	5,79
B-6	3,46 ± 0,70	2,77 ± 0,20	4,10 ± 0,77	4,06 ± 0,25		4,53 ± 0,18	4,78 ± 0,08	4,70 ± 0,11	5,79
S-1	4,21 ± 0,52	3,55 ± 0,41			5,55 ± 0,19	4,5 ± 0,13	5,26 ± 0,14	5,15 ± 0,13	5,83
L-1	4,60 ± 0,16	3,57 ± 0,38	5,87 ± 0,56	6,03 ± 0,32	9,28 ± 0,15	7,33 ± 0,15	8,76 ± 0,09	8,43 ± 0,13	11,17
L-2	2,03 ± 0,23	1,88 ± 0,13	4,23 ± 0,32	3,16 ± 0,05	4,70 ± 0,13	4,69 ± 0,10	4,75 ± 0,11	4,59 ± 0,09	5,79
L-3	3,70 ± 0,15	3,31 ± 0,21	4,33 ± 0,15	3,95 ± 0,43		3,99 ± 0,30	4,08 ± 0,02	4,04 ± 0,14	5,79

Die Verteilung der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in Tabelle 4.6 allein gibt keine Auskunft darüber, wieviel atmosphärischer Stickstoff in die einzelnen Fraktionen des ITN-Meßsystems eingetragen wurde, da dazu die Stickstoffmenge in den einzelnen Fraktionen mitbetrachtet werden muß (vgl. N- und  $N_{\text{diff}}$ -Verteilung in Tabelle 4.5, Seite 63). Aber die  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in den einzelnen Fraktionen zeigen systematische Verteilungsmuster innerhalb des ITN-Meßsystems, aus denen Schlußfolgerungen über die prinzipiellen Eintragswege der atmosphären Stickstoffdeposition und die Funktionsweise des ITN-Meßsystems abgeleitet werden können.

Daß die niedrigsten  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in der Fraktion der KCl-Lösung zu finden sind, deutet darauf hin, daß der Haupteintrag der atmosphären Stickstoffdepositionen in löslicher Form über den Sand erfolgt. Dabei enthält die KCl-Lösung sogar Wurzelbestandteile, deren vergleichsweise hohe  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten die gesamte  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit nach oben verfälschen. Die höchsten  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten, die in der Pflanze zu finden sind (Ausnahmen: B-2, B-4 und L-3), zeigen daß dort am wenigsten atmosphärischer Stickstoff eingetragen wird. Dabei haben die oberen Pflanzenteile immer höhere  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten als die Wurzeln, was auf einen Hauptaufnahmeweg der atmosphären Stickstoffdepositionen über die Wurzeln zu deuten scheint. Daß dies nicht eindeutig der Fall ist, wird unter der Diskussion Pflanzen (s. u.) erläutert.

#### Wasserfraktion, $N_{\text{ges}}$ , $N_{\text{an}}$ und pH-Werte

Tabelle 4.7: Die Verhältnisse von anorganischem Stickstoff zu Gesamtstickstoff und deren  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in der Wasserfraktion für die Versuche mit dem ITN-Meßsystem

Versuch	$N_{\text{an}}/N_{\text{ges}}$	$a_{\text{an}}/a_{\text{ges}}$
B-1	$0,47 \pm 0,14$	$1,06 \pm 0,13$
B-2	$0,66 \pm 0,03$	$1,08 \pm 0,02$
B-3	$0,81 \pm 0,05$	$0,87 \pm 0,08$
B-4	$0,55 \pm 0,07$	$1,09 \pm 0,06$
B-5	$0,21 \pm 0,07$	$1,33 \pm 0,03$
$B_N$ -5	$0,35 \pm 0,13$	$1,59 \pm 0,25$
B-6	$0,30 \pm 0,12$	$1,35 \pm 0,23$
L-1	$0,16 \pm 0,09$	$1,06 \pm 0,58$
L-2	$0,49 \pm 0,07$	$1,28 \pm 0,08$
L-3	$0,39 \pm 0,09$	$1,28 \pm 0,06$
Gesamt	$0,44 \pm 0,19$	$1,20 \pm 0,19$

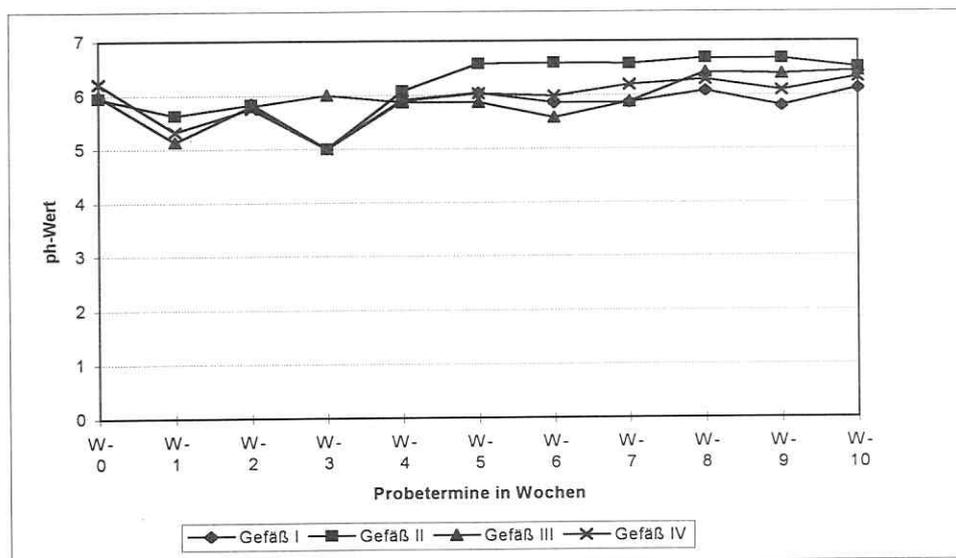


Abbildung 4.9: Verlauf der pH-Werte während des Versuchs B-1 mit Probenahmen im Abstand etwa einer Woche für die vier Gefäße des Versuches als typischer pH-Wert-Verlauf während eines Experimentes.

Die pH-Werte in den Wässern haben für die Versuche nicht oder nur kurzfristig über einem Wert von 7 gelegen. Der Verlauf der pH-Werte in Abbildung 4.9 repräsentiert einen typischen pH-Wert-Verlauf während eines Versuches. Daß das Kontrollgefäß II ab etwa der Mitte des Experimentes höhere pH-Werte aufweist, ist nicht systematisch. Die pH-Werte der Kontrollen liegen durchschnittlich nicht über/unter dem pH-Wert der bepflanzen Gefäße (Tabelle 9.13, Anhang)

## Pflanzen

Eine der Hauptaufgaben bei der Entwicklung des ITN-Meßsystems war, die Wirkung von Pflanzen auf den Gesamtstickstoff-Eintrag in ein Boden-Pflanze-System besser bestimmen zu können. Das entwickelte ITN-Meßsystem bietet mit seiner Methode zur Messung der Gesamtdepositionen auch die Möglichkeit der Bestimmung des in die Pflanze atmosphären eingetragenen Stickstoffes. Das ITN-Meßsystem erfaßt nicht nur den Stickstoff, der über die Pflanzenoberfläche aktiv aufgenommen wird, sondern auch die Stickstoffdepositionen, die über den Sand eingetragene und dann von der Pflanze aufgenommen werden.

Tabelle 4.8: Zusammenstellung einiger Kenngrößen der Pflanzen pro Gefäß für die bewachsenen Gefäße der Experimente mit dem ITN-Meßsystem (Bezeichnungen und Abkürzungen der Versuche beziehen sich auf Tabelle 4.1)

Ver- such	Ort	Zeitraum	Pflan- zen- art	Pflanzen- Trocken- masse	N <sub>dfa</sub> - Pflan- ze	N <sub>dfa</sub> - Pflanze pro N- Pflanze	N <sub>dfa</sub> - Pflanze pro Trocken- masse	Depositions- rate- Pflanze (Netto)
				g	mg	%	mg/g	kg*ha <sup>-1</sup> *d <sup>-1</sup>
B-1	B	18.04. 94 -21.06. 94	SW	28,7 ± 2,1	37,98 ± 5,34	19,12	1,32	0,117 ± 0,016
B-2	B	10.08. 94 -11.10. 94	R	6,3 ± 1,6	11,41 ± 0,64	15,00	1,81	0,058 ± 0,003
B-3	B	13.10. 94 -07.06. 95	WR	12,7 ± 2,0	30,39 ± 3,88	25,86	2,39	0,031 ± 0,004
B-4	B	21.03. 95 -26.06. 95	SW	23,3 ± 2,0	23,15 ± 2,16	17,57	1,00	0,063 ± 0,006
B <sub>S</sub> -4	B	21.03. 95 -26.06. 95	SW	18,4 ± 0,7	15,48 ± 2,14	15,91	0,84	0,042 ± 0,006
B-5	B	12.06. 95 -14.08. 95	SG	16,4 ± 4,1	23,23 ± 7,02	18,07	1,42	0,089 ± 0,027
B <sub>N</sub> -5	B	12.06. 95 -14.08. 95	SG	32,4 ± 7,7	44,37 ± 6,38	11,60	1,37	0,171 ± 0,025
B-6	B	22.08. 95- 07.11. 95	SW	13,8 ± 3,3	20,81 ± 2,39	14,83	1,51	0,066 ± 0,008
S-1	PS	21.02. 95 -21.04. 95	SW	31,2 ± 2,4	13,07 ± 6,46	5,19	0,42	0,058 ± 0,029
S <sub>S</sub> -1	PS	21.02. 95 -02.05.95	SW	12,0 ± 2,1	4,37 ± 2,85	4,82	0,36	0,017 ± 0,011
L-1	L	22.10. 94 -09.06. 95	WR	25,2 ± 3,4	32,24 ± 1,15	18,65	1,28	0,032 ± 0,001
L-2	L	28.06. 95 -08.09. 95	SG	7,2 ± 2,8	16,33 ± 4,77	16,28	2,26	0,055 ± 0,016
L-3	L	11.09. 95 -23.11. 95	SW	4,7 ± 0,8	16,60 ± 2,83	23,37	3,56	0,055 ± 0,009

In Tabelle 4.8 sind einige Pflanzenkennzahlen zusammengefaßt. Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in die Pflanze sind nach Gleichungen 4.3 und 4.4 (Seite 59) errechnete Netto-Einträge.

Für die gemessenen Stickstoffeinträge in das ITN-Meßsystem insgesamt wie auch für die gemessenen atmogenen Stickstoffeinträge in die Pflanze ist die Trockenmasseproduktion als meßbare Größe des Pflanzenwachstums bei verschiedenen Wachstumsbedingungen (Stickstoffversorgung, Temperatur, Lichtintensität und mögliche Wachstumsstörungen) eine wichtige Vergleichsgröße für die verschiedenen Versuche.

Bei den Versuchen B-2, B-3, B-6 und L-3 sind jahreszeitlich bedingte reduzierte Wachstumsbedingungen für die verminderte Trockenmasseproduktion verantwortlich. Bei B-3 muß man annehmen, daß die Pflanzen während des Winters so stark geschädigt wurden, daß sie auch bei besseren Wachstumsbedingungen im Frühjahr nur geringere Trockenmasseproduktion erreichen konnten. Bei Versuch B-2 ist generell ein vermindertes Wachstum der Rüben auf dem Sand für die niedrigen Trockenmassen verantwortlich. Wachstumsstörungen infolge von Insektenbefall sind die Hauptursache für die verminderte Trockenmasseproduktion bei L-2. Bei Versuch S<sub>S</sub>-1, der bei optimalen Wachstumsbedingungen im Pflanzenwuchsschrank durchgeführt wurde, muß der Grund für die verminderte Trockenmasseproduktion in der verminderten Stickstoffversorgung durch den sehr stickstoffarmen Boden liegen (vgl. Diskussion Substrat, Seite 80). In dem zweiten Versuch auf dem Boden B<sub>S</sub>-4 macht sich die geringere Stickstoffversorgung nicht so stark als Ursache einer verminderten Trockenmasseproduktion bemerkbar, obwohl auch bei Versuch B<sub>S</sub>-4 die Trockenmasseproduktion unter der des vergleichbaren Versuches auf Sand B-4 lag. Die Trockenmasseproduktionen der anderen Versuche B-1, L-1, B-4 und B-5 repräsentieren mit ca. 20 g pro Gefäß die für das ITN-Meßsystem bei optimalem Verlauf durchschnittlich erzielten Werte. Diese Werte liegen deutlich unter den zu dem Erntezeitpunkt unter normalen Bedingungen in Gefäßversuchen produzierten Trockenmassen, die bei etwa 80 g pro Gefäß liegen (MERBACH, 1996).

Die Trockenmasseproduktion und die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in die Pflanze variieren stark aufgrund der verschiedenen Klima- und Depositionsbedingungen. Will man die in die Pflanze eingetragenen atmogenen Stickstoffmengen vergleichen, kann man die absoluten Mengen vergleichen, aber günstiger ist es, die atmogen eingetragenen Stickstoffmengen nach einer Standardisierung in Beziehung zu setzen. Dabei bietet sich die Trockenmasse als Standardisierungsbasis an, so daß der Quotient aus atmogen in die Pflanze eingetragenen Stickstoff und der Trockenmasse gebildet wurde (Tabelle 4.8, Seite 71). Die niedrigsten Quotienten von atmogen eingetragenen Stickstoff pro Trockenmasse und Gefäß sind bei den Versuchen S-1 und S<sub>S</sub>-1 bei relativen

Reinluftbedingungen im Pflanzenwuchsschrank zu finden, da die Stickstoffdeposition im Pflanzenwuchsschrank geringer als auf dem Feld ist. Die höchsten Werte für den Quotienten aus atmosphären eingetragenen Stickstoff pro Trockenmasse haben die Versuche, die bei schlechten Wachstumsbedingungen durchgeführt wurden (L-2, B-3, L-3, B-2 und B-6). Dies zeigt, daß ein vermindertes Wachstum und eine damit verbundene geringere Trockenmasseproduktion nicht zu proportional verminderter Stickstoffaufnahme aus der Atmosphäre führt und somit die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre pro Trockenmasse bei schlechter wachsenden Pflanzen (niedrigerer Trockenmasse) proportional sogar zunehmen. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen von JENSEN (1993).

Eine Erklärung ergibt sich aus der Wachstumsphysiologie der Pflanzen: Die meistens nicht ausgewachsenen Pflanzen bleiben in einem jungen Wachstumsstadium stehen, in dem verstärkt Stickstoff aus der Atmosphäre aufgenommen wird (SEGSCHNEIDER, 1994). Die Ergebnisse aus Versuch B-3 und teilweise L-2 können diese Erklärung allerdings nicht bestätigen.

Grund für das reduzierte Pflanzenwachstum (außer bei B-2 und L-2) sind die natürlichen Veränderungen der Wachstumsbedingungen (Temperatur, Licht etc.) durch die Jahreszeit. Deshalb sind die Veränderungen der atmosphären Stickstoffaufnahme pro Trockenmasse als jahreszeitlich bedingte Effekte zu betrachten und können weiter ausgewertet werden.

Im Mittel aller Versuche (mit Ausnahme von S-1) sind nur 32 % des insgesamt deponierten Stickstoffes in der Pflanze zu finden (Tabelle 4.5, Seite 63). Dabei sind die einzelnen Versuche mit ihren Werten kritisch zu betrachten, da z. B. die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsrate einen eindeutigen Einfluß auf den prozentualen Anteil des aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoffes in die Pflanze hat (s. o.). Die Ergebnisse in Tabelle 4.5 bestätigen dies, denn die beiden Versuche B-1 und B<sub>N</sub>-5 mit sehr niedrigen  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten (63 % und 72 %) und den niedrigsten Stickstoffgehalten am Ende der Experimente (85 % und 86 %) haben die höchsten Stickstoffgehalte ( $N_E$ -Gehalt, System) und den höchsten Anteil von atmosphären Stickstoff in den Pflanzen (47 % und 49 %). Auf der anderen Seite gibt es auch Versuche mit auffällig geringen prozentualen Gehalten an atmosphären Stickstoff in der Pflanze, wie Versuch B-2 und L-2 mit 19 % und 14 %. Bei beiden Versuchen war die Trockenmasseproduktion entweder aufgrund der Fruchtart (B-2) oder aufgrund von Insektenbefall (L-2) gering. Beide Versuche haben mit 36 % und 39 % die geringsten prozentualen Stickstoffgehalte in den Pflanzen (N-Pflanze) aller Versuche (Tabelle 4.5). Ssetzt man voraus, daß diese Extremwerte nicht repräsentativ sind, und bildet man einen Mittelwert der prozentualen Anteile des in der Pflanze gefundenen atmosphären Stickstoffes ( $N_{\text{atm}}$ -Pflanze) von allen Versuchen

ohne S-1 (da der Versuch keine Depositionsmessung darstellt), erhält man mit 32 % den gleichen Wert wie bei der einfachen Mittelwertbildung.

Um den Anteil der atmosphärischen Stickstoffdepositionen, die direkt in die Pflanze aufgenommen werden, bestimmen zu können, waren in den ersten 6 Versuchen die Kontrollgefäße parallel zu den bepflanzt Gefäßen aufgestellt worden. Aufgrund von Problemen mit der Auswertung der Kontrollgefäße können diese aber für die Auswertung nicht herangezogen werden (vgl. Diskussion Kontrolle, Seite 83).

Eine weitere Möglichkeit, die direkte Aufnahme von atmosphärischem Stickstoff durch die Pflanze abzuschätzen, ist durch den Vergleich der Versuche B<sub>s</sub>-4 auf Boden und Versuch B-4 auf Sand gegeben. Unter der Annahme, daß die Verdünnung des im Boden vorliegenden markierten Stickstoffes durch den aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoff zu vernachlässigen ist, kann man davon ausgehen, daß die Verdünnung des <sup>15</sup>N-Stickstoffes in der Pflanze nur durch die direkte Aufnahme von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanze zustande gekommen ist. Der Vergleich der atmosphärischen Einträge in die Pflanze für die Versuche B-4 mit 23 mg und B<sub>s</sub>-4 mit 15 mg (Tabelle 4.8, Seite 71) zeigt, daß bei Versuch B<sub>s</sub>-4 etwa 60 % der atmosphärischen Stickstoffmenge eingetragen wurden, wie bei Versuch B-4. Der Versuch B<sub>s</sub>-4 hat allerdings nur 79 % der Trockenmasse des Versuches B-4, so daß nach einer Korrektur von B<sub>s</sub>-4 auf die Trockenmasse von B-4 der Anteil von atmosphärischem Stickstoff in der Pflanze, der direkt durch die Pflanze aufgenommen wurde, 85 % beträgt. Der Anteil des direkt durch die Pflanze aus der Atmosphäre aufgenommene Stickstoffes in das ITN-Meßsystem beträgt damit 27 %, d. h. der Haupteintragsweg von atmosphärischen Stickstoffdepositionen verläuft über den Sand bzw. den Boden und nicht über die Pflanze.

Die <sup>15</sup>N-Häufigkeitsverteilungen innerhalb der Pflanze, bei der die oberen Pflanzenteile immer höhere <sup>15</sup>N-Häufigkeiten aufweisen als die Wurzeln, scheinen ein Indikator für einen Hauptaufnahmeweg von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanze über den Boden zu sein (s. o.). Tatsächlich liegt bei diesen Beobachtungen allerdings ein systematischer Fehler vor, da sich die Wurzeln für die Analyse nie vollständig vom Sand oder Boden befreien ließen, also die gemessenen <sup>15</sup>N-Häufigkeiten durch den Sand verdünnt wurden.

#### Ernährungszustand und Erträge

Die Pflanzen wurden kurz vor der Blüte geerntet, weil es durch die Blüte zu erhöhten Stickstoffverlusten kommt, was sich bei <sup>15</sup>N-Experimenten in proportional erhöhten <sup>15</sup>N-Verlusten auswirkt (FAUST, 1965). Dies läßt sich mit den Ergebnissen der hier

durchgeführten Experimente bestätigen, da die höchsten  $^{15}\text{N}$ -Gehalte in den Ähren vorliegen, aus denen die Blüten gebildet werden.

Zum Zeitpunkt der Blüte haben Getreidepflanzen erst etwa 65 % ihrer Trockenmasse produziert (vgl. Abb. 4.10). Für einen Vergleich der produzierten Trockenmassen der Versuche (vgl. Tabelle 4.6, Seite 68) mit für die Fläche der Vegetationsgefäße für die jeweiligen Pflanzen ermittelten Soll-Pflanzentrockenmasse von 50 g für Sommerweizen und Sommergerste, 20 g für Rüben und 64 g für Winterroggen (KÖRSCHENS UND PFEFFERKORN 1995, KLIMANECK 1987) wurden die Trockenmassen von Tabelle 4.6 zeitlich bis zur Reife mit dem Faktor 1,5 (99 Tage/65 Tage, nach Abbildung 4.10) multipliziert. Dabei zeigt sich, daß die Pflanzen bei allen Versuchen außer Versuch  $\text{B}_\text{N}$ -5, der dreimal so hoch mit Stickstoff versorgt war wie die normalen Versuche, mangelernährt waren, da die für die gesamte Reifezeit berechneten Trockenmassen (bei den Versuche, die bis zu einer Blüte gekommen sind) zum Teil nur bei 40 % der Soll-Trockenmassen lagen. Dies bestätigt sich ebenfalls im Vergleich mit normal in Gefäßversuchen für Getreide produzierte Trockenmassen von etwa 80 g (s. o.) und in den niedrigeren Stickstoffgehalten der Pflanzen gegenüber normal mit Stickstoff versorgten Pflanzen (BERGMANN, 1983).

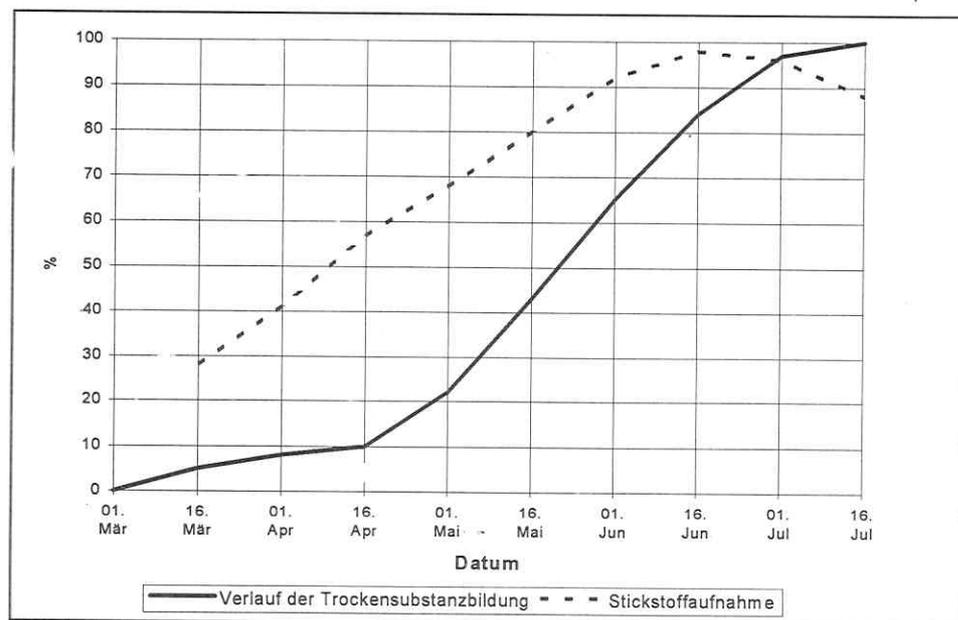


Abbildung 4.10: Verlauf der Trockensubstanzbildung und der Stickstoffaufnahme bezogen auf die Trockensubstanz von Roggen bei einem standardisierten Versuch (nach SEIFFERT, 1981), Zeitpunkt der Blüte liegt um den 1. Juni.

Bezieht man die Ergebnisse der atmosphären Stickstoffeinträge der Versuche B<sub>N</sub>-5 und B-5 ein (Tabelle 4.6, Seite 68), so wird bei einem normalen Ernährungszustand der Pflanzen (B<sub>N</sub>-5) etwa das Doppelte (1,91 Fache) an Stickstoff aus der Atmosphäre in die Pflanze aufgenommen wie bei den mangelernährten Pflanzen. Dabei ist allerdings nur eine zeitliche Korrektur der Trockenmasse berücksichtigt. Wie aus Abbildung 4.10 zu ersehen ist, verläuft die Stickstoffaufnahme pro Trockenmasse nicht parallel zur Trockensubstanzbildung. Gleichzeitig kann man ebenfalls nicht von einem konstanten Verhältnis des atmosphären Stickstoffes pro Trockenmasse im Verlauf des Experimentes ausgehen. Aus diesen Gründen wird von einer zeitlichen Korrektur der atmosphären Stickstoffaufnahme in die Pflanzen und der atmosphären Stickstoffaufnahme insgesamt ganz abgesehen.

#### 4.3.4. Schlußfolgerungen für die Stickstoffeinträge und -flüsse im ITN-Meßsystem

An diesem Punkt sollen die Stickstoffflüsse im ITN-Meßsystem kurz erläutert werden, wie sie sich aus den bisherigen Ergebnissen ableiten. Dabei wird beschrieben, welche Formen des Stickstoffes in welche Fraktionen des ITN-Meßsystem eingetragen werden und, soweit das möglich ist, wie sie sich innerhalb des ITN-Meßsystems verhalten. Die in dem ITN-Meßsystem vorgegebene Stickstoffmenge setzt sich aus der zugegebenen <sup>15</sup>N-Stickstofflösung und dem Stickstoff aus den Samen zusammen. Der Stickstoff, der im Sand am Anfang vorliegt, verhält sich im Laufe des Experimentes inert, so daß er als Blindwert des Sandes bei den Analysen abgezogen werden kann.

Die <sup>15</sup>N-Mischhäufigkeit am Anfang wird rechnerisch aus der zugegebenen <sup>15</sup>N-Stickstoff in der Stickstofflösung und dem Samenstickstoff bestimmt.

#### Mechanistische Vorstellungen

In das ITN-Meßsystem werden gasförmige, nasse und feste Stickstoffdeposition eingetragen (D<sub>g</sub>, D<sub>n</sub>, D<sub>f</sub>). Alle Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre haben eine natürliche <sup>15</sup>N-Häufigkeit.

- D<sub>g</sub> - Gasförmige Depositionen beinhalten nur anorganische Stickstoffformen.
- D<sub>n</sub> - Nasse Depositionen sind anorganische und lösliche organische Stickstoffformen.
- D<sub>f</sub> - Die feste Deposition besteht aus an- und organischen Stickstoffformen.

Anfangssituation:

- Sand - Die Sandfraktion ist stickstofffrei (bis auf einen geringen organisch gebundene Stickstoffanteil, der sich inert verhält).
- Wasser - Die Wasserfraktion hat einen hohen anorganischen Stickstoffgehalt, mit einer hohen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit (a) durch den zugegebenen Tracer.
- Pflanze - Der Pflanzensamen enthält eine kleine organische Stickstoffmenge mit natürlicher  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit (a).

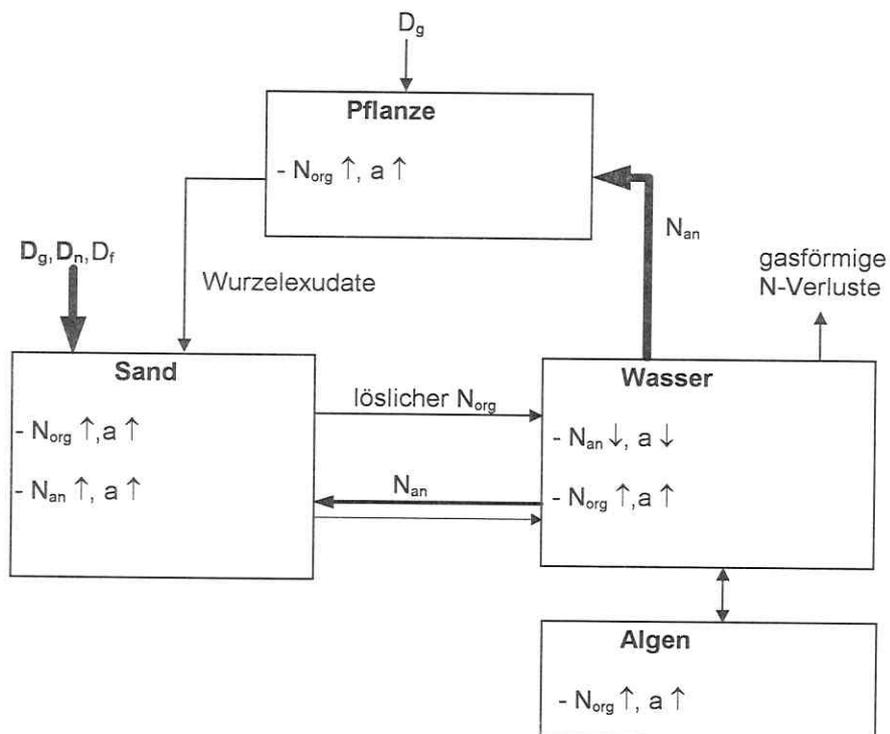


Abbildung 4.11: Die schematische Darstellung der Stickstoffflüsse im ITN-Meßsystem zur Messung von atmosphärischen Stickstoffdepositionen mit fallender oder steigender Tendenz der einzelnen Stickstoffformen

### Aufnahme und Fixierung von atmosphärischem Stickstoff im ITN-Meßsystem

Bei der direkten Aufnahme von atmosphärischem Stickstoff werden gasförmige Depositionen und in einem beschränkteren Maße nasse Depositionen aufgenommen. Die indirekte Aufnahme von atmosphärischen Stickstoffdepositionen über den Sand und die Wurzeln kommt für alle drei Depositionsformen in Frage, da besonders nasse und feste Depositionen in den Sand eingetragen werden. Dabei werden etwa 85 % der atmosphärischen Stickstoffdepositionen direkt von der Pflanze aufgenommen und nur ein sehr kleiner Teil durch die indirekte Aufnahme über den Sand und die Wurzeln (vgl. Diskussion Pflanze, Seite 70). Der insgesamt direkt durch die Pflanze in das ITN-Meßsystem eingetragene atmosphärische Stickstoff beträgt ca. 27 % der gesamten atmosphärischen Stickstoffeinträge in das ITN-Meßsystem (vgl. Diskussion Pflanze). Gasförmige Stickstoffverluste über die Pflanze können ausgeschlossen werden.

