

Kooperation Lysimeter



Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer

Mehrländerprojekt

Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen

Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt

Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern

Impressum

- Herausgeber: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
Naumburger Str. 98, 07743 Jena
Tel.: 03641 683-0
Fax: 03641 683-390
Mail: pressestelle@tll.thueringen.de
- Autoren: Dr. Steffi Knoblauch (TLL)
Dr. Erhard Albert (LfULG)
Dr. Ulrike Haferkorn (BfUL)
Dr. Johannes Heyn (LLH)
Dr. Lothar Herold und Torsten Lippold (TLL)
Dr. Eckhard Lehmann und Jana Lorenz (LFA)
Birgit Zachow (Universität Rostock)
Prof. Dr. Ralph Meißner und Dr. Juliane Seeger (UFZ)
Dr. Matthias Schrödter und Claudia Strauß (LLFG)
- Projektmitarbeiter: Dr. Nadine Tauchnitz (LLFG)
Dr. Michael Grunert (LfULG)
Dierk Koch (LLH)
Constanze Ramp (LFA)
Dr. Michael Diepolder und Lorenz Heigl (LfL)

September 2013

ISSN 0944 - 0348

Copyright:

Diese Veröffentlichung ist urheberrechtlich geschützt.
Alle Rechte, auch die des Nachdrucks von Auszügen und der
fotomechanischen Wiedergabe sind dem Herausgeber vorbehalten.

Vorwort

Im Jahr 2009 haben die landwirtschaftlichen Landeseinrichtungen aus Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen und Mecklenburg-Vorpommern eine Kooperation Lysimeter/Bodenwassermessstellen gebildet. Lysimeter sind mit Bodenbefüllte Behälter mit einer am unteren Ende befindlichen Öffnung für die Entnahme des Sickerwassers. Mit ihnen können die Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen, die Sickerwassermenge und die Nährstoffkonzentration des Sickerwassers ermittelt werden. Mit Wägesystemen ausgerüstet erlauben sie die Messung der Verdunstung von Pflanzenbeständen und barem oder bedecktem Boden.

In dieser Broschüre steht die N-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Mittelpunkt. Entsprechend der in den einzelnen Agrarräumen vorherrschenden Art der landwirtschaftlichen Produktion sind in den Lysimeterversuchen verschiedene Bewirtschaftungssysteme und -varianten geprüft worden. Unterschiede bestehen auch in den Standorteigenschaften. Kennzeichnend für die in der Kooperation zusammengeführten Lysimeterversuche sind die für Mittel- und Nordostdeutschland typischen geringen bis mittleren Niederschläge.

Das Heft gliedert sich in drei Teile. Im ersten Teil wird Bezug genommen zu den Erfordernissen, die sich aus den Zielen der EU-WRRL für die Landwirtschaft ergeben, der derzeitige Zustand der Gewässer insbesondere im Hinblick auf die Befruchtung mit Stickstoff skizziert und die unterschiedliche Zielstellung der Versuche der Kooperationspartner erläutert. Der zweite Teil fasst wesentliche Ergebnisse der langjährigen Messreihen zur N-Verlagerungsdisposition der Böden und zum Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme auf die N-Auswaschung zusammen und entwickelt daraus gemeinsame Positionen zu Möglichkeiten und Grenzen landwirtschaftlicher Bodennutzung für die Erreichung der Ziele der EU-WRRL unter den Standortverhältnissen Mitteldeutschlands. Der dritte Teil beinhaltet die Einzelbeiträge der Versuchsansteller mit der ausführlichen Darstellung der Ergebnisse.

Insgesamt verfolgt die vorliegende Schrift basierend auf langjährigen Messreihen der N-Auswaschung grundlegende Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Bodennutzung, Standorteigenschaften und N-Auswaschung zu vermitteln, um die fachgerechte Diskussion für die Entwicklung von Maßnahmen zum Schutz der Gewässer zu unterstützen.

Der Kooperation Lysimeter/Bodenwassermessstellen gehören an:

Landesanstalt für Landwirtschaft, Forst und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLFG), Dränmessfeld Altmark	Dr. Matthias Schrödter, Dr. Nadine Tauchnitz, Claudia Strauß
Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Lysimeter Möckern, Trichterlysimeter Methau	Dr. Erhard Albert, Dr. Michael Grunert
Landesbetrieb für Landwirtschaft Hessen (LLH), Lysimeter Kassel	Dr. Johannes Heyn, Dierk Koch
Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA), Lysimeter Großlüsewitz	Dr. Eckhard Lehmann, Constanze Ramp, Jana Lorenz
Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen (BfUL), Lysimeter Brandis	Dr. Ulrike Haferkorn
Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Lysimeter Buttstedt	Dr. Steffi Knoblauch (Federführung)
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Lysimeter Falkenberg (mit einem Teil der Lysimeter)	Prof. Dr. Ralph Meißner
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)	Dr. Michael Diepolder, Lorenz Heigl

Inhaltsverzeichnis

Glossar	10
Abkürzungsverzeichnis.....	11
I EINLEITUNG	13
1 Anlass und Zielstellung	13
2 Hintergrund	15
2.1 Zustand der Gewässer.....	15
2.2 Der Nährstoff Stickstoff in der pflanzlichen Produktion	18
3 Methoden	22
3.1 Erfassung der N-Auswaschung mit Hilfe von Lysimetern	22
3.2 Standorte und Bewirtschaftungssysteme der Lysimeter/ Bodenwassermessstellen in der Kooperation Lysimeter	24
Literatur	29
II ZUSAMMENGEFASSTE ERGEBNISSE UND GEMEINSAME POSITIONEN	31
1 Verlagerungsdisposition der Böden.....	31
2 Entwicklung des Klimas im Versuchszeitraum.....	35
3 Unvermeidbare N-Auswaschung	36
4 Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systemen	37
5 Anforderungen an Methoden für die Bewertung der Gewässerverträglichkeit der Landbewirtschaftung	41
6 Schlussfolgerungen für die Fortführung der Arbeiten	42
Literatur	43
III EINZELBEITRÄGE	44
Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich - Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen	
Aspekte: Produktivität, Wasser- und Stickstoffeffizienz	44
<i>Dr. Johannes Heyn</i>	
1 Versuchsfragestellung	44
2 Versuchsdurchführung.....	45
2.1 Technische Beschreibung der Anlage.....	45
2.2 Bodendaten vor Versuchsbeginn.....	46
2.3 Vegetationsversuch	48
2.4 Untersuchungen	50
3 Ergebnisse aus dem Zeitraum 1995 bis 2010	52
3.1 Pflanzliche Produktion	52

3.2	Wasserhaushalt	53
3.3	Stickstoffauswaschung	55
3.4	Stickstoffbilanz.....	58
4	Diskussion	60
5	Zusammenfassung	65
	Literatur	66

N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden im Thüringer Becken und der Ostthüringer Buntsandsteinlandschaft

Dr. Steffi Knoblauch

Teil 1: Tiefgründiger Braunerde-Tschernosem aus Löss im Thüringer Becken mit praxisüblicher Düngung 69

1	Aufgabenstellung des Versuches	69
2	Standort und Methode der Sickerwassergewinnung	69
3	Bewirtschaftung	72
4	Witterung im Untersuchungszeitraum.....	73
5	Ergebnisse.....	76
5.1	Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschräte des Bodenwassers	76
5.2	Erträge, N-Düngung, N-Salden.....	78
5.3	N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers	81
5.4	N-Deposition.....	85
6	Zusammenfassung	86

Teil 2: Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Becken mit empfehlungskonformer Düngung..... 88

1	Aufgabenstellung des Versuches	88
2	Standort und Methode der Sickerwassergewinnung	88
3	Bewirtschaftung	90
4	Witterung im Untersuchungszeitraum.....	91
5	Ergebnisse.....	91
5.1	Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschräte des Bodenwassers	91
5.2	Erträge, N-Düngung, N-Salden.....	92
5.3	N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers	95
6	Zusammenfassung	97

Teil 3: Schwarzerde aus Decksediment über periglazialen Schutt und Keuperon im Thüringer Becken mit praxisüblicher Düngung	99
1 Aufgabenstellung des Versuches	99
2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung	99
3 Bewirtschaftung	100
4 Witterung im Untersuchungszeitraum	100
5 Ergebnisse	101
5.1 Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers	101
5.2 Erträge, N-Düngung, N-Salden	102
5.3 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers	104
6 Zusammenfassung	106

Teil 4: Pseudogley-Braunerde im Ostthüringer Buntsandsteinhügelland mit praxisüblicher Düngung 108

Dr. Steffi Knoblauch, Dr. Lothar Herold und Torsten Lippold

1 Aufgabenstellung des Versuches	108
2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung	108
3 Bewirtschaftung	109
4 Witterung im Untersuchungszeitraum	111
5 Ergebnisse	112
5.1 Sickerwassermenge und Austauschrate des Bodenwassers	112
5.2 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers	113
6 Zusammenfassung	115
Literatur	116

N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der Sächsischen Lössgefilde 117

Dr. Ulrike Haferkorn

1 Aufgabenstellung des Versuches	117
2 Verwendete Lysimeter, Sickerwassergewinnung und Analytik	117
3 Bewirtschaftung der untersuchten Böden	119
4 Beschreibung der Standorte	121
4.1 Klima	121
4.2 Lage der Herkunftsflächen der Lysimeterböden, räumliche Repräsentativität und standörtliches Verlagerungsrisiko	124
5 Ergebnisse	127
5.1 Boden, Witterung und Erträge	128
5.2 N-Saldo	131

5.3	N-Austrag über das Sickerwasser	134
5.3.1	Nitratkonzentration im Sickerwasser	134
5.3.2	N-Frachten.....	136
6	Zusammenfassung	138
	Literatur	139
	Anlagen	140

Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung..... 143

Dr. Erhard Albert

1	Aufgabenstellung der Versuche.....	143
2	Verwendete Lysimeter und Erfassung des Sickerwassers	143
3	Bewirtschaftung	145
4	Beschreibung der Standorte.....	147
5	Ergebnisse.....	151
5.1	Dauerversuch	151
5.1.1	Humusgehalte.....	151
5.1.2	Erträge	152
5.1.3	N-Entzüge.....	153
5.1.4	N-Bilanzsalden und N _{min} -Gehalte.....	154
5.1.5	N-Einwaschung in Unterflurlysimeter und Nitrat-Konzentration im Sickerwasser.....	159
5.2	Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig.....	162
5.2.1	Erträge	162
5.2.2	Sickerwasseranfall und Austauschrate des Bodenwassers.....	163
5.2.3	N-Entzug, N-Bilanz, N-Einwaschung und Nitratkonzentration im Sickerwasser	170
5.2.4	Humusgehalte.....	173
6	Zusammenfassung	174

Langjährige Lysimeteruntersuchungen zum N-Austrag mit dem Sickerwasser unter einem lehmigen Sand..... 176

Claudia Strauß, Dr. Matthias Schrödter, Dr. Juliane Seeger und Prof. Dr. Ralph Meißner

1	Aufgabenstellung	176
2	Methoden.....	176
3	Bewirtschaftung	178
4	Standortbeschreibung	179
4.1	Klima.....	179
4.2	Boden	180

4.3	Hydrogeologie.....	181
5	Ergebnisse.....	181
5.1	Wasser- und Stoffhaushalt.....	181
5.2	Erträge und N-Bilanzen	183
6	Zusammenfassung	185
	Literatur	186
	Anlagen	187

Die Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Groß Lüsewitz 192

Jana Lorenz, Dr. Eckhard Lehmann und Birgit Zachow

1	Standort.....	192
1.1	Lage und Standort allgemein.....	192
1.2	Klima.....	193
1.3	Boden	193
2	Messtechnik und Methode.....	195
3	Bewirtschaftung und Aufgabenstellungen der Versuche	196
3.1	Bodenbearbeitung	196
3.2	Aufgabenstellungen der Versuche und angebaute Kulturen	197
3.3	Düngung und Methode der Düngungsbemessung	198
4	Witterungs- bzw. Klimatrend im Untersuchungszeitraum	199
5	Ergebnisse.....	201
5.1	Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers	201
5.2	Erträge, N-Düngung, N-Entzüge, N-Salden, N _{min} -Gehalt im Boden	204
5.3	N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers	209
6	Zusammenfassung	211
	Literatur	211
	Anlagen	213

IV ZUSAMMENFASSUNG..... 219

Glossar

Austauschrate des Bodenwassers	theoretische Größe, die angibt, zu welchem Anteil die in der Wurzelzone des Bodens gegen die Schwerkraft speicherbare Wassermenge während eines Jahres ausgetauscht wird in %. Sie errechnet sich aus der Sickerwassermenge in l/m ² geteilt durch (Bodenwassermenge bei Feldkapazität in l/m ³ mal mittlere Durchwurzelungstiefe in der Fruchtfolge in m)
empfehlungskonforme N-Düngung	fachgerechte Düngung mit Programmen zur Stickstoffbedarfsanalyse und entsprechend der rechtlichen Vorgaben, Synonym zu fachgerechter N-Düngung
fachgerechte N-Düngung	Bemessung der N-Düngerhöhe in Abhängigkeit vom Zielertrag des Standortes, dem N-Bedarf der Pflanze, den Anforderungen an die Produktqualität und der N-Bereitstellung aus Bodenquellen
Leguminosen	Pflanzen, die in ihren Wurzeln eine Symbiose mit Bakterien eingehen, die N ₂ aus der Luft binden und zu pflanzenverfügbarem NH ₄ reduzieren
Lysimeter	mit Boden befüllte Behälter mit einer am unteren Rand angebrachten Öffnung für die Entnahme des Sickerwassers (von griech. lysis = Lösung, Auflösung und metron = Maß)
N-Saldo	im vorliegenden Bericht: N-Zufuhr über Düngung und legume N-Bindung (ohne Abzug NH ₃ -Verluste während Ausbringung organischer Dünger) minus N-Abfuhr mit dem Erntegut, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in kg N/ha
N-Austrag	N-Menge, die aus der Wurzelzone bzw. der Verdunstungszone des Bodens innerhalb eines Zeitintervalls ausgewaschen wird in kg N/ha x a. Der N-Austrag wird bestimmt als Produkt von NO ₃ -N-Konzentration und Sickerwassermenge
NO ₃ -Konzentration des Sickerwassers	Masse an Nitrat pro Volumen Sickerwasser zu einem bestimmten Zeitpunkt in mg/l (DWA, 2012)
Sickerwassermenge	Wasservolumen, das die Wurzelzone bzw. Verdunstungszone innerhalb eines Zeitintervalls abwärts gerichtet verlässt in l/m ² x a (DWA, 2012)
unvermeidbare N-Auswaschung	N-Austrag aus der Wurzelzone, der trotz Ausnutzung aller im Sinne einer guten fachlichen Praxis verfügbaren pflanzenbaulichen Maßnahmen zur Erzielung optimaler Erträge und ausreichender Produktqualitäten entsteht (BAUMGARTEL et al., 2003)

Abkürzungsverzeichnis

BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BEFU	Programm zur Düngebedarfsermittlung in Sachsen
BfG	Bundesamt für Gewässerkunde
C/N-Verhältnis	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
EG-Nitratrichtlinie	Richtlinie 91/676/EWG des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verschmutzung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen
EU-WRRL	Wasserrahmen-Richtlinie der Europäischen Union, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
FK	Feldkapazität
ITNI	integrated total nitrogen input
JKI	Julius-Kühn-Institut
LFA	Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LLFG	Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt
LLH	Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen
N	Stickstoff
N ₁	Gesamt-N-Gehalt
N ₂	molekularer Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NN	Normalnull ... Höhe über dem Meeresspiegel
nFK	nutzbare Feldkapazität
nFKwe	nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum
NO	Stickstoffmonoxid
NO _x	Stickoxide (NO, N ₂ O, NO ₂)
NO ₂	Nitrit
NO ₃	Nitrat
N ₂ O	Lachgas
PET	potenzielle Evapotranspiration
SBFUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TN	Total Nitrogen
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ
VERD	Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs (KOITZSCH & GÜNTHER, 1990)
VDLUFU	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Weff	effektiver Wurzelraum

I EINLEITUNG

1 Anlass und Zielstellung

Anlass

Die Landwirtschaft steht im Hinblick auf die N-Befruchtung der Gewässer nach wie vor im Mittelpunkt der Diskussion. Obwohl die Einträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet von Nord- bzw. Ostsee von 804 bzw. 63 kt im Jahr 1985 auf 418 bzw. 31 kt im Jahr 2005 gesunken sind, ist der Beitrag der Landbewirtschaftung und Landschaft mit derzeit 75 % nach wie vor hoch (UBA, 2010).

Die EU-WRRL, im Jahr 2000 ins Leben gerufen, verfolgt über ein mehrstufiges Rahmenprogramm die Erzielung des guten Zustands der Gewässer.

Der in Anlehnung an die Trinkwasserverordnung für das Grundwasser geforderte Grenzwert von 50 mg/l Nitrat wird für 26,5 % aller Grundwasserkörper nicht erreicht (UBA, 2011).

Oberflächengewässer werden nach ihrem ökologischen und chemischen Zustand bewertet. Der ökologische Zustand bemisst sich nach den in und am Gewässer lebenden Pflanzen und Tieren, deren Vorkommen eng mit der Morphologie und den physikalisch-chemischen Bedingungen zusammenhängt. Der Orientierungswert für Ammonium für Fließgewässer liegt zwischen 0,1 und 0,3 mg/l. Der chemische Zustand richtet sich nach der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) der 33 prioritären Stoffe der WRRL und weiterer acht europaweit geregelten Stoffe der älteren Richtlinie über gefährliche Stoffe sowie der Umweltqualitätsnorm für Nitrat aus der EG-Nitratrichtlinie mit einem Grenzwert von 50 mg/l.

Für die N-Einträge in die Nord- und Ostsee ist nicht die Konzentration, sondern die N-Fracht entscheidend.

Ziele der Landwirtschaft für den Schutz der Gewässer

Um einen Beitrag für den Schutz der Gewässer leisten zu können, benötigt der Landwirt Kenntnisse darüber, welche Maßnahmen der Bewirtschaftung unter den jeweiligen Standortverhältnissen geeignet sind und welche diesem Ziel entgegenstehen.

Die Reduzierung von N-Überschüssen aus N-Zufuhr unter Anrechnung der N-Abfuhr einer landwirtschaftlichen Nutzfläche steht dabei langfristig im Mittelpunkt. Ein Teil der N-Auswaschung aus dem Boden ist als unvermeidbar zu sehen. Es handelt sich um die Menge, die trotz Ausnutzung aller im Sinne einer Guten fachlichen Praxis verfügbaren pflanzenbaulichen Maßnahmen zur Erzielung optimaler Erträge und ausreichender Produktqualitäten (BAUMGÄRTEL et al., 2003) entsteht. Sie muss langfristig durch Düngung ersetzt werden, wenn es nicht zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit kommen soll und ist deshalb

in etwa gleich dem unvermeidbaren N-Flächen-Saldo¹⁾. Die Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung wird wesentlich von den Standortverhältnissen bestimmt. Da der Landwirt nicht alle den Ertrag beeinflussende Faktoren kontrollieren kann, ist dieser Wert nur in einem Schwankungsbereich einzuhalten. Mit solchen standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden kann der Landwirt prüfen, ob er die Möglichkeiten des landwirtschaftlichen Managements für den Schutz der Gewässer ausgeschöpft hat oder nicht. Kenntnisse über die Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung und standortabhängige Schwellenwerte für N-Salden sind derzeit noch unzureichend.

Lysimeter für die Umsetzung der Ziele des Gewässerschutzes

Lysimeter sind in der Lage, den N im System Pflanze, Wasser, Boden weitgehend vollständig zu bilanzieren. Sie stellen den Ausschnitt eines landwirtschaftlichen Feldes dar, auf dem sich ein Pflanzenbestand mit den standorttypischen Risiken der Ertragsbildung entwickeln kann. Mit der exakten Erfassung der Sickerwassermenge und N-Konzentration des Sickerwassers ist die Höhe der N-Auswaschung flächenbezogen genau bestimmbar und kann mit der Bewirtschaftung in Beziehung gesetzt werden.

Beitrag der Kooperation Lysimeter

Durch Zusammenarbeit in der Kooperation Lysimeter ergibt sich die Möglichkeit, Kenntnisse über das Zusammenspiel zwischen Bewirtschaftungssystemen, Bewirtschaftungsmaßnahmen, Standortbedingungen und N-Auswaschung zusammenfassend darzustellen und Wissenslücken zu schließen. Hierdurch kann ein gewisser Anteil der Vielfalt der Standorte und landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssysteme abgebildet werden, um dem Landwirt durch Vorgabe standortangepasster Maßnahmen zum Gewässerschutz oder standortabhängiger Zielwerte des N-Saldos Hilfestellung für die Umsetzung der Ziele der EU-WRRL, dem guten Zustand der Gewässer, zu geben.

Ziele

Die Broschüre zielt darauf ab, auf der Grundlage langjähriger Messreihen die Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung (Fruchtfolge, Düngungsregime etc.) auf die N-Auswaschung zu beschreiben und Schlussfolgerungen abzuleiten zu:

- der Verlagerungsdisposition der untersuchten Böden,
- gewässerverträglichen standortabhängigen Managementstrategien und
- der Größe der standortabhängigen unvermeidbaren N-Auswaschung, insofern es die Versuchsanstellung zulässt.

¹⁾ Der N-Flächen-Saldo ist gleich dem N-Hoftorsaldo minus NH_3 -Verluste im tierhaltenden Betrieb. Er kennzeichnet den im Boden als Überschuss verbliebenen bzw. diesem entzogenen N und ermöglicht eine Einschätzung der Effizienz der N-Düngung und der potenziellen Gefährdung von Umwelt und Bodenfruchtbarkeit (VDLUFA, 2007).

Betrachtet werden dabei die naturräumlichen Bedingungen Mittel- und Nordostdeutschlands, die aufgrund der zum Teil geringen Sickerwassermengen höhere N-Konzentrationen im Abfluss aus der durchwurzelbaren Bodenzone erwarten lassen. Mit Gewässerökologen, Wasserwirtschaftlern, Naturschützern bedarf es ggf. einer Abstimmung darüber, ob höhere N-Konzentrationen tatsächlich eine Gefahr für den guten ökologischen Zustand der Oberflächengewässer sind.

Dieses Heft soll einen Beitrag dafür leisten, Möglichkeiten und Grenzen landwirtschaftlicher Bodennutzung für die Reduzierung der N-Befruchtung der Gewässer aufzuzeigen und Grundlagen für eine objektive Politikberatung zu liefern.

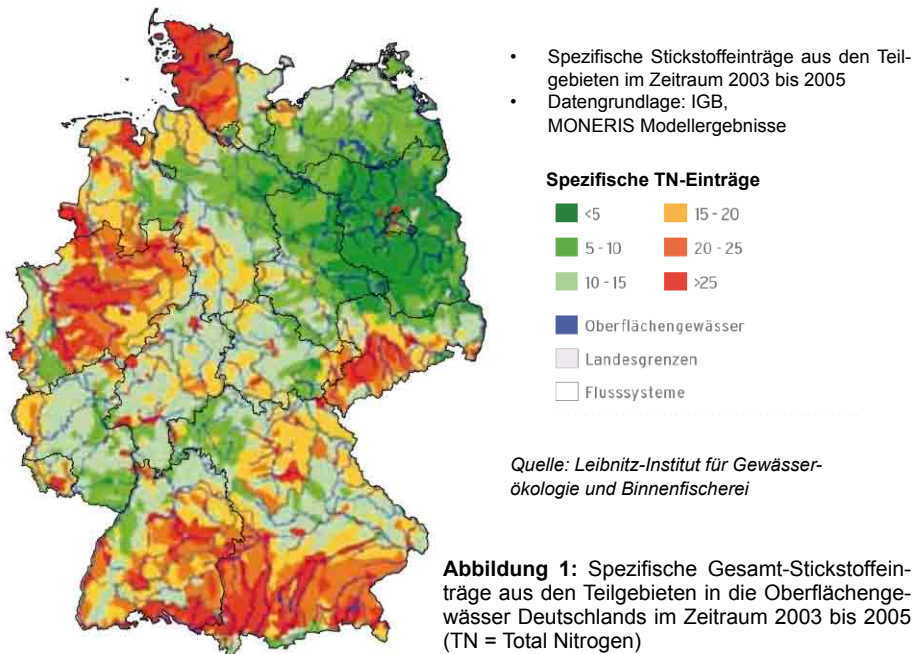
2 Hintergrund

2.1 Zustand der Gewässer

Meere (Nord- und Ostsee)

Die räumliche Verteilung der N-Frachten aus den Teilgebieten geht aus Abbildung 1 hervor.

In die Meere gelangt der Stickstoff hauptsächlich über die Flüsse, zum Teil auch über die Atmosphäre.



Im Unterschied zu den Flüssen, Seen und Küstengewässern ist in den Meeren N der wachstumsbegrenzende Faktor und damit entscheidend für die Nährstoffwirkungen. Eine durch Nährstoffzufuhr ausgelöste Massenentwicklung von Algen kann zu einer starken Sauerstoffzehrung führen, so dass kaum noch Organismen in den bodennahen Schichten überleben können. Folgen der Meereseutrophierung zeigten sich auch an den Küsten. In den frühen 1980er Jahren gab es alarmierende Meldungen über Algenpest und Fischsterben vor der Nord- und Ostseeküste. Bestimmte Algen sondern giftige Gase ab, wie z. B. Schwefelwasserstoff, was Gesundheitsgefährdungen nach sich ziehen kann (UBA, 2011).

Grundwasser

Grundwasser ist die wichtigste Quelle für das Trinkwasser. Mehr als 50 mg/l Nitrat im Trinkwasser werden aus Sicht des Gesundheitsschutzes für problematisch gehalten. In der Vergangenheit gab es schon häufig die Aufgabe von Grundwasservorkommen aufgrund von über 50 mg/l Nitrat und es erfolgte die Erschließung tiefer liegender Vorkommen. Dem Ausweichen sind natürliche Grenzen gesetzt. Hinzu kommt, dass die Gewinnung des Trinkwassers sich dadurch verteuert (UBA, 2011). 37 % der Grundwasserkörper in Deutschland erreichen den guten chemischen Zustand der Gewässer nicht, 26,5 % aller

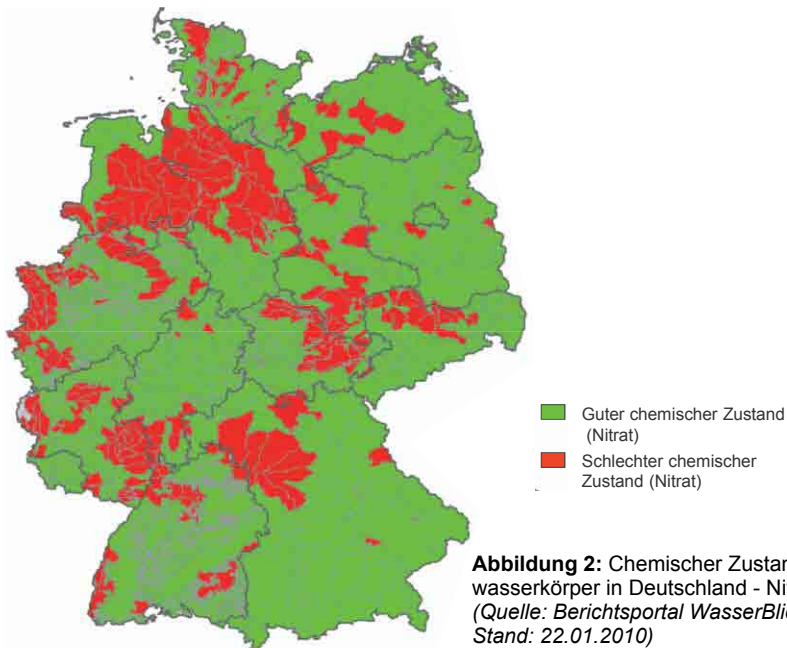


Abbildung 2: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland - Nitrat
(Quelle: Berichtsportal WasserBlick/BfG, Stand: 22.01.2010)

Grundwasserkörper allein wegen zu viel Nitrat (Abb. 2). Diese Einstufung erfolgt, wenn das Grundwasser selbst den guten chemischen Zustand nicht erreicht und auch, wenn das vom Grundwasser abhängige Oberflächengewässer und Landökosystem durch das Grundwasser geschädigt wird.

Oberflächengewässer

Oberflächengewässer sind gegenüber N unterschiedlich empfindlich. Im Allgemeinen gilt für Oberflächengewässer, dass die Wirkung von N vom Vorhandensein anderer Nährstoffe, vor allem von P abhängt. In den meisten Flüssen und Seen ist das Element P der wachstumsbegrenzende Faktor für das unerwünschte Pflanzenwachstum. Um den guten ökologischen Zustand wiederherzustellen, kommt es deshalb darauf an, neben den N-Einträgen auch die P-Einträge zu reduzieren (UBA, 2011). Allerdings deuten Studien darauf hin, dass einige Gewässerorganismen, wie Flussperlmuschel und Bachmuschel, bei erhöhten N-Konzentrationen im Gewässer nicht mehr vorkommen. Des Weiteren ist bekannt, dass Nitrit und Ammoniumverbindungen toxisch auf Gewässerorganismen wirken können. Versauerung infolge von Stickstoffeinträgen in Oberläufen von Mittelgebirgsflächen in geologisch säuresensiblen Gebieten soll für das Aussterben von Fischen und anderen Lebewesen verantwortlich sein. Eine niedrige Nitratkonzentration in den Flüssen und Seen ist daher generell wichtig für den Erhalt ihrer ökologischen Funktionen.

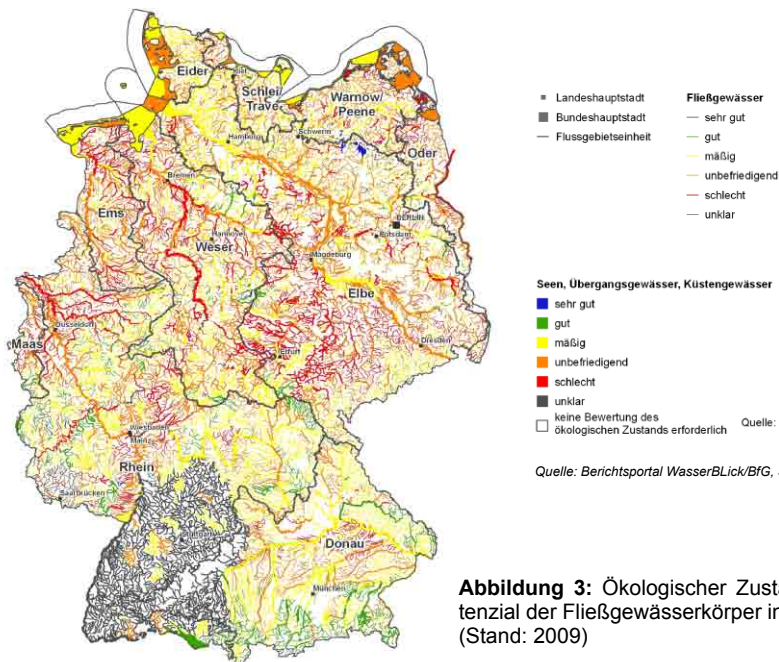


Abbildung 3: Ökologischer Zustand bzw. Potenzial der Fließgewässerkörper in Deutschland (Stand: 2009)

Abbildung 3 zeigt den ökologischen Zustand der Fließgewässer in Deutschland. Als wesentliche Ursachen für das Nichterreichen des guten ökologischen Zustands werden Veränderungen der Hydromorphologie und die hohe, anthropogen bedingte Nährstoffbelastung gesehen.

2.2 Der Nährstoff Stickstoff in der pflanzlichen Produktion

Stickstoff stellt in Form von Nitrat und Ammonium ein essentieller Nährstoff für das pflanzliche Wachstum und die Produktion pflanzlicher Biomasse für die Bereitstellung von Nahrungsmitteln und Rohstoffen dar. In der mineralischen Bodensubstanz ist Stickstoff nur in sehr geringen Mengen vorhanden und muss deshalb durch organische und mineralische Düngung regelmäßig zugeführt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Dabei kommt es darauf an, den in den einzelnen Entwicklungsabschnitten unterschiedlichen Bedarf der Pflanze an Stickstoff möglichst vollständig zu decken. Die Gesamtmenge an verfügbarem Stickstoff und die Rate der Nachlieferung aus dem organischen Pool des Bodens beeinflussen das maßgeblich (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Die Versorgung des Bodens mit organischer Substanz ist dafür wichtig.

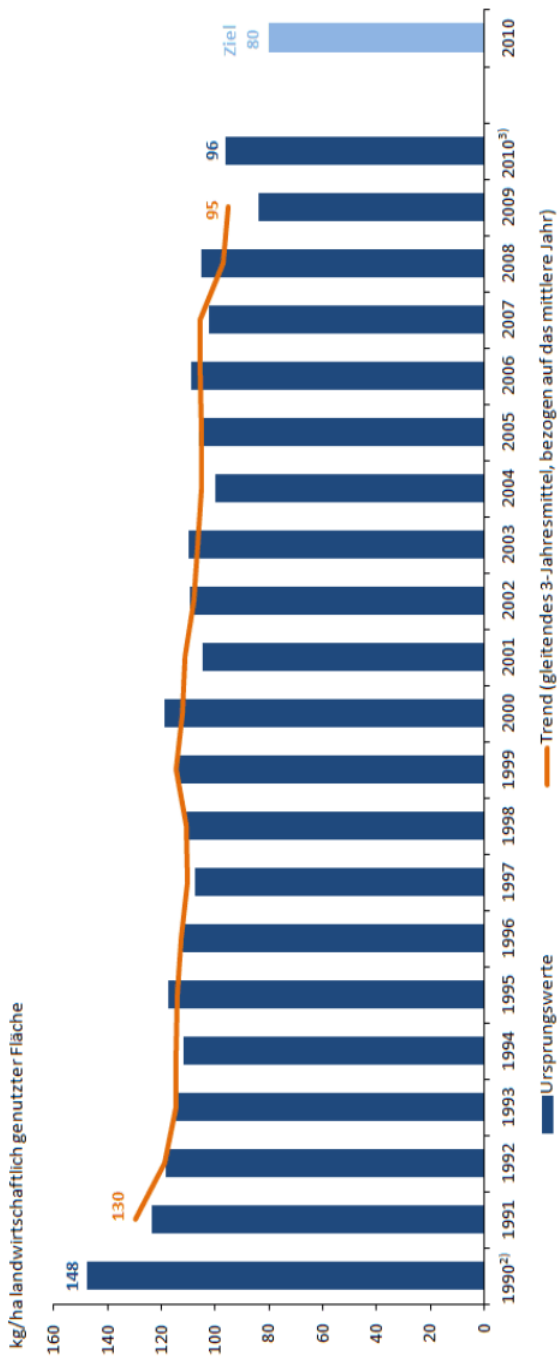
Stickstoff im Boden

N liegt im Boden überwiegend in organischer Form vor. Über den Prozess der Mineralisierung wird ein Teil davon zu NH_4 und NO_3 umgesetzt. Durch Ammonifikation gebildete oder durch Düngung zugeführte NH_4 -Ionen können in adsorbierte Form übergehen. Dominierend ist in belüfteten Böden des gemäßigt-humiden Klimabereichs hingegen die Nitrifikation zu NO_3 , bei der auch NO und N_2O entstehen können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Bei hoher Wassersättigung gewinnt Denitrifikation an Bedeutung, bei der Nitrat über NO_2 zu gasförmigen Stickoxiden (NO , N_2O) und molekularem Stickstoff (N_2) reduziert wird. Bei geringem N-Gehalt der organischen Substanz (C/N-Verhältnis > 25) nehmen Mikroorganismen den zum Aufbau ihrer Körpersubstanz notwendigen N aus der Bodenlösung auf, wodurch dieser vorübergehend immobilisiert wird.

Je nachdem ob N-bindende oder -freisetzende Prozesse im Boden überwiegen liegt eine niedrige oder hohe NO_3 -Konzentration in der Bodenlösung vor. Stickstoff in Form von Nitrat bewegt sich im Boden ebenso wie das Bodenwasser und ist im Winterhalbjahr, während der Periode der Sickerwasserbildung, stark auswaschunggefährdet.

Grundsätzlich gilt, dass in Böden, denen langfristig deutlich mehr Stickstoff als dem pflanzlichen Bedarf zugeführt wird (Saldo aus N-Zufuhr und -Abfuhr) mehr mineralischer Stickstoff im Bodenwasser gelöst vorliegt.

Ebenso ist bekannt, dass das jährliche Management der Bewirtschaftung, von dem auch der N-Saldo abhängt, den Gehalt des Bodens an gelöstem Stickstoff



¹⁾ Die Ergebnisse sind mit Angaben früherer Veröffentlichungen aufgrund methodischer Veränderungen nur eingeschränkt vergleichbar.

²⁾ Datenbasis zum Teil unsicher.

³⁾ Datenbasis teilweise vorläufig.

Quelle: Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Julius Kühn Institut (JKI) Braunschweig und Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement (ILR), Universität Gießen, 2012

Abbildung 4: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft in Deutschland (Gesamtbilanz) nach der Bilanzierungsmethode von BACH et al., 2011

beeinflusst. Beispielsweise kann nach Ausbringen von Gülle im Herbst mit 50 bis 60 % $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil am Gesamt-N-Gehalt in silikatreichen Böden NH_4 in Illiten adsorbiert werden, ebenso wahrscheinlich ist die Nitrifikation zu NO_3 und die Ammonifizierung organisch gebundenen Stickstoffs aus leicht abbaubaren Anteilen der organischen Substanz der Gülle mit der Folge erhöhten NO_3 -Gehaltes im Boden. Wenn zuvor Stroh (C/N 50 bis 100) eingearbeitet worden ist, nehmen die Mikroorganismen für dessen Abbau Nitrat aus der Bodenlösung auf und senken vorübergehend die NO_3 -Konzentration.

N-Bilanz der Landwirtschaft

Der N-Saldo zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr wird als wichtiger Indikator für die Gefahr des N-Austrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer gesehen.

Die Bilanzierung von Stickstoff im Agrarökosystem kann auf der Ebene des Betriebes (Hoftorbilanz oder Gesamtbetriebliche Bilanz), des Feldes (Flächenbilanz, Feldbilanz) und des Stalls (Stallbilanz) vorgenommen werden. Die Hoftor-N-Bilanz ist die vollständige N-Bilanz eines Betriebes, die sowohl die Austräge über den Bodenpfad als auch über den Luftpfad (NH_3 , Denitrifikation) enthält (VDLUFA, 2007). In der Flächenbilanz und der Feldbilanz werden die gasförmigen N-Verluste (NH_3) angerechnet.

Nach der Berichterstattung des BMELV beläuft sich der Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft im Jahr 2007 auf 105 kg/ha (Abb. 4, BMELV, 2011).

Die hier mitgeteilte Gesamt-Bilanz saldiert entsprechend den Vorgaben der Hoftorbilanz die N-Zufuhr und N-Abfuhr des landwirtschaftlichen Betriebes und addiert dazu noch die NO_x -Deposition aus außerlandwirtschaftlichen Quellen (Tab. 1), vornehmlich dem Verkehr (BACH, GODLINSKI, GREEF, 2011).

Im Vergleich zum Zeitraum 1990 bis 1992 mit einem N-Überschuss von 133 kg/ha hat es eine Reduzierung um 20 % gegeben, die im Wesentlichen auf den Rückgang der Tierbestände in den neuen Bundesländern Anfang der 1990er Jahre zurückgeführt wird. Das Ziel 80 kg/ha, in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung für das Jahr 2010 festgehalten, ist bisher nicht erreicht worden.

ISERMANN (2010) gibt für Deutschland im Zeitraum 2004 bis 2008 einen N-Bilanz-Überschuss von 159 kg/ha N an, darunter 35 kg/ha aus der Netto-Mineralisation durch Umbruch von Grünland und Moorkultivierung. Der im Vergleich zur Gesamtbilanz des BMELV noch verbleibende Restbetrag von 20 kg/ha ist vermutlich auf die Anrechnung eines höheren Input über Depositionen zurückzuführen.

Für die Flächenbilanz, die die Zufuhr über Düngung, Wirtschaftsdünger, atmosph. Deposition mit der Abfuhr über pflanzliche Marktprodukte und Futterfrüchte saldiert gibt das BMELV für den Zeitraum 2004 bis 2008 einen Wert von 70 kg/ha N an (Tab. 1). Ohne N-Input über Depositionen (9,1 kg/ha $\text{NO}_x\text{-N}$ plus 15,5 kg/ha $\text{NH}_3\text{-N}$) beträgt die Flächenbilanz 46,5 kg N/ha.

Tabelle 1: Gesamt- und Flächenbilanz in Deutschland für den Zeitraum 2004 bis 2008, bilanziert nach der Methode von BACH et al., 2011 (BMELV, 2011)

Gesamt-N-Bilanz	Flächen-N-Bilanz		
	kg N/ha LN	kg N/ha LN	
Dünger	107,8	Dünger	107,8
davon		davon	
Mineraldünger	103,7	Mineraldünger	103,7
Organische Düngemittel	4,1	Organische Düngemittel	4,1
		Wirtschaftsdünger	51,7
Atmosphärische Deposition	9,1	Atmosphärische Deposition	24,6
		davon	
		NH _y	15,5
		NO _x	9,1
Biologische N-Fixierung	12,2	Biologische N-Fixierung	12,2
Saat- und Pflanzgut	1,4	Saat- und Pflanzgut	1,4
Futtermittel, Inland	38,0		
davon			
Pflanzliche Futtermittel	13,6		
Tierische Futtermittel	0,8		
Marktgängige Primärfuttermittel	23,6		
Futtermittel, Import	24,0		
Summe Zufuhr	192,5	Summe Zufuhr	197,7
Pflanzliche Marktprodukte	68,0	Pflanzliche Marktprodukte	68,0
		Futterfrüchte und Nebenerzeugnisse	59,3
Tierische Marktprodukte	21,4		
davon			
Fleisch	11,7		
Sonstige Tierprodukte	9,7		
Summe Abfuhr	89,4	Summe Abfuhr	127,3
Saldo	103,1	Saldo	70,4

Quelle: Institut für Pflanzen- und Bodenkunde, Julius Kühn Institut (JKI) und Institut für Landschafts-ökonomie und Ressourcenmanagement, Universität Gießen

N-Deposition

Die N-Deposition ist Teil des N-Haushaltes von Pflanze, Wasser und Boden. Über ihre Höhe gibt es Unsicherheit. Bulk-Sammler erfassen den Anteil über Niederschlag und sedimentierende Partikel der trockenen Deposition. Ein am UFZ Halle-Leipzig entwickeltes Messsystem (ITNI, integrated total nitrogen input), das mittels eines Pflanzenbestandes (angezogen mit 15 N-markierter Nährlösung) versucht, den gesamten atmosphärischen N-Eintrag zu bestimmen, kommt zu höheren Werten. Am Standort Bad Lauchstädt betrug die mit bulk-

Sammlern gemessene Deposition beispielsweise 21 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ im Mittel der Jahre 1994 bis 1999, die des ITNI-Systems 65 kg/ha Gesamt-N. Bei letzterem zeigte sich eine große Streuung in Abhängigkeit von Pflanzenart und gebildeter Trockenmasse (BÖHME et al., 2002 und 2003). Eine diesem Ergebnis vergleichbare Größenordnung der N-Deposition von 50 bis 58 kg/ha und Jahr leiteten WEIGEL et al. (2000) aus N-Bilanzen von Dauerfeldversuchen am Standort Bad Lauchstädt ab.

Der N-Bilanz-Überschuss der Landwirtschaft Deutschlands für den Zeitraum 2004 bis 2008 liegt demnach je nach Bilanzierungsmethode zwischen 159, 103, 71 und 46 kg/ha. Die Unterschiede beruhen allein darauf, ob und in welcher Höhe Netto-Mineralisation von rekultivierten Moorflächen und Grünlandumbruch sowie Depositionen berücksichtigt werden. In der Berichterstattung des BMELV (2011) wird der Stickstoff-Überschuss der Landwirtschaft aus der Gesamtbilanz, also 103 kg/ha, dargestellt. Da darin die gesamten $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste aus der Tierhaltung enthalten sind, gibt dieser N-Saldo zwar richtig den N-Überschuss der Landwirtschaft Deutschlands wider. Abzüglich 9 kg/ha NO_x aus außerlandwirtschaftlichen Quellen besteht in der Methode der Bilanzierung auch Übereinstimmung mit dem VDLUFA-AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“, der den Hoftorsaldo als aussagekräftigste Bilanzierungsmethode für die Bewertung der N-Effizienz und Umweltverträglichkeit der Landwirtschaft favorisiert (VDLUFA, 2010).

Für den Landwirt vor Ort ist der bundesdeutsche Mittelwert der Gesamtbilanz oder der Flächenbilanz, ob mit oder ohne Deposition aber wenig hilfreich. Für ihn ist der Saldo aus N-Zufuhr und N-Abfuhr des Betriebes, der über einen mehrjährigen Zeitraum zu bilden ist, ausschlaggebend. Der mehrjährige einzelschlagbezogene Saldo stellt für die gewässerschonende Landbewirtschaftung eine unabdingbare Ergänzung dar. Lysimeter, die den N-Austrag genau messen, können mit der Bestimmung der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung einen wichtigen Beitrag für die Ableitung standortabhängiger Schwellenwerte für N-Salden leisten.

3 Methoden

3.1 Erfassung der N-Auswaschung mit Hilfe von Lysimetern

Lysimeter sind mit Boden befüllte Behälter mit einer am unteren Rand angebrachten Öffnung für die Entnahme des Sickerwassers (Abb. 5).

Der Boden wird in der Regel monolithisch eingebracht. Ein schichtweiser Einbau erfordert eine mehrjährige Ruhephase vor Beginn der Messungen. Eine monolithische Befüllung sichert einen dem natürlichen Standort entsprechenden Nährstoff-Umsatz sowie Wasserfluss im Boden.

Die Oberfläche sollte groß genug sein für die Etablierung eines repräsentativen Pflanzenbestandes. Die Tiefe der Lysimeter sollte den Wurzel- und kapillaren Aufstiegsraum umfassen. Das Sickerwasser kann gravitativ über eine Filterschicht oder mit Hilfe eines Unterdruckes gewonnen werden. Für lehmige und tonige Böden empfiehlt sich eine tensionsgesteuerte Sickerwasserentnahme. Erfolgt die Sickerwasserentnahme auch bei diesen Böden gravitativ, sollte sich zwischen Lysimeterboden und verdunstungsbeeinflusster Bodenzone eine ausreichend große Sickerwasserzone befinden. Die

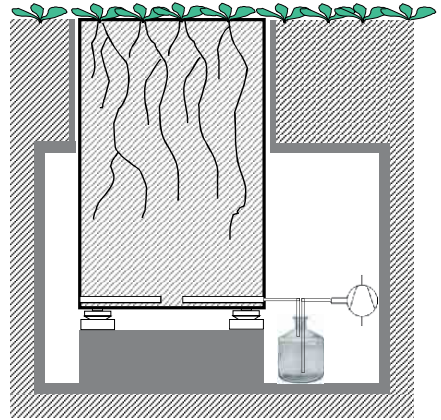


Abbildung 5: Prinzipskizze eines Lysimeters

Sickerwassermenge wird entweder manuell durch Auslitern bestimmt oder automatisiert mit Hilfe von Kippschalenmessern oder Waagen. Die Ermittlung der Stoffkonzentration des Sickerwassers erfolgt i. d. R. in einem externen Labor. Für die exakte Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen Verdunstung und Niederschlag sind Lysimeter mit Wägesystemen ausgerüstet. Aus der Gewichtszunahme ergibt sich der Niederschlag, aus der Gewichtsabnahme die Verdunstung. Die Wägegenauigkeit bewegt sich nach Stand neuester Technik im Bereich zwischen 100 und 200 g, womit Verdunstung und Niederschlag 0,05 bis 0,1 mm genau bestimmt werden können. Um Messfehler aufgrund von Oaseneffekten zu vermeiden, ist es wichtig, dass sich die Lysimeter inmitten eines ebenso bewachsenen Pflanzenbestandes befinden.

Das entscheidende Merkmal von Lysimetern ist, dass mit ihnen N im gesamten System Wasser-Pflanze-Boden bilanziert werden kann. Auch für die Erfassung des gasförmigen Austragspfades stehen mittlerweile Probenahmesysteme in Form von Hauben und Gasprobenehmern zur Verfügung. Der Nährstoffsaldo der oberen Randbedingung (Zufuhr über Düngung und Deposition sowie Abfuhr mit dem Erntegut) ist eindeutig der Nährstofffracht der unteren Randbedingung zuordenbar und die Qualität des Sickerwassers eindeutig einer Bewirtschaftung. Der im Lysimeter enthaltene Boden kann anhand der Zeitreihen der Sickerwasserbildung, Stoffkonzentration und -frachten des Sickerwassers hinsichtlich der Nährstoffverlagerungsgefahr bewertet werden.

Durch Einbau von Sensoren sind weitere Detailkenntnisse über den Wasser- und Stofffluss bestimmbar.

Ein Nachteil von Lysimetern ist, dass laterale Zu- und Abflüsse durch Einbringen des Bodens in einen allseits umfassenden Behälter ausgeschlossen sind. Um dem zu begegnen, sollten Lysimeter eine ausreichend große Oberfläche

haben. Dennoch scheiden schwer durchlässige tonige Böden, in denen sich das Bodenwasser vorwiegend in Schrumpfrissen und lateral bewegt für Lysimetermessungen, aus.

Lysimeter, die die o. g. Anforderungen erfüllen sind i. d. R. teuer in der Anschaffung und wartungs- und personalintensiv im Messbetrieb. Sie werden deshalb vordergründig für Langzeituntersuchungen eingesetzt.

Trichterlysimeter unterbrechen in einem ungestörten Bodenkörper den vertikalen Sickerwasserfluss und leiten das aufgefangene Sickerwasser kontinuierlich in Sammelgefäße. Die Zuordnung der Sickerwassermenge zum Einzugsgebiet ist aufgrund fehlender seitlicher Abgrenzung unsicher. Für eine eindeutige Zuordnung der Sickerwasserqualität ist auf eine einheitliche Bewirtschaftung des Einzugsgebietes zu achten.

Dränanlagen leiten das Sickerwasser mit Hilfe von Saugern und Sammlern über weitgehend undurchlässige Stauschichten einem zentralen Auslauf zu. Die Abflussmenge kann nicht exakt einem Einzugsgebiet zugeordnet werden, weil die Fläche der Dränanlage mit der des Einzugsgebietes nicht identisch sein muss und bei praxisüblichem Dränabstand von 8 bis 10 m ein Teil des Sickerwassers nicht den Drän erreicht. Mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen sollte die Dränabflussmenge auf Plausibilität geprüft werden. Abflussereignisse erfassen Dränanlagen. Für eine eindeutige Zuordnung der Sickerwasserqualität ist sicher zu stellen, dass das Einzugsgebiet von Dränanlagen mit der zu prüfenden Nutzung einheitlich bewirtschaftet wird.

3.2 Standorte und Bewirtschaftungssysteme der Lysimeter/ Bodenwassermessstellen in der Kooperation Lysimeter

Kooperationspartner

Die Kooperation Lysimeter/Bodenwassermessstellen besteht derzeit zwischen den Lysimeter- und Dränmessfeldbetreibern der folgenden land- und wasserwirtschaftlichen Einrichtungen (Abb. 6):

- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL):
Lysimeterstation Buttstedt
- Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen (SBfUL): Lysimeterstation Brandis
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG):
Versuchsstationen Leipzig-Möckern und Methau
- Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLFG/ UFZ): Lysimeterstation Falkenberg (mit einem Teil der Lysimeter)
- Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (LLH): Lysimeterstation Kassel
- Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA): Lysimeterstation Großlüsewitz

- 1 Lysimeter Großüsewitz, Marktfrucht u. Energiepflanzen/
Gärrestdüngung
- 2 Lysimeter Falkenberg, Mais mit/ohne Zwischenfrucht, Luzernegras
- 3 Dränmessfeld Altmark, Krumenbasislockerung + biol. Stabil. mit
Kruziferen/Leguminosen
- 4 Lysimeter Kassel, versch. Bew.-Systeme, Fruchtfolge, konv., ökol.
- 5 Lysimeter Möckern, Bodenbearbeitung (Pflug, Grubber, Direktsaat)
- 6 Lysimeter Brandis, Ackerbau, Gute fachliche Praxis, konv., ökol.
- 7 Lysimeter Buttelstedt, Ackerbau, Düngung nach Empfehlung,
min./min.-org./Ber. Trichterlysimeter Buttelstedt, Ackerbau,
Gute fachliche Praxis
- 8 Dränmessfeld Großebersdorf, Ackerbau, Gute fachliche Praxis
- 9 Trichterlysimeter Methau, Ackerbau, min./min.-org.

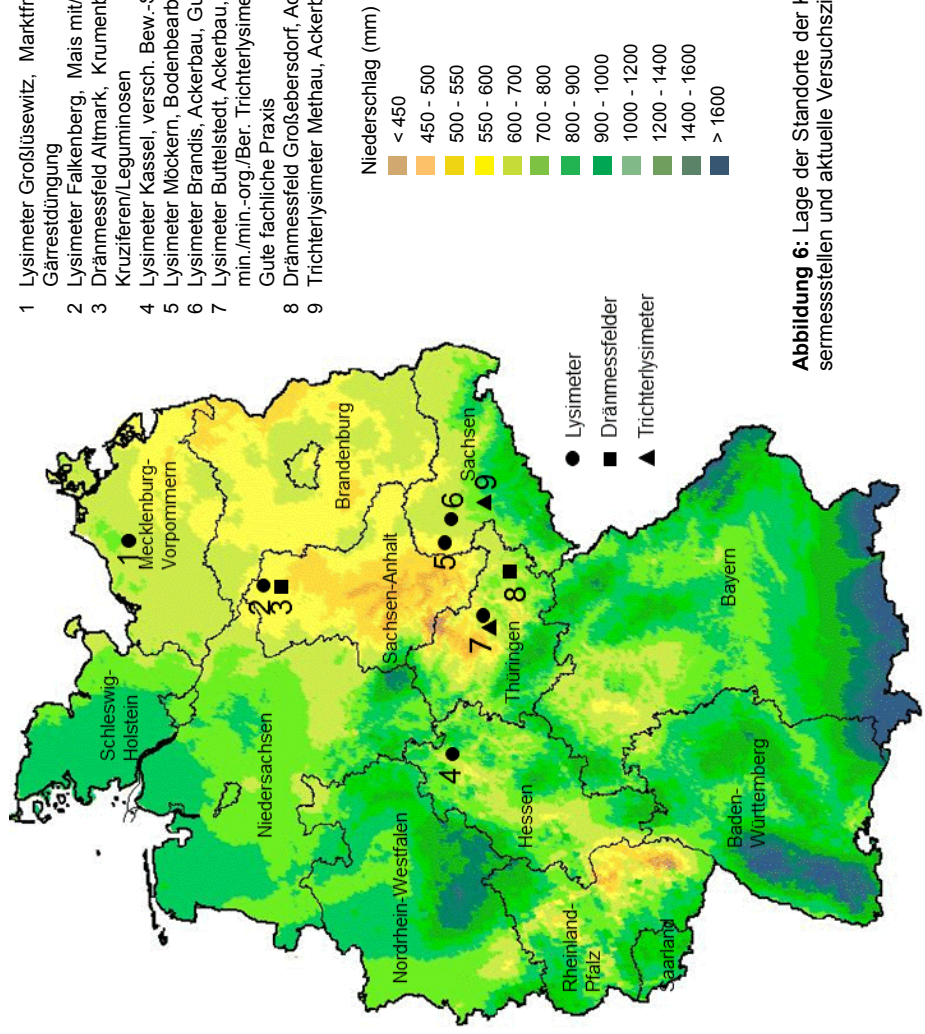


Abbildung 6: Lage der Standorte der Kooperation Lysimeter/Bodenwasser messstellen und aktuelle Versuchsziele der Lysimeter

Böden und Naturräume

Die Versuchsstationen liegen nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands im norddeutschen Tiefland und der Mittelgebirgsschwelle (Tab. 2).

Tabelle 2: Kennzeichnung der Standorte der Lysimeter und Dränmessfelder der Kooperation

Lysimeter/ Dränmessfeld	Bodentyp	Bodenart	Boden Bodengroßlandschaft¹⁾	Naturraum²⁾
Lysimeter Großlüsewitz (1)	Pseudogley- Parabraunerde	Sand über Lehm	Grundmoränenplatten u. Endmoränen im Jungmoränengebiet Norddeutschlands	Nordostmecklenburgi- sches Flachland
Lysimeter Falkenberg (2)	Pseudogley- Parabraunerde	Lehm über Sand		Altmark
Dränmessfeld Altmark (3)	Pseudogley- Braunerde	Sand	Grundmoränenplatten u. Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands	
	Tieflehm- Fahlerde	Sand		Elbe-Mulde-Tiefland, Düben-Dahleener Heide
Lysimeter Möckern (5)	Löss- Braunstaugley	Schluff	Löss- und Sandlösslandschaften*	Mittelsächsisches Lösshügelland*
	Hangsandlehm- Braunerde	Schluff über Lehm	Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an sauren bis intermediären Magmatiten u. Methamorphiten	Untere u. mittlere Lagen des Erzgebirges*
	Braunerde- Pseudogley, Parabraunerde- Braunerde	Lehm über Lehm		Leipziger Lösstiefland *
Lysimeter Brandis (6)	Braunerde-Fah- lerde, Erodierter Braunerde	Lehm über Sand	Löss- und Sandlösslandschaften *	
	Parabraunerde	Schluff		Mittelsächsisches Lösshügelland *
Trichterlysimeter Methau (9)	Löss- Braunstaugley	Schluff		Mulde-Lösshügelland *
Lysimeter Kassel (4)	Parabraunerde	Schluff	Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil nicht metamorpher Sand-, Schluff- u. Tongesteine im Wechsel mit Löss	Westhessische Senke
Lysimeter Buttelstedt (7)	Braunerde- Tschernosem	Schluff		
	Pararendzina aus unt. Keuper	Ton über Lehm	Lössböden	Thüringer Becken
Trichterlysimeter Buttelstedt (7)	Schwarzerde aus Schutt u. Keuperton	Ton über Lehm		
Dränmessfeld Großebersdorf (8)	Braunerde- Pseudogley	Sand über Tonlehm	Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil nicht metamorpher silikatischer Sediment- gesteine im Wechsel mit Löss	Saale-Elster-Sand- steinplatte

¹⁾ BGR, Karte der Bodengroßlandschaften von Deutschland 1:5 000 000

²⁾ MEYNE et al., 1962. Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands

* Quelle *Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 1 (LfULG, 1996)*

Im Einzelnen handelt es sich um

- sandige bis lehmige Böden des nordostmecklenburgischen Flachlandes im Jungmoränengebiet (1) sowie der Altmark (2, 3) und des Elbe-Mulde-Tieflandes im Altmoränengebiet Norddeutschlands (5),
- lehm- und sandunterlagerte Sandlössböden des Sächsischen Hügellandes (6),
- schluffige Böden aus Löss des mittelsächsischen Lössgebietes (5, 6, 9), des Thüringer Beckens (7) sowie der Westhessischen Senke (4),
- tonig-lehmige Böden aus unterem Keuper des Thüringer Beckens (7) und
- einen sandigen Boden der Saale-Elster-Sandsteinplatte der Randplatten des Thüringer Beckens (8).

Klima

Das nordostmecklenburgische Flachland ist maritim geprägt mit 686 mm Jahresniederschlag (NIED) und 8,3 °C Jahrestemperatur (TEMP) am Standort Groß Lüsewitz. Die Altmark liegt im Übergangsbereich zwischen seebeeinflusstem Klima und kontinentalem ostdeutschen Binnenlandklima mit 540 mm NIED und 8,5 °C TEMP am Standort Falkenberg (20 bis 90 m ü. NN). Das trifft auch auf die Sächsischen Lössgefilde zu mit 588 mm NIED und 9,3 °C TEMP am Standort Brandis (136 m ü. NN) und 600 mm NIED am Standort Möckern. Das Innere Thüringer Becken weist, im Lee von Harz und Thüringer Wald gelegen, ein trocken-warmes Klima mit ausgeprägter kontinentaler Tönung auf, am Standort Buttstedt (230 m ü. NN) sind es 544 mm NIED und 8,3 °C TEMP. Die Westhessische Senke (150 bis 300 m ü. NN), im Lee des Rheinischen Schiefergebirges, ist eine klimatische Gunstlage mit 7,5 bis 8,5 °C TEMP und 640 mm NIED am Standort Kassel. Ein mäßig warmes Klima herrscht in der Saale-Elster-Sandsteinplatte (200 bis 350 m ü. NN) vor mit 8,0 °C TEMP und 640 mm NIED am Standort Großebersdorf.