Alle Depositionsformen werden entweder auf der Oberfläche des Sandes deponiert und durch die zugegebene Nährlösung weiter in den Sand eingetragen oder als nasse Deposition direkt in den Sand eingespült. Verdunstungen von Ammoniak aus dem Sand können so gut wie ausgeschlossen werden, da der pH-Wert im Wasser nur kurzzeitig oder gar nicht über 7 lag. Gasförmige Depositionen können an der Oberfläche nicht nur einfach „abgelagert“, sondern auch von dort angesiedelten Bakterien aktiv (neben der biologischen Stickstofffixierung von  $N_2$  vor allem die Aufnahme von  $NH_3$  und  $NO_x$ ) aufgenommen werden. Diese Bakterien besiedeln hauptsächlich die obere Bodenschicht von 5 cm, was sich in einem erhöhten Stickstoffgehalt dieser Schicht widerspiegelt. Bei den  $^{15}N$ -Häufigkeiten war zwischen der oberen Sandschicht (bis 5 cm) und der unteren Sandschicht kein Unterschied zu sehen (Tabelle 9.12, Anhang), denn da die regelmäßig durchlaufende Nährlösung den markierten und neu deponierten Stickstoff über den gesamten Sand verteilt, kommt es zu einer gleichmäßigen  $^{15}N$ -Markierung des Sandes. Der Sand kann damit als eine Fraktion behandelt werden. Bei der Analyse des Sandes kann man davon ausgehen, daß keine löslichen Stickstoffformen mehr im Sand enthalten sind. Der im Sand verbleibende Stickstoff liegt also organisch gebunden vor. Dieser organisch gebundene Stickstoff im Sand enthält dabei den Hauptteil des aus der Atmosphäre in das ITN-Meßsystem eingetragenen Stickstoffes mit ca.  $45 \% \pm 11,32 \%$  (vgl. Tabelle 4.5, Seite 63). Eingetragen wird der Hauptteil der Stickstoffdepositionen aber in löslicher Form, denn die KCl-Lösung, die die löslichen Stickstoffbestandteile des Sandes enthält, hat von allen Fraktionen die niedrigste  $^{15}N$ -Häufigkeit. Die eingetragenen anorganischen und löslichen Stickstoffformen werden schnell im Sand organisch festgelegt und nur langsam remineralisiert (vgl. Kapitel 4.1 Diskussion Bulk-Sammler, Seite 39).

Die Wasserfraktion stellt innerhalb des ITN-Meßsystems nicht so sehr ein Depositionsmedium als ein Transportmedium dar, welches regelmäßig Nährstoffe in den Sand transportiert, damit sie dort der Pflanze zur Verfügung stehen. Daher erfolgt der Eintrag des atmosphärischen Stickstoffes in die Wasserfraktion hauptsächlich über den Sand. Aus dem Sand gehen eingetragene lösliche Stickstoffformen in das Wasser über. Aus der Wasserfraktion geht hauptsächlich der vorgelegte markierte anorganische Stickstoff in die Sandfraktion über, wo dieser organisch festgelegt wird. Auch in der Wasserfraktion wird durchschnittlich über 50 % des anorganischen Stickstoffes durch mikrobielle Prozesse in organischen Stickstoff umgesetzt, wobei dieser aber in der Wasserfraktion verbleibt (vgl. Tabelle 4.7, Seite 69 und Kapitel 4.1 Diskussion Bulk-Sammler, Seite 39). Ein anderer Teil wird in den Schläuchen durch Algen in organischer Form festgelegt (vgl. Tabelle 4.3, Seite 60). Die schwankenden Verhältnisse der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten der Wasser- und Algenfraktion (vgl. Tabelle 4.6, Seite 68) spiegeln dabei die große Variabilität der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten im Verlauf der Experimente in der Wasserfraktion wider, die durch die regelmäßige Zugabe von neuer hochmarkierter Stickstofflösung zustande kommt.

Vergleicht man die  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten des anorganischen Stickstoffes in der Wasserfraktion mit den  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten der KCl-Fractionen der gleichen Versuche (vgl. Tabelle 4.6, Seite 68), wird deutlich, daß beim normalen Durchlaufen des Wassers durch den Sand nur teilweise ein Gleichgewicht der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten zwischen den beiden Fraktionen erreicht wird.

In der Wasserfraktion kommt es zu den gasförmigen Stickstoffverlusten des ITN-Meßsystems, die sich auch durch eine Belüftung der Wasserfraktion in den Nährlösungsbehältern zwar reduzieren aber nicht vollständig unterbinden läßt.

#### 4.3.5. Depositionen

Die Brutto- und Netto-Depositionen in Tabelle 4.9 (Seite 80) werden über die Gleichungen 4.2 - 4.4 errechnet. Um die Einträge zeitlich zu standardisieren, wurden Depositionsraten in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  errechnet. Es wurden keine jährlichen Depositionsraten ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) berechnet, um Verwechslungen mit den ermittelten Jahresdepositionen (vgl. 4.3.8., Seite 93, Tabellen 4.14 und 4.15, Seiten 94) zu vermeiden.

Der Vorteil der Depositionsmessungen des Gesamtstickstoffes mit dem ITN-Meßsystem ergibt sich aus der Anwendung der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode. So können trotz der zum Teil hohen Stickstoffverluste, die sich in einem Feldversuch nicht verhindern lassen und zu den normalen Abläufen in einem Boden-Pflanze-

System gehören, Stickstoffdepositionen bestimmt werden. Die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten sind daher ein wichtiger Qualitätsmaßstab für die durchgeführten Experimente. Niedrige  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten spiegeln sich in großen Unterschieden zwischen Brutto- und Netto-Depositionen wider (Tabelle 4.5, Seite 63 und Tabelle 4.9).

Tabelle 4.9: Übersicht über Depositionen pro Gefäß und Depositionsraten für die verschiedenen Experimente mit den bewachsenen Gefäßen des ITN-Meßsystem

Versuch	Ort	Zeitraum	Tage	Brutto- Deposition	Netto- Deposition	Brutto- Depositions rate	Netto- Depositions rate
				mg/Gefäß	mg/Gefäß	kg*ha <sup>-1</sup> *d <sup>-1</sup>	kg*ha <sup>-1</sup> *d <sup>-1</sup>
B-1	B	18.04. 94 - 21.06. 94	65	128,93 ± 7,10	80,20 ± 5,51	0,522 ± 0,029	0,397 ± 0,022
B-2	B	10.08. 94 - 11.10. 94	63	72,78 ± 19,54	62,10 ± 14,90	0,304 ± 0,082	0,259 ± 0,062
B-3	B	13.10. 94 - 07.06. 95	238	163,76 ± 21,32	110,80 ± 9,90	0,181 ± 0,024	0,123 ± 0,011
B-4	B	21.03. 95 - 26.06. 95	98	89,70 ± 6,41	76,58 ± 6,56	0,241 ± 0,017	0,206 ± 0,018
B-5	B	12.06. 95 - 14.08. 95	64	114,09 ± 7,75	85,16 ± 6,0	0,469 ± 0,032	0,350 ± 0,025
B <sub>N</sub> -5	B	12.06. 95 - 14.08. 95	64	127,0 ± 9,25	89,92 ± 6,81	0,522 ± 0,038	0,370 ± 0,028
B-6	B	22.08. 95- 07.11. 95	78	61,97 ± 10,86	52,29 ± 8,91	0,209 ± 0,037	0,176 ± 0,030
S-1	PS	21.02. 95 - 21.04. 95	60	24,54 ± 9,37	28,07 ± 9,57	0,108 ± 0,041	0,123 ± 0,042
L-1	L	22.10. 94 - 09.06. 95	231	134,81 ± 14,17	115,69 ± 6,41	0,154 ± 0,016	0,132 ± 0,007
L-2	L	28.06. 95 - 08.09. 95	73	164,02 ± 17,46	111,91 ± 17,17	0,591 ± 0,063	0,403 ± 0,062
L-3	L	11.09. 95 - 23.11. 95	74	52,65 ± 7,48	46,85 ± 3,91	0,187 ± 0,027	0,167 ± 0,014

Bei  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten unter 100 % liegt die Netto-Deposition unter der realen Deposition. Eine Korrektur der Netto-Deposition auf 100 %  $^{15}\text{N}$ -Ausbeute ist nicht möglich, da sich atmosphärischer eingetragener Stickstoff und verlorengegangener Stickstoff nicht proportional zueinander verhalten und man daher nicht sagen kann, wie groß der Anteil von atmosphärischem eingetragenen Stickstoff am verlorengegangenen Stickstoff war. Bei einer Korrektur auf 100 %  $^{15}\text{N}$ -Ausbeute würde die reale Deposition höchstwahrscheinlich überschätzt werden, da das Verhältnis von eingetragenen Stickstoff zu vorgelegtem Stickstoff im Laufe des Experimentes größer wird. Die Brutto-Depositionen sind unabhängig von der  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten, da sie sich nur auf die eingesetzte Stickstoffmenge und  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit beziehen (vgl. Gleichung 4.2, Seite 59).

Daher sind die Angaben der Netto- und Brutto-Depositionen und Depositionsraten als minimale und maximale Einträge zu verstehen. Im weiteren Verlauf werden nur die Netto-Einträge diskutiert, da sie wegen der aufgetretenen Stickstoffverluste die praxisrelevanteren Messungen darstellen.

Die bisher diskutierten Ergebnisse des ITN-Meßsystems zeigen, daß sich die meisten untersuchten Parameter (N- und  $N_{\text{dfa}}$ -Verteilung,  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeitsverteilung, Verhältnis von  $N_{\text{ges}}/N_{\text{an}}$  in Wasser), von einzelnen Ausnahmen abgesehen, während der Messungen gleich verhalten. Das unterschiedliche Wachstum der Pflanzen hängt mit den jahreszeitlich bedingten Witterungsunterschieden zusammen und zeigt periodische Tendenzen. Andere Einflußfaktoren wie die Wahl des Substrates oder die Stickstoffversorgung werden unter 4.3.6. (Seite 82) diskutiert. Aus den bisherigen Ergebnissen kann man ableiten, daß präzise Messungen des aus der Atmosphäre eingetragenen Gesamtstickstoffes mit dem ITN-Meßsystem möglich sind.

Neben den Fehlern durch die Probenahme und Analyse, die später in Kapitel 4.3.8. (Seite 93) diskutiert werden, entstehen bei den Messungen mit dem ITN-Meßsystem auch systematische Fehler, deren Größenordnung allerdings nur sehr schwer einzuschätzen ist, die hier im folgenden aufgezeigt sind:

*Unterschätzung der Depositionswerte:*

Durch  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten unter 100 % werden die realen Depositionswerte durch die Netto-Deposition unterschätzt. Auf die Brutto-Depositionen haben die  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindungsraten keinen Einfluß.

*Überschätzung der Depositionswerte:*

Eine Fehlerquelle ist der Eintrag von sogenannten „Sekundärstäuben“ (am Versuchsanfang, wenn die Pflanzen auf den Vegetationsgefäßen noch klein sind). Diese Sekundärstäube sind Staubpartikel des Bodens, die bei der Feldbearbeitung oder auch durch Wind aufgewirbelt und in das ITN-Meßsystem eingetragen werden können. Welche Größenordnung diese Sekundärstäube annehmen, ist sehr schwierig zu beantworten, da sie sich im ITN-Meßsystem nicht von den anderen atmogenen Stickstoffdepositionen unterscheiden lassen. Der Stickstoff im Bodestaub besteht fast ausschließlich aus organischen Stickstoffverbindungen. Sie werden wie der größte Teil der atmogenen Stickstoffverbindungen, die im Laufe des Experimentes in organische Formen umgewandelt werden, auf dem Sand deponiert. Die Sekundärstäube befinden sich hauptsächlich in der Sandfraktion, aber zu einem kleinen Teil auch in der KCl-Fraktion (mineralisierter Stickstoff, der sich in der KCl-Lösung gelöst hat). Somit lassen sich die Sekundärstäube nicht von den anderen Depositionen separat erfassen, so daß eine Einschätzung der Größenordnung nicht erfolgen kann.

Um trotzdem einen Anhaltspunkt für den Einfluß der Sekundärstäube auf die gemessenen Depositionen zu bekommen, wurde folgende Abschätzung vorgenommen: Der Stickstoffgehalt der Sekundärstäube entspricht dem des umliegenden Bodens, der bei  $< 0,2\%$  liegt. Bei einem Eintrag von etwa  $1,5\text{ g (TM) Sekundärstaub}$ , was anhand eines Vergleiches des Verschmutzungsgrades des Sands abgeschätzt wurde, ergäbe das einen Eintrag von nur  $3\text{ mg Stickstoff}$  in das ITN-Meßsystem. Das entspräche einem maximalen Mehreintrag von  $2\text{ bis }5\%$  des in das ITN-Meßsystem eingetragenen Stickstoffes aus der Atmosphäre.

Aus allen beschriebenen Einschränkungen der Depositionsmessungen mit dem ITN-Meßsystem resultiert, daß es sich bei dem ITN-Meßsystem nur um eine Simulation eines Boden-Pflanze-System handelt, das daher Schwächen und Einschränkungen aufweist. Nichtsdestoweniger ist das ITN-Meßsystem bisher die einzige relevante Methode, mit der man atmogene Gesamtstickstoff-Einträge in ein Boden-Pflanze-System in Messungen auf dem Feld bestimmen kann.

**4.3.6. Untersuchte Einflußfaktoren auf die Messung der Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre mit dem ITN-Meßsystem**

Erstens wurde mit dem ITN-Meßsystem der Stickstoffeintrag im Verlauf von mehr als einem Jahr gemessen. Daneben wurde der Einfluß verschiedener Faktoren auf die

Depositionsmessung mit dem ITN-Meßsystem untersucht. Hier werden die in Tabelle 4.2 zusammengestellten Faktoren und ihr Einfluß auf die Depositionsmessungen mit dem ITN-Meßsystem diskutiert (Kontrollgefäße und Reinluftbedingungen im Pflanzenwuchsschrank). An den Faktoren Substrat und Stickstoffversorgung wurde die Übertragbarkeit der Messungen des ITN-Meßsystems auf ein reales Boden-Pflanze-System geprüft.

#### Vergleich der Kontrollgefäße mit den bewachsenen Pflanzengefäßen

Kontrollgefäße wurden parallel zu den bewachsenen Pflanzengefäßen bei den Versuchen B-1, B-2, B-3, B-4, L-1 und S-1 betrieben. Die Ergebnisse der Kontrollgefäße sollten im Vergleich mit den bewachsenen Gefäßen der gleichen Versuche eine Abschätzung der Stickstoffmenge liefern, die in das ITN-Meßsystem ohne den Einfluß der Pflanzen eingetragen wird.

Tabelle 4.10: Übersicht über Brutto- und Netto-Deposition der Kontrollgefäße und Verhältnisse zu vergleichbare Depositionen der bepflanzen Gefäße der verschiedenen Experimente mit dem ITN-Meßsystem

Ver- such	Ort	Zeitraum	Tage	Brutto- Depo- sition	Netto- Depo- sition	Brutto- Kontrolle/ bepfl. Gefäß	Netto- Kontrolle/ bepfl. Gefäß	Netto- Kontrolle/ Sand + Wasser
				mg/Gefäß	mg/Gefäß	%	%	%
B-1	BL	18.04. 94 -21.06. 94	65	93,3	33,8	72,3	42,2	80,1
B-2	BL	10.08. 94 -11.10. 94	63	33,5	23,2	46,1	37,3	45,7
B-3	BL	13.10. 94 -07.06. 95	238	103,4	92,0	63,2	83,1	114,4
B-4	BL	21.03. 95 -26.06. 95	98	130,0 ± 36,0	70,8 ± 10,6	144,9	92,4	132,5
S-1	I	21.02. 95 -21.04. 95	60	-3,4 ± 2,2	-2,8 ± 1,8			
L-1	L	22.10. 94 -09.06. 95	231	355,6	158,5	263,8	137,0	190,0

Daher waren etwas niedrigere Depositionen in den Kontrollgefäßen als in den bewachsenen Gefäße erwartet worden, wobei sich die beiden Depositionen in einem bestimmten Verhältnis zueinander verhalten. Tatsächlich zeigt der Vergleich der Gesamtdepositionen (in mg pro Gefäß) in den Kontrollgefäße mit den Gesamtdepositionen in den bewachsenen Gefäßen ein widersprüchliches Bild (vgl. Tabelle 4.9, Seite 80 und Tabelle 4.10, Seite 83).

Wie in Tabelle 4.10 zu sehen ist, schwanken die Verhältnisse der Brutto-Depositionen und Netto-Depositionen der Kontrollgefäße zu den jeweiligen durchschnittlichen Brutto- und Netto-Depositionen der bewachsenen Gefäße (Brutto-Kontrolle/bepfl. Gefäß, Netto-Kontrolle/bepfl. Gefäß) mit Werten zwischen 46 und 264 % bzw. 37 und 137 % so stark, daß daraus keinerlei Verhältnis der Einträge zueinander abzuleiten ist. Auch das Verhältnis der Netto-Einträge der Kontrollgefäße zu den Netto-Einträgen in die Sand-Wasser-Fraktion der bewachsenen Gefäße (Netto-Kontrolle/Sand + Wasser), das theoretisch etwa gleich sein müßte, bietet mit Werten von 46 - 190 % ein so heterogenes Bild, daß eine Interpretation der Einträge in die Kontrollgefäße nicht möglich ist.

Tabelle 4.11: Zusammenstellung der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten der einzelnen Fraktionen der Versuche mit Kontrollgefäßen

Versuch	Sand	Wasser	Algen	$^{15}\text{N}$ -Häufigkeit, Anfang
	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%
B-1	8,06	8,15	9,07	11,16
B-2	7,94	9,27	8,49	11,17
B-3	5,52	6,71	5,32	11,17
B-4	2,13 $\pm 0,15$	4,34 $\pm 0,33$	3,03 $\pm 0,56$	5,74
S-1	5,44 $\pm 0,10$			5,83
L-1	3,58	3,27	4,82	11,17

Auch der Vergleich der Verteilung der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in den Kontrollgefäßen und in den bepflanzten Gefäßen zeigt ein uneinheitliches Bild, da die  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten im Sand in den Kontrollgefäßen zum Teil über (B-1, B-2, B-3 und S-1) und zum Teil

unter (L-1 und B-4) den  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in den bepflanzt Gefäßen liegen (vgl. Tabelle 4.6, Seite 68 und Tabelle 4.11, Seite 84).

Die unbefriedigenden Ergebnisse der Depositionsmessungen in die Kontrollgefäße zeigen, daß es bei der Messung mit den Kontrollgefäßen Probleme gegeben hat. Einerseits sind dies die nicht zu verhindernden gasförmigen Stickstoffverluste, denn die Ergebnisse der  $^{15}\text{N}$ -Wiederfindung zeigen, daß trotz der Zugabe des Biostates Thymol die gasförmigen Stickstoffverluste bei den Kontrollgefäßen größer waren als bei den bepflanzt Gefäßen. Der fehlende Einfluß der Pflanzen als starke Stickstoffsinken, in denen der einmal aufgenommene Stickstoff vor weiteren Verlusten geschützt ist, macht sich bemerkbar (vgl. Tabelle 4.5, Seite 63 und Tabelle 4.12).

Tabelle 4.12: Kontrollkriterien (vgl. Tabelle 4.5) für die Versuche mit den Kontrollgefäßen

Versuch	Ort	Zeitraum	$^{15}\text{N}$ - Wieder- findung	Stickstoff- gehalt am Ende, $N_E$	$N_{dfa}$ -Sand	N-Sand
			%	%	%	%
B-1	BL	18.04. 94 - 21.06. 94	36,7	50,3	32,3	49,7
B-2	BL	10.08. 94 - 11.10. 94	69,9	92,9	72,3	61,8
B-3	BL	13.10. 94 - 07.06. 95	92,1	183,2	59,8	58,8
B-4	BL	21.03. 95 - 26.06. 95	59,9 $\pm 6,8$	112,5 $\pm 5,0$	77,5 $\pm 1,3$	57,3 $\pm 6,0$
S-1	I	21.02. 95 - 21.04. 95	82,2 $\pm 1,0$	79,6 $\pm 2,7$	100	100
L-1	L	22.10. 94 - 09.06. 95	48,1	152,6	74,8	75,3

Ein zweites grundsätzliches funktionelles Problem der Kontrollgefäße liegt darin, daß Kleintiere, Vögel und Insekten die unbewachsene Sandoberfläche divers benutzen, was zu erhöhten Stickstoffeinträgen führte. Damit läßt sich die ursprüngliche Aufgabe der Messung der Stickstoffdepositionen in das ITN-Meßsystem ohne Pflanzenbewuchs mit den Kontrollgefäßen nicht erfüllen.

Die Kontrollgefäße des Versuches S-1 im Pflanzenwuchsschrank sind die einzigen Versuche, die dieses systematische Problem nicht betrifft. Sie zeigen Messungen von negativen Stickstoffdepositionen, d. h. es finden sich, unter Berücksichtigung eines analytischen Fehlers, sehr geringe Stickstoffdepositionen in die Kontrollgefäße (vgl. Tabelle 4.10, Seite 83). Diese Messungen machen deutlich, daß es grundsätzlich möglich ist, sehr niedrige Stickstoffeinträge mit dem ITN-Meßsystem zu messen.

#### **„Reinluftbedingungen“ im Pflanzenwuchsschrank**

In den Versuchen S-1 und S<sub>S</sub>-1 im Pflanzenwuchsschrank sollte der Stickstoffeintrag in das ITN-Meßsystem unter Reinluftbedingungen ermittelt werden. Die Idee war, daß ein sogenannter „Nulleintrag“ oder „Blindwert“ des ITN-Meßsystems ermittelt werden könnte, der nur durch die Stickstoffgehalte der im ITN-Meßsystem verwendeten Bestandteile zustande kommt. Dieser Stickstoffeintrag wäre systembedingt und könnte als Blindwert von den Messungen im Feld abgezogen werden. Der Begriff „Reinluftbedingungen“ ist in Anführungsstriche gesetzt, weil damit hauptsächlich der Ausschluß von nassen Depositionen, hohen Staubdepositionen und verstärkten Ammonium/Ammoniakdepositionen gemeint ist. Der Eintrag von NO<sub>x</sub> und normalen Mengen NH<sub>y</sub> in das ITN-Meßsystem ließ sich in diesem Pflanzenwuchsschrank nicht verhindern, da der Zugang für Normalluft immer bestand und diese nicht speziell gereinigt wurde.

Der Versuch S<sub>S</sub>-1 ist als direkter Parallelversuch zu B<sub>S</sub>-4 auf Boden durchgeführt worden, während der Versuch S-1 (3 bepflanzte Gefäße, 2 Kontrollgefäße) vergleichend zu allen Versuchen mit Getreidebepflanzung auf Sand genutzt werden kann. Hier wird er speziell mit Versuch B-4 verglichen.

Aufgrund der angenommenen „Reinluftbedingungen“ im Vegetationsschrank wurde eine sehr niedrige Deposition in die Pflanzen und die gesamten Gefäße des Versuches erwartet.

Die Einträge aus der Atmosphäre in die Pflanze sind erwartungsgemäß bei Versuch S-1 und S<sub>S</sub>-1 niedriger als bei B-4 und B<sub>S</sub>-4 (vgl. Tabelle 4.8: 13 mg und 4 mg gegenüber 23 mg und 16 mg, Seite 71). Auch die Verhältnisse von atmosphärem Stickstoff in der Pflanze zur produzierten Trockenmasse bestätigen die niedrigeren atmosphären Stickstoffeinträge in die Pflanzen im Pflanzenwuchsschrank (0,42 und 0,36 gegenüber 1,0 und 0,84). Vergleicht man die Gesamtdepositionen der Versuche S-1 und B-4 miteinander, so liegt der Anteil der im Pflanzenwuchsschrank absolut deponierten atmosphären Stickstoffmenge bei 27 % der Brutto-Depositionen und 37 % der Netto-Depositionen von den im Feld eingetragenen atmosphären

Stickstoffmengen (vgl. Tabelle 4.9, Seite 80). Vergleicht man die Depositionen bezogen auf eine einheitliche Zeitspanne (Depositionsraten), so erhöht sich der Anteil der gemessenen Depositionen im Pflanzenwuchsschrank auf 45 % der im Feld gemessenen Brutto-Depositionen und sogar auf 60 % der Netto-Depositionen. Bei den Versuchen S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4, bei denen nur die Einträge in die Pflanzen verglichen werden können, zeigt sich ein ähnliches Bild. Der Anteil von aus der Atmosphäre in die Pflanze eingetragenen Depositionen im Pflanzenwuchsschrank beträgt bei einer zeitlichen Standardisierung der Versuche über 40 % der im Feld in die Pflanze eingetragenen Depositionen.

Damit übersteigt die im Pflanzenwuchsschrank deponierte Stickstoffmenge einen angenommenen „Nulleintrag“ deutlich, denn wenn man den gemessenen Eintrag von allen im Feld gemessenen Depositionen subtrahieren würde, erhielte man für den Versuch B-3 eine Netto-Deposition von Null (vgl. Tabelle 4.9, Seite 80). Das verdeutlicht, daß die im Pflanzenwuchsschrank gemessenen Depositionen erheblich höher liegen als ein „Nulleintrag“ und daß somit die Ergebnisse aus dem Pflanzenwuchsschrank nicht für eine Korrektur der im Feld gemessenen Depositionen geeignet sind.

Als Hypothese ergibt sich, daß es prinzipiell aufgrund der Analyse nicht möglich ist, einen sehr geringen Eintrag in das ITN-Meßsystem zu messen. Dem stehen aber die im Pflanzenwuchsschrank gemessenen Depositionen in die Kontrollgefäße von Versuch B-4 entgegen, mit denen praktisch ein Nulleintrag gemessen werden konnte. Allerdings eignen sich diese Gefäße nicht als eine „Nullkorrektur“ für die bepflanzten Gefäße, da gerade der Effekt durch die Pflanzen auf einen „Nulleintrag“ nicht berücksichtigt würde.

Die Vermutung liegt nahe, daß die sehr viel höheren Einträge in die bewachsenen Gefäße allein durch den Pflanzenbewuchs und dessen aktive Aufnahme von atmogenem Stickstoff zustande kommen. Dagegen spricht, daß die <sup>15</sup>N-Häufigkeiten in der KCl- und Sand-Fraktion bei Versuch S-1 den Haupteintragsweg der Depositionen über die Oberfläche des Sandes bestätigen. Auch eine genauere Betrachtung der Verteilung des atmogen in die bewachsenen Gefäße von Versuch S-1 eingetragenen Stickstoffes bestätigt dies. Der Anteil von aus der Atmosphäre in die Pflanze eingetragenen Stickstoff müßte deutlich höher sein als der Anteil im Sand (> 44 %), da die Pflanze die höchste Stickstofffestlegung im ITN-Meßsystem aufweist und sie im erreichten Wachstumsstadium und der bei der vorgelegten Stickstoffversorgung höchstens kleinste Mengen als Wurzelausscheidungen abgeben dürfte (REINING et al., 1994).

Mit großer Wahrscheinlichkeit zeigt sich in diesen Ergebnissen der Einfluß des Standortes innerhalb des Pflanzenwuchsschrankes, denn die bewachsenen Gefäße standen wegen der Bepflanzung nahe an der Lichtquelle im oberen Teil des

Pflanzenwuchsschrankes, wo der Ventilator für die Luftverteilung lag. Die Kontrollgefäße standen dagegen im unteren Teil des Pflanzenwuchsschrankes und waren dort vor staubförmigen Stickstoffdepositionen geschützt, die auf den bewachsenen Gefäßen deponiert wurden. Somit lassen sich die Versuche im Pflanzenwuchsschrank nicht für den ursprünglichen gedachten Zweck einer Blindwertbestimmung für das ITN-Meßsystem nutzen. Für zukünftige Untersuchungen mit dem ITN-Meßsystem wäre es sinnvoll, einen solchen Versuch der Messung eines „Nulleintrages“ unter tatsächlichen Reinluftbedingungen in einer speziell dafür konzipierten Vegetationskammer, wie z. B. bei SEGSCHEIDER (1994) beschrieben, zu wiederholen.

### Substrat

In diesem Abschnitt soll der Einfluß des Substrates (Sand oder Boden) auf die Stickstoffaufnahme von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanzen diskutiert werden, um Aussagen für die Übertragbarkeit der Messungen mit dem ITN-Meßsystem auf Sand auf ein reales Boden-Pflanze-System machen zu können.

Dazu wurden die Versuche S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4 auf Boden mit den Versuche S-1 und B-4 verglichen. Vergleichbar sind dabei aufgrund der anderen Versuchsanordnung (vgl. Kapitel 4.2., Seite 46) nur die <sup>15</sup>N-Häufigkeitsverteilungen in den Pflanzen (vgl. Tabelle 4.6, Seite 68 und Tabelle 4.13) und die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in die Pflanzen (vgl. Tabelle 4.8, Seite 71 und Tabelle 4.9, Seite 80).

Tabelle 4.13: <sup>15</sup>N-Häufigkeiten in den Pflanzenteilen der Versuche auf Boden

Versuch	Wild- kräuter	Ähre	Wurzel	Pflanze, obere	Pflanze, gesamt	<sup>15</sup> N-Häufigkeit, Anfang
	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%	At.-%
S <sub>S</sub> -1	2,06 ± 0,12	1,67 ± 0,03	1,44 ± 0,06	1,582 ± 0,02	1,53 ± 0,04	1,55 ± 0,12
B <sub>S</sub> -4	1,535 ± 0,12	1,37 ± 0,02	1,37 ± 0,03	1,41 ± 0,01	1,4 ± 0,01	1,55 ± 0,12

Stickstoff im Boden wurde nur als mineralisierter Stickstoff, der von den Pflanzen aufgenommen werden kann, erfaßt. Die konstante Markierung des im Boden mineralisierten Stickstoffes, der nitrifiziert wird und in Form von Nitrat bestimmt

wurde, ist im Inkubationsversuch über mehrere Wochen überprüft worden und in Abbildung 4.12 zu sehen.

Der erste Wert der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit ist niedriger als die später gemessenen Werte. Das liegt daran, daß die am Anfang mineralisierte organische Bodensubstanz, diejenige organische Bodensubstanz ist, die als letztes festgelegt wurde. Die als letztes festgelegte organische Bodensubstanz hat einen höheren Anteil von Stickstoff mit natürlicher  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit und damit eine niedrigere  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit als die gesamte organische Bodensubstanz. Der danach mineralisierte Stickstoff stammt aus der alten organischen Bodensubstanz, so daß die Werte der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten des mineralisierten Nitrates nur noch um den relativ konstanten Mittelwert von 1,55 At.-% variieren.