Bewirtschaftungssysteme und -varianten

Bei den Bewirtschaftungssystemen und -varianten handelt es sich durchgängig um ackerbauliche Nutzungen (Abb. 6):

- modellgestützte Düngeempfehlung, ammoniumbetonte N-Düngung, ökologischer Landbau, Marktfruchtfolge mit Orientierung auf Energiepflanzenanbau auf sandigen Böden des nordostmecklenburgischen Flachlandes (1),
- Krumenbasislockerung kombiniert mit biologischer Stabilisierung durch Kruziferen und Leguminosen auf strukturinstabilen Sandböden der Altmark mittels Dränabflussmessungen (2), begleitend dazu Maisfruchtfolgen mit/ ohne Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu mehrjährigem Luzernegras mittels Lysimetern (beides seit 2009), im vorliegenden Bericht verschiedene Formen ackerbaulicher Nutzung auf sandigen Böden der Altmark (3),

- praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung mit wechselnd konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise auf sechs für die sächsischen Löss- und Sandlösslandschaften typischen Böden (6),
- verschiedene Bodenbearbeitungssysteme auf einem Sandboden des Elbe-Muldetieflandes und zwei Lössböden der sächsischen Lösslandschaften (5),
- mineralische und mineralisch-organische Düngung auf einem Lössboden im mittelsächsischen Lösshügelland (9),
- empfehlungskonforme Düngung mit dem Ziel der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung auf zwei für das Thüringer Becken typischen Böden für die Ableitung standortabhängiger Schwellenwerte für N-Salden sowie praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung (7),
- acht verschiedene, für Betriebsformen in Hessen typische Bewirtschaftungsregime (Marktfrucht-, Gemischt-, Ökobetrieb mit und ohne Vieh) auf einem Lössboden der Westhessischen Senke (4),
- ackerbaulicher Nutzung nach Guter fachlicher Praxis auf einem sandig-tonigen Boden in der Saale-Elster-Sandsteinplatte (8).

Methoden der N-Bilanzierung

Der N-Saldo wird in den folgenden Beiträgen einheitlich als N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo mit den in der Tabelle 3 aufgelisteten In- und Outputgrößen berechnet.

Tabelle 3: Berechnung des N-Zufuhr-Abfuhr-Saldos für die Lysimeterversuche

N-Zufuhr	N-Abfuhr
Mineralische Düngung	Erntegut, vom Feld abgefahren
Organische Düngung = N _i -Gehalt des OD, vor Ausbringung ermittelt x ausgebrachte Menge, ohne Abzug gasförmige N-Verluste nach DüV	
legume N-Bindung	

OD = Organischer Dünger, DüV = Düngeverordnung

Der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo entspricht in etwa dem N-Flächen-Saldo nach BACH et al. (2011). Der Unterschied besteht darin, dass einerseits der NH₃-Verlust während der Ausbringung (ein Teil der Gesamt-NH₃-Verluste des organischen Düngers) nicht abgezogen und andererseits die Deposition nicht hinzugerechnet wird. Es fehlen des Weiteren der nicht genau kalkulierbare N-Input über biologische N-Fixierung (12,2 kg/ha) und Saatgut (1,4 kg/ha). Messwerte des N-Eintrages über Depositionen werden getrennt hiervon mitgeteilt. Die Denitrifikation bleibt ebenfalls unberücksichtigt. Es handelt sich hierbei um den N-Saldo, dessen Größen der Versuchsansteller genau kalkulieren können. Zwischenfrüchte werden weder als Zufuhr noch als Abfuhr angerechnet, wenn nicht eine Abfuhr vom Feld erfolgt.

Methode der Bewertung des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorra- tes und der Austauschrate des Bodenwassers

Für eine vergleichende Beschreibung des Ertragspotenzials und Auswaschungsrisikos der Böden wird die nFKwe und Austauschrate des Bodenwassers einheitlich nach folgendem Berechnungsansatz bestimmt:

- Berechnung nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKwe) nach KA 5
nFKwe = nutzbare Feldkapazität (mm/dm) x effektive Durchwurzelungstiefe in der Fruchtfolge (dm)
- Berechnung Austauschrate des Bodenwassers bzw. Verlagerungstiefe des Bodenwassers (Bezugszeitraum 01.11. bis 31.10. des Folgejahres) (RENGER, 2002)

$$\text{Austauschrate des Bodenwassers in \%} = \frac{\text{Sickerwassermenge unterhalb Wurzelraum 01.11.-31.10. in mm}}{\text{Wassergehalt bei FK im Wurzelraum (FK}_{\text{wurzel}}) \text{ in mm}} \times 100$$

$$\text{FK}_{\text{wurzel}} = \text{Feldkapazität (mm/dm)} \times \text{mittl. Durchwurzelungstiefe in der Fruchtfolge (dm)}$$

$$\text{Verlagerungstiefe (dm/a)} = \frac{\text{Tiefenversickerung (mm/a)}}{\text{Wassergehalt bei Feldkapazität (mm/dm)}}$$

$$\text{Tiefenversickerung} = \text{Sickerwassermenge unterhalb Wurzelraum 01.11.-31.10.}$$

Literatur

BACH, M.; GODLINSKI, F. und GREEF, J.-M. (2011): Handbuch Berechnung der Stickstoffbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland. Jahre 1990 - 2008. Herausgeber JKI Braunschweig

BAUMGÄRTEL, G.; EBERTSEDER, T.; GUTSER, R.; HEGE, U.; HÜTHER, J.; LORENZ, F.; ORLOVIUS, K.; POLLEHN, J.; PRADT, D.; REX, M. und WODSAK, H.-P. (2003): Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis. Schrift des Bundesarbeitskreises Düngung

BGR (1994): Karte der Bodengroßlandschaften von Deutschland 1 : 5.000.000. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe

BMELV (2011): Statistik und Berichte des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. MBT-0111130-0000: Flächenbilanz von 1990 bis 2011 - in kg N/ha und MBT-0111260-0000: Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2011 - in kg/ha

BÖHME, F.; RUSSOW, R. und NEUE, H.-U. (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German state of Saxony-Anhalt - measurements using the ^{15}N -based ITNI-system. Stable isotopes in environmental research. Isotopes Environ. Health Stud. 38, S. 95-102

BÖHME, F.; MERBACH, I.; WEIGEL, A.; RUSSOW, R. (2003): Einfluss von Pflanzenart und Stickstoffversorgung auf die Höhe des atmosphärischen Stickstoffeintrages. In: Mitteilungen der DBG 102/2, S. 335-336

ISERMANN, K. und ISERMANN, R. (2010): Die Stickstoff-Bilanz der deutschen Landwirtschaft (1990-2008) unter Berücksichtigung insbesondere von Landnutzungsänderungen (LUC) vornehmlich durch Energiepflanzen-Anbau und -Verwertung. In Tagungsband der KTBL-Tagung „Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden“, S. 328-332

KA 5 (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe

MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. und SCHULTZE, J. H. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands

RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. Institut für Biologie und Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Arbeitsbericht 223

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage

UMWELTBUNDESAMT (2011): Stickstoff - Zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufes zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Broschüre.

UMWELTBUNDESAMT (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 Gewässergüte.

VDLUFA (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Standpunkt des VDLUFA

VDLUFA (2010): Stellungnahme des Arbeitskreises "Nachhaltige Nährstoffhaushalte" im VDLUFA zur Methode der Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb

WEIGEL, A.; RUSSOW, R.; KÖRSCHENS, M. (2000): Quantification of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. In: Plant Nutr. Soil Sci., 163, p. 261-265

II ZUSAMMENGEFASSTE ERGEBNISSE UND GEMEINSAME POSITIONEN

1 Verlagerungsdisposition der Böden

Der Standort beeinflusst die N-Auswaschung erheblich.

Anhand der Austauschrate des Bodenwassers, die auf der Basis langjähriger Messwerte der Sickerwassermenge der Lysimeter (Tab.) abschätzt, zu welchem Anteil das in der Wurzelzone enthaltene Bodenwasser mit dem darin gelösten Stickstoff während eines Jahres ausgewaschen wird, stellt sich die N-Verlagerungsdisposition der Versuchsstandorte wie folgt dar:

- Die schluffig-sandigen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland bilden unter dem Einfluss von 686 mm Niederschlag 196 mm Sickerwasser und sind mit einer Austauschrate von 101 % als stark auswaschungsfähridet²⁾ einzustufen. Das trifft ebenso auf die lehmig-sandigen Böden der Düben-Dahlener Heide und die sandunterlagerten Sandlössse im Leipziger Lösstiefland mit Sickerwassermengen von 219 und 162 mm und Austauschraten von 139 und 93 % zu (Abb.).
- Auf den sandig-lehmigen Böden der Altmark ist das Auswaschungsrisiko bei 579 mm Niederschlag und einer Austauschrate von 45 % deutlich geringer. Ein ähnliches Verhalten zeigen die mittelgründigen Sandlössse über Lehm und Lössse der Leipziger und mittelsächsischen Löslandschaft mit Austauschraten um 40 % bei 588 und 608 mm Niederschlag.
- Die tiefgründigen Lössse der Westhessischen Senke, des mittelsächsischen Lösshügellandes und des Thüringer Beckens bilden unter dem Einfluss von 640, 588 und 516 mm Niederschlag 132, 58 und 12 mm Sickerwasser. Die Austauschraten belaufen sich auf nur 29, 9 und 2 %.
- Auf den ebenso im Thüringer Becken vorkommenden lehmig-tonigen Rendzinen und Schwarzerden aus unterem Keuper mit 40 und 93 mm Sickerwasser weisen Austauschraten von 12 bis 30 % auf eine geringe Auswaschungsfahr hin.
- In der südöstlich vom Thüringer Becken gelegenen Saale-Elster-Sandsteinplatte entstehen auf den lehmig-sandigen Böden 145 mm Sickerwasser und liegt die Austauschrate bei 58 %.

²⁾ Das N-Auswaschungsrisiko wird von den Autoren des Berichtes für eine ausreichende Differenzierung bei Austauschraten des Bodenwassers von 100 bis 150 % als hoch, 70 bis 100 % als mittel, 40 bis 70 % als gering, 10 bis 40 % als sehr gering und < 10 % als äußerst gering bewertet, im Unterschied zur Einstufung des LLFG (s. I.3.2) mit 100 bis 150 % als mittel, 70 bis 100 % als gering, 40 bis 70 % als sehr gering etc.

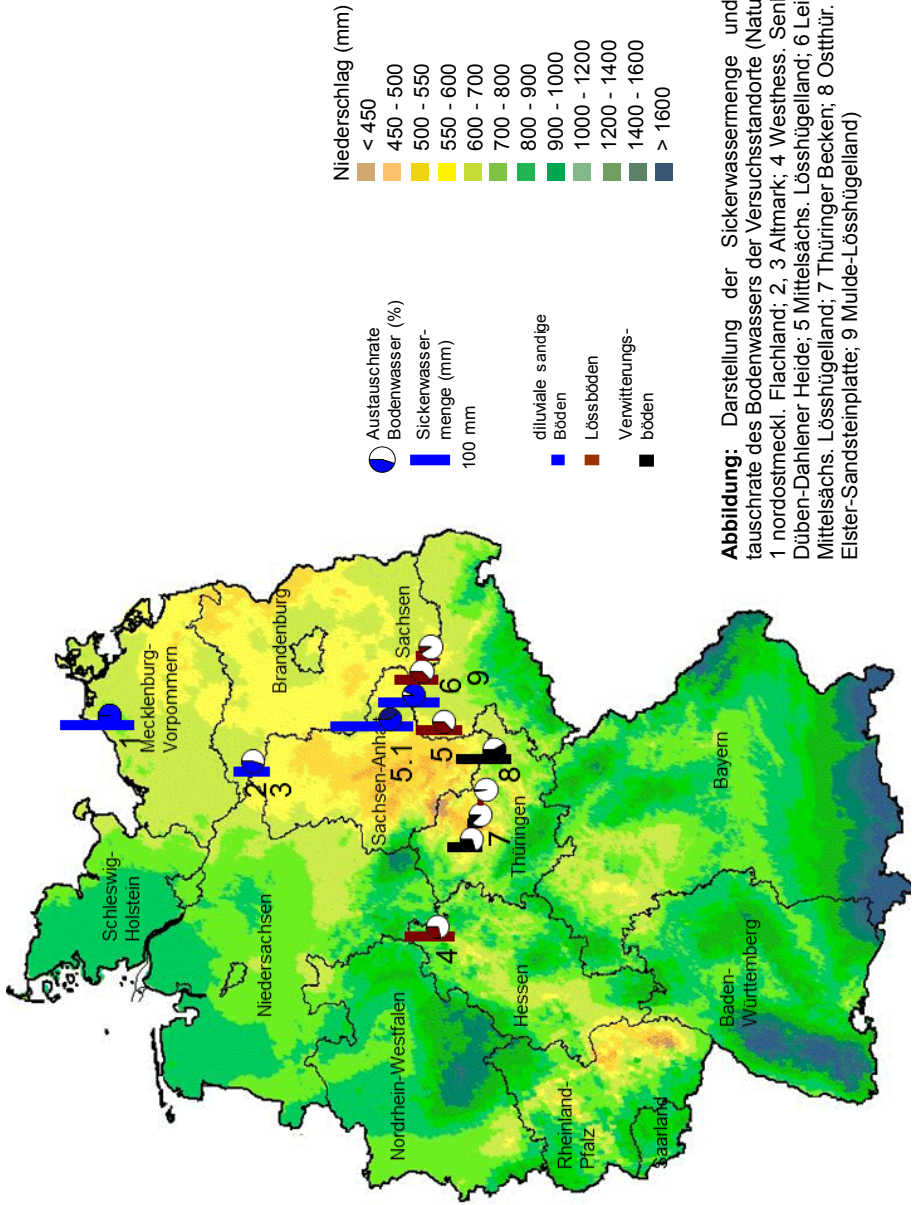


Abbildung: Darstellung der Sickerwassermenge und Austauschrate des Bodenwassers der Versuchsstandorte (Naturraum: 1 nordostmeckl. Flachland; 2, 3 Altmark; 4 Westhess. Senke; 5, 1 Dübener-Dahlemer Heide; 5 Mittelsächs. Lösshügelland; 6 Leipziger/Mittelsächs. Lösshügelland; 7 Thüringer Becken; 8 Ostthür. Saale-Elster-Sandsteintafel; 9 Mulde-Lösshügelland)

Tabelle: Niederschlag und Sickerwassermenge der Versuchsstandorte unter Ackernutzung im Mittel des Untersuchungszeitraums

Versuchsstandort (Nr.)	Naturraum	Bodenart	Untersuchungszeitraum	Nieder-schlag ¹⁾ Sicker-wasser-menge	
				mm/a	
Großlüsewitz (1)	Nordostmecklenburgisches Flachland	Sand ü. Lehm	1973 -2007	686	196
Falkenberg (2)	Altmark	Lehm ü. Sand	1993-2010	579	96
Kassel (4)	Westhessische Senke	Schluff ü. Ton	1995-2010	640	132
Möckern (5)	Düben-Dahlener Heide	Sand	2000-2010	608 ²⁾	219
	Mittelsächsisches Lösshügelland	Schluff			122
Brandis (6)	Leipziger Lösshügelland	Lehm ü. Sand	1981-2010	588 ²⁾	162
		Lehm ü. Lehm			118
	Mittelsächsisches Lösshügelland	Schluff			58
Buttelstedt (7)	Thüringer Becken	Schluff	1984-1994	516	12
		Ton ü. Lehm (ku)	2005-2011	537	40
		Ton ü. Lehm (ku)	1994-2010	536	94 ³⁾
Groß-ebersdorf (8)	Ostthüringer Saale-Elster-Sandsteinplatte	Sand ü. Tonlehm (su)	1993-2006	629	145 ³⁾

¹⁾ 1 m Hellmann, durchschnittlicher Wert im Untersuchungszeitraum

²⁾ Niederschlag am Versuchsstandort, Böden unterschiedlicher Herkunft

³⁾ mit Wasserhaushaltsmodell VERD berechnet, ku = unterer Keuper, su = unterer Buntsandstein

Im Zusammenhang mit den langjährigen Messreihen der N-Auswaschung lassen sich die Versuchsstandorte in drei Gruppen einteilen:

- Auf den **mittel- und tiefgründigen Lössböden** mit sehr geringen Austauschraten des Bodenwassers (< 40 und < 10 %) ist ein großer Teil des im Boden vorhandenen Stickstoffs im Folgejahr noch in der Wurzelzone enthalten. Durch Berücksichtigung bei der Bemessung der Düngung kann davon ein hoher Anteil vor der Auswaschung bewahrt werden. Das N-Verlagerungsrisiko dieser Gruppe ist sehr gering.

Die Bewirtschaftung eines Jahres wirkt sich nicht auf die N-Auswaschung im selben Jahr aus.

Die Bewertung der Bewirtschaftung des Landwirts anhand von Jahres-N-Salden würde die Möglichkeiten dieser Standorte für geringe N-Auswaschung ignorieren.

Etwas abgeschwächt trifft dies auch auf die lehmig-sandigen diluvialen Böden in der Altmark zu.

- Einer weiteren Gruppe zugehörig sind die **Schwarzerde aus unterem Keuper im Thüringer Becken und der lehmunterlagerte Sandlöss des Leipziger Lösstieflandes**. Ihr Verlagerungsrisiko wird mit den sehr niedrigen Austauschraten (< 40 %) unterschätzt. Obwohl auch hier Jahres-N-Überschüsse im Folgejahr noch für das pflanzliche Wachstum zur Verfügung stehen, wird überdurchschnittlich viel Stickstoff ausgewaschen, wenn niederschlagsreiche auf mehrere trockene Jahre, in denen es auch zu Ertragseinbrüchen kommt, folgen.

Im mitteleuropäischen Trockengebiet sind Trockenjahre Jahre der Akkumulation von nicht verwertetem Stickstoff und führen Feuchttjahre auf ertragsunsicheren, flach- bis mittelgründigen Standorten zu erhöhtem N-Austrag und nicht zu einer Verdünnung der Nitratkonzentration des Sickerwassers. Dieser Prozess ist unvermeidbar, selbst wenn die N-Düngung fachgerecht³⁾ erfolgte.

- Die Entscheidung, ob ein Bewirtschaftungssystem oder eine -maßnahme gewässerverträglich ist oder nicht, erfordert vor allem auf den für das **mitteleuropäische Trockengebiet typischen Standorten mit Austauschraten < 40 %** langjährige Messreihen.
- Eine dritte Gruppe mit Austauschraten von 60 bis 100 % bilden die **schluffig- und lehmig-sandigen diluvialen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland und der Dahlen-Dübener Heide, die sandunterlagerten Sandlössböden im Leipziger Lösstiefland sowie die lehmig-sandigen Verwitterungsböden der Ostthüringer Sandsteinplatte** mit im Vergleich zu den Trockenregionen etwas ergiebigeren Niederschlägen (Tab.). Hier kann es in einem Jahr zu einem vollständigen Austausch des Bodenwassers kommen.

Auf der lehmig-sandigen Pseudogley-Braunerde der Ostthüringer Sandsteinplatte konnte ein enger Zusammenhang zwischen dem Jahres-N-Saldo, dem Boden-N_{min}-Gehalt vor Winter und der N-Auswaschung festgestellt werden.

Auf diesen Standorten beeinflussen Bewirtschaftungsmaßnahmen eines Jahres die N-Auswaschung im folgenden Winterhalbjahr stark und erfordern jährliche Anstrengungen zur Bindung von Stickstoff im Boden.

³⁾ Unter fachgerechter N-Düngung wird die Bemessung der N-Düngerhöhe in Abhängigkeit vom Zielertrag des Standortes, dem N-Bedarf der Pflanze und der N-Bereitstellung aus Bodenquellen verstanden.

2 Entwicklung des Klimas im Versuchszeitraum

Die Jahresdurchschnittstemperatur der vergangenen 30 bzw. 40 Jahre ist im Vergleich zum vieljährigen Mittelwert an der Station Großlüsewitz im nordostmecklenburgischen Flachland um 1,0 °C, an der Station Brandis im Leipziger Lössstiefland um 0,6 °C und an der Station Butteltstedt im Thüringer Becken um 0,7 °C gestiegen.

Der Trend fällt deutlich stärker positiv aus. In Großlüsewitz zeigt sich von 1973 bis 2007 ein Anstieg um 1,5 °C, in Butteltstedt von 1983 bis 2011 um 1,0 °C und in Methau im Mulde-Lösshügelland im Verlauf der letzten 45 Jahre um 1,3 °C.

Die Entwicklung der Niederschläge stellt sich örtlich differenziert dar. In Großlüsewitz hat der Jahresniederschlag im Trend der Jahre 1973 bis 2007 um +62 mm zugenommen, in Brandis von 1981 bis 2010 um +50 mm und in Butteltstedt von 1983 bis 2011 um +20 mm. Es zeigt sich allerdings eine ungünstigere Verteilung innerhalb des Jahres. Im mitteldeutschen Raum sind im Zeitraum von April bis Juni häufiger Trockenperioden aufgetreten. In Butteltstedt ist der positive Trend auf etwas höhere Niederschläge in den letzten Jahren zurückzuführen. Im Vergleich zum vieljährigen Mittelwert (1951 bis 1980) zeichnet sich ein Rückgang um -30 mm ab. In Methau ist im Verlauf der letzten 45 Jahre keine eindeutige Tendenz zu erkennen.

Das Defizit der Klimatischen Wasserbilanz hat im Trend der letzten 30 Jahre an der Station Brandis um etwa -85 mm (PET-Grasreferenzverdunstung) und an der Station Butteltstedt um -77 mm (PET-Turc) zugenommen. Demnach ist zu vermuten, dass die Pflanze im Versuchszeitraum häufiger Trockenstress ausgesetzt war, den sie versuchen musste, durch Anpassungsreaktionen (erhöhtes Wurzelwachstum, vermindertes osmotisches Potenzial, Synthese biochemischer Substanzen etc.) zu überwinden.

Bei anhaltendem Trend des durch steigende Temperaturen stärker werdenden Verdunstungsanspruchs der Atmosphäre und der zumindest im mitteldeutschen Trockengebiet beobachteten Verringerung bzw. ungünstigeren Verteilung der Niederschläge ist mit einem zunehmenden Risiko der Ertragsbildung insbesondere auf Böden mit geringem pflanzenverfügbarem Wasservorrat zu rechnen.

Der Einschätzung des Düngedarfs unter Berücksichtigung des Zielertrages und der im Boden verfügbaren N-Mengen während der Vegetationszeit wird deshalb zukünftig für die Vermeidung hoher N-Überschuss-Salden noch größere Bedeutung zukommen.

3 Unvermeidbare N-Auswaschung

Als unvermeidbar gilt eine N-Auswaschung, die trotz Ausnutzung aller im Sinne einer guten fachlichen Praxis verfügbaren pflanzenbaulichen Maßnahmen zur Erzielung optimaler Erträge und ausreichender Produktqualitäten (BAUMGÄRTEL et al., 2003) entsteht. Der Standort beeinflusst diese Größe stark. Da die unvermeidbare Stickstoffauswaschung langfristig gesehen durch Düngung ersetzt werden muss, wenn es nicht zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit kommen soll, gibt sie in etwa die Höhe des unvermeidbaren N-Flächen-Saldos an. Diesen Wert kann der Landwirt langfristig nicht ohne wirtschaftliche Einbuße unterbieten. Zusätzlich eines Toleranzbereiches, der die vom Landwirt nicht beeinflussbaren Wachstumsfaktoren (Witterung, Krankheiten) berücksichtigt, ergeben sich daraus standortabhängige Schwellenwerte für N-Salden.

- Auf dem tiefgründigen Löss im Thüringer Becken dürfte die Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung und damit der unvermeidbare N-Flächen-Saldo unter Ackernutzung bei einer Sickerwassermenge von durchschnittlich 12 mm/Jahr nicht höher als auf 3 kg/ha zu beziffern sein. Zusätzlich eines Toleranzbereiches von etwa 20 kg/ha würde sich ein standortabhängiger Schwellenwert von 23 kg N/ha ergeben, den der Landwirt langfristig nicht überschreiten sollte.

Einem ausgeglichenen 28-jährigem N-Saldo⁴⁾ aus 18 Jahren Ackernutzung und 10 Jahren Feldgemüseanbau stehen bei einer Sickerwassermenge von durchschnittlich 40 mm/Jahr ein N-Austrag von 12 kg/ha und eine Nitratkonzentration von 128 mg/l gegenüber. Dieses Ergebnis zeigt, dass auf den tiefgründigen Lössen im Thüringer Becken unter Ackernutzung eine NO_3 -Konzentration unter 50 mg/l kaum zu erreichen ist.

- Für die Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Becken ergibt eine 7-jährige Messreihe unter dem Einfluss fachgerechter N-Düngung einen N-Austrag von 5 kg/ha. Damit verbunden ist eine NO_3 -Konzentration von etwa 50 mg/l. Da erst ein ein- bis zweimaliger Austausch des Bodenwassers (Austauschrate 12 %) abgelaufen ist, reicht der Zeitraum noch nicht aus für die Ableitung der Größe der unvermeidbaren N-Auswaschung (vgl. Kap. III/Knoblauch).

⁴⁾ N-Saldo = N-Zufuhr Düngung ohne Abzug NH_3 -Verluste während Ausbringung organischer Dünger plus Legume N-Bindung minus N-Abfuhr mit dem Erntegut, im Detail siehe unter Abschnitt I.3

4 Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systemen

Kenntnisse über die Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systemen auf die N-Auswaschung sind außerordentlich wichtig für das Ziel einer gewässerverträglichen Bewirtschaftung.

Eine fachgerechte N-Düngung (N-Bedarf der Pflanze, Ertragspotenzial des Standortes, N-Nachlieferung des Bodens) hat ein großes Potenzial für die Reduzierung der N-Auswaschung.

- Auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper sinkt die N-Auswaschung im Ergebnis einer fachgerechten N-Düngung (134 kg/ha Mineral-N plus Stroh) mit ausgeglichenem N-Saldo im Trend von sieben Jahren um 0,6 kg/ha x a trotz eines in diesem Zeitraum deutlich zunehmenden Trends der Sickerwassermenge. Die N-Auswaschung beläuft sich im 7-jährigen Mittel auf 5 kg/ha x a. Die NO_3^- -Konzentration des Sickerwassers vermindert sich von 134 mg/l im Jahr 2005 auf 26 mg/l im Jahr 2011.
- Auf einer Schwarzerde aus unterem Keuper gelingt es, unter Praxisbedingungen durch fachgerechte N-Düngung mit einem 6-jährigen negativen N-Saldo (-48 kg/ha) die NO_3^- -Konzentration von anfangs über 300 deutlich unter 100 mg/l zu senken und im Mittel eines mehrjährigen Zeitraums den N-Austrag auf 20 kg/ha. In einer darauffolgenden 9-jährigen Periode mit einer nicht durchgängig fachgerechten N-Düngung entsteht ein N-Saldo von +55 kg/ha, der für einen Wiederanstieg des N-Austrages auf durchschnittlich 34 kg/ha mit verantwortlich ist (vgl. Kap. III/Knoblauch).

Extensivierung bedeutet nicht zwangsläufig geringe N-Auswaschung.

- Auf den sandunterlagerten Sandlössen des Leipziger Lösstieflandes sinkt die NO_3^- -Konzentration nach Umstellung auf ökologischen Landbau unter 50 mg/l. Feldgrasumbruch, Anbau von Rotklee und Stalldunggabe innerhalb von zwei Jahren führen in Verbindung mit überdurchschnittlich hohen Sickerwassermengen im fünften und sechsten Jahr zu einem Anstieg der NO_3^- -Konzentration auf bis zu 200 mg/l. Der N-Saldo beläuft sich im Mittel des 6-jährigen Zeitraums auf -20 kg/ha und zeigt keinen Zusammenhang zur N-Auswaschung in Höhe von 19 kg/ha. Das Bewirtschaftungsmanagement, das eine Mineralisierung organischer Substanz außerhalb der Wachstumszeit begünstigte, hatte offenbar den entscheidenden Einfluss (vgl. Kap. III/Haferkorn).
- Auf dem tiefgründigen Löss in der Westhessischen Senke bildet das Sickerwasser bei ökologischem Landbau im Mittel von 16 Jahren eine NO_3^- -Konzentration von 70 mg/l NO_3^- , die signifikant höher liegt im Vergleich zu 40 mg/l unter integrierter Bewirtschaftung. Die N-Austräge sind mit Werten um oder unter 20 kg/ha in allen Varianten niedrig, unter ökologischem Landbau (etwa 20 kg/ha) höher im Vergleich zu integrierter Bewirtschaftung (10 bis 15 kg/ha).

Die N-Salden der integrierten Bewirtschaftung liegen zwischen +8 und +15 kg/ha, die des ökologischen Landbaus im Bereich von -3 bis -47 kg/ha, letztere aufgrund hoher N-Abfuhr über Klee gras. Es besteht kein Zusammenhang zu den höheren NO₃-Konzentrationen im Sickerwasser unter ökologischem Landbau (vgl. Kap. III/Heyn).

- Auf dem sandigen Lehm in der Altmark kommt es im Mittel von 19 Jahren bei ökologischem Landbau trotz negativen N-Saldos von -86 kg/ha zu einer N-Auswaschung von 45 kg/ha, die doppelt so hoch liegt wie unter konventioneller Bewirtschaftung mit geringfügig negativem N-Saldo von -9 kg/ha. Die NO₃-Konzentration des Sickerwassers unter ökologischem Landbau beträgt 180 mg/l und bei konventionellem Landbau etwa 107 mg/l (vgl. Kap. III/Strauß).

Ökologischer Landbau - auch mit negativen N-Salden - ist nicht gleich bedeutend mit geringer Auswaschungsgefahr. Als eine wesentliche Ursache wird die unkontrollierte Freisetzung von N aus den im Herbst ausgebrachten organischen Düngern und eingearbeiteten Wurzelrückständen der Leguminosen, die auch außerhalb der Vegetationszeit abläuft, gesehen. Zur Senkung dieses N-Auswaschungsrisikos bedarf es weiter gehender Maßnahmen, die den Boden-N_{min}-Gehalt in der vegetationslosen Zeit senken, wie z. B. Zwischenfruchtanbau. Der N-Saldo erweist sich deshalb nur bedingt als geeignetes Maß für die Bewertung der N-Austragsgefahr des ökologischen Landbaus.

Dennoch gilt, dass die Senkung von N-Überschuss-Salden einen wichtigen Beitrag für die Verminderung der N-Auswaschung leistet.

Ziel muss es sein, die N-Düngebedarfsermittlung so auszurichten, dass N-Bilanzüberschüsse so gering wie möglich gehalten werden. Moderne N-Bemessungsprinzipien (N_{min}-Untersuchung, Nitrattest, N-Tester, N-Sensor) bis hin zu teilschlagspezifischer N-Düngung unter Beachtung von Ertragspotenzialkarten tragen zu einer bedarfsorientierten N-Versorgung bei.

- Integrierter Landbau mit mineralisch-organischer N-Düngung (142 Mineral-N plus 67 Stallmist-N und Strohabfuhr) führt auf einem lehmigen Sand der Altmark im Mittel von 19 Jahren zu einem leicht negativen N-Saldo von -9 kg/ha. Der N-Austrag beträgt 22 kg/ha N und liegt nicht wesentlich höher als unter Dauerbewuchs mit Feldgras und einmal Mulchen je Jahr mit 12 kg/ha. Die NO₃-Konzentration beläuft sich auf 107 mg/l (vgl. Kap. III/Strauß).
- Auf drei verschiedenen Böden des Leipziger Lösstieflandes fällt die mineralische N-Düngermenge im Mittel von 12 Jahren mit 142, 135 und 130 kg/ha etwa gleich groß aus. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Die N-Salden schwanken zwischen +75 kg/ha auf dem Sandlöss über Sand, auf denen der angestrebte Ertrag häufig nicht erreicht wird, +54 kg/ha auf dem Sandlöss über Lehm und +13 kg/ha auf dem tiefgründigen Löss und zeigen einen engen Zusammenhang zu den N-Austrägen in Höhe von 57, 48 und 2 kg/ha. Die

NO₃-Konzentrationen des Sickerwassers belaufen sich auf 135, 112 und 8 mg/l (vgl. Kap. III/Haferkorn).

- Auf einem schluffigen Sand über Sandlehm im nordostmecklenburgischen Flachland entsteht im Mittel eines 5-jährigen Zeitraums unter dem Einfluss einer mineralisch-organischen Düngung (158 kg/ha Mineral-N plus 36 kg/ha Stallmist-N und Strohabfuhr) ein ausgeglichener N-Saldo und der N-Austrag beträgt 28 kg/ha. Bei einer Sickerwassermenge von 203 mm ergibt sich daraus eine Nitratkonzentration von etwa 60 mg/l (vgl. Kap. III/Lorenz).

Die langjährigen Messreihen lassen erkennen, dass es auch bei ausgeglichenen bis gering positiven N-Salden unter den geprüften Standortverhältnissen Mitteleuropas kaum möglich ist, die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken. Die N-Austräge können aber häufig im Bereich von 20 kg/ha gehalten werden.

Ein größeres N-Verlagerungsrisiko mit N-Austrägen > 20 kg/ha deutet sich auf den sandigen Böden des Leipziger Lösshügellandes (Austauschrate 93 %), den lehmig-tonigen Böden aus Keuper im Thüringer Becken (Austauschrate 30 %), den lehmig-sandigen Böden aus Buntsandstein in der Saale-Elster-Sandsteinplatte (Austauschrate 58 %) sowie den schluffig-sandigen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland (Austauschrate 101 %) an. Verantwortlich hierfür sind nicht nur mittlere bis hohe Austauschraten des Bodenwassers sondern auch das Ertragsbildungsrisiko dieser Standorte.

Organische Düngung kann im Vergleich zu mineralischer Düngung das Risiko der N-Auswaschung erhöhen, das muss aber nicht zwangsläufig so sein. Die Ursache liegt im erhöhten N-Umsatz auch außerhalb der Vegetationszeit.

- In einem seit 1966 angelegten Dauerdüngungsversuch auf einem Lösslehm im Mulde-Lösshügelland zeigte sich im Mittel von 15 Jahren, dass bei optimalen Erträgen die NO₃-Konzentration des Sickerwassers unter mineralisch-organischer Düngung mit Stallmist höher liegt als unter alleiniger mineralischer Düngung. Allerdings erlaubt Stallmistdüngung einen um 16 GE höheren Optimalertrag. Dafür ist aber auch eine höhere N-Düngermenge (160 kg/ha Mineral-N plus 53 kg/ha Stallmist-N im Unterschied zu 170 kg/ha Mineral-N) erforderlich. Das Stroh wird jeweils abgefahren. Der N-Saldo der mineralischen Variante ist mit -20 kg/ha geringfügig negativ und der der Stallmist-Variante mit +10 kg/ha etwas positiv (vgl. Kap. III/Albert).
- In der Düngungsvariante, in der das Stroh auf dem Feld bleibt ist der N-Austrag geringer im Vergleich zur mineralischen Düngung mit Strohabfuhr oder mineralisch-organischer Düngung mit Stallmist, vermutlich infolge vorübergehender N-Immobilisierung nach der Einarbeitung von Stroh (vgl. Kap. III/Albert).
- Auf dem tiefgründigen Löss in der Westhessischen Senke gibt es zwischen den Varianten intensiver Ackerbaubetrieb, Gemischtbetrieb mit 0,8 GV/ha

(15 m³ Gülle/ha jährlich) und Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha (30 m³/ha Gülle jährlich) kaum Unterschiede im N-Saldo und in der N-Auswaschung. In der Variante Ackerbaubetrieb, ohne Vieh bemisst sich der N-Saldo auf +1 kg/ha, der N-Austrag auf 9,5 kg/ha und die NO₃-Konzentration des Sickerwassers auf 34 mg/l. In der Variante Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha sind es +13 kg/ha N-Saldo, 12 kg/ha N-Austrag sowie 38 mg/l NO₃-Konzentration des Sickerwassers (vgl. Kap. III/Heyn).

- Wenngleich der 7-jährige Zeitraum auf der schluffig-tonigen Para-Rendzina aus Keuper im Thüringer Becken noch nicht ausreicht, um den Einfluss verschiedener Düngungsregime zu erkennen, zeigt sich bislang zwischen 138 kg/ha Mineral-N und 88 kg/ha Mineral-N plus 57 kg/ha Gülle-N kein signifikanter Unterschied in der N-Verlagerung von 5 und 4,2 kg/ha N (vgl. Kap. III/Knoblauch).
- Der hier festgestellte geringe Unterschied zwischen mineralisch-organischer Düngung mit bis zu 30 m³/ha Gülle bzw. 57 kg/ha Gülle-N je Jahr im Vergleich zu alleiniger mineralischer Düngung ist auch im Zusammenhang mit der geringen N-Auswaschungsgefahr dieser Standorte zu sehen (Austauschraten 12 und 29 %).

Um das höhere Risiko der N-Auswaschung unter organischer Düngung zu begrenzen, sollten sehr hohe Gaben und sehr hohe Anteile organischer Düngung an der Gesamt-N-Düngung im integrierten Landbau vermieden werden. Aus Versuchen von KÖRSCHENS et al. (2005), HÜLSBERGEN et al. (1992) ist abzuleiten, dass nicht mehr als 50 bis 70 % des pflanzlichen N-Bedarfes über organische Dünger abgedeckt werden sollten.

Auf der sandigen Pseudogley-Braunerde der Ostthüringer Sandsteinplatte mit einer Austauschrate von 58 % hat die Ausbringung von Gülle in drei von fünf Jahren jeweils nach der Ernte und im Herbst die N-Auswaschung begünstigt (vgl. Kap. III/Knoblauch). Flüssige Wirtschaftsdünger sollten auf diesen auswaschungsgefährdeten Standorten zu einem größeren Anteil während der Vegetationszeit ausgebracht werden.

Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität (Pflug, Grubber, Direktsaat) zeigte sich ein Rückgang der NO₃-Konzentration des Sickerwassers, vermutlich über eine Verdünnung des Bodenwassers durch in Grobporen schnell versickerndes Niederschlagswasser. Die unterschiedlichen Verfahren der Bodenbearbeitung hatten aber keinen Einfluss auf die Höhe der N-Auswaschung (vgl. Kap. III/Albert).

Bewässerung hat das Potenzial, die NO₃-Konzentration des Sickerwassers und die N-Auswaschung durch Stabilisierung der Ertragsbildung zu mindern, wenn die Zusatzwasserversorgung sich am pflanzlichen Wasserbedarf und dem pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat orientiert (vgl. Kap. III/Knoblauch). Je sandiger und flachgründiger der Boden, desto schwieriger ist es, diesen Effekt zu erzielen.

Zwischenfruchtanbau wird als eine Möglichkeit gesehen, die N-Auswaschung im Winterhalbjahr zu vermindern. In den Beiträgen sind Bewirtschaftungssysteme mit Zwischenfruchtanbau geprüft worden. Für die Beschreibung der Wirkung fehlt allerdings bisher der Vergleich mit und ohne Zwischenfruchtanbau im gleichen Jahr. Dieses Themenfeld sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

5 Anforderungen an Methoden für die Bewertung der Gewässerverträglichkeit der Landbewirtschaftung

Der N-Saldo aus Zufuhr über Düngemittel, legumer N-Bindung und Abfuhr mit dem Erntegut vom Feld ist langfristig ein wichtiger Indikator für die Bewertung der Gewässerverträglichkeit. Schwachpunkte bestehen derzeit bei der Höhe der legumen N-Bindung und bei hohen Anteilen organischer Düngung.

Das Management der Bewirtschaftung hat entscheidenden Einfluss auf den N-Saldo. Das betrifft insbesondere die Einschätzung des N-Düngebedarfs.

Darüberhinaus übt das Management der Bewirtschaftung (z. B. durch den Anteil und den Zeitpunkt organischer Düngung, die Fruchtarten, Fruchtfolge sowie Qualitätsziele) über den Boden-N_{min}-Gehalt während des Winterhalbjahres Einfluss auf die N-Auswaschung aus.

Maßnahmen, die eine vorübergehende Bindung mineralischen Stickstoffs in organischer Substanz in dieser Jahreszeit bewirken, wie Einarbeitung von Stroh mit weitem C/N-Verhältnis, Zwischenfruchtanbau etc. können einen wichtigen Beitrag zur Minderung der N-Auswaschung leisten.

Für die mittelfristige Ausrichtung des landwirtschaftlichen Managements auf die Reduzierung der N-Auswaschung sind Vorgaben von Ziel-N-Salden erforderlich.

Da ein Teil der N-Auswaschung nicht zu vermeiden ist und diese Menge stark von den Bodenverhältnissen und der Jahreswitterung abhängt, müssen Ziel-N-Salden standortabhängig vorgegeben werden. Die unvermeidbare N-Auswaschung ist ein Verlust, der langfristig durch Düngung ersetzt werden muss, deshalb kann der N-Saldo langfristig nicht unter dem Wert der unvermeidbaren N-Auswaschung liegen. Dieser N-Saldo kann nur in einem Schwankungsbereich eingehalten werden, weil die Ertragsbildung auch von nicht kontrollierbaren Faktoren (z. B. Witterung, Krankheiten, Schaderregerbefall) abhängt.

Toleranzbereiche von N-Salden, die die Ertragsschwankungen aufgrund der vom Landwirt nicht beeinflussbaren Faktoren beschreiben, leiten sich aus den langjährigen Feldversuchen ab.

Jahres-N-Salden sind nicht dazu geeignet, um in vereinfachten Berechnungsansätzen ohne Berücksichtigung des N-Umsatzes und Wasserflusses im Boden die N-Auswaschung abzuschätzen.

Die NO_3 -Konzentration des Sickerwassers reicht nicht allein aus, um zu bewerten, ob der Landwirt Maßnahmen zum Schutz der Gewässer eingesetzt hat. Im mitteldeutschen Trockengebiet und deren Randlagen wird es insbesondere auf den ertragsunsicheren, flach- und mittelgründigen Böden kaum gelingen, eine NO_3 -Konzentration von 50 mg/l im Sickerwasser zu unterbieten. Dafür können die N-Austräge häufig im Bereich von 20 kg/ha gehalten werden.

Langfristig kommt es darauf an, N-Überschuss-Salden zu senken. Den Landwirten sind zur Optimierung des N-Einsatzes in den einzelnen Bewirtschaftungssystemen geeignete Maßnahmen und Beratung anzubieten.

Lysimeter können mit der genauen Bestimmung der NO_3 -Konzentration des Sickerwassers und der N-Austräge dafür wichtige Beiträge liefern. Dafür sollten sie eine ausreichende Oberfläche für die Etablierung eines repräsentativen Pflanzenbestandes aufweisen und ausreichend tief sein für eine uneingeschränkte Durchwurzelung. Des Weiteren ist für eine weitgehend dem natürlichen Bodenwasserfluss entsprechende Entnahme des Sickerwassers zu sorgen. Nicht alle Böden sind für den Einbau in Lysimeter geeignet, z. B. geschichtete Böden.

Trichterlysimeter und Dränanlagen können bei eindeutig zuordenbarer Bewirtschaftung des Einzugsgebietes eine sichere Aussage über die N-Konzentration treffen. Der N-Austrag kann hier nur mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen ermittelt werden.

Die N-Deposition und die gasförmigen N-Verluste über NH_3 -Entgasung und Denitrifikation sind Bestandteil des N-Haushaltes eines Bodens. Die Erfassung dieser Größen ist messtechnisch allerdings unsicher. In dieser Broschüre sind deshalb für die Berechnung des N-Saldos weder die NH_3 -Verluste während der Ausbringung organischer Dünger noch die N-Zufuhr über Depositionen berücksichtigt worden. Im einzelnen Versuch können dadurch N-Salden über- und unterschätzt sein und optimale Erträge trotz mehrjährig negativer N-Salden erklären.

6 Schlussfolgerungen für die Fortführung der Arbeiten

Für die Ableitung geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen und standortabhängiger Schwellenwerte für N-Salden als Vorgaben für die Umsetzung von Gewässerschutz in der Landwirtschaft wird die Prüfung der Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systeme auf die N-Auswaschung unter den jeweiligen Standortbedingungen auch zukünftig Hauptgegenstand der Lysimeteruntersuchungen sein.

In Auswertung der Messreihen hat sich gezeigt, dass die Wirkung von Zwischenfruchtanbau auf die N-Auswaschung unter den Standortverhältnissen in

Mitteldeutschland intensiver bearbeitet werden sollte, auch unter Berücksichtigung des Bodenwasserhaushaltes.

Die auf Langzeitbeobachtungen angelegten Lysimeterversuche sind unter definierten Randbedingungen der Bewirtschaftung weiterzuführen, weil mit ihnen die Auswirkung sich ändernder klimatischer Verhältnisse auf die N-Auswaschung mit exakten Messwerten belegt werden können.

Gleichfalls sollten Fragen der Bewässerung, als eine Maßnahme zur Stabilisierung der Erträge und damit zur Minderung der N-Auswaschung, Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

Literatur

HÜLSBERGEN, K.-J.; RAUHE, K.; SCHARF, H. und MATTHIES, H. (1992): Langjähriger Einfluss kombinierter organisch-mineralischer Düngung auf Ertrag, Humusgehalt und Stickstoffverwertung. In: Kühn-Archiv., 86, (1992) 2, S. 11-24

KÖRSCHENS, M.; ROGASIK, J. und SCHULZ, E. (2005): Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. In: Landbauforschung Völkenrode 55, (2005) 1, S. 1-10

III EINZELBEITRÄGE

Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich - Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen Aspekte: Produktivität, Wasser- und Stickstoffeffizienz

Dr. Johannes Heyn (Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen)

1 Versuchsfragestellung

Landwirtschaftlicher Pflanzenbau steht unter vielfältigen Aspekten in öffentlicher Kritik. Hinterfragt werden einerseits Qualität und Gesundheitswert der erzeugten Nahrungs- und Futtermittel und andererseits die Beeinflussung der Umweltkompartimente Boden, Wasser und Klima sowie der Biosphäre. Ungeachtet der Probleme des Einsatzes einzelner Produktionsmittel oder Produktionsschritte geht es übergeordnet um Fragen der Produktionsintensität generell oder auch um konventionelle oder ökologische Bewirtschaftungsformen.

Zur Versachlichung dieser Diskussionen ist die landwirtschaftliche Forschung seit jeher gehalten, mit seriösen Versuchsanstellungen wissenschaftlich fundierte Aussagen zu erarbeiten. Im Hinblick auf mögliche Belastungen des Grundwassers ergaben sich Vegetationsversuche in Lysimeteranlagen besonders zur Beantwortung der hier relevanten Fragen. Der im Jahr 1993 begonnene Lysimeterversuch der hessischen Agrarverwaltung greift die ökologisch besonders bedeutsame Problematik der Nitrat- und Pflanzenschutzmittel-Auswaschung unter differenzierter Bewirtschaftungsweise auf. Hierbei werden fünf integrierte und drei ökologische Betriebsmodelle unterschiedlicher Intensitätsstufen jeweils in vierfacher Wiederholung verglichen.

In den einzelnen Bewirtschaftungsvarianten kommen 6- bzw. 3-jährige Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Früchten zur Anwendung. Dadurch können in einem Jahr unterschiedliche Fruchtarten in den einzelnen Varianten nebeneinander stehen. Dies verhindert einen direkten einjährigen oder auch kurzfristigen Vergleich. Erst nach mittel- oder langfristiger Versuchsdauer sind signifikante Aussagen zu erwarten. Der vorliegende Zwischenbericht umfasst den Zeitraum von 1995/96 bis 2009/10, also 15 Versuchsjahre. Die einzelne Zeiteinheit im Berichtszeitraum ist nicht das Kalenderjahr sondern das Vegetationsjahr von Anfang Oktober bis Ende September. Die ersten beiden Vegetationsjahre 1994 und 1995 blieben als Umstellungsjahre für die ökologischen Bewirtschaftungsvarianten generell unberücksichtigt.

Der vorliegende Versuchsplan wurde in den Jahren 1992 und 1993 unter Beteiligung zahlreicher Pflanzenbauexperten der hessischen Agrarverwaltung entwickelt. Für die Gestaltung der ökologischen Betriebsmodelle zeichnete

das damalige Dezernat „Ökologischer Landbau“ unter Leitung von Herrn Dr. M. BUDIG verantwortlich. Die übrigen fünf Varianten wurden unter der Federführung von Herrn Dr. G. SCHAUMBERG definiert.

Der vorliegende Bericht umfasst die Teilaspekte pflanzenbauliche Produktivität sowie Wasser- und Stickstoffausnutzung und -auswaschung. Weitere Aspekte werden zukünftig bearbeitet.

2 Versuchsdurchführung

2.1 Technische Beschreibung der Anlage

Die in den Jahren 1992 und 1993 erbaute Anlage besteht aus 32 Edelstahl-Lysimeterbehältern mit jeweils einer quadratischen Oberfläche von je 1 m² und 1,50 m Bauhöhe. Die Lysimeter enthalten monolithische Bodensäulen vom Typ Parabraunerde aus Löss (siehe Tab.1 und 2). Zusätzlich sind zwei mit Quarzkies gefüllte Kontrolllysimeter vorhanden. In einem unter Flur liegenden Bedienungsgang stehen gläserne Großgefäße (jeweils 60 l Inhalt) zum Auffangen des aus dem Boden austretenden Sickerwassers (siehe Abb. 3). Um die in zwei Reihen angeordneten Lysimeter befinden sich sogenannte Simulierbeete, deren Bewuchs den mikroklimatischen Inseleffekt in den eigentlichen Versuchspartellen verringern soll (siehe Abb. 1 und 2).

Zum Schutz vor Vogelfraß ist die Anlage mit einem engmaschigen Maschendraht überspannt. Innerhalb dieses Drahtkäfigs steht eine automatisch arbeitende Wetterstation.

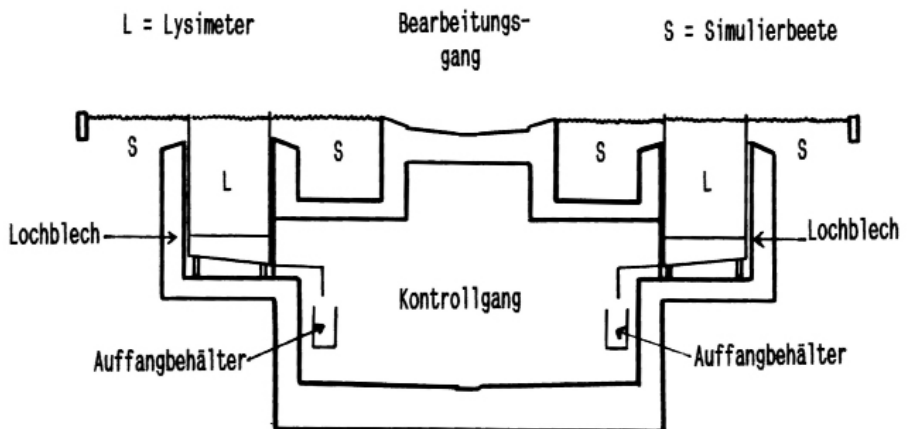


Abbildung 1: Schematischer Querschnitt durch die Lysimeteranlage



Abbildung 2: Blick auf die rechte Hälfte der Anlage mit 16 Lysimeterbehältern und umgebendem Simulierbeet vor Versuchsbeginn



Abbildung 3: Blick in den Lysimeterkeller

2.2 Bodendaten vor Versuchsbeginn

Alle Lysimeter enthalten einheitlich monolithische Bodensäulen einer Parabraunerde aus Löss, die auf dem Areal der Versuchsanstalt vorkommt. Die Abbildung 4 zeigt, wie ein spezielles Entnahmegestell seitlich um einen in den gewachsenen Boden gedrückten Lysimeterbehälter geschoben wird. Mit Hilfe dieses Gestells erfolgte die Entnahme der einzelnen Behälter und das Einstellen in die vorbereitete Auffanganlage.

Die Bodenbeprobung vor Versuchsbeginn wurde am 13.05.1992 im Freiland vorgenommen, in unmittelbarer Nähe zu den Entnahmestellen der Lysimeterbehälter.

Auf diese Weise wurde verhindert, dass durch Bohrstocklöcher zerstörte Bodensäulen in die Lysimeterbehälter gelangten. Die Tabellen 1 und 2 geben die wesentlichen Untersuchungsdaten des Versuchsbodens vor Versuchsbeginn wieder. Danach handelt es sich um einen mittel bis stark tonigen Schluffboden, im Unterboden mit etwas höherem Tongehalt um einen stark schluffigen Tonboden. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) liegt bei Zugrundelegung eines durchwurzelbaren Bodenraumes bis 1 m Tiefe bei 220 l/m^2 , bei Annahme einer durchwurzelbaren Tiefe bis 1,3 m bei 250 l/m^2 . Damit liegt eine für Lössböden typische hohe Wasserspeicherfähigkeit vor.



Abbildung 4: Entnahme der gefüllten Lysimeterbehälter

Tabelle 1: Bodenuntersuchung vor Versuchsbeginn, pH, Nährstoffe und Humus

Tiefe cm	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	C _{org}	Nt
0-10	6,5	22	20	11	1,5	0,16
10-20	6,7	23	12	9	1,2	0,14
20-30	6,9	22	13	9	1	0,12
30-40	6,8	10	11	8	0,6	0,08
40-50	6,8	8	8	9	0,5	0,08
50-60	6,8	5	6	9	0,4	0,07
60-70	6,8	4	6	9	0,3	0,06
70-80	6,9	4	6	10	0,3	0,05
80-90	6,9	3	6	12	0,3	0,05
90-100	6,9	3	6	14	0,2	0,05
100-110	6,9	4	6	17	0,2	0,05
110-120	6,9	4	5	20	0,2	0,04
120-130	7	4	5	22	0,2	0,04
130-140	7	4	6	21	0,2	0,03
140-150	7	4	5	23	0,1	0,03

Tabelle 2: Bodenuntersuchung vor Versuchsbeginn, Korngrößenverteilung

Tiefe cm	gS	mS	fS	gU %	mU	fU	T	Boden- art
0-10	0,4	0,8	2,2	51,1	20,7	7,8	17,0	Ut3
10-20	0,4	0,8	2,1	53,5	19,4	6,7	17,1	Ut4
20-30	0,4	0,9	2,3	53,0	19,2	6,8	17,1	Ut4
30-40	0,1	0,4	1,7	52,4	20,2	6,6	18,6	Ut4
40-50	0,2	0,3	1,8	51,9	19,6	6,4	19,9	Ut4
50-60	0,1	0,2	1,6	48,1	16,8	6,0	27,1	Tu4
60-70	0,1	0,2	1,7	48,1	16,3	5,9	27,7	Tu4
70-80	0,1	0,3	2,0	47,0	17,2	6,3	27,0	Tu4
80-90	0,1	0,2	1,9	46,5	17,7	6,5	27,1	Tu4
90-100	0,1	0,2	2,0	46,5	17,9	6,6	26,7	Tu4
100-110	0,2	0,3	2,3	46,2	17,9	6,4	26,7	Tu4
110-120	0,2	0,3	2,2	45,3	19,1	6,9	26,0	Tu4
120-130	0,2	0,3	1,8	42,8	22,1	7,1	25,8	Tu4
130-140	0,1	0,2	1,5	42,4	23,4	7,9	24,5	Ut4
140-150	0,2	0,3	2,3	44,3	22,1	7,8	23,0	Ut4

Die chemischen Untersuchungsparameter zeigen einen gut mit Nährstoffen versorgten Oberboden. Mit zunehmender Tiefe sinkt der P- und K-Gehalt, während der Mg-Gehalt standorttypisch ansteigt. Auch der pH-Wert steigt mit zunehmender Bodentiefe, wobei nur in den untersten Bodenschichten zonal freier pedogener Kalk auftrat. Damit kann die vorgefundene günstige Bodenreaktion als eine Folge der zuvor regelmäßig durchgeführten Kalkungsmaßnahmen angesehen werden. Die Konzentration von C_{org} entspricht im Oberboden der Bezeichnung „mittel humos“. Bei Umrechnung der Konzentration von C_{org} und N_t in Mengen je Hektar ergeben sich bei Annahme einer Lagerungsdichte von $1,5 \text{ g/cm}^3$ folgende Werte:

- in 0 bis 30 cm Bodentiefe $55,5 \text{ t } C_{org}$ und $6\,300 \text{ kg } N_t$
- in 0 bis 145 cm Bodentiefe $107 \text{ t } C_{org}$ und $15\,500 \text{ kg } N_t$

Damit kann der Versuchsboden als weitgehend repräsentativ für die Lössböden nordhessischer Senkenlagen angesehen werden.

Weitere Untersuchungsergebnisse sind zu entnehmen aus HEYN (1998).

2.3 Vegetationsversuch

Der pflanzenbauliche Versuch auf der Lysimeteranlage wurde in der Vegetationsperiode 1993/94 begonnen. Es kommen die folgenden acht unterschiedlichen Betriebstypen in jeweils vier Wiederholungen zum Vergleich. Die verwendeten Abkürzungen finden eine Erklärung bei Tabelle 3.

Variante 1: Ackerbaubetrieb, extensiv (A ex)

- Fruchtfolge: RAW - WW - GW - Kleegrasmulch - WW - GW
- N-Düngung und PSM reduziert gegenüber Variante 2

Variante 2: Ackerbaubetrieb, intensiv (A in)

- Fruchtfolge: ZF Senf, ZR - WW - GW
- N-Düngung optimal
- PSM nach Schadschwellen

Variante 3: Gemischtbetrieb mit 0,8 GV/ha AF (V n)

- Fruchtfolge: ZF RAS, SM - WW - GW - Kleegrasmulch - WW - GW
- $15 \text{ m}^3/\text{ha}$ Rindergülle jährlich außer zu Klee gras-Stillegung
- Ergänzende N-Düngung und PSM reduziert gegenüber Variante 4

Variante 4: Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha AF (V h)

- Fruchtfolge: ZF RAS, SM - WW - GW
- $30 \text{ m}^3/\text{ha}$ Rindergülle jährlich
- Ergänzende N-Düngung optimal
- PSM nach Schadschwellen

Variante 5: Öko-Betrieb ohne Vieh (Ö vl)

- Fruchtfolge: Kleegras mulch - WW - ZF Leguminosen, GS - ZF Leguminosen, Möhre - EF - RW
- Keine Mineral-N-Düngung
- Kein chem.-synthetischer Pflanzenschutz
- Min. P-, K-, Mg-Düngung nur bei Ergänzungsbedarf (GK „B“)

Variante 6: Öko-Betrieb mit 0,5 GV/ha AF (Ö n)

- Fruchtfolge: Klee gras - Klee gras - WW - ZF Leguminosen, Möhre - EF - RW
- je 20 m³/ha Rindergülle zu: 2. Jahr Klee gras, WW und RW
- Keine Mineral-N-Düngung
- Kein chem.-synthetischer Pflanzenschutz
- Min. P-, K-, Mg-Düngung nur bei Ergänzungsbedarf (GK „B“)

Variante 7: Öko-Betrieb mit 1,0 GV/ha AF (Ö h)

- Fruchtfolge: Klee gras - Klee gras - WW - ZF Legum., SM - FE - RW
- Rindergülle in m³/ha: 20 zu 2. Jahr Klee gras, 25 zu WW, 50 zu SM, 25 zu RW
- Keine Mineral-N-Düngung
- Kein chem.-synthetischer Pflanzenschutz
- Min. P-, K-, Mg-Düngung nur bei Ergänzungsbedarf (GK „B“)

Variante 8: Ackerbaubetrieb „nachwachsende Rohstoffe“ (R)

- Fruchtfolge: RAW - WW - RW oder GW
- Zu RAW Klärschlamm im Wechsel mit Kompost
- Getreide- und Rapsstroh abfahren
- Ergänzende N-Düngung
- Massensorten

Alle in den einzelnen Versuchsjahren angebauten Früchte sind Tabelle 3 zu entnehmen.

In Variante 5, 6 und 7 wurde das Klee gras jeweils schon unter der Vorrucht Roggen jeweils im April als Untersaat ausgebracht, in Variante 1 und 3 im Vorjahresherbst nach der Ernte der Vorrucht Gerste. Das Stilllegungsmaterial wurde zweimal während der Vegetationsperiode gemäht, zerkleinert und wieder auf der Fläche ausgebracht.

In den Ökovarianten 5, 6 und 7 erwies sich im Bedarfsfall (Gehaltsklasse „B“ nach Bodenuntersuchung) die Grunddüngung mit den im Ökolandbau zugelassenen Düngemitteln Hyperphos bzw. Patentkali als notwendig. Die Dosierung entsprach der für die Gehaltsklasse „C“ geltenden Empfehlung. Die Unkrautbekämpfung erfolgte in diesen Varianten per Hand.

Variante 8 unterlag im Jahr 2007 einem besonderen Ereignis. Im Vorjahr waren in Nordhessen zahlreiche belastete Ackerflächen gefunden worden. Landwirte hatten einen Recyclingdünger ausgebracht, bei dem im Nachhinein eine

erhebliche PFC-Kontamination festgestellt wurde. Im Zuge der Aufklärungsarbeit der damit verbundenen Problematik wurden in Zusammenarbeit zwischen LLH und LHL verschiedene Versuchsprojekte durchgeführt. Zur Untersuchung des Auswaschungsverhaltens erhielt in diesem Zusammenhang die Variante 8 PFC und zwar mit PFOA (Perfluorooctanat) und PFOS (Perfluorooctansulfonat) in einer Dotierung von jeweils 25 mg/kg Boden den Zuschlag. Näheres zu den Auswirkungen dieser Behandlung bei STAHL et al., 2013.

2.4 Untersuchungen

Versuchsbegleitend wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Pflanzlicher Aufwuchs: Menge und mineralische Inhaltsstoffe des Aufwuchses, teilweise auch auf PSM-Wirkstoffe
- Nährstoffgehalte der eingesetzten Düngemittel, Schadstoffe von organischen Düngemitteln nach jeweiliger Vorschrift (Klärschlamm, Kompost)
- Niederschlags- und Sickerwassermenge täglich erfasst
- Nährstoff- und Schwermetallgehalte in monatlich entnommenen Niederschlags- und Sickerwasserproben
- PSM-Wirkstoffe in Sickerwasserproben aus V2, V4, V7 und V8 jeweils zu Beginn und Ende der Sickerwasserperiode
- Bodenproben aus dem bearbeiteten Krumbereich jährlich nach der Ernte der Hauptfrucht

Bei der Niederschlagsmessung kam es während einiger Monate im Jahr 2000 zu technischen Problemen an der Messeinrichtung. Es wurden zu geringe Wassermengen gemessen, was erst nachträglich durch Vergleich mit der Auswaschungsmenge der Kies-Kontrolle festgestellt werden konnte. (Ein Vergleich mit Freiland-Messstationen ist wegen der Maschendrahtüberspannung der Lysimeter-Messstation nicht möglich.) Durch die Fehlmessung wurden alle Varianten ungefähr gleich stark betroffen, in den 15-jährigen Ergebnis-Mittelwerten dürfte sich keine spürbare Beeinflussung ergeben.

Tabelle 3: Angebaute Haupt- und Zwischenfrüchte

Veg.- periode	V1 A ex	V2 A in	V3 V n	V4 V h	V5 Ö vl	V6 Ö n	V7 Ö h	V8 R
1992/93		ZF Senf	ZF RAS	ZF RAS				
1993/94	RAW	ZR	SM	SM	KG Still.	KG	KG	RAW
1994/95	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
1995/96	GS	GS ZF Senf	GS	GS ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
1996/97	KG Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
1997/98	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW
1998/99	GW	GW ZF Senf	GW ZF RAS	GW ZF RAS	RW US KG	RW US KG	RW US KG	GW
1999/ 2000	RAS	ZR	SM	SM	KG Still.	KG	KG	RAS
2000/01	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
2001/02	GW	GW ZF Ölre.	GW	GW ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
2002/03	KG Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
2003/04	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW
2004/05	GW	GW ZF Senf	GW ZF RAS	GW ZF RAS	RW US KG	RW US KG	RW US KG	GW
2005/06	RAW	ZR	SM	SM	KG Still.	KG	KG	RAW
2006/07	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
2007/08	GW	GW ZF Senf	GW	GW ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
2008/09	KG Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
2009/10	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW

Abkürzungen:

WW = Winterweizen, GW = Wintergerste, GS = Sommergerste, RW = Winterroggen, RAW = Winterraps, RAS = Sommerraps, ZR = Zuckerrübe, SM = Silomais, EF = Futtererbse, KG = Klee gras, Ölre. = Ölettrich, Leg. = Leguminose (Ackerbohnen-Erb sen-Gemenge), ZF = Zwischenfrucht zur Gründüngung (Ausnahmen: Variante 3 und Variante 4 in 1992/93 und 1998/99 abgefahren), Still. = Stilllegung, gemulcht, US = Untersaat

3 Ergebnisse aus dem Zeitraum 1995 bis 2010

3.1 Pflanzliche Produktion

Zur Kennzeichnung des im Versuch erreichten Ertragsniveaus ist in Abbildung 5 der Korntrag der am häufigsten angebauten Frucht Winterweizen dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass Weizen im Rahmen der Fruchtfolgen der 8 Varianten in unterschiedlichen Jahren angebaut wurde und somit in vielen Fällen keine direkten Vergleiche innerhalb eines Jahres erlaubt. Dennoch lässt die Abbildung ein unterschiedliches Produktivitätsniveau erkennen. Die Ökovarianten liegen mit 50 bis 70 dt/ha mehr oder weniger deutlich unter dem der integrierten Varianten. Im direkten Vergleich zwischen den Varianten 1 und 2, 3 und 4 und 6 und 7 führt jeweils die höhere Intensitätsstufe zu einem höheren Weizenertrag. In Variante 8 leidet der in den anderen Jahren hohe Weizenertrag im Jahr 2007 unter der massiven Beeinträchtigung infolge der PFC-Beaufschlagung.

In Abbildung 6 ist der mittlere jährliche Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) ab dem Erntejahr 1996 dargestellt. Die jeweils linken Säulen zeigen den aus den Haupt- und Nebenernteprodukten der Hauptfrüchte berechneten Mittelwert (einschließlich der Stilllegungs-Hauptfrüchte), ohne Einbeziehung der auf dem Feld verbliebenen Gründüngungs-Zwischenfrüchte. Die jeweils rechten Säulen geben die abgefahrene Trockenmasse wieder, also unter Ausschluss der verbliebenen Erntereste und des gemulchten Stilllegungsaufwuchses.

Am einfachsten ist die Situation in Variante 8 = R. Hier wurde der gesamte Aufwuchs abgefahren (fiktiv: Bioenergiegewinnung), beide Säulen zeigen ein einheitlich hohes Ertragsniveau. Es wäre mit Sicherheit ohne die PFC-Beaufschlagung im Jahr 2007 noch höher ausgefallen.

Beim Vergleich des TM-Ertrages innerhalb der ersten vier Varianten schneidet die jeweils höhere Intensitätsstufe deutlich besser ab, wobei die Vieh hal-

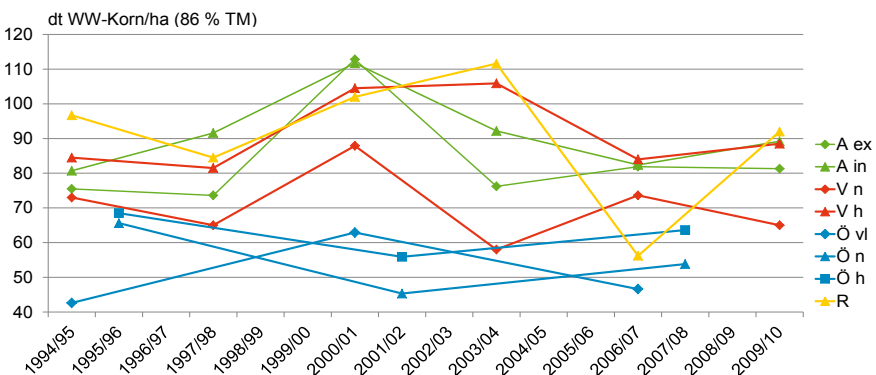


Abbildung 5: Korntrag von Winterweizen

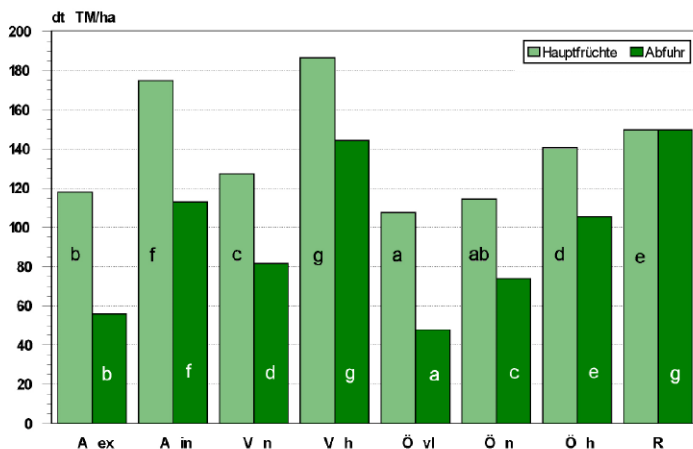


Abbildung 6: Varianten mit unterschiedlicher Buchstabenkennzeichnung unterscheiden sich signifikant mit > GD 5 % innerhalb eines Parameters

tenden Verfahren den beiden Ackerbaumodellen um eine annähernd gleiche Menge überlegen sind.

Die Ökovariante 5 = Ö vl bringt in beiden Vergleichsreihen den signifikant geringsten TM-Ertrag.

Durch Verzicht auf die Kleegrasmulchung liegen die beiden Vieh haltenden Ökovarianten vor allem bei der TM-Abfuhr deutlich höher als die viehlose Variante, im Vergleich zu den viehstärkeren integrierten Varianten 3 und 4 allerdings immer signifikant niedriger.

Die deutlichste Abweichung zwischen TM-Produktion und TM-Abfuhr weisen die Variante 1 und 5 auf, in denen durch Stilllegungsmaßnahmen ein erheblicher Teil der Massenproduktion auf dem Feld verblieb.

3.2 Wasserhaushalt

Abbildung 7 zeigt zunächst das mittlere jährliche Dargebot an Niederschlagswasser, gemessen innerhalb des umgebenden Drahtkäfigs. Es liegt mit ca. 640 l/m² knapp unterhalb des im Kasseler Freilandraum gemessenen langjährigen Wertes.

In den mit gewaschenem Kies gefüllten Kontrollvarianten wurden ca. 83 % des Niederschlagswassers (ca. 520 l/m²) ausgewaschen, die Differenz zum Niederschlag ist der Evaporation geschuldet. In den Boden enthaltenden Varianten wurden je nach Verbrauch des Bewuchses größenordnungsmäßig ca. 20 % des Niederschlagswassers ausgewaschen.

Einen genaueren Blick auf die Wassernutzungseffizienz erlaubt Abbildung 8. Hier ist zunächst der Wasserverbrauch jeder Variante als Differenz zwischen

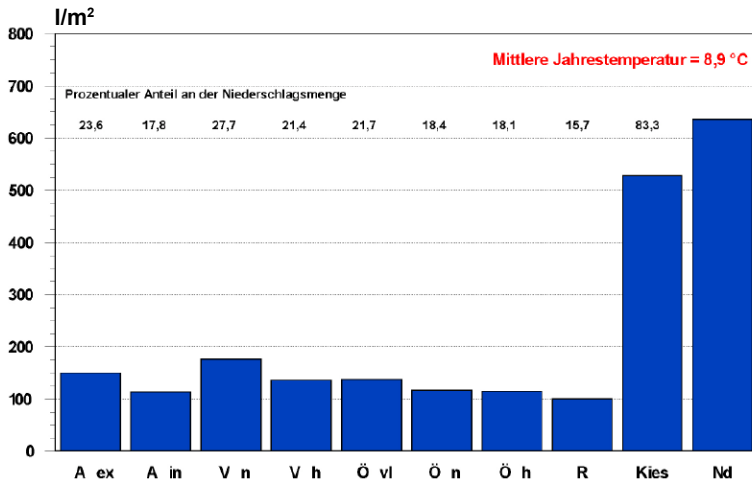


Abbildung 7: Mittlere jährliche Niederschlags- und Sickerwassermenge von 1995/96 bis 2009/10

der bei ihr ermittelten Sickerwassermenge und der Sickerwassermenge in den Kies-Kontroll-Lysimetern dargestellt.

Danach war der Wasserverbrauch in der Variante 8 = R am höchsten, gefolgt vom Verbrauch der Variante 2 = Ain und Variante 7 = Öh. Der niedrigste Wasserverbrauch wurde in Variante 3 = Vn festgestellt.

Zur Ermittlung des spezifischen Wasserverbrauchs wurde die verbrauchte Wassermenge der erzeugten Produktionsleistung gegenüber gestellt. Der errechnete

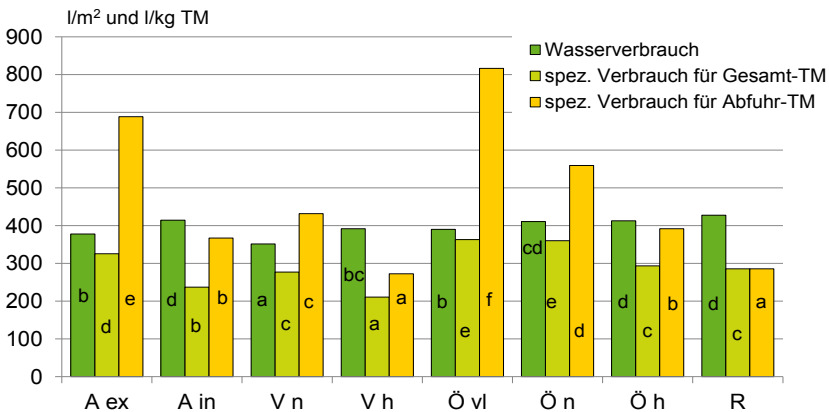


Abbildung 8: Jahresmittelwerte des absoluten (linke Säulen) und des spezifischen Wasserverbrauchs, bezogen auf Gesamt-TM-Ertrag (mittlere Säulen) und TM-Abfuhr (rechte Säulen) (Varianten mit unterschiedlicher Buchstabenkennzeichnung unterscheiden sich signifikant mit > GD 5 % innerhalb eines Parameters, TM = Trockenmasse)

te Quotient gibt auch die Wassernutzungseffizienz bzw. den Transpirationskoeffizient an. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede in der Größenordnung, je nachdem, ob man als Produktionsparameter die erzeugte Gesamt-Trockenmasse oder die abgefahrene Trockenmasse heranzieht. Der Unterschied kommt besonders zum Tragen, wenn in Stilllegungsjahren pflanzliche Masse zwar erzeugt aber nicht abgefahren wird (Variante 1 und 5).

Beide Verfahren lassen erkennen, dass der spezifische Wasserverbrauch mit steigender Bewirtschaftungsintensität sinkt. Das gilt für den Vergleich der beiden Ackerbauvarianten, der beiden integrierten Viehhaltungsvarianten und der beiden ökologischen Viehhaltungsvarianten jeweils untereinander.

Der ökologische Landbau schneidet aufgrund seines relativ hohen Wasserverbrauchs im spezifischen Wasserverbrauch tendenziell ungünstiger ab, als die integrierte Bewirtschaftung.

3.3 Stickstoffauswaschung

In den monatlich aus den einzelnen Wiederholungen entnommenen Sickerwasserproben wurde der Nitrat- und Ammoniumgehalt, neben zahlreichen anderen Parametern bestimmt. Die Berechnung der mittleren Nitratkonzentration der Sickerwässer im gesamten Berichtszeitraum erfolgte unter Gewichtung über die Wassermenge der monatlichen Einzelproben der Wiederholungen. Insofern stellen die in Abbildung 9 gezeigten Konzentrationswerte diejenigen dar, die beim Auffangen des Sickerwassers einer Variante über den gesamten Berichtszeitraum hinweg festzustellen wäre.

Das durch feuchte und trockene Deposition befrachtete Sickerwasser der Kieskontrollen weist bereits eine Nitratkonzentration von ca. 9 mg/l auf. Die integriert bewirtschafteten Varianten 1 bis 4 liegen recht einheitlich auf einem Niveau von ca. 40 mg NO₃/l. In den drei ökologisch bewirtschafteten Varianten 5 bis 7 wurden mit ca. 70 mg/l die höchsten Nitratkonzentrationen gemessen, die Variante 8 nimmt mit ca. 55 mg/l eine Zwischenstellung ein (Abb. 9).

Zur Untersuchung der Frage, ob sich der relativ hohe Nitratgehalt in den Ökoverianten bestimmten Ursachen zuordnen lässt, sei beispielhaft auf Abbildung 10 verwiesen. Hier sind Sickerwassermenge und -nitratkonzentration sowie die durch Rindergülle ausgebrachte N-Düngermenge für Variante 7 = Ö h in allen Einzeljahren dargestellt. Betrachtet man zunächst einzelne Fruchtfolgeglieder, so findet man in den beiden Klee gras-Doppeljahren im Untersuchungszeitraum stets niedrige Nitratkonzentrationen. In den Silomaisjahren einmal einen Wert um 100 mg/l und in zwei späteren Jahren Werte um 50 mg/l, unter Futtererbsen Werte von ca. 50, 110 und 70 mg/l und unter Roggen mit Klee grasuntersaat Werte von ca. 85 und 140 mg/l. Gerade das letzte Beispiel zeigt aber auch die deutliche Abhängigkeit von der Sickerwassermenge. Gegenüber dem Jahr 1998/99 ergibt sich die höhere Nitratkonzentration im Jahr 2004/05 trotz

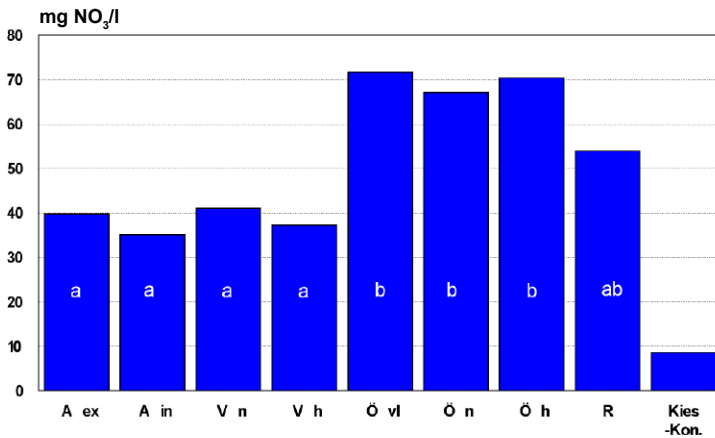


Abbildung 9: Nitratkonzentration im Sickerwasser im Mittel von 15 Jahren (Varianten mit unterschiedlicher Buchstabenkennzeichnung unterscheiden sich signifikant mit > GD 5 %)

niedrigerer Düngung mit Rindergülle durch die deutlich niedrigere Sickerwassermenge. Im Extremfall ist im Jahr 1995/96 der mit Abstand höchste Nitratgehalt zu verzeichnen, allerdings bei einer unbedeutenden Sickerwassermenge nahe Null. Insofern bleibt dieses Extremereignis ohne Auswirkungen auf den über die Wassermenge gewogenen Nitratmittelwert im Gesamtzeitraum. Insgesamt ist aus der Abbildung ersichtlich, dass sich monokausale Zuordnungen nicht treffen lassen. Der Nitratgehalt ist letztlich eine Größe, die sich aus mehreren Ursachen und ihren Wechselwirkungen speist.

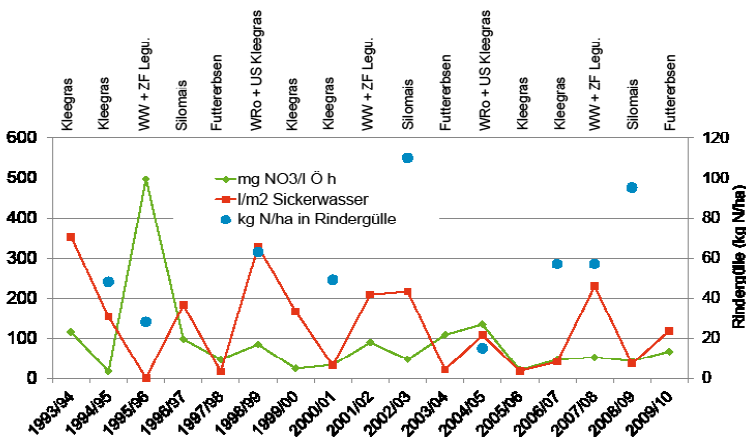


Abbildung 10: Jährliche Sickerwassermenge und deren Nitratkonzentration in Variante 7 = Ö h

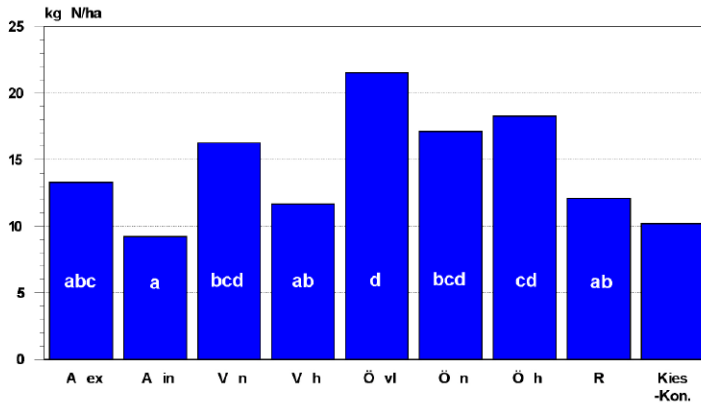


Abbildung 11: Jährliche Nitrat-N-Auswaschungsmenge im Mittel von 15 Jahren (Varianten mit unterschiedlicher Buchstabenkennzeichnung unterscheiden sich signifikant mit > GD 5 %)

Die als Nitrat ausgewaschene Stickstoffmenge als Produkt aus Wassermenge und Nitratkonzentration ist in Abbildung 11 dargestellt. Ungefähr 10 kg N/ha werden bereits mit dem Sickerwasser der Kieskontrollen ausgetragen. Demgegenüber stellt sich die Nitrataustragsmenge in den Varianten 2 = A in, 4 = V h und 8 = R nicht oder nur unbedeutend höher dar. Die niedrigen Intensitätsstufen in Variante 1 = A ex und 3 = V n liegen in ihrem N-Austrag jeweils höher als ihre intensiv bewirtschafteten Vergleichspartner. Die beiden Vieh haltenden Ökobertriebe in Variante 6 und 7 liegen auf vergleichbarem Niveau wie Variante 3 und die höchste Auswaschungsmenge wird im viehlosen Betrieb in Variante 5 erreicht. Insgesamt deuten die breiten Signifikanzstufen auf eine relativ hohe Streuung der Einzelwerte hin.

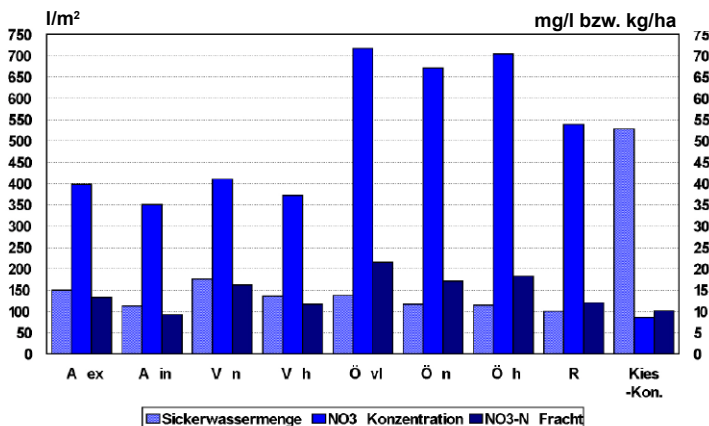


Abbildung 12: Jahresmittelwerte für Sickerwassermenge, Nitratkonzentration und Nitrat-N-Fracht

In Abbildung 12 sind noch einmal die den N-Austrag kennzeichnenden Parameter Sickerwassermenge, Nitratkonzentration und Stickstoffaustragsmenge (= -fracht) zusammengefasst.

Auf die Darstellung der Ammoniumkonzentration des Sickerwassers und des N-Austrages in Ammoniumform kann hier verzichtet werden. Der Austrag liegt in einer Größenordnung von deutlich unter 1 kg N/ha x a.

3.4 Stickstoffbilanz

Zur Erstellung der Stickstoffbilanzen musste als bisher noch fehlende Größe der N-Entzug durch die Pflanzen bzw. die Abfuhr berechnet werden. Dabei ergibt sich nach Abbildung 13 im Wesentlichen ein ähnliches Bild wie in der Trockenmasseproduktion (Abb. 6). Allerdings schneiden die Ökovarianten 6 und 7 jetzt wesentlich besser ab, begründet im hohen N-Entzug und hoher N-Abfuhr der Klee- und Futtererbsenernten. Umgekehrt macht sich der Verbleib der Pflanzenmasse in den Stilllegungsjahren insbesondere in der Variante 5 = Ö vl bemerkbar. Hier werden nur ca. 80 kg N/ha/a abgefahren, während die Spannweite bis knapp 190 kg N/ha/a in der Ökovariante 7 = Ö h reicht.

Die N-Bilanzierung erfolgte nach Absprache in der unserer Arbeitsgruppe ohne Berücksichtigung der Deposition und der Auswaschung durchgeführt. Bei organischen Düngern wurde mit Gesamt-N-Gehalten gerechnet, die legumine N-Bindung im Wurzelbereich berechnete sich nach Tabelle 4 des hessischen Leitfadens zur Umsetzung der DüV. Die sich ergebenden Salden sind als Punkte (positiv) bzw. Quadrate (negativ) in die Abbildung 14 eingetragen.

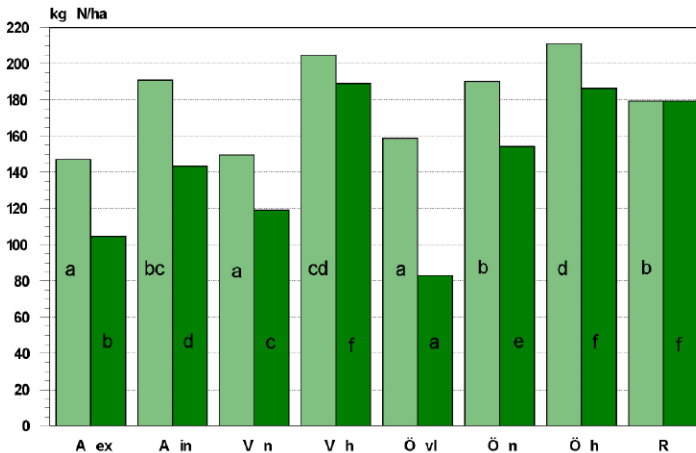


Abbildung 13: Jahresmittelwerte für N-Entzug (linke Säule/nur Hauptfrüchte) und N-Abfuhr (rechte Säule) (Varianten mit unterschiedlicher Buchstabenkennzeichnung unterscheiden sich signifikant mit > GD 5 % innerhalb eines Parameters)

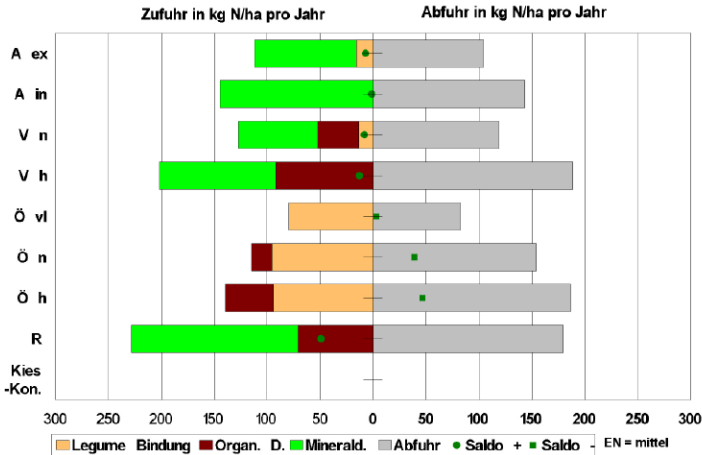


Abbildung 14: Mittlere jährliche N-Bilanz (Methode „Lysimeter-Arbeitsgruppe“, unterstelltes Ertragsniveau bei Zwischenfrucht-Gründung = „mittel“)

In den integrierten Varianten 1 bis 4 ist der N-Saldo nahezu ausgeglichen, bei höherem Viehbesatz in Variante 4 schwach erhöht. In der Rohstoff-Variante 8 kommt es durch den Einsatz von Kompost bzw. Klärschlamm und der eingeschränkten Abfuhr aufgrund der PFC-Beaufschlagung zu einem N-Überhang von ca. 50 kg/ha x a. In den Ökovarianten sind die Salden negativ, in Variante 5 nur mit einem geringen Betrag, in Variante 6 und 7 durch die deutlich höhere Abfuhr mit bis zu ca. 50 kg N/ha x a.

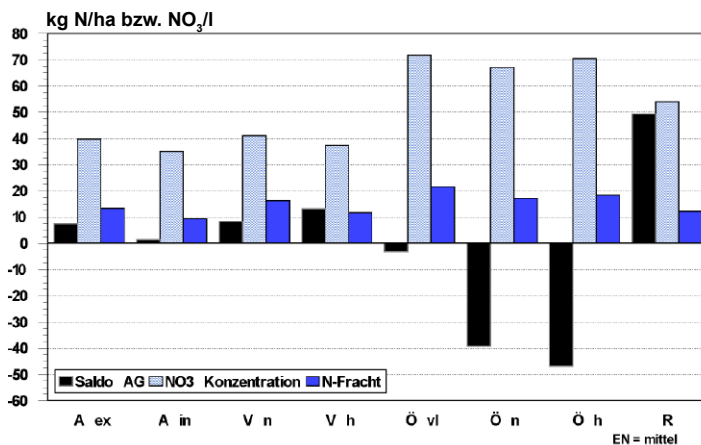


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen Jahresmittelwerten für Nitratkonzentration und -fracht im Sickerwasser sowie den berechneten N-Salden

In der abschließenden Abbildung 15 sind die N-Austragsmerkmale Konzentration und Fracht den errechneten N-Salden gegenüber gestellt. Dabei fällt besonders auf, dass in den Vieh haltenden Ökobetrieben zwischen den deutlich negativen N-Salden und der N-Konzentration im Sickerwasser keinerlei Bezug besteht. Auch in Variante 8 spiegeln die deutlich positiven Salden nicht die N-Auswaschungsfraucht wider. Eine etwas bessere Verknüpfung kann hier zu der erhöhten Nitratkonzentration gesehen werden.

4 Diskussion

Vor dem Hintergrund global knapper werdender Ressourcen Boden und pflanzenverfügbares Wasser stellt sich die Frage nach der Produktivität und der Wassernutzungseffizienz der geprüften Bewirtschaftungssysteme. Erwartungsgemäß nahm die Produktivität mit steigender Anbauintensität zu. Bei Betrachtung sowohl der mit den Hauptfrüchten erzeugten Trockenmasse, als auch der Trockenmasseabfuhr ergab sich ein Vorteil für die jeweils höhere Intensitätsstufe im Vergleich der Ackerbaubetriebe, der Vieh haltenden integrierten Betriebe und der Ökobetriebe untereinander. In beiden Intensitätsstufen wurde in den Vieh haltenden Systemen mehr Trockenmasse erzeugt bzw. abgefahren als in reinen Ackerbausystemen. Die drei Ökovarianten blieben jeweils unter der Produktionsleistung ihrer integrierten Vergleichsvarianten, wobei der Ertragsrückstand in der hohen Intensitätsstufe deutlicher ausfiel. Allerdings ist diese Ertragsdifferenz von ca. 20 % (gemessen am TM-Ertrag, siehe Abb. 5) immer noch gering im Vergleich mit den Ergebnissen des CONBALE-Projektes der Universität Kiel, wo die ökologische Fruchtfolge gegenüber der konventionellen Fruchtfolge um 70 % zurück fiel, gemessen in Getreideeinheiten (GE) (TAUBE, 2005). Auch das System „nachwachsende Rohstoffe“ kann zu großer Mengenproduktion in der Lage sein, hier wurde es allerdings durch die einmalige PFC-Ausbringung zeitweilig massiv beeinträchtigt.

Pflanzliches Massenwachstum und Wasserverbrauch hängen unmittelbar zusammen. Für höhere Produktionsleistungen wird mehr Wasser benötigt, entsprechend weniger Sickerwasser fällt an. Je nach Aufwuchsleistung traten in den Lysimeter-Varianten ca. 16 bis 28 % der Niederschlagsmenge als Sickerwasser aus. Damit liegen die Auswaschungsraten etwas höher als in der Randlage des Thüringer Trockengebietes, wo auf einem Fahlerde-Pseudogley-Standort im Mittel von 14 Jahren 15 % des Niederschlages von 602 mm im 80 bis 90 cm tief liegenden Dränsystem aufgefangen wurde (PFLEGER, 2008).

Bei der Berechnung des spezifischen Wasserverbrauchs (= „Transpirationseffizienz“), der die Parameter Produktivität und Wasserverbrauch miteinander verknüpft, ergaben sich mehr oder weniger spiegelbildliche Variantendifferenzierungen zum absoluten Wasserverbrauch. Auch hier blieb die Vorteilhaftigkeit der

höheren Anbauintensität bei allen drei möglichen Vergleichspaaren erhalten (Variante 2 < Variante 1; Variante 4 < Variante 3; Variante 7 < Variante 6). In den Viehhaltenden Systemen fiel der spezifische Wasserverbrauch niedriger aus als in den reinen Ackerbaubetrieben, bei ökologischer Bewirtschaftung war er höher als bei integrierter Wirtschaftsweise. Im Vergleich zu Literaturangaben liegen die hier gefundenen Werte von 230 bis ca. 370 l/kg TM alle niedrig, wenn auf die Gesamt-TM bezogen wird. GEISLER (1980) gibt folgende Werte an: für Beta-Rüben 300 bis 400, für Gerste und Roggen 400 bis 500 und für Weizen 500 bis 600 l/kg TM.

Bei den Diskussionen um die global abnehmenden verfügbaren Wasserressourcen oder um die auch regional durch Klimaveränderung befürchtete ungünstigere zeitliche Niederschlagsverteilung macht es einen wesentlichen Unterschied, ob man auf den absoluten oder den spezifischen Wasserverbrauch fokussiert. Eine Argumentation im Hinblick auf den spezifischen Wasserverbrauch muss als Konsequenz eine Steigerung der Produktionsintensität fordern, die dann jedoch durch die absolut zur Verfügung stehenden Wassermengen limitiert wird. Eine Bewirtschaftungsstrategie des Wassersparens hat nur dann einen Sinn, wenn die „gesparte“, d. h. vorläufig nicht genutzte Wassermenge späteren Fruchtfolgegliedern zur Verfügung stehen kann. Hierzu ist die Speicherfähigkeit des Bodens eine wesentliche Voraussetzung.

Der Stickstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Produktionssystemen ist eines der Kernprobleme der Landbewirtschaftung. Sowohl die Menge des gasförmigen Austrags in die Atmosphäre als auch die der Auswaschung in die Hydrosphäre werden als wesentliche Umweltindikatoren für nachhaltiges Wirtschaften angesehen. Zur Erfassung der Auswaschungsmengen eignen sich Lysimeterversuche besonders. Maßgebliche Parameter sind die Nitratkonzentration im Sickerwasser und die mit dem Wasser ausgetragene Nitrat-N-Menge, auch als „Nitrat-Fracht“ bezeichnet. Andere N-Verbindungen wie Ammonium spielen ihrer Größenordnung nach keine Rolle. Als Orientierungswert für die Nitratkonzentration im Sickerwasser gilt der Grenzwert aus der Trinkwasserverordnung von 50 mg NO₃/l. Der Nitratkonzentration als ein Qualitätsparameter steht die quantitative Bewertung der ausgetragenen Stickstoffmenge gegenüber. Beide Parameter dienen einer etwas unterschiedlichen Zielerfüllung: während aus Sicht der Trinkwasserbereitstellung der qualitative Aspekt im Vordergrund steht, ist im Hinblick auf die Gewässerbelastung die eingetragene Fracht entscheidend. KUBINIOK et al. (2004) fanden bei Untersuchungen an 15 Standorten im Saarland von April 1999 bis zum März 2000 Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in 1 m Tiefe von 53 bis 350 mg/l und N-Austräge von 38 bis 61 kg NO₃-N/ha x a. Auf einer 4,2 ha großen Dränfläche in der Nähe von Rostock maßen KAHLE et al. (2007) in den Perioden 2003/04 und 2004/05 Nitratkonzentrationen von 66 bzw. 52 mg/l und N-Frachten von 14,7 bzw. 14,2 kg/ha x a im Dränwasser. In der bereits erwähnten Untersuchung von PFLEGER (2008) wurden auf einem Thüringer Standort im Mittel von 14 Jahren 91 mg NO₃/l Dränwasser gemessen, bei ordnungsgemäßer

Bewirtschaftung seit dem Jahr 2000 nur noch 60 mg NO₃/l. Gleichzeitig reduzierte sich der N-Austrag auf 30 kg/ha x a. Für die Fruchtfolge Silomais, Sommergerste, Raps und Winterweizen stellte KNOBLAUCH (2008) auf einer Para-Rendzina unter den Trockenbedingungen des Thüringer Beckens eine mittlere Nitratkonzentration von 80 mg/l fest, bei einem gleichzeitig mit 4 kg N/ha x a nur geringen N-Austrag. Und für den württembergischen Grundwasserkörper „Tauberland“ errechneten sich nach dem Computermodell STOFFBILANZ für die Jahre 1980, 1995 und 2005 Nitratkonzentrationen von 56, 39 und 32 mg/l bei N-Salden von +39, +32 und +26 kg N/ha x a (FINCK et al., 2010). Zwischen den modellierten und den gemessenen Werten wurde eine gute Übereinstimmung festgestellt. Wesentlich höhere N-Auswaschungen stellten ARMBRUSTER, LAUN und WIESLER (2008) für intensive Gemüsefruchtfolgen durch Saugkerzenmessungen und Berechnung der Sickerwassermenge nach dem Computermodell CANDY fest. Bei N-Düngung nach Faustzahlen wurden auf dem Standort Rinkenbergerhof in 105 cm Tiefe im Mittel 421 kg N/ha x a ausgewaschen, 358 kg N/ha x a auf dem Standort Queckbrunnerhof. Durch N-Düngung nach der Methode „Expert“ und durch Abfuhr der Erntereste und Zwischenfruchtanbau ließ sich diese Menge drastisch reduzieren auf im günstigsten Falle 88 kg N/ha/a. Dass sich durch Zwischenfruchtanbau oder durch Untersaaten im Mais die Nitratkonzentration im Sickerwasser deutlich verringern ließ, bestätigten auch Untersuchungen von EICHLER und ZACHOW (2004) sowie BAUMGÄRTEL und SCHÄFER (2003).

In dem hier berichteten Lysimeterversuch lag die Nitratkonzentration in den 3 Ökoverarianten mit einem Niveau von ca. 70 mg/l deutlich höher als in den 4 integrierten Bewirtschaftungsmodellen, bei denen eine Größenordnung von ca. 40 mg NO₃/l erreicht wurde. Eine kausale Zuordnung zu einzelnen Fruchtfolgegliedern ließ sich aufgrund der engen Interaktion zur Jahressickerwassermenge nicht nachweisen. Auch in der ausgetragenen N-Fracht lagen die Ökoverarianten mit Mengen um ca. 20 kg N/ha x a geringfügig höher als die integrierten Vergleichsvarianten. Im Vergleich zu den oben genannten Literaturangaben oder auch zu den Ergebnissen eines früheren Lysimeterversuches der hessischen Agrarverwaltung in Darmstadt sind diese aktuell ermittelten Konzentrationen und N-Frachten dennoch insgesamt als niedrig einzustufen. In dem Darmstädter Lysimeterversuch und einem Parallelversuch in Weihenstephan waren folgende Ergebnisse gefunden worden (Tab. 4). Dass die Ökoverarianten im aktuellen Versuch teilweise ungünstiger abschnitten als die integrierten Varianten steht im Widerspruch zu einigen anderen Untersuchungsergebnissen, beispielsweise denen von GUTSER et al. (2004) veröffentlichten aus dem mehrjährigen Forschungsprojekt „Scheyern“. Hier wurden unter Einbeziehung der Input-Größen Düngung, Saatgut, legume N-Fixierung und N-Immission für den konventionellen Anbau N-Salden gefunden von 63 kg N/ha x a und für den ökologischen Anbau von 87 kg N/ha x a bei gleichzeitiger N-Auswaschung von 27 bzw. 16 kg N/ha x a. Auch HEGE et al. (2005) fanden günstigere Werte für den ökologischen Anbau (Tab. 5).

Tabelle 4: Lysimeter-Parallelversuche Darmstadt und Weihenstephan: Mittelwerte aus der Variante „mit N-Düngung, mit Bewuchs“ aus dem genannten Zeitraum (GUTSER, HEYN, AMBERGER u. BRÜNE, 1987)

	Darmstadt	Weihenstephan
Mittelwert aus den Jahren	1973 bis 1980	1972 bis 1977
Sickerwasser (l/m ²)	148	224
Nitratgehalt (mg NO ₃ /l)	172	97
N-Saldo (kg N/ha x a)	73	51

Tabelle 5: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit von der Nutzungsform (HEGE, OFFENBERGER und FISCHER, 2005)

Nutzungsform	n	Nitratkonzentration mg NO ₃ /l
Konventionell, ohne Vieh (Ø < 0,2 GV/ha)	56	48
Konventionell, mit Vieh (Ø 1,7 GV/ha)	103	75
Ökologisch, Umstellung älter als 6 Jahr (Ø 0,8 GV/ha)	16	29
Ökologisch, Umstellung jünger als 6 Jahre (Ø 0,8 GV/ha)	9	34
Grünland	10	25

Die Autoren nahmen auf Praxisflächen bis zu 10 m tiefe Bodenbeprobungen vor und stellten den Nitrat- und Feuchtegehalt der unterschiedlichen Schichten fest. Aus beiden Größen wurde die Nitratkonzentration im Bodenwasser berechnet, welches von den Autoren mit dem Sickerwasser gleichgesetzt wird („Bodenwasser“ = „Sickerwasser“). Diese Gleichsetzung ist fachlich anzuzweifeln, beispielsweise bleibt die Bypasswirkung schnell dränender Makroporen völlig unberücksichtigt.

In dem bereits erwähnten CONBALE-Forschungsprojekt der Christian-Albrechts-Universität Kiel wurden auf dem Versuchsgut Lindhof von 1999 bis 2002 trotz eines deutlich höheren positiven N-Saldos bei konventionellem Anbau nahezu gleich hohe N-Auswaschungsmengen in der ökologischen Variante in Höhe von etwa 20 kg N/ha x a gefunden (bestimmt mittels Saugkerzen). Das entsprach bei der dortigen Sickerwasserspende einem Nitratgehalt von ungefähr 40 mg/l (TAUBE, 2005).

In der Einleitung seiner Diplomarbeit beschreibt LOTZ (1991) das Problem: „Für den biologisch wirtschaftenden Landwirt stellt sich die Frage, wie er diese Stickstoffmengen (nach Kleeergrasumbruch) den Folgekulturen erhält, wie er sie in die Folgejahre „hinüberrettet“. Hier liegt eines der zentralen Probleme des ökologischen Landbaus (KAHNT, 1988).“ LOTZ konnte in einem einjährigen Versuch nach vorangegangenem Umbruch von einjährigem Kleeergras

und nur kurzzeitigem Ackerbohnen-Erbсен-Gründungsbestand bei früher Aussaat von Winterweizen mit Ölrettich bzw. Senf-Beisat (28.09.1989) die N-Auswaschung aus dem Bodenbereich 0 bis 90 cm auf 33,4 kg N/ha reduzieren gegenüber einer Auswaschung von 61,0 kg/ha bei späterer Aussaat (19.10.1989). Entscheidend war der frühe Saattermin, der Effekt der Beisat blieb gegenüber der reinen Weizensaat nur gering. Dennoch scheint es generell der richtige Ansatz zu sein, die legum fixierten N-Mengen nach Möglichkeit durch winterharte Zwischenfrüchte vor Auswaschung zu schützen.

Die im vorliegenden Lysimeterversuch festgestellten, relativ hohen Nitratgehalte im Sickerwasser der ökologischen Varianten haben zu einer intensiven Diskussion mit Vertretern des ökologischen Landbaus geführt. In einer schriftlichen Stellungnahme des LLH-Fachgebietes „Beratung Ökologischer Landbau“ wird vor allem der hohe Leguminosenanteil in den Fruchtfolgen kritisiert und als nicht mehr dem aktuellen Kenntnis- und Beratungsstand entsprechend bezeichnet (WILLIGES, 2011). Für die nächste Rotation ist daher eine Überarbeitung der Fruchtfolge- und Anbaupläne vorgesehen.

Für die Berechnung der N-Salden nach der „Lysimeter-Arbeitsgruppen-Methode“ (Abb.14) wurde die als trockene und feuchte Deposition in den Kies-Kontrollvarianten gesammelte N-Menge nicht als Input einbezogen. Sie lag im Mittel der Jahre bei 11 kg N/ha und damit etwas niedriger als der im Mittel von neun Stationen in Sachsen in den Jahren 1998 bis 2001 gefundene Wert von 17 kg N/ha x a (LIPPOLD u. ALBERT, 2003). In dem früheren hessischen Lysimeterversuch in Darmstadt war in den Jahren von 1973 bis 1980 eine mittlere Deposition von 36 kg N/ha x a gefunden worden (GUTSER et al., 1987). Der Unterschied erklärt sich aus der Innenstadtlage des Darmstädter Lysimeters und des allgemeinen Rückganges der N-Immissionen.

Die berechneten Salden bleiben in den integrierten Bewirtschaftungsvarianten unter 20 kg N/ha/a und damit auch bei Viehhaltung deutlich unter dem in der DüV gesetzten Grenzwert von 60 kg N/ha x a im Mittel von drei Jahren. Zum Vergleich: HEROLD u. WAGNER (2007) stellten in mehrjährigen Monitoring-Programmen in Thüringen N-Salden von plus 36 für konventionellen und minus 27 kg N/ha x a für ökologischen Landbau fest.

In der Rohstoff-Variante 8 liegt der Saldo mit ca. 50 kg/ha in einer Größenordnung, was sicherlich eine Erklärung in der zeitweiligen Beeinträchtigung des Wachstums und der N-Abfuhr aufgrund der PFC-Beaufschlagung findet. Dadurch ist ein direkter Vergleich mit den übrigen Varianten kaum noch möglich. Die Beobachtung der Langzeitfolgen dieser Kontamination stellt eine eigenständige Aufgabenstellung dar.

Abbildung 15 zeigt insbesondere für die Vieh haltenden Ökobetriebe eine gravierende Diskrepanz zwischen den deutlich negativen Bilanzsalden (Größenordnung bis ca. minus 50 kg N/ha/a) und der relativ hohen Nitratkonzentration im Sickerwasser. Damit kann die Feststellung von WACHENDORF et al. (2003) nicht

bestätigt werden, die bei Grünland und Mais robuste Beziehungen zwischen N-Saldo und Nitratauswaschung gefunden hatten. Die Ursache für die hier festgestellte Nicht-Übereinstimmung liegt im Wesentlichen in der sehr hohen N-Abfuhr durch die Ernte des Kleeegrases, die sich im stark negativen Saldo widerspiegelt. Insgesamt schließt sich aufgrund des Versuchsansatzes eine kurzfristige Versuchsauswertung aus. Der hier gewählte Berichtszeitraum, der mit 15 Jahren 2,5 Rotationen der 6-jährigen und 5 Rotationen der 3-jährigen Fruchtfolgen umfasst, ist als kürzeste akzeptable Auswertungsperiode zu sehen. Auf eine Darstellung der Ergebnisse in Einzeljahren bzw. einer Entwicklung über Einzeljahre wurde verzichtet (mit Ausnahme von Abb.10), weil sich die anbau- oder witterungsbedingten Einflussgrößen nur in den seltensten Fällen direkt innerhalb eines Auswertungsjahres kausal mit deren Auswirkungen verbinden lassen. So kann sich beispielsweise ein niederschlagsreiches Jahr oft erst in der Auswaschungsintensität des folgenden Kalenderjahres manifestieren. Es war von Anfang an nicht Aufgabe des Versuches, einzelne Kausalzusammenhänge sichtbar zu machen, sondern Summeneffekte. Eine Fortsetzung des Versuches ist somit dringend erforderlich um die Ergebnisse weiter abzusichern und um die Langzeitwirkungen zu verfolgen. Die einzelnen Bewirtschaftungsmodelle sollen dabei den aktuellen agrar- und marktpolitischen Rahmenbedingungen und neueren wissenschaftlichen Erkenntnissen angepasst werden.

5 Zusammenfassung

Im Lysimeterversuch in Kassel werden 8 unterschiedliche Bewirtschaftungsmodelle auf einheitlicher Parabraunerde aus Löss verglichen. Der Berichtszeitraum erstreckt sich über 15 Jahre, der Erntejahre 1996 bis 2010, und umfasst bei den 6-gliedrigen Fruchtfolgen 2,5 und bei den 3-gliedrigen Fruchtfolgen fünf Rotationen. Es kommen zwei Ackerbaubetriebe und jeweils zwei Vieh haltende integrierte und ökologische Betriebe in niedriger und hoher Intensitätsstufe sowie ein viehloser ökologischer Betrieb und ein viehloser Betrieb zur Produktion pflanzlicher Biomasse zur Energiegewinnung zur Prüfung.

In der hier vorliegenden zusammenfassenden Betrachtung dieses Zeitraumes werden die Produktivität der Bewirtschaftungssysteme (= Bildung von Ertrag und Gesamttrockenmasse) und ihre Effizienz der Nutzung von Wasser und Stickstoff untersucht. Umgekehrt proportional zur Nutzungseffizienz von Stickstoff ergibt sich eine Aussage über das Gefährdungspotenzial der Bewirtschaftungssysteme für die Hydrosphäre.

Mit Steigerung der Bewirtschaftungsintensität zeigt sich eine höhere Produktivität, das gilt für den Vergleich der beiden Ackerbaubetriebe ebenso wie für den Vergleich der beiden Vieh haltenden integrierten und der beiden Vieh haltenden ökologischen Betriebe. Gleichzeitig steigt mit der Produktivität auch die Effizienz

der Wassernutzung. Die höchste Produktionsleistung und beste Wassernutzung wurde im integrierten Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha (Var. 4) erreicht. In beiden Kenngrößen schneiden der extensive Ackerbaubetrieb (Var. 1) und der viehlose Ökobetrieb (Var. 5) aufgrund der unproduktiven Stilllegungs- bzw. Mulchjahre ungünstig ab. Der auf reine Biomasseproduktion ausgerichtete Betrieb (Var. 8) leidet in seiner Effizienz unter der massiven Wachstumsbeeinträchtigung durch die einmalige PFC-Beaufschlagung im Jahr 2007.

Bei den umweltrelevanten Kriterien Nitratkonzentration des Sickerwassers und Nitrataustrag schneiden alle Varianten im Vergleich zu Literaturangaben relativ gut ab. Im Nitrataustrag liegen sieben von acht Varianten unter 20 kg N/ha x a und nur die viehlose Ökovariante (Var. 5) knapp darüber. In der mittleren Nitratkonzentration des Sickerwassers liegen die Ökovarianten mit ca. 70 mg/l allerdings eindeutig höher als die integrierten Varianten mit ca. 40 mg/l. Die Begründung dafür ist neben dem erhöhten Wasserverbrauch der Bestände in der intensiven legumen N-Fixierung zu sehen, die nicht immer von den nachfolgenden Kulturen optimal genutzt werden kann. Allerdings entspricht der hohe Leguminosenanteil in den ökologischen Varianten nicht mehr dem heutigen Kenntnis- und Beratungsstand im ökologischen Landbau (WILLIGES, 2011).

Die feuchte und trockene N-Deposition liegt bei 11 kg N/ha x a im Untersuchungszeitraum. Sie wird bei der N-Bilanzierung nach der Methode „Lysimeter-Arbeitsgruppe“ nicht berücksichtigt, ebenso wie die Auswaschung in ähnlicher Größenordnung. Für die integrierten Varianten ergeben sich N-Salden innerhalb eines Bereiches von plus 20 kg N/ha x a, für die Vieh haltenden Ökobetriebe negative Salden in einer Größenordnung bis minus 50 kg N/ha x a. Zwischen diesen Negativsalden und der höheren Nitratkonzentration des Sickerwassers besteht keine Übereinstimmung.

Die Anbau- und Bewirtschaftungspläne für die einzelnen Varianten sollen überarbeitet werden.

Literatur

ARMBRUSTER, M.; LAUN, N.; WIESLER, F. (2008): Stickstoffbilanzen und Nitratauswaschung bei unterschiedlichem N-Management im Gemüsebau. VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 63, Kongressband 2007, ISBN 3-922712-97-5, S. 103-114

BAUMGÄRTEL, G.; SCHÄFER, W. (2003): Auswirkung unterschiedlicher Stickstoffdüngesysteme und Fruchtfolgen auf den Pflanzenertrag und die Nitratauswaschung in Dauerversuchen. VDLUFA-Schriftenreihe 58, Kongressband 2002, ISBN 3-922712-87-8, S. 598-601

DEISENROTH, G.; HAHN, F.; HEYN, J.; KOCH, D.; VÖLKELE, G. (2008): Hessischer Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung vom 10.01.2006 (zuletzt geändert am 27.02.2007). LLH-Fachinformation-Pflanzenproduktion- 02/08, ISSN 1610-6873, Jan.

EICHLER, B.; ZACHOW, B.: Möglichkeit der Reduzierung von Stickstoff- und Phosphatausträgen aus der Landwirtschaft durch den Zwischenfruchtanbau. VDLUFA-Schriftenreihe 59, Kongressband 2003, ISBN 3-922712-89-4, S. 73-74, 2004

FINCK, M.; DELLER, B.; HINTEMANN, TH.; REINSCH, M.; OTTEN, I. (2010): Ergebnisse der Modellierung des Nitrataustrags in den gefährdeten Grundwasserkörpern Baden-Württembergs. VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 65, Kongressband 2009, ISBN 978-3-941273-06-1, S. 85-95

GEISLER, G. (1980) : Pflanzenbau. Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, ISBN 3-489-60410-5

GUTSER, R.; HEYN, J.; AMBERGER, A.; BRÜNE, H. (1987): Zur Stickstoff- und Mineralstoffauswaschung aus Lössböden. Ergebnisse von Lysimeterversuchen in Darmstadt und Weihenstephan. Landwirtschaftliche Forschung, Band 40 (1987) 4, S. 312-324

GUTSER, R.; RÜHLING, I.; MATTHES, U.; GERL, G.; EBERTSEDER, T. (2004): Quantifizierung und Bewertung der N-Austräge der ökologisch und integriert bewirtschafteten Betriebe Scheyerns in Hydro- und Atmosphäre. VDLUFA-Schriftenreihe 59, Kongressband 2003, ISBN 3-922712-89-4, S. 73-74

HEGE, U.; OFFENBERGER, K.; FISCHER, A. (2005): Nährstoffsalden und Nitratgehalte im Sickerwasser von ökologischen und konventionellen Betrieben. VLK- und BAD-Tagung „Nährstoffmanagement, Bodenfruchtbarkeit und nachhaltige Landwirtschaft“ in Würzburg, S. 61-70

HERBST, F. (2013): Wie ökologisch ist der Ökolandbau? Schriftliche Stellungnahme vom 03.04.2013

HEROLD, L.; WAGNER, S. (2007): Vergleichende Unterschiede zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung. VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 62, Kongressband 2006, ISBN 3-922712-93-2, S. 362-366

HEYN, J. (1993): Neueinrichtung einer Lysimeteranlage in Kassel. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft (1994) 71, S.139-140

HEYN, J. et al. (1998): Lysimeteranlage Kassel - Bericht über die erste Vegetationsperiode von Oktober 1993 bis September 1994. Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Schriftenreihe H. 5

KAHLE, P.; DEUTSCH, B.; TIEMEYER, B.; LENNARTZ, B. (2007): Untersuchung stabiler Isotope des Nitrats als Beitrag zur Aufklärung des Stoffaustragsgeschehens aus landwirtschaftlich genutzten Böden. VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 62, Kongressband 2006, ISBN 3-922712-93-2, S. 367-374

KNOBLAUCH, S. (2008): Bestimmung von standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden mit der Lysimeteranlage Buttstedt. VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 64, Kongressband 2008, ISBN 978-3-941273-05-4, S. 490-497

KUBINIOK, J.; NEUMANN, F.; BRUCH, B. (2004): Diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge in Quellen und Oberläufe kleiner saarländischer Fließgewässer. VDLUFA-Schriftenreihe 59, Kongressband 2003, ISBN 3-922712-89-4, S. 685-692

LIPPOLD, H.; ALBERT, E. (2003): Atmosphärische Deposition von Stickstoff und Schwefel (nass, fest und gasförmig) auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens. VDLUFA-Schriftenreihe 58, Kongressband 2002, ISBN 3-922712-87-8, S. 99-101

LOTZ, J. (1991): Versuch zur Reduktion von N-Verlusten im ökologischen Landbau: Kruziferenbeisat im Winterweizen nach Kleeergrasumbruch. Diplomarbeit, GHK Kassel-Witzenhausen, FB Ökologischer Landbau

NEUMANN, B. (2004): N-Bilanzen und Stickstoffausträge unterschiedlich intensiv genutzter Acker- und Grünlandflächen. VDLUFA-Schriftenreihe 59, Kongressband 2003, ISBN 3-922712-89-4, S. 678-684

PFLEGER, I. (2008): Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf die Sickerwasserqualität. VDLUFA-Schriftenreihe 64, Kongressband 2008, ISBN 978-3-941273-05-4, S. 482-489

STAHL, T.; RIEBE, R. A.; FALK, S.; FAILING, K.; BRUNN, H. (2013): Long-Term Lysimeter Experiment to investigate the Leaching of Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and the Carry-over from Soil to Plants: Results of a Pilot Study. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 61, p. 1784-1793

TAUBE, F. (2005): Vergleichende Analyse der Leistungen und ökologischen Effekte des konventionellen und ökologischen Landbaus. VLK- und BAD-Tagung „Nährstoffmanagement, Bodenfruchtbarkeit und nachhaltige Landwirtschaft“ in Würzburg, S. 25-42

TAUBE, F.; LOGES, R.; KELM, M.; LATACZ-LOHMANN, U. (2005): Vergleich des ökologischen und konventionellen Ackerbaus im Hinblick auf Leistungen und ökologische Effekte auf Hochertragsstandorten Norddeutschlands. Berichte ü. Landwirtschaft, 83 (2005) 2, S. 165-176

WACHENDORF, M.; BÜCHTER, M.; TROTT, H.; TAUBE, F. (2003): Was leisten N-Bilanzen in Futterbausystemen als Indikator für eine ordnungsgemäße Landwirtschaft? VDLUFA-Schriftenreihe 58, Kongressband 2002, ISBN 3-922712-87-8, S. 36

WILLIGES, U. (2011): Stellungnahme des FG 15 zum Zwischenbericht über den Lysimeterversuch des LLH in Kassel-Harleshausen

Danksagung

Herzlicher Dank gilt der am Versuch beteiligten Kollegin und den Kollegen:
Frau **Carmen Bernhard** für die gewissenhafte Verwaltung, Aufbereitung und Verrechnung aller im Versuch anfallenden Daten,
Herrn **Georg Schwarz** und Herrn **Gottfried Warburg** für die vorbildliche Betreuung des Versuches und für eine stets wohlwollende Förderung des Versuchsprojektes den ehemaligen LUFÄ-Direktoren **Dr. Heinrich Brüne**, **Dr. Helmut Schlüter**, **Dr. Enno Janßen** und dem gegenwärtigen LLH-Direktor Herrn **Andreas Sandhäger**.

N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden im Thüringer Becken und der Ostthüringer Buntsandsteinlandschaft

Dr. Steffi Knoblauch (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft)

Teil 1: Tiefgründiger Braunerde-Tschernosem aus Löss im Thüringer Becken mit praxisüblicher Düngung

1 Aufgabenstellung des Versuches

Wesentliches Ziel der Lysimeteranlage Buttstedt war von 1983 bis 2004 die Ermittlung des Wasserverbrauches landwirtschaftlicher Kulturen und Feldgemüse sowie die Auswirkung ackerbaulicher Nutzung auf die Sickerwasserbildung und Nährstoffauswaschung eines tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löss.

Im Jahr 2005 wurde die vier Lysimeter umfassende Versuchsanlage um zwölf Lysimeter erweitert, davon fünf mit einem Braunerde-Tschernosem aus Löss und sieben mit einer Para-Rendzina aus unterem Keuper für die Bestimmung der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung (vgl. Kap. Para-Rendzina) und daraus ableitend von standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden sowie weiterhin der Wasserhaushaltsgrößen von Pflanze und Boden.

2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung

Der Standort ist dem mitteldeutschen Binnenlandklima zugehörig. Die vieljährige Niederschlagssumme beläuft sich auf 544 mm, das vieljährige Temperaturmittel auf 8,3 °C (1961 bis 1990).