Die hohen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in den Wildkräutern im Vergleich zu den Pflanzen bei Versuchen S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4 (vgl. Tabelle 4.13, Seite 88) lassen sich damit erklären, daß die Samen dieser Wildkräuter von Pflanzen gebildet wurden, die noch höher mit  $^{15}\text{N}$  markiert waren. Diese höhere  $^{15}\text{N}$ -Markierung lag an der höheren  $^{15}\text{N}$ -Markierung der organischen Bodensubstanz, aus der die Pflanzen zu dem früheren Zeitpunkt mit Stickstoff versorgt wurden, da der Boden für das ursprüngliche Experiment mit sehr hohen  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten markiert worden war (vgl. Kapitel 4.2.2., Seite 53).

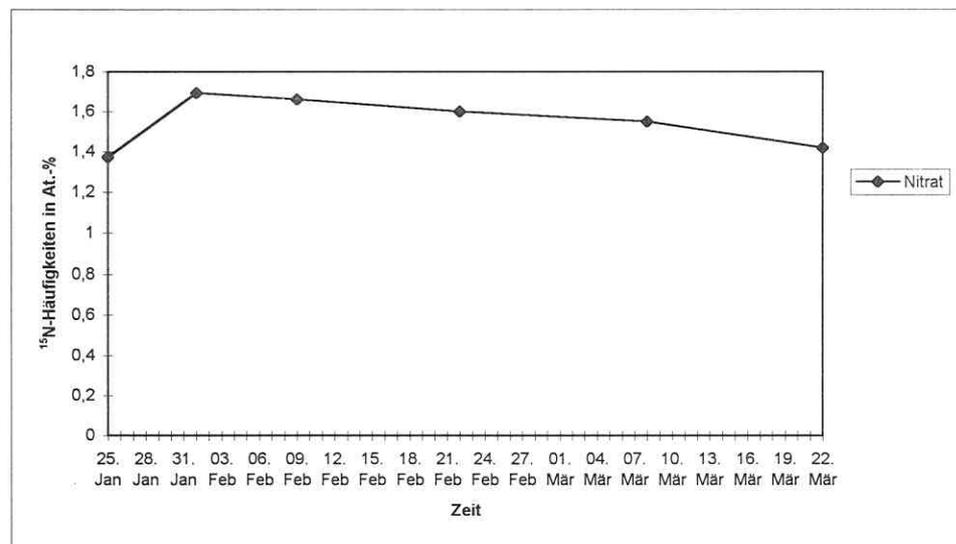


Abbildung 4.12:  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten des mineralisierten Stickstoffes im Verlaufe des Inkubationsversuches mit dem in Versuch S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4 benutzten Boden

Der schwankende  $^{15}\text{N}$ -Verlauf des mineralisierten Stickstoffes in Abbildung 4.12 spiegelt die Variabilität des Bodens wider, mit der sich die unterschiedlich hohen

<sup>15</sup>N-Häufigkeiten in den einzelnen Pflanzenteilen bei den Versuchen S<sub>S</sub>-1 und B<sub>S</sub>-4 erklären lassen.

Weil Böden ein günstigeres Substrat als Sand ist, war bei den Versuchen auf Boden ein besseres Wachstum der Pflanzen erwartet worden, verbunden mit einer deutlich höheren Trockenmasseproduktion. Tatsächlich aber lag die Trockenmasseproduktionen der Pflanzen auf Boden mit 12 und 18 g unter den Trockenmasseproduktionen der jeweils vergleichbaren Versuche auf Sand mit 31 und 23 g. Die einzige Erklärung dafür ist, daß der Boden aufgrund jahrelanger Nichtdüngung so an pflanzenverfügbarem Stickstoff verarmt war, daß sich dies in einer reduzierten Trockenmasseproduktion auswirkte. Die relativ niedrigen Mineralisationsraten aus dem begleitenden Inkubationsversuch bestätigen diese Annahme (Tabelle 9.15, Anhang). Ein Mangel an anderen Nährstoffen oder Spurenelementen konnte nicht die Ursache sein, da die Versuche auf Boden ausreichend mit stickstofffreier Nährlösung versorgt wurden.

Durch diese Versuchsbedingungen wurden unfreiwillig die Versuche auf dem Boden unter den gleichen Stickstoffmangelbedingungen durchgeführt wie die Versuche auf dem Sand, was zu interessanten Ergebnissen des Stickstoffaufnahme in die Pflanze führte (vgl. 4.3.3. Diskussion Pflanzen, Seite 70). Unter den gegebenen Versuchsbedingungen konnte kein Einfluß des Substrates auf das Wachstum und die Trockenmasseproduktion der Pflanzen nachgewiesen werden, vielmehr präsentiert sich die Versorgung mit pflanzenverfügbarem Stickstoff als dominanter Einflußfaktor.

### **Stickstoffversorgung**

In diesem Abschnitt wird der Einfluß der Stickstoffversorgung der Pflanze durch die Zugabe von Nährlösung auf die Aufnahme von atmogenem Stickstoff in die Pflanze diskutiert, um Aussagen zur Übertragbarkeit der mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Stickstoffeinträge auf ein normal mit Stickstoff versorgtes Boden-Pflanze-System machen zu können. Für den Vergleich der Stickstoffversorgung stehen die Versuche B-5 und B<sub>N</sub>-5 zur Verfügung, von denen der Versuch B<sub>N</sub>-5 mit der dreifachen Stickstoffmenge (600 mg pro Gefäß) versorgt war, wie der Versuch B-5, der mit der für das ITN-Meßsystem üblichen Stickstoffmenge (200 mg pro Gefäß) versorgt wurde (vgl. Tabelle 4.1, Seite 50).

Neben einem besseren Pflanzenwachstum und einer höheren Trockenmasseproduktion war ein proportional zur Trockenmasse ansteigender Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre erwartet worden. Vergleicht man die produzierten Trockenmassen der beiden Versuche, so liegt die Trockenmasse bei

B<sub>N</sub>-5 dementsprechend um den Faktor zwei höher als bei Versuch B-5. Für die aus der Atmosphäre in die Pflanze eingetragene Stickstoffmenge liegt das Verhältnis ebenfalls bei 2:1. Damit ist das Verhältnis von eingetragenen atmogenem Stickstoff pro Trockenmasse für beide Versuche etwa gleich, was bedeutet, daß tatsächlich pro produzierter Trockenmasse die gleiche Menge an atmogenem Stickstoff eingetragen wurde. Das bestätigt, daß die höhere Stickstoffversorgung der Pflanzen sich nur auf eine höhere Trockenmasseproduktion und eine proportional höhere Aufnahme von atmogenem Stickstoff in die Pflanze auswirkt, nicht aber zu einer verstärkten oder verminderten atmogenen Stickstoffaufnahme durch Änderungen im Stoffwechsel der Pflanzen führt.

Die Brutto-Gesamt-Deposition für den mit höherer Stickstoffmenge versorgten Versuch liegt nur ca. 11 % höher und die Netto-Gesamt-Deposition nur ca. 6 % als die Gesamtdeposition bei dem normalversorgten Versuch B-5. Die höhere Stickstoffversorgung der Pflanzen hat also kaum Auswirkungen auf die Messung der Gesamtdeposition mit dem ITN-Meßsystem.

#### 4.3.7. Übertragbarkeit

Neben der unter dem Diskussionspunkt Depositionen (vgl. 4.3.5., Seite 79) erläuterten Präzision des ITN-Meßsystems ist ein zweites wichtiges Kriterium die Übertragbarkeit der Depositionsmessungen auf die Umgebung, in der die Depositionsmessungen mit dem ITN-Meßsystem durchgeführt wurden. Der dafür wichtigste Aspekt ist die Wahl eines repräsentativen Meßstandortes, wobei allerdings praktischen Erwägungen (z. B. Stromanschluß, Zugänglichkeit) Rechnung zu tragen ist.

Wichtig ist auch die Pflanzenart, für die die Messungen übertragen werden sollen. Die genutzten Getreidepflanzen haben sich als besonders günstige Modellpflanzen erwiesen, da sie auch unter Mangelernährung den Sand vollständig durchwurzelt und einen normalen Pflanzenhabitus ausgebildet haben. Sie sind zudem eine typische Fruchtart, die in Agrarökosystemen angebaut wird. Damit lassen sich die Ergebnisse auf den größten Teil der Felder der örtlichen Umgebung (Standort Bad Lauchstädt) und ganz Deutschlands direkt übertragen. Auch betreiben Getreidepflanzen keine biologische Stickstofffixierung, so daß eine Überhöhung der gemessenen Einträge durch biologische Stickstofffixierung auszuschließen ist (RUSLOW UND FAUST, 1990).

Gleichzeitig ist die Getreidepflanze, da sie wie viele Pflanzen in natürlichen Ökosystemen unter relativ stickstoffarmen Bedingungen wachsen und reifen kann, auch eine gute Modellpflanze für naturnahe Ökosysteme wie Wiesen oder weniger

intensiv genutzte Agrarökosysteme wie Weiden. Damit können auch die Depositionsmessungen am Standort Leipzig direkt auf die dortigen naturnahen Ökosysteme übertragen werden. Eine Simulation von Depositionsmessungen in ein natürliches Ökosystem wie Wald kann das ITN-Meßsystem nicht leisten, da beispielsweise der Auskämmeffekt der Baumkronen nicht simuliert werden kann.

Anhand der Ergebnisse der Vergleichsversuche auf Boden (vgl. Diskussion Substrat, Seite 88) kann man von einer Übertragbarkeit der gemessenen Einträge in die Pflanze auf Sand auf die Einträge von atmosphärem Stickstoff in die Pflanzen auf Boden ausgehen. Eine gewisse Einschränkung bei dieser Übertragbarkeit ergibt sich aus der Mangelernährung der Pflanzen im ITN-Meßsystem. Aber der Versuch B<sub>N</sub>-5 (vgl. Diskussion Stickstoffversorgung, Seite 90) mit der dreifach höheren Stickstoffversorgung zeigt, daß höhere Stickstoffversorgung zwar zu einer größeren Trockenmasseproduktion führt, die atmosphären Stickstoffeinträge pro Trockenmasse aber gleich bleiben.

Für den Vergleich von atmosphären Stickstoffdepositionen auf Sand und auf Boden kann man die unter dem Diskussionspunkt Substrat erläuterten Versuche nicht nutzen, da sich aufgrund der hohen organischen Stickstoffgehalte im Boden nicht nachweisen läßt, wieviel atmosphärer Stickstoff in den Boden aufgenommen wurde (vgl. 4.2.2. Substrat, Seite 53). Ein großer Teil der Einträge in den Boden sind nasse Depositionen (lösliches Ammonium und Nitrat), bei denen die Depositionsmenge unabhängig vom aufnehmenden Substrat ist, d. h. die Depositionen in den Sand sind gleich den Depositionen in den Boden. Bei den festen Depositionen, die über Gravitationsprozesse eingetragen werden, ist die deponierte Menge ebenfalls unabhängig vom Substrat. Nur die Menge der gasförmigen Depositionen, die aktiv über den Boden aufgenommen werden (vor allem NO<sub>x</sub>), ist von der Eigenschaft des Substrates abhängig. Da der Sand bei den Messungen mit dem ITN-Meßsystem nur bei den Kontrollgefäßen mit einem Biostat zur Hemmung des Bakterien- und Algenwachstums versetzt wurde, kommt es in den normalen Versuchen zu einer Besiedlung durch Algen und Bakterien an der Oberfläche der Gefäße. Diese entsprechen zwar nicht genau dem Besiedlungsspektrum eines Bodens, simulieren aber diese Besiedelung und damit die durch sie aufgenommenen Menge von atmosphärem Stickstoff besser als jedes andere Meßsystem für gasförmige Stickstoffdepositionen. pH-Werte zwischen 6 und 7 sind für den Standort Bad Lauchstädt und die meisten ackerbaulich genutzten Böden in Mitteleuropa typisch, von den saureren Braunerden einmal angesehen (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1992).

Für die Übertragbarkeit der Messungen des ITN-Meßsystems auf ein reales Boden-Pflanze-System bedeutet das, daß nur im Bereich der gasförmigen Depositionen in den Boden, die im Vergleich zu den anderen Depositionsformen als gering

einzuschätzen sind, das ITN-Meßsystem die Erfassung der Stickstoffdepositionen nicht vollständig simuliert. Eine geringe Unterschätzung der Werte erscheint daher wahrscheinlich. Die Erfassung von nassen und festen Depositionen verläuft dagegen relativ vollständig, und auch die Erfassung von Stickstoffeinträgen in die Pflanzen (einschließlich der gasförmigen Einträge) wird relativ vollständig simuliert und kann vom ITN-Meßsystem auf ein normales Boden-Pflanze-System übertragen werden.

Das bei Depositionsmessungen generell auftretende Problem der Randeffekte, nämlich, daß die Randeffekte um so gravierender sind, je kleiner die Meßfläche ist, und das ITN-Meßsystem nur eine relativ kleine Meßfläche aufweisen kann, wird hier nicht weiter diskutiert, denn es ist unvermeidlich bei repräsentativen Depositionsmessungen. Üblicherweise wird angenommen, daß der sich durch die Randeffekte ergebende Fehler kleiner ist als der Fehler, der durch die Variabilität zwischen einzelnen Meßgefäßen entsteht (vgl. 4.3.9., Seite 96). In jedem Falle ist dieser Fehler deutlich kleiner als die Spannbreite der Ergebnisse, die durch Brutto- und Netto-Deposition gegeben ist.

#### 4.3.8. Jahresdepositionen

Für die Hochrechnungen auf ein gesamtes Jahr wurden die in den einzelnen Versuchszeiträumen ermittelten Depositionen addiert. Für die Zeiträume, in denen mehrere Versuche parallel liefen, wurde deren Durchschnitt verwendet. Für die Zwischenzeiträume, in denen kein Versuch durchgeführt wurde, erfolgte eine Ermittlung einer Durchschnittsdepositionsrate aus den zeitlich nächstliegenden Versuchen.

In den Tabellen 4.14 und 4.15 (Seite 94) sind die Jahresdepositionen an den beiden Standorten jeweils für zwei Zeiträume berechnet. In Bad Lauchstädt liegt der erste Jahreszeitraum vom 18. April 1994 (erster Tag des ersten Versuches B-1) bis zum 17. April 1995. Der zweite Zeitraum der Berechnung der Jahresdeposition liegt zwischen dem 24. November 1994 bis zum 23. November 1995 (letzter Tag des letzten Versuches). Am Standort Leipzig liegen die Berechnungszeiträume für die Jahresdeposition dementsprechend zwischen dem 22. Oktober 1994 und dem 21. Oktober 1995 bzw. zwischen dem 24. November 1994 und dem 23. November 1995. Grundsätzlich sind neben der Umrechnung über die Fläche auch andere Bezugsgrößen zur Umrechnung auf größere Flächen möglich, z. B. die Anzahl der Pflanzen pro Vegetationsgefäßoberfläche oder der Ertrag pro Gefäßoberfläche.

Tabelle 4.14: Hochrechnung der Depositionen der einzelnen Versuche auf Jahresdepositionen über das Flächenverhältnis bzw. über die Pflanzenanzahl für verschiedene Zeiträume am Standort Bad Lauchstädt

Zeitraum	Versuche	Brutto-Deposition in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$		Netto-Deposition in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	
		Fläche	Pflanze	Fläche	Pflanze
<b>Bad Lauchstädt</b>					
18.04. - 21.06. 1994	B-1	34	26	21	17
22.06. - 09.08. 1994	B-1/B-2	15	8	12	6
10.08. - 12.10. 1994	B-2	15	11	12	8
13.10. 94 - 20.03. 1995	B-3	29	27	20	18
21.03. - 17.04. 1995	B-3/B-4	6	6	5	5
gesamtes Jahr		$99 \pm 8$	$78 \pm 6$	$70 \pm 6$	$54 \pm 4$
08.11. 94 - 20.03. 1995	B-3	24	23	16	15
21.03. - 07.06. 1995	B-3/B-4	18	16	13	12
08.06. - 11.06. 1995	B-4	1	1	1	1
12.06. - 26.06. 1995	B-4/B-5	5	5	4	4
27.06. - 14.08. 1995	B-5	23	22	17	16
15.08. - 21.08. 1995	B-5/B-6	2	2	2	2
22.08. - 07.11. 1995	B-6	16	15	14	13
gesamtes Jahr		$89 \pm 4$	$84 \pm 4$	$67 \pm 3$	$63 \pm 3$

Tabelle 4.15: Hochrechnung der Depositionen der einzelnen Versuche auf Jahresdepositionen über das Flächenverhältnis bzw. über die Pflanzenanzahl für verschiedene Zeiträume am Standort Leipzig

Zeitraum	Versuche	Brutto-Deposition in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$		Netto-Deposition in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	
		Fläche	Pflanze	Fläche	Pflanze
<b>Leipzig</b>					
22.10. 94 - 09.06. 1995	L-1	36	31	30	26
10.06. - 27.06. 1995	L-1/L-2	7	6	5	4
28.06. - 08.09. 1995	L-2	43	40	29	28
09.09. - 10.09. 1995	L-2/L-3	1	1	1	1
11.09. - 21.10. 1995	L-3	8	7	7	6
gesamtes Jahr		$95 \pm 6$	$85 \pm 6$	$72 \pm 5$	$65 \pm 5$
24.11. 94 - 09.06. 1995	L-1	30	26	26	23
10.06. - 27.06. 1995	L-1/L-2	7	6	5	4
28.06. - 08.09. 1995	L-2	43	40	29	27
09.09. - 10.09. 1995	L-2/L-3	1	1	1	1
11.09. - 23.11. 1995	L-3	14	13	12	12
gesamtes Jahr		$95 \pm 6$	$86 \pm 5$	$73 \pm 5$	$67 \pm 5$

In den Tabellen 4.14 und 4.15 sind die über die Depositionsraten errechneten Jahresdepositionen (Brutto- und Netto-Depositionen) über die Bezugsgrößen Fläche (0,038 m<sup>2</sup>, vgl. 4.2.1., Seite 46) und Pflanzenzahl (vgl. Tabelle 4.1, Seite 50) für die Standorte Bad Lauchstädt und Leipzig zusammengestellt.

Die Bezugsgröße Ertrag pro Vegetationsgefäß wurde nicht zur Umrechnung genutzt, da die Pflanzen in allen Versuchen (außer Versuch B<sub>N</sub>-5) mangelernährt waren und daher keine normale Trockenmasseproduktion aufwiesen. Dazu kommt, daß die Pflanzen zur Zeit der Blüte geerntet wurden und zu diesem Zeitpunkt durchschnittlich erst 68 % der Biomasse gebildet hatten, was eine Umrechnung über den Ertrag schwierig und fehlerhaft macht (vgl. 4.3.3. Diskussion Pflanzen, Seite 70).

Die Jahresdepositionen in den Tabelle 4.14 und 4.15 sind in Brutto- und Netto-Depositionen angegeben, um die Schwankungsbreite zwischen der minimalen und maximalen Stickstoffdeposition darzustellen. Die Werte der Netto-Deposition haben einen reelleren Hintergrund (vgl. 4.3.5., Diskussion Depositionen, Seite 79). Daher werden nur die Netto-Depositionen in der weiteren Diskussion betrachtet.

Die Umrechnungsmethoden über die Pflanzenanzahl und die Gefäßfläche führen vor allem in der ersten Depositionsperiode am Standort Bad Lauchstädt zu deutlichen Unterschieden, was auf die Variation der Pflanzenbestände bei den ersten beiden Versuchen B-1 und B-2 zurückzuführen ist, da Versuch B-1 die höchste Bestandsdichte (aufgrund fehlender Erfahrung) hatte. Auch bei Versuch B-2 entsprach die Bestandsdichte im Vegetationsgefäß nicht der Feldbestandsdichte. Bei weiteren Versuchen wurde dieser Fehler ausgeglichen.

Für die erste Meßperiode sollten daher nur die Jahresgesamtdepositionen, die über die Fläche der Vegetationsgefäße berechnet wurden, betrachtet werden. Für die zweite Meßperiode liegen die Werte der beiden Berechnungsarten nicht weit auseinander.

Am Standort Leipzig ist aufgrund der geringeren Versuchsdichte über das Jahr (3 Versuche gegenüber 6 Versuchen in Bad Lauchstädt) die Hochrechnung auf eine Jahresdeposition mit größeren Unsicherheiten versehen als die Hochrechnung in Bad Lauchstädt.

An den Ergebnissen der Jahresdeposition an beiden Standorten wird deutlich, daß die Fehler durch die Variabilität innerhalb der Versuche im Vergleich zu der Variabilität der Jahresdeposition durch die Brutto- bzw. Nettoberechnung und die unterschiedlichen Arten der Flächenhochrechnung zu vernachlässigen sind.

#### 4.3.9. Fehlerabschätzung

Die hier aufgeführte Fehlerrechnung basiert auf dem Gaußschen Satz der Standardverteilung. Am Beispiel des Gefäßes I von Versuch B-4 wird eine Fehlerabschätzung auf den einzelnen Auswertungsebenen bis zu den ermittelten Jahresdepositionen des ITN-Meßsystems durchgeführt. Die Jahresdeposition bezieht sich auf die zweite Meßperiode, die unter Jahresdepositionen (vgl. 4.3.8, Seite 93) erläutert ist. Die Fehler bei der Abmessung der Substratmengen bei Ansatz und Ernte sind Schätzwerte. Die Fehler der Stickstoff- und  $^{15}\text{N}$ -Analyse sind Gerätefehler nach Laborstandard.

Tabelle 4.16: Zusammenstellung der prozentualen Fehler auf den einzelnen Auswertungsebenen des ITN-Meßsystems

	Substrat- mengen	N und $^{15}\text{N}$ - Häufigkeit	N-Proben	$^{15}\text{N}$ - Häufigkeit	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Stickstoff aus der Atmosphäre	
Auswertungs- ebene	Ansatz + Ernte	Analyse	Proben- parallelen	Proben- parallelen	Gefäßparallelen Brutto	Netto
Wasser	5 %	3,2 %	2,4 %	0,7 %		
KCl-Lösung	3 %	3,2 %	6,5 %	2,1 %		
Sand	3 %	3,2 %	6,4 %	3,5 %		
Algen	2 %	3,2 %	2 %	2 %		
Pflanzen	2 %	3,2 %	2 %	2 %		
$\Sigma$ Gefäß I, methodischer Fehler			1,8 %	1,8 %		
Versuch B-4, biologische Variabilität					7,2 %	8,6 %
Jahres- deposition , (2. Periode)					4,5 %	4,7 %

Die Fehler der Probenparallelen innerhalb der einzelnen Gefäße (N-Gehalt und  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit bzw.  $^{15}\text{N}$ -Gehalt) schwanken stark für die einzelnen Fraktionen und Gefäße der Versuche, liegen aber in ihrer Summe nicht über den Fehlern durch die Variabilität der Gefäße (wie bei Beispiel B-4 in Tabelle 4.16). Gegenüber diesem

Fehler sind die anderen Fehler vernachlässigbar, so daß auch die Jahresdepositionen diesen größeren Fehler beinhalten. Die Variabilität der Gefäße innerhalb eines Versuches bedingt die größten Fehler. Bei der Berechnung des Fehlers der Jahresdeposition aus den einzelnen Versuchen wurde nicht der absolute, sondern der „wahrscheinlichste Fehler“ über die Varianzsummen der absoluten Fehler berechnet (DOERFFEL, 1990).

$$\sigma_x^2 = \sum \sigma_i^2 \quad [4.5]$$

Die Ergebnisse der Fehlerabschätzung auf den einzelnen Ebenen der Auswertung des ITN-Meßsystems in Tabelle 4.16 zeigen, daß die geschätzten Einzelfehler beim Versuchsauf- und abbau, der Analysemethoden und der Variabilität der jeweiligen Proben einer Fraktion gegenüber dem Gesamtfehler des jeweiligen Versuches, ausgedrückt durch die Variabilität der Werte zwischen den einzelnen Gefäße, vernachlässigbar ist. Der „wahrscheinlichste Fehler“ der Summierung der Depositionswerte der einzelnen Meßperiode zur Jahresdeposition, der über die Summe der Varianzen ermittelt wurde, ist wiederum geringer als der Fehler innerhalb eines Versuches, wie der Vergleich mit den in Tabelle 4.17 zusammengestellten prozentualen Fehler der einzelnen Versuche zeigt. Die Variabilität zwischen den Gefäßen eines Versuches stellen somit die größte Fehlerquelle dar.

Tabelle 4.17: Prozentuale Fehler der Brutto- und Netto-Deposition, resultierend aus der Variabilität zwischen den Gefäßen des jeweiligen Versuches

	Brutto-Deposition	Netto-Deposition
	%	%
Versuch B-1	5,5	6,9
Versuch B-2	26,9	24,0
Versuch B-3	13,0	8,9
Versuch B-4	7,2	8,6
Versuch B-5	6,8	7,1
Versuch B <sub>N</sub> -5	7,3	6,8
Versuch B-6	17,5	17,0
Versuch S-1	38,2	34,1
Versuch L-1	10,5	5,5
Versuch L-2	10,7	15,3
Versuch L-3	14,2	8,4

#### 4.4. Vergleich der Depositionen

Um die Größenordnung der gemessenen Einträge beurteilen zu können, ist ein wichtiger Aspekt der Vergleich mit den anderen Depositionsmessungen am gleichen Ort.

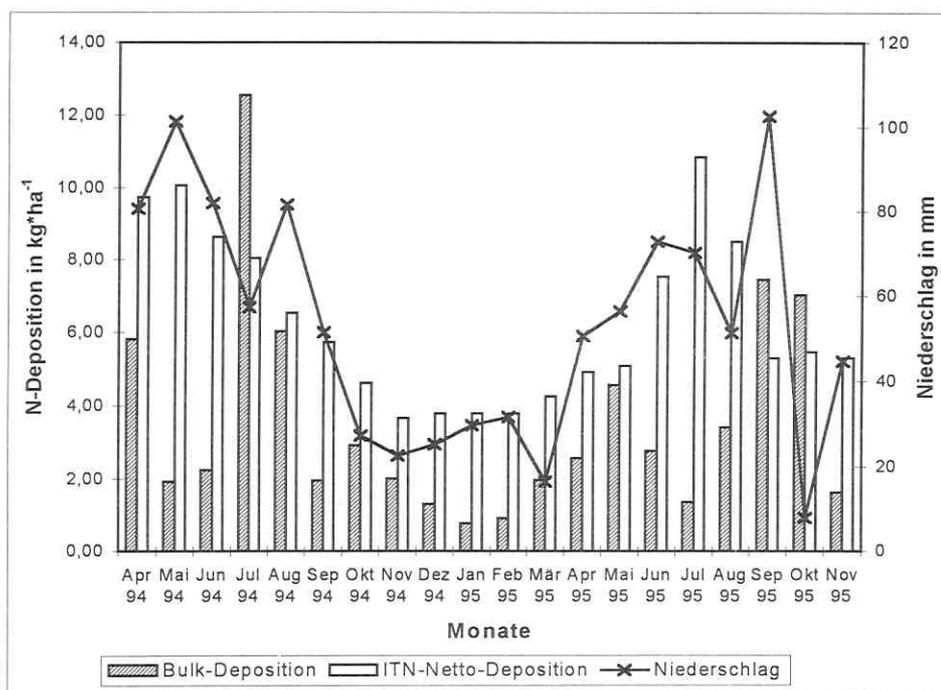


Abbildung 4.13: Vergleich der monatlichen mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Netto-Gesamtstickstoff-Depositionen und der Bulk-Gesamtstickstoff-Depositionen mit dem Verlauf des Niederschlages am Standort Bad Lauchstädt

Obwohl der monatliche Verlauf des Niederschlages und der Verlauf der monatlichen Bulk- und ITN-Netto-Deposition ähnliche Tendenzen aufweisen, beträgt die Korrelation zwischen der monatlichen ITN-Netto-Deposition und dem Niederschlag nur 0,47 und zwischen dem Niederschlag und der Bulk-Deposition sogar nur 0,06 für den in Abbildung 4.13 aufgezeichneten Zeitraum.

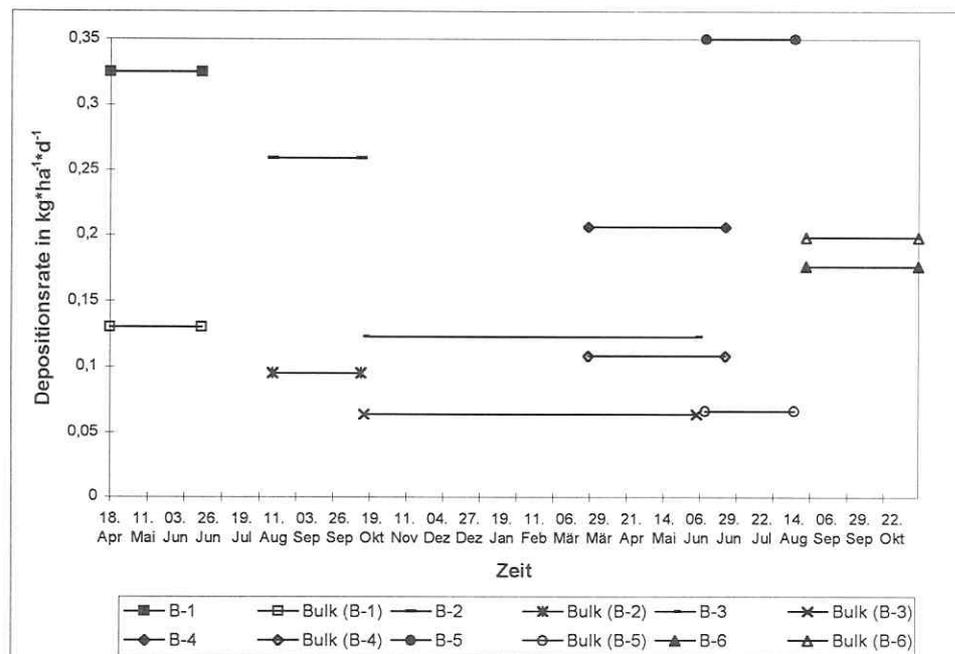


Abbildung 4.14: Netto-Depositionsraten der in zeitlicher Abfolge durchgeführten Versuche B-1, B-2, B-3, B-4, B-5 und B-6 und der Bulk-Depositionsraten für die entsprechenden Zeiträume der Versuche am Standort Bad Lauchstädt

Der relativ parallele Verlauf der Depositionsraten der mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Gesamtdeposition und der Bulk-Deposition für die jeweilige Zeitdauer der Versuche mit dem ITN-Meßsystem ist in Abbildung 4.14 zu sehen.

In Abbildung 4.15 (Seite 100) sind die aus den einzelnen Depositionsformen (Bulk-, gasförmige Deposition sowie Deposition in die Pflanze) zusammengesetzte Gesamtdeposition und die mit dem ITN-Meßsystem gemessene Netto-Gesamt-Deposition für das Sommerhalbjahr (April 94 - September 94) und das Winterhalbjahr (Oktober 1994 - März 1995) dargestellt. Summiert man die Stickstoffdepositionen der Bulk-Deposition und die in den Passivsammlern gemessene gasförmige Deposition, erhält man eine sich aus fester, nasser und teilweise gasförmiger Deposition zusammensetzende Gesamtdeposition. Dabei beinhaltet die Bulk-Deposition die feste, nasse und einen kleinen Teil der gasförmigen Deposition. Die in den Passivsammlern gemessene gasförmige Deposition addiert verstärkt die gasförmigen Stickstoffverbindungen, die aufgrund der größeren Oberflächenrauheit des Sammelsubstrates in den Passivsammlern durch Adsorption eingetragen werden. Zur Vervollständigung der zusammengesetzten Gesamt-Deposition können die über die Pflanze eingetragenen

gasförmigen Stickstoffdepositionen in grober Näherung zu der Bulk- und gasförmigen Deposition addiert werden, indem man die direkt aus der Atmosphäre über die Pflanze in das ITN-Meßsystem eingetragene Stickstoffmenge in Höhe von 27 % des jeweiligen ITN-Gesamteintrages addiert (vgl. Diskussion Pflanzen, Seite 56).

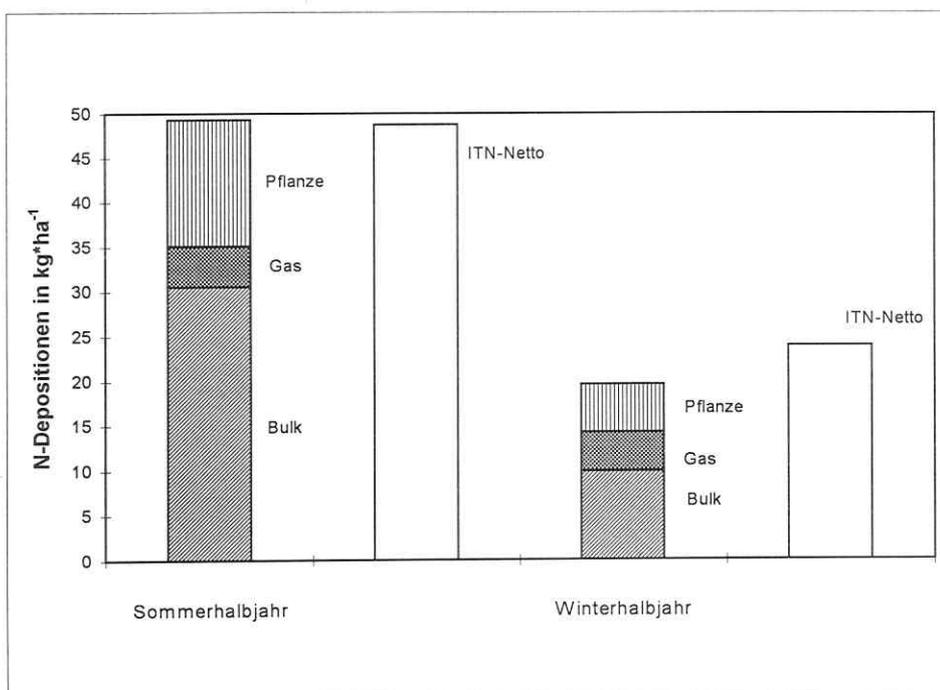


Abbildung 4.15: Vergleich der Gesamtdositionen als Summe der Einzeldepositionen mit den mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Gesamtdositionen am Standort Bad Lauchstädt

Am Standort Leipzig kann die Bulk-Stickstoffdeposition aufgrund fehlender Daten nicht mit der gasförmigen oder Wet-Only-Stickstoffdeposition verglichen werden.

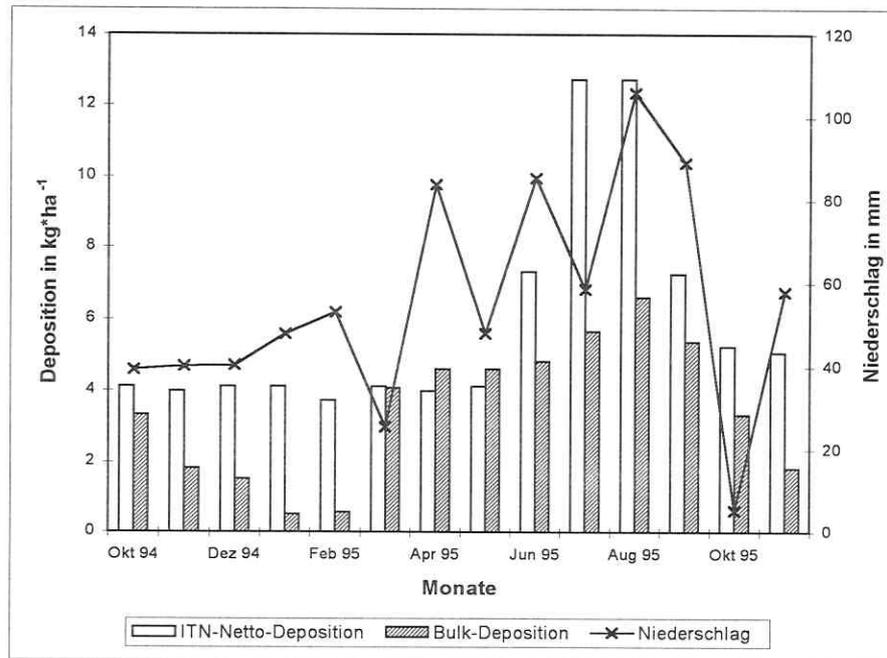


Abbildung 4.16: Vergleich der monatlichen Netto-Gesamt-Deposition und der Bulk-Deposition mit dem Verlauf des Niederschlages am Standort Leipzig

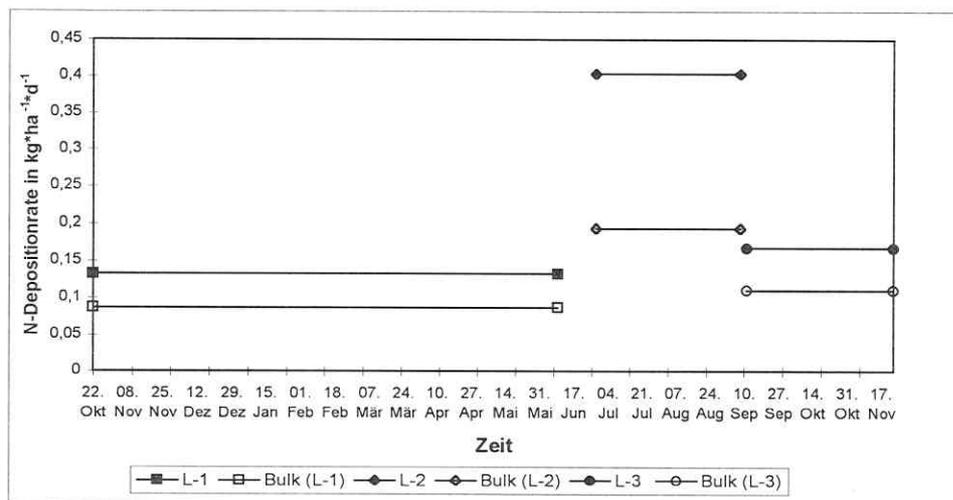


Abbildung 4.17: Netto-Depositionsraten von zeitlich aufeinander folgenden Versuchen L-1, L-2 und L-3 und die Bulk-Depositionsraten für den Zeitraum der ausgewählten Versuche am Standort Leipzig

Die monatlichen Gesamt- und Bulk-Depositionen an den Standorten Bad Lauchstädt und Leipzig bestätigen im Vergleich mit den monatlichen Niederschlägen, daß über die nasse Deposition der größte Teil der atmosphären Stickstoffverbindungen in das System eingetragen wird (vgl. Abb. 4.13, Seite 98 und 4.16, Seite 101). Daß die monatliche ITN- Gesamt-Deposition dabei, von einigen Ausnahmen abgesehen, immer über der Bulk-Deposition liegt, zeigt, daß mit dem ITN-Meßsystem die Gesamtstickstoff-Depositionen sehr viel vollständiger erfaßt werden als bei der Messung der Bulk-Deposition. Trotz der Unterschiede zeigen aber beide Depositionsmethoden einen deutlichen Sommer-Winter-Rhythmus, bei dem in den Sommermonaten größere Depositionen auftreten als in den Wintermonaten.

Dabei wird das Verhältnis der monatlichen Gesamtstickstoff-Depositionen zu den monatlichen Bulk-Depositionen verzerrt, weil die in den Versuchen des ITN-Meßsystems integral gemessenen Depositionen auf die Monate nur zeitlich gleichmäßig verteilt werden können. Da es keine Möglichkeit gibt, die Stickstoffdepositionen innerhalb des Versuchszeitraumes zu differenzieren, können keine singulären Depositionsereignisse (Spitzenwerte) wie im Juli 1994 (vgl. Abb. 4.13, Seite 98) bei der Gesamt-Depositionsmessung festgehalten werden.

Dieser Nachteil macht sich besonders bei den Versuchen B-3 in Bad Lauchstädt und L-1 in Leipzig, die über eine 8 Monate lange Periode (Winter) durchgeführt wurden, bemerkbar. So liegt in den Monaten von November bis Februar das Verhältnis der Gesamtstickstoff-Deposition zur Stickstoff-Bulk-Deposition deutlicher über diesem Verhältnis als in den Sommermonaten. In den „Übergangsmonaten“ Oktober und März, April und Mai kommt es dann zu den beschriebenen „Verzerrungen“ (monatliche Bulk-Deposition > monatliche ITN-Gesamt-Deposition), vor allem, wenn keine periodenübergreifenden Versuche zur Verfügung stehen, wie im Sommer 1994 in Bad Lauchstädt oder für die gesamte Untersuchungsperiode am Standort Leipzig (vgl. Abb. 4.13, Seite 98 und 4.16, Seite 101).

Daher ist ein Vergleich der Depositionen über größere Versuchszeiträume oder die jeweiligen Versuchsperioden der ITN-Versuche günstiger als Untersuchungen des Verhältnisses von Gesamtdeposition zu Bulk-Deposition.

Der Vergleich der Gesamt- und Bulk-Depositionsraten über die jeweiligen Versuchszeiträume zeigt, daß für den Standort Bad Lauchstädt die Gesamtdepositionen im gleichen Verhältnis wie die Bulk-Depositionen im jahreszeitlichen Rhythmus schwanken (Ausnahme: Versuche B-5 und B-6, vgl. Abb. 4.14, Seite 99). Das Verhältnis von Gesamt-Deposition zu Bulk-Deposition liegt am Standort Bad Lauchstädt bei ca. 2,3. Dieser praktisch konstante Faktor zeigt, daß das ITN-Meßsystem die atmosphäre Stickstoffdeposition vollständiger erfaßt als die Bulk-Deposition, gleichzeitig jedoch die jahreszeitlichen Schwankungen der Stickstoffdepositionen parallel zur Bulk-Deposition richtig wiedergegeben werden.

Da also die monatliche Auflösung der Gesamtstickstoff-Depositionen keine gute Vergleichsbasis der Bulk- und Gesamtdepositionen bietet (s.o.), sind in Abbildung 4.15 (Seite 100) die Gesamtdeposition und die Summe aus Bulk-, gasförmiger und der nur über die Pflanze in das ITN-Meßsystem eingetragenen Stickstoffdeposition für das Winter- und Sommerhalbjahr gegenübergestellt. Trotz minimaler Unterschiede, die sich mit den jeweiligen Fehlerquellen der einzelnen Depositionsmessungen erklären lassen, stimmen die halbjährigen Netto-Gesamtdepositionen mit der summierten Deposition überein.

Die Ergebnisse der mit dem ITN-Meßsystem ermittelten jährlichen Gesamtstickstoff-Deposition von  $64 - 71 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  liegen über der von KÖRSCHENS (1990) indirekt in Dauerversuchen ermittelten Gesamtstickstoff-Deposition von ca.  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  am Standort Bad Lauchstädt. Diese von KÖRSCHENS ermittelten Werte der Stickstoffdeposition beruhen auf der Annahme eines konstanten Stickstoffgehaltes im Boden. Wie allerdings neuere Untersuchungen ergeben, zeigen die Stickstoffgehalte der Nullparzelle des statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt in den letzten 10 Jahren eine steigende Tendenz. Eine solche Tendenz ist schwierig statistisch nachzuweisen. Nimmt man an, daß sich der  $\text{N}_t$ -Gehalt über die letzten 10 Jahre um nur 0,01 % erhöht hätte, wobei sich eine solche Erhöhung mit den zur Verfügung stehenden Meßgeräten gerade nachweisen läßt, so ergibt das eine Erhöhung des  $\text{N}_t$ -Gehaltes von jährlich 0,001 %. Geht man von einer Ackerkrumentiefe von 25 cm (KÖRSCHENS UND PFEFFERKORN, 1995) aus, in der es zu der Erhöhung des  $\text{N}_t$ -Gehaltes kommt und in der der Boden etwa eine Dichte von  $1,35 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$  besitzt, so ergibt sich eine jährliche Erhöhung des  $\text{N}_t$ -Gehaltes von etwa  $34 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Bei einem solchen erhöhten Stickstoffgehalt im Boden stiegen auch die über den Pflanzenentzug indirekt ermittelten atmosphären Stickstoffeinträge, so daß nach diesen neueren Untersuchungen die atmosphären Stickstoffdepositionen durchaus bei Werten von  $70 - 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  liegen könnten (KÖRSCHENS, 1996; FRANKO, 1996).

Für die Modelle, die sich mit dem Kohlen- und Stickstoffkreislauf von Agrarökosystemen im Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet beschäftigen (CANDY), sind die mit dem ITN-Meßsystem ermittelten Stickstoffdepositionen eine sehr gute Ergänzung. So konnten mit Hilfe dieser Werte die Stickstoffentzüge der sogenannten Nullparzelle des „Statischen Düngungsversuches“ in Bad Lauchstädt besser erklärt werden (FRANKO, 1996).

Am Standort Leipzig wurde wegen der schlechteren Datenlage (keine Messungen der gasförmigen Stickstoffdeposition, rechnerische Bestimmung des Gesamtstickstoff-Gehaltes der Bulk-Depositionen) auf einen direkten Vergleich der mit dem ITN-Meßsystem gemessenen Gesamtdepositionen mit den summierten

Teildepositionen verzichtet. Trotzdem zeigt sich aus dem Vergleich der Depositionsraten in Abbildung 4.17 (Seite 101), daß die Bulk-Depositionsraten und die Depositionsraten des ITN-Meßsystems die gleiche Tendenz haben und von einem ähnlichen Verhältnis der Depositionen wie in Bad Lauchstädt ausgegangen werden kann, wobei aber das Verhältnis zwischen den Gesamtdepositionen und den Bulk-Depositionen in Leipzig mit 1,7 etwas enger ist als in Bad Lauchstädt. Es bestätigt sich aber, daß mit dem ITN-Meßsystem parallel zur Bulk-Deposition mehr atmosphäre Stickstoffeinträge erfaßt werden können.

Die jährlichen Depositionswerte in Leipzig sind mit  $65 - 73 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  etwa so hoch wie am Standort Bad Lauchstädt. Am Standort Leipzig stehen bedauerlicherweise keine weiteren Depositionsmessungen zur Verfügung, mit denen die Werte verglichen werden können. Damit bestätigt sich die Hypothese, daß an einem Agrarstandort wie Bad Lauchstädt durch höhere  $\text{NH}_y$ -Emissionen die Gesamtdeposition von atmosphärem Stickstoff höher liegt als an einem urbanen Standort wie Leipzig, nicht. Auch die Hypothese, daß es an dem urbanen Standort in den Wintermonaten zu höheren Stickstoffdepositionen durch erhöhte  $\text{NO}_x$ -Belastungen in der Heizperiode kommen würde, konnte in den Messungen der Bulk- und der ITN-Deposition am Standort Leipzig nicht bestätigt werden.

Um die Messungen mit dem ITN-Meßsystem weiter in einen Routinebetrieb zu übernehmen und einen besseren Überblick über die Depositionsstruktur von Stickstoff in verschiedenen Landschaften zu erhalten, wären Messungen von Gesamtstickstoff-Einträgen mit dem ITN-Meßsystem an möglichst vielen verschiedenen Standorten, vor allem aber in natürlichen und naturnahen Landschaften, anzustreben.

## 5. ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER NITRATVERLAGERUNG

In diesem Kapitel werden die Untersuchungen zur Nitratverlagerung in Böden mit unterschiedlicher  $N_{org}$ - und  $C_{org}$ -Versorgung vorgestellt. Ziel dabei war es, das Verhalten des deponierten atmosphären Stickstoffes, insbesondere seine Verlagerung in Form von Nitrat im Boden zu untersuchen. Da der größte Teil der atmosphären Stickstoffdepositionen aus anorganischem Stickstoff besteht, sollte durch den  $^{15}N$ -Tracer, ebenfalls in anorganischer Form, das Verhalten des atmosphären deponierten Stickstoffes im Boden hinreichend simuliert werden.

Die Wahl der Mikroparzellen bietet in einem bestimmten Maße gleichzeitig die Möglichkeit, die Nitratverlagerung auf agrarisch genutzten Böden in bezug auf eine mögliche Folge von langjährigen atmosphären Stickstoffdepositionen in Agrarökosystemen zu untersuchen, denn die nachgewiesenen hohen atmosphären Stickstoffdepositionen führen über lange Zeiträume zu einem Anstieg der organisch gebundenen Stickstoffmenge im Boden. Die untersuchten Mikroparzellen lassen sich dabei in die vier folgenden Kategorien unterteilen (vgl. Tabelle 3.1, Seite 31):

- niedrige  $C_{org}$ - und  $N_{org}$ -Gehalte (M1),
- normale  $C_{org}$ - und  $N_{org}$ -Gehalte (M5),
- normale  $C_{org}$ - und leicht erhöhte  $N_{org}$ -Gehalte (M2),
- hohe  $C_{org}$ - und  $N_{org}$ -Gehalte (M3 und M4).

Der letzte Fall ist dabei eine Extremvariante, denn Stickstoffgehalte in der Größenordnung wie auf den Parzellen der letzten Kategorie, können auch durch langjährige hohe Stickstoffdepositionen nicht erreicht werden. Die Ergebnisse der Mikroparzellenversuche werden in diesem Kapitel nicht in der Reihenfolge ihrer zeitlichen Anlage wie unter 3.4. behandelt, sondern werden in der Reihenfolge steigenden Gehaltes an organischer Bodensubstanz ( $C_{org}$  und  $N_{org}$ ) (M1, M5, M2, M3, M4) dargestellt.

### Pflanzenentzug und Festlegung im Boden

Die Zusammenfassung der Verteilung des  $^{15}N$ -Tracers nach jeweils zwei Vegetationsperioden ist in Tabelle 5.1 (Seite 106) zu sehen (erweiterte Zusammenfassung der  $^{15}N$ -Bilanzen in den Tabellen 5.2 - 5.6, Seite 109 ff.). Dabei beziehen sich alle Prozentangaben auf die am Anfang eingesetzte Menge des  $^{15}N$ -Tracers. Die höchste  $^{15}N$ -Festlegung bei der sehr niedrig mit organischer Bodensubstanz versorgten Mikroparzelle M1 ist mit dem sehr niedrigen

Stickstoffgehalt des Bodens (< 0,15 %) zu begründen, in dem jeglicher frei zur Verfügung stehende Stickstoff sofort festgelegt wird. Pflanze und Boden treten dabei als Stickstoffsinken in Konkurrenz zueinander, wobei der Boden erfolgreicher den  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff fixiert als die Pflanze. Bezogen auf 90 cm sind auf der Mikroparzelle M1 keinerlei  $^{15}\text{N}$ -Verluste bei einem minimalen Anteil von freiem anorganischem  $^{15}\text{N}$  aufgetreten.

Tabelle 5.1: Die Verteilung des  $^{15}\text{N}$ -Tracers auf den Mikroparzellen nach Ablauf von zwei Vegetationsperioden bezogen auf 90 cm bzw. 200 cm.

	Pflanzenentzug	Festlegung	Freies $\text{N}_{\text{an}}$	Verlust
M1, 90 cm	31 %	68 %	< 1 %	0 %
M5, 200 cm	52 %	44 %	4 %	0 %
M2, 90 cm	67 %	26 %	1 %	6 %
M3, 90 cm	38 %	34 %	11 %	17 %
M4, 200 cm	32 %	45 %	22 %	1 %

Die in bezug auf die Belastung mit organischer Bodensubstanz folgende Mikroparzelle M5, die sich auf einem normal mit organischer Substanz versorgten Boden mit ortsüblicher Bewirtschaftung befindet, zeigt bezogen auf eine Tiefe von 200 cm ebenfalls keine  $^{15}\text{N}$ -Verluste. Auf der Mikroparzelle M2, die sich auf einem Boden mit leicht erhöhtem Gehalt von organischer Bodensubstanz befindet, liegt nur 1 % des  $^{15}\text{N}$  in anorganischer Form vor bei einem gleichzeitigen  $^{15}\text{N}$ -Verlust von 6 %, bezogen auf die oberen 90 cm. Vergleicht man diesen  $^{15}\text{N}$ -Verlust auf der Mikroparzelle M2 mit der  $^{15}\text{N}$ -Verteilung der bis 200 cm betrachteten  $^{15}\text{N}$ -Verteilung der Mikroparzelle M5, so sieht man, daß sich bei der Mikroparzelle M5 über 10 % des  $^{15}\text{N}$  in der bei der  $^{15}\text{N}$ -Bilanz von M2 nicht mit einbezogenen Bodenschicht von 90 - 200 cm befinden (Tabelle 5.4, Seite 114). Da die Pflanzen in der Lage sind, Nitrat bis zu einer Tiefe von 200 - 250 cm aufzunehmen (vgl. Nitratverlagerung M5, Seite 111), ist der  $^{15}\text{N}$ -Verlust von 6 % auf der Mikroparzelle daher als nicht kritisch zu betrachten, da die vermeintlichen  $^{15}\text{N}$ -Verluste mit hoher Wahrscheinlichkeit noch im pflanzenverfügbaren Bereich bis 200 cm liegen. Die beiden Mikroparzellen M3 und M4 auf dem hoch mit organischer Bodensubstanz belasteten Boden zeigen die niedrigsten  $^{15}\text{N}$ -Entzüge durch die Pflanze. Dabei liegt der  $^{15}\text{N}$ -Pflanzenentzug auf der Mikroparzelle M4, die extra im Winter angelegt wurde, um hohe  $^{15}\text{N}$ -Entzüge durch die Pflanze zu vermeiden, nur um 6 % niedriger als der Pflanzenentzug auf der Mikroparzelle M3. Die  $^{15}\text{N}$ -Festlegung durch den Boden liegt daher auf der Mikroparzelle M4 höher als auf der Mikroparzelle M3. Der Anteil von freiem anorganischem  $^{15}\text{N}$  auf den beiden Mikroparzellen muß zusammen mit den  $^{15}\text{N}$ -Verlusten betrachtet werden, denn die nur auf die oberen 90 cm bezogene  $^{15}\text{N}$ -

Bilanz auf der Mikroparzelle M3 zeigt  $^{15}\text{N}$ -Verluste von 17 %, während auf der Mikroparzelle M4 nur 1 %  $^{15}\text{N}$ -Verluste zu verzeichnen sind. Allerdings zeigt die  $^{15}\text{N}$ -Bilanz von Mikroparzelle M4 (vgl. Tabelle 5.6, Seite 120) einen sehr hohen Anteil von freiem anorganischen  $^{15}\text{N}$  in der Bodenschicht von 100 - 200 cm, der Schicht, die für die  $^{15}\text{N}$ -Bilanz der Mikroparzelle M3 nicht mit einbezogen wurde. An dem sehr hohen Anteil von freiem anorganischen  $^{15}\text{N}$  von 11 % und 22 % auf den beiden Mikroparzellen wird deutlich, daß auf diesen Mikroparzellen das Potential für die  $^{15}\text{N}$ -Verluste am höchsten ist. Dies bestätigt sich auch durch die Betrachtung der Nitratverlagerung auf den einzelnen Mikroparzellen (vgl. Abb. 5.2 - 5.6, Seite 110 ff.).

Eine der wichtigsten Einflußgrößen auf die Nitratverlagerung ist die Niederschlagsmenge im Verlagerungszeitraum. In Abbildung 5.1 sind die Niederschlagsmengen und als Linie die kumulativen Niederschläge zu den Probenahmeterminen der Rammkernsondierung für die einzelnen Mikroparzellen aufgeführt. Dabei repräsentieren die Balken die jeweilige Niederschlagsmenge vom Anlagendatum bis zum ersten Probenahmetermin.

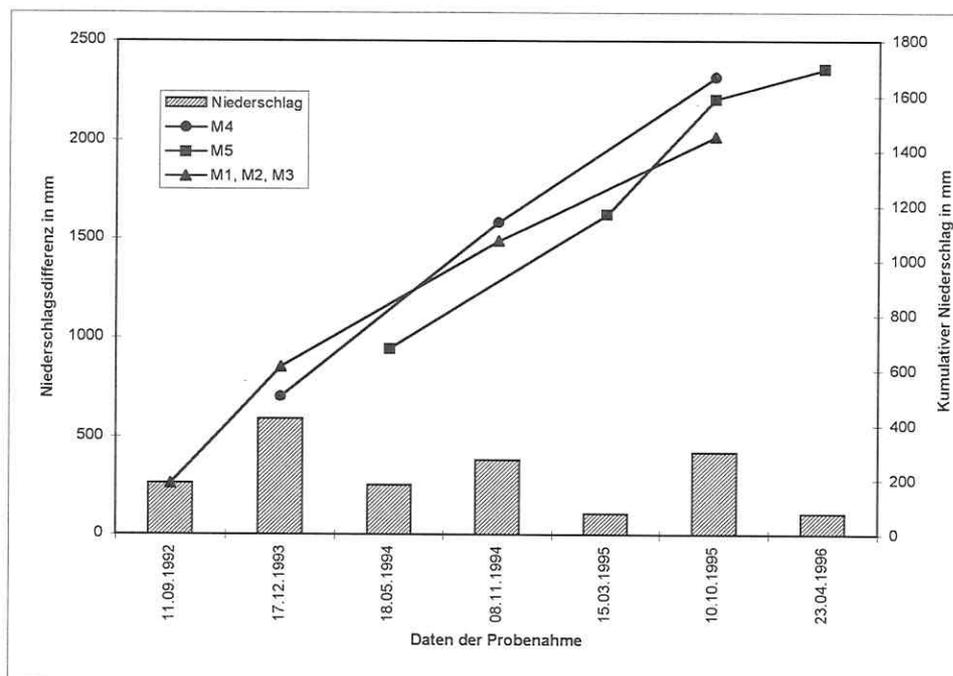


Abbildung 5.1: Niederschlagsmengen und kumulative Niederschlagsmenge zu den Probenahmeterminen der Rammkernsondierungen

Die durchschnittlichen Jahresniederschläge in Bad Lauchstädt liegen bei 484 mm. Im Jahr 1992 und 1993 lagen die Niederschläge mit 479 mm bzw. 497 mm im Bereich des langjährigen mittleren Niederschlages, aber 1994 und 1995 lagen die Niederschläge mit 657 mm und 547 mm deutlich über den üblichen Niederschlägen dieses Standortes im Mitteldeutschen Trockengebiet.

### **<sup>15</sup>N-Bilanzen und Nitratverlagerung**

Die in den Tabellen 5.2 - 5.6 aufgestellten <sup>15</sup>N-Bilanzen für die Versuche auf den Mikroparzellen geben mit den <sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten einen Anhaltspunkt für die Repräsentanz der Boden-Probenahmen und der korrekten Analysen und Auswertung sowie einen Überblick über die <sup>15</sup>N-Verteilung auf Pflanze und Boden. Für die Auswertung muß man davon ausgehen, daß sich der <sup>15</sup>N-Tracer wie der zum Zeitpunkt der Tracergabe in der Ackerkrume vorhandene anorganische Stickstoff verhält. Die <sup>15</sup>N-Mengen des organischen Stickstoffes und des anorganischen Stickstoffes im Boden wurden über die Gleichungen 3.3 und 3.4 (vgl. Kapitel 3.3.2., Seite 37) ermittelt und die Berechnung des Gesamtstickstoffes in den Pflanzen erfolgte nach Gleichung 3.5, wobei die gemessenen Stickstoffkonzentrationen (Ammonium-N, Nitrat-N, Gesamt-N) in den jeweiligen Bodenproben über die Dichte des Bodens auf die Konzentration in der gesamten beprobten Bodenschicht umgerechnet wurde. Dabei beziehen sich die Angaben der <sup>15</sup>N-Mengen in Tabelle 5.2 - 5.6 in mg jeweils auf die angegebene Bodenschicht und auf 1 m<sup>2</sup>. Die Prozentangaben der <sup>15</sup>N-Bilanzen (auch der einzelnen Schichten) beziehen sich auf die jeweils nach der Ernte noch im Boden befindliche <sup>15</sup>N-Menge. Mit <sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten um 100 % bestätigt sich die korrekte Probenahme und Probenanalyse. Die <sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten, die deutlich über 100 % liegen (vor allem bei der ersten Probenahme), sind auf eine nicht repräsentative Probenahme zurückzuführen. Die <sup>15</sup>N-Lösung wurde zwischen den in Reihen gesetzten Pflanzen aufgetragen, und es war von einer schnellen gleichmäßigen Verteilung des <sup>15</sup>N-Stickstoffes über die Fläche des Bodens ausgegangen worden, so daß an den gleichen Stellen später die Bodenproben genommen wurden. Diese gleichmäßige flächige Verteilung liegt zu diesem Zeitpunkt aber noch nicht vor, wie die <sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten über 100 % in den Tabellen 5.2 - 5.6 zeigen.