Ausgangssubstrat des Braunerde-Tschernosem ist Löss, der sich in den Kaltzeiten des Pleistozän bis zu mehreren Meter mächtig auf den Keuper-sedimenten abgelagert hat. Der Humushorizont weist eine Mächtigkeit von 40 cm auf und die Entkalkungstiefe liegt bei 65 cm. Es handelt sich in der durchwurzelbaren Bodenzone durchgängig um schluffigen Lehm (Tab. 1). Bei Grobporenvolumen von > 6 Vol. % und Bodendichten < 1,6 g/cm³ bis in 2 m Tiefe bestehen günstige Bedingungen für die Durchwurzelung. Langjährige Messungen der Bodenwasserausschöpfung mit Hilfe einer Neutronensonde ergeben für Ackernutzung eine effektive Durchwurzelungstiefe von 160 cm. Multipliziert mit dem nutzbaren Bodenwassergehalt (FK bei pF 2,5) ergibt sich daraus ein nutzbares Bodenwasserdargebot von etwa 185 mm. Messungen mit der Neutronensonde haben gezeigt, dass während Perioden mit ergebni-

ger Sickerwasserbildung der Boden einen Wassergehalt aufweist der dem in der Druckstufe pF 2,5, ermittelt mit der Drucktopfmethode, entspricht. Der im Vergleich zu anderen Quellen, wie z. B. der KA 5, niedrige Wert der nutzbaren Feldkapazität (pF 2,5) von 7,2 bis 11,8 Vol. % ist im Zusammenhang mit den für die Löss im Thüringer Becken typisch hohen Tongehalten im Bereich von 19,2 bis 29,4 % zu sehen.

Die Ackerkrume ist mit einem C_{org}-Gehalt von 1,7 % als mittel humos einzu-stufen.

Tabelle 1: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte des Braunerde-Tschernosem aus Löss im Thüringer Keuperbecken

Hori- zont	Tiefe	Bodenart	Tongehalt	Skelett	ρt	Grob-Porenvo- lumen	Bodenwas- sergeh. bei pF 2,5	nFK bei pF 2,5	kf	C _{org}	N _t	pH CaCl ₂
	cm											
Ap	- 25	Lu	26,6	0,08	1,33	20,5	29,2	11,7	0,67	1,7	0,14	6,6
Ah	- 43	Lu			1,46	13,1	31,9	10,6	0,32	1,2	0,1	6,5
Ah-Bv	- 65	Lu	29,4	0,08	1,49	9,8	34,2	7,2	0,18	0,8	0,06	6,7
Ckc1..3	- 85	Lu	20,6	6,5	1,59	8,4	31,8	10,8	0,19	0,3	0,02	7,6

Der Braunerde-Tschernosem aus Löss gehört zur Bodenlandschaft des Thü-ringer Keuperbeckens bzw. zur Landschaft der lössbeeinflussten mesozoi-schen Hügelländer und Lössböden und vertritt im Hinblick auf Ertragsfähigkeit und Bodenwasserhaushalt etwa 41 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Thüringer Beckens (Abb. 1).

Nach Kategorisierung der EU-WRRL ist dieser Standort dem Oberflächenwas-serkörper Untere Unstrut und dem Grundwasserkörper Keuper des Thüringer Beckens zugehörig. Laut Bestandsaufnahme der EU-WRRL (Stand 2008) ver-fehlen diese Wasserkörper den guten Zustand der Gewässer aufgrund signifi-kanter Nitratbelastung.

Die Feldlysimeter Butteltstedt sind monolithisch befüllt, um das den Stoffum-satz und Wasserfluss beeinflussende Bodengefüge nicht zu stören (Abb. 2). Sie weisen eine Oberfläche von 2 m² für die Etablierung eines repräsentati-ven Pflanzenbestandes und eine Tiefe von 2,5 m für ein uneingeschränktes Wurzelwachstum landwirtschaftlicher Kulturen auf. Sie befinden sich inmitten eines 30 ha-großen Feldschlages mit einem den Lysimetern vergleichbaren Bewuchs zur Vermeidung von Oaseneffekten für eine fehlerfreie Messung der Verdunstung. Das Sickerwasser wird in 2,3 m Tiefe unter Einwirkung eines Unterdruckes mit Hilfe keramischer Saugkerzen gewonnen und die Menge durch

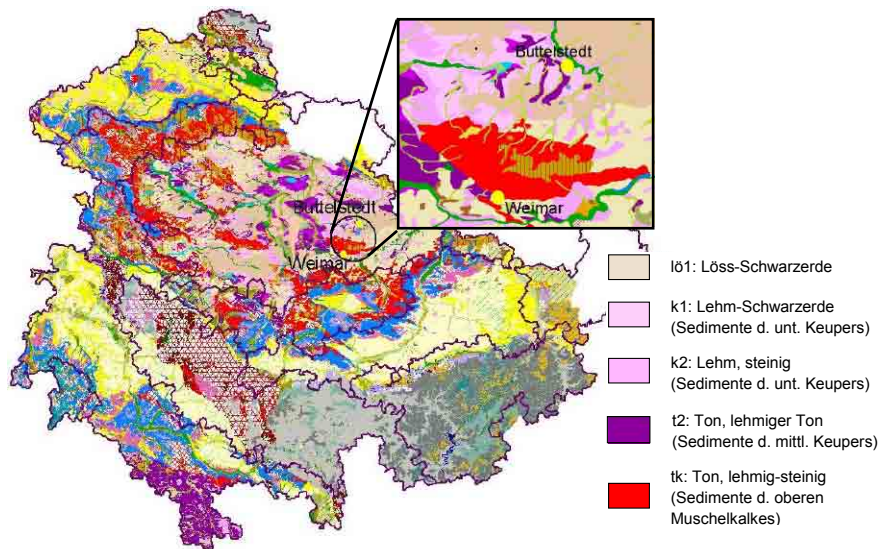


Abbildung 1: Bodengeologische Übersichtskarte Thüringen, Maßstab 1:100 000 und Lage des Versuchsstandortes

Ausliern erfasst. Aliquote des Sickerwassers werden zu einer wöchentlichen bzw. ereignisbezogenen Probe zusammengefasst und im Labor der TLL auf Nährstoffe, pH, elektrische Leitfähigkeit, organische Bestandteile, Schwermetalle und an ausgewählten Proben auf Pflanzenschutzmittel untersucht. Die Feldlysimeter sind wägbar mit einer Genauigkeit von 0,05 mm.



Abbildung 2: Ansicht der Lysimeteranlage Buttstedt

Die N-Deposition wird mit Hilfe eines bulk-Sammlers erfasst. Es handelt sich um Trichter-Flasche-Sammler mit einer Öffnungsfläche von jeweils 143 cm², die in fünffacher Wiederholung in 1,5 m Höhe aufgestellt sind. Der bulk-Sammler misst die feuchte Deposition und sedimentierende Partikel der trockenen Deposition. Das Niederschlagswasser wird wöchentlich entnommen und für die Analyse zu einer vierzehntägigen Sammelprobe vereinigt. Die N-Deposition in kg/ha ergibt sich aus der Niederschlagsmenge des Hellmann-Niederschlagssammlers, aufgestellt in 1 m Höhe, multipliziert mit der im Labor ermittelten Konzentration an NO₃-N, NH₄-N und NO₂-N in mg/l.

3 Bewirtschaftung

Im Zeitraum von 1983 bis 2004 werden zwei Varianten der Wasserversorgung geprüft. Variante I zielt auf die Bestimmung der potenziellen Evapotranspiration der Pflanze durch Verabreichung von Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von 70 bis 80 % nFK im Wurzelraum. Variante II dient der Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration (ET) unter der Bedingung natürlicher Niederschläge. Während des Anbauzeitraums mit Feldgemüse wird in der Variante II i. d. R. die Ertragswirkung einer reduzierten Zusatzwassermenge geprüft. Die Versorgung mit Zusatzwasser setzt erst dann ein, wenn die ET des Lysimeters II unter 80 % der des Lysimeters I fällt.

Die N-Düngung der beiden Wasserversorgungsstufen ist etwa gleich und orientierte sich am pflanzlichen N-Bedarf und dem Ertragspotenzial des Standortes, bei Feldgemüse zusätzlich an der Produktqualität. Während der Jahre 1983 bis 1994 erfolgt eine mineralisch-organische Düngung. Jeweils vor der Hackfrucht wird Stallmist ausgebracht und zum 1. und 2. Aufwuchs von Welschem Weidelgras Rindergülle appliziert. Das Stroh wird abgefahren. Der Boden-N_{min}-Gehalt geht als ungefähre Schätzgröße ein, eine Beprobung des Lysimeterbodens entfällt.

Die Fruchtfolge von 1983 bis 1994 ist Kartoffel-Winterweizen-Zuckerrübe-Sommergerste-W. Weidelgras-Silomais-Brachebewuchs mit Phacelia und von 1995 bis 2004 Buschbohne-Gurke-Weißkohl (Frischvermarktung)-Winterraps-Zwiebel-Blumenkohl-Weißkohl (Industrieverarbeitung)-Pfefferminze-Pfefferminze-Blumenkohl. Ab dem Jahr 2005 erfolgt die N-Düngung für die Bestimmung der Größe der unvermeidbaren N-Auswaschung empfehlungskonform nach den Regeln Guter fachlicher Praxis, d. h. unter Berücksichtigung des pflanzlichen N-Bedarfes, der Ertragserwartung des Standortes und des N-Nachlieferungsvermögens des Bodens. Für die Ermittlung des Boden-N_{min}-Gehaltes sind in unmittelbarer Nähe der Entnahmeorte der Lysimeter Feldparzellen, die ebenso wie die Lysimeter bewirtschaftet werden, angelegt (Abb. 3).

Die Fruchtfolge umfasst Silomais/Sorghum bicolor, Braugerste, Winterraps, Winterweizen. Es werden eine mineralische und eine mineralisch-organische Düngung geprüft. Von der empfohlenen N-Düngermenge erhalten Silomais/

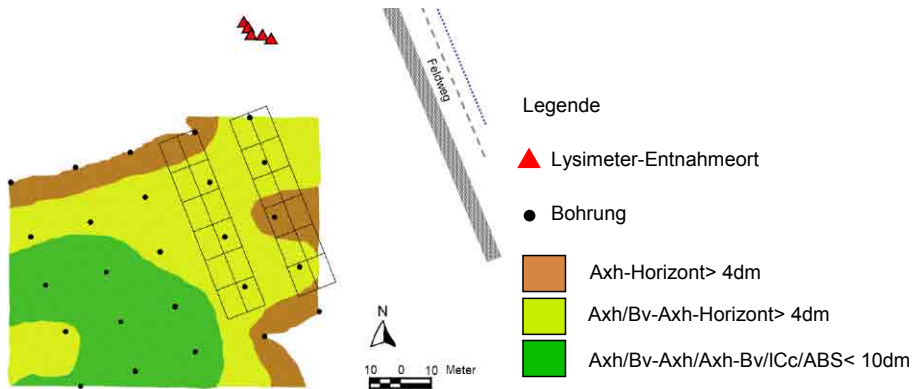


Abbildung 3: Darstellung des Feldversuches Braunerde-Tschernosem aus Löss und Entnahmeorte der Lysimeter im Jahr 2004

Sorghum bic. in der mineralisch-organischen Düngungsvariante 100 kg/ha als Gülle-N und Winterraps 50 kg/ha Gülle-N zur wachsenden Frucht. Nach Ernte von Braugerste werden 50 kg/ha Gülle-N zur Strohrotte appliziert. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Im folgenden Beitrag wird nur die mineralische Düngungsvariante ausgewertet.

Die Bearbeitung des Bodens erfolgt von 1983 bis 2004 per Hand mit dem Spaten bis in etwa 25 cm Tiefe für die Bereitung der Saat- und Herbstfurche, in etwa vergleichbar einer Bearbeitung mit Pflug im Feld. Ab dem Jahr 2005 wird eine pfluglose, nicht wendende Grundbodenbearbeitung mit einer Bearbeitungstiefe von 12 bis 15 cm Tiefe mit Hilfe von Hacke und Spaten durchgeführt, in etwa vergleichbar einer Grubberbearbeitung im Feldversuch mit einer Bearbeitung mit Grubber im Feldversuch.

Der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo der Bewirtschaftung der Lysimeter errechnet sich nach der Vorgabe im Kap. I.3.

4 Witterung im Untersuchungszeitraum

In den Anbaujahren mit Ackerkulturen von 1984 bis 1987 war es überwiegend zu feucht und zu kühl. Darauf folgte von 1988 bis 1991 eine sehr warme Periode mit niederschlagsnormalen Winterhalbjahren und eine sehr trockener Vegetationszeit (Abb. 4).

Die Jahre 1992 bis 1996 waren durch normale bis ergiebige Niederschläge gekennzeichnet. Die Temperaturen lagen etwas über dem Durchschnitt, mit Ausnahme des zu kühlen Jahres 1996. Die wieder zu warmen Jahre 1997 und 1998 waren im Winter zu trocken und während der Vegetationszeit niederschlagsnormal. In den darauffolgenden deutlich zu warmen Jahren (1999 bis 2003) zeigten sich die Winterhalbjahre mit ergiebigen Niederschlägen, während der Vegetationszeit war es zu trocken.

In den zu warmen Jahren 2004 bis 2006 war es niederschlagsnormal bis sehr trocken während der Vegetationsperiode 2006.

Daran schloss sich 2007 ein Jahr mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen und deutlich zu hohen Temperaturen an. In den Jahren 2008 und 2009 blieben die Niederschläge etwas hinter den Erwartungen zurück und die Temperaturen lagen über dem Normalwert. Das Jahr 2010 zeigte sich geringfügig zu kühl bei gleichzeitig ergiebigen Niederschlägen.

Das Jahr 2011 war zu warm und zu trocken, vor allem während der Vegetationszeit.

Im Trend der Jahre von 1984 bis 2011 war ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 1,1 °C festzustellen. Die Jahresniederschlagssumme zeigte eine Zunahme um +20 mm (Abb. 4), darunter im Sommer um +40 mm, im Wesentlichen aufgrund der ergiebigeren Niederschläge in den letzten Jahren, die in der Regel aber unter dem Normalwert lagen (Abb. 4).

Im Vergleich zum vieljährigen Durchschnittswert von 1951 bis 1980 hat der Niederschlag in der Jahressumme um -30 mm abgenommen. Besonders betroffen davon war das Sommerhalbjahr mit einer Abnahme um -27 mm (Tab. 2).

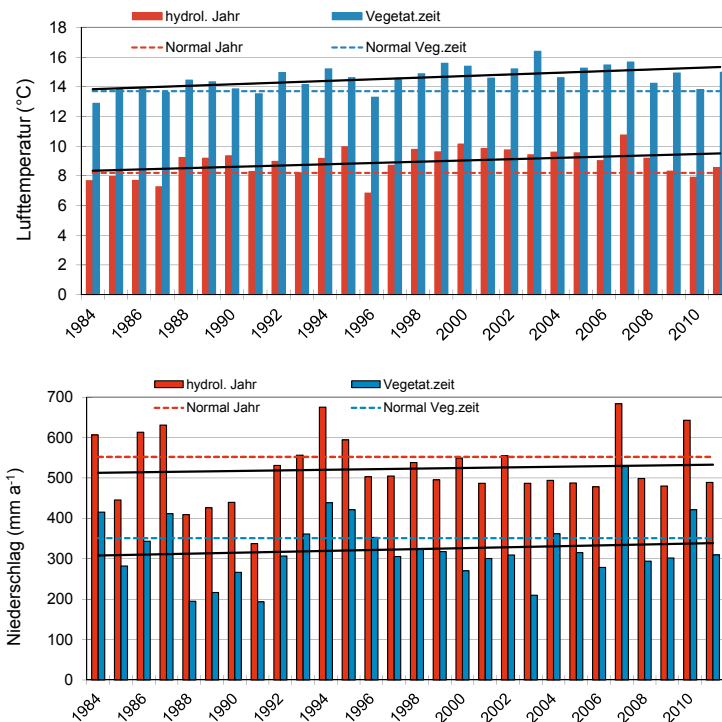


Abbildung 4: Temperatur und Niederschlag der Jahre (01.11.-31.10.) und der Vegetationszeit (01.04. bis 30.09.) im Vergleich zu den vieljährigen Durchschnittswerten 1951 bis 1980 (gestrichelte Linie) und im Trend von 1984 bis 2011 (schwarze Linie)

Die Zunahme der Temperatur um 0,7 °C im Vergleich der beiden Zeiträume ist beträchtlich, etwas stärker ausgeprägt im Winter als im Sommer (Tab. 2). Beides, der Rückgang der Niederschläge und der deutliche Anstieg der Temperatur im ohnehin niederschlagsarmen Thüringer Becken, deuten daraufhin, dass die landwirtschaftlichen Kulturen häufiger veranlasst worden sind, Strategien zu entwickeln, um Trockenstress zu kompensieren.

In den Anbauzeiträumen mit Ackerkulturen von 1984 bis 1994 und Feldgemüse von 1995 bis 2004 war es im Mittel der Jahre im Sommerhalbjahr zu trocken. Der Anbauzeitraum 2005 bis 2011 fiel im Mittel der Jahre im Sommerhalbjahr niederschlagsnormal aus (Tab. 2).

Tabelle 2: Niederschläge und Temperatur (1m HM) in den Untersuchungszeiträumen im Vergleich zu den vieljährigen Durchschnittswerten

a) Niederschlag

Zeitraum	Jahr	Hydrol. Winterhalbjahr		Hydrol. Sommerhalbjahr			
		mm/a	% vielj. S. ¹⁾	mm/a	% vielj. S. ¹⁾		
1951 bis 1980	vielj. Summe	552	100	203	100	349	100
1984 bis 1994	Ackerkulturen	516	93	211	104	305	87
1995 bis 2004	Feldgemüse	521	94	197	97	324	93
2005 bis 2011	Ackerkulturen	537	97	188	93	349	100
		mm/a	mm/a	mm/a	mm/a	mm/a	mm/a
1984 bis 2011		522	-30	200	-3	322	-27

¹⁾ im Bezug zur vieljährigen Summe von 1951 bis 1980

b) Temperatur

Zeitraum	Jahr	Hydrol. Winterhalbjahr		Hydrol. Sommerhalbjahr			
		°C	°C vielj. M. ¹⁾	°C	°C vielj. M. ¹⁾		
1951 bis 1980	vielj. Mittel	8,2	0	2,37	0	13,95	0
1984 bis 1994	Ackerkulturen	8,5	+0,3	2,74	+0,37	14,18	+0,23
1995 bis 2004	Feldgemüse	9,4	+1,2	3,66	+1,29	15,09	+1,14
2005 bis 2011	Ackerkulturen	9,1	+1,1	3,28	+0,91	14,82	+0,87
1984 bis 2011		8,9	+0,7	3,2	+0,83	14,67	+0,72

¹⁾ im Bezug zum vieljährigen Mittel 1951 bis 1980

Während es im Mittel der Jahre 1984 bis 1994 um +0,3 °C zu warm war, überstieg die Temperatur in den darauffolgenden Anbauperioden von 1995 bis 2004 und 2005 bis 2011 mit 1,2 und 1,1 °C deutlich den vieljährigen Mittelwert (Tab. 2).

5 Ergebnisse

5.1 Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers

Unter dem Einfluss von 563 mm Niederschlag + 10 mm Zusatzwasser werden unter Ackernutzung im Mittel der Jahre 1984 bis 1994 12 mm Sickerwasser gebildet (Tab. 3a). Etwa 98 % des Niederschlages verdunstet (Abb. 5). In vier von elf Jahren bleibt eine Sickerwasserbildung aus. Im Winterhalbjahr regnet es im Mittel der Jahre 200 mm Niederschlag, davon speisen etwa 100 mm die Verdunstung, so dass unter Normalbedingungen für die Wieder-Auffüllung des Bodenwasserspeichers nur 100 mm zur Verfügung stehen. Dem gegenüber steht eine nFKwe von 185 mm, die durch tiefwurzelnende Ackerkulturen in Anspruch genommen wird. Die nicht vollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers und das damit verbundene Ausbleiben einer Sickerwasserbildung ist in der Hälfte der Jahre für diesen Standort unter ackerbaulicher Nutzung der Normalfall.

Unter Feldgemüse von 1995 bis 2004 wird der Bodenwasserspeicher in jedem Jahr aufgefüllt und tritt Sickerwasser aus, ausgenommen das Jahr 1998 mit Anbau von Winterraps. Ursachen dafür sind die kürzere Vegetationszeit und der geringere Wurzeltiefgang von Feldgemüse. Um die Ausbildung eines vermarktungsfähigen Produktes abzusichern, ist es außerdem notwendig gewesen, eine Mindestmenge an Zusatzwasser, im Mittel der Jahre 67 mm zu verabreichen. Die Sickerwassermenge steigt in diesem Zeitraum auf 78 mm je Jahr an.

In der nachfolgenden Anbauperiode, 2005 bis 2010, stellt sich wieder die unter Ackernutzung typische Situation ein. In zwei von sechs Jahren gibt es kein Sickerwasser. Im Mittel der Jahre beträgt die Sickerwasserspende 18 mm, wobei der hohe Wert im Jahr 2005 (80 mm) noch das Ergebnis geringer Bodenwasserausschöpfung durch die Vorfrucht Blumenkohl ist.

Durch Verabreichung von Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von mehr als 60 % nFK im Wurzelraum steigt die Sickerwassermenge in den beiden Zeiträumen unter Ackernutzung auf 33 und 44 mm/a und unter Feldgemüse auf 108 mm/a (Tab. 3b).

Tabelle 3: Wasserbilanzgrößen des Braunerde-Tschernosem (Löss)

a) natürlicher Niederschlag, reduz. Zusatzwasserversorgung zu Feldgemüse (Lys II/1 u. II/2)

Zeitraum		Nieder-schlag ¹⁾	Zusatz-wasser	Verduns-tung	Sicker-wasser
		mm/a	mm/a	mm/a	mm/a
1984 bis 1994	Ackerkulturen	562	9,6	547	11,9
1995 bis 2004	Feldgemüse	591	67	581	78,0
2005 bis 2010	Ackerkulturen	678	3,3	661	17,9

¹⁾ Niederschlag Differenzwägung Lysimeter

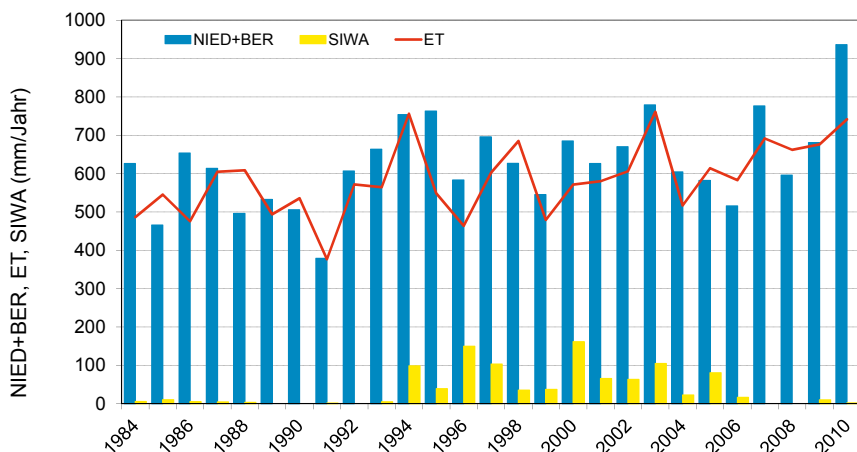


Abbildung 5: Jahreswerte des Niederschlages (plus Zusatzwasser), der Evapotranspiration und des Sickerwassers im Zeitraum von 1984 bis 2010

b) Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von 60 bis 80 % nFK im Wurzelraum in allen Jahren (Lys I/1 u. I/2)

Zeitraum		Nieder-schlag ¹⁾ mm/a	Zusatz-wasser mm/a	Verdun-sung mm/a	Sicker-wasser mm/a
1984 bis 1994	Ackerkulturen	542	74	580	32,8
1995 bis 2004	Feldgemüse	582	132,7	601	108,2
2005 bis 2010	Ackerkulturen	n.b.	78,4	n.b.	44,1

¹⁾ Niederschlag Differenzwägung Lysimeter

Die Durchwurzelungstiefe erreicht unter Ackernutzung im Mittel der Jahre 1983 bis 1994 150 cm, unter Feldgemüse 1995 bis 2004 120 cm und unter erneutem Ackerbau 2005 bis 2010 180 cm. Der Wassergehalt bei Feldkapazität (pF 2,5) beläuft sich bis in 150, 120 und 180 cm Tiefe auf durchschnittlich 31,4 bis 31,9 Vol. % (Tab. 1).

Verrechnet mit der Sickerwassermenge ergeben sich daraus in den beiden Anbauzeiträumen mit Ackerkulturen mittlere Verlagerungstiefen des Bodenwassers von etwa 0,38 bis 0,56 dm/Jahr und unter Feldgemüse von etwa 2,48 dm/Jahr. In Anbetracht einer Durchwurzelungstiefe von durchschnittlich 150 cm in der Ackerbau-Fruchtfolge von 1983 bis 1994 benötigt das Niederschlagswasser nach Infiltration in den Boden mit dem darin gelösten Nitrat theoretisch etwa 39 Jahre, unter Anbau von Feldgemüse etwa 5 Jahre und Ackerbaunutzung von 2005 bis 2010 etwa 31 Jahre, bevor es den Wurzelraum verlässt. Feldgemüsebau von 1995 bis 2004 hat demnach mit einer Sickerwassermenge von insgesamt 779 mm einen mehr als vollständigen Verdrängungsprozess aus

der maximal bis in 200 cm Tiefe reichenden Wurzelzone mit einer Feldkapazität (pF 2,5) von 643 mm ausgelöst.

5.2 Erträge, N-Düngung, N-Salden

Auf dem tiefgründigen, gut durchwurzelbaren Braunerde-Tschernosem aus Löss erzielen die landwirtschaftlichen Kulturen ohne Zusatzwasser mittlere bis hohe Erträge. Im Zeitraum von 1984 bis 1994 sind es etwa 80 dt/ha Winterweizenkorn, 65 bis 70 dt/ha Sommergerste-Korn, 450 dt/ha Zuckerrüben und 700 dt/ha Silomais (Tab. 4). Kartoffeln reagieren auf die sehr trockene Witterung im Jahr 1991 mit deutlichen Ertragseinbußen.

Tabelle 4: N-Düngung und Erträge

a) Untersuchungszeitraum 1984 bis 2005

Jahr	Fruchtart	N-Düngung		unbereg./reduz. beregnet (II)		beregnet. (I)
		min.	org.	FM-Ertrag	TM-Ertrag	TM-Ertrag
		kg/ha	kg/ha	HP dt/ha	HP dt/ha	HP dt/ha
Ackernutzung 1984 bis 1994						
1984	Zuckerrübe	160	180 Stm ¹⁾	459	106	118
1985	S.-Gerste	46		71	61	69
1985	Ölrettich	0				
1986	Kartoffel	100	180 Stm ¹⁾	454	127	176*
1987	W.-Weizen	167		79	68	68
1988	Zuckerrübe	149	122 Stm ¹⁾	423	97	110
1989	S.-Gerste	45		66	56	66
1990	W.Weidelgras	256	456 G ²⁾	675	135	191
1991	Kartoffel	100		214	47	62
1992	W.-Weizen	50 ³⁾ /151 ⁴⁾		78	67	72
1993	Silomais	221		711	199	189
1994	Brachebewuchs	0 ⁵⁾				
	Vgl. ub/b (%)				100	116
Feldgemüseanbau 1995 bis 2004						
1995	Buschbohne	60	129 Leg ⁶⁾	194	19	19
1996	Gurke	134		675	28	26
1997	Kopfkohl (F)	194 ³⁾ /180 ⁴⁾		1259	79	76
1998	Winterraps	156		27 ⁷⁾	25	42 ⁷⁾
1999	Zwiebel	70		630	74	90
2000	Blumenkohl	200		338	26	28
2001	Kopfkohl (I)	90		749	55	75
2002	Pfefferminze	105		418	66	76
2003	Pfefferminze	160		354	80	90
2004	Blumenkohl	210		382	28	24

b) Untersuchungszeitraum 2005 bis 2011

Jahr	Fruchtart	Zielertrag		N-Düngung		unberechnet		berechnet
		TM-Ertrag	HP	min.	org.	FM-Ertrag	TM-Ertrag	TM-Ertrag
		dt/ha	dt/ha	kg/ha	kg/ha	dt/ha	dt/ha	dt/ha
Ackernutzung 1984 bis 1994								
2005	Silomais	180		118		836	234	272
2006	Braugerste	80		20+25 ⁶⁾		83	71	65
2007	Winterraps	53		205		52	47	30
2008	W.-Weizen	95		140		110	94	91
2009	Zuckerhirse	210		160		718	201	304
2010	Braugerste	80		20 ^{3)/} 50 ^{4)/} + 25 ⁶⁾		79	68	59
2011	Winterraps	55		219		70	63	64
	Vgl. ub/b (%)						100	114
	Vgl. ub/b (%) ¹⁰⁾						100	99

- 1) Stallmist-Gesamt-N 2) Rindergülle-Gesamt-N 3) N-Düngung unberechnet,
4) N-Düngung berechnet 5) Brachebewuchs mit Phacelia, Wildkraut
6) legume N-Bindung 7) wegen Krankheitsbefall Ertragseinbuße
8) N-Düngung zur Strohhrotte 9) ohne Zuckerhirse
* statistisch gesichertes Ergebnis bei $\alpha = 5\%$
FM = Frischmasse TM = Trockenmasse HP = Hauptprodukt

Tabelle 5: N-Düngung, N-Abfuhr und N-Zufuhr-Abfuhr-Salden in unterschiedlichen Zeiträumen

a) Natürlicher Niederschlag, reduzierte Zusatzwasserversorgung (Lys II_1 u. II_2)

Zeitraum	Nutzung	N-Düngung			N-Abfuhr	N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo
		min.	org.	ges.		
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1984 bis 1994	Ackerkulturen	118	85	203	180	+23
1995 bis 2004	Feldgemüse	138	13	151	144	+7
2005 bis 2011	Ackerkulturen	137	0	137	183	-46
1984 bis 2011		130	38	168	168	0

b) Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von 60 bis 80 % nFK im Wurzelraum (Lys I_1 u. I_2)

Zeitraum	Nutzung	N-Düngung			N-Abfuhr	N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo
		min.	org.	ges.		
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1984 bis 1994	Ackerkulturen	127	85	212	196	+16
1995 bis 2004	Feldgemüse	136	13	149	144	+5
2005 bis 2011	Ackerkulturen	141	0	141	181	-40
1984 bis 2011		134	38	172	174	-2

Zusatzwasser führt zu signifikantem Mehrertrag bei Kartoffeln (Tab. 4). In den Jahren 2005 bis 2010 bestätigt sich das Ertragspotenzial und die Ertrags-sicherheit dieses Standortes für tiefer wurzelnde Ackerkulturen mit 110 dt/ha Weizenkorn bei übernormalen Niederschlägen, 80 dt/ha Braugerste, 52 dt/ha Winter-raps und über 800 dt/ha Silomais. Zusatzwasser hat mit Ausnahme von Silomais und Sorghum bic. keinen signifikanten Ertragszuwachs gebracht. Im Jahr 2007 ist eine nicht erklärbare Ertragsdepression beim Winter-raps der berechneten Lysimeter zu beobachten (Tab. 4).

Die N-Düngung von 1984 bis 1994 ist mit 118 kg/ha N mineralisch plus 85 kg/ha N organisch an den pflanzlichen Bedarf und die Ertrags-erwartung des Standortes orientiert.

Der Betriebsform eines tierhaltenden Betriebes entsprechend werden in dieser Fruchtfolge jeweils vor der Hackfrucht 400 dt/ha FM Stallmist ausgebracht und dafür das Stroh von der Fläche abgefahren. Im Jahr 1990 gelangt Welches Weidelgras zum Anbau und erhält zuzüglich zur mineralischen N-Düngung Rindergülle (50 m³/ha im Herbst 1989 zur Strohhütte, 80 und 70 m³/ha zum 1. und 2. Aufwuchs). Obgleich dadurch ein sehr hoher Jahres-N-Überschuss von +400 kg/ha N entsteht, entspricht die Zufuhr organischen Düngers vor der Hackfrucht Kartoffel im Jahr 1991 dem Düngeregime in diesem Anbau-zeitraum. Im Mittel der Jahre 1984 bis 1994 ergibt sich ein N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo von +23 kg/ha. Die Versorgung mit jährlich 64 mm mehr Zusatzwasser bringt im Mittel der Jahre einen Mehrertrag des Hauptproduktes um 16 % und eine höhere N-Abfuhr. Da die berechneten Lysimeter (Lys I/1 und I/2) eine höhere N-Düngermenge zu Winterweizen 1992 erhalten, unterscheidet sich der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo mit +16 kg/ha nicht wesentlich von der unberechneten Variante (Tab. 5).

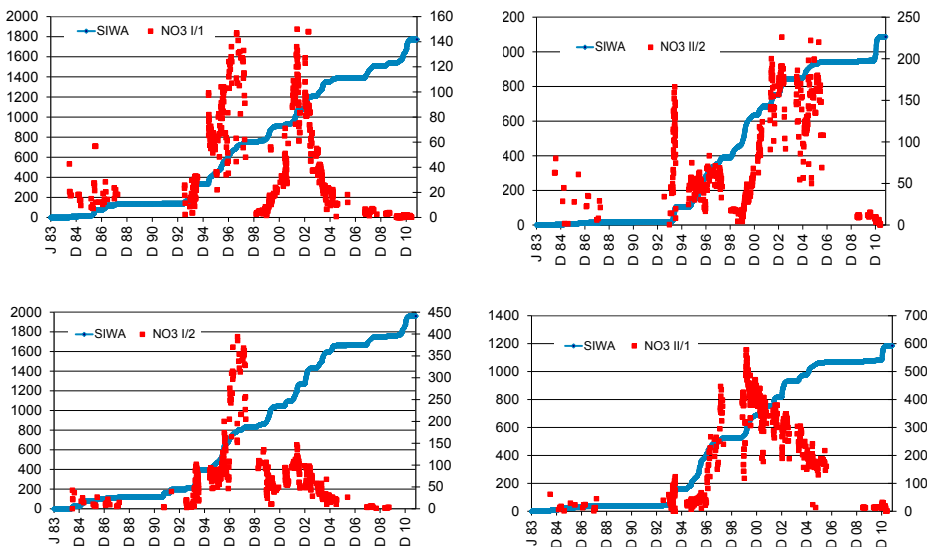
Im Anbauzeitraum mit Feldgemüse von 1995 bis 2004 gelangen im Mittel der Fruchtfolge 138 kg/ha Mineral-N und 13 kg/ha Leg-N auf die Lysimeter. Der N-Saldo der reduziert berechneten Variante beläuft sich im Mittel der Jahre auf +7 kg/ha. Ein überdurchschnittlich hoher N-Überschuss-Saldo ist nur nach Anbau von Blumenkohl aufgrund der mit dem Blatt zurückgeführten N-Menge (+118 kg/ha) zu verzeichnen. Eine um 66 mm höhere Zusatzwassermenge je Jahr führt mit +6 kg/ha zu keinem niedrigeren N-Überschuss. Die reduziert berechneten Lysimeter erhalten erst Zusatzwasser, wenn die Evapotranspiration unter 80 % des potenziellen Wertes (berechnete Lysimeter) fällt. Da die tiefer wurzelnden Feldgemüsearten, wie Kopfkohl und Pfefferminze, den Bodenwassergehalt deutlich unter 60 % nFK zu senken vermochten, ohne die Evapotranspiration einzuschränken, führt die höhere Zusatzwassermenge der berechneten Variante I häufig nicht zu einem Mehrertrag und Mehr-N-Entzug (Tab. 5).

Ab dem Jahr 2005 erfolgt die N-Düngung stringent empfehlungskonform. Unter der Bedingung fünf trockener und zwei feuchter Jahre wird nur in einem Jahr

der Zieldertrag nicht erreicht (2006, Braugerste) und steht einer mineralischen Düngung von 137 kg/ha N eine Abfuhr von 183 kg/ha N gegenüber. Der N-Saldo beläuft sich im Mittel der Jahre auf -46 kg/ha. Im Unterschied zum Anbauzeitraum von 1984 bis 1994 mit häufigeren Trockenperioden fallen die Erträge höher aus. Im Jahr 2008 mit 110 dt/ha Weizenkorn ist der N-Gehalt allerdings zu niedrig für das Qualitätsziel Eliteweizen. Ein negativer N-Saldo von -46 kg/ha zeigt einerseits das hohe N-Nachlieferungsvermögen des tiefgründigen Lösslehms, liegt andererseits nahe dem Toleranzbereich guter fachlicher Praxis. Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von 60 bis 80 % nFK im Wurzelraum führt mit einem N-Saldo von -40 kg/ha zu einem ähnlichen Ergebnis (Tab. 5).

5.3 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers

Die Nitratkonzentration des Sickerwassers zeigt über den gesamten Untersuchungszeitraum von 1984 bis 2011 bei allen vier Lysimetern einen ähnlichen Verlauf (Abb. 6). Das trifft auch auf den N-Austrag zu (Abb. 8, Mittelwert der Lys II/1 und II/2).



		Lys 1_2	Lys 2_1	Lys 2_2
Sickerwassermenge kumulativ nach Erreichen des NO ₃ -Peak	mm	703	690	841
FK = Sickerwassermenge kumulativ/ Verlagerungsstrecke 23 dm	Vol. %	30,6	30	36,6

Abbildung 6: Verlauf der Nitratkonzentration des Sickerwassers der Lysimeter (I_1 bis II_2, mg NO₃/l, y2) und der Sickerwassermenge (mm, y1), letztere kumulativ aufgetragen (1984 bis 2011) sowie Kalkulation der Sickerwassermenge bis zum Erreichen des Nitrat-Peaks

Zu Beginn, im Anbauzeitraum mit Ackerkulturen von 1984 bis 1994 mit geringen Sickerwassermengen, schwanken die Nitratkonzentrationen zwischen 30 und 200 mg/l (y2-Achse). Im Mittel der Jahre sind es 64 mg/l. Unter Anbau von Feldgemüse in den Jahren von 1995 bis 2004 erreicht die Nitratkonzentration bei allen vier Lysimetern einen Peak, danach geht sie wieder kontinuierlich zurück. Besonders deutlich ausgeprägt ist der Peak bei den Lysimetern I/2 und II/1 (Abb. 6). Der Zeitpunkt, an dem der Maximalwert der Nitratkonzentration erreicht wird, ist allerdings unterschiedlich. Beim Lysimeter II/1 ist es 1999, beim Lysimeter II/2 2002 und bei den mit Zusatzwasser versorgten Lysimetern I/1 und I/2 1996.

Während der Ackernutzung von 1984 bis 1994 gibt es im Jahr 1990 einen sehr hohen N-Überschuss-Saldo von +400 (unber.) bzw. +326 kg/ha (ber., Abb. 7). In den Jahren zuvor und danach bewegen sich die N-Salden zwischen -102 und +118 kg/ha (unber., Sommergerste 1985 und Blumenkohl 2000).

Die Sickerwasserbildung beginnt im Wesentlichen ab dem Jahr 1994 (Abb. 8). Bis zum Erscheinen des Nitrat-Peaks, das mit hoher Wahrscheinlichkeit mit beeinflusst ist durch den N-Überschuss von 1990, ist bei den Lysimetern I/2, II/1 und II/2 in etwa die gleiche Sickerwassermenge abgelaufen (Abb. 6). Bevor der sehr hohe N-Überschuss von 1990 eine überdurchschnittlich hohe Nitratkonzentration im Sickerwasser in 2,3 m Tiefe auslösen konnte, sind demnach 690 bis 841 mm Bodenwasser abgeflossen. Geteilt durch die Verlagerungsstrecke von 23 dm ergibt sich daraus ein Bodenwassergehalt von 30 bis 36,5 Vol. %. Dieser Wert entspricht in etwa dem Bodenwassergehalt bei pF 2,5 (Tab. 1) und bestätigt für diesen Standort (tiefgründiger Lösslehm, mitteldeutsches Trockengebiet) die theoretische Annahme, dass vor Austreten eines in den Boden infiltrierten Niederschlagsstropfens aus der Wurzelzone erst die ge-

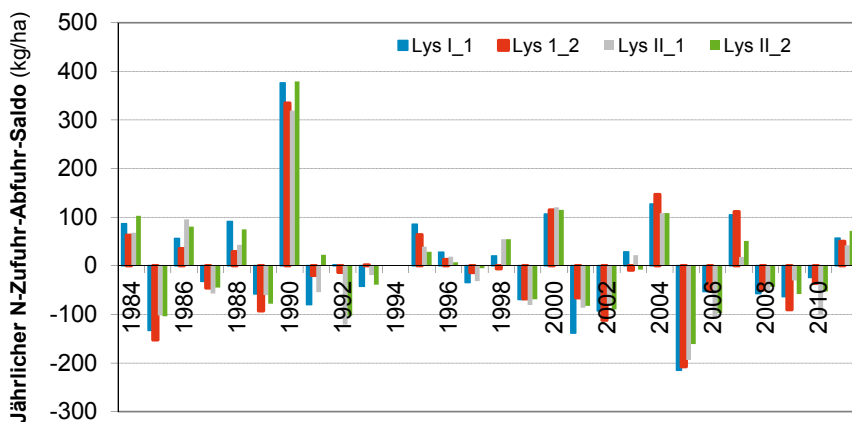


Abbildung 7: Verlauf der Jahres-N-Salden der vier Lysimeter (I_1 bis II_2)

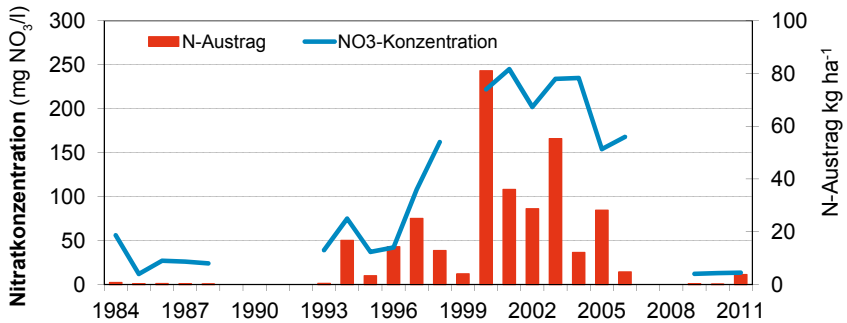


Abbildung 8: Jahreswerte der Nitratkonzentration des Sickerwassers und des N-Austrags (Mittelwert Lys II/1 und Lys II/2) unter der Bedingung natürlicher Niederschläge (1984 bis 1994) bzw. reduzierter Zusatzwasserversorgung (1995 bis 2004)

samte bis zur Feldkapazität in der Wurzelzone enthaltene Bodenwassermenge verdrängt werden muss und die mittlere Verlagerungsstrecke von im Bodenwasser gelösten Nitrat in etwa dem Quotienten aus Sickerwassermenge geteilt durch den Bodenwassergehalt bei Feldkapazität entspricht. Demnach beträgt die jährliche Verlagerungsstrecke bei Ackernutzung tatsächlich etwa 0,4 dm und unter Feldgemüsenutzung 2,5 dm/Jahr.

Wenngleich die N-Salden in den Jahren 1991, 1992 und 1993 deutlich negativ ausfallen (-16, -112, -29 kg/ha) und mineralischer Stickstoff auch durch Immobilisation aus der Bodenlösung entnommen wird, ist trotzdem zu vermuten, dass von dem sehr hohen N-Überschuss im Jahr 1990 in 230 cm Tiefe noch genug Nitrat ankommt, um im Vergleich zu vorangegangenen und nachfolgenden Jahren eine überdurchschnittlich hohe Nitratkonzentration im Sickerwasser auszulösen.

Im Mittel des Anbauzeitraums mit Feldgemüse von 1995 bis 2004 beläuft sich die Nitratkonzentration auf 154,7 mg/l und werden je Jahr durchschnittlich 27 kg/ha N ausgewaschen (Tab. 6).

Bei einer Verlagerungsstrecke von 0,4 dm je Jahr unter Ackernutzung kommt es theoretisch erst nach etwa 50 Jahren zu einem einmaligen Austausch des Bodenwassers der 2 m-Wurzelzone. Während des Anbauzeitraumes mit Feldgemüse von 1995 bis 2004 hat es mit insgesamt 780 mm im Mittel der beiden reduziert berechneten Lysimeter mehr als einen Austauschprozess gegeben. Die von 1995 bis 2004 gemessene N-Auswaschung ist vor allem das Ergebnis der vor 1995 abgelaufenen Ackerbewirtschaftung. Eine über viele Jahre mit N angereicherte Bodenlösung, ist durch die unter Feldgemüse mehrfach höhere Sickerwasserspense aus der Wurzelzone verdrängt worden und deshalb im Wesentlichen nicht das Ergebnis der Feldgemüsenutzung von 1995 bis 2004.

Im darauffolgenden Zeitraum 2005 bis 2010 gehen die Nitratkonzentrationen deutlich zurück und sinken ab 2009 unter 50 mg/l. Im Mittel dieses Zeitraumes sind es 72 mg/l und werden je Jahr 5 kg/ha N ausgewaschen (Tab. 6). Dem gegenüber steht ein N-Saldo von -46 kg/ha. Ein Zusammenhang zur Höhe der N-Auswaschung ist nicht erkennbar. Die N-Auswaschung ist immer noch als Ergebnis der Bewirtschaftung vor 2005 zu sehen. Möglicherweise haben die sehr niedrigen Nitratkonzentrationen ab 2009 mit dem negativen N-Saldo etwas zu tun, indem tief reichende Wurzeln Nitrat aus unteren Bodenschichten aufnehmen. Ohne Anrechnung des Jahres 2004/05 beträgt der N-Austrag nur 1,4 kg/ha und die Nitratkonzentration nur 27 mg/l.

Im 28-jährigen Zeitraum (1984 bis 2011) stehen einem ausgeglichenen N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo (0 kg/ha) 12 kg/ha N-Austrag gegenüber und das Sickerwasser weist eine Nitratkonzentration von 128 mg/l auf. Da bei insgesamt 1 134 mm Sickerwasser von mehr als einem vollständigen Verdrängungsprozess ausgegangen werden kann (36 dm Verlagerungstiefe) ist diese Gegenüberstellung erlaubt. Trotzdem ist davon auszugehen, dass an dieser N-Auswaschung auch die Bewirtschaftung vor 1984 beteiligt ist. Das Ergebnis deutet daraufhin, dass auch bei geringen N-Überschüssen eine Nitratkonzentration kleiner 50 mg/l auf den tiefgründigen Lösslehmen im Thüringer Becken kaum möglich ist.

Die Verabreichung von Zusatzwasser sichert die Erträge und erhöht den N-Entzug. Trotz höherer Sickerwassermenge fällt im Mittel von 28 Jahren sowohl die Nitratkonzentration des Sickerwassers als auch der N-Austrag geringer aus im Vergleich zur unberechneten/reduziert berechneten Variante (Tab. 6).

Tabelle 6: N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo, N-Austrag und Nitratkonzentration des Sickerwassers
a) Natürlicher Niederschlag, reduzierte Zusatzwasserversorgung (Lys II_1 und II_2)

Zeitraum	Nutzung	N-Zufuhr- Abfuhr-Saldo kg/ha	N- Austrag mg/l	Sicker- wasser mm	NO ₃ - Konzentration mg/l
1984 bis 1994	Ackerkulturen	+23	1,7	11,7	64,3
1995 bis 2004	Feldgemüse	+7	27,2	78,0	154,7
2005 bis 2011	Ackerkulturen	-46	5,26	32,0	72,3
dv. 2006 bis 2011	Ackerkulturen ohne Einfluss Feldgemüse 2004/05	-46	1,45	24,1	26,6
1984 bis 2005	Ackerkulturen	+15	+14,5	45	143
1984 bis 2011	u. Feldgemüse	0	11,71	40,5	128

b) Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von 60 bis 80% nFK im Wurzelraum (Lys I_1 und I_2)

Zeitraum	Nutzung	N-Zufuhr- Abfuhr-Saldo kg/ha	N- Austrag mg/l	Sicker- wasser mm	NO ₃ - Konzentration mg/l
1984 bis 2005	Ackerkulturen	+11	10,8	68	70
1984 bis 2011	u. Feldgemüse	-2	8,5	65,9	57

5.4 N-Deposition

Der Eintrag an NO₃-N und NH₄-N über Niederschlag und sedimentierende Partikel der trockenen Deposition bemisst sich am Standort Butteltstedt im Thüringer Becken im Mittel der Jahre 1996 bis 2011 auf 10,9 +/- 1,2 kg/ha (Abb. 9). Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes ist ein abnehmender Trend um 0,4 kg/ha und Jahr zu verzeichnen, im Wesentlichen aufgrund sinkender Konzentrationen an Nitrat und Ammonium. Der Jahresniederschlag beläuft sich im Mittel der Jahre auf 525 mm/a. Es handelt sich hierbei um einen Teil der Gesamt-N-Deposition. Am Standort Bad Lauchstädt wurde im Mittel der Jahre 1994 bis 1999 eine bulk-Deposition von 21 kg/ha NO₃-N plus NH₄-N ermittelt. Zuzüglich dieses Anteils ermitteln RUSLOW und WEIGEL (2000) mit einem Passivsammler einen N-Eintrag von 8 kg/ha über den gasförmigen Pfad. Das ITNI-System, das die Gesamt-N-Deposition erfassen soll, misst in diesem Zeitraum 65 kg/ha N.

Wenngleich anhand der verschiedenen Messverfahren der Deposition am Standort Bad Lauchstädt deutlich wird, dass bulk-Sammler nicht die gesamte

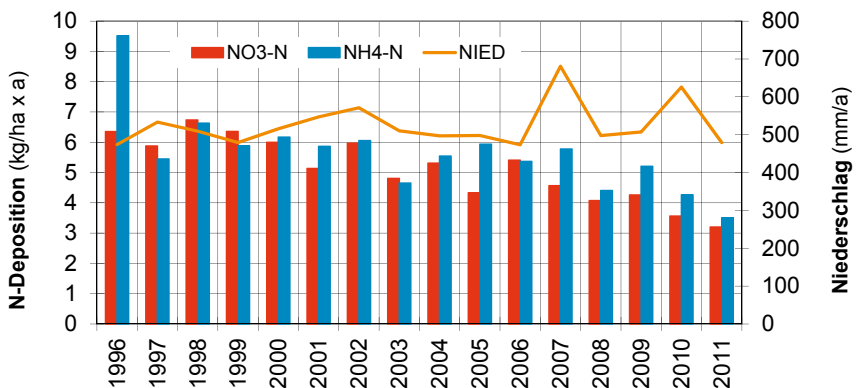


Abbildung 9: NO₃-N und NH₄-N-Deposition aus Niederschlag und sedimentierenden Partikeln der trockenen Deposition in den Jahren 1996 bis 2011

N-Deposition erfassen und diese Größe messtechnisch nach wie vor schwierig nachzuvollziehen ist, zeigt das Ergebnis der bulk-Sammler, dass zumindest etwa jährlich 10 kg/ha an $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und sehr geringe Mengen an $\text{NO}_2\text{-N}$ in das System Pflanze, Wasser, Boden gelangen.

6 Zusammenfassung

- Die tiefgründigen Lössböden im Thüringer Becken bilden unter Ackernutzung im Mittel der Jahre 12 mm Sickerwasser. In mehr als der Hälfte der Jahre wird der pflanzenverfügbare Wasservorrat bis zum Frühjahr nicht vollständig aufgefüllt. Durch Umstellung der Nutzung auf Feldgemüse steigt die Sickerwassermenge auf 78 mm je Jahr.
- Die Nitratkonzentration des Sickerwassers zeigt im Verlauf des 28-jährigen Versuchszeitraumes die Form einer Durchbruchskurve. Das Nitratpeak kann mit einem sehr hohen N-Überschuss im Jahr 1990 in Zusammenhang gebracht werden. Die Sickerwassermenge, die ab diesem Jahr bis zum Erscheinen des Nitrat-Peaks abgeflossen ist, entspricht in etwa der bis zu einer Saugspannung von pF 2,5 in 2,3 m Tiefe enthaltenen Bodenwassermenge. Sie bestätigt für diesen Standort (tiefgründiger Löss, mitteldeutsches Trockengebiet) den theoretischen Ansatz, dass sich die Verlagerungstiefe des Bodenwassers aus der Sickerwassermenge geteilt durch den volumetrischen Wassergehalt bei Feldkapazität ergibt.
- Demnach bewegt sich das im Bodenwasser gelöste Nitrat auf dem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löss im Thüringer Becken pro Jahr im Durchschnitt etwa 0,4 dm abwärtsgerichtet. Das bedeutet, selbst mehrere Jahre zurückliegende N-Überschuss-Salden können durch Berücksichtigung der N-Nachlieferung des Bodens bei der Bemessung der N-Düngung von der Pflanze noch aufgenommen und vor einer Auswaschung bewahrt werden.
- Der unter Anbau von Feldgemüse im Verlauf von zehn Jahren ausgewaschene Stickstoff ist deshalb im Wesentlichen das Ergebnis der vorangegangenen Ackernutzung.
- Durch zehnjährigen Feldgemüseanbau mit einer Sickerwassermenge von 78 mm je Jahr ist es während des 28-jährigen Untersuchungszeitraumes zu einem etwa 1,6-fachen Austausch des Bodenwassers der 23 dm-mächtigen Bodensäule (Entnahmetiefe des Sickerwassers im Lysimeter) gekommen. Es kann damit begonnen werden, die in diesem Zeitraum abgelauene Bewirtschaftung mit der N-Auswaschung in Beziehung zu setzen. Im Mittel von 28 Jahren steht einem ausgeglichenen N-Saldo ein N-Austrag von 12 kg/ha und Jahr gegenüber. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration beläuft sich auf 128 mg/l und deutet daraufhin, dass es schwierig sein wird, eine Nitratkonzentration von 50 mg/l dauerhaft zu unterbieten. Unter Ackernutzung mit durchschnittlich 12 mm Sickerwasser je Jahr dürfte der N-Austrag bei empfehlungskonformer N-Düngung kaum höher als 3 kg/ha x a ausfallen.

- Eine langjährige Depositionsmessreihe mit dem Ergebnis von 5 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N}$ plus 5 kg/ha $\text{NH}_4\text{-N}$ über den Anteil der feuchten und sedimentierenden Partikel der trockenen Deposition (bulk) deutet daraufhin, dass auch über diesen Eintragungspfad Stickstoff in den tiefgründigen Lössen akkumuliert wird und einen Teil der unter Feldgemüse entstandenen N-Auswaschung erklärt. Da bulk-Sammler nicht die gesamte N-Deposition erfassen, kann mit einem höheren N-Eintrag über Depositionen gerechnet werden. Zu beachten ist allerdings auch, dass N-Entgasungen (Denitrifikation, NH_3 -Bildung) gleichzeitig zu einer Minderung des N-Pools im Boden führen.
- Im Zeitraum von 2005 bis 2011 führt empfehlungskonforme N-Düngung zu einem N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo von -46 kg/ha. Die Erträge erreichen nur in einem der sieben Jahre aufgrund von Trockenheit den Zielwert nicht und im Jahr 2008 mit einem überdurchschnittlich hohen Kornertrag von Winterweizen die Qualität für Eliteweizen nicht. Obgleich der tiefgründige Lössboden mineralischen Stickstoff über mehr als 10 Jahre im Wurzelraum akkumulieren kann, sind langfristig negative N-Salden in dieser Größenordnung nicht nachhaltig. Aufgrund geringer werdender N-Nachlieferung aus dem Boden sollten N-Salden zukünftig kaum noch negativ ausfallen.
- Beregnung hat über die Sicherung der Ertragsbildung insbesondere flachwurzelnder Arten den N-Entzug erhöht und die Nitratkonzentration des Sickerwassers sowie den N-Austrag vermindert.

Teil 2: Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Becken mit empfehlungskonformer Düngung

1 Aufgabenstellung des Versuches

Die N-Auswaschung, die unter Ausnutzung aller im Sinne einer Guten fachlichen Praxis verfügbaren pflanzenbaulichen Maßnahmen entsteht, ist als unvermeidbar zu sehen (BAUMGÄRTEL et al., 2003). Eine an die Ertragserwartung des Standortes, des pflanzlichen Nährstoffbedarfs und der -nachlieferung des Bodens orientierte Düngung sowie die Versorgung des Bodens mit organischer Substanz zur Aufrechterhaltung eines standorttypischen Humusgehaltes stehen dabei im Mittelpunkt.

Die unvermeidbare N-Auswaschung ist ein Verlust, der langfristig durch Düngung ersetzt werden muss, wenn es nicht zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit kommen soll. Sie ist deshalb gleich dem unvermeidbaren N-Flächensaldo, den der Landwirt ohne wirtschaftliche Einbuße langfristig nicht unterbieten kann (ECKERT; BREITSCHUH, 1997). Da die Ertragsbildung auch von nicht steuerbaren Faktoren, wie Witterung, Krankheiten etc. beeinflusst wird, kann dieser Optimalwert nur in einem Schwankungsbereich eingehalten werden. Die Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung ist stark von den Standortverhältnissen (Boden, Klima) abhängig. Toleranzbereiche und Schwellenwerte für N-Salden müssen deshalb standortabhängig vorgegeben werden.

Die Aufgabe der Lysimeteranlage Butteltstedt ist es seit 2005, die unvermeidbare N-Auswaschung von zwei typischen Böden des Thüringer Beckens, einen tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löss und eine Para-Rendzina aus unterem Keuper, zu bestimmen. Durch Parametrisierung der für die N-Auswaschung maßgebenden Prozesse sollen daraus standortabhängige Schwellenwerte für weitere in Thüringen typische Böden abgeleitet werden.

Die derzeit im Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) 2007 etablierte Fördermaßnahme W1, die die Senkung von N-Salden unter 50 bzw. 30 kg/ha im Durchschnitt der Ackerfläche des Betriebes honoriert, soll zukünftig durch standortabhängige Schwellenwerte für N-Salden präzisiert werden.

Im Folgenden kommen Ergebnisse der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Zeitraum von 2005 bis 2011 zur Vorstellung.

2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung

Der Standort ist durch das mitteldeutsche Binnenlandklima gekennzeichnet. Die vieljährige Niederschlagssumme beläuft sich auf 544 mm, das vieljährige Temperaturmittel auf 8,3 °C (1961 bis 1990).

Die Para-Rendzina aus unterem Keuper ist aus carbonathaltigen lockeren und festen Mergelgesteinen hervorgegangen (Tab. 7). Der bis in 35 cm Tiefe reichende Ah-Horizont zeichnet sich durch die Bodenartengruppe Ton aus. Darunter folgen lehmige, schluffige und tonige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen, Skelett- und Carbonatgehalten. Form und Lage der Horizontgrenzen sind häufig geneigt, keil- und zapfenförmig und begründen die Annahme einer hohen Verlagerungsdisposition aufgrund bevorzugter Wasser- und Stoffflüsse trotz geringer kf-Werte. Für eine besonders skeletthaltige Ausprägungsform der Para-Rendzina wurde im Mittel der Fruchtfolge 2005 bis 2010 eine nutzbare Feldkapazität von 145 mm ermittelt und daraus eine effektive Durchwurzelungstiefe von etwa 110 cm abgeleitet (KNOBLAUCH, 2011). Der C_{org} -Gehalt der Ackerkrume ist mit 1,56 % als mittel humos anzusprechen.

Tabelle 7: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Keuperbecken (Lysimeter 3)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Skelett G.-%	ρ_t g/cm ³	Grob-PV Vol. %	Bo.-was- sergehalt bei		kf cm/d	C_{org} %	N_t %	pH CaCl ₂
							pF 2,5	pF 2,5				
Ap/Ah	- 30	Lt3	38,8	34,0	1,49	6,6	36,7	9,8	5,8	1,56	0,16	7,5
IIelCv	- 65	Ls2	24,7	16,4	1,62	11,0	28,8	8,7	12,2	0,3	0,03	7,6
IIIelCv	- 72	Lt2	27,3	11,1	1,65	5,1	31,3	5,0	0,7	0,36	0,04	7,6
IvelCv	- 90	Lu	20,6	12,0	1,57	10,1	28,7	12,0	3,0	0,03	0,02	7,7
VelCv	- 100	Ls2	20,4	15,3	1,58	8,6	28,4	8,0	10,2	0,22	0,03	7,6
VielCv	- 110	Ls3	22,1	17,5	1,6	6,2	28,7	7,4	6,9	0,19	0,03	7,6
VIIcV	- 140	Ls2	24,5	15,9	1,64	4,2	30,6	8,0	0,4	0,23	0,03	7,5
VIIIcV	- 200	Ls2	19,1	30,9	1,51	5,4	29,5	11,7	0,3	0,25	0,03	7,4
IXcV	- 200	Ls3	17,6	17,7	1,57	9,8	26,9	9,6	2,0	0,2	0,03	7,3
XCv	- 200	Lu	24,7	18,1	1,60	5,2	31,0	9,5	1,1	0,27	0,03	7,4

Die Para-Rendzina gehört ebenso wie der Braunerde-Tschernosem aus Löss (vgl. Teil 1) zur Bodenlandschaft des Thüringer Keuperbeckens (Unterer Keuper) und vertritt im Hinblick auf die Ertragsfähigkeit etwa 25,3 % der landwirtschaftlich genutzten Böden im Thüringer Becken (Abb. 1). Nach Kategorisierung der EU-WRRRL ist dieser Standort zum Oberflächenwasserkörper Untere Unstrut und Grundwasserkörper Keuper des Thüringer Beckens zuzuordnen. Beide Wasserkörper verfehlen den guten Zustand der Gewässer aufgrund signifikanter Nitratbelastung.