In den Abbildungen 5.2 - 5.6 sind die Nitratkonzentrationen (in g\*m<sup>-2</sup>) für die auf den y-Achsen aufgetragenen Bodentiefen dargestellt. Dabei sind die Nitratmengen im Boden auf eine einheitliche Schichtdicke von 10 cm umgerechnet. Die relativen <sup>15</sup>N-Nitratgehalte beziehen sich auf die jeweils eingesetzte <sup>15</sup>N-Tracermenge und sind

ebenfalls auf eine einheitliche Schichtdicke von 10 cm innerhalb der beprobten Bodenschicht bezogen.

#### Mikroparzelle M1, niedriger $C_{org}$ - und $N_{org}$ -Gehalt (V120), vgl. Abb. 5.2, Seite 110

Tabelle 5.2:  $^{15}N$ -Bilanz der Mikroparzelle M1 ( $1m^2$ ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm

Datum	Tiefe	Boden				Pflanze		$^{15}N$ -Wiederfindung
		$N_{org}$		$N_{an}$		mg	%	
	cm	mg	%	mg	%	mg	%	%
28. April 1992	0-30	283,6	59,1	388,8	48,2			140,3
28. Juli 1992	0-30	184	38,6	5,9	1,2			
	30-60	69	14,5	2,7	0,6			
	60-90							
	Summe	255	52,8	8,6	1,8			
Ernte 1992						185,3	38,6	93,2
06. April 1993	0-30	213,2	73,0	5,1	1,7			
	30-60	55,9	19,1	1,3	0,4			
	60-90	39,3	13,5	1,0	0,3			
	Summe	308,4	115,6	7,4	2,5			108,1
14. Oktober 1993	0-30	137,3	47,0	1,9	0,7			
	30-60	80,5	27,6	1,2	0,4			
	60-90	56,2	19,2	1,3	0,5			
	Summe	274	93,8	4,5	1,5			
Ernte 1993						26,0	8,9	104,2

Auffallend auf dieser Mikroparzelle sind die niedrigen Nitratgehalte mit Werten um  $0,4 g \cdot m^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht (vgl. Abb. 5.2, Seite 110) und einem maximalen Wert von  $1,4 g \cdot m^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht. Dieser maximale Nitrat- und  $^{15}N$ -Nitratpeak, ein Jahr nach der Anlage der Mikroparzelle, im Herbst 1993, in der Bodenschicht von 30 - 60 cm ist ein Ausnahmefall, denn nach zwei Jahren (Herbst 1994) ist keine Verlagerung des Nitrates oder des  $^{15}N$ -Nitrates mehr zu erkennen, und die Nitratgehalte sind wieder auf Werte um  $0,4 g \cdot m^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht zurückgegangen. Zu keinem Zeitpunkt ist Nitrat oder  $^{15}N$ -Nitrat in Bodenschichten unter 60 cm verlagert worden. Dies und die Tatsache, daß die Nitratstickstoffgehalte auf dieser Mikroparzelle im Vergleich nur bei bis zu 5 % der Nitratstickstoffgehalte der anderen Mikroparzellen liegen, bestätigt, daß von niedrig mit  $C_{org}$  und  $N_{org}$  versorgtem Boden keine Grundwassergefährdung durch Nitratverlagerung ausgeht.

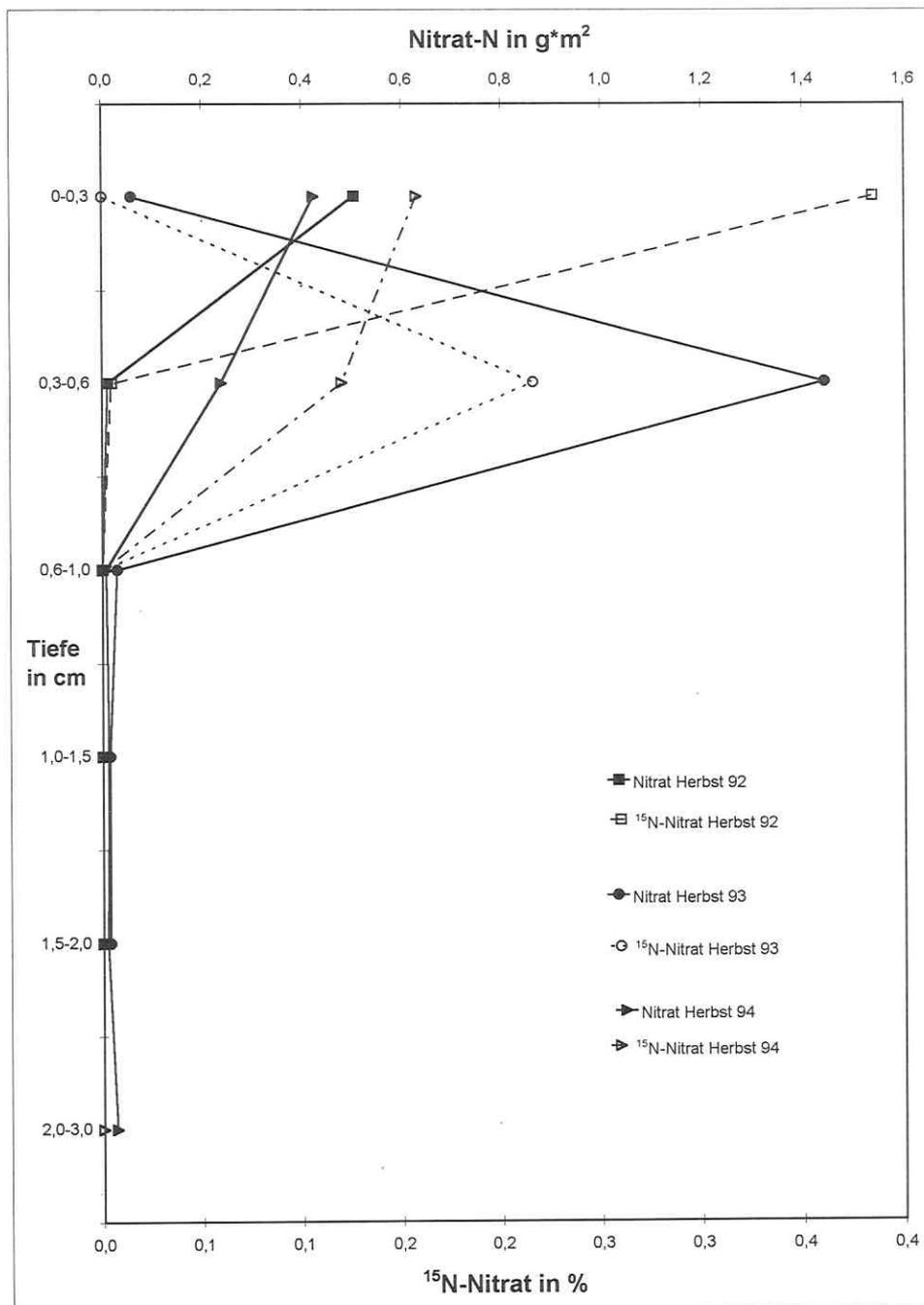


Abbildung 5.2: Die Verlagerung des Nitrates und des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates auf der Mikroparzelle M1 (niedriger  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  Gehalt) in den sondierten Bodenschichten in den Jahren 1992, 1993 und 1994

**Mikroparzelle M5, normaler C<sub>org</sub>- und N<sub>org</sub>-Gehalt (V140/33), vgl. Abb. 5.3, Seite 112**

Tabelle 5.3: <sup>15</sup>N-Bilanz der Mikroparzelle M5 (1m<sup>2</sup>) für die Jahre 1993 und 1994 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm bzw. 200 cm

Datum	Tiefe cm	Boden				Pflanze		<sup>15</sup> N-Wieder- findung %
		N <sub>org</sub>		N <sub>an</sub>		mg	%	
		mg	%	mg	%			
28. Mai 1993	0-30	977,3	57,4	790,0	46,4			
	30-60	208,4	12,3	66,3	3,9			
	60-90	232,8	13,7	95,5	5,6			
	Summe	1418,5	83,4	951,8	55,9			139,3
13. August 1993	0-30	609,0	35,8	20,7	1,2			
	30-60	320,2	18,8	1,9	0,1			
	60-90	253,7	14,9	3,0	0,2			
	Summe	1182,9	69,5	25,6	1,5			
Ernte 1993						881,6	51,8	122,9
18. April/ 18. Mai 1994	0-30	673,6	82,2	7,8	1,0			
	30-60	214,3	26,1	6,2	0,8			
	60-100	21,6	2,6	10,1	1,2			
	100-150			2,4	0,3			
	150-200			0,8	0,1			
	Summe	909,5	111,0	27,4	3,3			114,3
21. Sep. 1994/	0-30	417,6	51,0	8,8	1,1			
	30-60	275,2	33,6	10,2	1,2			
15. März 1995	60-100	52,5	6,4	23,6	2,9			
	100-150	51,9	6,3	17,0	2,1			
	150-200	11,9	1,4	6,6	0,8			
	Summe	808,6	98,7	66,3	8,1			
Ernte 1994						80,5	9,8	116,6

Die Konzentrationen des verlagerten Nitrates auf diesem normal mit C<sub>org</sub> und N<sub>org</sub> versorgten Boden liegen mit maximalen Werten von ca. 4,0 g\*m<sup>-2</sup> und 10 cm Bodenschicht bei nur bei 20 % der maximalen Konzentrationen, die auf den hoch mit C<sub>org</sub> und N<sub>org</sub> belasteten Mikroparzellen M3 und M4 gefunden wurden (vgl. Abb. 5.3, Seite 112). Auch im Vergleich mit den Nitratkonzentrationen im Boden der etwa gleich mit C<sub>org</sub> und nur leicht höher mit N<sub>org</sub> versorgten Mikroparzelle M2 (vgl. Abb. 5.4, Seite 115) liegen die Konzentrationen des Nitrates auf M5 niedriger (60 %) als auf der Mikroparzelle M2.

Das <sup>15</sup>N-Nitrat ist nach einer Vegetationsperiode (1993) und einem Winter (1993/1994) mit für die Region überdurchschnittlich hohen Niederschlägen von 680 mm besonders im Frühjahr 1994 um 30 cm in die Bodenschicht von 30 - 60 cm verlagert worden. Der unmarkierte Nitratpool liegt etwas tiefer in der Bodenschicht von 60 - 100 cm.

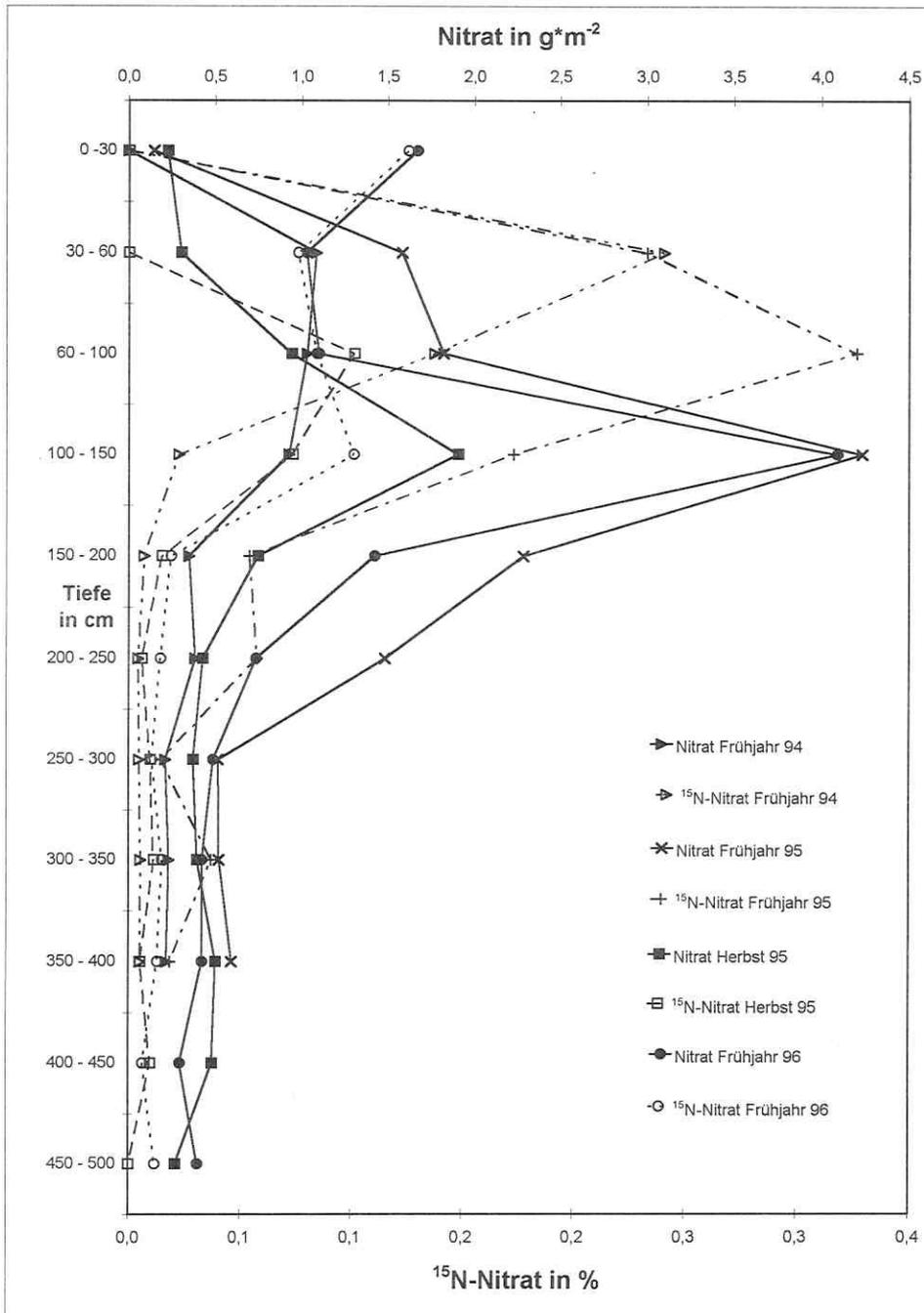


Abbildung 5.3: Die Verlagerung des Nitrates und des <sup>15</sup>N-Nitrates auf der Mikroparzelle M5 (normal mit C<sub>org</sub> und N<sub>org</sub> versorgt) in die einzelnen Bodenschichten in den Jahren 1994, 1995 und 1996

Ein Jahr nach der letzten Probenahme im Frühjahr 1995 mit zwischenzeitlich durchschnittlichen Niederschlägen von 490 mm ist das Nitrat um ca. 50 cm in die Bodenschicht von 100 - 150 cm verlagert worden, wobei bis in die Bodenschichten von 250 cm Tiefe relativ hohe Nitratgehalte zu finden sind. Der  $^{15}\text{N}$ -Nitratpeak im Frühjahr 1995 ist zwischenzeitlich ebenfalls um etwa 30 cm verlagert worden, liegt aber noch deutlich hinter dem Nitratpeak.

Im Herbst des gleichen Jahres spiegelt sich die Nitrataufnahme durch die Pflanzen deutlich in der niedrigeren Nitratkonzentration im Boden wider, denn der maximale Nitratgehalt im Boden hat während der Vegetationsperiode über die Hälfte abgenommen. Das Nitrat hat sich dabei nicht weiter verlagert, nur der Schwerpunkt des Nitratpools liegt etwas höher. Die Pflanzen sind also offensichtlich in der Lage, Nitrat bis zu einer Tiefe von 250 cm aufzunehmen, denn die Nitratkonzentrationen von ca.  $1,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht in der Bodenschicht 200 - 250 cm im Frühjahr 1995 sind im Herbst 1995 um über die Hälfte auf unter  $0,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht zurückgegangen. Das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat zeigt dabei, wie das unmarkierte Nitrat, im Herbst 1995 eine deutlich geringere Konzentration als im Frühjahr. Der Peak des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates liegt auch nach überdurchschnittlich hohen Sommerniederschlägen von 420 mm zwischen den beiden Probenahmeterminen noch in der Bodenschicht von 60 - 100 cm, und der Schwerpunkt hat sich nur minimal nach unten bewegt. Der  $^{15}\text{N}$ -Nitratpool hat den unmarkierten Nitratpool noch nicht vollständig eingeholt.

Nach einer Winterperiode mit Niederschlägen von ca. 110 mm hat sich der Nitratpool im Frühjahr 1996 nicht verlagert, sondern ist in der Bodenschicht von 100 - 150 cm geblieben. Das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat hat in der gleichen Schicht eine hohe Konzentration, wobei kein Peak zu erkennen ist, da das unmarkierte Nitrat und das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat ungewöhnlich hohe Konzentrationen in der obersten Bodenschicht von 0 - 30 cm zeigen. Diese hohen Nitrat- und  $^{15}\text{N}$ -Nitrat-Konzentrationen in der obersten Bodenschicht, die zu keinem der anderen Beprobungszeitpunkte und auf keiner anderen Parzelle beobachtet werden konnten, sind höchstwahrscheinlich auf die besonderen Witterungsumstände im Frühjahr 1996 zurückzuführen. Die Probenahme fand am 23. April 1996 nach einer sehr langen Winterperiode statt. Etwa zwei Wochen vor dem Probenahmetermin stiegen die mittleren Tagestemperaturen stark an und erreichten zum Zeitpunkt des Probenahmetermins Extremwerte von  $19,7 \text{ }^\circ\text{C}$  (im Vergleich zu  $6,5 \text{ }^\circ\text{C}$  zwei Wochen vorher). Die mittleren Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe stiegen in dieser Zeit ebenfalls von Temperaturen von  $6,2 \text{ }^\circ\text{C}$  auf  $15,8 \text{ }^\circ\text{C}$ . Dadurch hat eine erhöhte Mineralisierung im Boden stattgefunden, wobei die relativ kleinen Pflanzen (Winterweizen) noch nicht in der Lage waren, die vorgelegten Mengen an mineralisiertem Ammonium aufzunehmen, so daß es in Nitrat umgewandelt wurde und als solches am Probenahmetermin in

den Bodenproben gefunden wurde. Der ungewöhnlich parallele Verlauf des unmarkierten Nitrates und des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates in den Bodenschichten von 0 - 100 cm bestätigt, daß dieses Nitrat aus der kurz vorher abgelaufenen Mineralisierung im Boden stammen muß. Die Ergebnisse auf dem normal mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgten Boden der Mikroparzellen M5 zeigen, daß auch nach drei Vegetations- und Winterperioden mit überdurchschnittlichen Niederschlägen keine Verlagerung des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates aus dem für die Pflanze erreichbaren Wurzelraum bis zu 200 cm stattgefunden hat, womit auch auf dieser Parzelle keine Belastung des Grundwassers durch Nitratverlagerung zu erwarten ist.

**Mikroparzelle M2, normaler  $\text{C}_{\text{org}}$ - und leicht erhöhter  $\text{N}_{\text{org}}$ -Gehalt (V503/16), vgl. Abb. 5.4, Seite 118**

Tabelle 5.4:  $^{15}\text{N}$ -Bilanz der Mikroparzelle M2 ( $1\text{m}^2$ ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm

Datum	Tiefe	Boden				Pflanze		$^{15}\text{N}$ -Wiederfindung
		$\text{N}_{\text{org}}$		$\text{N}_{\text{an}}$		mg	%	
	cm	mg	%	mg	%			%
28. April 1992	0-30	173	36,1	282	58,9			95,0
28. Juli 1992	0-30	167	34,9	18,3	3,8			
	30-60	35	7,39	3,8	0,8			
	60-90	18	3,7	4,0	0,8			
	Summe	220	46,0	26,1	5,4			
Ernte 1992						235,0	49,1	100,5
06. April 1993	0-30	166	68,5	9,0	3,7			
	30-60	51,7	21,3	7,7	3,2			
	60-90	31,7	13,1	6,8	2,8			
	Summe	249	103,0	23,5	23,5			112,7
23. Sep. 1993	0-30	84,8	35,0	1,1	0,5			
	30-60	24,6	10,2	0,0	0,0			
	60-90	13,2	5,5	4,0	1,7			
	Summe	123	50,6	5,1	2,1			
Ernte 1993						84,4	34,8	87,6

Die Nitratkonzentrationen auf diesem leicht erhöht mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgten Boden liegen mit maximalen Werten von ca.  $7\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht nur bei ca. 30 % des Nitratgehaltes der Mikroparzellen mit höherer  $\text{C}_{\text{org}}$ - und  $\text{N}_{\text{org}}$ -Belastung (M3 und M4, Seite 116 und 119). Nach der Anlage der  $^{15}\text{N}$ -Mikroparzelle im Frühjahr 1992 ist der Peak des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates nach der Vegetationsperiode mit Niederschlägen von nur 260 mm im Herbst 1992 (11. September) schon in der Bodenschicht von 30 - 60 cm zu finden.

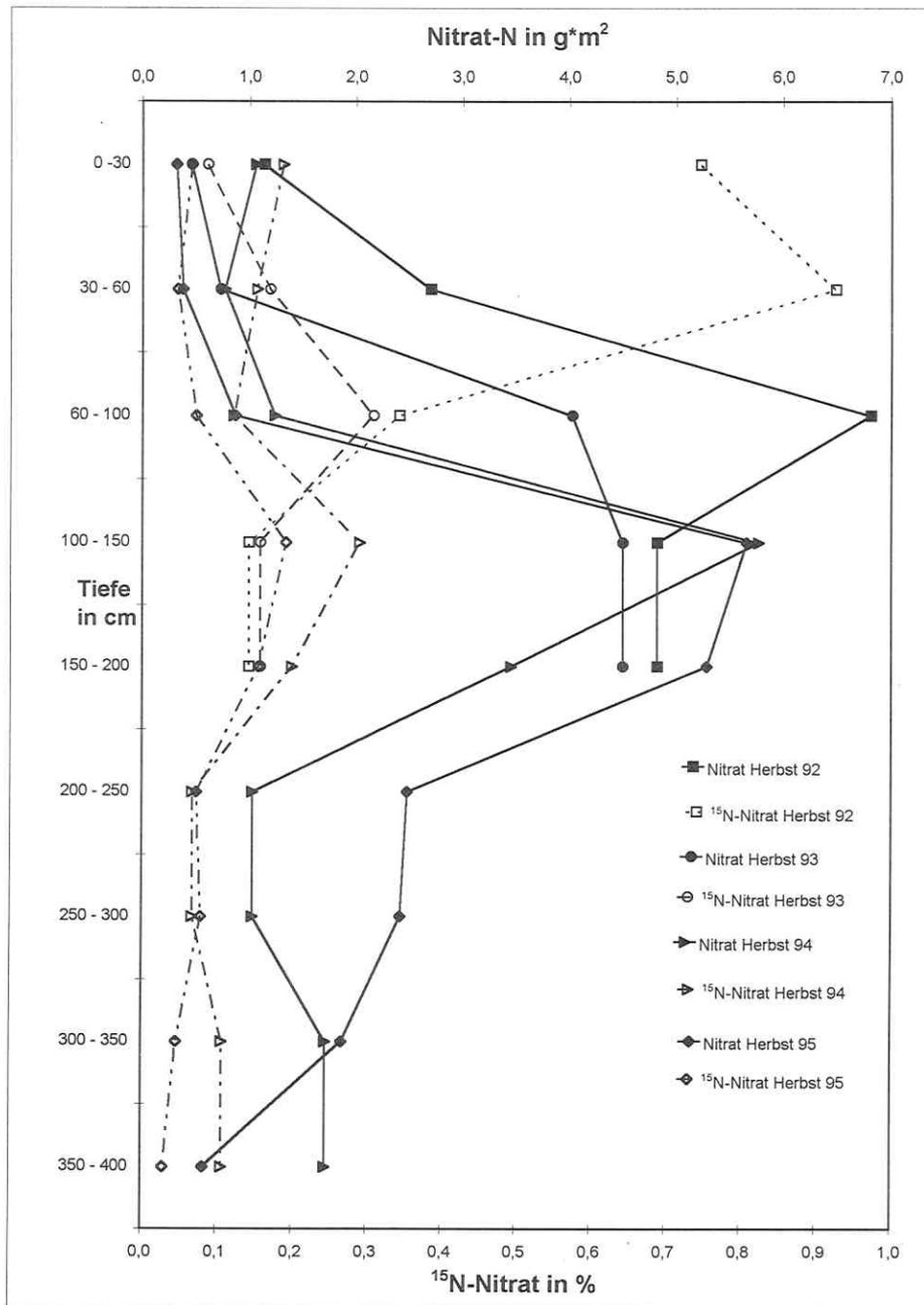


Abbildung 5.4: Der Gehalt von Nitratstickstoff und  $^{15}\text{N}$ -Nitratstickstoff in den sondierten Bodenschichten auf der Mikroparzelle M2 (normal mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgt) für die Jahre 1992, 1993, 1994 und 1995

Das unmarkierte Nitrat hat zu diesem Zeitpunkt bei 60 - 100 cm sein Konzentrationsmaximum und ist damit dem Peak des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates voraus. Bis zum Herbst 1993 mit zwischenzeitlich relativ hohen Niederschlägen von 590 mm hat sich das Nitrat um ca. 50 cm verlagert, wobei der im Vorjahr ausgeprägte Peak abgeflacht ist. Der  $^{15}\text{N}$ -Nitratpeak hat sich gegenüber dem Vorjahr verkleinert und um ca. 40 cm tiefer verlagert. Die Rammkernsondierungen im Herbst 1993 wurden nur bis 200 cm durchgeführt, so daß über die Verlagerungen des Nitrates unterhalb von 200 cm keine Aussage möglich ist. Nach einem weiteren Jahr mit überdurchschnittlichen Niederschlägen von über 630 mm ist im Herbst 1994 die maximale Konzentration des Nitrates noch in der Bodenschicht von 100 - 150 cm zu finden. Ein zweiter, allerdings mit Nitratstickstoffgehalten von ca.  $1,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht kleinerer Nitratpeak ist noch tiefer in der Bodenschicht von 300 - 400 cm zu sehen. Der Verlauf des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates läuft synchron zum Nitrat, d. h. das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat hat sich zu diesem Zeitpunkt mit dem unmarkierten Nitratpool vereint. Der Peak in der Bodenschicht von 300 - 400 cm zeigt, daß sich auf dieser Mikroparzelle auf Boden mit nur leicht erhöhten  $\text{N}_{\text{org}}$ -gehalten schon ein Teil des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates nach drei Vegetationsperioden aus dem pflanzenverfügbaren Bereich des Bodens herausbewegt hat. Im Herbst 1995 nach Niederschlägen von 530 mm seit der letzten Probenahme, liegt der obere Peak des unmarkierten Nitrates nur minimal tiefer. Der zweite Nitratpeak aus der Bodenschicht von 300 - 400 cm ist nicht mehr zu erkennen. Dafür haben sich im Bereich 250 - 350 cm vom Herbst 1994 bis zum Herbst 1995 die Nitratkonzentrationen von 1 auf über  $2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht etwa verdoppelt. Insgesamt kann man sehen, daß es auf Mikroparzelle M2 auf Boden mit normalen  $\text{C}_{\text{org}}$ - und nur leicht erhöhten  $\text{N}_{\text{org}}$ -gehalten schon nach zwei Jahren zu einer Nitratverlagerung unter den für die Pflanzen erreichbaren Bodenraum gekommen ist. Dabei ist die potentielle Grundwasserbelastung bei Konzentrationswerten des Nitrates von etwa  $2 - 3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht gering im Vergleich mit den Nitratkonzentrationen auf den hoch mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgten Böden (M3 und M4, s. u. und Seite 119).

**Mikroparzelle M3, hoher  $\text{C}_{\text{org}}$ - und  $\text{N}_{\text{org}}$ -Gehalt (V503/100), vgl. Abb. 5.5, Seite 118**

Die Größenordnung der Nitratkonzentrationen auf der Mikroparzelle M3 liegt mit Konzentrationen um  $10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht und maximalen Konzentrationen über  $20 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht deutlich über den Nitratkonzentrationen in den Böden mit geringen und normalen  $\text{C}_{\text{org}}$ - und  $\text{N}_{\text{org}}$ -

Gehalten (M1, M5 und M2), aber ähnlich wie die Nitratkonzentrationen auf der zweiten hoch mit  $C_{org}$  und  $N_{org}$  versorgten Mikroparzelle M4 (Seite 119).

Tabelle 5.5:  $^{15}N$ -Bilanz der am 10. April 1992 angelegten Mikroparzelle M3 ( $1m^2$ ) für die Jahre 1992 und 1993 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm

Datum	Tiefe cm	Boden				Pflanze		$^{15}N$ -Wieder- findung %
		$N_{org}$		$N_{an}$		mg	%	
		mg	%	mg	%			
28. April 1992	0-30	157	32,8	308,0	64,3			97,1
28. Juli 1992	0-30	238,0	49,8	52,0	10,9			
	30-60	22,0	4,6	18,2	3,8			
	60-90	19,0	4,0	7,3	1,5			
	Summe	279,0	58,4	77,5	16,2			
Ernte 1992					137,0	28,6		103,2
06. April 1993	0-30	110,0	32,3	8,4	2,5			
	30-60	17,4	5,1	26,3	7,7			
	60-90	20,0	5,9	57,7	17,0			
	Summe	147	43,3	92,4	27,2			70,5
23. Sep. 1993	0-30	138,0	40,6	2,6	0,8			
	30-60	17,3	5,1	26,1	7,7			
	60-90	6,1	1,8	25,6	7,5			
	Summe	161,4	47,4	54,3	16,0			
Ernte 1993					42,8	12,6		76,0

Nach einer Vegetationsperiode im Herbst 1992 hat sich das  $^{15}N$ -Nitrat noch nicht soweit verlagert, daß sich ein Peak ausgebildet hat. Im Herbst 1994, zwei Jahre nach der ersten Probenahme mit zwischenzeitlichen Niederschlägen von 1220 mm, ist die maximale Nitratkonzentration um ca. 100 cm verlagert worden und hat sich gleichzeitig um die Hälfte verringert. Das  $^{15}N$ -Nitrat hat sich zu diesem Zeitpunkt noch nicht mit dem unmarkierten Nitrat vereint, wobei es sich in den zwei Jahren aber auch um 60 - 100 cm verlagert hat, also den für die Pflanze erreichbaren Bodenraum bis 200 cm noch nicht verlassen hat. Das Nitrat mit Konzentrationen von etwa  $4 g \cdot m^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht in den Bodenschichten von 200 - 300 cm ist dagegen schon aus dem für die Pflanzen erreichbaren Bodenbereich heraus verlagert worden. Im Herbst 1995 liegt der Nitratstickstoffgehalt in allen Bodenschichten von 100 - 450 cm mit Werten zwischen  $6 - 12 g \cdot m^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht sehr hoch, wobei sich ein unscharfes Konzentrationsprofil ausgeprägt hat. Nach vier Vegetationsperioden hat sich der  $^{15}N$ -Nitratpool mit den unmarkierten Nitratpool vereint.

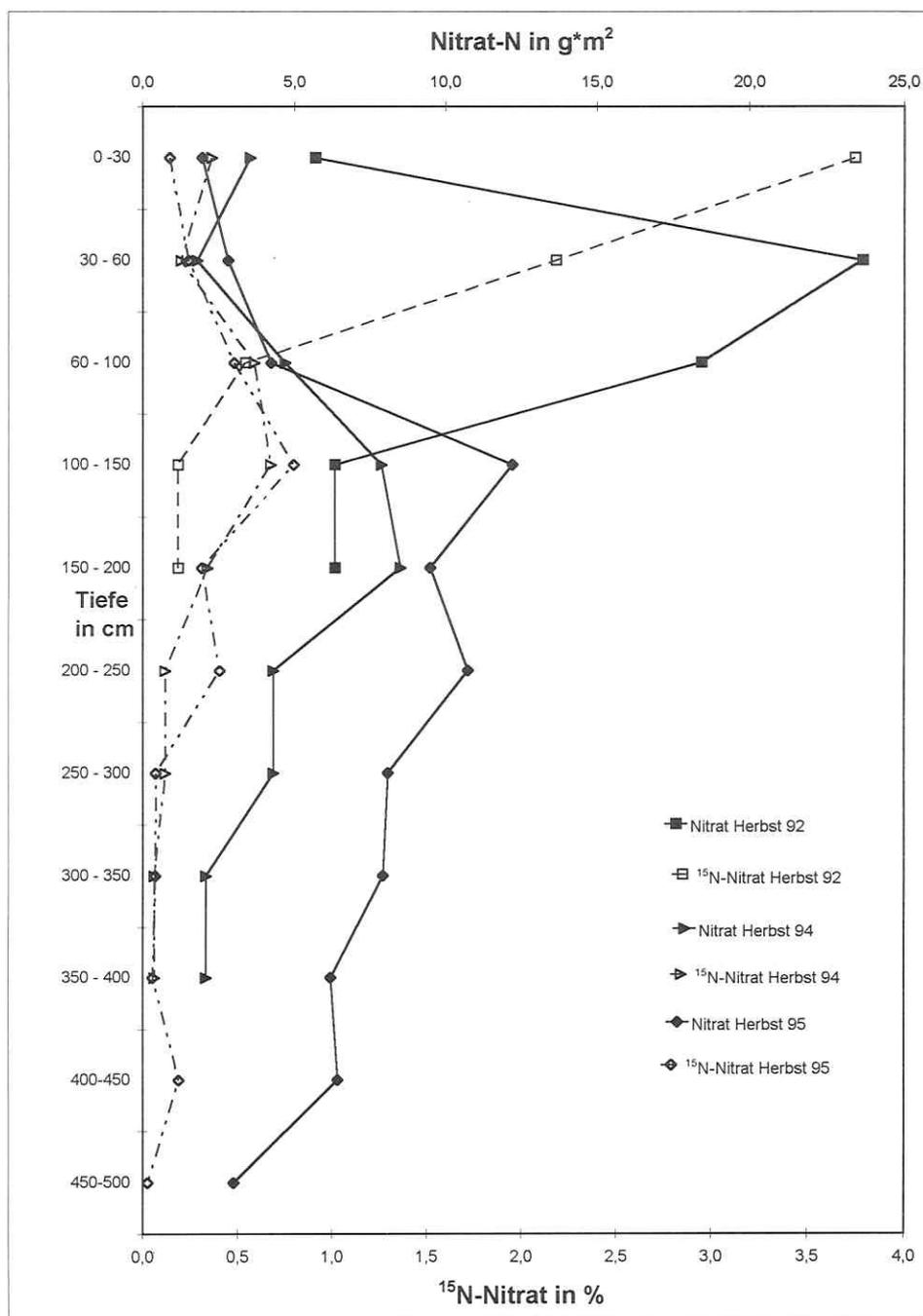


Abbildung 5.5: Die Verlagerung des Nitratstickstoffes und des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates auf der Mikroparzelle M3 (hoch mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgt) in den sondierten Bodenschichten für die Jahre 1992, 1994 und 1995

Die Peaks von Nitrat und  $^{15}\text{N}$ -Nitrat in der Bodenschicht von 100 - 150 cm, die jeweils höhere Nitratkonzentrationen als im Vorjahr aufweisen, sind durch die Verlagerung von Nitrat und  $^{15}\text{N}$ -Nitrat aus den oberen Bodenschichten zu erklären, da die dortige organische Bodensubstanz weiter mineralisiert wird und über Nitrifikation in Nitrat umgewandelt wird. Der Peak von Nitrat und  $^{15}\text{N}$ -Nitrat bei 200 - 250 cm befindet sich gerade noch in dem für die Pflanzen erreichbaren Bodenbereich (vgl. M5, Seite 111), aber das Nitrat und  $^{15}\text{N}$ -Nitrat in den Bodenschichten ab 250 cm ist für die Pflanzen nicht mehr erreichbar und kann direkt ins Grundwasser gelangen. Bei Konzentrationen von ca.  $8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht ist die potentielle Nitratverlagerung auf dieser Fläche schon erheblich. Die Verlagerung des Nitrates und des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates beträgt durchschnittlich 35 - 50 cm pro Jahr, was bei einer Sickerwassermenge von 89 mm (DÖRING et al., 1995) zu einer spezifischen Nitratverlagerung von 3,9 - 5,6 mm pro mm Sickerwasser führt. Damit liegt bei dieser Mikroparzelle eine erhebliche potentielle Belastung des Grundwassers durch Nitrat vor.

#### **Mikroparzelle M4, hoher $C_{\text{org}}$ - und $N_{\text{org}}$ -Gehalt (V503/86)**

Diese Mikroparzelle M4 stellt eine Wiederholung der Mikroparzelle M3 dar, wobei sie mit veränderten Startbedingungen angelegt wurde. Sie war im Winter angelegt worden, um hohe  $^{15}\text{N}$ -Entzüge durch die Pflanze in der Vegetationsperiode zu vermeiden. Außerdem war sie statt mit Ammonium- und Nitratstickstoff nur mit Ammoniumstickstoff gedüngt worden (vgl. Kapitel 3.3.1, Seite 32).

Die Größenordnung der Nitratkonzentration auf dem hoch mit  $C_{\text{org}}$  und  $N_{\text{org}}$  belasteten Boden liegt mit Werten um  $7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht und maximalen Werten bis  $18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht vergleichbar mit denen der parallelen Mikroparzelle M3 (s. o.). Die modifizierten Startbedingungen gegenüber der Mikroparzelle M3 machen sich schon bei der ersten Probenahme im Herbst 1993, nach einer Winter- und einer Vegetationsperiode, bemerkbar, denn der  $^{15}\text{N}$ -Nitratpeak hat sich schon aus der obersten Bodenschicht verlagert und mit dem unmarkierten Nitratpool vereint. Bei einem Niederschlag von 510 mm seit der Anlage der Mikroparzelle hat sich das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat also schon um ca. 60 cm verlagert. Bis zum Herbst 1994 bei Niederschlägen von 630 mm bewegte sich das unmarkierte sowie das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat um etwa 50 cm nach unten. Die Nitratkonzentrationen liegen mit Werten um  $6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht in den Bodenschichten von 200 - 400 cm sehr hoch und stellen so eine hohe potentielle Belastung des Grundwassers dar.

Tabelle 5.6:  $^{15}\text{N}$ -Bilanz der Mikroparzelle M4 ( $1\text{m}^2$ ) für die Jahre 1993 und 1994 jeweils im Frühjahr und nach der Ernte für die oberen 90 cm bzw. 200 cm

Datum	Tiefe	Boden				Pflanze		$^{15}\text{N}$ -Wiederfindung
		$\text{N}_{\text{org}}$		$\text{N}_{\text{an}}$		mg	%	
		mg	%	mg	%			
	cm							%
06. April	0-30	372,2	46,7	219,1	27,5			
1993	30-60	100,8	12,6	132,6	16,6			
	60-90	99,7	12,5	62,1	7,8			
	Summe	572,7	71,9	413,9	52,0			123,8
23. Sep.	0-30	177,3	22,2	13,0	1,6			
1993	30-60	63,7	8,0	121,8	15,3			
17. Dez.	60-100	79,6	10,0	60,5	7,6			
1993	100-200	71,9	9,0	17,9	2,2			
	Summe	392,6	49,3	213,1	26,7			
Ernte 1993						210,4	26,4	102,4
28. März	0-30	94,3	16,1	3,3	0,6			
1994/	30-60	35,6	6,1	10,3	1,8			
17. Dez.	60-100	79,6	13,6	60,5	10,3			
1993 <sup>1)</sup>	100-200	71,9	12,3	17,9	3,0			
	Summe	281,4	48,1	92,0	15,7			63,8
10. August/	0-30	236,2	40,3	2,9	0,5			
08. Nov.	30-60	88,1	15,0	0,5	0,1			
1994	60-100	34,9	6,0	20,7	3,5			
	100-150			103,4	17,6			
	150-200			46,7	8,0			
	Summe	359,2	61,3	174,2	29,7			
Ernte 1994						40,9	7,0	98,0

<sup>1)</sup> Werte von zwei Probenahmeterminen zusammengestellt

Die etwas erhöhten  $^{15}\text{N}$ -Nitratkonzentrationen in der Bodenschicht von 250 - 300 cm verdeutlichen, daß sich schon nach zwei Winter- und Vegetationsperioden  $^{15}\text{N}$ -Nitrat im geringen Umfang aus dem pflanzenverfügbaren Bodenbereich herausbewegt hat. Im Herbst 1995 hat die Konzentration von  $^{15}\text{N}$ -Nitrat wie von unmarkiertem Nitrat in der Bodenschicht 60 - 100 cm im Vergleich zum Vorjahr durch die Nachlieferung aus den oberen Bodenschichten zugenommen, wobei nicht zu erklären ist, warum das  $^{15}\text{N}$ -Nitrat in größerem Umfang zugenommen hat als das unmarkierte Nitrat. Die Hauptkonzentration des unmarkierten Nitrates liegt noch immer in der Bodenschicht von 100 - 150 cm vor, aber eine große Nitratkonzentration ist in die für die Pflanzen nicht mehr erreichbare Bodenschicht von 250 - 300 cm verlagert worden (deutlicher Nitratpeak). Der Verlauf des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates zeigt den oberen aber nicht den unteren Nitratpeak.

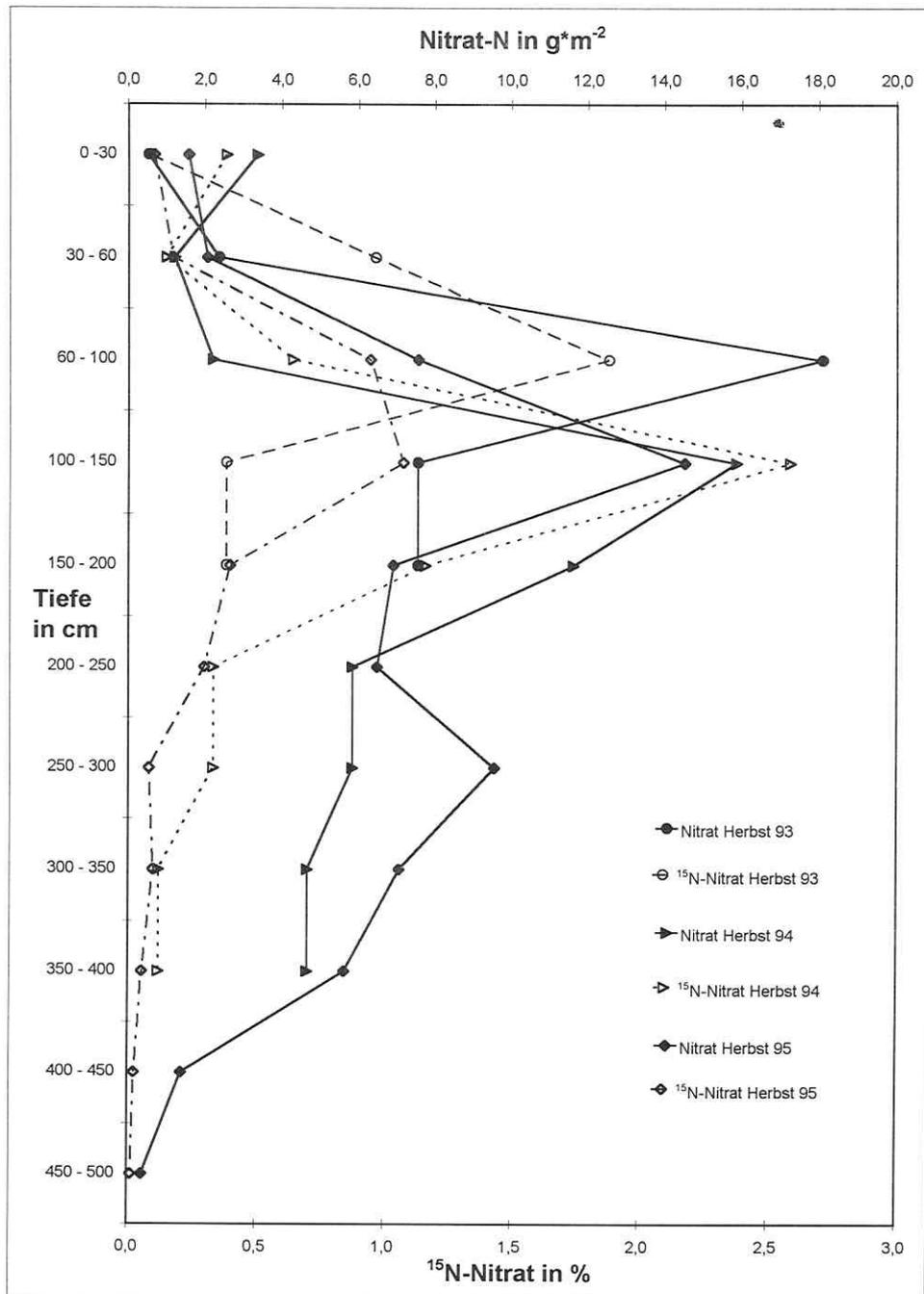


Abbildung 5.6: Die Verlagerung des Nitrates und des  $^{15}\text{N}$ -Nitrates in den sondierten Bodenschichten der Mikroparzelle M4 (hoch mit  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$  versorgt) von 1993 bis 1995

Die Nitratkonzentrationen in dieser Bodenschicht von ca. 9 g\*m<sup>-2</sup> und 10 cm Bodenschicht und der Bodenschichten von 300 - 400 cm mit Werten von 6 - 7 g\*m<sup>-2</sup> und 10 cm Bodenschicht stellen wie die Nitratkonzentrationen in den unteren Bodenschichten der Mikroparzelle M3 eine erhebliche potentielle Belastung des Grundwassers dar. Im Vergleich zur Mikroparzelle M3 ist bei dieser Mikroparzelle besonders problematisch, daß die Nitratverlagerung sehr schnell verläuft, da das Nitrat zwischen 50 cm (von 1993 auf 1994) und über 100 cm (von 1994 auf 1995) pro Jahr verlagert wird. Die spezifische Nitratverlagerung beträgt somit 5,6 - 11,2 mm pro mm Sickerwasser.

Aus den Abbildungen 5.3 - 5.6 ist die Nitratverlagerung auf den normal bis hoch mit organischer Bodensubstanz versorgten Löß-Schwarzerdeböden am Standort Bad Lauchstädt mit Werten von 0 - 35 cm (M5), 35 - 50 cm (M2), 50 cm (M3) und 50 - >100 cm (M4) ablesbar. Vergleicht man diese Werte mit Nitratverlagerungen auf anderen Lößstandorten in Deutschland, so erreicht nur die extrem hoch mit organischer Bodensubstanz belastete Mikroparzelle M4 Nitratverlagerungen, wie sie beispielsweise von HEYDER (1993) mit 100 - 110 cm, Voss (1985) mit 130 cm und GERIES für den gleichen Standort wie Voss (1989) mit 80 cm im Raum Bonn oder von ZEPP (1987) mit 90 cm im Main-Taunus-Vorland gefunden wurden. In vergleichbarer Größenordnung wie die Nitratverlagerungen auf den normal und hoch mit organischer Bodensubstanz belasteten Böden liegen dagegen die Werte der Nitratverlagerung im südlichen Niedersachsen mit etwa 41 cm (GERIES, 1989).

HEYDER (1993) verweist zur Erklärung dafür, daß die Nitratverlagerung im Raum Bonn fast doppelt so groß ist wie im südlichen Niedersachsen, auf den unterschiedlichen Wassergehalt der Lößböden, denn je geringer der Bodenwassergehalt ist, desto geringer ist das zu verdrängende Wasservolumen und desto tiefer versickert eine bestimmte Menge Sickerwasser. Die Wassergehalte im Raum Bonn wurden von ihr mit 17,7 - 26,6 Vol.-% und von GERIES mit 22,3 Vol.-% ermittelt, während die Wassergehalte bei dem von GERIES (1989) untersuchten Löß-Boden im südlichen Niedersachsen bei durchschnittlich 28,8 Vol.-% lagen. Der deutlich höhere Wassergehalt des Löß-Bodens am Standort Bad Lauchstädt von 32,8 Vol.-% bietet damit eine sehr gute Erklärung für die niedrigeren Nitratverlagerungen unter normal bzw. hoch mit organischer Bodensubstanz versorgten Schwarzerdeböden des Mitteldeutschen Lößgebietes.

Die spezifische Nitratverlagerung liegt mit Werten von 3,9 - 5,6 mm pro mm Sickerwasser (Extremwerte bis 11,2 mm pro mm Sickerwasser) über der spezifischen Nitratverlagerung auf leichteren Sand-Löß-Böden im Raum nördlich von Halle mit etwa 3,2 mm pro mm Sickerwasser (GARZ et al., 1995), aber in der gleichen Größenordnung wie die ermittelte spezifische Nitratverlagerung auf

lehmigem Sandboden in Lysimeterstudien von Russow et al. (1995) mit 4 - 4,5 mm pro mm Sickerwasser.

Daß die Nitratverlagerungen auf den Böden der untersuchten Mikroparzellen doch relativ hoch ausgefallen sind, im Vergleich mit den Werten der Nitratverlagerung im südlichen Niedersachsen oder den Lysimeterstudien auf lehmigem Sand, liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit an überdurchschnittlichen Niederschlägen im Untersuchungszeitraum (1992: 479 mm, 1993: 497 mm, 1994: 665 mm, 1995: 547 mm, Durchschnitt über 100 Jahre: 484 mm), denn die für den Untersuchungszeitraum (1992 - 1995) ermittelte Sickerwasserbildung für den Standort Bad Lauchstädt von 89 mm (DÖRING et al., 1995) liegt deutlich über Sickerwassermengen von 47 mm bzw. 60 mm, die z. B. von KNAPPE et al. (1994) in Lysimeteruntersuchungen für Schwarzerden auf Löß bzw. Löß-Parabraunerden gefunden wurden.

Dies verdeutlicht, daß es auch auf den Löß-Schwarzerde-Böden des Mitteldeutschen Trockengebietes zu einer erheblichen Nitratverlagerung kommen kann, wenn beispielsweise die Niederschläge überdurchschnittlich hoch liegen.

GERIES (1989) schätzt den Nitrataustrag aus den Böden seiner Untersuchungsgebiete im Normalfall auf ca.  $10 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ . Allerdings konnte dieser Wert im Falle von hoher organischer Düngung bzw. nach Grünlandumbruch deutlich überschritten werden. HEYDER (1993) gibt extreme Nitratausträge von 123 bzw. 243  $\text{kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$  an, wobei sich diese auf Wasserverlagerungen von 100 cm bzw. 110 cm und beprobte Bodenschichten von 33 cm beziehen, also 12,3  $\text{kg*ha}^{-1}$  und 10 cm Schicht bzw. 22,1  $\text{kg*ha}^{-1}$  und 10 cm Schicht entsprechen. Die Nitratkonzentrationen der normal bzw. leicht erhöht mit organischer Bodensubstanz versorgten Böden der Mikroparzellen M5 und M2 liegen mit Werten von 1,5 - 3,0  $\text{g*m}^{-2}$  und 10 cm Schicht (entspricht 15 - 30  $\text{kg*ha}^{-1}$  und 10 cm Schicht) in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Werte der Mikroparzellen M3 und M4 auf extrem hoch mit organischer Bodensubstanz versorgten Böden liegen mit 6 - 8  $\text{g*m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht (entspricht 60 - 80  $\text{kg*ha}^{-1}$  und 10 cm Bodenschicht) allerdings deutlich über den Nitratkonzentrationen vergleichbarer Lößstandorte.

Voss (1985), GERIES (1989) und HEYDER (1993) konnten an ihren jeweiligen Standorten keine erhöhten Stickstoffverluste durch Denitrifikation in der Dränzone nachweisen. Angesichts dieser Ergebnisse und der relativ guten Stickstoffbilanzen für alle untersuchten Mikroparzellen (Tabelle 5.1, siehe Erklärung für M3) sind daher die gasförmigen Stickstoffverluste über die Denitrifikation auf den untersuchten Standorten zu vernachlässigen.

Zusammenfassend läßt sich aus den Untersuchungen zur Nitratverlagerung ableiten, daß auf Böden mit niedrigen und normalen  $C_{org}$ - und  $N_{org}$ -Gehalten so gut wie kein Risiko einer Nitratverlagerung besteht. Aber schon bei einem leicht erhöhten  $N_{org}$ -Gehalt bei gleichzeitig normalem  $C_{org}$ -Gehalt steigt das Risiko einer potentiellen Nitratverlagerung vor allem bei überdurchschnittlichen Niederschlägen auch auf Schwarzerdeböden an. Auf den Böden mit extrem hohen Gehalten bzw. Belastungen mit organischer Substanz, die unter normalen Umständen nicht in den Größenordnungen wie auf den Mikroparzellen M3 und M4 vorkommen, ist die Gefahr von Nitratverlagerungen sehr hoch, wobei die durch die hohe Belastung mit organischer Bodensubstanz bedingten hohen Nitratkonzentrationen ein besonderes Risiko darstellen.

Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse ist von Flächenstilllegungen gerade von mit organischer Bodensubstanz (hauptsächlich durch Gülle) belasteten Böden auch im Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet dringend abzuraten.

## 6. Schlußfolgerungen

Bei der Beurteilung des ITN-Meßsystems ist zu berücksichtigen, daß es sich nur um eine Simulation eines natürlichen Boden-Pflanze-Systems handelt, die Unzulänglichkeiten und Grenzen aufweist. Trotzdem stellt es, wie nachgewiesen werden konnte, gegenüber den bisherigen Meßmethoden der Stickstoff-Depositionsmessung eine erhebliche Verbesserung dar.

Vorteile des ITN-Meßsystems:

- Es bietet bisher die einzige Möglichkeit, atmogene Gesamtstickstoff-Depositionen in ein Boden-Pflanze-System in einer Feldsituation zu messen.
- Es ist das erste Meßsystem, das Pflanzen bei Experimenten außerhalb des Labors mit in die Depositionsmessung einbezieht.
- Die direkte Aufnahme von atmogenem Stickstoff durch die Pflanzen in ein Boden-Pflanze-System kann abgeschätzt werden.
- Stickstoffdepositionen können integral über einen großen Teil der Vegetationsperiode gemessen werden.
- Es ist flexibel einsetzbar.

Nachteile des ITN-Meßsystems :

- Als Routinemeßmethode ist das ITN-Meßsystem relativ aufwendig (Betreuung im Feld, Aufarbeitung, Isotopenanalyse).
- Es sind keine Aussagen über kurzfristige Depositionsereignisse (Spitzenwerte) möglich.
- Es kann die Gesamt-Deposition von Stickstoff nur als Gesamtstickstoff bestimmt werden, d. h. es gibt keine Möglichkeit, zwischen anorganischem und organischem Stickstoff zu unterscheiden.

Es konnte zwar eine Abschätzung der direkten Aufnahme von atmogenem Stickstoff durch die Pflanze in das ITN-Meßsystem gegeben werden, aber zur Bestätigung dieser Werte wären weiterführende Experimente zur Ergänzung wünschenswert.

Wie diese Arbeit gezeigt hat, werden die Stickstoffdepositionen in ein Boden-Pflanze-System häufig unterschätzt. Die mit dem ITN-Meßsystem direkt gemessenen Stickstoffdepositionen bestätigen, daß die bisher in Stickstoffbilanzen angenommenen Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre von etwa  $10 - 30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (NOLTE et al., 1991; ISERMANN, 1992a; SCHATZMANN, 1994) für den

Agrarstandort Bad Lauchstädt und mit hoher Wahrscheinlichkeit auch für die Agrarstandorte im Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet zu niedrig angesetzt sind. Einer der Gründe für die offensichtliche Unterschätzung der Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre ist, daß bei Standardanalysen der nassen oder Bulk-Deposition nur der anorganische Stickstoff bestimmt wird (DILLON et al., 1988; GRENFELD AND HULTBERG, 1986; NIEHUS, 1992), wodurch bis zu 40 % der Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre nicht erfaßt werden (vgl. Abb. 4.1, Seite 39, siehe auch MORRIS, 1991). Ein weiterer Grund ist, daß bei Standardmessungen häufig die nasse Deposition als einzige Depositionsform bestimmt wird und die anderen Depositionsformen wie die aktive Aufnahme der gasförmigen Deposition direkt in den Boden, die direkte Aufnahme von gasförmiger Deposition durch die Pflanze und die feste Deposition vernachlässigt werden (SCHATZMANN, 1994). Dabei haben die Ergebnisse des ITN-Meßsystems gezeigt, daß der größte Teil der Depositionen tatsächlich über die nasse Deposition in den Boden eingetragen wird, aber die Vernachlässigung der anderen Depositionsformen zu einer erheblichen Unterschätzung der Gesamtdepositionen in ein Boden-Pflanze-System führt.

Daß die am Standort Bad Lauchstädt ermittelten Daten sich auch auf andere Agrarstandorte übertragen lassen, bestätigt sich im Vergleich von indirekten Stickstoffdepositionsmessungen in Dauerversuchen der Länder Tschechien, Dänemark etc. (KÖRSCHENS, 1990). Direkte und indirekte Stickstoffdepositionsmessungen an der Experimental Station in Rothamsted (POWLSON et al., 1986; GOULDING et al., 1990) bestätigen die Größenordnung der Depositionsmessungen.

Die tatsächlichen Gesamtstickstoff-Depositionen liegen über zweimal höher als bisher zitierte Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre (vgl. Tabelle 4.14 und 4.15, Seite 94). Damit stellen sie eine Stickstoffquelle dar, die bei der Betrachtung von Landschaften nicht zu vernachlässigen ist.

Für Agrarökosysteme stellen die gemessenen Depositionen keine Belastung an sich dar. Es ist aber dringend notwendig, diese Stickstoffdepositionen in die Stickstoffbilanzen für die Agrarökosysteme aufzunehmen und vor allem bei den Berechnungen von Stickstoffdüngungen mit einzubeziehen.

Unter anderem wirken sich die hohen atmosphären Stickstoffdepositionen indirekt auf die Nitratverlagerung aus. Der größte Teil der in den Boden eingetragenen atmosphären Stickstoffdepositionen wird organisch im Boden festgelegt (vgl. 4.3.3., Seite 66). Die atmosphären Stickstoffdepositionen haben also ähnlich wie die mineralische Stickstoffdüngung keinen kurzfristigen Effekt auf die Nitratverlagerung. Dagegen sind Langzeitwirkungen von den atmosphären Stickstoffdepositionen

durchaus zu erwarten, da sie in Agrarökosystemen zu Stickstoffakkumulationen hauptsächlich in organischer Form führen. Damit werden die sogenannten „kritischen Werte“ für organische Bodensubstanz von  $N_{org} > 0,2 \%$  und  $C_{org} > 2 \%$  für Böden des Mitteldeutschen Schwarzerdegebietes (KÖRSCHENS, 1995) überschritten, was u. a. zu einer erhöhten Stickstoffmineralisierung führt. Gerade der organische Stickstoff im Boden stellt in hoch mit Stickstoff versorgten Böden die Quelle für im Winter verlagertes Nitrat dar (MACDONALD et al., 1989; VOS et al., 1994).

Am Standort Bad Lauchstädt bestätigt sich in neueren Untersuchungen die Annahme der zunehmenden Stickstoffakkumulation im Boden, denn in der Tendenz über die Periode der letzten 10 Jahre ist ein langsamer Anstieg der typischen  $N_{org}$ -Gehalte im Boden des seit 100 Jahren ungedüngten Versuchsfeldes zu verzeichnen (KÖRSCHENS, 1996).

Besonders problematisch ist dabei, daß die Stickstoffdepositionen trotz diverser Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffemissionen noch nicht rückläufig sind, sondern stagnieren oder sogar ansteigen (UBA, 1994; UKRG 1994). Langzeitversuche in Lysimetern auf den Rothamsted Drain Gauches haben gezeigt, daß sich langzeitliche Stickstoffdepositionen von  $37 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  auf unbewachsenem und ungedüngtem Boden in gleicher Größenordnung als Nitrat auswaschungen wiederfinden (GOULDING et al., 1990). Kritische Grenzwerte der Stickstoffbelastung in Bezug auf die Nitratbelastung im Grundwasser werden von verschiedenen Autoren mit  $45 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  für Trinkwassereinzugsgebiete,  $30 - 50 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  für die Fläche Deutschlands und  $22,5 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Böden angesetzt (BREITSCHUH UND ECKERT, 1994; ISERMANN UND ISERMANN, 1995b).

Auf normal bearbeiteten Agrarflächen wird durch den Pflanzenbewuchs dieser Stickstoff aufgenommen und bei der Abfuhr der Ernteprodukte exportiert, so daß eine Verlagerung in Form von Nitrat verhindert wird. Bei extrem hohen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalten (in Form von organischer Bodensubstanz) im Boden reicht aber auch der Pflanzenentzug nicht aus, die Mengen an mineralisiertem und nitrifiziertem Stickstoff aufzunehmen. Unter solchen extremen Bedingungen kommt es selbst unter den tiefgründigen Schwarzerdeböden des Mitteldeutschen Trockengebietes, auf denen Nitratverlagerungen unter normalen Agrarflächen vernachlässigbar gering sind (vgl. Kapitel 5, Seite 122), zu Nitratverlagerungen. Mit spezifischen Nitratverlagerungen von  $3,9 - 5,6 \text{ mm}$  pro  $\text{mm}$  Sickerwasser, weisen diese Böden höhere Werte auf als die lockerer strukturierten Sand-Löß-Böden des nördlichen Lößgürtels bei Halle mit  $3,2 \text{ mm}$  pro  $\text{mm}$  Sickerwasser (GARZ et al., 1995). Dagegen liegen die Werte, außer auf den Flächen mit extremen Gehalten von organischer Bodensubstanz, in der gleichen Größenordnung wie Nitratverlagerungen auf einem Lößstandort im südlichen Niedersachsen mit  $4,1 \text{ mm}$

pro mm Sickerwasser oder unter deutlich niedriger als die Nitratverlagerungen an Lößstandorten im Main-Taunus-Vorland mit 8,0 mm pro mm Sickerwasser (ZEPP, 1987) oder im Raum Bonn mit 10 - 11 mm pro mm Sickerwasser (HEYDER, 1993).