Das Sickerwasser wird mit Hilfe von Feldlysimetern erfasst, vgl. Teil 1.

3 Bewirtschaftung

Die N-Düngung erfolgt empfehlungskonform nach den Regeln der Guten fachlichen Praxis, d.h. unter Berücksichtigung des pflanzlichen N-Bedarfes, der Ertragserwartung des Standortes und der N-Nachlieferung des Bodens (Boden-N_{min}-Gehalt im Frühjahr, Pflanzenanalyse für 2. und 3. N-Gabe). Es werden eine mineralische und eine mineralisch-organische Düngung geprüft (Varianten 1 und 4 in Tab. 8). Die Fruchtfolge ist Silomais/Sorghum bicolor, Braugerste, Winterraps und Winterweizen. Von der empfohlenen N-Dünger- menge erhalten Silomais/Sorghum bicolor in der mineralisch-organischen Va- riante nach Aufgang 100 kg/ha als Gülle-N und Winterraps 50 kg/ha Gülle-N als Kopfdüngung. Der N_{ges}-Gehalt der Gülle wird durch Analyse unmittelbar vor Ausbringung ermittelt und ohne Abzug der nicht genau bekannten gasför- migen N-Verluste in Ansatz gebracht. Nach der Ernte von Braugerste werden 50 kg/ha Gülle-N zur Strohrotte ausgebracht. Im Mittel der Fruchtfolge sind es 50 kg/ha Gülle-N. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Für die Bestimmung der Boden-N_{min}-Gehalte befinden sich in unmittelbarer Nähe der Entnahmeorte der Lysimeter Feldparzellen, die ebenso wie die Lysimeter bewirtschaftet werden (Varianten 1 und 4 in Tab. 8).

Die Grundbodenbearbeitung erfolgt pfluglos, nicht wendend mit einer Bearbei- tungstiefe von 12 bis 15 cm Tiefe unter zu Hilfenahme von Hacke und Spaten, in etwa vergleichbar der Grubberbearbeitung im Feldversuch.

Tabelle 8: Fruchtfolge und Varianten der Düngung im Lysimeterversuch

	Mineralisch (Variante 1 Min-SBA)		Mineralisch-Organisch-Gesamt-N (Variante 4 Gülle-Ges-N)	
Silomais	N-Sollwert minus N _{min}		N-Sollwert minus N _{min} und 100 kg/ha als Gülle- Ges-N, zur Aussaat	
Sommer- braugerste	N-Sollwert minus N _{min}	Stroh plus 25 kg/ha Mineral-N	N-Sollwert minus N _{min}	Stroh plus 50 kg/ha Gülle-Ges-N
Winterraps	N-Sollwert minus N _{min}	Stroh	N-Sollwert minus N _{min} und 50 kg/ha als Gülle- Ges-N, Kopfdüngung im Frühjahr	Stroh
Eliteweizen	N-Sollwert minus N _{min} 2. u. 3. N-Gabe nach Pflanzenanalyse	Stroh	N-Sollwert minus N _{min} 2. u. 3. N-Gabe nach Pflanzenanalyse	Stroh

Im Parzellen-Feldversuch kommt es zur Untersuchung von zwei weiteren Dün- gungsvarianten (Varianten 2 und 3 in Tab. 9). In Variante 2 wird der Gülle-N als MDÄ-N angerechnet. Variante 3 erhält 30 % mehr Stickstoff als empfehlungs- konform, um zu prüfen, ob mit empfehlungskonformer N-Düngung in Variante 1 der optimale Ertrag entsteht (Tab. 9).

Tabelle 9: Zusätzliche Varianten der Düngung im Feldversuch

	Mineralisch-Organisch-MDÄ-N (Variante 2, Gülle-MDÄ-N)		Mineralisch-Organisch-Gesamt-N (Variante 4 Gülle-Ges-N)	
Silomais	N-Sollwert minus N_{\min} und 100 kg/ha als Gülle-MDÄ-N, zur Aussaat, N-MDÄ ca. 65 %		N-Sollwert minus $N_{\min} + 30 \%$	
Sommerbraugerste	N-Sollwert minus N_{\min}	Stroh plus 50 kg/ha Gülle-Ges-N	N-Sollwert minus $N_{\min} + 30 \%$	Stroh plus 25 kg/ha Mineral-N
Winterraps	N-Sollwert minus N_{\min} und 50 kg/ha als Gülle-MDÄ-N, Kopfdüngung im Frühjahr, N-MDÄ ca. 60 %	Stroh	N-Sollwert minus $N_{\min} + 30 \%$	Stroh
Eliteweizen	N-Sollwert minus N_{\min} 2. u. 3. N-Gabe nach Pflanzenanalyse	Stroh	N-Sollwert minus $N_{\min} + 30 \%$, 2. N-Gabe nach Pflanzenanalyse + 30 %, 3. N-Gabe nach Pflanzenanalyse	Stroh

Die Berechnung des N-Zufuhr-Abfuhr-Saldos ist in Kapitel I.3 erläutert.

4 Witterung im Untersuchungszeitraum

In den Jahren 2005 und besonders 2006 ist es zu trocken und zu warm. Daran schließt sich 2007 ein Jahr mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen und deutlich zu hohen Temperaturen. In den Jahren 2008 und 2009 bleiben die Niederschläge etwas hinter den Erwartungen zurück und die Temperaturen liegen über dem Normalwert. Das Jahr 2010 zeigt sich temperaturnormal bei gleichzeitig ergiebigen Niederschlägen. Im Winter 2011 ist es etwas zu trocken. In der Vegetationszeit von März bis Mai fallen nur 45 % des langj. Niederschlages, danach regnet es ergiebig.

5 Ergebnisse

5.1 Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers

Im Mittel der Jahre 2005 bis 2011 werden auf der Para-Rendzina unter ackerbaulicher Nutzung 40 mm/a Sickerwasser mit einer beträchtlichen Schwankungsbreite zwischen den Jahren und den Lysimeter-Wiederholungen (Abb. 10) gebildet. Die mittleren Jahreswerte belaufen sich auf 33, 12, 3, 61, 30, 40 und 103 mm/a. In den Jahren 2006, 2009 und 2010 tritt bei ein bis drei Keuper-Lysimetern kein Sickerwasser aus, im Jahr 2007 bleibt bei zehn der zwölf Lysimeter die Sicker-

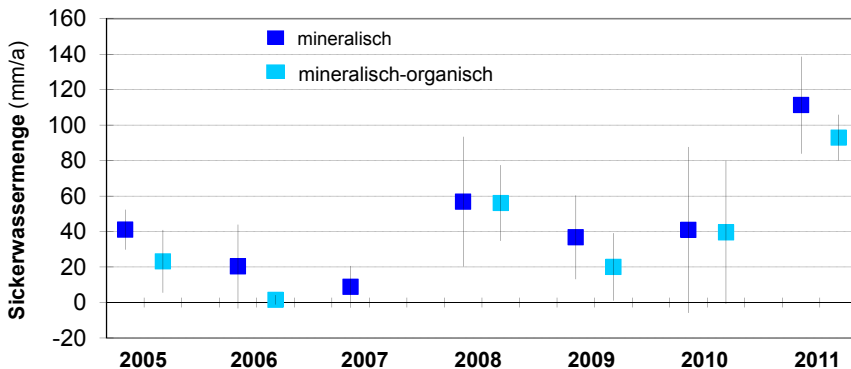


Abbildung 10: Jahreswerte der Sickerwassermenge der Para-Rendzina aus unterem Keuper in den Jahren 2005 bis 2011

wasserbildung aus. Ergiebigere Niederschläge in den Jahren 2007 und 2010 bringen in den darauffolgenden Winterhalbjahren 2008 und 2011 die höchsten Sickerwasserspendsen von 61 und 103 mm/a.

Die Sickerwassermenge von 40 mm/a im Mittel der Jahre 2005 bis 2011 ist im Zusammenhang mit überwiegend zu trockener Witterung zu sehen (Tab. 10).

Tabelle 10: Wasserbilanzgrößen der Para-Rendzina (unterer Keuper)

Zeitraum		Niederschlag ¹⁾ mm/a	Sickerwasser mm/a
2005 bis 2011	Ackerkulturen	537	40

¹⁾ Niederschlag 1 m Hellmann

Unter Annahme eines Verweilzeitvolumens von 70 % und einer mittleren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum von 30 Vol.% (Tab. 7) ergibt sich für den Versuchszeitraum von 2005 bis 2011 eine theoretische Verlagerungsstrecke des Bodenwassers von 74 bis 229 cm. Das bedeutet nach Ablauf von sieben Jahren hat es unter Annahme einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 110 cm einen etwa ein- bis zweimaligen Austausch des Bodenwassers gegeben. Eine Gegenüberstellung der Bewirtschaftung bzw. des N-Saldos zur N-Auswaschung wird erst nach einem zweimaligen Durchlauf der Fruchtfolge (acht Jahre) sinnvoll. Trotzdem kann vermutet werden, dass die N-Auswaschung schon während des Versuchszeitraumes durch die pflanzliche N-Aufnahme aus dem Unterboden beeinflusst worden ist.

5.2 Erträge, N-Düngung, N-Salden

In den Jahren 2005, 2008, 2009 und 2011 werden der Zielertrag und auch die Produktqualität (Stärke, Energiekonzentration bei Mais, Rohproteingehalt und Sedimentationswert bei Winterweizen) erreicht, begünstigt durch warme und niederschlagsnormale bis -reiche Witterung (Tab. 11).

Im Jahr 2006 bleiben die Erträge von Braugerste unter den Erwartungen aufgrund sehr trockener Witterung im Juni und Juli ab Schoßbeginn bis Ernte. Der Standard-Zielwert < 12,5 % Rohprotein wird erzielt, der Vollkornanteil > 90 % in keiner der vier Varianten. Im warmen Jahr 2007 mit ausgesprochen trockenem April sinken die Erträge von Winterraps trotz ergiebiger Niederschläge ab Mai deutlich unter den Zielwert. Während des Jahres 2010 gibt trockene Witterung im Juni während der Ährenausbildung und Blüte von Braugerste erneut Anlass für Ertragsreduzierungen.

Verglichen mit einer mineralischen N-Düngung mit 30 % mehr als empfohlen kommt es im Feldversuch in drei von sieben Jahren zu geringen Mehrerträgen (Tab. 11). Nur im Anbaujahr mit Winterraps ist der Mehrertrag signifikant. Auch die Düngungsvariante, in der das N-MDÄ des Gülle-N angerechnet wird, erzielte im Vergleich zu einer Anrechnung von 100 % in drei von sieben Jahren einen etwas höheren Ertrag, was aber in keinem Fall signifikant war.

Die N-Düngung nach Düngeempfehlung war offenbar ausreichend, um den Optimalertrag zu erreichen.

Zwischen den beiden Düngungsvarianten zeigen sich in den einzelnen Jahren nur geringe Unterschiede (Tab. 11). In vier Jahren liegt der Ertrag der mineralisch-organischen Variante um durchschnittlich 10 % höher, in einem Jahr um 8 % niedriger. In beiden Fällen gibt es keine statistische Sicherung.

Tabelle 11: Trockenmasse-Erträge

Jahr	Fruchtart	Zielertrag	Lysimeterversuch		Feldversuch	
			Min.-SBA (1) dt/ha	Min.-Gülle- Ges.-N (4) dt/ha	Min.-SBA + 30 % (3) % von (1)	Min.-Gülle- MDÄ-N (2) % von (4)
2005	Silomais	150	179	189	-	
2006	Braugerste	70	55	59	102	101
2007	Winterraps	44	35	34	109 *	102
2008	Winterweizen	75	81	91	101	99
2009	Sorghum bic.	190	182	167	105	107
2010	Braugerste	70	56	64	107	106
2011	Winterraps	47	51	52	103	100

* bei $\alpha = 5\%$ statistisch gesichertes Ergebnis

Bei empfehlungskonformer N-Düngung werden im Mittel der Jahre in der Variante 1 131 kg/ha mineralischer Stickstoff in Form von Kalkammonsalpeter verabreicht. Darüber hinaus erhält Braugerste-Stroh 25 kg/ha Mineral-N zur Rote. In der mineralisch-organischen Variante 4 sind es im Mittel der Fruchtfolge 88 kg/ha mineralischer Stickstoff plus 57 kg/ha organischer Stickstoff in Form von Rindergülle. Der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo beläuft sich auf -3 und -5 kg/ha (Tab. 12). N-Düngung, N-Abfuhr und N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo unterscheiden sich kaum zwischen den beiden Düngungsvarianten. Im ersten Durchlauf der Fruchtfolge von 2005 bis 2008 mit etwas höheren Boden-N_{min}-Gehalten (Abb. 12) liegen die N-Salden mit -16 und -19 kg/ha im negativen Bereich, im zweiten Durchlauf mit etwas höheren N-Sollwerten und N-Düngermengen sind es jeweils +13 kg/ha N-Überschuss (Tab. 12).

Tabelle 12: N-Düngung, N-Entzüge und N-Zufuhr-Abfuhr-Salden

Jahr	Fruchtart	N-Sollwert kg/ha	N-Düngung			N-Entzug HP		N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo	
			Min.-SBA (1)	Min.-Gülle-Ges.-N (4)	Min.-Gülle- org./G.	Min.-SBA (1)	Min.-Gülle-Ges.-N (4)	Min-SBA (1)	Min.-Gülle-Ges.-N (4)
			min. kg/ha	min. kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
2005	Silomais	190 -20 ¹⁾	110	10	100	204	210	-94	-100
2006	Braugerste	90	40 + 25 ²⁾	35	50 ²⁾	85	96	-20	-12
2007	Winter- raps	210	180	130	50	118	111	+62	+69
2008	Winter- weizen	170	170	180		181	212	-11	-32
2005 - 2008								-16	-19
2009	Sorghum bic.	210	153	54	100	189	182	-36	-29
2010	Braugerste	90	55 +25 ²⁾	53	50 ²⁾	70	92	+10	+11
2011	Winter- raps	235	211	152	50	145	145	+66	+57
2009 - 2011								+13	+13
2005 - 2011			131+7	88	57	141	150	-3	-5

1) Minderung um 20 kg/ha im 1. Jahr zur N-Aushagerung

2) 25 kg/ha Mineral-N bzw. 50 kg/ha Gülle-N zur Strohhotte

Der im Mittel von sieben Jahren erzielte leicht negative N-Saldo und in einem der sieben Jahre zu verzeichnende Mehrertrag durch eine um 30 % höhere N-Düngermenge als SBA zeigt die Möglichkeiten aber auch die Grenzen landwirtschaftlicher Bodennutzung für niedrige N-Überschuss-Salden.

5.3 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers

Im Mittel des Untersuchungszeitraumes beträgt der N-Austrag der mineralischen Düngungsvariante 5,0 kg/ha und der mineralisch-organischen Variante 4,2 kg/ha. Ein statistisch gesicherter Unterschied besteht nicht. Zu Beginn der Untersuchungen, im Winterhalbjahr 2004/05 ist der N-Austrag am höchsten, im Mittel aller Lysimeter bemisst er sich in diesem Jahr auf 10,8 kg/ha (Abb. 11). Vor der Befüllung der Lysimeter standen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche Erbsen, was den überdurchschnittlich hohen Boden-N_{min}-Gehalt zu Versuchsbeginn erklärt (Abb. 12). Die hohe N-Auswaschung zu Versuchsbeginn ist als Reaktion darauf zu werten.

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen sinken die N-Austräge, trotz zunehmender Sickerwasserspendsen. Selbst im Jahr 2011 mit einer dreifach höheren Sickerwasserspense (103 mm/a) als 2005 wird nicht mehr N als im ersten Jahr ausgewaschen. Im Trend nimmt der N-Austrag trotz einer deutlichen Zunahme der Sickerwassermenge (Abb. 10) bei mineralischer Düngung um 0,6 kg/ha x a ab und bei mineralisch-organischer Düngung geringfügig zu (Abb. 11).

Die NO₃-Konzentration des Sickerwassers liegt im Jahr 2005, vor Beginn der differenzierten Bewirtschaftung mit 81 bis 210 mg/l deutlich über dem Grenzwert von 50 mg/l NO₃ (Abb. 13). Es zeigt sich eine Gruppierung der Lysimeter in Abhängigkeit von der Substratabfolge. Lysimeter K1, K2

und K3 mit Dolomitzersatz und Löss über Tonmergel- und Sandsteinfließerden (Substratklasse schluffig-lehmig) bilden Sickerwasser mit 210, 189 und 169 mg/l NO₃, Lysimeter K4 und K5 mit lössbeeinflussten Tonmergel-, Schluffmergel- und Sandsteinfließerden mit Dolomitzersatz (Substratklasse lehmig-tonig) 165 und 164 mg/l NO₃ und Lysimeter K6 sowie K7 mit Tonfließerden und Dolomitzersatz über Tonmergel-, Sandstein-Fließerden und unverwittertem Ton- und Sandstein (Substratklasse tonig) 86 und 81,4 mg/l.

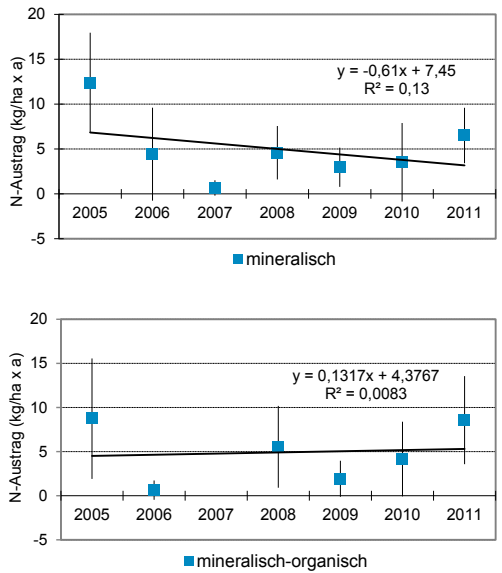


Abbildung 11: Jahreswerte des N-Austrages unter der Bedingung mineralischer und mineralisch-organischer N-Düngung auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

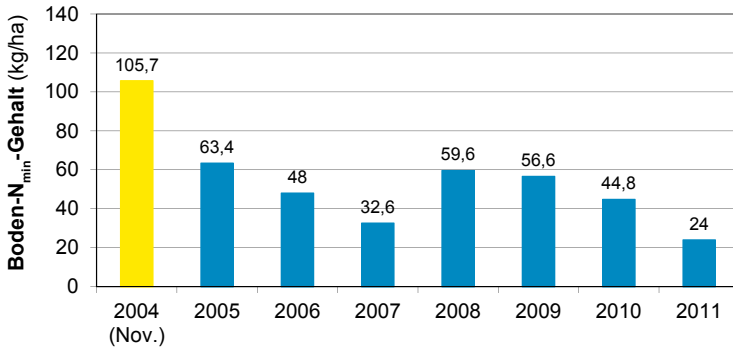


Abbildung 12: Pflanzenverfügbare Boden-N_{min}-Gehalt im Frühjahr für Bemessung der N-Düngergabe und zum Zeitpunkt der Lysimeterbefüllung im November 2004

Im darauffolgenden Jahr 2006 geben nur drei der sieben Keuper-Lysimeter Sickerwasser aus der Substratgruppe schluffig-tonig und tonig. Die NO₃-Konzentrationen des Sickerwassers betragen 181, 99 und 94 mg/l und liegen immer noch über 50 mg/l (Abb. 13).

Im Jahr 2007 mit sehr trockenem Winterhalbjahr (75 % vielj. Summe) spenden nur die Lysimeter K6 und K7 der Substratgruppe tonig Sickerwasser (25 und 10 mm/a). Die NO₃-Konzentrationen belaufen sich auf 32 und 35 mg/l.

In den folgenden drei Jahren von 2008 bis 2010 mit Sickerwassermengen von 61, 30 und 40 mm/a fallen die NO₃-Konzentrationen mit Ausnahme von Lysimeter K5 unter 50 mg/l.

Auch im Jahr 2011 mit überdurchschnittlich hoher Sickerwasserspende von 103 mm/a bleibt der Trend abnehmender NO₃-Konzentration bestehen, abgesehen vom Lysimeter K4 mit einem leicht ansteigenden Trend auf über 50 mg/l (Abb. 13). Der N-Austrag beläuft sich auf 7,4 kg/ha.

Die anfangs starke Abhängigkeit der Nitratkonzentration des Sickerwassers von der Substratabfolge der Lysimeterböden geht unter der Bedingung gleich hoher N-Düngermenge im Verlauf des Untersuchungszeitraumes deutlich zurück. Dabei können keine Unterschiede erkannt werden, ob ein Teil dieser Düngermenge organisch in Form von Gülle verabreicht worden ist oder vollständig in mineralischer Form (Abb. 13). Der leicht ansteigende Trend der Nitratkonzentration des Lysimeter K4 der mineralisch-organischen Variante muss vor einer Bewertung weiter beobachtet werden.

Die Abnahme der NO₃-Konzentration im Verlauf der sieben Jahre ist als Ergebnis empfehlungskonformer N-Düngung mit negativen N-Salden im ersten Durchlauf der Fruchtfolge und leicht positiven N-Salden im zweiten Durchlauf der Fruchtfolge zu sehen. Das zeigt sich insbesondere im Jahr 2011, in dem trotz ergiebiger Sickerwasserspende die Nitratkonzentration unter 50 mg/l

bleibt und der N-Austrag nicht wesentlich über den Durchschnittswert ansteigt.

Den im Mittel des Untersuchungszeitraums leicht negativen N-Salden von -3 und -5 kg/ha stehen N-Austräge von 5 und 4,2 kg/ha gegenüber. Bei einer Sickerwasserspende von 45 und 33 mm je Jahr resultieren daraus NO_3 -Konzentrationen von 49 und 56 mg/l. Das Ergebnis zeigt die Möglichkeiten empfehlungskonformer N-Düngung für die Erzielung geringer N-Austräge und NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser. Für die Ableitung der Höhe des unvermeidbaren N-Austrags ist der Untersuchungszeitraum aber noch zu kurz.

In der Tendenz wieder ansteigende Nitratkonzentrationen des Sickerwassers eines Lysimeters und die während des zweiten Durchlaufs der Fruchtfolge leicht positiven N-Salden weisen darauf hin. Negative oder ausgeglichene N-Salden können vor dem Hintergrund, dass der optimale N-Überschuss-Saldo mindestens so hoch wie die unvermeidbare N-Auswaschung sein muss langfristig nicht das Ziel nachhaltiger Wirtschaftsweise in der pflanzlichen Produktion sein.

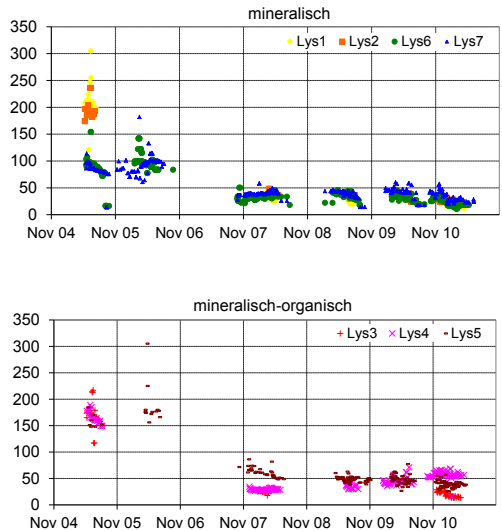


Abbildung 13: Verlauf der Nitratkonzentration des Sickerwassers der Lysimeter unter der Bedingung mineralischer und mineralisch-organischer N-Düngung auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper (Lys1, Lys2, Lys6, Lys7 = mineralisch; Lys3, Lys4, Lys5 = mineralisch-organisch)

6 Zusammenfassung

- Empfehlungskonforme N-Düngung mit einem 7-jährig leicht negativen N-Saldo hat zu einer deutlichen Senkung der NO_3 -Konzentration des Sickerwassers und N-Auswaschung geführt. Letzteres zeigt sich vor allem im abflussreichen Jahr 2011, in dem die NO_3 -Konzentration im Bereich von 50 mg/l bleibt und die N-Auswaschung nicht wesentlich über den Durchschnittswert ansteigt.
- Da 30 % mehr N als nach Stickstoffbedarfsanalyse empfohlen mit Ausnahme eines Jahres keinen signifikant höheren Ertrag oder höhere Produktqualität brachte, deutet sich an, dass empfehlungskonforme N-Düngung N-Auswaschung senken kann ohne auf den wirtschaftlichen Optimalertrag verzichten zu müssen.

- Der N-Austrag beläuft sich im Mittel der Jahre auf 5 kg/ha bei mineralischer N-Düngung und unterscheidet sich nicht signifikant von dem bei mineralisch-organischer Düngung mit 4,2 kg/ha. Dem gegenüber stehen leicht negative N-Salden, ebenfalls vergleichbar mit -3 und -5 kg/ha. Auch zwischen den Erträgen der Düngungsvarianten gibt es keine signifikanten Unterschiede. Der Anteil der organischen N-Düngung ist mit 50 kg/ha und Jahr nicht sehr hoch, repräsentiert aber die im Thüringer Becken typischen Gemischtbetriebe.
- In Anbetracht geringer Sickerwassermenge von durchschnittlich 40 mm/Jahr und einer daraus resultierenden theoretischen Verlagerungstiefe des Bodenwassers von 10 bis 33 cm je Jahr reicht ein 7-jähriger Untersuchungszeitraum nicht aus für eine sichere Bewertung der Bewirtschaftungsvarianten sowie für die Ableitung der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung und die Aussage, wie hoch die Nitratkonzentration des Sickerwassers bei empfehlungskonformer N-Düngung sein kann.
- Insgesamt stellt sich die Frage, ob die Erzielung einer NO_3^- -Konzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l, wie es im Lysimeterversuch der Fall ist, mit einem ausgeglichenen bzw. leicht negativem N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo langfristig das Ziel nachhaltiger Bewirtschaftung sein kann. Dazu bedarf es der Bewertung der übrigen N-Bilanzgrößen Denitrifikation und Deposition, wobei die NH_3 -Verluste bei der Ausbringung organischer N-Dünger im hier mitgeteilten N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo mit enthalten sind.

Teil 3: Schwarzerde aus Decksediment über periglaziale Schutt und Keuperton im Thüringer Becken mit praxisüblicher Düngung

1 Aufgabenstellung des Versuches

Die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft hat zu Beginn der 1990er Jahre in der Nähe von Bodendauerbeobachtungsflächen auf repräsentativen, landwirtschaftlich genutzten Böden Thüringens Bodenwassermessstellen eingerichtet, um die Sickerwasserqualität und Nährstoffauswaschung unter dem Einfluss praxisüblicher Bewirtschaftung über einen langen Zeitraum zu beobachten.

2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung

Der Boden ist eine Schwarzerde aus Decksediment über periglaziale Schutt und Keuperton. Unter dem etwa 40 cm mächtigen tonig-lehmigen Boden, lagert ein sehr stark grob-grusiges, tonig-schluffiges Decksediment über Tonmergeln des unteren Keupers und periglaziale Schutt mit sehr hoher Wasserdurchlässigkeit (kf-Wert 50 m/d) (Tab. 13). Die nFK im effektiven Wurzelraum von etwa 100 cm ist mit 93 mm (Drucktopfmethode, pF 2,5) als mittel einzustufen mit der Tendenz zu gering.

Tabelle 13: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Schwarzerde aus Decksediment über periglaziale Schutt und Tonmergeln im Thüringer Keuperbecken

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Skelett		Grob-PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			nFK bei pF 2,5	kf m/d	C _{org} %	N _t %	pH Ca Cl ₂
				G.-% g/cm ³	pt g/cm ³		pF 2,0	pF 2,5	pF 4,2					
Ap/Ah	- 45	Lt2	28,2	3,2	1,47	10,8	35,9	33,7	21,9	11,8	0,21	1,7	0,20	7,0
IIAh-ICv	- 55				1,78						19,01 ¹⁾	1,3	0,14	6,8
II ICv	- 100	Ls3	16,7	78,6					12,7	4,4	49,71 ¹⁾	0,2	0,06	7,4
III Cv	- 190	Lt2	30,1	16,9	1,70	2,9	41,1	39,3	27,1	12,3	0,02	0,1	0,03	7,4

¹⁾ finale Infiltrationsrate

Der Standort ist dem mitteldeutschen Binnenlandklima zugehörig. Die vieljährige Niederschlagssumme beläuft sich auf 544 mm und das Temperaturmittel ist 8,3 °C (1961 bis 1990).

Diese Bodenform gehört zur Bodenlandschaft lössbeeinflusster mesozoischer Hügelländer und Lössböden und liegt im Einzugsgebiet der Oberflächenwasserkörper Untere Unstrut und des Grundwasserkörpers Keuper des Thüringer Beckens. Beide verfehlen den guten Zustand der Gewässer aufgrund signifikanter Nitratbelastung, insbesondere dort, wo der untere Keuper grundwasserleitend ist.

Das Sickerwasser wird mit Hilfe von Trichterlysimetern in 180 cm Tiefe in Sammelbehälter geführt und von dort wöchentlich mittels einer Kreiselpumpe gewonnen.

Es handelt sich um sechs Trichterlysimeter mit je 0,5 m² Sammelfläche, die inmitten einer landwirtschaftlichen Nutzfläche installiert sind (Abb. 14).



Abbildung 14: Darstellung eines Trichterlysimeters

Die Inhaltsstoffe vierzehntägiger Sammelproben werden im Labor der TLL analysiert. Die Ermittlung der Sickerwassermenge erfolgt mit dem Verdunstungsmodell VERD, das für Matrixflussbedingungen an den Verdunstungswerten der mit Lösslehm befüllten Lysimeter geprüft worden ist.

3 Bewirtschaftung

In der Ackerbau-Fruchtfolge gelangen im Zeitraum von 1987 bis 2010 Winterweizen, Sommergerste, Winterraps, Silomais und Körnererbsen zum Anbau. Die Bewirtschaftung erfolgt praxisüblich nach den Regeln der Guten fachlichen Praxis. Der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo ergibt sich aus der organisch/mineralischen N-Düngermenge zuzüglich des über Leguminosen zugeführten Stickstoffs und dem mit dem Erntegut abgeführten Stickstoff. Der organische Dünger wurde kurz vor Ausbringung beprobt und auf seinen Nährstoffgehalt im TLL-Labor analysiert. Die Menge an ausgebrachtem Dünger wurde vom Landwirt erfragt, z. T. mittels Amazone-Düngerschalen ermittelt. Die Berechnung des N-Zufuhr-Abfuhr-Saldos geht aus Kapitel I.3 hervor.

4 Witterung im Untersuchungszeitraum

Die Beschreibung der Witterung befindet sich unter Teil 1, Kapitel 4.

5 Ergebnisse

5.1 Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers

Die rechnerisch ermittelte Sickerwassermenge beläuft sich im Mittel des Untersuchungszeitraumes 1994 bis 2011 auf 94 mm/a. Der Niederschlag beträgt 536 mm/a und liegt etwas unter dem Normalwert (1951 bis 1980). Vor Beginn der Untersuchungen ist es in den Jahren 1989 bis 1993 sehr trocken bis niederschlagsnormal mit einem Aufkommen von durchschnittlich 458 mm/a. Die Sickerwassermenge bemisst sich in diesem Zeitraum auf 66 mm/a (Tab. 14).

Tabelle 14: Wasserbilanzgrößen der Schwarzerde aus Decksediment ü. periglazialen Schutt und Keupertonmergeln

Zeitraum		Niederschlag ¹⁾	Sickerwasser ²⁾
		mm/a	mm/a
1989 bis 1993	Ackerkulturen vor Unters.-beg.	458	66
1994 bis 1995	Ackerkulturen	635	114
1996 bis 2004	Ackerkulturen	512	93
2005 bis 2011	Ackerkulturen	537	90
1994 bis 2011	Ackerkulturen	536	94

1) Niederschlag 1 m Hellmann

2) rechnerisch ermittelt mit Verdunstungsmodell VERD

Bereits im Winterhalbjahr 1992/93, wie auch in den beiden folgenden feuchten Jahren 1994 und 1995 ist die Sickerwasserspende überdurchschnittlich hoch (Abb. 15). Unterbrochen durch das abflussarme Jahr 1996 setzt sich diese Periode mit mittleren bis hohen Sickerwassermengen von 1997 bis 2003 fort. Es folgen vier Jahre mit sehr geringen Abflussmengen, die wiederum von 2008 bis 2011 durch vier sickerwasserergiebige Jahre abgelöst werden. Unter Annahme einer FKwe von 312 mm ergibt sich aus einer Sickerwasser-

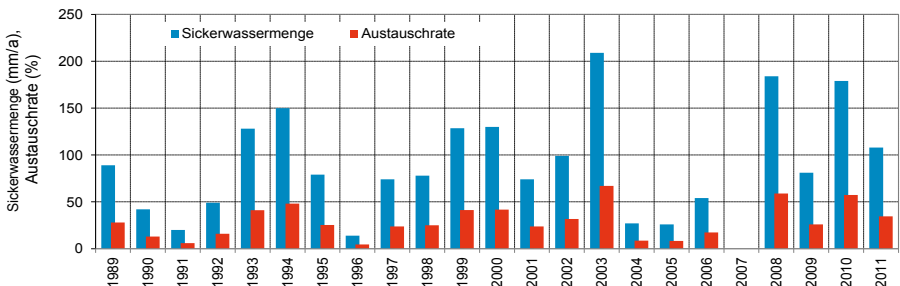


Abbildung 15: Jahreswerte der Sickerwassermenge und der Austauschrate des Bodenwassers

menge von durchschnittlich 94 mm je Jahr eine Austauschrate des Bodenwassers von etwa 30 % mit einer Schwankungsbreite von 4 % im Jahr 1996 (14 mm Sickerwasser) bis 67 % im Jahr 2003 (209 mm Sickerwasser, Abb. 15). Theoretisch findet im Mittel der Jahre erst nach drei Jahren ein vollständiger Austausch des Bodenwassers statt und kann in ihm noch gelöster N im Folgejahr von der Pflanze aufgenommen werden. Folgen auf sehr trockene Jahre allerdings mehrere feuchte Jahre, ist ein großer Teil des akkumulierten mineralischen Stickstoffs stark auswaschungsgefährdet.

5.2 Erträge, N-Düngung, N-Salden

Der Ertrag von Winterweizen beträgt im Mittel von sechs der 17 Untersuchungsjahre 74 dt/ha mit einer beachtlichen Streuung von 50 bis 99 dt/ha (Tab. 15). Sommergerste erzielte im Mittel von vier Jahren 38 dt/ha. Silomais erreichte in drei Jahren 600 bis 730 dt/ha Frischmasse, in den sehr trockenen Jahren 1988 und 1991 waren es nur etwa 250 dt/ha. Die Erträge liegen im mittleren Bereich, zeigen aber eine beachtliche Ertragsschwankung. In Trockenjahren, wie 1988 bis 1992 bleiben sie aufgrund der nur mittleren Bodenwasserbereitstellung des Standortes weit hinter den Erwartungen zurück.

Die mineralische N-Düngung war weitgehend empfehlungskonform (Tab. 15). Im Jahr 1988 mit Anbau von Silomais ergibt sich ein N-Überschuss-Saldo von +443 kg/ha unter vollständiger Anrechnung des Stallmist-N vom Herbst 1987. In den Folgejahren 1989 bis 1994 liegen die Jahres-N-Salden durchgängig im negativen Bereich (Abb. 17). Im Mittel der Jahre sind es -48 kg/ha. Aufgrund höherer Boden-N_{min}-Gehalte fallen die N-Düngermengen deutlich unter den Sollwert (Tab. 15). Die Erträge befinden sich aufgrund der z. T. sehr trockenen Witterung weit unter den Zielwerten. Genaue Kenntnisse über den Boden-N_{min}-Gehalt liegen erst ab 1992 vor (Abb. 16).

Die Untersuchungen zur Sickerwasserqualität beginnen mit dem hydrologischen Jahr 1994 (ab November 1993). Auch im Zeitraum von 1995 bis 2003 ist

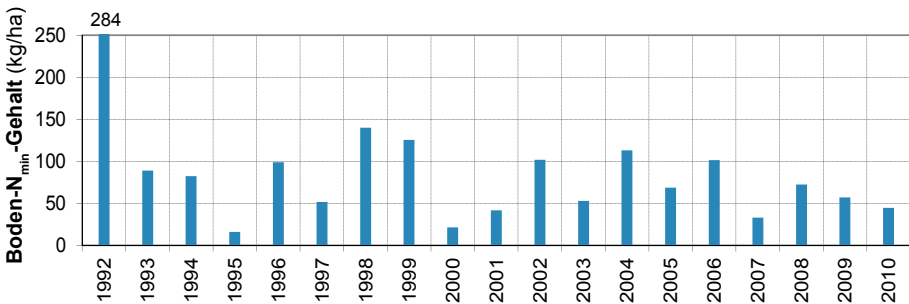


Abbildung 16: Boden-N_{min}-Gehalt im Frühjahr in 0 bis 90 cm Tiefe

Tabelle 15: Erträge, N-Düngung, N-Entzug und N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo

Jahr	Fruchtart	N-Düngung (kg/ha)		N-Dünge-Empfehlung	Ertrag HP	N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo kg/ha
		min.	org.			
1987	Sommergerste	50	-	n. b.	58	-72
1988	Silomais	220	320 Stm ¹⁾	n. b.	256	+443
1989	W. Weidelgras	170	-	n. b.	458	-52
1990	Winterweizen	21	-	n. b.	44	-58
1991	Silomais	n.b.	-	n. b.	264	?
1992	Winterweizen	50	-	n. b.	38	-39
1993	Silomais	80	-	135	590	-112
1994	Sommergerste	30	-	30	44	-24,8
1989 bis 1994						-47,6
1995	Winterraps	170	-	160	26	+118,7
1996	Winterweizen	120	-	120 ²⁾	73	+6,7
1997	Winterweizen	178	-	170 ²⁾	55	+50,5
1998	Silomais	45	356 Stm ¹⁾	45	648	+164,4
1999	Silomais	0	169 Stm ¹⁾	75	731	-11,4
2000	Winterweizen	186	-	155 ²⁾	49,8	+92,7
2001	Winterweizen	163	-	125 ²⁾	86	+6,6
2002	Sommergerste	48	-	50	45	-15,7
2003	Winterraps	203	24,5 G ¹⁾	180	40	+85,9
1995 bis 2003						+55,4
2004	Winterweizen	236	-	100 ²⁾	99	-41,5
2005	Braugerste	30	-	65	28	-23,8
2006	Körnererbse	0	170 Leg ¹⁾	0	39	-16,2
2007	Wintergerste	142	-	110	88	-61,3
2008	Sommergerste	50	-	35	37	-9,1
2009	Winterweizen	200	35 G1	120 ²⁾	82	+26,8
2010	Braugerste	48	-	55	56	-51
2004 bis 2010						-25,2
1995 bis 2010						+20,1

¹⁾ Stm = Stallmist-N im Herbst Vorjahr, G = Gülle-N im Herbst Vorjahr, Leg = legume N-Bindung

²⁾ Düngeempfehlung zu Winterweizen betrifft nur die 1. und 2. N-Gabe, nicht die Qualitätsgabe, TS-Gehalte in %: Getreidekorn 86, Silomais 28, W. Weidelgras 20, Winterraps 91, Körnererbse 86

die mineralische N-Düngung zur wachsenden Frucht in etwa empfehlungskonform (Tab. 15). Jeweils zu Silomais 1998 und 1999 wird im Herbst zuvor Stallmist ausgebracht und zu Winterraps 2003 Rindergülle. Der N-Überschuss-Saldo im Mittel dieses Zeitraumes beträgt +55 kg/ha. In der Periode von 2004 bis 2010 wird bei einer ebenfalls etwa empfehlungskonformen N-Düngung ein negativer N-Saldo von -25 kg/ha erzielt. Im Unterschied zum vorangegangenen Zeitraum gibt es weniger Ertragseinbrüche, fehlt die Kultur Winterraps mit unvermeidbarem N-Überschuss und wurde kein organischer Dünger eingesetzt.

5.3 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers

Zu Beginn der Untersuchungen zeigen sich in den Jahren 1994 und 1995 mit 300 und 600 mg/l extrem hohe NO_3^- -Konzentrationen bis zum Jahr 2011 (Abb. 17). Im Durchschnitt der beiden Jahre sind es 427 mg/l. Sie könnte als Folge des sehr hohen N-Überschusses im Jahr 1988 (+443 kg/ha) und darauffolgender sehr trockener bis niederschlagsnormaler Jahre von 1989 bis 1993 gesehen werden. In Verbindung mit für diesen Standort hohen Sickerwassermengen von 114 mm/a 1994 und 1995 kommt es zu N-Austrägen von 160 und 60 kg/ha. Betrachtet man den weiteren Verlauf folgt eine Periode mit deutlich sinkenden NO_3^- -Konzentrationen, einem wiederholten NO_3^- -Peak im Jahr 2005 und 2006

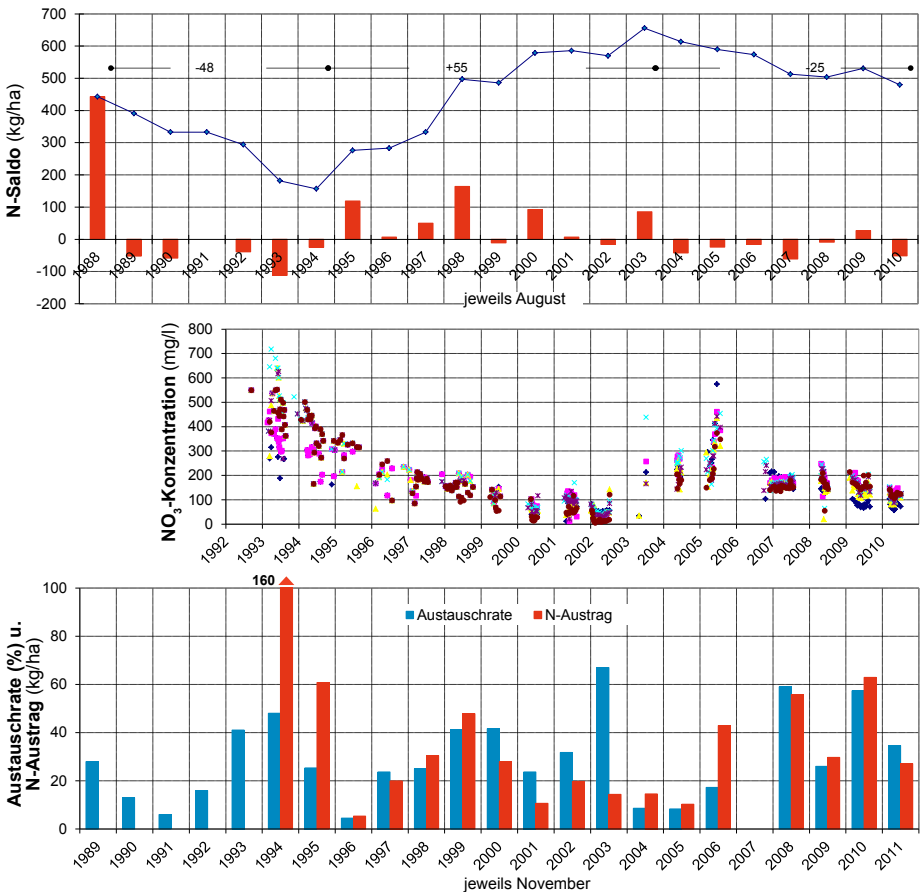


Abbildung 17: N-Salden der Bewirtschaftung (Einzeljahre, Mittelwerte, kumulativ), Nitratkonzentration des Sickerwassers, Austauschrate des Bodenwassers und N-Austrag (jeweils N-Saldo des Vorjahres der N-Auswaschung im folgenden Winterhalbjahr gegenübergestellt)

und wiederum eine Periode mit leicht abnehmenden NO_3 -Konzentrationen (Abb. 17). Der Rückgang der NO_3 -Konzentration nach 1995 ist auch als Folge der vorangegangenen hohen N-Auswaschung zu sehen. Dem Verlauf der N-Auswaschung gegenüber steht von 1989 bis 1994 eine Periode mit durchgängig negativen N-Salden, daraufhin von 1995 bis 2003 eine mit einem N-Überschuss-Saldo von +55 kg/ha und von 2004 bis 2010 wiederum eine Periode mit einem negativem N-Saldo von -25 kg/ha. Die jeweils höheren N-Salden fallen mit niedrigeren NO_3 -Konzentrationen und N-Austrägen und umgekehrt zusammen. Diese Beobachtung zeigt zunächst den langfristigen Charakter des Einflusses der Bewirtschaftung auf die N-Auswaschung. Bei einer theoretischen Austauschrate des Bodenwassers von 30 %, können sich Jahres-N-Überschüsse nicht im gleichen Jahr in der N-Auswaschung wiederfinden.

Demnach zeigen das Peak der Nitratkonzentration und die hohen N-Austräge von 2008 bis 2011 (Abb. 17), dass eine Verknüpfung über Jahre zurückliegender positiver N-Salden mit trockenerer Witterung einige Jahre später zu hohen NO_3 -Konzentrationen und auch N-Frachten führen kann. Der in dieser Periode leicht negative N-Saldo von -25 kg/ha kann damit nicht in Zusammenhang gebracht werden.

Die ersten beiden Jahre (1994, 1995) unbeachtet gelassen, steht gemittelt über den gesamten Zeitraum von 16 Jahren von 1996 bis 2011 einem N-Saldo von 20 kg/ha (1995 bis 2010), ein N-Austrag von 26 kg/ha gegenüber und beträgt die Nitratkonzentration im Mittel 126 mg/l (Tab. 16).

Tabelle 16: N-Salden, Sickerwassermenge, N-Austrag und Nitratkonzentration in einzelnen Zeiträumen

Zeitraum	N-Saldo kg/ha	Fruchtarten	Zeitraum	Sickerwasser- menge mm/a	N-Aus- trag kg/ha x a	NO_3 - Konzent- ration mg/l
1988	+443	Silomais				
1989 bis 1994	-48	WWG / WW / SM / SG	1994 bis 1995	114	110	427
1995 bis 2003	+55	WRa / WW / SM / SG	1996 bis 2004	93	20	96
2004 bis 2010	-25	WW / SG / Erb / WG / SG	2005 bis 2011	90	33	160
1995 bis 2010	+20		1996 bis 2011	92	26	126

WWG = W. Weidelgras, WW = Winterweizen, SG = Sommergerste, WRa = Winterraps, SM = Silomais, Erb = Erbse

Der Zeitraum gliedert sich in eine N-Zufuhr-Abfuhr-Überschussperiode von +55 kg/ha im Mittel der Jahre 1995 bis 2003 und eine Abhagerungsperiode von -25 kg/ha von 2004 bis 2010. In der Überschussperiode kommen N-Salden von bis zu 100 kg/ha vor, vornehmlich nach Anbau von Winterraps und Eliteweizen sowie nach einem nach den Regeln der Guten fachlichen Praxis

erfolgreichem Einsatz von Stallmist vor Anbau von Silomais. Trockenjahre begünstigen besonders bei diesen Kulturen N-Überschüsse, wie Eliteweizen 1990, 1992, 1997 und Winterraps 2003. Es sind N-Überschüsse, die aufgrund des Ertragsbildungsrisikos dieses Standortes entstanden sind.

Die Jahreswitterung in Form mehrerer aufeinanderfolgender Trockenjahre und daraufhin einsetzender feuchter Jahre macht in Verbindung mit den sehr durchlässigen periglazialen Solifluktionsschutten das mittlere bis hohe Auswaschungsrisiko dieses Standortes aus und begründet die Annahme, dass die unvermeidbare N-Auswaschung auf diesem Standort überdurchschnittlich ist. Aus Sicht des Landwirtes ist bei einem N-Überschuss-Saldo von +20 kg/ha oder in einer 9-jährigen Periode +55 kg/ha gefolgt von -25 kg/ha in sieben Jahren eine nachhaltige Bewirtschaftung gegeben. Damit verbunden ist aber auf diesem Standort im Mittel ein N-Austrag von 26 kg/ha und eine Nitratkonzentration von 126 mg/l mit beträchtlichen Jahresschwankungen, insbesondere in der Höhe der N-Auswaschung.

Dennoch zeigt die langjährige Messreihe, dass durch empfehlungskonforme N-Düngung, wenn auch zeitverzögert, die N-Auswaschung vermindert werden kann. Der Rückgang der Nitratkonzentration des Sickerwassers bis auf 46 mg/l im Jahr 2003 sowie des N-Austrages im Mittel der Jahre 1996 bis 2004 auf 20 kg/ha (Tab. 17) ist im Zusammenhang mit dem in der Periode zuvor erzielten negativen N-Saldo von -48 kg/ha (1989 bis 1994) zu sehen. Im nachfolgenden Zeitraum 2005 bis 2011, im wesentlichen beeinflusst durch den N-Überschuss-Saldo der vorangegangenen Jahre (1995 bis 2003, +55 kg/ha), fällt der N-Austrag bei gleicher Sickerwassermenge deutlich höher aus.

6 Zusammenfassung

- Unter praxisüblicher Ackerbewirtschaftung mit Einhaltung der Regeln der Guten fachlichen Praxis werden auf einer Schwarzerde aus Verwitterungsprodukten des Keupers im Thüringer Becken 26 kg/ha N ausgewaschen und die Nitratkonzentration des Sickerwassers liegt mit 126 mg/l deutlich über dem von der EU-WRRRL angestrebten Ziel des guten Zustands der Gewässer.
- Der N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo beträgt im Mittel des 16-jährigen Zeitraumes +20 kg/ha. Er ist das Ergebnis einer weitgehend empfehlungskonformen mineralischen N-Düngung mit dem Ziel der Minimierung von N-Überschüssen. Innerhalb dieses Zeitraumes gibt es einen N-Überschuss von +55 kg/ha von 1995 bis 2003 mit mehrmaliger Zufuhr organischer Dünger im Herbst (Stallmist, Gülle) und Kulturen mit unvermeidbaren N-Überschüssen (Winterraps, Eliteweizen). Daran schließt sich von 2004 bis 2009 eine Periode mit negativem N-Saldo von -25 kg/ha, die zeigt, dass empfehlungskonforme N-Düngung mit mehrjährig negativen N-Salden in der Praxis möglich ist.

- Die Absenkung der NO_3 -Konzentration des Sickerwassers von 427 mg/l im Mittel der Jahre 1994 und 1995 auf unter 50 mg/l in den Jahren 2001 bis 2003 sowie des N-Austrages auf 20 kg/ha im Mittel der Jahre 1996 bis 2004 kann als Folge einer empfehlungskonformen N-Düngung mit mehrjährig negativen N-Salden gesehen werden und zeigt das Potenzial empfehlungskonformer N-Düngung für niedrige N-Auswaschung.
- Der Wiederanstieg der NO_3 -Konzentration und auch N-Auswaschung im Ergebnis mehrjähriger N-Überschuss-Salden, sehr trockener Witterung gefolgt von Jahren mit überdurchschnittlichen Niederschlägen zeigt aber auch die Grenzen des Bewirtschaftungsmanagements für die Einhaltung niedriger N-Auswaschung, die im Auswaschungsrisiko des Standortes begründet sind.
- Das Auswaschungsrisiko der hier geprüften Schwarzerde über durchlässigem Solifluktionsschutt und Keuperton liegt im Ertragsbildungsrisiko und in der Durchlässigkeit der unter der Ackerkrume anstehenden Schuttmaterialien. Die für das Thüringer Becken typische Aufeinanderfolge feuchter auf mehrere trockene Jahre verschärft diese Situation.
- Dennoch zeigt die langjährige Messreihe, dass das Bewirtschaftungsmanagement Möglichkeiten hat, N-Auswaschungen zu reduzieren. Zwei Jahre hintereinander Stallmist vermieden, hätte möglicherweise weniger N-Auswaschung verursacht.
- Auch wenn es sich um einen Standort mit hohem N-Verlagerungsrisiko handelt, zeigen die Untersuchungen, dass es mehrere Jahre dauert, bevor N-Überschüsse sich in höherer N-Auswaschung widerspiegeln.

Teil 4: Pseudogley-Braunerde im Ostthüringer Buntsandsteinhügelland mit praxisüblicher Düngung

Dr. Steffi Knoblauch, Dr. Lothar Herold und Torsten Lippold (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft)

1 Aufgabenstellung des Versuches

Das Dränmessfeld Großebersdorf ist ein Standort des Bodenwassermonitorings und dient der Langzeitbeobachtung von Sickerwasserqualität und Nährstoffauswaschung unter dem Einfluss praxisüblicher landwirtschaftlicher Nutzung.

2 Standort und Methode der Sickerwassergewinnung

Das Einzugsgebiet des Dränmessfeldes ist geologisch der unteren Folge des Unteren Buntsandsteins zuzuordnen (WERNER et al., 1995). Die Böden lassen einen zweischichtigen Aufbau aus Basis- und Hauptlage über dem Festgestein erkennen. Es handelt sich um Pseudogleye, Pseudogley-Braunerden und Pseudogley-Kolluvien. Sie sind charakterisiert durch wasserführende Sw-Horizonte in den schluffig-sandigen Sedimenten der Hauptlage und ab einer Tiefe von 5 bis 9 dm durch wasserstauende Sd-Horizonte in den grus- und schuttführenden sandigen, lehmigen und tonigen Sedimenten der Basislage (WERNER et al., 1995, Tab. 17).

Tabelle 17: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte des Kolluvium-Pseudogley im Einzugsgebiet des Dränmessfeldes Großebersdorf

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Skelett G.-%	pt g/cm ³	Grob-PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			nFK bei	kf m/d	C _{org} %	N _t %	pH CaCl ₂
							pF 2,0	pF 2,5	pF 4,2 ¹⁾	pF 2,0				
Ap	- 30	SI3	10,4	8,5	1,53	16,0	28,0	26,1	11,9	16,1	0,92	1,29	0,12	6,5
M-Sw	- 40	SI4	16,0	8,2	1,80	6,5	26,7	25,4	13,9	12,8	0,03	0,23	0,03	6,5
II Bv-Sd	- 50	SI4	13,1	9,4	1,77	7,4	27,7	25,9	16,0	11,7	0,12	0,21	0,02	6,2
	- 85	Lts	42,2	0,5	1,72	> 0	28,2	26,3	32,7	0	0,07	0,11	0,01	4,1
III Cv	- 95	SI2	6,7	2,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,69	0,01	4,1

¹⁾ Wassergehalt bei pF 4,2 mit 1,5 MPa Druck entwässert

Bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 8 dm ergibt sich eine nFKwe von 108 mm, die nach KA 5 als mittel einzustufen ist. Unter Annahme einer maximalen Durchwurzelungstiefe von 9 dm beläuft sich die Feldkapazität im Wurzelraum auf 251 mm. Der vieljährige Niederschlag (1961 bis 1990) beträgt 623 mm, das vieljährige Temperaturmittel 7,1 °C (Versuchsstation Burkersdorf, etwa 20 km südlich vom Dränmessfeld entfernt).

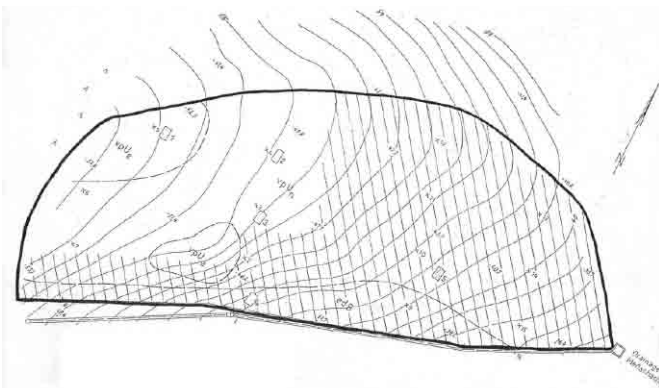


Abbildung 18:
Dränmessfeld
Großebersdorf,
Maßstab 1:2 000

Das Dränmessfeld ist eine systematische Dränanlage mit einem Einzugsgebiet von etwa 6,3 ha. Sauger und Sammler leiten das Sickerwasser über weitgehend undurchlässige Stauschichten einem zentralen Auslauf zu (Abb. 18). Die Abflussmenge wird mittels Thompsonwehr und Pegelmessstreifen gemessen. Die Analyse der Wasserinhaltsstoffe erfolgt an wöchentlich bzw. täglich (automatischer Einzelprobenehmer) entnommenen Wasserproben. Da das Einzugsgebiet des Dränmessfeldes nicht genau bestimmbar ist und davon ausgegangen werden kann, dass ein Teil des Sickerwassers bei praxisüblichem Dränabstand von 8 bis 10 m den Drän nicht erreicht, wird die Abflussmenge parallel zur Messung mit dem Wasserhaushaltsmodell VERD (KOITZSCH & GÜNTHER, 1990) berechnet. Dabei handelt es sich um ein Kapazitätsmodell, das auf der Massenbilanzgleichung beruht. Die Änderung des Bodenwasservorrates wird für einzelne Bodenkompimente in aufeinanderfolgenden Zeitintervallen aus dem Niederschlag und der Evapotranspiration einschließlich der Wasserentzugstiefe und -intensität durch die Pflanzenwurzeln berechnet. Sickerwasser tritt erst dann auf, wenn die Feldkapazität in der betrachteten Bodenzone überschritten ist. Die gebildete Menge ergibt sich nach einem Ansatz von GLUGLA (1969) aus dem Gravitationswasservorrat und dem zeitlichen Anfall aus einem empirischen Versickerungsparameter. Der Anfangswassergehalt des Bodens wird gravimetrisch jeweils zu Beginn des hydrologischen Jahres, Anfang November, ermittelt.

Ein Vorteil von Dränabflussmessungen besteht darin, dass der Einfluss kleinräumiger Standort- und Bewirtschaftungsunterschiede durch Gewinnung einer räumlich integralen Sickerwasserprobe am Dränauslauf ausgeschaltet werden kann.

3 Bewirtschaftung

Das Dränmessfeld befindet sich auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Marktfrucht-Futterbaubetriebs mit einem Tierbesatz (Milchproduktion mit eigener Nachzucht) von 0,86 GV/ha. Auf dem Feldschlag gelangen Winterraps, Wintergerste, Triticale, Winterweizen und Ackerfutter zum Anbau (Tab. 18).

Die N-Düngung setzt sich im Mittel der Jahre 1992 bis 2005 aus 143 kg/ha mineralischem Stickstoff und 41 kg/ha organischem N (Rindergülle) zusammen. Es zeichnet sich über den 14-jährigen Messzeitraum eine Zweiteilung des Managements der N-Düngung ab.

Im Anbauzeitraum von 1992 bis 2000 gelangen im Mittel der Jahre 123 kg/ha mineralischer Stickstoff und 29 kg/ha Gülle-N auf die Fläche, wobei in den beiden Jahren mit Brache und Gerstgras eine mineralische N-Düngung ausbleibt. Rindergülle wird einmal im August vor Anbau von Winterraps und einmal im April zu Gerstgras appliziert. Der N-Saldo beträgt im Mittel der Jahre 54 kg/ha.

In der darauffolgenden Anbauperiode von 2001 bis 2006 erfolgte in drei von sechs Jahren Gülleausbringung, im August vor Aussaat von Winterraps, im November zu Feldgras und zur Strohhotte vor einer Sommerung. Im Mittel der Jahre sind es 179 kg/ha mineralischer und 64 kg/ha organischer Stickstoff. Da überdurchschnittlich hohe Erträge erzielt werden, liegt der N-Saldo mit 50 kg/ha etwas unter dem Wert des vorangegangenen Zeitraums (Tab. 18).

Tabelle 18: N-Düngung, Erträge und N-Zufuhr-Abfuhr-Salden

Jahr	Fruchtart	N-Düngung			Ertrag FM ²⁾ dt/ha	N-Zufuhr-Ab- fuhr-Saldo ³⁾ kg/ha
		min. kg/ha	org. ¹⁾ kg/ha	Appl.- Termin Gülle		
1992	Winterraps	145			29	59,5
1993	Wintergerste	136			52	48,4
1994	Brache	0	70	05.08.1994		70
1995	Winterraps	198			40	70
1996	Triticale	115			73	-8,1
1997	Winterraps	182			29	95,8
1998	Wintergerste	124			74	-37,1
1999	Gerstgras	0	190	01.4.1999	160	145,5
2000	Winterraps	211			48	40,4
2001	Wintergerste	179			91	-25,7
2002	W. Weidelgras	259	133	21.10.2002	640	105,1
2003	Sommertriticale	106	137	13.08.2003	60	114,7
2004	Winterraps	176			59	-3,8
2005	Winterweizen	174	50	07.11.2005	70	58,5
1992 bis 2000		123,4	28,9			53,8
2001 bis 2005		178,9	64,0			49,8
1992 bis 2005		143	41,4			52,4

¹⁾ Rindergülle, N-Düngermenge ohne Abzug von N-Ausbringungsverlusten und unter Anrechnung eines mittleren Nt-Gehaltes der Rindergülle von 3,8 (Tabellenwert) bzw. 3,4 % lt. vom Landwirtschaftsbetrieb in Auftrag gegebener Analysen

²⁾ TS-Gehalte in %: Getreidekorn 86, Winterraps 91, Gerstgras 20, Welsches Weidelgras 20

³⁾ die mit der Gülle nach Ernte zugeführte N-Menge ist dem gleichen Jahr angerechnet worden, weil ein jährlicher Einfluss auf die N-Auswaschung erwartet wird

4 Witterung im Untersuchungszeitraum

Im Jahr 1993 ist das Winterhalbjahr trocken und warm und die Vegetationszeit zu feucht und etwas zu kühl (Abb. 19). Die Jahre 1994 und 1995 zeigen sich mit übernormalen Niederschlägen und Temperaturen. Im zu kühlen Jahr 1996 fällt das Winterhalbjahr sehr trocken aus und es regnet während der Vegetationszeit überdurchschnittlich viel.

In den zu warmen Jahren 1997 bis 2002 bleiben die Niederschläge im Winterhalbjahr in der Regel unter dem Normalwert und zeigen sich die Sommerhalbjahre niederschlagsnormal. Das Jahr 2003 beginnt mit ergiebigen Niederschlägen im Winterhalbjahr, während der Vegetationszeit ist es deutlich zu warm und etwas zu feucht. Im Jahr 2004 folgt auf ein sehr trockenes Winterhalbjahr eine niederschlagsreiche Vegetationszeit. Die Jahre 2005 und 2006 sind durch eine niederschlagsnormale bis etwas zu feuchte und zu warme Witterung gekennzeichnet.

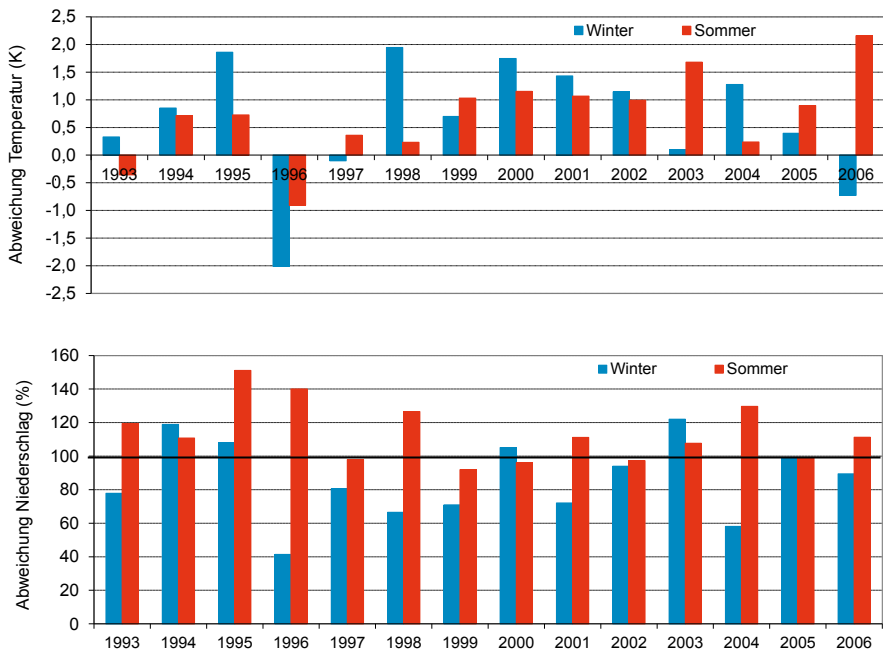


Abbildung 19: Abweichung der Temperatur und des Niederschlages des Winter- und Sommerhalbjahres im Vergleich zu den vieljährigen Durchschnittswerten 1961 bis 1990 in den Jahren 1993 bis 2006 (Versuchsstation Burkersdorf)

5 Ergebnisse

5.1 Sickerwassermenge und Austauschrate des Bodenwassers

Die Messung des Dränabflusses ergibt im Mittel der Jahre 1993 bis 2003 eine Abflussmenge von 115 mm (Tab. 19). Das Modell VERD berechnet für den gleichen Zeitraum eine Sickerwassermenge von 147 mm. Der berechnete Wert fällt demnach um 32 mm höher aus als der Messwert. Es ist zu vermuten, dass das Dränagesystem die Sickerwassermenge, die den Wurzelraum des Bodens verlässt, nicht vollständig erfasst. Für die Bestimmung der N-Fracht wird die Nitratkonzentration des Sickerwassers mit der berechneten Sickerwassermenge verknüpft.

Für die Periode von 1993 bis 2006 ermittelt das Wasserhaushaltsmodell VERD eine Sickerwassermenge von durchschnittlich 145 mm je Jahr.

Tabelle 19: Niederschlag, Sickerwassermenge und Austauschrate des Bodenwassers

Zeitraum	Niederschlag ¹⁾	Sickerwassermenge ²⁾	Dränabflussmenge ³⁾	Austauschrate Bodenwasser ⁴⁾
	mm/a	mm/a	mm/a	%
1993 bis 2001	636	143	112	57
2002 bis 2006	637	148	-	59
1993 bis 2003	639	147	115	-
1993 bis 2006	636	145	-	58

- 1) 1 m-Hellmann 2) Sickerwassermenge mit Wasserhaushaltsmodell VERD berechnet
 3) mittels Thompsonwehr und Pegelmessstreifen gemessene Abflussmenge am Dränauslauf 1993 bis 2003
 4) bezogen auf die berechnete Sickerwassermenge

Die Austauschrate des Bodenwassers beläuft sich unter der Annahme einer Feldkapazität im 9 dm tiefen Wurzelraum von 251 mm auf 58 % im Mittel der Versuchsjahre (Tab. 19) mit einer Schwankungsbreite von 27 bis 90 % (Abb. 20). Häufig folgen auf ein bis zwei trockene Jahre (Austauschraten

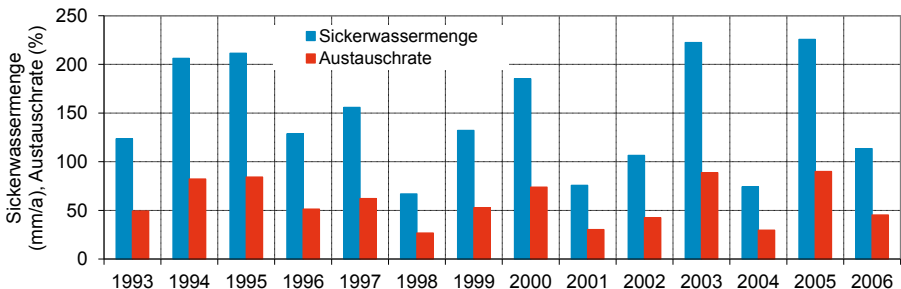


Abbildung 20: Jahreswerte der Sickerwassermenge und der Austauschrate des Bodenwassers

< 50 %) ein bis zwei Jahre mit überdurchschnittlich viel Niederschlag (Aus-tauschraten > 70 %), in denen ein großer Teil des im Bodenwasser gelösten Stickstoffs im Winterhalbjahr auswaschungsfährdet ist.

5.2 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers

Das unterschiedliche Management der N-Düngung im Untersuchungszeitraum spiegelt sich in der Tendenz der N-Auswaschung wider.

Die anfangs sehr hohen Werte der Nitratkonzentration des Sickerwassers und des N-Austrages im Jahr 1993 (208 mg/l NO₃ und 58 kg/ ha N) zeigen bis zum Jahr 2001 eine abnehmende Tendenz. In den Jahren 1997 bis 2001 bewegen sich die Jahreswerte der Nitratkonzentrationen zwischen 39 und 90 mg/l und die der N-Austräge zwischen 7 und 38 kg/ha. Die Sickerwassermengen liegen mit 67 bis 185 mm unter und über dem durchschnittlichen Wert von 145 mm. Im Zeitraum von 1993 bis 2001 ist ein jährlicher Zusammenhang zwischen N-Saldo, Boden-N_{min}-Gehalt vor Winter und Nitratkonzentration des Sickerwassers (Abb. 21) zu beobachten. Niedrige Jahres-N-Überschüsse führen in der Tendenz zu einem Absinken der Nitratkonzentration des Sickerwassers, hohe Jahres-N-Überschüsse zu einem Anstieg. Im Anbaujahr mit Gerstgras (1999) verbleibt zum Beispiel nach Zufuhr von 190 kg/ha Gülle-N zur Aussaat und ertragsbedingt geringer N-Abfuhr ein N-Überschuss von 146 kg/ha, der den Boden-N_{min}-Gehalt vor Winter auf 134 kg/ha anhebt und unter dem Einfluss einer überdurchschnittlich hohen Sickerwasserspende auch die Nitratkonzentration des Sickerwassers auf 90 mg/l und den N-Austrag auf 38 kg/ha (Abb. 21). Im Mittel des Zeitraumes von 1993 bis 2001 steht einem N-Saldo von 54 kg/ha ein N-Austrag von 30 kg/ha gegenüber und die Nitratkonzentration des Sickerwassers beträgt 94 mg/l (Tab. 20).

Tabelle 20: N-Salden, N-Austrag und Nitratkonzentration des Sickerwassers in einzelnen Zeiträumen

Zeitraum	N-Zufuhr- Abfuhr-Saldo		Zeitraum	Sicker- wasser- menge	N- Austrag	NO ₃ -Konzentration des Sickerwassers
	kg/ha	kg/ha				
1992 bis 2000	+53,8	+49,5 ¹⁾	1993 bis 2001	142,8	30,3	94
2001 bis 2005	+49,8	+40,2 ¹⁾	2002 bis 2006	148,4	43,0	128
1992 bis 2005	+52,4	+46,2 ¹⁾	1993 bis 2006	144,8	34,8	107

¹⁾ Abzug von 15 % N-Ausbringungsverlusten nach DüVO

Die Ergebnisse dieser 9-jährigen Messreihe führten zu dem Schluss, dass es auf diesem Standort auch bei weitgehend fachgerechter N-Düngung unter Praxisbedingungen nicht möglich ist, die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken, der N-Austrag aber im Bereich von etwa 30 kg/ha gehalten werden kann.

Im darauffolgenden Jahr 2002 steigt die Nitratkonzentration des Sickerwassers auf 105 mg/l, obwohl der N-Saldo des Vorjahres negativ ausfällt. Diese gegenläufige Entwicklung ist vermutlich auf eine im abflussarmen Jahr zuvor erfolgte Anreicherung von Stickstoff im Boden zurückzuführen. Der weitere Anstieg der Nitratkonzentration auf 108 und 191 mg/l in den Jahren 2003 und 2004 zeigt einen engen Zusammenhang zu den N-Überschüssen der Vorjahre (+105 und +115 kg/ha). In beiden Jahren wurde nach Aberntung der Hauptfrucht Gülle ausgebracht, im November 2002 zu Feldgras und im August 2003 vor der Aussaat von Wintererbsen. Die mit der Rindergülle ausgebrachten N-Mengen (133 und 137 kg/ha) liegen allerdings über dem Gebot der Düngeverordnung von maximal 80 kg/ha. Der leicht negative N-Saldo im Anbaujahr mit Wintererbsen 2004 führt zu einem Absinken der Nitratkonzentration des Sickerwassers und der N-Überschuss von +58 kg/ha aus dem Anbau von Winterweizen im Jahr 2005 zu einem Wiederanstieg (Abb. 21). Im Mittel des fünfjährigen Anbauzeitraumes von 2001 bis 2005 steht einem N-Saldo von 50 kg/ha ein N-Austrag von 43 kg/ha gegenüber und die Nitratkonzentration des Sickerwassers beträgt 128 mg/l (Tab. 20).

Der N-Überschuss dieser 5-jährigen Untersuchungsperiode liegt trotz höherer N-Düngermenge nicht über dem Wert des vorangegangenen 9-jährigen

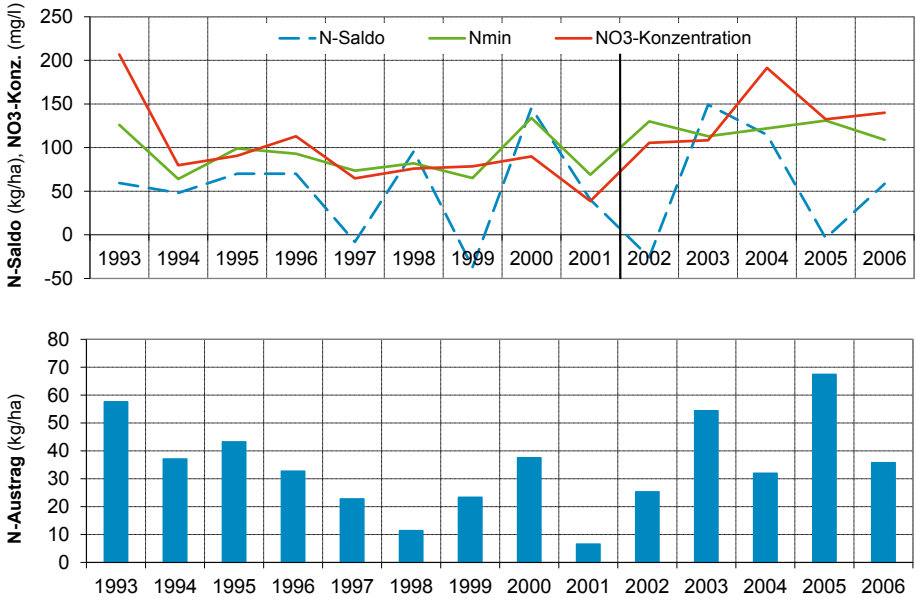


Abbildung 21: Jahreswerte der N-Zufuhr-Abfuhr-Salden, Boden-N_{min}-Gehalte vor Winter in 0 bis 90 cm Tiefe, Nitratkonzentration des Sickerwassers und N-Austrages im Untersuchungszeitraum 1993 bis 2006. Die Nitratkonzentration des Sickerwassers und der N-Austrag sind jeweils dem Boden-N_{min}-Gehalt vor Winter und dem N-Saldo des Vorjahres gegenübergestellt.

Zeitraumes. Das ist auf die unter günstigen Witterungsbedingungen erzielten überdurchschnittlich hohen Erträge zurückzuführen. Die dennoch deutlich höhere N-Auswaschung ist im Zusammenhang mit der in drei von fünf Jahren erfolgten Ausbringung von Gülle im Spätsommer bzw. Herbst zu sehen. Die applizierten Gülle-N-Mengen übertreffen deutlich das N-Aufnahmevermögen der überwinternden Kulturen Feldgras und Winterraps (Tab. 18).

Auf diesen über Stauhohizonte oberflächennah entwässernden Pseudogleyen und Pseudogley-Braunerden des unteren Buntsandsteins mit einer zu erwartenden jährlichen Sickerwasserspense von 145 mm ist ein beträchtlicher Anteil des mineralischen Stickstoffs des Bodens im Winterhalbjahr auswaschungsgefährdet. Flüssige Wirtschaftsdünger sollten aufgrund ihres hohen mineralischen N-Anteils auf diesen Standorten möglichst zur wachsenden Frucht während der Vegetationszeit ausgebracht werden.

Bei Ausbringung im Spätsommer und Herbst ist das Gebot der Düngeverordnung, N aus flüssigen Wirtschaftsdüngern zu im gleichen Jahr nach der Haupternte angebauten Folgekulturen nur bis in Höhe des aktuellen Düngebedarfes der Kultur einzusetzen, maximal aber nicht mehr als 80 kg Gesamt-N je Hektar, unbedingt einzuhalten. Das gilt auch für die Applikation von Gülle-N als Ausgleichsdüngung zu verbliebenem Getreidestroh. Die Zugabe von Nitrifikationshemmern bei Anwendung ab dem Spätsommer hilft das N-Auswaschungsrisiko zu mindern.

Eine für diese auswaschungsgefährdeten Standorte wirkungsvolle Maßnahme stellt der Anbau von Zwischenfrüchten dar.

Unabhängig davon gehört es zu einer fachgerechten Düngung, die N-Dünger- menge an den pflanzlichen N-Bedarf, die N-Bereitstellung des Bodens und die Ertragsersparnis des Standortes auszurichten.

6 Zusammenfassung

- Die im Ostthüringer Buntsandsteinhügelland verbreiteten Pseudogleye entwässern zu einem hohen Anteil oberflächennah über Stauschichten in angrenzende Vorfluter und weisen deshalb eine hohe N-Verlagerungsgefahr auf.
- Bei einer Dränabflussspende von durchschnittlich 145 mm und einer Austauschrate von 58 % ist ein hoher Anteil des vor Winter in der durchwurzelbaren Bodenzone vorhandenen mineralischen Stickstoffs im folgenden Winterhalbjahr auswaschungsgefährdet.
- Aufgrund dessen wird es auf diesen Standorten auch bei fachgerechter N-Düngung unter Praxisbedingungen kaum möglich sein, die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken, dafür können die N-Austräge im Bereich von 30 kg/ha gehalten werden.

- Bei häufiger Anwendung organischer Dünger sind auf diesen Standorten zusätzliche Maßnahmen notwendig, um den mineralischen N-Gehalt des Bodens vor Winter zu reduzieren. Dazu gehören der Einsatz von Nitrifikationshemmern zu flüssigen Wirtschaftsdüngern, die Applikation des organischen Düngers zur wachsenden Frucht oder der Anbau von Winterzwischenfrüchten.

Literatur

ECKERT, H. und BREITSCHUH, G. (1997): Stoff- und Energiebilanzen im Landwirtschaftsbetrieb. In: VDLUFA-Kongressband 1997, S. 51-71

GLUGLA, G. (1969): Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden. Thaer-Archiv. 13, S. 371-376

WERNER, D.; SCHRAMM, H.; HANUSSEK-BIERMANN, M.; KNOBLAUCH, S.; PFLEGER, I.; ROTH, D.; PAUL, R.; KÖNIG, V.; HEROLD, L.; KRAUSE, O. (1995): Exkursion B Thüringen - Boden- und Wassermonitoring sowie Bodenschutz im Agrarraum Thüringen. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 77, S. 125-154

N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der sächsischen Lössgefilde

Dr. Ulrike Haferkorn

(Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen)

1 Aufgabenstellung des Versuches

Aufgabe der seit 1980 betriebenen Lysimeterstation Brandis ist u. a. die Ermittlung der realen Verdunstung und der Grundwasserneubildung von typischen sächsischen Ackerböden (Tab. 1). Die Daten wurden bei standorttypischer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis mit wechselnden Wirtschaftsformen erhoben. Auf Grundlage der Messreihen zum Wasserhaushalt, der Klimaparameter und der seit 1992 vorliegenden Messreihen zu anorganischen Wasserinhaltsstoffen (Stickstoff-Komponenten seit 1980) sowie Begleituntersuchungen zu Stoffeinträgen und -entzügen ist es möglich, die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die N-Auswaschung der Ackerböden zu analysieren und Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Tabelle 1: Aufgabenstellung und Messeinrichtungen der Station Brandis (ohne Kippenlysimeter und ohne Lysimeterböden von Sachsen-Anhalt)

Aufgabenstellung	Messeinrichtungen	Anzahl
Erfassung der Kontrollparameter für Klima und atmosphärische Stoffeinträge	Klimastation mit Niederschlags- und Depositionsmeßgeräten (Bulk-Sammler)	1
Ermittlung der realen Verdunstung und der Grundwasserneubildung	wägbare Lysimeter	18
Beschreibung von Stoffverlagerung und -umsatz im Sickerraum	Saugkerzen in den Tiefenstufen 50, 100*, 150 und 250 cm unter Gelände	25
Ermittlung der potenziellen Stoffeinträge in das Grundwasser	Sickerwasserausläufe in 3 m Tiefe an den Lysimetern	18

* nur bodenhydrologischer Messplatz

2 Verwendete Lysimeter, Sickerwassergewinnung und Analytik

Es werden wägbare Lysimeter (1 m² Oberfläche, 3 m tief) mit „ungestörten“ Bodenmonolithen betrieben. Das Behältermaterial besteht aus verzinktem Stahlblech. Die Lysimeter wurden in den Jahren 1976 bis 1978 entsprechend der Methode nach FRIEDRICH-FRANZEN gewonnen. Die Entnahmeorte wurden so ausgewählt, dass an der Sohle der Lysimeter von Natur aus mindestens 50 cm gut durchlässiges Lockergestein ansteht. Zur gravitativen Sickerwasserentnahme erfolgte im Bereich von 10 bis 20 cm über der Sohle der horizontale Einbau eines geschlitzten, mit Glaswolle gefüllten, doppelten Stahlfilterrohres.

Die Sickerwassermengen werden täglich ermittelt, die Untersuchung der Wasserinhaltsstoffe erfolgt auf der Basis von Monatssammelproben, ebenso die Analyse des mittels Saugkerzen in unterschiedlichen Tiefen entnommenen Bodenwassers.

Aus der täglichen Wägung der Lysimeter ermittelt sich die Gewichtsänderung zum Vortag mit einer Genauigkeit von $100 \text{ g} = 0,1 \text{ mm}$ Wasser. Seit 1995 erfolgt die Gewichtsaufnahme kontinuierlich mittels Druckmesszelle. Unter Verwendung von Niederschlag, Sickerwassermenge und Gewichtsänderung (= Bodenwasservorratsänderung) werden auf Basis der Wasserhaushaltsgleichung Tageswerte der realen Evapotranspiration berechnet.

Bestimmung des N_{\min} -Gehaltes

Seit 1999 werden im Frühjahr, unmittelbar vor Beginn der Vegetationsperiode, aus den Lysimetern in der Tiefe von 0 bis 30 cm Bodenproben entnommen und jeweils die Proben der drei Lysimeter einer Lysimetergruppe eine Mischprobe vereinigt. Die erforderliche Probe aus der Tiefe von 30 bis 60 cm wird auf dem Lysimeterfeld gewonnen, um das Bodengefüge in den Lysimetern nicht jährlich zu stören. Die Bestimmung der N_{\min} -Gehalte erfolgt, nach Möglichkeit am gleichen Tag, in einem externen Labor.

Ermittlung von weiteren Grundnährstoffen, Mikronährstoffen, pH-Wert und Humusgehalt

Zur Ermittlung des Bodenzustandes und der erforderlichen Düngung im nachfolgenden Bewirtschaftungsjahr, werden (2009 beginnend) unmittelbar nach der Ernte, Bodenproben, wie bereits beschrieben, entnommen und auf ihre Gehalte an K, Mg, P sowie CaO, der pH-Wert und den Humusgehalt analysiert.



Abbildung 1: Stand der Bauarbeiten im Jahr 1979 und Blick in den 1980 fertig gestellten Lysimeterkeller

Aufbereitung und Untersuchung des Erntegutes

Das Erntegut jedes einzelnen Lysimeters wird getrennt nach Haupt- und Nebenprodukt zur Ermittlung der Frischmasse sofort gewogen. Pro Lysimeter wird von jedem Ernteprodukt eine Probe von maximal 250 g entnommen. Bei Getreide werden die Ähren zeitnah gedroschen, wobei alle Körner eines Lysimeters als Pflanzenprobe gelten. Das anfallende Stroh wird vor der Entnahme der Probe gehäckselt.

Die Übergabe der Pflanzenproben von den Haupt- und Nebenprodukten an das Labor erfolgt unmittelbar nach der Ernte. Zur Ermittlung der Stoffentzüge durch die Pflanzen werden von jeder Probe folgende Parameter ermittelt:

- Trockensubstanz der Frischmasse zur Berechnung der Erträge,
- Nährstoffgehalte: N, P, S, K, Ca und Mg,
- Spurenelemente : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn und As.

3 Bewirtschaftung der untersuchten Böden

Die Lysimeterböden und der umliegende Schlag wurden hinsichtlich Fruchtfolge, Düngung und Einsatz von Pflanzenschutzmittel seit Beginn der Messungen im November 1980 einheitlich, in ortsüblicher Weise landwirtschaftlich bewirtschaftet. Aus Tabelle 2 sind Niederschlag, N-Deposition und Temperatur am Standort Brandis sowie die N-Düngung der Böden in den Einzeljahren ersichtlich. Aufgrund der systematischen Messfehler des Hellmann-Niederschlagsmessers erfolgte eine Korrektur des Niederschlags nach RICHTER (1995). Dadurch erhöhte sich die Jahresniederschlagsmenge von 588 mm (unkorrigiert) um rd. 13 % auf 674 mm (korrigiert). Im Verlauf der nunmehr 30 Beobachtungsjahre kamen drei unterschiedliche Formen der Bewirtschaftung zur Anwendung:

1. Periode: 1981 bis 1992 - Intensive landwirtschaftliche Nutzung

In diesem Zeitraum wurden alle Lysimeter (bzw. Bodenformen) gleich behandelt. Die mineralische Düngung belief sich im Mittel der Jahre 1981 bis 1992 auf 133 kg/ha N (siehe Tab. 2). Hinzu kommen eine N-Deposition von 49 kg/ha x a und eine organische Düngung mit hohen Einzelgaben (1980 als Sediment, 1982 als Torfmull, 1986 als Humussediment, 1988 als Humustat und 1989 als Humustan). Es verblieb kein Erntegut auf den Lysimetern (bzw. Feld). Bedarfsweise wurden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

Tabelle 2: Unkorrigierter Niederschlag (Kalenderjahre), N-Deposition und Temperatur am Standort Brandis sowie jährliche N-Düngung der untersuchten Böden im Bewirtschaftungsjahr

Hydrolog. Jahr	Nieder- schlag mm	Temperatur Luft °C	Temperatur Boden* °C	Fruchtart	N-Depo- sition kg/ha	Legumino- sen		N-Düngung (kg/ha)						
						Legumino- sen	organ.	5	4	8	1	7	9	
1981	727	8,9	n.g.	Zuckerrüben	60	-	0	160	160	160	160	160	160	160
1982	390	9,1	n.g.	Winterweizen	42	-	31	160	160	160	160	160	160	160
1983	672	10,0	n.g.	Wintergerste	36	-	0	120	120	120	120	120	120	120
1984	536	8,4	n.g.	Wei. Weidelgras	51	-	0	175	175	175	175	175	175	175
1985	476	8,1	n.g.	Kartoffeln	74	-	0	100	100	100	100	100	100	100
1986	581	8,2	n.g.	Winterweizen	49	-	220	120	120	120	120	120	120	120
1987	627	7,8	n.g.	Kartoffeln	34	-	0	100	100	100	100	100	100	100
1988	74	9,8	n.g.	Winterweizen	61	-	414	140	140	140	140	140	140	140
1989	543	10,4	n.g.	Wintergerste	52	-	260	120	120	120	120	120	120	120
1990	579	10,3	n.g.	Zuckerrüben	50	-	0	160	160	160	160	160	160	160
1991	417	9,1	n.g.	Winterweizen	48	-	0	140	140	140	140	140	140	140
1992	583	9,8	n.g.	Wintergerste	32	-	0	100	100	100	100	100	100	100
Mittel	559	9,2		1980-1992	49		77	133	133	133	133	133	133	133
1993	670	8,8	8,5	Grünbrache	21	-	0	0	0	0	0	0	0	0
1994	660	9,2	9,9	Grünbrache	34	-	0	0	0	0	0	0	0	0
1995	684	9,9	9,0	Rotklee	16	170	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	492	6,9	7,0	Kartoffeln	20	-	60	0	0	0	0	0	0	0
1997	500	8,6	9,0	Sommerweizen	44	-	0	0	0	0	0	0	0	0
1998	686	9,7	9,5	Winterroggen	38	-	0	0	0	0	0	0	0	0
Mittel	615	8,9	8,8	1993-1998	29		10	0	0	0	0	0	0	0
1999	555	9,6	9,9	Wintergerste/Senf	21	-	0	145	145	145	145	145	145	145
2000	570	10,1	10,4	Erbosen	22	96	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	648	9,8	9,3	Winterweizen	23	-	0	195	180	160	150	155	150	150
2002	683	9,7	9,7	Wintergerste	14	-	0	195	180	160	150	155	150	150
2003	391	9,3	9,7	Winterraps	16	-	0	170	170	170	170	160	170	170
2004	632	9,7	9,2	Winterweizen	12	-	0	130	130	130	130	130	130	130
2005	585	9,7	9,4	Sommergerste	13	-	0	110	110	110	110	110	110	110
2006	522	9,2	10,1	Winterraps	16	-	0	135	140	155	140	125	140	140
2007	733	11,1	11,3	Winterweizen	13	-	0	165	150	130	120	125	120	120
2008	553	10,1	11,3	Wintergerste	12	-	0	135	130	135	135	135	135	135
2009	610	9,7	12,2	Winterraps	18	-	0	180	180	180	180	180	180	180
2010	858	8,9	9,0	Winterweizen	22	-	0	185	195	195	195	195	195	195
Mittel	611	9,7	10,0	1999-2008	17		0	145	143	138	135	135	135	130

* Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe

2. Periode: 1993 bis 1998 Stilllegungs- und Brachemaßnahmen sowie ökologischer Landbau

Die 2. Periode begann mit der Selbstbegrünung nach Stoppelumbruch im September 1992. Anschließend folgten winterliche Schwarzbrache und zwei Jahre Weidelgras. Als Beginn des ökologischen Landbaues wurde im Frühjahr 1995 Rotklee angebaut, danach Kartoffeln, Winterweizen und Winterroggen. In diesen Jahren erfolgte keine mineralische Düngung, nur 1996 je Lysimeter mit der Herbstfurche eine Stalldunggabe von 200 dt/ha, die im Folgejahr mit 60 kg N/ha in die Berechnung der Düngung einging. Die symbiontische N-Bindung bei Rotklee wird mit 170 kg/ha x a berücksichtigt.

3. Periode: „Umweltgerechten Landwirtschaft in Sachsen“ (empfehlungskonforme Düngung) seit 1999

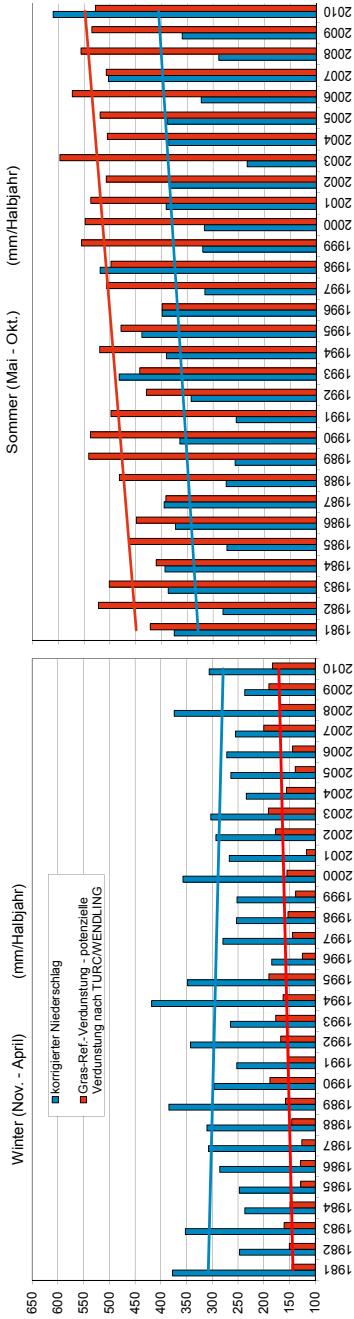
Die Bewirtschaftung erfolgt auf Grundlage von Empfehlungen der ehemaligen Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (SMUL, 1995). Aufgrund des geringen Tierbestandes in der Region wird ausschließlich mineralisch gedüngt. Parallel dazu ist in den vergangenen Jahren ein intensiver Marktfruchtanbau mit deutlichem Trend zur Fruchtartenkonzentration, insbesondere auf Winterweizen und Winterraps, zu verzeichnen. Die erste Gabe des jährlichen, fruchtarten- und bodenspezifischen Düngebedarfs wird auf Basis der N_{\min} -Untersuchungen und weiterer Bodenuntersuchungen mit Hilfe des Düngungsberatungsprogramms „BEFU“ ermittelt. Je nach Fruchtart bleibt ein Teil des Erntegutes auf der Fläche (Lysimeter). Bedarfsweise werden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

4 Beschreibung der Standorte

Brandis und die Herkunftsflächen der Lysimeterböden liegen in der nördlichen gemäßigten Zone, im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima (regenreichere Sommer und regenärmere Winter) mit überwiegend westlichen Winden (Tab. 3, Abb. 2). Untersucht werden Bodenformen aus der Partheniederung und des sächsischen Lösshügellandes, die durch zunehmende Tiefgründigkeit, Wasserspeicherkapazität und Sorptionskapazität gekennzeichnet sind (Tab. 5 und 6). Dabei handelt es sich um Standorte mit Sandlöss über Schmelzwassersanden (Gr.5/D3, Gr.4/D5), Sandlöss über Geschiebelehm (Gr. 8/D3, Gr. 1/D6 und Gr. 7/D4) und um einen Standort mit tiefgründigem Löss (Gr. 9/Lö3).

4.1 Klima

Die Jahresmitteltemperatur des 30-jährigen Untersuchungszeitraums liegt mit 9,3 °C am Standort Brandis deutlich über dem Mittelwert des Bezugszeitraumes 1961 bis 1990 der Station Leipzig-Holzhausen des DWD mit 9,05 °C. Dies ist nachhaltig, da an diesem Standort aufgrund seiner geschützten Lage, prinzipiell etwas höhere Werte gemessen werden, als an der Station Brandis.



Klimatische Wasserbilanz (Nov. - Okt.) (mm/Jahr)

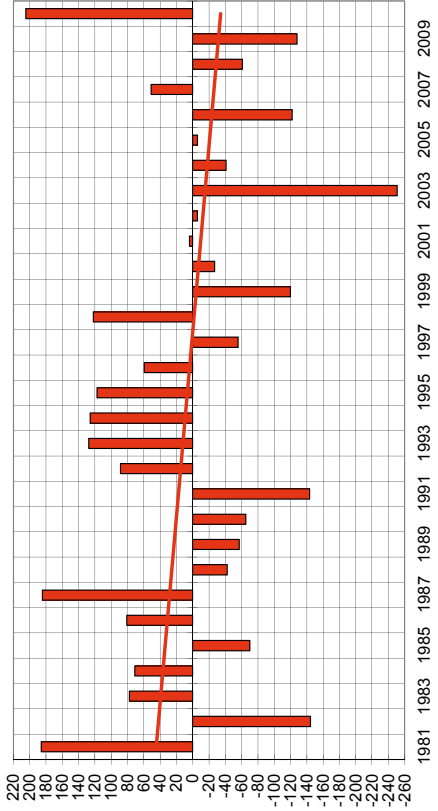


Abbildung 2: Halbjahreswerte von korrigiertem Niederschlag und Gras-Referenzverdunstung sowie Jahreswerte der klimatischen Wasserbilanz der Reihe 1981 bis 2010 am Standort Brandis

Tabelle 3: Klimatische Wasserbilanz aus korrigiertem Niederschlag und Gras-Referenzverdunstung nach TURC-WENDLING der Reihe 1981 bis 2010 am Standort Brandis

Zeitraum (1981 bis 2010)	Klimatische Wasserbilanz mm	Niederschlag mm	Gras-Referenzverdunstung mm
Winter	146	303	157
Sommer	-128	371	499
Hydrologisches Jahr	18	674	656

Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet sind vergleichsweise geringe Jahresniederschläge und hohe Wasserdefizite in den Sommerhalbjahren (Tab. 3 und Abb. 2). In dieser Region empfiehlt es sich nicht, mit langjährigen Mittelwerten zu arbeiten, da selten Jahre auftreten, in denen die klimatische Wasserbilanz im Bereich des langjährigen Mittelwertes liegt.

Bei folgenden Monaten zeigte sich über alle drei Dekaden ein Anstieg der Lufttemperatur: Februar, April, Juni, Juli und August. Ein Temperaturrückgang über alle drei Dekaden ist dagegen bei keinem Monat zu erkennen (Tab. 4). Bezüglich der Niederschläge ist das Bild uneinheitlicher. So zeigten die Monate November, Mai, Juli und September über alle drei Dekaden eine Zunahme, während in den Monate April und Juni eine Niederschlagsabnahme zu verzeichnen ist. Dabei fällt in der 3. Dekade besonders der April auf. Hier lagen die Monatssummen der Niederschläge an 8 von 10 Beobachtungsjahren unter dem Mittelwert der Reihe 1981 bis 2010. Die restlichen Monate lassen über die drei Dekaden hinweg keine Tendenzen erkennen. Der Jahresmittelwert der 3. Dekade ist durch den seit 1941 bisher höchsten Jahreswert der Region [858 mm (unkorrigiert) im Jahr 2010] beeinflusst.

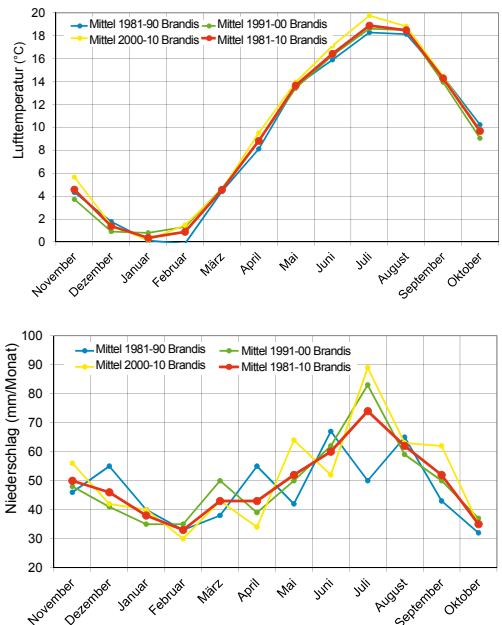


Abbildung 3: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur und unkorrigiertem Niederschlag für unterschiedliche Zeitreihen der Klimastation Brandis

Tabelle 4: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur und unkorrigiertem Niederschlag unterschiedlicher Zeitreihen der Klimastationen Brandis und Leipzig-Holzhausen (DWD)

Lufttemperatur (°C)

Mittel der Zeitschiene	Nov	Dez	Jan	Febr	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Jahr
1981-1990 Brandis	4,3	1,8	0,1	-0,1	4,4	8,1	13,6	15,9	18,3	18,1	14,4	10,2	9,1
1991-2000 Brandis	3,7	0,9	0,8	1,3	4,7	8,8	13,4	16,3	18,6	18,5	14,0	9,1	9,2
2001-2010 Brandis	5,7	1,5	0,2	1,5	4,6	9,5	13,9	17,1	19,8	18,8	14,5	9,8	9,7
1981-2010 Brandis	4,6	1,4	0,4	0,9	4,	8,8	13,7	16,4	18,9	18,5	14,3	9,7	9,3
1961-1990 Leipzig-Holzhausen	4,7	1,3	-0,2	0,7	4,1	8,36	13,2	16,5	18,1	17,7	14,3	9,8	9,0

Niederschlag (mm/Monat)

Mittel der Zeitschiene	Nov	Dez	Jan	Febr	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Jahr
1981-1990 Brandis	46	55	40	33	38	55	42	67	50	65	43	32	566
1991-2000 Brandis	48	41	35	35	50	39	50	62	83	59	50	37	589
2001-2010 Brandis	56	42	40	30	43	34	64	52	89	63	62	35	610
1981-2010 Brandis	50	46	38	33	43	43	52	60	74	62	52	35	588
1961-1990 Leipzig-Holzhausen	44	47	39	35	38	50	53	67	53	66	48	39	577

4.2 Lage der Herkunftsflächen der Lysimeterböden, räumliche Repräsentativität und standörtliches Verlagerungsrisiko

Tabelle 5 und Abbildung 4 liefern eine Übersicht der untersuchten Bodenformen und zur Lage der Herkunftsflächen. Die Karte zum Bodenwasserhaushalt (BÜK-SN200) spiegelt im Wesentlichen die Bodenregionen und z. T. auch die Bodenlandschaften Sachsens wider.

Die Farbgebung und Legende der Karte beinhalten die nFKWe für Acker aber auch die Verbreitung von Stadtböden, Böden der Auen, Böden der Bergbaufolgelandschaften sowie Standorte mit stark vernässten Böden, für die in diesem Bericht keine Untersuchungsergebnisse mitgeteilt werden.

Tabelle 5: Lysimetergruppe (Gr.), Standorteinheit (NStE), Bodenform und Entnahmeorte der Lysimeterböden der Station Brandis (ohne Kippenböden und Böden aus Sachsen-Anhalt)

Gr. NStE	Bodenform	Entnahmeort Messtischblatt	RW	HW
1 D6	lessivierter Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm	Naunhof 4741	4540040	5682190
4 D5	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand	Pomßen 4741	4542490	5677500
5 D3	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand	Brandis 4641	4540890	5688460
7 D4	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm	Beucha 4641	4540380	5688530
8 D3	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöss über tiefen kiesführendem Moränenlehm	westl. Brandis 4641	4541020	5688370
9 Lö3	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löss	Sornzig 4741	4572180	5677130

RW = Rechtswert, HW = Hochwert

In Bezug auf den Unterboden und die geologischen Formationen in den 3 m tiefen Lysimetern, wird im Ergebnis einer stark vereinfachten Betrachtung davon ausgegangen, dass die Unterschiede zwischen den Schmelzwassersanden der Elster-Kaltzeit und der Saale-Kaltzeit sowie zwischen den jeweiligen Grundmoränen vernachlässigbar sind. Dadurch können die sechs Lysimeterböden (Standorte) drei hydrogeologisch repräsentativen Regionen zugewiesen werden:

- Gebiete mit Schmelzwasserablagerungen der Saale- und Elster-Kaltzeit mit einer nFKWe < 120 (bzw. 140) mm (Lys.-Gr. 5, 4 und 8)
- Gebiete mit Geschiebelehm/-mergel der Grundmoränen der Saale- und Elster-Kaltzeit mit einer nFKWe zwischen 120 bis 240 mm (Lys.-Gr. 1 und 7)
- Lösslehm- und Lössgebiete mit einer nFKWe > 240 mm (Lys.-Gr. 9).

Anhand der Geologischen Übersichtskarte (GÜK) 400 lassen sich die Verbreitungsflächen dieser Regionen ausgrenzen: Schmelzwassersande mit 1 731 km², Grundmoränen mit 1 026 km² und Löss und Lösslehm mit 1 766 km² (gesamt 4 523 km²). Unter der Voraussetzung, dass es sich um flurferne Standorte mit ähnlichen Niederschlägen handelt und die Flächen einer vergleichbaren landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, kann den Lysimeteruntersuchungen eine erhebliche naturräumliche Repräsentativität zugestanden werden.

Zur Abschätzung des standörtlichen Verlagerungsrisikos von Nitrat ist sowohl die Austauschrate des Bodenwassers in der Wurzelzone, als auch die jährliche Verlagerungstiefe des mit Nitrat befruchteten Sickerwassers in der Dränwas-

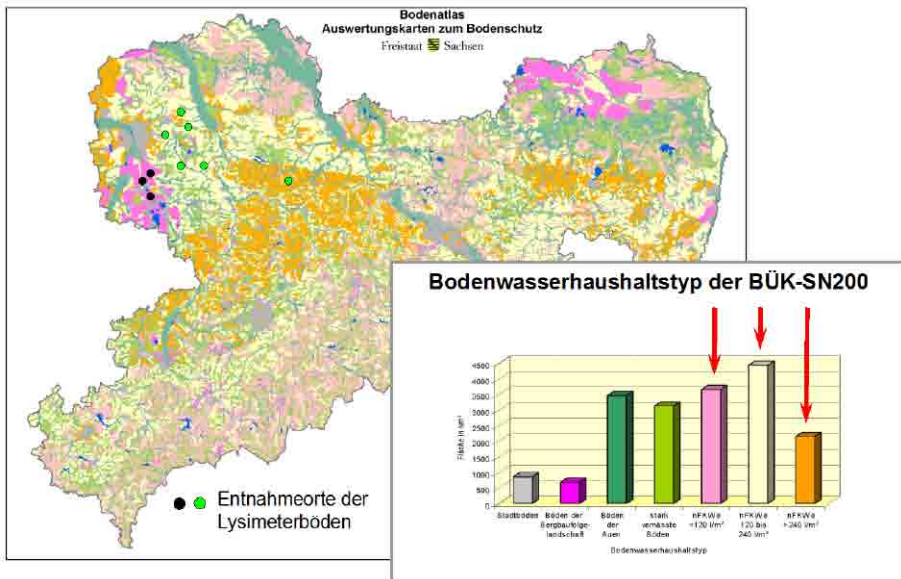


Abbildung 4: Bodenwasserhaushaltstyp der BÜK-SN200 und Lage der Herkunftsflächen der Lysimeterböden (schwarz: Kippenböden, hier nicht Gegenstand der Untersuchungen)

serzone von Interesse. Da Nitrat eine hohe Löslichkeit besitzt und in der Regel nicht mit der Bodenmatrix reagiert (ggf. sind unter reduzierten Milieubedingungen mikrobielle Abbauprozesse zu berücksichtigen) kann zur Abschätzung der vertikalen Verlagerung ein konvektiver Massentransport vorausgesetzt werden.

Bei diesem vereinfachten Ansatz (RENGER, 1992) wird der Fließquerschnitt dem Wassergehalt bei Feldkapazität gleichgesetzt und ein möglicher „immobiler“ Bodenwasseranteil ausgeschlossen. Auch bevorzugte Fließwege und Prozesse wie Diffusion und Dispersion finden keine Berücksichtigung. Die notwendigen Formeln zur Berechnung stehen in der Einleitung unter Punkt 3.2.

mit:

Sickerwassermenge im Zeitraum vom 1. November bis 31. Oktober, gemessen am Lysimeterauslauf in 3 m Tiefe. Sie wird der Sickerwassermenge aus dem Wurzelraum (= verdunstungsbeeinflusste Zone) gleichgesetzt, da zwar, aufgrund der Laufzeit zwischen Unterkante Wurzelraum und Sickerwasser-auslauf, eine erhebliche zeitliche Verzögerung entsteht, aber davon ausgegangen werden kann, das auf diesem Weg kein Wasser verloren geht oder hinzukommt.

Tiefensickerung = Sickerwassermenge im Zeitraum vom 1. November bis 31. Oktober, gemessen am Lysimeterauslauf in 3 m Tiefe

FK_{wurzel} = Feldkapazität (mm/dm) x mittlere Durchwurzelungstiefe in der Fruchtfolge (dm); Sie entspricht der Bodenwassermenge, die im Mittel der 30 Beob-

achtungsjahre von den Pflanzen entnommen wurde und ist in Abhängigkeit von Witterung und Fruchtart in den Einzeljahren sehr unterschiedlich (Tab. 6, s. Klammerwerte = max. Entnahmemenge in einem Trockenjahr).

Das Ergebnis der Berechnungen (Tab. 6) verweist für die untersuchten Böden auf sehr große aber auch sehr geringe Austauschraten des Bodenwassers in der Wurzelraumzone, ebenso auf ein unterschiedliches Verlagerungsrisiko in der Dränwasserzone. Weitere bodenphysikalische und chemische Kennwerte der Böden siehe Anlage 1 und 2.

Von entscheidendem Einfluss auf die Verweilzeiten der Bodenlösung in der Wurzel- und Dränwasserzone ist die Sickerwasserbildung. Diese zeigt sich in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe und der Höhe der Bodenwasserausschöpfung im Sommerhalbjahr. So können hohe Niederschläge und eine geringe Ausschöpfung auch bei Böden mit geringen oder sehr geringen Verlagerungsrisiko, in Feuchtperioden sehr hohe Sickerwasserraten und damit eine intensive Verlagerung bewirken. Prinzipiell gilt, je höher der maximal nutzbare Bodenwasservorrat, umso höher ist auch die mögliche Varianz des Verlagerungsrisikos in den Einzeljahren.

Tabelle 6: Bodenhydrologische Parameter und Verlagerungsdisposition der Untersuchungsstandorte auf Basis der Mittelwerte der Reihe 1981 bis 2010

Gr./ NStE	SW	FK _{wurzel} ¹⁾	Austausch- rate BW	Dränzone		Verlage- rung ²⁾	Verlage- rungsrisiko ³⁾
	mm/Jahr	mm	%	Länge dm	FK mm/dm	dm/Jahr	
5/D3	189	53 (75)	345 sehr groß	27	13	14	mittel
8/D3	151	89 (142)	169 groß	26	22	7	gering
4/D5	146	93 (142)	155 groß	26	14	10	gering
1/D6	125	105 (167)	118 mittel	25	10	12	mittel
7/D4	111	117 (178)	86 gering	24	22	5	sehr gering
9/Lö ³⁾	58	170 (450)	36 sehr gering	19	25	2,5	sehr gering

1) Mittelwerte ermittelt aus Lysimetermessungen, Klammerwerte = Maximalwerte von Einzeljahren

2) Verlagerungsgeschwindigkeit in der Dränwasserzone

3) Bewertung nach DVWK (1994)

5 Ergebnisse

Es wird dargestellt, welche Auswirkungen die drei Bewirtschaftungsformen und sechs unterschiedlichen Böden auf die Höhe der Erträge, N-Entzüge und letztlich auf die N-Salden haben. Dabei sind veränderte Randbedingungen zu berücksichtigen. So werden die im Verlauf der 30 Jahre gestiegenen Luft- und Bodentemperaturen und die zunehmende Anzahl von Jahren mit negativer

klimatischer Wasserbilanz (insbesondere Frühjahrstrockenheit) ebenso von Einfluss sein, wie die veränderte Fruchtfolge (derzeit vorwiegend Wintergetreide und Winterraps bei ausschließlich mineralischer Düngung) und der starke Rückgang der N-Einträge aus der Luft.

5.1 Boden, Witterung und Erträge

Am Beispiel der Jahre mit Winterweizen wurde untersucht, welches Ertragsniveau auf den unterschiedlichen Böden bei unterschiedlicher Witterung in den Einzeljahren erreicht und ob die angestrebten Zielerträge realisiert werden konnten. Die Festlegung der Zielerträge orientierte sich an den bisher auf Standorten erzielten Höchsterträgen.

Zunächst zeigt sich, je geringer das Wasserspeichervermögen der Böden und je höher das N-Verlagerungsrisiko, umso mehr weichen Zielerträge und tatsächliche jährliche Erträge voneinander ab (Tab. 7). Die gleiche Abstufung gilt für die absolute Höhe der Erträge und die entsprechenden N-Entzüge, wobei die höchsten Erträge auf den Lössböden (Gr. 9/Lö3) bei vergleichsweise geringer N-Düngung erzielt werden (Abb. 5). Sowohl bei den Lössböden (Gr. 9) als auch bei Geschiebelehm Böden (Gr. 7) liegen die N-Entzüge über dem Niveau der N-Düngung und verweisen damit auf das hohe N-Nachlieferungsvermögen dieser Standorte.

Das Verhältnis von Niederschlag (P_{kor}) zur Gras-Referenzverdunstung (ETP_{Gras}) liefert einen Hinweis auf ungünstige Witterungsbedingungen im Wachstumszeitraum. Diese führten vor allem bei den leichten Böden oft zu trockenheitsbedingten Ertragsausfällen und letztlich zu geringeren N-Entzügen, abweichend von den Erwartungen bei Ausbringung des N-Düngers.

Tabelle 7: Klimaparameter und Erträge (= TM Körner) der Anbaujahre mit Winterweizen im Wachstumszeitraum (von Vegetationsbeginn bis Ernte)

Jahr	Vegetationsbeginn bis Ernte	P_{kor} mm	ET_{Gras} mm	kWB	$\frac{P_{\text{kor}}}{ETP_{\text{Gras}}}$	Lys. 5	Lys. 4	Lys. 8	Lys. 1	Lys. 7	Lys. 9
						dt/ha					
1982	25.03.-04.08.	225	400	-175	0,56	8*	32	30	36	47	79
1986	30.03.-04.08.	262	348	-86	0,75	27	44	41	43	57	69
1988	31.03.-02.08.	180	362	-182	0,50	15	25	27	26	44	62
1991	10.03.-14.08.	282	408	-126	0,69	18	43	29	45	57	61
2001	10.03.-16.08.	408	474	-66	0,86	33	60	54	65	62	91
2004	05.03.-06.08.	354	452	-98	0,78	54	67	62	78	78	87
2007	12.02.-24.07.	412	498	-86	0,83	22	48	47	48	53	80
2010	21.03.-12.08.	369	499	-130	0,74	26	42	38	36	48	78
Mittel Anbaujahre		312	430	-119	0,71	28	45	41	47	56	76
Zielerträge						54	65	60	78	78	90

* Trockenschäden

Tabelle 8: Fruchtfolge, Wachstumszeitraum, Klimaparameter (mm/Wachstumszeitraum) sowie Zielerträge und tatsächliche Erträge (dt/ha) im Zeitraum von 1999 bis 2010

Jahr	Fruchtart	Zeitraum Aufgang bis Ernte	Nieder- schlag P _{korrr}	ETP	P _{korrr} / ETP	Zielertrag und tatsächlicher Trockenmasseertrag (gesamt)										
						Ziel 5	Lys. 5	Ziel 4	Lys. 4	Ziel 8	Lys. 8	Ziel 1	Lys. 1	Ziel 7	Lys. 7	Ziel 9
1999	Wintergerste	01.03.-13.07.	307	368	0,83	60	40	70	28	40	70	29	70	48	80	63
2000	Erbsen	21.04.-01.08.	140	365	0,38	26	14	26	19	26	32	22	26	17	26	42
2001	Winterweizen	10.03.-16.08.	386	474	0,82	70	34	70	61	70	54	65	70	62	70	91
2002	Wintergerste	26.01.-10.07.	262	372	0,70	60	25	70	30	70	19	70	21	70	24	80
2003	Raps	20.03.-01.07.	115	358	0,32	35	12	35	25	35	25	29	35	29	35	46
2004	Winterweizen	12.03.-06.08.	345	444	0,78	75	54	75	67	75	63	75	78	75	75	87
2005	Sommergerste	04.05.-12.08.	317	362	0,87						Missernte					
2006	Raps	29.03.-19.07.	214	409	0,52	30	13	30	18	30	16	30	20	30	30	21
2007	Winterweizen	14.03.-24.07.	360	463	0,78	30	22	50	48	46	47	50	48	67	52	79
2008	Wintergerste	25.02.-02.07.	240	376	0,64	30	19	66	53	50	48	54	76	64	103	89
2009	Winterraps	01.03.-16.07.	242	404	0,60	45	27	45	37	45	40	45	45	42	45	59
2010	Winterweizen	21.03.-10.08.	344	473	0,73	80	26	80	42	80	38	80	80	48	80	79
Mittel	Fruchtfolge		273	406	0,66	49	26	56	39	54	38	55	41	59	44	63

2007 - Futterweizen

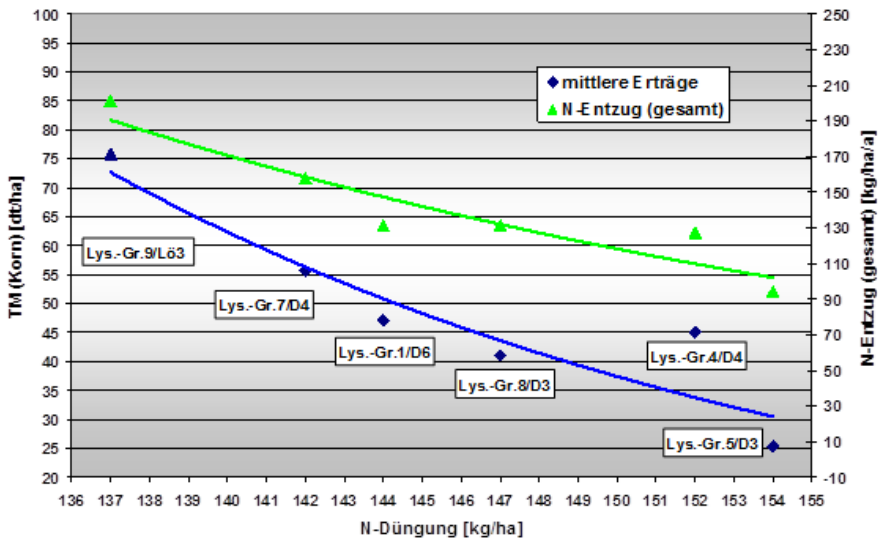


Abbildung 5: Beziehung zwischen Kornertrag, mineralischer N-Düngung und N-Entzug am Beispiel von Winterweizen und sechs verschiedenen Böden (Mittel aus acht Untersuchungsjahren)

Für den Zeitraum von 1999 bis 2010 (3. Periode), in dem das Programm BEFU zur Düngeberatung genutzt wurde, zeigt sich gleichfalls der gravierende Einfluss der Witterung auf die Höhe der Erträge, die wiederum vor allem bei den leichten Böden zu großen Abweichungen zwischen Zielertrag und tatsächlichem Ertrag führten (Tab. 8). Bei den Lössböden liegen die tatsächlichen Erträge dagegen in 5 von 12 Beobachtungsjahren über den Zielerträgen, wobei in diesen Jahren negative N-Salden zu verzeichnen sind.

Prinzipiell gilt, je höher das Wasserspeichervermögen der verschiedenen Standorte (Böden), umso besser gelingt es, Zielerträge und standortoptimierte Düngung in Übereinstimmung zu bringen. Wie Abbildung 6 am Beispiel der Standorte Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 8/D3 und Lys.-1/D6 zeigt, waren in der 3. Periode (auf Grund geringer Niederschläge im April und/oder Mai) in einigen Jahren im Mai bereits mehr als 60 % der nutzbaren Feldkapazität ausgeschöpft.

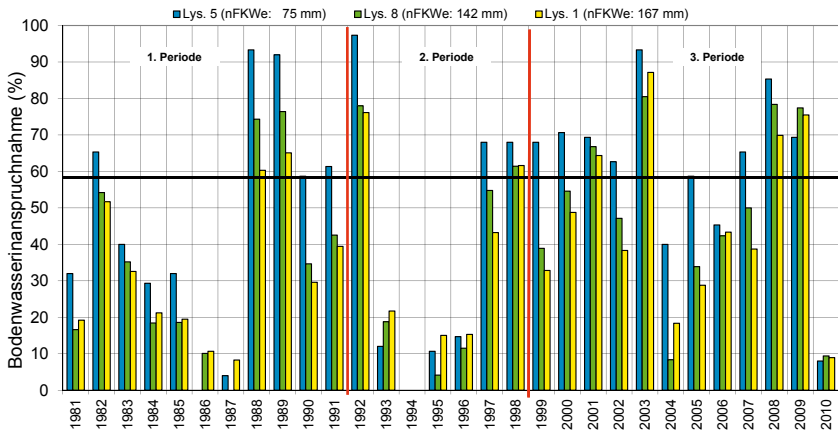


Abbildung 6: Bodenwasserinanspruchnahme im Mai in [%] der maximal nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) verschiedener Standorte der Reihe 1981 bis 2010

5.2 N-Saldo

Der N-Saldo wird aus Eintrag (Düngung organ. + mineral.) minus N-Pflanzenabfuhr berechnet. Die Deposition, gasförmige Verluste bei der Ausbringung des Düngers sowie N-Umsatzprozesse im Boden bleiben unberücksichtigt. Von 1981 bis einschließlich 1995 wurde das gesamte Erntegut abgefahren, so dass mit N-Pflanzenentzug gesamt gerechnet wurde. Seit 1996 bleiben Ernterückstände auf dem Feld (Lysimeter), der N-Entzug resultiert aus dem N-Entzug der Erträge (z. B. Körner) und dem N-Entzug der dem Nebenprodukt entnommenen Pflanzenproben.

1. Periode mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (1981 bis 1992)

Während der Intensivperiode war neben gleicher Bewirtschaftung aller Lysimeter, auch die N-Düngung aller Böden auf gleichem Niveau (siehe Tab. 2) und somit nicht der standortbezogenen Ertragserwartung angepasst. In Abänderung bisheriger Auswertungen und Veröffentlichungen wurden beim N-Saldo sowohl die mineralische als auch die organische Düngung berücksichtigt, jedoch nicht die N-Deposition.

Die ermittelten N-Salden korrelieren eng mit den entsprechenden Erträgen und N-Entzügen. Abbildung 7 zeigt, wie unterschiedlich die N-Einträge von durchschnittlich 133 kg/ha x a (plus 77 kg/ha x a Jahr organ. Düngung) von den Pflanzen auf den verschiedenen Böden im Mittel der Jahre der Intensivperiode von 1981 bis 1992 verwendet wurden. Je geringer die Pflanzenerträge, desto höher sind die von der Pflanze nicht genutzten N-Mengen, die ein Gefährdungspotenzial für

Nährstoffeinträge in das Grundwasser darstellen. Bei hohen Erträgen und N-Entzügen verbleibt bei Lössböden (Lys.-Gr. 9/Lö3) im Mittel der Jahre ein N-Saldo von 25 kg/ha. Bei Sandböden (Lys.-Gr. 5/D3) mit äußerst geringeren Erträgen und N-Entzügen, sind es dagegen mehr als 100 kg/ha.