In bezug auf Flächenstilllegungen kann man aus den hier vorgelegten Ergebnissen schlußfolgern, daß aus hoch mit  $C_{org}$  und  $N_{org}$  versorgten Böden im Falle einer Stilllegung mit hohen Nitratbelastungen aus diesen Böden zu rechnen ist, da die Mineralisierungsraten hoch bleiben, so daß im Boden viel Nitrat vorliegt, was eine potentielle Belastung des Grundwassers darstellt. Daher muß von einer Stilllegung dieser Flächen dringend abgeraten werden.

Für Agrarökosysteme ist es daher zwingend notwendig, daß durch die Vervollständigung der Stickstoffbilanzen vor allem durch die Einbeziehung der realen Höhe der atmogenen Stickstoffdepositionen und deren Berücksichtigung bei der Berechnung der Düngemengen Stickstoffakkumulationen im Boden über die kritischen Werte von organischer Bodensubstanz (s. o.) hinaus verhindert werden.

Für naturnahe Ökosysteme, die benachbart zu Agrarökosystemen liegen, stellen die atmogenen Stickstoffdepositionen eine erhebliche Belastung dar, weil die zunehmende Stickstoffakkumulation durch Stickstoffdepositionen über sogenannten 'critical loads' in diesen Ökosystemen zu strukturellen Veränderungen führt, z. B. zur Eutrophierung von Gewässern, und die bisher bestehenden Ökosysteme auf lange Sicht ganz zerstört (ELLENBERG, 1985; GRENNFELT AND HULTBERG, 1986). Es ist nicht zu erwarten, daß die Stickstoffdepositionen in natürlichen Ökosystemen, die weit von Agrarstandorten entfernt liegen, eine ähnlich hohe Deposition aufweisen wie die hier am Agrarstandort Bad Lauchstädt oder dem urbanen Standort Leipzig gemessenen Depositionen. Aber die Messungen mit dem ITN-Meßsystem haben gezeigt, daß die Stickstoffdepositionen mit den bisherigen Meßmethoden unterschätzt werden, so daß gerade in natürlichen und naturnahen Ökosystemen eine Überprüfung der Depositionswerte angebracht wäre. Dies wäre ebenfalls wichtig, um 'critical loads' für naturnahe Ökosysteme, die bei etwa  $10 - 15 \text{ kg} * \text{N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$  (nur etwa  $10 \text{ kg} * \text{N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$  für Waldökosysteme) liegen und die derzeit um ein bis zu Fünffaches überschritten werden (ISERMANN UND ISERMANN, 1995a), zu überprüfen.

Dies wird in Zukunft erforderlich sein, weil viele natürliche Ökosysteme wie die Wälder der Mittelgebirge, anstatt sich zu regenerieren, immer größere Schädigungen aufweisen und auch zunehmend bisher nicht beeinträchtigte natürliche Ökosysteme Schädigungen durch Stickstoffbelastungen zeigen.

## 7. Zusammenfassung

Stickstoff wird zunehmend als Problemstoff speziell für naturnahe und natürliche Ökosysteme angesehen. Eine besondere Rolle spielen dabei atmogene Stickstoffdepositionen ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_y$ ,  $\text{HNO}_3$ , N-haltige Aerosole, PAN, etc.), die zum Teil weit von ihrer Quelle deponiert werden und damit auch von großen Stickstoffemissionsquellen entfernte Ökosysteme belasten können. Mit herkömmlichen Methoden der Depositionsmessung werden Stickstoffeinträge nur unzureichend erfaßt. Hinweise auf eine unzureichende Erfassung der atmogenen Stickstoffeinträge ergaben sich vor allem durch die indirekte Bestimmung der Stickstoffdeposition in langjährigen Feldversuchen (Dauerversuche). Ein Weg zur repräsentativeren Bestimmung der atmogenen Stickstoffdepositionen ist die Summierung der einzelnen separat bestimmten Stickstoffdepositionsformen. Dabei wird die Summe der einzelnen Depositionsformen (nasse, gasförmige und feste Depositionen) bzw. die Deposition einzelner Stoffe oder Stoffgruppen wie  $\text{NO}_x$  oder  $\text{NH}_y$  bestimmt.

In der vorliegenden Arbeit wurde mit dem ITN (ITN - Integral Total Nitrogen)-Meßsystem ein Meßsystem entwickelt, mit dem die atmogene Gesamtstickstoffdeposition in ein Boden-Pflanze-System integral über eine gewisse Zeitspanne direkt gemessen werden kann. Dabei wird über das Prinzip der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode der Stickstoff-Gesamteintrag aus der Atmosphäre bestimmt.

Die Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition führten zu folgenden Ergebnissen:

1. Mit dem ITN-Meßsystem ist erstmalig ein Meßsystem für atmogene Stickstoffdepositionen entwickelt worden, das unter Feldbedingungen die aktive Stickstoffaufnahme durch die Pflanze mit einbezieht.
2. Untersuchungen zu herkömmlichen Methoden der Depositionsmessung und deren Analyse, bei der nur der anorganische Stickstoff in den Wasserproben analysiert wird haben gezeigt, daß bei der Bulk- und der Wet-Only-Deposition die realen monatlichen Stickstoffdepositionen bis zu 40 % unterschätzt werden.
3. Die Messungen der Gesamtstickstoff-Depositionen mit dem ITN-Meßsystem bestätigen, daß in den Sommermonaten mehr als die doppelte Stickstoffmenge wie in den Wintermonaten deponiert wird.

4. Der Haupteintragsweg der atmosphärischen Stickstoffdepositionen in das Boden-Pflanze-System verläuft über lösliche Stickstoffformen (Niederschlag) in den Boden (Sand). In dem als Modell für den Boden verwendeten Sand werden etwa 45 % der atmosphärischen eingetragenen Stickstoffdepositionen in organischer Form festgelegt.

5. Der Haupteintragsweg von atmosphärischem Stickstoff in die Pflanze scheint direkt über die Pflanze (zu ca. 85 %) zu verlaufen, so daß etwa 27 % des insgesamt in das Boden-Pflanze-System eingetragenen Stickstoffes direkt über die Pflanze eingetragen werden.

6. Die gemessenen jährlichen Netto-Depositionen am Standort Bad Lauchstädt von 67 - 70 kg\*ha<sup>-1</sup> liegen um ca. 40 % höher als die Depositionsmessungen mit herkömmlichen Methoden (nur Bulk-Depositionen) mit Werten von ca. 40 kg\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>.

7. Am Standort Leipzig (urbaner Standort) liegen die jährlichen Netto-Depositionen mit 65 - 73 kg\*ha<sup>-1</sup> vergleichbar hoch wie am Standort Bad Lauchstädt und um etwa 30 % höher als die Messungen über die Bulk-Deposition mit Werten von etwa 46 kg\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>.

8. Stickstoffdepositionen in dieser Höhe liegen weit über den sogenannten „critical loads“ naturnaher und natürlicher Ökosysteme und stellen damit für diese eine sehr kritische Belastung dar. In Agrarökosystemen können diese Mengen an Stickstoffdepositionen über die Stickstoffakkumulationen in organischer Form (N<sub>org</sub>) zu Stickstoffgehalten oberhalb sogenannter kritischer Werte von organischer Bodensubstanz in Böden führen.

Atmosphärische Stickstoffdepositionen über sogenannten „critical loads“ führen durch Stickstoffüberlastung (N-Hypertrophierung) zu Veränderungen bis zur Zerstörung von natürlichen und naturnahen Ökosystemen. Für Agrarökosysteme sind die Effekte der atmosphärischen Stickstoffbelastung durch die regelmäßige Stickstoffabfuhr bei der Ernte nicht kurzfristig nachweisbar. Sie führen aber über einen längeren Zeitraum zu Stickstoffakkumulationen und einer Zunahme des Stickstoffgehaltes im Boden. Die bei Stickstoffgehalten über einem kritischen Wert (> 0,2 % N<sub>org</sub>) erhöhte Stickstoffmineralisierung und Intensivierung anderer Bodenprozesse resultiert in größeren Umweltbelastungen wie Nitratverlagerung ins Grundwasser sowie erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen in die Atmosphäre.

Bei der Untersuchung der Nitratverlagerung auf Schwarzerdeböden im Mitteldeutschen Trockengebiet, die unterschiedliche Gehalte an organischer Bodensubstanz ( $C_{org}$  und  $N_{org}$ ) aufwiesen, ließen sich mittels der  $^{15}N$ -Tracer-Methode folgende Ergebnisse aus den Feldversuchen ableiten:

1. Auf Böden mit niedrigen bzw. normalen Gehalten an organischer Bodensubstanz konnte nach drei Jahren keine Nitratverlagerung oder zumindest keine Nitratverlagerung unter den für die Pflanze erreichbaren Wurzelraum (2 - 2,5 m) festgestellt werden.
2. Auf Böden mit normalen  $C_{org}$ -Gehalten und leicht erhöhten  $N_{org}$ -Gehalten konnte schon nach 2 ½ Jahren eine geringe Nitratverlagerung in Höhe von ca.  $0,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht aus dem für die Pflanzen verfügbaren Bodenbereich beobachtet werden.
3. Auf hoch mit organischer Bodensubstanz „belasteten“ Schwarzerdeböden erfolgte eine sehr hohe und relativ schnelle Nitratverlagerung aus dem für die Pflanzen zugänglichen Bereich heraus. Die spezifische Nitratverlagerung lag nach 2 bzw. 3 Jahren bei leicht überdurchschnittlichen Niederschlägen bei 3,9 - 5,6 mm Niederschlag pro mm Sickerwasser mit Nitratkonzentrationen von  $6,0 - 8,0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  und 10 cm Bodenschicht im Boden.
4. Bei normalen Gehalten an organischer Bodensubstanz liegt keine Gefahr von Grundwasserbelastung vor. Ab sogenannten kritischen Gehalten von organischer Bodensubstanz ( $C_{org} > 2 \%$  und  $N_{org} > 0,2 \%$ ) ist auch auf Schwarzerdeböden eine potentielle Grundwasserbelastung durch Nitratverlagerung vorhanden.

## 8. Literaturverzeichnis

- ANGLE, J. S., C. M. GROSS, R. L. HILL and M. S. MCINTOSH, 1993: Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer applications, *J. Environ. Qual.* **22**, 141-147.
- ASMAN, W. A. H. UND H. A. VAN JAARVELD, 1990: Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von  $\text{NH}_3$ -Verbindungen. In: Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. Gemeinsames Symposium, 10. bis 12. Oktober 1990, FAL, Braunschweig-Vökenrode, Ed. KTBL/VDI, Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, pp. 1-144.
- ASMAN, W. A. H. AND H. A. VAN JAARVELD, 1992: A variable-resolution transport model applied for  $\text{NH}_x$  in Europe, *Atmos. Environ.* **26A**, 445-464.
- ASMAN, W. A. H., 1993: Emission and Deposition of ammonia and ammonium, in: The Terrestrial Nitrogen Cycle as influenced by Man, *Nova Acta Leopoldina*, No.288, **Bd.70**.
- ASMAN, W. A. H., 1996: persönliche Mitteilungen.
- BACH, M., 1987: Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland, *Göttinger Bodenkundl. Ber.* **93**, 1-186.
- BAKER, J. L. AND D. R. TIMMONS, 1994: Fertilizer management effects on leaching of labeled nitrogen for No-till corn in field lysimeters, *J. Environ. Qual.* **23**, 305-310.
- BERGMANN, W., 1983: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen - Entstehung und Diagnose, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 614 Seiten.
- BERNHARD, H., 1990: Flächenstillegung: Nutzen oder Schaden, *DLG-Mitteilungen* **11-12**, 4 Seiten.
- BIERMANN, S., 1995: Flächendeckende räumliche differenzierte Untersuchung von N-Flüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer, Shaker Verlag Aachen, 120 Seiten.
- BOUWMANN, A. F., 1990: Soils and the greenhouse effect, copyright by John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- BOYLE, M. AND E. A. PAUL, 1989: Nitrogen transformation in Soils previously amended with sewage sludge, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 740-744.
- BRÄUTIGAM, H. UND G. HALBRITTER, 1988: Kernforschungszentrum Karlsruhe, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), 42 Seiten.

- BREEMEN, N. VAN, BURROUGH P.A., VELTHORST E.J., DOBBEN H. F. VAN, WIT T. DE, RIDDER T.B. und H. F. R. REIJNDERS, 1982: Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy through fall, *Science* **299**, 548-550.
- BREITSCHUH, G UND H.ECKERT, 1994: Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung (EULANU), Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft **10**, 1-107.
- BUFE, J., 1984: Entwicklung einer Bilanzmethodik zur Quantifizierung der potentiellen Stickstoffbelastung der Gewässer durch die landwirtschaftliche Produktion für größere territoriale Einheiten in Abhängigkeit von Düngungs- und Ertragsniveau sowie experimentellen Untersuchungen zum Stickstofftrag durch Niederschläge, Inst. f. Düngungsforschung Leipzig, Dissertation.
- BUISJMAN, E., H. F. M. MAAS und W. A. H. ASMAN, 1987: Anthropogenic NH<sub>3</sub> emissions in Europe, *Atmos. Environ.* **21**, 1009-1022.
- CABRERA, M. L., 1993: Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 63-66.
- CAMPBELL, C. A., G. P. LAFOND, R. P. ZENTNER and Y. W. JAME, 1994: Nitrate Leaching in a Udie Haploboroll as influenced by fertilization and legumes, *J. Environ. Qual.* **23**, 195-201.
- CLAY, D. E., C. E. CLAPP, and J. A. E. MOLINA, 1993: Mineralization of nitrogen in fertilized-acidified lime-amended soils, *Biology and Fertility of Soil* **15**, 249-252.
- CLAY, D. E., S. A. CLAY, K. BRIX-DAVIS and K. A. SCHOLLES, 1994: Nitrate movement after anhydrous ammonia application in a ridge tillage system, *J. Environ. Qual.* **23**, 9-13.
- DAWSON, G. A., 1984: Tropospheric ammonia. In: Environmental impact of natural emissions, (Ed. V. A. Aneja), Pittsburgh, USA: Air pollution Control Association, pp. 66-73.
- DEUTSCHLAND/ENQUETE-KOMMISSION, 1992: Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung: Zukunft sichern - jetzt handeln/ [Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.)].-Bonn: Economica Verl.; Karlsruhe: Müller.
- DILLON, P. J., M. LUSIS, R. REID and D. YAP, 1988: Ten-year trends in sulphate, nitrate and hydrogen deposition in Central Ontario, *Atmospheric Environment* **22**, 901-905.
- DITTRICH, P., S. MEHLERT und R. RUSLOW, 1995: Depositionsmessungen von atmosphärischem Ammoniak und Nox auf agrarisch genutzten Standorten mittels der <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsanalyse, *Isotopes Environ. Health Stud.* **31**, 391.
- DOERFFEL, K, 1990: Statistik in der analytischen Chemie, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 61-81.

- DÖRING, J., J. MÜLLER, M. JÖRN und S. NEUBERT, 1995: Klimatische Kennzeichnung des Mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, In: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, Teubner Verlagsgesellschaft (Hrsg: M. Körschens und E.-G. Mahn), 533-568.
- ELLENBERG, H., 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen, Schweiz. Z. Forstwes. **136**, 19-39.
- ENGELS, T. AND H. KUHLMANN, 1993: Effect of rate of N fertilizer on apparent net mineralization of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **156**, 149-154.
- ERISMAN J. W., A. W. M. VERMETTEN, W. A. H. ASMAN, A. WAIJERS-IJPELAAN and J. SLANINA, 1988: Vertical distribution of gases and aerosols: The behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. Atmos. Environ. **22**, 1153-1160.
- FALLER, N., 1972: Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, nitrose Gase und Ammoniak als ausschließliche S- bzw. N-Quellen der höheren Pflanzen, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **131**, 120-130.
- FAUST, H., 1965: Untersuchungen über Verteilung und Umsatz spät gedüngten Stickstoffes bei *Triticum aestivum* L. und *Hordeum vulgare* L., Habilitationsschrift, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 107 Seiten.
- FAUST, H., H. BORNHAK, K. HIRSCHBERG, K. JUNG, P. JUNGHANS und P. Krumbiegel, 1981: <sup>15</sup>N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin, Schriftenreihe Anwendung von Isotopen und Kernstrahlungen in Wissenschaft und Technik Hrd. Isocommerz **5**, 93 Seiten.
- FINCK, A., 1990: Umweltbelastung durch Düngung: Kritische Interpretation regionaler Daten, 102. VDLUFA-Kongreß Berlin (17. - 22. Sept.), Kurzfassung d. Vorträge, S. 35.
- FIRESTONE, M. K. AND E. A. DAVIDSON, 1989: Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil, In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, (Eds. M. O. Andrae and D. S. Schimmel), 7-21.
- FRANKO, 1996: persönliche Mitteilungen.
- GARTEN, C. T. J. R. AND P. J. HANSON, 1990: Foliar retention of nitrogen-15 nitrate and nitrogen-15 ammonium by red maple (*Acer rubrum*) and white oak (*Quercus alba*) leaves from simulated rain, Env. Exp. Bot. **30**, 333-342.
- GARZ, J., W. SCHLIEPHAKE, H. STUMPE und U. WINKLER, 1995: C- und N-Umsetzungen in Dauerversuchen auf Sandlöß-Braunschwarzerden in Halle, In: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, Teubner Verlagsgesellschaft (Hrsg: M. Körschens und E.-G. Mahn), 463-498.

- GERIES, H., 1989: Nitrat unter Acker in mächtigen Lößdecken mit tiefem Grundwasserstand im Klimaraum Südniedersachse: Tiefen-Verlagerung, Datierung, Umsatz und Einbindung in den Gashaushalt, Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 146 Seiten.
- GISI, U., 1990: Bodenökologie, Thieme Verlag, 304 Seiten
- GOULDING, K. W. T., P. R. POULTON, V. H. THOMAS and R. WILLIAMS, 1986: Atmospheric Deposition at Rothamsted, Saxmundham, and Woburn Experimental Stations, England, 1969 -1984, *Water, Air, and Soil Pollution* **29**, 27 - 49.
- GOULDING, K.W.T., 1990: Nitrogen Deposition to land from the atmosphere. *Soil Use Manag.* **6**, 61-63.
- GRANLI, T. UND O. C. BOCKMAN, 1994: Nitrous oxide from agriculture, *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Norsk Hydro Research Centre, Porsgunn.
- GRENNFELT, P., C. BENGTSON und L. SKÄRBY, 1983: Dry deposition of nitrogen dioxide to Scots pine needles. In: *Precipitation scavenging, dry deposition, and resuspension*, Vol. 2., (Eds.: H.R. Pruppacher, R.G. Semonium, W.G.N. Slinn), 753-781. Elsevier, New York.
- GRENNFELT, P. UND H. HULTBERG, 1986: Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* **30**, 945-963.
- GRENNFELD, P. AND E. THORNELOF (Eds.), 1992: Critical loads for nitrogen. Nord 1992, 41, Copenhagen: Nordic council of Ministers.
- GUTSER, R., 1987: Pflanzenbautechnische Maßnahmen zur Verringerung des Stickstoffaustrages. In: *Möglichkeiten zur Minderung des Nitrataustrages bei Landwirtschaftlicher Bodennutzung*. Bonn: Dt. Verb. für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), 1-17.
- GYSI, C., 1994: Wasser- und Stickstoffverlagerung im Jahresverlauf, *Agrarforschung* **4**, 173-178.
- HADWIGER-FANGMEIER, A., A. FANGMEIER und H.-J. JÄGER, 1992: Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme, Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden", Nr. **28**, 206 Seiten.
- HANSON, P. J. UND S. E. LINDBERG, 1991: Dry deposition of reactive Nitrogen compounds: A review of leaf, canopy and non-foliar measurements, *Atmospheric Environment* **25A**, 1615-1634.
- HARPER, L. A., J. E. GIDDENS, G. W. LANGDALE, and R. R. SHARPE, 1989: Environmental effects on nitrogen dynamics in soybean under conservation and clean tillage systems, *Agron. J.* **81**, 623-631.

- HAUCK, R. D., 1982: Nitrogen-Isotope-ratio analysis, In: *Methods Of Soil Analysis*, part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy. (Eds.: A. L. Page, P.H. Miller, D.R. Keeney), 2nd Ed., 735-779.
- HAYNES, R. J. AND K. M. GOH, 1978: Ammonium and nitrate nutrition in plants, *Biol. Rev.* **53**, 465-510.
- HEANEY, D. J. AND M. NYBORG, 1988: Overwinter transformations of nitrate derived from soil and <sup>15</sup>N-labeled potassium nitrate, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **52**, 667-671.
- HEIL, G. W., M. J. A. WERGER, W. DE MOL, D. VAN DAM, and B. HEIJNE, 1988: Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies, *Science* **239**, 764-765.
- HEYDER, D., 1993: Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung, *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 10, 171 Seiten.
- HILDEMAN, L. M., A. G. RUSSEL and G. R. CASS, 1984: Ammonia and nitric-acid concentrations in equilibrium with atmospheric aerosols: Experiment vs. theory, *Atmos. Environ.* **18**, 1737-1750.
- HOSKER, R. P., JR., and S. E. LINDBERG, 1982: Review: Atmospheric deposition and plant assimilation of gases and particles, *Atmos. Environ.* **16**, 889-910.
- HOVE, VAN, L. W. A., A. J. KOOPS, E. H. ADEMA, W. J. VREDENBERG and G. A. PIETERS, 1987: Analysis of the uptake of atmospheric ammonia by leaves of *Phaseolus vulgaris* L., *Atmos. Environ.* **21**, 1759-1763.
- HUBBARD, R. K. AND J. M. SHERIDAN, 1989: Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain, *J. Soil and Water Conservation* **44**, 20-27.
- Isermann, K., 1990a: Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung, *DLG-Forschungsberichte zur Tierernährung*, 54 Seiten.
- ISERMANN, K., 1990b: Forschungsbedarf sich ergebend aus der Stickstoff-Bilanzierung/Verlustgefährdungsabschätzung der Landwirtschaft, Vortrag anlässlich des BMFT-Statusseminars "Bodenbelastung und Wasserhaushalt" (Themenfeld: Stickstoff-Problematik) vom 28.02. bis 02.03.1990 in Bonn), 24 Seiten.
- ISERMANN, K., 1990c: Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. In: *Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen*. Gemeinsames Symposium 10. bis 12. Oktober 1990, FAL Braunschweig-Vökenrode. Ed. KTBL/VDI. Münster-Hilltrup: Landwirtschaftsverlag, 1.1-1.76.

- ISERMANN, K., 1992a: Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share, *Environmental pollution*, Elsevier Science Publishers Ltd. England, 48 Seiten.
- ISERMAN, K., 1992b: Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden, *Berichte über die Landwirtschaft*, Sonderband, 37 Seiten.
- ISERMANN, K. UND R. ISERMANN, 1995a: Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden, *Allgemeine Forst Zeitschrift* **5**, 1-6.
- ISERMANN, K. UND R. ISERMANN, 1995b: Tolerierbare Emissionen des Stickstoffes einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **76**, 547-550.
- JÄGGLI, F., 1978: Sickerverluste an Mineralstoffen: Lysimeterversuche 1972-1978, *Mitt. Schweizerischer Landwirtschaft* **26**, 130-136.
- JÄGGLI, F., 1985: Einfluß der Bewirtschaftung auf den Mineralstickstoffgehalt und das Sickerwasser des Bodens, In: *Gezielte Stickstoffdüngung im Ackerbau/Pflanzenbaukommission des Schweizerischen Landw. Vereins (SLV)*, 34-38.
- JEMISON, JR, J. M. and R. H. FOX, 1994: Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters, *J. Environ. Qual.* **23**, 337-343.
- JENSEN, E. S. AND K. PILEGAARD, 1993: Absorption of nitrogen dioxide by barley in open-top chambers, *New Phytol.* **123**, 359-364.
- JOHANSSON, C., 1987: Pine forest: a negligible sink for atmospheric NO<sub>x</sub> in rural Schweden, *Tellus* **39B**, 426-438.
- KEENEY, D. R., 1982: Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution, In: F. J. Steveson (ed.) *Nitrogen in agricultural soils*, *Agro. Monogr.* **22**, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI, 605-649.
- KISSER-PRIESACK, G. M., I. SCHEUNERT and G. GNATZ, 1987: Uptake of <sup>15</sup>NO<sub>2</sub> and <sup>15</sup>NO by plant cuticles, *Naturwissenschaften* **74**, 550-551.
- KLIMANECK, E. M., 1987: Ernte und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Fruchtarten, wissenschaftliche Einzelveröffentlichung, Akademie der landwirtschaftlichen Wissenschaften der DDR, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Müncheberg 1987.
- KNAPPE, S. , Ch. MORITZ und U. KEESE, 1994: Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung: Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis, *Arch.Acker-Pfl. Boden* **38**, 393-403.

- KÖRSCHENS, M., 1988: N-Freisetzung und -Ausnutzung in Abhängigkeit vom Humusgehalt im Statischen Versuch Lauchstädt, Zentralblatt für Mikrobiologie **143**, 215-219.
- KÖRSCHENS, M., 1990: Stickstoffbereitstellung aus der organischen Substanz und dessen Ausnutzung, Internationale Agrarindustrie Zeitschrift **1**, 18-20.
- KÖRSCHENS, M., 1993: N-fertilization under consideration of ecological aspects, Contaminated Soil '93, 1503-1510.
- KÖRSCHENS, M. 1995: Zur Frage des optimaler Humusgehalte in Ackerböden, Mitteilunge der deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd.176, 847-850.
- KÖRSCHENS, M, UND A. PFEFFERKORN, 1995: Feldversuchsführer, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, 39 Seiten.
- KÖRSCHENS, M, 1996: persönliche Mitteilungen.
- KÖSTER, W., 1990: Nährstoffbilanzenlandwirtschaftlich genutzter Böden und Auswirkungen auf die Düngung, Wasser und Boden **5**, 331-336.
- KUNDLER, P., G. MARKGRAF und H. WEINITSCHKE, 1982: Effektive Nutzung, Erhaltung und Verbesserung der natürlichen Ressourcen unter Gestaltung der Stoffkreisläufe in der Landwirtschaft, Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. **200**, 129-142.
- LAMMEL, G. 1993: NO<sub>x</sub> und seine Folgeprodukte, UWSF-Z.Umweltchem. Ökotox. **5**, 281-285.
- LATUS, C., H. FÖRSTEL and F. FÜHR, 1990: Quantitative measurements of NO<sub>2</sub> uptake and metabolism by sunflower plants, Naturwissenschaften **77**, 283-285.
- LINDBERG, S. E., G. M. LOVETT, D. D. RICHTER and D. W. JOHNSON, 1986: Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in a forest, Science **231**, 141-145.
- LINDBERG, S. E., M. BREDEMEIER, D. A. SCHAEFER and L. QI, 1990: Atmospheric concentrations and deposition of N compounds and major ions during the growing season in conifer forests in the United States and West Germany, Atmos. Environ. **24A**, 2207-2220.
- LOVETT, G. M., 1991: Atmospheric deposition and canopy exchange of nitrogen. In: Atmospheric Deposition and Nutrient cycling in Forests (Eds.:D.W. Johnson, S.E. Lindberg), Springer Verlag, Berlin.
- LOWRANCE, R., 1992: Nitrogen from a Field-Size Agricultural Watershed, J. Environ. Qual. **21**, 602-607.

- MARTIKAINEN, P. J., 1985: Nitrous oxide emission associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil, *Appl. Environ. Microbiol.* **50**, 1519-1525.
- MATZEL, W., 1990: Ökologische Aspekte der Stickstoffdüngung, Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. **289**, 33-44.
- MACDONALD, A. J., D. S. POWLSON, P. R. POULTON and D. S. JENKINSON, 1989: Unused Fertilizer Nitrogen in Arable Soils - Ist Contribution to Nitrate Leaching, *J. Sci. Food Agric.* **46**, 407-419.
- MELCHIOR, S., 1993: Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten, *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* **22**, 317 Seiten.
- MERBACH, W., 1986: Einfluß von Umweltfaktoren auf die Phytotoxizität des Aluminiums, Mengen- u. Spurenelemente **6**, 352-357.
- MERBACH, I., 1996: persönliche Mitteilungen.
- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP und P. SCHONERT, 1993: Der Einfluß von Flächenstillegung und Extensivierung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser, *Vom Wasser* **81**, 197-215.
- MILLER, M. H., E. G. BEAUCHAMP, and J. D. LAUZON, 1994: Leaching of nitrogen and phosphorus from the biomass of three cover crop species, *J. Environ. Qual.* **23**, 267-272.
- MÖLLER, D., AND H. SCHIFFERDECKER, 1989: Ammonia emission and deposition of  $\text{NH}_3$  in the G.D.R., *Atmos. Environ.* **23**, 1187-1193.
- MORRIS, J. T., 1991: Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **22**, 257-79.
- MÜLLER, S. UND H. GÖRLITZ, 1989: Der Gebrauch der  $\text{N}_{\text{an}}$ -Methode in der DDR. Internation.  $\text{N}_{\text{min}}$ -Seminar der poln. Landwirtschaftswissenschaften - Poznan.
- MÜLLER, S., A. HANSCHMANN, L. HEINRICH und B. BRIX, 1991: Sickerwasser und Nitrataustrag - Lysimeteruntersuchungen für Sand-, Lehm- und Lößboden unter einheitlichen Witterungsbedingungen, *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkunde* **5**, 375-382.
- MULVANEY, R. L., 1993: Mass spectrometry, In: *Nitrogen Isotope Techniques*, Academic Press, Inc. (Eds.: R. Knowles and T.H. Blackburn), 11-58.
- NIEHUS, B., 1993: Untersuchungen zur Nitratdeposition, Interner Forschungsbericht UFZ Leipzig-Halle, Sektion Analytik, 23 Seiten.
- NIHLGARD, B., 1985: The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe, *AMBIO* **14**, 2-8.

- NILSSON, S. I., M. BERDÉN, B. POPOVIC, 1988: Experimental work related to nitrogen deposition, nitrification and soil acidification - a case study. *Environ. Pollut.* **54**, 233-248.
- NOLTE, C. UND W. WERNER, 1991: Stickstoff- und Phosphoreintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Forschungsvorhaben Wasser 10204382 im Auftrag des Umweltbundesamtes, 113 Seiten.
- OKANO, K., T. FUKUZAWA, T. TAZAKI and T. TOTSUKA, 1986:  $^{15}\text{N}$  delution method for estimating the absorption of atmospheric  $\text{NO}_2$  by plants, *New Phytol.* **102**, 73-84.
- OKANO, K., T. MACHIDA and T. TOTSUKA, 1988: Absorption of atmospheric  $\text{NO}_2$  by several herbaceous species: estimation by the  $^{15}\text{N}$  delution method, *New Phytol.* **109**, 203-210.
- PACZYNA, J. M., S. LARSSON and A. SEMB, 1991: European survey for  $\text{NO}_x$  emissions with emphasis on Eastern Europe. *Atmos. Environ. Pt. A. - Gen. Top.* **25**, 425-439.
- PFEFFERKORN, A., 1996: persönliche Mitteilungen.
- POWLSON, D. S., G. PRUDEN, A. E. JOHNSTON und D. S. JENKINSON, 1986: The nitrogen cycle in the Broadbalk Wheat Experiment: recovery and losses of  $^{15}\text{N}$ -labelled fertiliser applied in spring and inputs of nitrogen from the atmosphere, *J. agric. Sci. Cam.* **107**, 591-609.
- PRESTON, C. M. 1993: Optical Emission Spectrometry, In: *Nitrogen Isotope Techniques*, Academic Press, Inc. (Eds.: R. Knowles and T.H. Blackburn), 59-88.
- PRIEBE, D. L. AND A. M. BLACKMER, 1989: Preferential movement of oxygen-18-labeled water and nitrogen-15-labeled urea through macropores in a nicollet soil, *J. Environ. Qual.* **18**, 66-72.
- RAVEN, J. A., 1988: Acquisition of nitrogen by the shoots of land plants: its occurrence and implications for acid-base regulation, *New Phytol.* **109**, 1-20.
- REINING, E., W. MEHRBACH und G. KNOPF, 1994:  $^{15}\text{N}$ -Freisetzung von Weizenwurzeln unter Bodenbedingungen, In: *Ökophysiologie des Wurzelraumes 5* (Hrg: W. Mehrbach) Borkheide, Schmerwitz, Müncheberg, 111-114.
- RUSSOW, R. UND H. FAUST, 1990: Vergleichende Betrachtungen zur Bestimmung der biologischen Stickstofffixierung aus der N-15-Isotopenverdünnung, *Zentralbl. Mikrobiol.* **145**, 605-613.
- RUSSOW, R., S. KNAPPE, H. FÖRSTEL und R. MEISSNER, 1995a: Doppeltracer-Studie zur Wasser- und Nitratbewegung in tiefengestaffelten Lysimetern, 5. Gumpensteiner Lysimetertagung „Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone“, BAL Gumpenstein, 25. -26. April 1995, 13-18.

- RUSSOW, R., SCHMIDT G. and H. FAUST, 1995b: Elemental Analyzer-Quadropole MS coupling - a low cost equipment for the simultaneous determination of Carbon/<sup>13</sup>C and Nitrogen/<sup>15</sup>N in isotopically enriched soil and plant samples, *Isotopes Environ. Health Stud.* **31**, 211 - 218.
- RUSSOW, R., H. FAUST, S. MEHLERT, P. DITTRICH und I. SICH, 1995c: Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopen-Technik, In: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, Teubner Verlagsgesellschaft (Hrsgs: M. Körschens und E.-G. Mahn), 131-166.
- SAXE, H., 1986: Stomatal-dependent and stomatal-independent uptake of NO<sub>x</sub>, *New Phytol.* **103**, 199-205.
- SCHARF, H., 1988: 100 Jahre Kjeldahl-Aufschluß zur Stickstoffbestimmung, *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* **32**, 321-332.
- SCHATZMANN, M., 1994: Belastung von Böden und Gewässern durch diffuse Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre, *Staub - Reinhaltung der Luft* **54**, 229-232.
- SCHEFFER, F. UND P. SCHACHTSCHABEL, 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Enke Verlag Stuttgart, 491 Seiten.
- SCHJOERRING, J. K., A. KYLLINGSBAEK and J. V. MORTENSEN, 1991: Ammonia emission from barley plants in relation to nitrogen metabolism, *Phytol. Plant.* **82**, b18-b18.
- SCHNEIDER, U. UND K. HAIDER, 1992: Denitrification- and Nitrate Leaching-Losses in an Intensively Cropped Watershed, *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **155**, 135-141.
- SCHROPP, W., 1951: Der Vegetationsversuch: 1. Methodik der Wasserkultur höherer Pflanzen, Methodenbuch Bd.8, Neumann Verlag Radebeul Berlin, 313 Seiten.
- SCHULZE, E. D., 1989: Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest, *Science* **244**, 776-783.
- SEGSCHNEIDER, H.-J., 1994: Untersuchungen zur Aufnahme und zum Einbau von anthropogenen Stickoxiden (NO<sub>x</sub>) durch Sonnenblumen und Mais mittels <sup>15</sup>N-Isotopen-Markierung, Berichte des Forschungszentrums Jülich 2903, 171 Seiten.
- SEHMEL, G. A., 1980: Particle and Gas Dry Deposition: a Review, *Atmospheric Environment* **14**, 983-1011.
- SEIFFERT, M., 1981: Drusch- und Hackfruchtproduktion, 1. Auflage, Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 198 Seiten.
- SEILER, W. UND R. CONRAD, 1981: Mikrobielle Bildung von N<sub>2</sub>O (Distickstoffoxid) aus Mineraldüngern - ein Umweltproblem?, *forum mikrobiologie* **6**, 322-328.
- SICH, I., 1996: persönliche Mitteilungen.

- SOMMER, S. G. AND E.S. JENSEN, 1991: Foliar Absorption of Atmospheric Ammonia by Ryegrass in the Field, *J. Environ. Quality* **20**, 153-156.
- SÖRENSEN, J. N., 1992: Effect of catch crops on the content of soil mineral nitrogen before and after winter leaching, *Z.Pflanzenernähr. Bodenk.* **155**, 61-66.
- STAMS, A. J. M., I. J. L. SCHIPHOLT, E. C. L. MARNETTE, B. BEEMSTERBOER and J. R. W. WOITTEZ, 1990: Conversion of nitrogen-15 ammonium in forest soils, *Plant and Soil* **125**, 129-134.
- STANFORD, G. AND S. J. SMITH, 1972: Nitrogen mineralization potentials of soils, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **36**, 465 - 472.
- STRAS - Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, Teubner Verlagsgesellschaft, (Hrsg.: M. Körschens und E.-G. Mahn), 568 Seiten.
- TAMM, C. O., 1991: Nitrogen in terrestrial ecosystems, questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability, *Ecological Studies* **81**, Springer Verlag.
- TOMLINSON, G. H., 1991: Nutrient disturbance in forest trees and the nature of the forest decline in Quebec and Germany, *Water Air Soil Pollut.* **54**, 61-74.
- TRACY, P. W., D. G. WESTFALL, E. T. ELLIOTT, G. A. PETERSON and, C. V. COLE, 1990: Carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur mineralization in plow and no-till cultivation, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 457-461.
- VINTEN, A. J. A., R. S. HOWARD and M. H. REDMAN, 1991: Measurement of nitrate leaching losses from arable plots under different nitrogen input regimes, *Soil Use and Management* **7**, 3-6.
- VOS, G. J. M., I. M. J. BERGEVOET, J. C. VEDY and J. A. NEYROUD, 1994: The fate of spring applied fertilizer N during the autumn-winter period: comparison between winter-fallow and green manure cropped soil, *Plant and Soil* **160**, 201-213.
- Voss, G., 1985: Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lößdecken des Vorgebirges bei Bonn, Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 115 Seiten.
- UBA (Umweltbundesamt), 1990: Jahresbericht.
- UBA (Umweltbundesamt), 1994: Jahresbericht
- UKRG (United Kingdom Review Group), 1994: Impacts of Nitrogen Deposition on Terrestrial Ecosystems, Department of the Environment, 110 pages.
- ZEPP, H., 1987: Wassehaushalt und Verlagerung wasserlöslicher Stoffe in Lößdecken des Main-Taunus-Vorlandes, Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde **56**, Ferd. Dummlers Verlag Bonn, 167 Seiten.

## 9. Anhang



Abbildung 9.1: Aufbau des ITN-Meßsystems im Feld am Standort Bad Lauchstädt



Abbildung 9.2: Anlage des ITN-Meßsystems im Feld am Standort Bad Lauchstädt im Frühjahr 1994



Abbildung 9.3: Lage der Vegetationsgefäße in der sie umgebenden Feldvegetation am Standort Bad Lauchstädt



Abbildung 9.4: Pflanzendichte in den Vegetationsgefäßen des ITN-Meßsystems zwei Wochen nach der Aussaat



Abbildung 9.5: Ausgewachsenen Rübsen (vermindertes Wachstum) im Vegetationsgefäß des Versuches B-2 im Herbst 1994

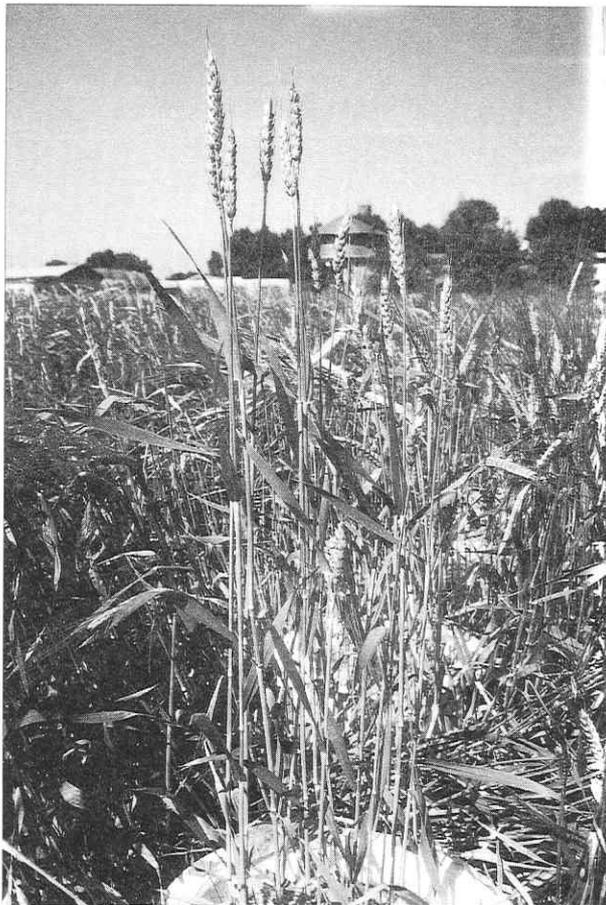


Abbildung 9.6 : Sommerweizen kurz vor der Blüte zum Zeitpunkt der Ernte mit voll ausgebildeten Ähren und normalen Pflanzenhabitus im Sommer 1995

Tabelle 9.1: Verteilung der Stofffraktionen und der Stickstoffmengen von allen Versuchen mit der Anzahl der für die jeweilige Fraktion ausgewerteten Gefäße

Fraktion	Stoffmenge		Stickstoffmenge		Gefäße
	Durchschnitt	Minima- Maxima	Durchschnitt	Minima- Maxima	Anzahl
	g pro Gefäß	g pro Gefäß	mg pro Gefäß	mg pro Gefäß	
Wasser	7239 ± 2926	1485 - 11980	33,62 ± 25,43	1,93 - 100,48	43
Algen, TM	0,18 ± 0,09	0,00 - 0,43	5,99 ± 3,04	0,00 - 12,84	43
KCl- Spüllösung (3 l)	3000		20,28 ± 7,16	4,42 - 39,88	40
Sand (10 kg)	10 000		71,96 ± 23,90	31,73 - 126,42	40
Blatt, TM	3,73 ± 2,01	1,24 - 8,58	53,02 ± 28,54	32,43 - 143,61	39
Wurzel, TM	7,78 ± 4,34	1,49 - 17,33	40,00 ± 14,23	19,78 - 82,38	39
Stengel, TM	6,38 ± 2,99	1,47 - 12,06	45,57 ± 19,76	16,84 - 76,80	31
Ähre, TM	2,67 ± 2,06	0,81 - 9,41	46,26 ± 36,01	16,93 - 175,45	27

Tabelle 9.2: Stickstoff-, <sup>15</sup>N- und Netto-N<sub>dfa</sub> (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff	Stickstoff- Verteilung	<sup>15</sup> N	<sup>15</sup> N- Verteilung	N <sub>dfa</sub>	N <sub>dfa</sub> - Verteilung
	in mg	in %	in mg	in %	in mg	in %
Wasser	48,12	13,66	2,76	7,31	23,16	29,69
Standardabweichung	14,30	4,06	0,67	1,77	8,48	12,17
Sand	53,20	15,10	3,73	9,88	19,03	23,12
Standardabweichung	16,66	4,73	0,83	2,21	9,29	10,04
Pflanze, obere	150,10	42,60	13,42	35,57	25,63	31,87
Standardabweichung	26,07	7,40	2,51	6,65	3,29	2,41
Wurzel	48,56	13,78	3,92	10,40	12,35	15,28
Standardabweichung	8,16	2,32	0,70	1,85	2,26	1,71
Wasser+Sand	101,31	28,75	6,49	17,19	42,19	52,81
Standardabweichung	5,94	1,68	0,49	1,30	1,43	3,49
Pflanze, gesamt	198,66	56,38	17,35	45,97	37,98	47,15
Standardabweichung	25,82	7,33	2,29	6,06	5,34	3,49
Gesamt	299,97	85,13	23,83	63,15	80,20	100,00
Standardabweichung	22,67	6,43	1,96	5,18	5,51	0,00

Tabelle 9.3: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-2 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	75,20	43,48	6,45	33,78	17,35	29,77
Standardabweichung	13,23	7,65	1,20	6,30	2,88	8,44
Sand	59,74	34,54	3,04	15,92	33,30	50,79
Standardabweichung	19,39	11,21	0,40	2,10	16,32	12,49
Pflanze, obere	40,89	23,65	3,90	20,45	5,73	9,55
Standardabweichung	4,77	2,76	0,57	3,00	1,15	2,24
Wurzel	35,16	20,33	3,28	17,16	5,68	9,82
Standardabweichung	5,81	3,36	0,58	3,04	0,59	3,09
Wasser+Sand	134,93	78,02	9,49	49,69	50,67	80,59
Standardabweichung	9,45	5,46	0,83	4,33	14,92	4,21
Pflanze, gesamt	76,06	43,98	7,18	37,60	11,41	19,37
Standardabweichung	8,14	4,71	0,97	5,06	0,64	4,23
Gesamt	210,99	122,00	16,66	87,28	62,10	100,00
Standardabweichung	10,99	6,35	0,63	3,30	14,90	0,00

Tabelle 9.4: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-3 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	44,86	20,96	2,51	11,47	21,06	18,98
Standardabweichung	5,55	2,59	0,56	2,54	2,98	1,87
Sand	94,06	43,96	3,77	17,23	59,31	53,63
Standardabweichung	2,88	1,35	0,11	0,48	3,99	1,37
Pflanze, obere	88,69	41,45	7,16	32,74	19,32	17,41
Standardabweichung	7,94	3,71	0,77	3,50	2,02	0,37
Wurzel	28,83	13,47	1,86	8,49	11,07	9,93
Standardabweichung	4,84	2,26	0,34	1,55	1,91	1,04
Wasser+Sand	138,92	64,92	6,28	28,71	80,37	72,61
Standardabweichung	4,95	2,31	0,66	3,02	6,30	1,42
Pflanze, gesamt	117,53	54,92	9,02	41,23	30,39	27,35
Standardabweichung	12,53	5,85	1,08	4,96	3,88	1,42
Gesamt	256,45	119,84	15,29	69,92	110,80	100,00
Standardabweichung	8,57	4,01	0,82	3,76	9,90	0,00

Tabelle 9.5: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-5 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	35,91	16,91	1,14	9,83	16,10	19,06
Standardabweichung	5,54	2,61	0,24	2,08	1,86	2,82
Sand	79,36	37,36	2,00	17,24	45,80	53,66
Standardabweichung	12,63	5,95	0,33	2,81	7,97	7,58
Pflanze, obere	96,37	45,37	4,45	38,28	16,13	18,94
Standardabweichung	17,14	8,07	0,66	5,68	6,57	7,61
Wurzel	32,20	15,16	1,40	12,04	7,10	8,31
Standardabweichung	1,82	0,86	0,05	0,43	1,01	0,74
Wasser+Sand	115,27	54,26	3,15	27,07	61,90	72,72
Standardabweichung	12,21	5,75	0,40	3,45	7,89	7,95
Pflanze, gesamt	128,58	60,52	5,85	50,32	23,23	27,25
Standardabweichung	18,30	8,62	0,69	5,96	7,02	7,96
Gesamt	243,85	114,78	8,99	77,38	85,16	100,00
Standardabweichung	10,21	4,80	0,36	3,09	6,00	0,00

Tabelle 9.6: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B<sub>N</sub>-5 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	46,89	7,66	1,87	5,37	14,97	16,85
Standardabweichung	20,96	3,42	1,10	3,16	1,72	3,16
Sand	94,92	15,51	3,77	10,83	30,57	34,02
Standardabweichung	3,16	0,52	0,11	0,32	2,98	2,59
Pflanze, obere	311,42	50,87	15,97	45,93	32,30	35,66
Standardabweichung	52,43	8,56	2,70	7,77	5,66	3,66
Wurzel	71,24	11,64	3,40	9,79	12,06	13,44
Standardabweichung	7,42	1,21	0,43	1,23	0,79	0,66
Wasser+Sand	141,81	23,16	5,63	16,21	45,54	50,88
Standardabweichung	17,83	2,91	1,06	3,06	1,70	3,51
Pflanze, gesamt	382,67	62,51	19,38	55,73	44,37	49,10
Standardabweichung	49,25	8,04	2,49	7,18	6,38	3,51
Gesamt	524,48	85,67	25,01	71,93	89,92	100,00
Standardabweichung	37,72	6,16	1,90	5,48	6,81	0,00

Tabelle 9.7: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $N_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch B-6 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$N_{\text{dfa}}$ in mg	$N_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	41,80	19,68	1,69	14,51	11,75	22,55
Standardabweichung	17,94	8,44	1,04	8,91	3,58	5,18
Sand	49,96	23,52	1,73	14,86	19,71	36,69
Standardabweichung	5,23	2,46	0,35	3,04	6,90	10,51
Pflanze, obere	95,87	45,13	4,59	39,51	12,79	25,15
Standardabweichung	11,50	5,41	0,58	5,03	1,63	5,40
Wurzel	44,49	20,94	2,02	17,42	8,02	15,58
Standardabweichung	7,07	3,33	0,38	3,24	0,91	1,78
Wasser+Sand	91,76	43,19	3,41	29,37	31,47	59,26
Standardabweichung	16,71	7,86	0,77	6,63	7,90	7,17
Pflanze, gesamt	140,36	66,07	6,61	56,93	20,81	40,73
Standardabweichung	17,63	8,30	0,92	7,92	2,39	7,18
Gesamt	232,11	109,26	10,03	86,29	52,29	100,00
Standardabweichung	11,67	5,50	0,47	4,02	8,91	0,00

Tabelle 9.8: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $N_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch S-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$N_{\text{dfa}}$ in mg	$N_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	15,80	6,62	0,59	4,56	5,26	22,83
Standardabweichung	8,06	3,37	0,32	2,50	2,48	12,73
Sand	38,83	16,25	1,61	12,46	9,73	32,97
Standardabweichung	5,19	2,17	0,08	0,62	5,50	9,27
Pflanze, obere	215,54	90,22	11,32	87,64	6,61	20,48
Standardabweichung	12,16	5,09	0,61	4,69	6,13	23,52
Wurzel	51,41	21,52	2,32	17,92	9,21	35,22
Standardabweichung	5,41	2,27	0,29	2,27	1,18	7,50
Wasser+Sand	54,63	22,87	2,20	17,02	14,99	55,80
Standardabweichung	3,85	1,61	0,36	2,78	3,17	7,83
Pflanze, gesamt	252,05	105,51	12,97	100,41	13,07	44,17
Standardabweichung	14,31	5,99	0,85	6,62	6,46	7,83
Gesamt	306,68	128,38	15,17	117,42	28,07	100,00
Standardabweichung	15,77	6,60	1,06	8,24	9,57	0,00

Tabelle 9.9: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-1 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	44,06	18,43	2,23	9,08	23,18	19,97
Standardabweichung	6,49	2,71	0,39	1,57	3,14	1,82
Sand	104,93	43,89	4,82	19,61	60,19	51,96
Standardabweichung	7,25	3,03	0,33	1,34	4,87	1,55
Pflanze, obere	133,04	55,66	11,67	47,43	20,39	17,73
Standardabweichung	15,56	6,51	1,48	6,02	1,22	1,96
Wurzel	39,83	16,66	2,92	11,88	11,85	10,27
Standardabweichung	2,10	0,88	0,21	0,85	0,25	0,49
Wasser+Sand	148,98	62,33	7,06	28,69	83,37	71,93
Standardabweichung	13,73	5,74	0,67	2,73	7,52	2,44
Pflanze, gesamt	172,87	72,32	14,59	59,31	32,24	28,00
Standardabweichung	17,34	7,25	1,67	6,79	1,15	2,43
Gesamt	321,85	134,64	21,64	87,97	115,69	100,00
Standardabweichung	4,26	1,78	1,00	4,07	6,41	0,00

Tabelle 9.10: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-2 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 3 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	51,88	24,07	1,58	13,59	24,24	22,06
Standardabweichung	1,38	0,71	0,05	0,46	1,41	2,99
Sand	106,45	49,39	2,16	18,53	71,29	63,51
Standardabweichung	15,11	7,15	0,33	2,85	12,61	1,77
Pflanze, obere	78,25	36,40	3,70	31,82	10,56	9,15
Standardabweichung	21,39	10,22	0,98	8,42	4,46	3,10
Wurzel	22,08	10,24	0,90	7,74	5,77	5,23
Standardabweichung	1,80	0,75	0,10	0,89	0,31	0,54
Wasser+Sand	158,33	73,46	3,74	32,12	95,53	85,58
Standardabweichung	16,49	7,85	0,31	2,70	13,40	2,96
Pflanze, gesamt	100,33	46,64	4,60	39,56	16,33	14,39
Standardabweichung	19,99	9,68	0,90	7,78	4,77	2,95
Gesamt	258,66	120,10	8,33	71,66	111,91	100,00
Standardabweichung	26,71	13,40	0,75	6,51	17,17	0,00

Tabelle 9.11: Stickstoff-,  $^{15}\text{N}$ - und Netto- $\text{N}_{\text{dfa}}$  (Nitrogen derived from the atmosphere)-Verteilung von den bepflanzten Gefäßen von Versuch L-3 in den einzelnen Fraktionen als Mittelwerte aus 4 Einzelwerten mit Standardabweichung vom Mittelwert

Fraktion	Stickstoff in mg	Stickstoff- Verteilung in %	$^{15}\text{N}$ in mg	$^{15}\text{N}$ - Verteilung in %	$\text{N}_{\text{dfa}}$ in mg	$\text{N}_{\text{dfa}}$ - Verteilung in %
Wasser	40,362	29,069	1,50	20,95	12,131	26,017
Standardabweichung	6,624	4,771	0,35	4,92	0,923	2,360
Sand	59,910	43,149	2,22	31,03	18,111	38,759
Standardabweichung	3,764	2,711	0,16	2,23	1,182	2,035
Pflanze, obere	35,115	25,291	1,43	20,03	7,858	16,820
Standardabweichung	2,452	1,766	0,10	1,46	0,464	0,782
Wurzel	35,945	25,888	1,43	20,04	8,745	18,401
Standardabweichung	3,247	2,339	0,17	2,42	2,387	3,346
Wasser+Sand	100,272	72,218	3,72	51,98	30,242	64,777
Standardabweichung	6,376	4,592	0,38	5,26	1,407	3,042
Pflanze, gesamt	71,060	51,179	2,86	40,07	16,604	35,222
Standardabweichung	4,742	3,416	0,18	2,51	2,829	3,042
Gesamt	171,332	123,397	6,58	92,05	46,847	100,000
Standardabweichung	3,430	2,470	0,33	4,64	3,907	0,000

Tabelle 9.12: Untersuchungen zu unterschiedlichen Stickstoffgehalten und  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten in der unteren Sandschicht und der oberen 3 cm dicken Sandschicht

Versuch		untere Sandschicht		obere 3 cm-Sandschicht	
	Gefäße	Stickstoff in $\mu\text{g}$ pro 10 g	$^{15}\text{N}$ - Häufigkeit	Stickstoff in $\mu\text{g}$ in 5 g	$^{15}\text{N}$ - Häufigkeit
B-3	I	$58,8 \pm 5,0$	$3,1 \pm 0,07$	$730,2 \pm 42,0$	$3,0 \pm 0,09$
	II	$70,0 \pm 2,7$	$4,7 \pm 0,07$	$665,6 \pm 42,5$	$4,4 \pm 0,04$
	III	$54,2 \pm 2,1$	$3,4 \pm 0,07$	$773,4 \pm 45,0$	$3,2 \pm 0,09$
	IV	$49,8 \pm 1,8$	$3,4 \pm 0,1$	$757,4 \pm 32,8$	$3,5 \pm 0,1$
L-3	I	$57,7 \pm 7,0$	$4,1 \pm 0,23$	$941,4 \pm 12,7$	$3,4 \pm 0,3$
	II	$118,8 \pm 7,1$	$3,5 \pm 0,03$	$756,0 \pm 10,5$	$2,6 \pm 0,07$
	III	$53,6 \pm 2,9$	$3,9 \pm 0,08$	$842,2 \pm 39,0$	$3,5 \pm 0,06$
	IV	$70,1 \pm 2,1$	$3,8 \pm 0,08$	$706,2 \pm 32,7$	$3,9 \pm 0,06$

Tabelle 9.13 : PH-Werte der Wasserproben der Versuche auf Sand zu verschiedenen Probenahmeterminen in laufe der jeweiligen Experimente

PH-Werte						
Versuche	Gefäße	Termin-1	Termin-2	Termin-3	Termin-4	Termin-5
B-2	I	6,3	6,58	6,64	6,51	
	II	5,97	6,8	6	6,09	
	III	6,1	6,73	6,73	6,81	
	IV	6,73	6,79	6,65	6,66	
B-3	I	5,88	6,72	6,69	7,21	6,34 <sup>K)</sup>
	II	4,7	5,65	6,46	6,83	6,04 <sup>K)</sup>
	III	5,86	6,54	6,8	7,23	6,07 <sup>K)</sup>
	IV	5,84	6,3	6,6	7,3	
B-4	I	7,05	6,88	6,54		
	II	7	6,73	6,8		
	III	6,74		6,86		
	IV	7,02	6,76	6,56		
	V	6,43		6,58		
	VI	6,64	6,821	6,65		
	VII	6,59	6,91	6,66		
	VIII	6,11	7,13	6,89		
B-5	I	6,68	6,89			
	II	6,89	6,96			
	III	6,56	7,03			
	IV	6,84	6,79			
B <sub>N</sub> -5	I	6,37	6,59			
	II	6,72	6,61			
	III	6,8	6,48			
	IV	6,62	6,55			
B-6	I	7,02	7,15	2,93 <sup>K)</sup>		
	II	7,02	7,37	2,88 <sup>K)</sup>		
	III	6,97	7,4	2,58 <sup>K)</sup>		
	IV	7	7,28	2,8 <sup>K)</sup>		
L-1	I	6,83	6,5	6,95	7,22	
	II	6,26	6,83	6,64	6,03	
	III	6,73	6,53	6,94	6,47	
	IV	6,68	6,51	7,01	6,52	
L-2	I	6,78	6,85			
	II	6,85	6,77			
	III	6,86	6,97			
	IV	6,67	6,77			
L-3	I	6,99	5,68 <sup>K)</sup>			
	II	6,97	3,25 <sup>K)</sup>			
	III	6,83	3,49 <sup>K)</sup>			
	IV	6,93	2,83 <sup>K)</sup>			

<sup>K)</sup> PH-Werte nach Ansäuerung mit Schwefelsäure

Tabelle 9.14: Gemessenen  $N_2O$  Konzentrationen in der Luft über dem jeweiligen Medium (Nährlösung, Sand) der angegebenen Versuche

Datum	Standard	Probe	Versuch B-4 Nährlösung		Versuch B-4 Sand			
			30-min	60-min	30-min	60-min		
11.05. 1995								
	ppm		ppm	ppm	ppm	ppm		
	0,417	Gefäß II	0,411	0,423	0,378	0,392		
	0,436	Gefäß III	0,425	0,423	0,520	0,422		
	0,425	Gefäß VI	0,408	0,416	0,435	0,402		
	0,424							
14.08. 1995	Standard	Probe	Versuch B-5 Nährlösung		Versuch B <sub>N</sub> -5 Nährlösung		Versuch L-2 Nährlösung	
			30-min	60-min	30-min	60-min	30-min	60-min
	ppm		ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
	0,293	Gefäß I	0,326	0,419	0,620	0,836	2,545	1,710
	0,540	Gefäß II	0,541	0,597	2,789	2,911	0,787	1,217
	0,452	Gefäß III	0,569	0,580	3,886	4,277	2,558	2,962
	0,513	Gefäß IV	0,387	0,621	3,064	3,698	3,745	6,482
	0,498							
	0,491							

Tabelle 9.15: Mineralisierte Stickstoffmengen im für den ITN-Versuch genutzten Boden

Datum	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>t</sub>
	µg pro 20 ml	µg pro 20 ml	µg pro 100 ml
25. Jan.	25,2	20,7	226,4
01. Feb.	13,07	168,23	906,5
09. Feb.	7,23	73,27	402,5
22. Feb.	10,5	64,4	374,5
08. März	1,63	57,4	295,2
22. März	3,97	40,6	222,9

Autor:

Svenje Mehlert  
UFZ-Umweltforschungszentrum-Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Bodenforschung  
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig  
PF 2, D-04301 Leipzig  
Telefon 0341/235-2028  
Telefax 034635/73-288