Bei den leichten und mittleren Böden baute sich im Ergebnis dieser Bewirtschaftungsform (jedes Jahr positive N-Salden) bei geringen bis mittleren Erträgen, ein erhebliches N-Depot auf. Tatsächlich ist dabei noch die in diesem Zeitraum sehr hohe N-Deposition von rd. 50 kg N/ha x a zu berücksichtigen (Tab. 2).

Bei den schweren Lössböden (Lys.-Gr. 9/Lö3) resultiert das positive N-Saldo ausschließlich aus der hohen organischen Düngung in Einzeljahren. Die Pflanzenverfügbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs ist zeitlich und mengenmäßig schwer zu kalkulieren und auf keinen Fall den einzelnen Bewirtschaftungsjahren zuzuordnen. Die negativen N-Salden in den übrigen Jahren verweisen auf eine Abreicherung der verfügbaren N-Vorräte.

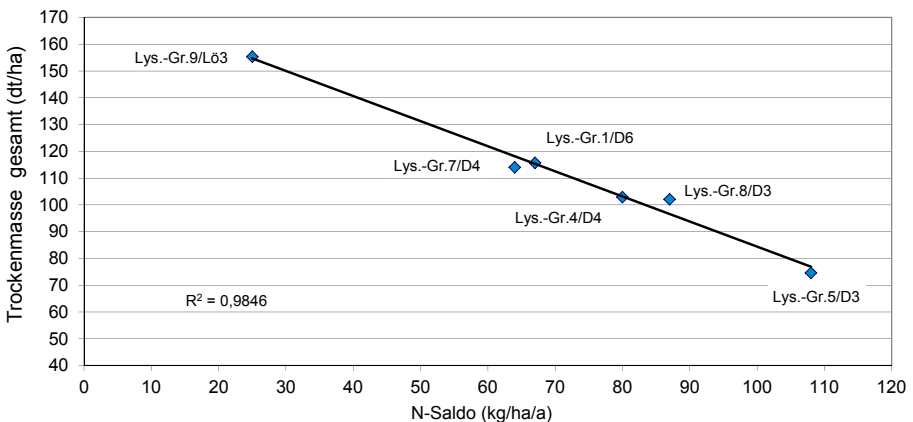


Abbildung 7: Beziehung zwischen Ertrag und N-Saldo verschiedener Standorte (Mittelwerte der der Fruchtfolge von 1981 bis 1992)

2. Periode mit Stilllegungs- und Brachemaßnahmen sowie ökologischer Landbau (1993 bis 1998)

Bis auf das Jahr 1995 mit Rotklee (170 kg/ha N-Fixierung durch Leguminosen), ergeben sich auf allen Standorten negative N-Salden (Abb. 8). Diese verweisen auf den erheblichen N-Pool, der sich im Verlauf der Intensivperiode (1981 bis 1992) im Wurzelraum der Böden angesammelt hat. Dieses N-Depot wird durch Pflanzenentzug im Verlauf der Jahre 1993 bis 1998 in den leichten Sandböden nur unwesentlich, aber in den Geschiebelehm- und Lössböden erheblich abgebaut.

3. Periode - Bewirtschaftung auf Grundlage der Empfehlungen zur „Umweltgerechten Landwirtschaft in Sachsen“ (1999 bis 2010)

Ziel dieser Bewirtschaftungsform ist es, mit Hilfe des Düngungsberatungsprogramms „BEFU“, die erste Gabe der nutzungs- und bodenspezifischen Düngemenge für das jeweilige Bewirtschaftungsjahr zu ermitteln. Dies erfolgt auf Basis der N_{\min} -Untersuchungen, weiterer Bodenuntersuchungen und einer möglichst realistischen Abschätzung der zu erzielenden Erträge. Im Ergebnis dieser Bewirtschaftungsform wird der Grenzwert der Düngeverordnung (für dreijährige Salden) von 60 kg/ha auf den drei leichten Standorten (Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 4/D5 und Lys.-Gr. 8/D3) noch immer überschritten (Abb. 8).

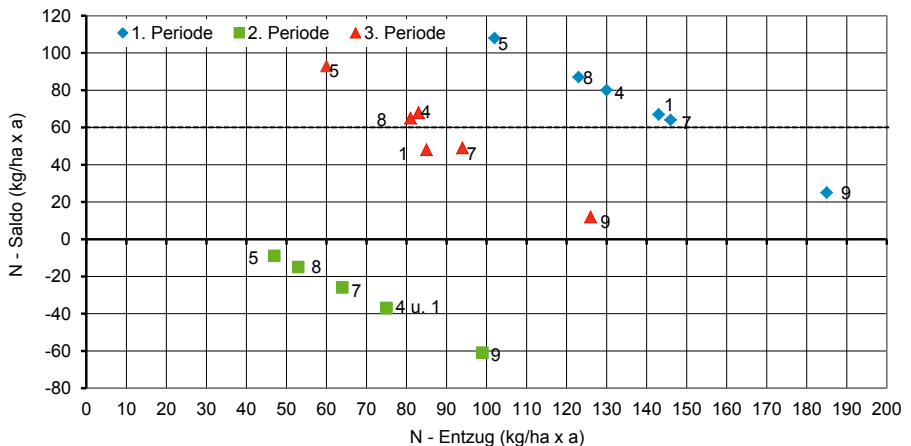


Abbildung 8: Mittelwerte von N-Saldo und N-Entzug im Vergleich der drei Bewirtschaftungsformen der Station Brandis und Grenzwert der Düngeverordnung für dreijährige Salden (60 kg/ha)

Vor allem die N-Zufuhr (keine organische Düngung) war im Vergleich beider Bewirtschaftungsperioden deutlich niedriger. Dagegen erhöhte sich die mineralische Düngung im Vergleich zur 1. Periode, wobei die Abstufung zwischen den Böden in Bezug auf die Höhe der N-Düngegaben nicht groß war (s. Tab. 2). Die veranschlagten N-Entzüge fielen geringer aus, da u. a. seit 1999 ein Teil des Erntegutes wieder auf die Böden zurück kam.

Aufgrund der undifferenzierten, oft sehr geringen N_{\min} -Werte im Frühjahr wurden im Mittel der Jahre auf dem leichten Sandboden (Lys.-Gr. 5/D3) die höchsten N-Mengen appliziert. Dies führte wegen der in der Regel nicht erfüllten Ertragerwartung im Mittel der Jahre 1999 bis 2010 zu einem N-Saldo von rd. 90 kg/ha, also weit über dem Optimalbereich von 0 bis 50 kg/ha.

Bei den Geschiebelehmstandorten (Lys.-Gr. 1/D6 und Lys.-Gr. 7/D4) wird mit rd. 48 kg/ha (Mittel 1999 bis 2010) ein fast optimales Saldo erzielt, wobei in Einzeljahren auch deutlich höhere N-Salden zu beobachten sind.

Bei der Parabraunerde (Lys.-Gr. 9/Lö3) mit hohem Ertragspotenzial, zeigten sich in sechs der 12 Beobachtungsjahre negative N-Salden, woraus aber aufgrund zum Teil hoher N-Salden in anderen Jahren, keine N-Abreicherung der Böden resultierte. Da bei diesem Boden in der Regel gut entwickelte Wurzelsysteme den bereits in tiefere Bodenschichten verlagerten Stickstoff wieder aufnehmen können, führen auch positive N-Salden nicht zu relevanten N-Austrägen.

Prinzipiell ist zu berücksichtigen:

Die hohen N-Salden der 1. Periode resultierten ausschließlich aus der hohen organischen Düngung. Bleibt diese unberücksichtigt, liegen die N-Salden der 3. Periode über denen der 1. Periode. Ursache dafür sind eine höhere mineralische N-Düngung, nicht erreichte Zielerträge und damit geringere N-Entzüge, dies auch, weil die Nebenprodukte wieder auf das Feld zurückgeführt wurden.

5.3 N-Austrag über das Sickerwasser

Erwartungsgemäß besteht mittel- bis langfristig eine enge Korrelation zwischen Bodeneigenschaften (nFKWe, Verlagerungsdisposition), N-Saldo und N-Austrag über das Sickerwasser. So sichern Böden wie die Parabraunerde (Lys.-Gr. 9/Lö3), mit großem Bodenwasserspeicher (und deshalb auch hohen Vorräten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) ein gutes Pflanzenwachstum und hohe Erträge. Diese bewirken eine effiziente Ausnutzung der N-Gaben und damit im Mittel der Jahre nur einen geringen N-Bilanzüberschuss, so dass, letztlich auch aufgrund der geringen Sickerwassermengen, kaum N-Austräge zu verzeichnen sind.

Problematisch ist der Anteil der „N-Überschusssalden“, der bei den leichten und mittleren Böden mit dem Sickerwasser ausgetragen wird, und eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser darstellt.

Die Höhe der N-Frachten resultiert aus der Höhe der Sickerwassermenge und dem Grad ihrer Nitrat-Befruchtung. Im Fall der 3 m tiefen Brandiser Lysimeter handelt es sich nicht um die Nitratkonzentration der Sickerwässer beim Verlassen des Wurzelraumes, sondern um die Konzentrationen, die sich nach anschließender Passage der Dränwasserzone (siehe Tab. 7) ergeben. Dadurch wird neben Stoffumsatzprozessen, auch der bilanzwirksame N-Betrag berücksichtigt, der insbesondere auf Lössstandorten durch kapillaren Aufstieg wieder in die Wurzelzone zurückgelangt (= vollständige Berücksichtigung der verdunstungsbeeinflussten Zone).

5.3.1 Nitrat-Konzentration im Sickerwasser

Charakteristisch für alle Standorte ist, dass hohe Sickerwassermengen in 3 m Tiefe nicht zu einer Verdünnung der Bodenlösung, sondern zum Anstieg der Nitratkonzentrationen führten. In Feuchtjahren kommt es zum verstärkten Austrag der in Trockenjahren akkumulierten N-Mengen.

1. Periode

Für jeden Boden bildete sich im Mittel über die Jahre 1985 bis 1992 ein vom Ertragspotenzial abhängiges Niveau der Nitratgehalte im Sickerwasser heraus (Abb. 8). Die Untersuchungsergebnisse der Jahre 1981 bis 1984 wurden nicht verwendet, um Einflüsse der Bewirtschaftung vor 1980 ausschließen zu können. Die Nitrat-Konzentrationen der Standorte Lys.-Gr. 4/D5, Lys.-Gr. 8/D3 und Lys.-Gr. 1/D6 liegen mit ≈ 100 mg/l NO_3 auf vergleichbarem Niveau zur erodierten Braunerde (Lys.-Gr. 5/D3). Der Braunerde-Pseudogley (Lys.-Gr. 7/D4) zeigt geringere Nitrat-Gehalte im Sickerwasser (70 mg/l NO_3). Das wird als Folge der Neigung dieses Bodens zu anaeroben Bedingungen und den daraus resultierenden höheren Denitrifikationsverlusten (11 bis 16 kg/ha x a) interpretiert. Der fruchtbare Lössboden (Lys.-Gr. 9/Lö3) weist von allen hier untersuchten Böden die geringsten Gehalte auf (22 mg/l NO_3) und scheint auch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung relativ gut abzapuffern (KNAPPE et al., 1993).

2. Periode

Seit dem Übergang zur Brache im Jahr 1992 traten bei den Standorten Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 4/D5 und Lys.-Gr. 8/D3 erstmals im Jahr 1994, im darauf folgenden Jahr auch beim Standort Lys.-Gr. 1/D6, verminderte Nitrat-Konzentrationen (< 50 mg/l) auf. Dies ist die Folge der positiven Wirkung des ausgebildeten Weidelgrasbestandes, der den zugeführten Stickstoff im Pflanzenbestand festlegt („Sanierung durch Pflanzenbestände“). Nachdem im Herbst 1996 eine Stalldunggabe eingearbeitet wurde, erhöhten sich die Nitrat-Konzentrationen von 1997 bis 1998 auf allen Standorten (außer Lys.-Gr. 9/Lö3) über das Niveau der landwirtschaftlichen Intensivperiode (1. Periode). Die Erhöhung der Konzentrationen war gekoppelt an hohe Sickerwassermengen. Zieht man die über Tracerversuche an diesen Bodenformen ermittelte Sickerwassergeschwindigkeit (bodenartenspezifische Durchbruchs- und Verweilzeiten, nähere Angaben KNAPPE et al., 1999) in die Betrachtungen ein, so sind die wieder ansteigenden Nitratkonzentrationen den Bewirtschaftungsmaßnahmen, Grasumbruch 1994 mit anschließender Schwarzbrache, Leguminosenumbruch im Herbst 1995 und der Stalldunggabe 1996, zuzuordnen.

Im Fall des Lössbodens mit unverändert geringen Nitratkonzentrationen in 3 m Tiefe zeigte sich, dass hier auch diese Bewirtschaftungsform keine Gefahr für das Grundwasser darstellt.

3. Periode

Trotz der im Mittel der Jahre geringeren N-Salden, weisen alle Böden (außer Lössboden) im Verlauf dieser Periode immer noch Nitrat-Konzentrationen auf, die weit über dem Zielwert von 50 mg NO_3 /l liegen und sie stiegen über das Niveau der ersten Bewirtschaftungsperiode hinaus.

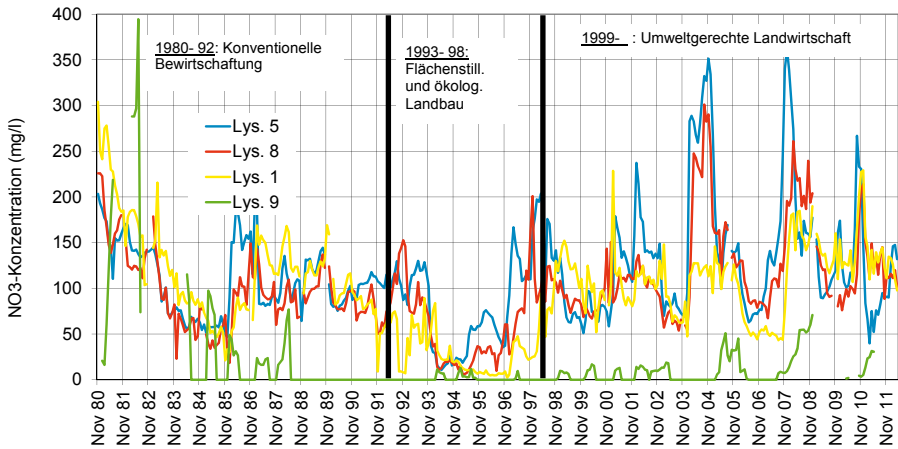


Abbildung 9: Verlauf der Nitrat-Konzentrationen am Sickerwasserauslauf in 3 m Tiefe am Beispiel ausgewählter Böden der Station Brandis

Dabei sind die Konzentrationen der Standorte Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 4/D5 im Mittel der Jahre mit einem Niveau von rd. 145 mg/l am höchsten (Tab. 9), wobei die Abstufung der Standorte untereinander mit der 1. Periode vergleichbar ist. Die 3. Periode war insgesamt, niederschlagsbedingt, durch höhere Sickerwassermengen gekennzeichnet.

Im Jahr 2010, am Ende der 3. Periode, wurde durch die hohen Sommerniederschläge die intensivste Sickerwasserperiode seit Beginn der Lysimeterbeobachtungen ausgelöst. So konnten im Zeitraum von August 2010 bis April 2011 Sickerwassermengen zwischen 403 l/m² (auf dem leichten Sandstandort) und 320 l/m² (auf den Geschiebelehmstandorten) aber auch 236 l/m² auf dem Lössstandort registriert werden. Trotzdem stiegen die Nitratkonzentrationen bei den leichteren Böden (Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 8/D3) nicht über das Niveau vorangegangener Feuchtperioden an. Aufgrund der Beziehung zwischen N-Eintrag (N-Saldo) und N-Austrag (N-Fracht) kann jedoch nicht geschlussfolgert werden (Tab. 9), dass der N-Pool am Ende der 3. Periode aus diesen Standorten bereits weitgehend ausgetragen wurde.

5.3.2 N-Frachten

Für die Jahre der Intensivperiode (1. Periode) ergaben sich mittlere jährliche N-Austräge (N-Frachten), die zwischen 8 kg/ha auf den ertragreichen, sorptionsstarken Löss-Parabraunerden und 46 kg/ha auf den wenig ertragreichen sandigen Braunerden (Lys.-Gr. 5/D3) lagen. Während der Jahre 1993 bis 1998 mit ökologischem Landbau, Stilllegungs- und Brachemaßnahmen (2. Perio-

de) waren die Auswaschungsverluste erwartungsgemäß geringer, lagen dann aber im Mittel der Jahre der 3. Periode (1999 bis 2010) über dem Niveau der 1. Periode (Tab. 9).

Tabelle 9: N-Saldo (kg/ha x a), N-Auswaschungsverluste (Fracht) über das Sickerwasser (kg/ha x a), Sickerwassermenge (mm/a) und Nitrat-Konzentration (mg/l) in 3 m Tiefe

Lys.-Gruppe NStE		5 D3	4 D3	8 D5	1 D6	7 D4	9 Lö3
1. Periode: 1981 bis 1992	N-Saldo	107	79	87	67	64	25
	N-Fracht	46	41	32	33	17	8
	Fracht/Saldo (%)	43	52	38	49	27	32
	SW	166	131	140	107	82	57
	SW/Niedersch. (%)	26	21	22	17	13	9
	NO ₃ -Konzentration*	104	n. b.	90	95	70	22
2. Periode 1993 bis 1998	N-Saldo	-9	-36	-15	-37	-26	-60
	N-Fracht	33	18	6	12	8	1
	SW	200	141	161	121	127	47
	SW/Niedersch. (%)	28	19	22	17	18	6
	NO ₃ -Konzentration	83	57	60	36	18	4
3. Periode 1999 bis 2010	N-Saldo	94	68	65	59	49	13
	N-Fracht	74	56	41	41	56	2
	Fracht/Saldo (%)	80	82	63	69	120	15
	SW	199	159	158	139	130	75
	SW/Niedersch. (%)	29	23	23	27	19	11
	NO ₃ -Konzentration	142	147	116	108	79	8

SW = Sickerwasser

* Mittel der Jahre 1985 bis 1992

Aufgrund der im Mittel der 3. Periode um rd. 60 mm höheren Niederschläge, sind in diesem Zeitraum auch höhere Sickerwassermengen zu verzeichnen als im Mittel der 1. Periode. Es ist davon auszugehen, dass im Verlauf der 3. Periode, ein erheblicher Anteil der Austräge aus dem N-Pool des Bodens stammt, der vor allem in Verlauf der 1. Periode entstanden ist. Einen Hinweis darauf liefern die gleichfalls gestiegenen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser.

Damit wird verständlich, warum im Ergebnis der 3. Bewirtschaftungsperiode nicht nur die absoluten N-Austräge gestiegen sind, sondern auch der prozentuale Anteil am N-Saldo. Aufgrund der geringen N-Austräge ist dies beim Lössstandort nach wie vor unkritisch. Der Anteil der N-Austräge am N-Überschusssaldo der anderen Böden lag zwischen 80 % (Lys.-Gr. 5/D3) und 63 % (Lys.-Gr. 8/D3). Mit 120 % sind die Austräge beim Braunerde-Pseudogley (Lys.-Gr. 7/D4) unerklärlich hoch.

Das Ergebnis der Untersuchungen zeigt, dass sowohl in der 1. Periode als auch in der 3. Periode, nur ein gewisser Anteil der aus den Überschusssalden resultierenden N-Mengen mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe ausgewaschen

wurde. Es ist zu vermuten, dass neben der N-Akkumulation auch die Mineralisation eine bilanzwirksame Rolle spielt. Dabei wird die Denitrifikation im Verlauf der 3. Periode gleichfalls einen Beitrag zur N-Bilanz leisten, obwohl die höhere N-Auswaschung dies nicht vermuten lässt.

6 Zusammenfassung

Es werden die Ergebnisse zum N-Austrag von sechs typischen sächsischen Ackerböden über den Zeitraum von 30 Jahren dargestellt.

Ursächliche Aufgabenstellung für die Station Brandis ist die „Langfristige Ermittlung der Grundwasserneubildung unter landwirtschaftlichen Nutzflächen“. Deshalb besteht bis heute das Ziel der Bewirtschaftung der Lysimeterböden darin, ein Abbild der gebietstypischen Wirtschaftsweise der Landwirtschaftsbetriebe zu realisieren. Das bisherige 30-jährige Bewirtschaftungssystem, geprägt von wechselnden agrarpolitischen Rahmenbedingungen, ist in drei verschiedene Bewirtschaftungsformen gegliedert, die sich deutlich voneinander unterscheiden:

1. Periode: Von 1981 bis 1992 erfolgte eine intensive Bewirtschaftung entsprechend der agrarpolitischen Zielstellung der DDR (weitgehende Selbstversorgung). Diese war gekennzeichnet durch eine hohe mineralische und organische Düngung und eine Fruchtfolge, die sowohl Wintergetreide als auch Hackfrüchte beinhaltete. Obwohl in diesem Zeitraum auf den Agrarflächen, infolge geringer Niederschläge und hoher Tierproduktion, mit staatlicher Unterstützung in großem Umfang Klarwasser- und Gülleverregnungsanlagen betrieben wurden, fand dieser Bewirtschaftungsaspekt auf der Brandiser Anlage keine Berücksichtigung.

Bei hohen Erträgen und N-Entzügen verbleibt bei Lössböden (Lys.-Gr. 9/Lö3) im Mittel der Jahre ein N-Saldo von 25 kg/ha und bei den Geschiebelehm Böden (Lys.-Gr. 1/D6, Lys.-Gr. 7/D4) von rd. 65 kg/ha. Bei flachgründigen Sandböden (Lys.-Gr. 5/D3) mit äußerst geringeren Erträgen und N-Entzügen, sind es dagegen mehr als 100 kg/ha. Von diesen N-Salden werden in 3 m Tiefe bei einer durchschnittlichen jährlichen Sickerwassermenge von 58 mm bei Lössböden (Lys.-Gr. 9/Lö3) 8 kg N/ha/Jahr, bei Sandböden (Lys.-Gr. 5/D3) mit 166 mm Sickerwasser 46 kg N/ha/Jahr, ausgewaschen. Die Nitratkonzentrationen schwanken zwischen 22 mg/l (Lys.-Gr. 9/Lö3) und 104 mg/l (Lys.-Gr. 5/D3).

2. Periode: Von 1993-1998 wurden Stilllegungs- und Brachemaßnahmen sowie ökologischer Landbau realisiert. Es erfolgte keine mineralische Düngung. Im Ergebnis dieser Wirtschaftsform sind auf allen Standorten negative Salden zwischen -60 kg N/ha x a (Lys.-Gr. 9/Lö3) und -9 kg N/ha x a (Lys.-Gr.

5/D3) zu verzeichnen. Nach anfänglichem Rückgang der Nitratkonzentrationen auf < 50 mg/l, erhöhten sie sich von 1997 bis 1998 auf allen Standorten (außer Lys.-Gr. 9/Lö3) über das Niveau der landwirtschaftlichen Intensivperiode (1. Periode). Trotz negativer Salden liegt die N-Auswaschung zwischen 1 kg N/ha x a (Lys.-Gr. 9/Lö3) und 33 kg N/ha x a (Lys.-Gr. 5/D3).

3. Periode: Ab 1999 Bewirtschaftung mit Ausrichtung auf die sächsische Düngeberatung. Im Verlauf dieser Anbaujahre ist ein intensiver Marktfruchtanbau mit deutlichem Trend zur Fruchtartenkonzentration, auf Winterweizen und Winterrraps, zu verzeichnen, der dementsprechend auf den Lysimeterböden realisiert wurde. Die N-Düngung erfolgte ausschließlich mineralisch, wobei das Niveau höher war, als in der 1. Bewirtschaftungsperiode. Ein Teil des Erntegutes wurde auf der Fläche belassen.

Wegen zu hoch angenommener Zielerträge und der undifferenzierten, oft sehr geringen N_{\min} -Werte im Frühjahr, wurden im Mittel der Jahre auf den flachgründigen und mittelgründigen Sandböden (Lys.-Gr. 5/D3, Lys.-Gr. 4/D5 und Lys.-Gr. 8/D3) mit 145, 143 und 138 kg N/ha x a die höchsten N-Mengen appliziert. Dies führte im Mittel der Jahre 1999 bis 2010 zu N-Salden zwischen 94 und 65 kg N/ha x a (Tab. 6).

Bei den Geschiebelehmstandorten (Lys.-Gr. 1/D6 und Lys.-Gr. 7/D4) wird mit rd. 48 kg/ha (Mittel 1999 bis 2010) ein fast optimales Saldo erzielt, wobei in Einzeljahren auch deutlich höhere N-Salden zu verzeichnen sind. Bei der Parabraunerde (Lys.-Gr. 9/Lö3) liegt das Saldo bei 13 kg N/ha x a.

In dieser Bewirtschaftungsperiode ist auf allen Untersuchungsstandorten, außer beim Lössboden (Lys.-Gr. 9/Lö3), ein Anstieg der N-Auswaschung zu verzeichnen, sowohl absolut als auch prozentual zum N-Saldo. Die N-Austräge schwanken zwischen 2 kg (Lys.-Gr. 9/Lö3), 41 kg (Lys.-Gr. 1/D6), 56 kg (Lys.-Gr. 4/D5) und 74 kg N/ha x a (Lys.-Gr. 5/D3). Die hohe N-Frachten resultieren aus gestiegenen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser und aus (niederschlagsbedingt) höheren Sickerwassermengen.

Literatur

RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Bericht des Deutschen Wetterdienstes (1995) 194

SMUL (1995): Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen. Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (1995)

RENGER, M. (1992): Bestimmung der Bodenwasserhaushaltskomponenten. DVGW-Schriftenreihe Wasser (1992) 72, S. 283-298

KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U. (1993): N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Qualität und Hygiene von Lebensmitteln in Produktion und Verarbeitung. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband, Hamburg (1993) S. 629-632

KNAPPE, S.; KEESE, U.; KALBITZ, K. (1999): Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag und den Nitratgehalt von Sickerwasser von vier Bodenformen. BAL Gumpenstein (1999), S. 105-109

Anlagen

Anlage 1: Bodenphysikalische Kennwerte aus der Zeit der Lysimetergewinnung Lessivierter Braunerde-Pseudogley (Gr. 1)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt Vol. %*	Skelett Vol. %	ϕt g/cm ³	Grob-PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Ap	0-25	Uls	11	5	1,45	5	46,1	28,0	18,1	8,5x10 ⁻⁶
Bv-Sw	25-40	Uls	10	7	1,58	6	32,1	20,9	11,2	2,9x10 ⁻⁷
Al-Sw	40-50	Uls	12	9	n. b.	n. b.	30,0	20,0	10,0	n. b.
IIbT-Sd	50-120	Ls4	20	8	1,74	5	25,8	11,5	14,3	3,1x10 ⁻⁶
IIIfGo	120-300	mSgs	2	73	n. b.	25	4,1	3,0	1,1	5,0x10 ⁻⁴

Braunerde-Fahlerde (Gr. 4)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt Vol. %*	Skelett Vol. %	ϕt g/cm ³	Grob-PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Ap	0-30	Su4/Slu	8	5	1,42	12	38,0	26,6	11,4	3,7x10 ⁻⁵
Bv - Ael	30-55	Su4/Slu	8	5	1,58	12	31,4	21,9	9,5	9,8x10 ⁻⁶
IIbT	55-120	St2	10	34	1,68	17	15,2	9,3	5,9	1,1x10 ⁻⁴
		St2	9	2	1,63	14	n. b.	n. b.	n. b.	7,1x10 ⁻⁵
		St2	6	0,5	1,51	8	n. b.	n. b.	n. b.	2,5x10 ⁻⁵
Bbt - ICv	120-300	mS	0,5	8	1,43	[32]	12,4	8,3	4,1	1,6x10 ⁻⁴

Erodierte Braunerde (Gr. 5)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt Vol. %*	Skelett Vol. %	ϕt g/cm ³	Grob-PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Bv - Ap	0-35	Su3/Sl3	8	16	1,56	20	25,6	16,8	8,8	1,8x10 ⁻⁴
IIcV	35-175	mSgs	2	26	1,69	24	8,1	5,9	2,2	2,2x10 ⁻⁴
IIcN	175-300	mSfs	4	2	1,57	[26]	17,2	13,2	3,9	1,1x10 ⁻⁴

Braunerde-Pseudogley (Gr. 7)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Ton- gehalt Vol. %*	Ske- lett Vol. %	pt g/cm ³	Grob- PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Ap	0-35	Slu	10	2	1,68	19	34,3	21,6	12,7	1,2x10 ⁻⁶
Bv-Sw	35-50	Sl3	10	2	1,58	11	26,9	18,1	8,8	1,0x10 ⁻⁵
IISd	50-135	Sl4	25	4	1,83	4	26,9	12,0	14,9	8,1x10 ⁻⁹
IISd	135-220	Sl3	25	3	1,87	5	28,1	12,6	15,5	2,0x10 ⁻⁸
III ICn	220-300	mSfs	1	24	1,68	24	12,2	9,5	2,7	1,5x10 ⁻⁴

Parabraunerde-Braunerde (Gr. 8)

Horizont	Tiefe cm	Bode- nart	Ton- gehalt Vol. %*	Ske- lett Vol. %	pt g/cm ³	Grob- PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Ap	0-25	Su4	6	4	1,59	8	29,3	22,6	6,7	6,8x10 ⁻⁴
Al - Bv	25-70	Su4	7	4	1,54	11	29,3	22,6	6,7	3,1x10 ⁻⁵
IIBbt	70-150	Sl3/Sl4	13	18	n. b.	(15)	23,4	14,4	9,0	n. b.
IIIBbt-ICv	150-300	mSfs	1	0	1,5	(32)	19,0	12,5	6,5	1,5x10 ⁻⁴

Parabraunerde (Gr. 9)

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Ton- gehalt Vol. %*	Ske- lett Vol. %	pt g/cm ³	Grob- PV Vol. %	Bodenwasser- gehalt bei			K _f -Wert m/s
							FK	nFK	PW	
Ap	0-30	Ut3/Ut4	17	0,1	1,62	2	40,0	22,0	18,0	3,7x10 ⁻⁷
Bt	30-60	Ut4	20	0	1,5	5	38,5	21,0	17,5	3,4x10 ⁻⁵
Bt-ICv	60-170	Ut3	15	0	1,61	2	36,0	23,5	12,5	2,3x10 ⁻⁶
IcCn	170-205	Ut3	15	1	1,61	3	35,6	23,2	12,4	9,4x10 ⁻⁶
II IcCn	205-225	Uls	16	6	1,66	1	31,0	20,7	10,3	8,4x10 ⁻⁷
III ICn	225-300	mS	2	10	1,58	(16)	9,9	6,7	3,2	2,9x10 ⁻⁴

* Vol.% von Feinboden

Anlage 2: Bodenchemische Kennwerte aus der Zeit der Lysimetergewinnung

Lessivierter Braunerde-Pseudogley (Gr. 1)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	CaCO ₃ %	pH	
				H ₂ O	n/10 KCl
Ap	0-25	4,1	0	7,5	6,4
Bv-Sw	25-40	1,5	0	8,0	6,7
Al-Sw	40-50	0,5	0	8,1	6,6
IIBt-Sd	50-120	0,2	0	7,9	6,5
IIIfGo	120-300	0,08	0	5,9	5,1

Braunerde-Fahlerde (Gr. 4)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	pH	
			H ₂ O	n/10 KCl
Ap	0-30	2,3	7,6	6,6
Bv - Ael	30-55	0,5	7,9	6,6
IIBbt	55-120	0,07	7,8	6,3
Bbt - ICv	120-300	0,04	7,7	6,2

Erodierte Braunerde (Gr. 5)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	CaCO ₃ %	pH	
				H ₂ O	n/10 KCl
Bv - Ap	0-35	2,1	0,2	6,6	6,2
IICv	35-175	n. b.	0,2	7,0	6,7
IICn	175-300	n. b.	0	6,4	6,2

Braunerde-Pseudogley (Gr. 7)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	CaCO ₃ %	pH	
				H ₂ O	n/10 KCl
Ap	0-35	2,2	0	7,2	6,8
Bv-Sw	35-50	0,9	0	5,7	5,2
IISd	50-135	0,2	0	4,8	4,2
IISd	135-220	2,2	0	4,6	3,8
III ICn	220-300	0,9	0	5,6	5,0

Parabraunerde-Braunerde (Gr. 8)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	CaCO ₃ %	pH	
				H ₂ O	n/10 KCl
Ap	0-25	1,6	0,2	6,3	5,8
Al - Bv	25-70	0,4	0	5,9	5,4
IIBbt	70-150	n. b.	0	6,5	6,0
IIIBbt - ICv	150-300	n. b.	0,2	5-7,1	4,2-6,5

Parabraunerde (Gr. 9)

Horizont	Tiefe cm	Humus Vol. %	CaCO ₃ %	pH	
				H ₂ O	n/10 KCl
Ap	0-30	2,47	0	5,4	5,2
Bt	30-60	0,57	0	7,2	6,0
Bt-ICv	60-170	0,34	0	7,6	6,2
IcCn	170-205	0,35	9,71	8,1	6,6
II IcCn	205-225	0,28	5,82	8,2	6,9
III Icn	225-300	0,03	0	8,4	7,1
IIBbt	70-150	n. b.	0	6,5	6,0
IIIBbt - ICv	150-300	n. b.	0,2	5-7,1	4,2-6,5

Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Dr. Erhard Albert

(Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie)

In die Untersuchungen werden zwei unterschiedliche Versuchsanlagen einbezogen. Zum einen handelt es sich um einen langjährigen statischen Dauerversuch mit differenzierter mineralisch-organischer Düngung, in dem 1995 Unterflurlysimeter eingebaut wurden, und zum anderen um einen Lysimeterversuch mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung.

1 Aufgabenstellung der Versuche

Der 1966 in Methau angelegte statische Dauerversuch hat zum Ziel, die Auswirkungen einer langjährig unterschiedlichen mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, N-Bilanz, N_{\min} -Gehalte vor Winter sowie Humus- und Gesamt-N-Vorrat zu untersuchen. Die N-Einwaschung in Unterflurlysimeter wird seit 1995 ermittelt.

Der Lysimeterversuch in Leipzig verfolgt Langzeiteffekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung, Sickerwasserbildung und Nährstoffaustrag.

Aufgrund der geschilderten Zielstellung stehen in der vorliegenden Auswertung nicht jährliche Betrachtungen im Mittelpunkt, sondern kumulative Effekte der differenzierten Bewirtschaftung im Untersuchungszeitraum von 11 bzw. 16 Jahren.

2 Verwendete Lysimeter und Erfassung des Sickerwassers

In die Prüfglieder mit den N-Stufen b1 (ohne mineralische N-Düngung), b3 (mittlere mineralische Düngung mit durchschnittlich 100 kg/ha) und b5 (hohe mineralische N-Düngung mit durchschnittlich 200 kg/ha) des Dauerversuches in Methau wurden 1995 nach bereits 30-jähriger Versuchsdurchführung Unterflurlysimeter in zweifacher Wiederholung eingebaut (Abb. 1), um die Langzeiteffekte der differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf die Sickerwasserbeschaffenheit analysieren zu können. Die Lysimeter wurden so installiert, dass die darüber anstehenden Bodensäulen ungestört bleiben. Der Abstand von den Lysimetern bis zur Krumenoberfläche beträgt 60 cm und sie besitzen einen Durchmesser von 50 cm.

Die Lysimeteranlage in Leipzig umfasst 60 Gefäße mit drei unterschiedlichen Böden. Die quadratischen Gefäße besitzen eine Oberfläche von 1 m^2 und sind 1 m tief (Abb. 2).

Das Sickerwasser wird gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzsand und -kies gewonnen. Die Sickerwasserentnahme in beiden Anlagen erfolgt jeweils zwei Mal jährlich und zwar zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode. Die Austauschrate des Bodenwassers wurde anhand der Formel in der Einleitung unter Punkt 3.2 berechnet.

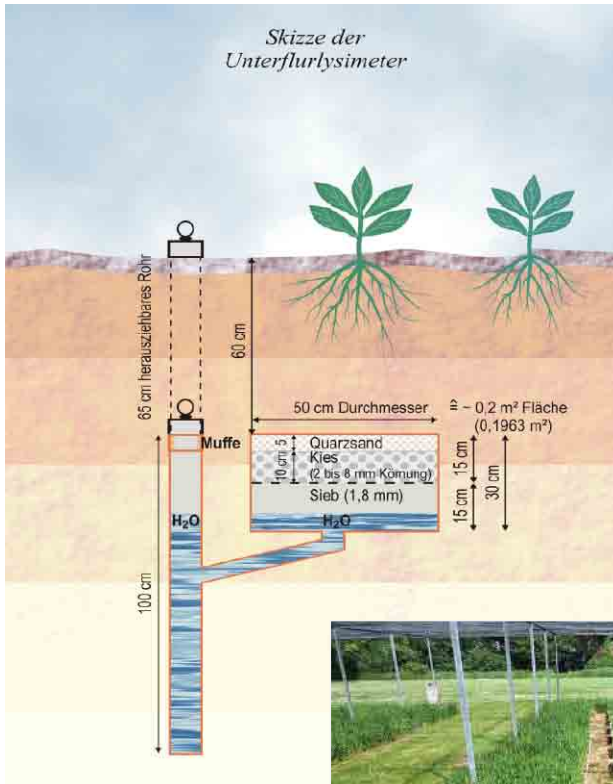


Abbildung 1: Unterflurlysimeter im Dauerversuch in Methau



Abbildung 2: Lysimeteranlage in Leipzig

3 Bewirtschaftung

Der Dauerversuch wurde 1966 in Methau bei Rochlitz mit folgender Fruchtfolge angelegt:

Zuckerrübe - Sommergerste - Kartoffeln - Winterweizen

Die organische Düngung umfasst die Stufen:

- a1: ohne organische Düngung
- a2: 200 dt/ha Stallmist jedes 2. Jahr zur Hackfrucht
- a3: 50 dt/ha Stroh jedes 2. Jahr

Die Nebenprodukte Stroh und Rübenblatt wurden von der Versuchsfläche abgefahren. In den Prüfgliedern mit Strohdüngung wurde Stroh von einem einheitlich bewirtschafteten Schlag verwendet. Die im Versuchszeitraum zugeführten N-Mengen betragen im Mittel bei Stallmist 53 kg/ha je Jahr und bei Stroh 16 kg/ha je Jahr. Diese Werte gehen in die N Bilanzen ein.

Die drei Stufen der organischen Düngung wurden mit sechs Stufen der mineralischen N-Düngung kombiniert.

Stufen der mineralischen N-Düngung (kg/ha):

	Getreide	Kartoffeln	Zuckerrüben
b1	0	0	0
b2	40	50	70
b3	80	100	140
b4	120	150	210
b5	160	200	280
b6	80	250	350

Die applizierte mineralische N-Menge ging bewusst deutlich über die erzielbaren Höchstserträge hinaus, um so N-Optima und Umweltwirkungen bestimmen zu können.

Die jährliche mineralische P/K-Düngung beträgt:

33 kg P/ha zu Getreide; 66 kg P/ha zu Hackfrüchten
125 kg K/ha zu Getreide; 250 kg K/ha zu Hackfrüchten

Alle weiteren acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen wurden optimal gestaltet. Die Grundbodenbearbeitung erfolgte mit dem Pflug.

Im Lysimeterversuch Leipzig erhielten die in Tabelle 1 aufgeführten Fruchtarten die folgende praxisübliche N-Düngung. Die gewählte Fruchtfolge wird gegenwärtig in vielen Betrieben praktiziert. Die differenzierte Bodenbearbeitung erfolgte folgendermaßen:

- Pflug:** Umgraben des Bodens mit dem Spaten ca. 25 cm tief
Grubber: Lockerung mit einem Handgrubber ca. 15 cm tief
Direktsaat: keine Bodenbearbeitung, Ablage des Saatguts in Bodenschlitze

Das anfallende Stroh verbleibt nach der Ertragsfeststellung auf den Lysimetern. Im Laufe der Jahre bildete sich in den Direktsaat-Prüfgliedern eine starke Mulchschicht aus (Abb. 3).

Tabelle 1: Angebaute Fruchtarten und Düngung des Lysimeterversuches

Jahr	Frucht	Düngung (kg/ha)		
		N	P	K
2000	Winterweizen	150	30	100
2001	Wintergerste	110	30	100
2002	Winterraps	200	30	100
2003	Winterweizen	150	30	100
2004	Senf und Mais	100	30	100
2005	Winterweizen	150	30	100
2006	Wintergerste	90	30	100
2007	Winterraps	200	30	100
2008	Winterweizen	150	30	100
2009	Wintergerste	110	30	100
2010	Silomais	120	-	-



Direktsaat



Grubber



Pflug

Abbildung 3: Differenzierte Bodenbearbeitungsformen im Lysimeterversuch Leipzig

4 Beschreibung der Standorte

Der Dauerversuch in Methau wurde auf einem fruchtbaren Löss-Lehm-Boden angelegt und repräsentiert die typischen Standorte des Mulde-Lösshügellandes. Bedingt durch die Bewirtschaftungsvorgeschichte mit mehrjährigem Klee-grasanbau lag der Humusgehalt zu Versuchsbeginn 1966 auf einem hohen Niveau. Weitere Daten sind der Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Standortcharakteristik des Dauerversuches in Methau

Bodenform	Löss-Braunstaugley
Bodenart	Löss-Lehm
Bodenschätzung	L4 Lö 70/63
FAO-Klassifikation	Gleyic luvisol
Feinanteil (< 6 µm)	25,9
Ton : Schluff : Sand (%)	0 bis 30 cm 14,8 : 80,4 : 4,8 30 bis 60 cm 14,6 : 79,9 : 5,5
nutzbare Feldkapazität (mm in 0 bis 60 cm)	149
Jahrestemperatur (°C)	8,2
Jahresniederschlag (mm)	680
PDL (mg/100 g Boden)*	2,5
KDL (mg/100 g Boden)*	15,6
pH*	5,2
Humusgehalt (%)*	3,3
Nt-Gehalt (%)*	0,158

* vor Versuchsanlage

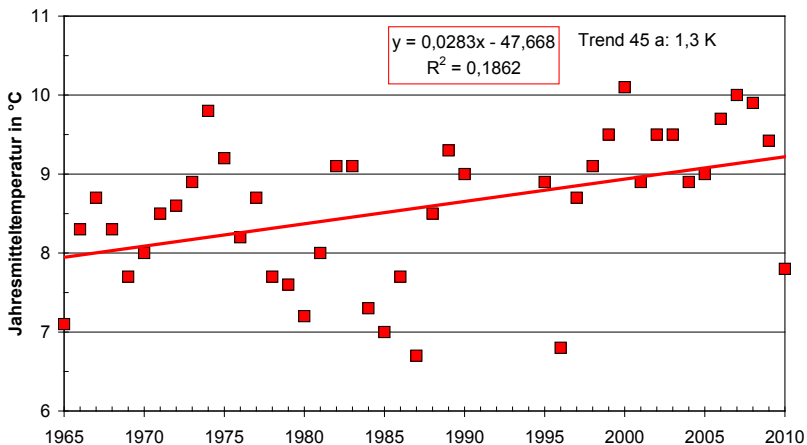


Abbildung 4: Entwicklung der Jahrestemperaturen in Methau im Zeitraum 1965 bis 2010

Infolge des Klimawandels sind die Temperaturen im Versuchszeitraum von 45 Jahren im Trend um 1,3 K angestiegen (Abb. 4). Bei den Niederschlägen dagegen ist keine eindeutige Entwicklung zu erkennen (Abb. 5). Die Nährstoffeinträge mit den Niederschlägen werden seit 1994 anhand von Bulksamplern erfasst. Die jährlichen N-Einträge ($\text{NO}_3\text{-N}$ plus $\text{NH}_4\text{-N}$) waren Mitte der 1990er Jahre mit bis zu 80 kg N/ha beträchtlich. Sie nahmen in den Folgejahren deutlich ab und liegen gegenwärtig bei ca. 10 kg/ha (Abb. 6).

Für den Lysimeterversuch in Leipzig wurden typische, in Sachsen weitverbreitete Böden verwendet. Den größten Anteil an der Ackerfläche nehmen mit 52 % Lössböden ein.

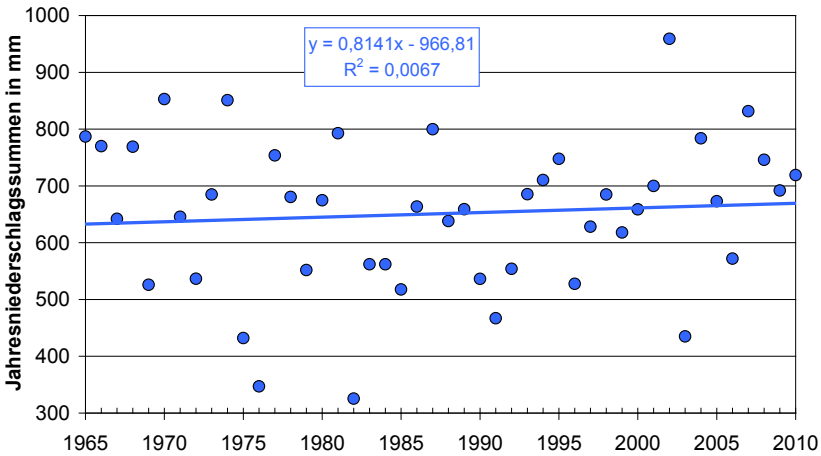


Abbildung 5: Entwicklung der Jahresniederschlagssummen in Methau im Zeitraum 1965 bis 2010

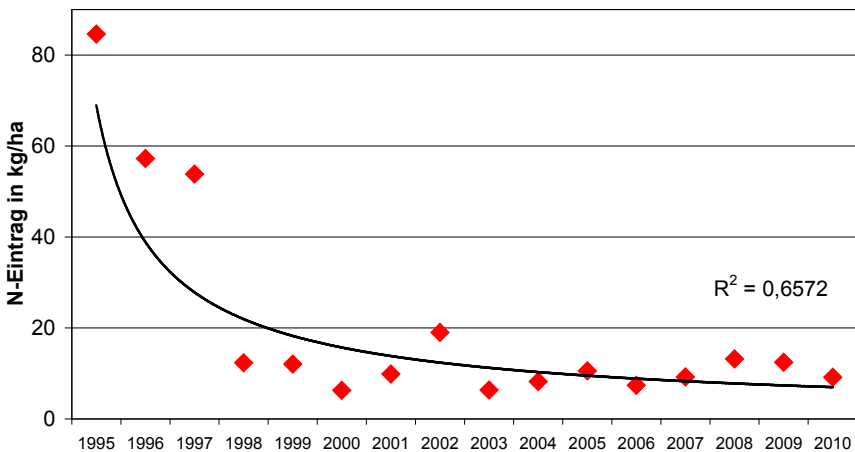


Abbildung 6: N-Einträge durch Regenwasser in Methau im Zeitraum 1995 bis 2010

Der in die Lysimeteruntersuchung einbezogene Lössboden (Lö4) repräsentiert 111 476 ha. Er ist typisch für die Bodenregion der Löss- und Sandlösslandschaften. Der Anteil der eiszeitlich entstandenen Diluvialböden an der Ackerfläche beträgt 24 % und der der Verwitterungsböden 23 %. Ackerbaulich werden D2-Standorte auf 21 211 ha und V7-Standorte auf 40 775 ha genutzt. Der Sandboden charakterisiert die Altmoränenlandschaft und der sandige Lehm die Bodenregion der Berg- und Hügelländer mit Magmatiten und Metamorphiten. Die Böden wurden in der Nähe von Eilenburg (Sandboden), Nossen (Lehmboden) und Freiberg (Verwitterungsboden) entnommen und schichtgenau in die Lysimeter eingefüllt. Die Herkunftsorte der Lysimeterböden sowie die Lage des Dauerversuches in Methau sind der Abbildung 7 zu entnehmen. Näher werden die Böden in Tabelle 3 charakterisiert. Ähnlich wie in Methau nahmen auch in Leipzig die N-Einträge mit den Niederschlägen seit Mitte der 1990er Jahre stark ab (Abb. 8). In den letzten Jahren lagen sie bei ca. 10 kg/ha.

Tabelle 3: Charakteristik der Lysimeterböden

	Sandboden	Lehmboden	Verwitterungsboden
Bodenform	Braunerde-Podsol	Löss-Braunstaugley	Hangsandlehm-Braunerde
Bodenart	anlehmiger Sand	Lehm	sandiger Lehm
Bodenschätzung	D 2 SI 26	Lö 4b L 65	V 7 sL 36
Entstehung	Diluvium	Löss	Gneis-Verwitterungsboden
<hr/>			
Feinanteil (< 6 µm)			
0 bis 35 cm	11,0	24,7	23,1
35 bis 100 cm	9,1	26,1	23,3
<hr/>			
Ton : Schluff : Sand (%)			
0 bis 35 cm	6,8 : 24,7 : 68,5	17,5 : 77,2 : 5,3	15,7 : 51,8 : 32,5
35 bis 100 cm	5,0 : 21,1 : 73,5	18,6 : 72,2 : 9,2	13,6 : 45,6 : 40,8
<hr/>			
nutzbare Feldkapazität (mm in 0 bis 100 cm)	128	218	228
Jahrestemperatur (°C)	9,9	9,9	9,9
Jahresniederschlag (mm)	607	607	607
PDL (mg/100 g Boden)*	12,6	6,9	6,8
KDL (mg/100 g Boden)*	7,7	34,2	13,6
pH*	6,2	6,3	6,2
Humusgehalt (%)*	1,9	2,1	2,2
Nt-Gehalt (%)*	0,10	0,14	0,11

* vor Versuchsanlage

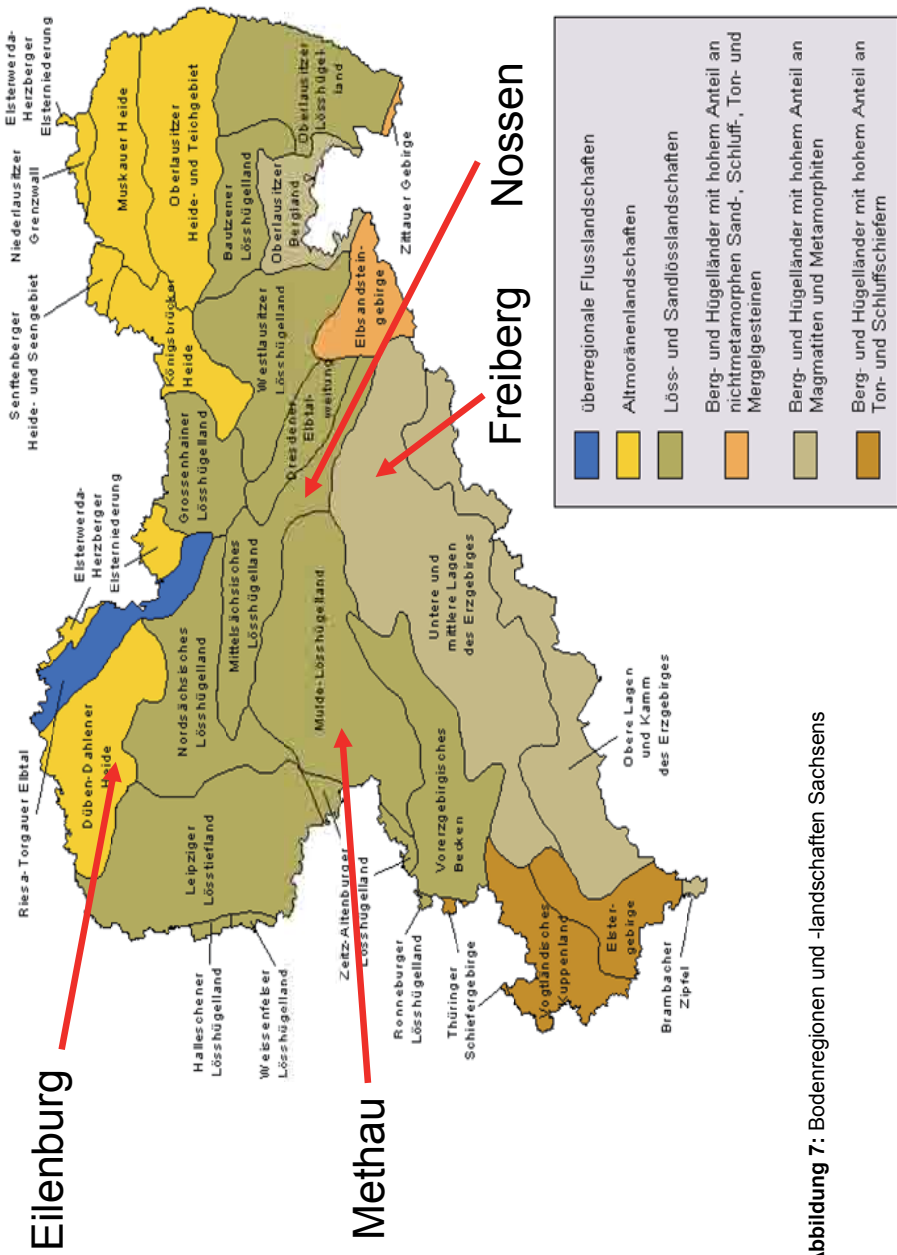


Abbildung 7: Bodenregionen und -landschaften Sachsens

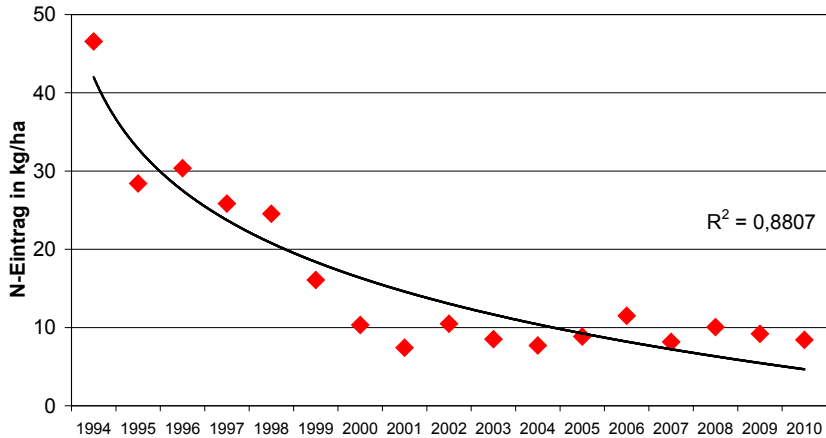


Abbildung 8: N-Einträge durch Regenwasser in Leipzig im Zeitraum 1994 bis 2010

5 Ergebnisse

5.1 Dauerversuch

5.1.1 Humusgehalte

Eine langjährig differenzierte mineralisch-organische Düngung übt starke Auswirkungen auf die Ertragsbildung und den Nährstoffhaushalt des Bodens bis hin zur umweltbelastenden Nitratauswaschung aus. Ziel acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen sollte das Erzielen wirtschaftlicher Erträge bei weitgehender Schonung der Umwelt sein.

Für die Bodenfruchtbarkeit besitzt der Humusgehalt aufgrund seiner positiven Effekte auf physikalische, chemische und biologische Eigenschaften des Bodens eine herausragende Bedeutung.

Den Versuchsergebnissen zufolge wirkte sich die unterschiedliche Düngung differenziert auf die Entwicklung des Humusgehaltes im Versuchszeitraum aus (Abb. 9). Bei unterlassener organischer Düngung wurden die Humusgehalte im Laufe der Jahre annähernd halbiert, was auf den hohen, den Humusabbau fördernden Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge (50 %) und die vergleichsweise hohen Humusausgangswerte zurückgeführt wird. Auch bei Stallmistzufuhr konnten die Humusausgangswerte zwar nicht aufrecht erhalten werden, aber sie liegen gegenüber unterlassener organischer Düngung auf deutlich höherem Niveau. Die von der Strohdüngung ausgehende Wirkung auf den Humusgehalt war vergleichsweise schwach. Eine Ursache hierfür wird in der relativ geringen Strohdüngungsmenge (50 dt/ha) gesehen. Die Kurvenverläufe ver-

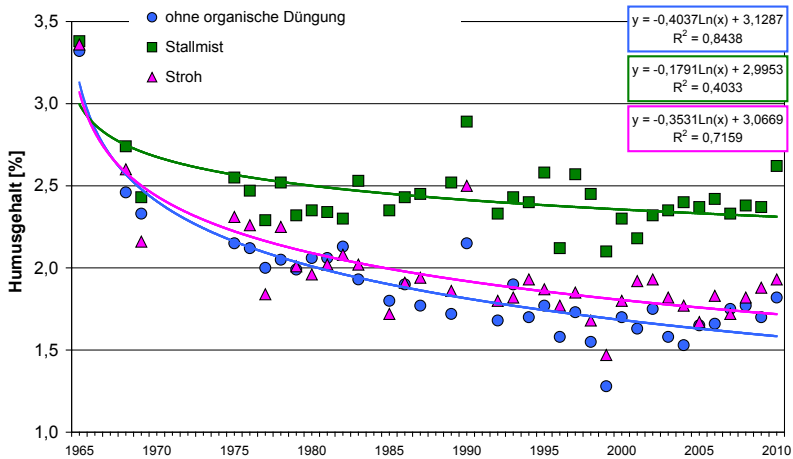


Abbildung 9: Entwicklungstrend der Humusgehalte während des Versuchszeitraumes

deutlichen, dass besonders in den ersten Versuchsjahren die Humusgehalte stark abnehmen. Dieser Befund wird damit erklärt, dass das vor Versuchsanlage angebaute mehrjährige Klee gras aufgrund seiner großen Wurzelmasse und der Bodenruhe zu einer erheblichen Anhebung der Humusgehalte und dabei vor allem des leicht umsetzbaren Anteils geführt hatte. Gerade diese Fraktionen wurden in den ersten Versuchsjahren verstärkt mineralisiert. Auch der allmähliche Temperaturanstieg dürfte den Humusabbau beschleunigt haben. In den letzten 10 Jahren deutet sich eine Stabilisierung der Humusgehalte und damit das Erreichen eines Fließgleichgewichtes an.

5.1.2 Erträge

Im betrachteten Versuchszeitraum 1995 bis 2010 reagierten die angebauten Fruchtarten mit deutlichen Mehrerträgen auf steigende mineralische N-Zufuhr. Optimale Erträge wurden mit 160 bis 170 kg N/ha erzielt (Abb. 10). Höhere N-Gaben bewirkten keinen weiteren Ertragszuwachs. Während sich die Kurvenverläufe für die Prüfglieder ohne organische Düngung und Strohdüngung nur unwesentlich unterschieden, lagen diese bei Stallmistzufuhr mit plus 53 kg/ha organischem Stickstoff stets auf einem um 16 bis 24 dt GE/ha höherem Niveau. Aus diesem Ergebnis ist zu schlussfolgern, dass der Positiveffekt des Stallmistes auf die Bodenfruchtbarkeit und das Ertragsvermögen selbst durch hohe mineralische N-Gaben nicht substituiert werden kann.

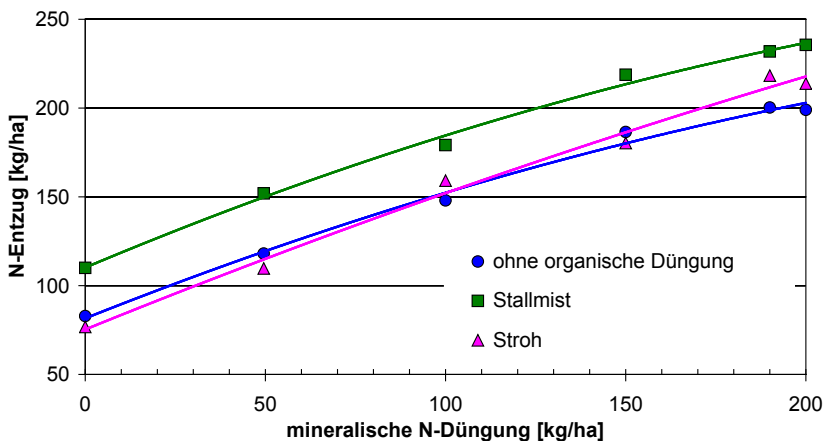


Abbildung 10: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem GE-Ertrag in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

5.1.3 N-Entzüge

Die N-Entzüge mit den Ernteprodukten nahmen bis zur höchsten N-Stufe nahezu linear zu (Abb. 11). Stallmistzufuhr führte im Mittel zu 32 kg/ha höheren N-Entzügen. Daraus leitet sich ab, dass der mit Stallmist zugeführte Stickstoff zu 52 % von der angebauten Fruchtart ausgenutzt wurde.

Bemerkenswert sind die hohen N-Entzüge von 77 kg/ha (Strohdüngung), 83 kg/ha (ohne organische Düngung) und 110 kg/ha (Stallmist) bei unterlas-

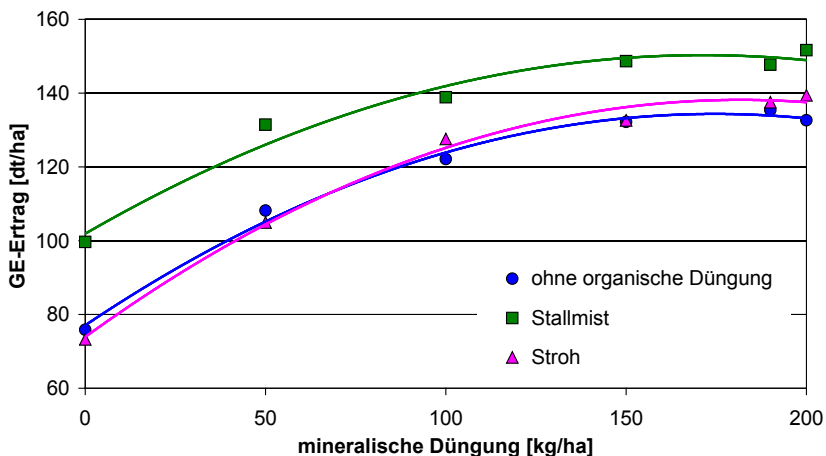


Abbildung 11: Beziehung zwischen N-Düngung und den N-Entzügen in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

sener mineralischer N-Düngung. Diese erhebliche N-Bereitstellung trotz des langjährigen mineralischen N-Düngungsverzichtes wird mit dem Humusabbau, der Tiefgründigkeit des Standortes und den N-Einträgen mit den Niederschlägen erklärt.

5.1.4 N-Bilanzsalden und N_{min} -Gehalte

N-Bilanzsalden werden häufig als Kenngrößen zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit des N-Einsatzes herangezogen. Wie aus Abbildung 12 ersichtlich, zeigen die N-Salden eine starke Abhängigkeit von der Höhe der mineralischen N-Düngung. Bei Stallmistdüngung wurden mit ca. 150 kg N/ha mineralischem Stickstoff und bei Strohdüngung bzw. ohne organische Düngung mit ca. 200 kg N/ha mineralischem Stickstoff ausgeglichene Bilanzen erreicht.

Werden die N-Salden in Beziehung zu den GE-Erträgen der angebauten Fruchtarten gesetzt, so ist festzustellen, dass optimale Erträge bei Strohdüngung und in den Prüfgliedern ohne organische Düngung bereits bei leicht negativen N-Salden entstehen (Abb. 13). Kam allerdings Stallmist zum Einsatz, so waren leicht positive Salden für optimale Erträge erforderlich, die allerdings im Vergleich zur alleinigen mineralischen N-Düngung um 17 dt GE/ha höher lagen. Dieses Ergebnis beruht darauf, dass der organisch gebundene Stickstoff des Stallmistes infolge seiner geringen Pflanzenverfügbarkeit und der höheren unvermeidbaren Verluste insgesamt schlechter verwertet wird als mineralische N-Dünger. Ein Teil dieses Stickstoffs verbleibt jedoch im Boden und erhöht so den Nt-Vorrat und somit das Mineralisierungspotenzial.

Da die löslichen N-Gehalte im Boden (N_{min}) während des Winters in tiefere Bodenschichten verlagert bzw. ausgewaschen werden können, sind zum Schutz

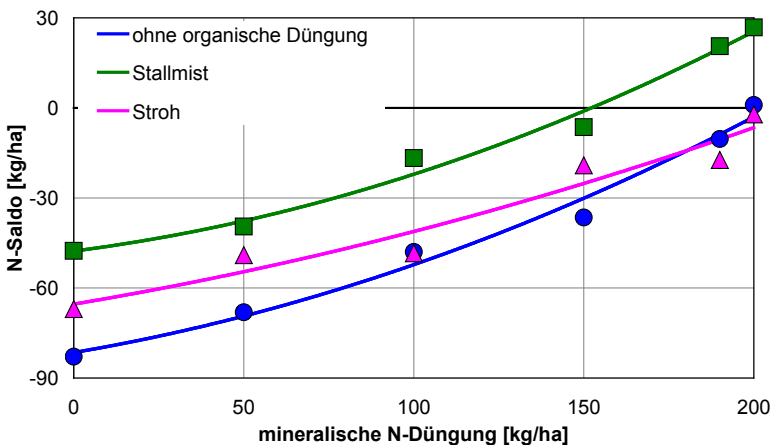


Abbildung 12: Beziehung zwischen N-Düngung und den N-Entzügen in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

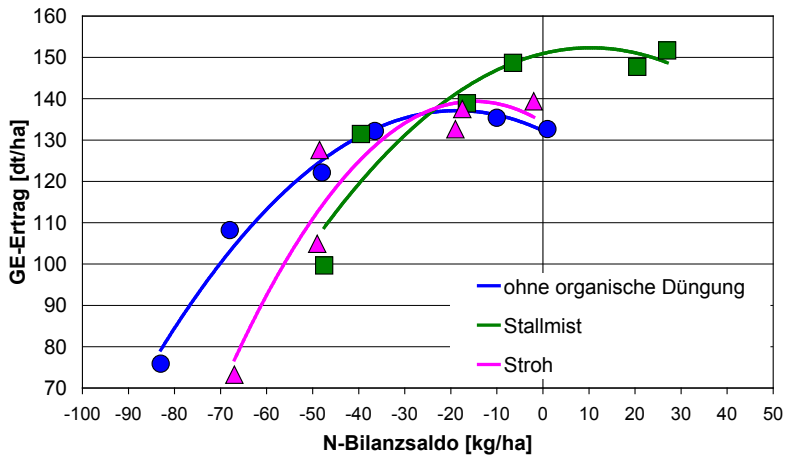


Abbildung 13: Beziehung zwischen N-Bilanzsaldo und GE-Ertrag in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

der Gewässer möglichst niedrige Werte zu Vegetationsende anzustreben. Die N_{\min} -Gehalte vor Winter wurden stark von der N-Zufuhr bestimmt (Abb. 14). Sie nahmen im Mittel des Untersuchungszeitraumes bis zu N-Gaben von 100 kg/ha zunächst nur schwach zu, danach jedoch progressiv steigend. Aufgrund der zusätzlichen N-Zufuhr mit Stallmist (53 kg/ha im Mittel der Jahre) lagen die N_{\min} -Werte in den entsprechenden Prüfgliedern um 10 bis 20 kg/ha höher als bei unterlassener organischer Düngung. Keinen wesentlichen Einfluss auf die

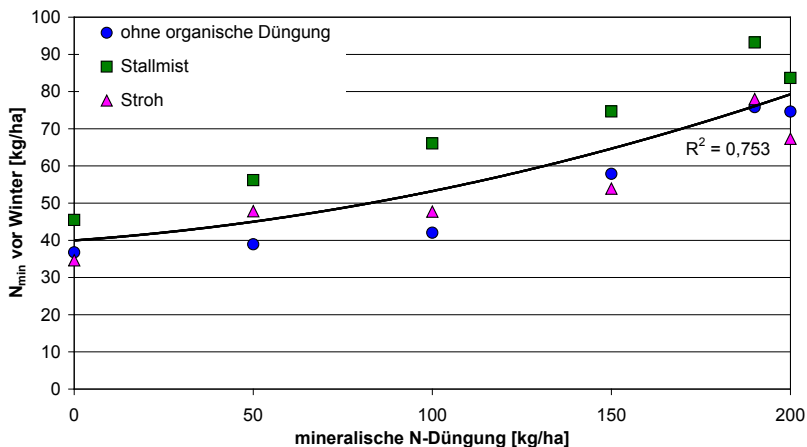


Abbildung 14: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem N_{\min} -Gehalt vor Winter in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

N_{\min} -Gehalte hatte die Strohdüngung. Zwischen den einzelnen Fruchtarten bestanden allerdings erhebliche Unterschiede. Beide Getreidearten zeichneten sich durch vergleichsweise niedrige N_{\min} -Gehalte vor Winter aus, da infolge der verhaltenen N-Düngung bis maximal 160 kg/ha keine (Winterweizen) bzw. nur geringe (Sommergerste) N-Bilanzüberschüsse entstanden (Abb. 15 und 16). Völlig anders waren die Verhältnisse bei Kartoffeln. Die hohe N-Düngung bis 250 kg/ha führte vor allem in Verbindung mit Stallmist zu hohen positi-

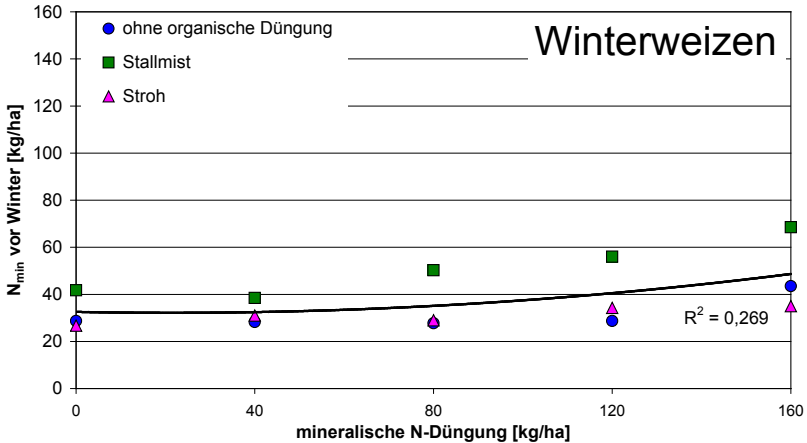


Abbildung 15: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem N_{\min} -Gehalt vor Winter in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Zeitraum 1995 bis 2010 (Mittel von 4 Anbaujahren)

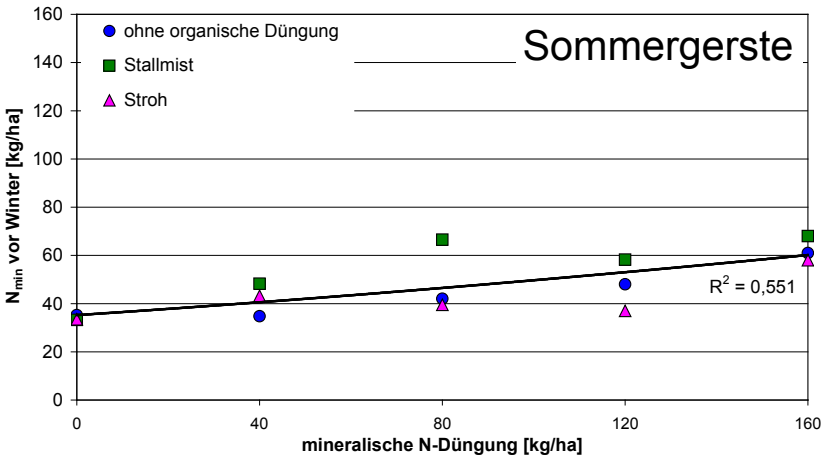


Abbildung 16: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem N_{\min} -Gehalt vor Winter in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Zeitraum 1995 bis 2010 (Mittel von 4 Anbaujahren)

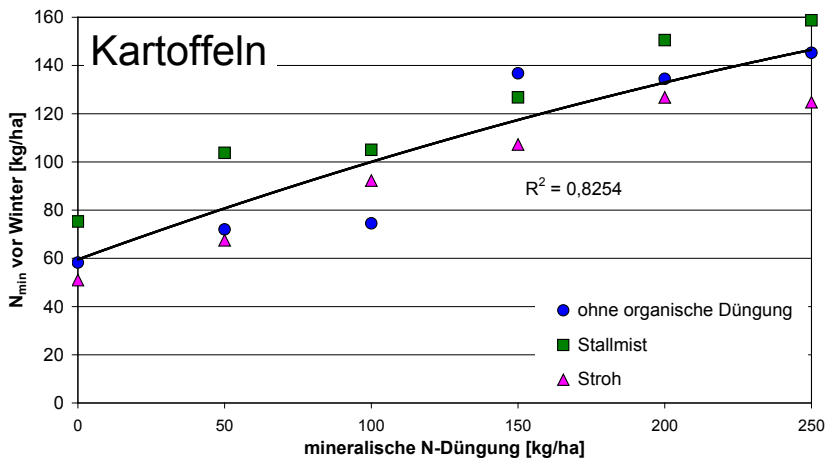


Abbildung 17: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem N_{min}-Gehalt vor Winter in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Zeitraum 1995 bis 2010 (Mittel von 4 Anbaujahren)

ven N-Salden. Hinzu kommt die intensive Bodenlockerung bei der Ernte, die zusätzlich Mineralisierungsprozesse anregte. Infolge dessen lagen nach der Kartoffelernte die N_{min}-Werte auf hohem Niveau (Abb. 17).

Relativ niedrige N_{min}-Gehalte wurden nach der Zuckerrübenenernte, außer bei sehr hohem N-Aufwand, analysiert (Abb. 18). Hohe Erträge und N-Entzüge, der späte Erntetermin und die Blattabfuhr sind hierfür verantwortlich.

Vor dem Lysimeter einbau führte die 30-jährige variierte mineralisch-organische Düngung bereits zu einer starken Differenzierung der N-Bilanzsalden. Die kumu-

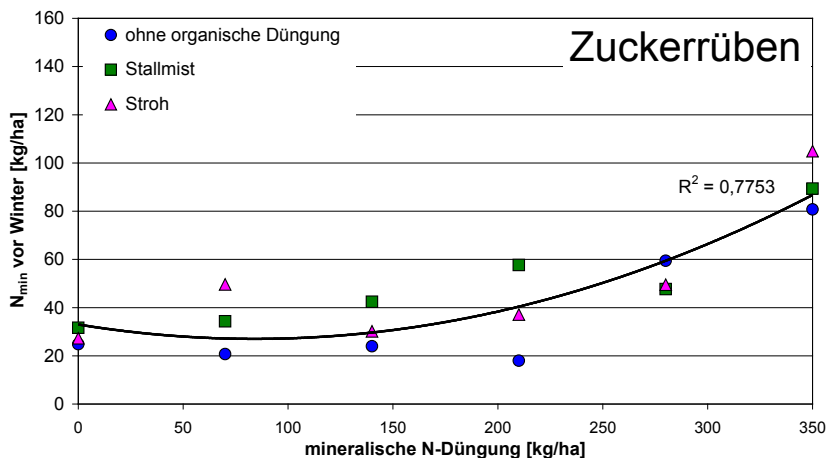


Abbildung 18: Beziehung zwischen der N-Düngung und dem N_{min}-Gehalt vor Winter in Abhängigkeit von der organischen Düngung im Zeitraum 1995 bis 2010 (Mittel von 4 Anbaujahren)

lativen Salden im Zeitraum 1966 bis 1994 lagen im Bereich von -2 711 kg/ha bei Verzicht auf mineralisch-organische Düngung bis zu +1 638 kg/ha bei Stallmist plus 200 kg/ha mineralischer N-Zufuhr (Abb. 19). Derartig gravierende Unterschiede wirken sich auf den N-Haushalt des Bodens bezüglich N_{\min} -Dynamik und N-Austräge aus.

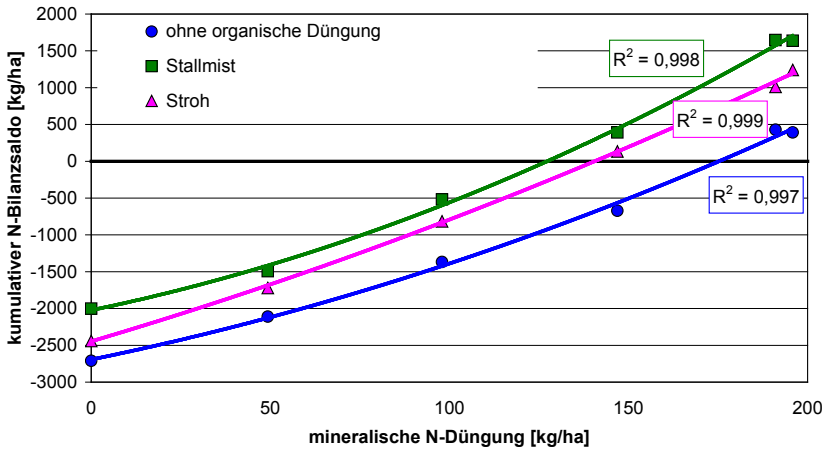


Abbildung 19: Kumulative N-Bilanzsalden in Abhängigkeit von der mineralisch-organischen Düngung vor dem Lysimetereinbau im Zeitraum 1966 bis 1994

Den Ergebnissen zufolge korrelierten die N_{\min} Gehalte nach der Ernte eng mit den N-Salden (Abb. 20). Diese Darstellung stellt den mittleren N_{\min} -Gehalt des Untersuchungszeitraumes dem mittleren N-Saldo gegenüber und bringt nicht exakt den jährlichen Zusammenhang zum Ausdruck. Dieser wird stark von den Witterungsbedingungen, der Fruchtart, der Ertragshöhe und damit der Verwertung des applizierten Stickstoffs beeinflusst.

Trotz dieser Einschränkungen macht dieser Befund die Notwendigkeit einer bedarfsorientierten N-Düngungsbemessung, die N-Bilanzüberschüsse vermeidet, deutlich. Im Dauerversuch waren im Mittel der Jahre bereits relativ geringe N-Saldenüberschüsse von weniger als 30 kg/ha mit N_{\min} -Resten vor Winter von über 80 kg/ha verbunden. Ausgeglichene N-Salden führten immerhin noch zu N_{\min} -Werten von 60 bis 70 kg/ha.

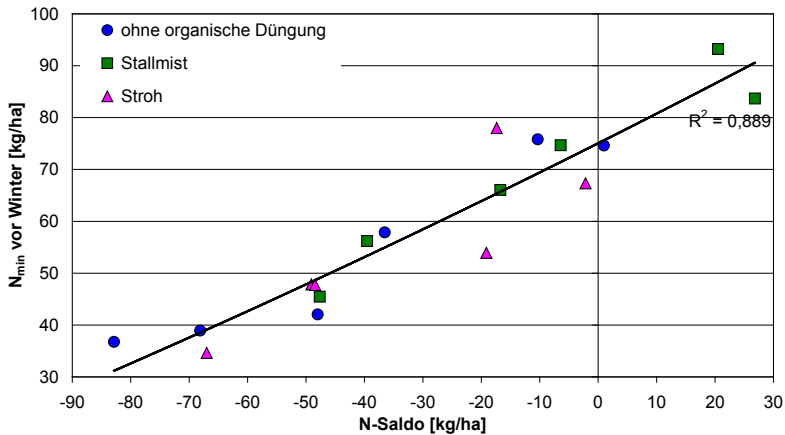


Abbildung 20: Beziehung zwischen dem N-Saldo und den N_{min}-Gehalten nach der Ernte im Mittel der Jahre 1995 bis 2010

5.1.5 N-Einwaschung in Unterflurlysimeter und Nitrat-Konzentration im Sickerwasser

In den einzelnen Jahren des Versuchszeitraumes wurden vom Ende bis zum Beginn der Vegetation 5 bis 227 kg N/ha mit einer Sickerwassermenge von 0 bis 206 l/m² in die Lysimeter eingewaschen. Die N_{min}-Gehalte vor Winter schwankten von 5 bis 203 kg/ha.

Abbildung 21 stellt die Abhängigkeit der N-Einwaschung von dem N_{min}-Gehalt vor Winter und der Sickerwassermenge dar. Charakteristisch für diesen Zusammenhang ist die starke Wechselwirkung beider Einflussgrößen. Daraus folgt, dass die N-Einwaschung stark zunimmt, wenn hohe N_{min}-Werte mit einer starken Sickerwasserbildung zusammentreffen. Hohe N_{min}-Gehalte bei geringer Sickerwasserbildung bzw. geringe N_{min}-Werte bei hohem Sickerwasseranfall sind im Hinblick auf die Auswaschung eher unkritisch zu beurteilen. Da jedoch die Sickerwasserbildung als die N-Auswaschung wesentlich bestimmende Größe nur im begrenzten Umfang durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen beeinflusst werden kann, kommt im Hinblick auf den Gewässerschutz der Reduktion der N_{min}-Gehalte vor Winter eine Schlüsselposition zu. Geringe N_{min}-Werte setzten längerfristig das Vermeiden von sich aufsummierenden Bilanzüberschüssen voraus. Aus den Lysimeterergebnissen ist abzuleiten, dass mit zunehmenden kumulativen N-Salden auch die kumulative N-Einwaschung deutlich zunimmt. Selbst bei langjährigem mineralischen N-Düngungsverzicht wurden im Zeitraum von 16 Jahren immerhin noch 300 bis ca. 600 kg/ha N verlagert (Abb. 22). Bei höchstem N-Input in Form von Stallmist plus 200 kg N/ha erreichen die Einträge sogar 1 600 kg/ha. Dass trotz negativer N-Salden beträchtliche Mengen verlagert werden, wird mit dem Humusabbau und der N-Zufuhr aus der Atmosphäre erklärt.

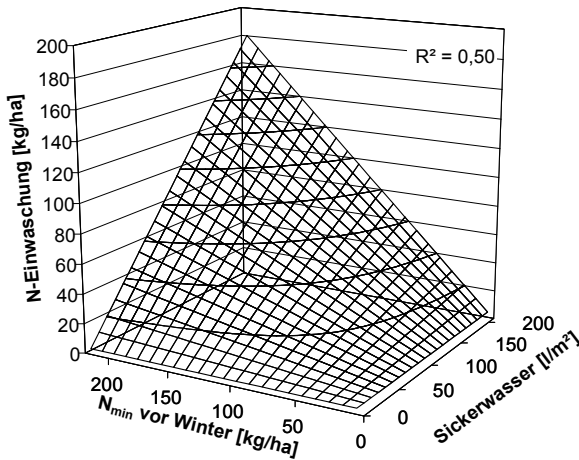


Abbildung 21:
N-Einwaschung während des Winters in Abhängigkeit vom N_{min}-Gehalt und der Sickerwassermenge im Zeitraum 1995 bis 2010

Wird die N-Einwaschung nach Fruchtarten gruppiert, kommt deutlich zum Ausdruck, dass nach Kartoffeln besonders hohe N-Austräge auftraten (Abb. 23). Wie bereits erwähnt, spielen hier die hohen N_{min}-Werte vor Winter eine ausschlaggebende Rolle. Nach Zuckerrüben wurden die geringsten N-Einwaschungen beobachtet. Beide Getreidearten nahmen eine Mittelstellung ein. Außer bei Sommergerste waren bei Stallmistzufuhr die N-Einträge in die Lysimeter etwas erhöht. Strohdüngung dagegen reduzierte diese. Ursache dürfte die mikrobielle N-Fixierung sein, die bei Einarbeitung von organischer Substanz mit weitem C:N Verhältnis in Erscheinung tritt.

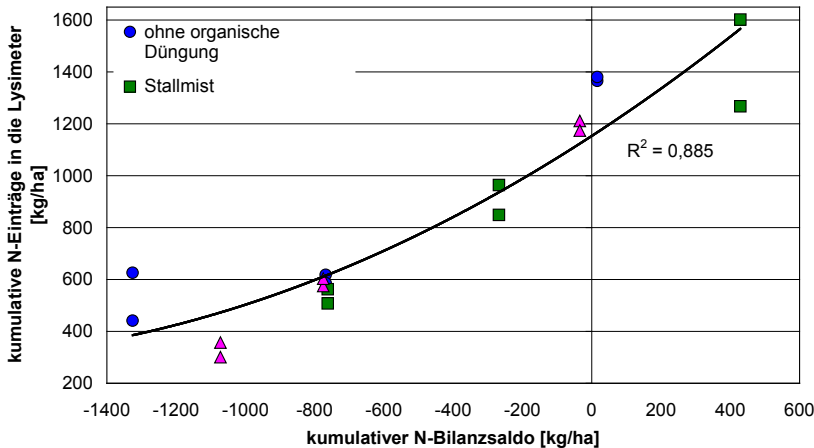


Abbildung 22: Beziehung zwischen dem kumulativen N-Bilanzsaldo und der kumulativen N Einwaschung in die Lysimeter im Versuchszeitraum 1995 bis 2010

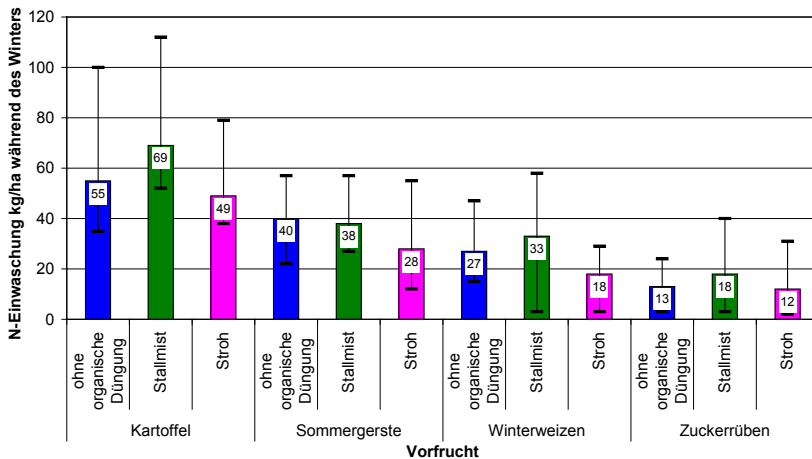


Abbildung 23: Einfluss der Vorfrucht auf die N-Einwaschung während des Winters 1995 bis 2010

In den einzelnen Versuchsjahren wurden die Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser während des Winters vor allem von dem N_{\min} -Gehalt vor Winter bestimmt (Abb. 24). Eine wesentliche Reduktion tritt erst bei relativ hohen Sickerwassermengen ein. Dieses Ergebnis weist erneut darauf hin, dass die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie in Regionen mit geringem Sickerwasseranfall trotz relativ geringer ausgewaschener N-Mengen schwer zu erfüllen sind. Die Düngebedarfsermittlung muss darauf ausgerichtet sein, N-Bilanzüberschüsse, die zu hohen N_{\min} -Resten führen, weitgehend zu vermeiden.

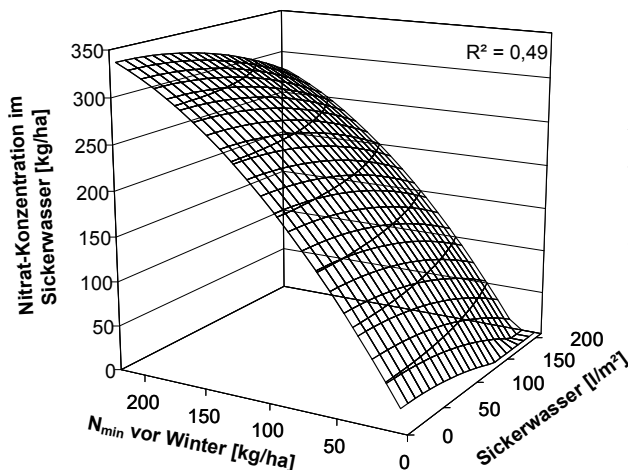


Abbildung 24: Nitrat-Konzentration im Sickerwasser während des Winters in Abhängigkeit vom N_{\min} -Gehalt vor Winter und der Sickerwassermenge im Zeitraum 1995 bis 2010

Bei den vorgestellten Ergebnissen ist grundsätzlich zu beachten, dass das mit den Unterflurlysimetern in 60 cm Tiefe erfasste Sickerwasser hinsichtlich seiner Menge und Nitratkonzentration mit dem unterhalb der Wurzelzone in ca. 1 m Tiefe abfließenden Wasser nicht gleichzusetzen ist. Durch pflanzlichen N-Entzug bis in 1 m Tiefe können die Nitratkonzentrationen und damit die N-Auswaschung niedriger ausfallen als es die entsprechenden Messwerte der Unterflurlysimeter ausweisen. Ein weiterer Nachteil dieser Lysimeter besteht darin, dass aufgrund der fehlenden seitlichen Abgrenzung des beprobten Bodenausschnittes keine exakte Bodenfläche zuordenbar ist. Trotz dieser Einschränkung können mit Unterflurlysimetern anhand der Nitratkonzentration des Bodenwassers in 60 cm Tiefe Unterschiede im Auswaschungsrisiko verschiedener Düngungsvarianten erkannt werden.

5.2 Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig

5.2.1 Erträge

Im Versuchszeitraum wurde die Ertragshöhe der angebauten Fruchtart vor allem von der Bodengüte beeinflusst (Abb. 25). Erwartungsgemäß lieferte der Sandboden deutlich niedrigere Erträge als die beiden Lehmböden. Die langjährig differenzierte Bodenbearbeitung verursachte bisher keine signifikanten Ertragsunterschiede, allerdings ist ein leichter Vorteil der Direktsaat auf den drei Böden zu erkennen.

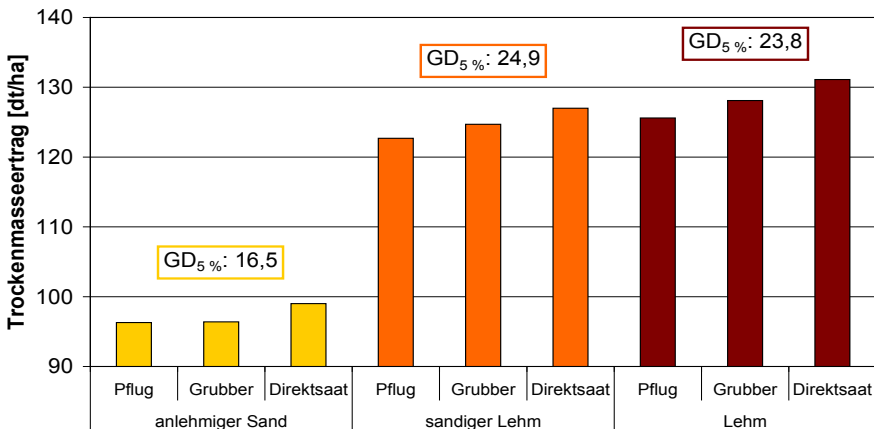


Abbildung 25: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf die Trockenmasseerträge (Mittel der Jahre 2000 bis 2010)

5.2.2 Sickerwasseranfall und Austauschrate des Bodenwassers

Im Hinblick auf den Sickerwasseranfall bestanden zwischen den Böden neben einem ausgeprägten Jahreseinfluss erhebliche Unterschiede. Erwartungsgemäß nahm dieser mit zunehmender Bodengüte ab (Tab. 4, 5, 6, Abb. 26). Bezüglich der Bodenbearbeitung ist festzustellen, dass mit abnehmender Eingriffsintensität die Sickerwassermengen zunahmen. Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass vor allem bei Direktsaat die Wasserinfiltration begünstigt wird. Die Austauschrate des Bodenwassers und die Verlagerungstiefe hängen von der jeweiligen Sickerwassermenge und dem Wassergehalt des Bodens bei Feldkapazität ab. In diesen Größen unterschieden sich die Lysimeterböden erheblich. In Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung lagen die mittleren Austauschraten des Bodenwassers auf dem anlehmigen Sand bei 114 bis 135 %, auf dem sandigen Lehm bei 35 bis 45 % und auf dem Lehm bei 26 bis 44 %. Die Jahreswerte wiesen eine große Schwankungsbreite auf, die auf dem anlehmigen Sand von 72 bis 297 %, auf dem sandigen Lehm von 1 bis 122 % und auf dem Lehm von 2 bis 123 % reichten. Verminderte Bodenbearbeitung ließ die Werte stets ansteigen. Die im Niveau sehr verschiedenen Sickerwassermengen und Austauschraten erklären die Unterschiede in den N-Einträgen in die Lysimeter (Abb. 27).

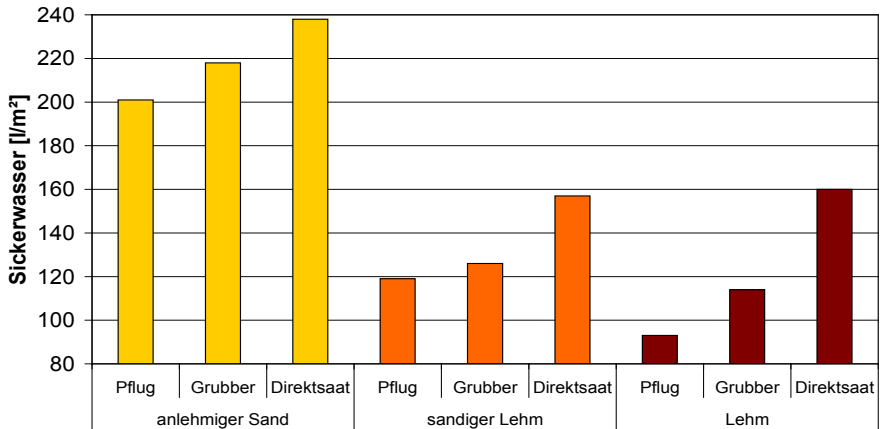


Abbildung 26: Einfluss der Vorfrucht auf die N-Einwaschung während des Winters 1995 bis 2010

Tabelle 4: Niederschlag, Sickenwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, N-Einwaschung und Nitrat-Konzentration (anfehmiger Sand; Wassergehalt bei FK: 175 mm/m)

Ernte- jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickenwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlage- rungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickenwasser mg/l		
		Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.	Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.						
Direktsaat											
2000	WW	243	346	589	136	50	185	106	10,6	71	159
2001	WG	171	428	599	116	109	225	128	12,8	58	114
2002	WR	151	513	664	114	145	259	148	14,8	63	107
2003	WW	264	318	582	284	26	310	177	17,7	82	118
2004	Senf/Mais	177	372	549	82	115	197	112	11,2	64	146
2005	WW	221	331	552	139	27	166	95	9,5	47	126
2006	WG	224	306	530	171	19	189	108	10,8	80	188
2007	WR	233	463	696	76	111	187	106	10,6	81	192
2008	WW	201	353	554	119	67	186	106	10,6	60	142
2009	WG	207	329	536	175	12	187	106	10,6	104	242
2010	SM	266	580	846	234	288	522	297	29,7	203	172
Mittelwert		214	394	608	149	88	238	135	13,5	83	155
Grubber											
2000	WW	243	346	589	159	30	190	108	10,8	79	181
2001	WG	171	428	599	122	83	205	117	11,7	49	105
2002	WR	151	513	664	95	133	228	130	13,0	53	102
2003	WW	264	318	582	249	22	271	154	15,4	81	131
2004	Senf/Mais	177	372	549	82	95	177	101	10,1	45	113
2005	WW	221	331	552	129	16	145	83	8,3	47	143
2006	WG	224	306	530	177	17	194	110	11,0	95	216
2007	WR	233	463	696	66	78	144	82	8,2	61	190
2008	WW	201	353	554	125	64	188	107	10,7	80	187
2009	WG	207	329	536	163	3	166	95	9,5	114	302
2010	SM	266	580	846	221	267	488	278	27,8	181	164
Mittelwert		214	394	608	144	73	218	124	12,4	80	167

Ernte- jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickerwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlage- rungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickerwasser mg/l		
		Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.	Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.						
	Pflug										
2000	WW	243	346	589	150	27	176	100	10,0	87	208
2001	WG	171	428	599	115	62	177	101	10,1	54	131
2002	WR	151	513	664	87	123	210	120	12,0	42	88
2003	WW	264	318	582	281	21	302	172	17,2	87	128
2004	Senf/Mais	177	372	549	65	80	153	87	8,7	40	116
2005	WW	221	331	552	125	12	138	79	7,9	39	126
2006	WG	224	306	530	168	19	187	106	10,6	91	213
2007	WR	233	463	696	60	67	127	72	7,2	52	166
2008	WW	201	353	554	112	57	170	97	9,7	82	207
2009	WG	207	329	536	142	2	145	82	8,2	112	325
2010	SM	266	580	846	199	227	425	242	24,2	171	176
	Mittelwert	214	394	608	137	63	201	114	11,4	78	171

Tabelle : Niederschlag, Sickenwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, N-Einwaschung und Nitrat-Konzentration (sandiger Lehm; Wassergehalt bei FK: 346 mm/m)

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickenwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlagerungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickenwasser mg/l		
		Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.	Σ	Nov.-Mrz.					Apr.-Okt.	Σ
Direktsaat											
2000	WW	243	346	589	80	9	89	26	2,6	33	162
2001	WG	175	425	600	80	40	120	35	3,5	12	40
2002	WR	157	507	664	119	31	150	43	4,3	14	41
2003	WW	264	318	582	241	6	247	71	7,1	85	150
2004	Senf/Mais	177	372	549	21	100	120	35	3,5	21	79
2005	WW	222	330	552	102	10	113	32	3,2	32	122
2006	WG	224	306	530	118	12	130	38	3,8	40	131
2007	WR	233	463	696	11	56	67	19	1,9	11	68
2008	WW	201	353	554	136	47	183	53	5,3	89	214
2009	WG	202	333	535	85	1	86	25	2,5	37	182
2010	SM	266	580	846	195	226	421	122	12,2	159	164
Mittelwert		215	394	609	108	49	157	45	4,5	48	123
Grubber											
2000	WW	243	346	589	82	12	94	27	2,7	34	159
2001	WG	175	425	600	48	14	62	18	1,8	9	62
2002	WR	157	507	664	68	25	93	27	2,7	7	34
2003	WW	264	318	582	238	2	240	69	6,9	78	143
2004	Senf/Mais	177	372	549	13	63	76	22	2,2	15	90
2005	WW	222	330	552	101	9	110	32	3,2	32	129
2006	WG	224	306	530	108	7	116	33	3,3	49	184
2007	WR	233	463	696	18	15	33	10	1,0	2	38
2008	WW	201	353	554	108	46	154	45	4,5	94	270
2009	WG	202	333	535	77	1	79	23	2,3	39	216
2010	SM	266	580	846	146	184	330	95	9,5	132	177
Mittelwert		215	394	609	92	35	126	36	3,6	45	137

Ernte- jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickerwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlage- rungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickerwasser mg/l		
		Nov.-Mrz.	Apr.-Okt.	Σ	Nov.-Mrz.					Apr.-Okt.	Σ
Pflug											
2000	WW	243	346	589	89	11	100	29	2,9	37	163
2001	WG	175	425	600	26	10	36	10	1,0	4	46
2002	WR	157	507	664	54	24	78	23	2,3	6	35
2003	WW	264	318	582	231	3	233	67	6,7	70	130
2004	Senf/Mais	177	372	549	2	50	52	15	1,5	15	132
2005	WW	222	330	552	101	8	109	32	3,2	32	130
2006	WG	224	306	530	83	9	92	27	2,7	30	144
2007	WR	233	463	696	2	2	4	1	0,1	0	14
2008	WW	201	353	554	122	55	177	51	5,1	97	242
2009	WG	202	333	535	87	2	88	26	2,6	61	303
2010	SM	266	580	846	149	186	334	97	9,7	158	210
Mittelwert		215	394	609	86	33	119	34	3,4	46	141

Tabelle 6: Niederschlag, Sickenwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, N-Einwaschung und Nitrat-Konzentration (Lehm; Wassergehalt bei FK: 365 mm/m)

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickenwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlagerungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickenwasser mg/l		
		Nov.-Miz.	Apr.-Okt.	Σ	Nov.-Miz.					Apr.-Okt.	Σ
Direktsaat											
2000	WW	243	346	589	79	13	92	25	2,5	13	61
2001	WG	175	425	600	80	47	127	35	3,5	5	16
2002	WR	157	507	664	120	41	161	44	4,4	20	55
2003	WW	264	318	582	250	5	255	70	7,0	79	136
2004	Senf/Mais	177	372	549	17	113	130	36	3,6	12	46
2005	WW	221	331	552	111	14	125	34	3,4	13	46
2006	WG	224	306	530	88	5	94	26	2,6	14	68
2007	WR	233	463	696	13	62	75	21	2,1	6	38
2008	WW	201	353	554	120	59	179	49	4,9	61	138
2009	WG	202	333	535	76	1	77	21	2,1	9	52
2010	SM	266	580	846	195	252	448	123	12,3	108	107
Mittelwert		215	394	609	104	56	160	44	4,4	31	69
Grubber											
2000	WW	243	346	589	68	11	79	22	2,2	13	73
2001	WG	175	425	600	42	12	54	15	1,5	4	36
2002	WR	157	507	664	91	29	120	33	3,3	10	37
2003	WW	264	318	582	226	2	228	62	6,2	65	124
2004	Senf/Mais	177	372	549	6	38	44	12	1,2	4	42
2005	WW	221	331	552	96	8	104	28	2,8	9	40
2006	WG	224	306	530	81	11	91	25	2,5	20	93
2007	WR	233	463	696	0	10	10	3	0,3	2	91
2008	WW	201	353	554	126	51	176	48	4,8	70	176
2009	WG	202	333	535	49	1	51	14	1,4	12	93
2010	SM	266	580	846	130	165	295	81	8,1	79	119
Mittelwert		215	394	609	83	31	114	31	3,1	26	84

Ernte- jahr	Frucht	Niederschlag (mm)		Sickerwasser (l)		Austauschrate Bodenwasser %	Verlage- rungstiefe dm/a	N-Einwaschung kg/ha	NO ₃ -Konz. im Sickerwasser mg/l		
		Nov.-Mtz.	Apr.-Okt.	Σ	Nov.-Mtz.					Apr.-Okt.	Σ
	Pflug										
2000	WW	243	346	589	70	9	79	22	2,2	13	70
2001	WG	175	425	600	28	11	38	10	1,0	2	26
2002	WR	157	507	664	54	24	78	22	2,2	5	32
2003	WW	264	318	582	202	2	204	56	5,6	55	116
2004	Senf/Mais	177	372	549	2	20	22	6	0,6	2	47
2005	WW	221	331	552	83	6	89	25	2,5	11	53
2006	WG	224	306	530	70	9	79	22	2,2	18	96
2007	WR	233	463	696	2	5	7	2	0,2	1	40
2008	WW	201	353	554	88	40	128	35	3,5	57	198
2009	WG	202	333	535	49	1	50	14	1,4	14	130
2010	SM	266	580	846	105	145	250	69	6,9	71	122
	Mittelwert	215	394	609	69	25	93	26	2,6	23	85

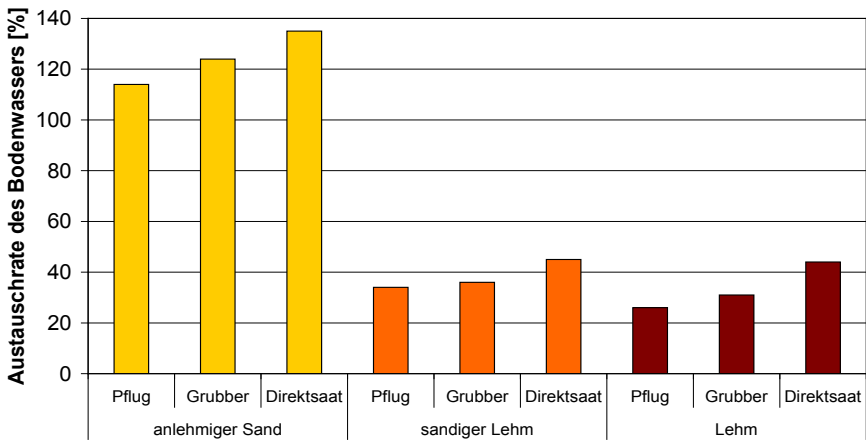


Abbildung 27: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf die Austauschrate des Bodenwassers (Mittel der Jahre 2000 bis 2010)

5.2.3 N-Entzug, N-Bilanz, N-Einwaschung und Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die N-Entzüge wurden stark von der jeweiligen Ertragshöhe bestimmt (Abb. 29, 30, 31). Auf beiden Lehmböden überstiegen die N-Entzüge die N-Zufuhr, so dass sich negative N-Salden ergaben. Der Sandboden hingegen zeichnete sich aufgrund seiner geringeren Erträge auch durch schwächere N-Entzüge aus. Infolgedessen waren die N-Bilanzsalden leicht positiv.

Ähnlich wie die Sickerwassermenge nahm die N-Einwaschung mit zunehmender Bodengüte deutlich ab. Auf dem Sandboden wurden im Mittel der Versuchsjahre immerhin 78 bis 83 kg N/ha eingewaschen, auf dem sandigen Lehm 45 bis 48 kg N/ha und auf dem Lehm nur 23 bis 31 kg N/ha. Dabei traten in den einzelnen Jahren erhebliche Schwankungen auf. Sie reichten auf dem Sand von 39 bis 203 kg/ha, auf dem sandigen Lehm von 0 bis 159 kg/ha und auf dem Lehm von 1 bis 108 kg/ha. Da alle Prüfglieder stets die gleiche N Düngung erhielten, wurde die N-Einwaschung im einzelnen Zeitraum maßgeblich von der Sickerwassermenge bestimmt (Abb. 28). Besonders hoch war der N-Austrag 2010 aufgrund der extremen Niederschläge (218 mm) im August (Tab. 4, 5, 6). Die abgestufte Bodenbearbeitung hatte keinen signifikanten Einfluss auf die eingewaschenen N-Mengen.

Die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser wird von der ausgewaschenen N-Fracht und der dazugehörigen Sickerwassermenge bestimmt. Die NO_3 -Konzentration erreichte vor allem auf dem Sandboden hohe Werte bis 171 mg/l. Bei dem sorptionsstarken sandigen Lehm und Lehm hingegen lag die NO_3 -Konzentration deutlich niedriger, und zwar bei 120 bis 141 mg/l bzw. 69 bis 85 mg/l. Während

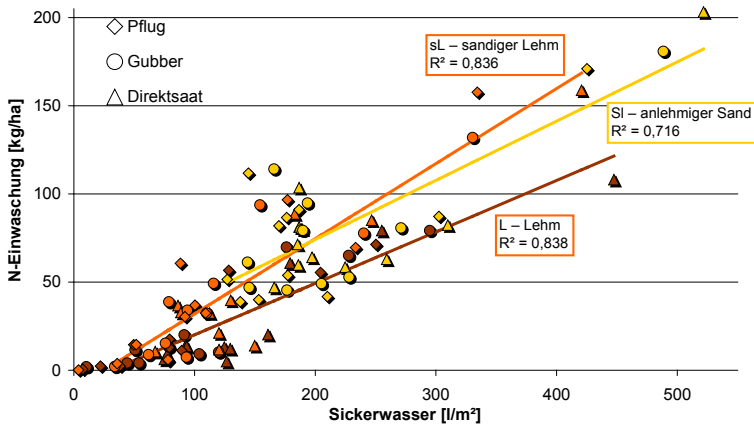


Abbildung 28: Beziehung zwischen der Sickerwassermenge und der N-Einwaschung in den Jahren 2000 bis 2010

bezüglich der eingewaschenen N-Menge die reduzierte Bodenbearbeitungsintensität keinen Vorteil erbrachte, wurde die NO_3 -Konzentration im Sickerwasser erkennbar vermindert. Dieser Effekt kommt über die Zunahme der Sickerwassermenge und damit über eine Verdünnung der N-Fracht zustande. Bemerkenswert ist das Ergebnis, dass es trotz negativer bis leicht positiver N-Salden zu beträchtlichen N-Austrägen entstanden sind. Sie werden mit noch verstärkt stattfindenden Mineralisierungsprozessen erklärt. Demzufolge reicht

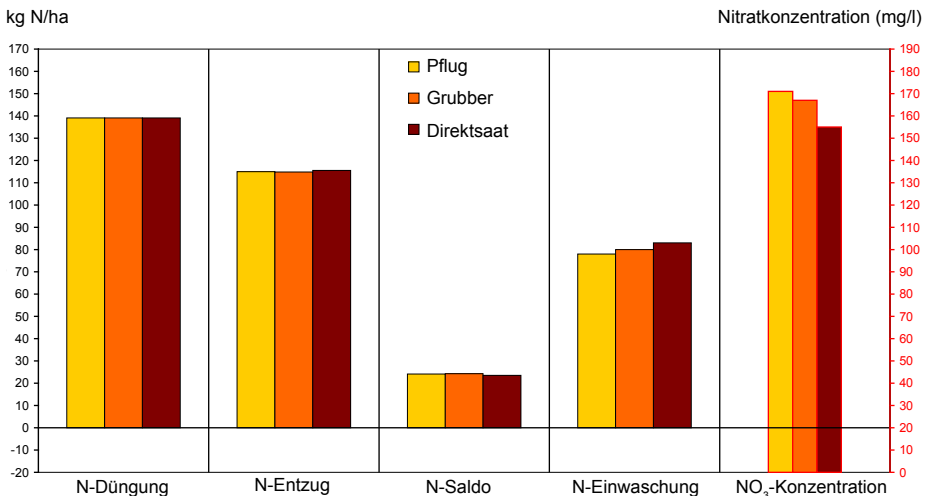


Abbildung 29: Wirkung der Bodenbearbeitung auf N-Entzug, N-Saldo, N-Auswaschung und NO_3 -Konzentration (Mittel der Jahre 2000 bis 2010, anlehmiger Sand)

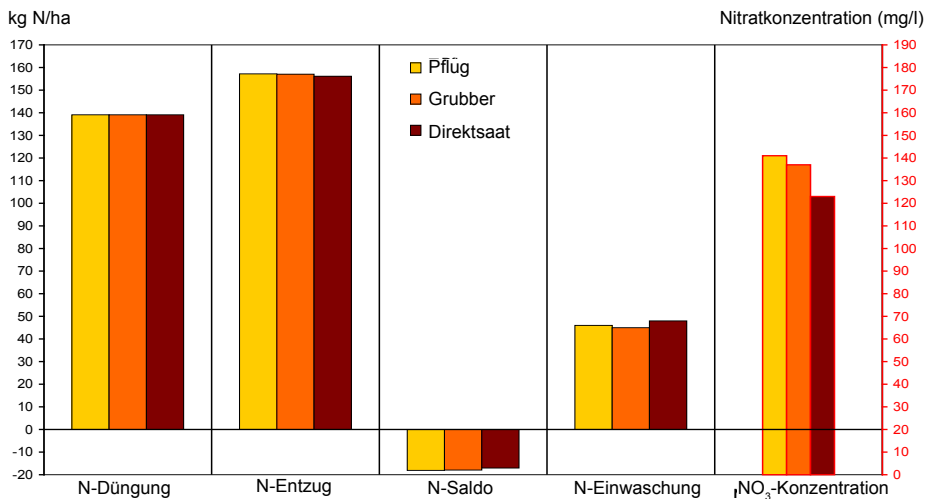


Abbildung 30: Wirkung der Bodenbearbeitung auf N-Entzug, N-Saldo, N-Auswaschung und NO₃-Konzentration (Mittel der Jahre 2000 bis 2010, sandiger Lehm)

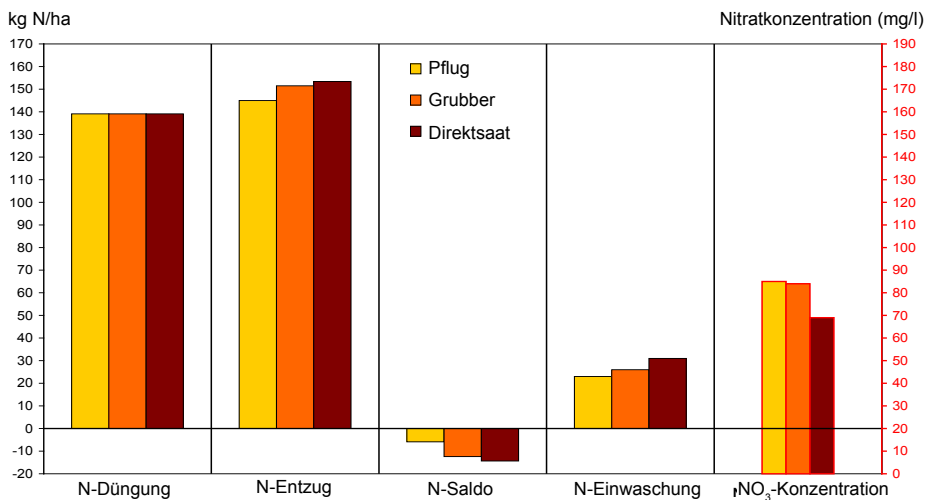


Abbildung 31: Wirkung der Bodenbearbeitung auf N-Entzug, N-Saldo, N-Auswaschung und NO₃-Konzentration (Mittel der Jahre 2000 bis 2010, Lehm)

die 11-jährige Versuchsdurchführung nicht aus, um den Zusammenhang zwischen N Saldo und N-Austrag belastbar zu quantifizieren.

5.2.4 Humusgehalte

Die unterschiedliche Bodenbearbeitungsintensität hatte im Untersuchungszeitraum deutliche Auswirkungen auf die Humusgehalte in den jeweiligen Bodenschichten (Abb. 32, 33, 34). In den Prüfgliedern „Direktsaat“ und „Grubber“ kam es vor allem in der obersten Bodenschicht zu einer Anhebung der Humusgehalte. Es stellte sich zur Bodenschicht 20 bis 30 cm ein deutlicher Gradient ein. In den Prüfgliedern „Pflug“ hingegen lagen die Humusgehalte in den drei Bodenschichten auf ähnlich hohem Niveau. Gegenüber dem Ausgangsgehalt ist im Laufe der

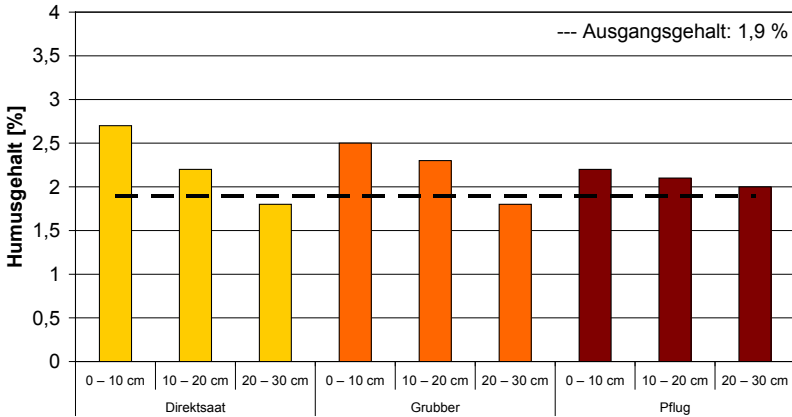


Abbildung 32: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf die Humusgehalte (anlehmiger Sand, Mittel der Jahre 2008 bis 2010)

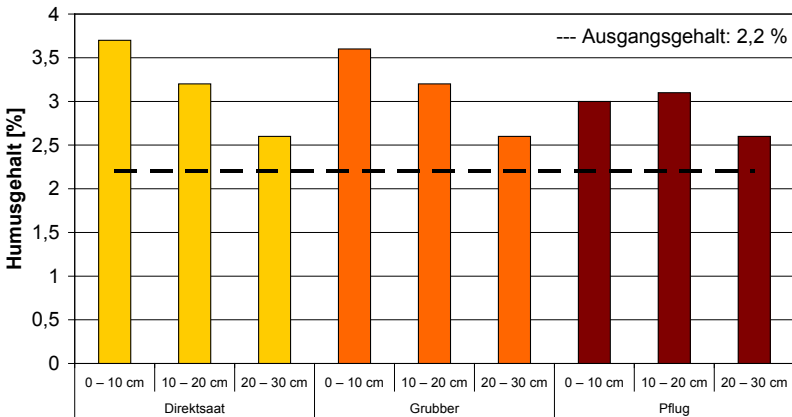


Abbildung 33: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf die Humusgehalte (lehmiger Sand, Mittel der Jahre 2008 bis 2010)

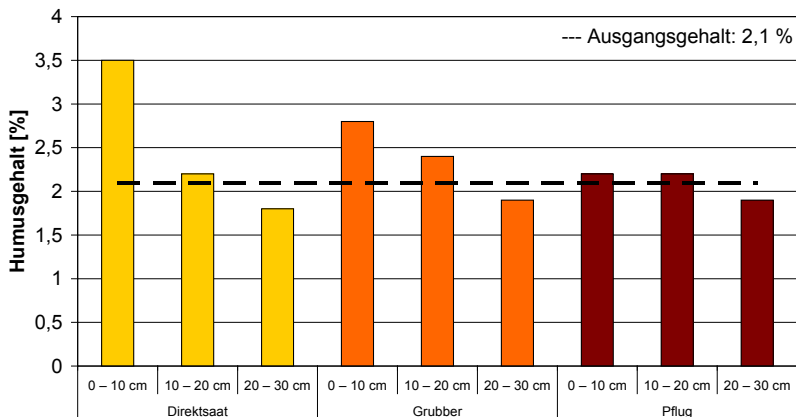


Abbildung 34: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf die Humusgehalte (Lehm, Mittel der Jahre 2008 bis 2010)

Versuchsjahre vor allem auf dem sandigen Lehm ein erheblicher Anstieg der Humusgehalte nachzuweisen. Die getreidereiche Fruchtfolge mit dem Verbleib des Stroh auf den Lysimetern führte zu einer erweiterten Humusreproduktion.

6 Zusammenfassung

- In einem 1966 in Methau bei Rochlitz auf einem Löss-Lehm-Boden angelegten statischen Versuch mit Zuckerrüben, Sommergerste, Kartoffeln und Winterweizen wurden die Auswirkungen steigender mineralischer N-Gaben in Kombination mit einer unterschiedlichen organischen Düngung (ohne, Stallmist bzw. Stroh) auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und N_{\min} -Vorrat untersucht. Die N-Einwaschung in Unterflurlysimeter erfolgt seit 1995.
- Im Versuchszeitraum von 1966 bis 2010 führten im Mittel steigende N-Gaben zu deutlichen Mehrerträgen, wobei die Stallmistvarianten stets die höchsten Erträge aufwiesen. Vor allem bei Kartoffel und Zuckerrübe wirkte Stallmist stark ertragsfördernd, während bei Winterweizen und Sommergerste die entsprechenden Mehrerträge wesentlich geringer ausfielen. Die Humusgehalte nahmen im Laufe der Versuchsdurchführung in Abhängigkeit von der organischen Düngung unterschiedlich stark ab. Unter den Versuchsbedingungen wurden mit leicht negativen bis leicht positiven N-Bilanzsalden Höchsterträge realisiert. Die N_{\min} -Gehalte vor Winter nahmen mit steigendem N-Einsatz zu und zeigten eine ausgeprägte Abhängigkeit zu den N-Salden. Besonders deutlich war dieser Zusammenhang bei Kartoffeln. Bei Stallmistdüngung lagen die N_{\min} -Werte stets auf höherem Niveau. Die Einwaschung in die Unterflurlysimeter wurde vor allem vom N_{\min} -Gehalt vor Winter und der Sickerwassermenge bestimmt. Zwischen beiden

Größen bestand eine positive Wechselwirkung. Die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser hing stark vom N_{\min} -Gehalt ab. Zunehmende Sickerwassermengen reduzierten sie leicht infolge des Verdünnungseffektes.

- Im Lysimeterversuch in Leipzig wurden im Zeitraum 2000 bis 2010 auf drei typischen Böden (anlehmiger Sand, sandiger Lehm, Lehm) die Auswirkungen einer langfristigen differenzierten Bodenbearbeitung (Pflug, Grubber, Direktsaat) auf Ertrag, Sickerwasserbildung, N-Bilanz, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration im Sickerwasser untersucht. Die differenzierte Bodenbearbeitung hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Ertragshöhe der angebauten Fruchtarten. Der Sickerwasseranfall weist eine starke Abhängigkeit zur nutzbaren Feldkapazität der Böden auf und nahm in der Reihenfolge Pflug - Grubber - Direktsaat deutlich zu. Die unterschiedliche Bodenbearbeitung hatte einen schwachen Einfluss auf die N-Auswaschung. Sie nahm in der Reihenfolge Pflug - Grubber - Direktsaat leicht zu und die Nitrat-Gehalte im Sickerwasser leicht ab. Die Sickerwassermenge, die N-Auswaschung und die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser wurden mit zunehmender Bodengüte reduziert.
- Im Lysimeterversuch wurde die N-Auswaschung bei gleichem N-Düngungsniveau der Prüfglieder vor allem von der Sickerwassermenge bestimmt.

Langjährige Lysimeteruntersuchungen zum N-Austrag mit dem Sickerwasser unter einem lehmigen Sand

Claudia Strauß, Dr. Matthias Schrödter (Landesanstalt für Landwirtschaft, Forst und Gartenbau Sachsen-Anhalt), Dr. Juliane Seeger und Prof. Dr. Ralph Meißner (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH)

1 Aufgabenstellung

Auf der Lysimeterstation Falkenberg des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) wurden von 1991 bis 2009 Lysimeterversuche zum Vergleich des N-Austrags mit dem Sickerwasser unter einem lehmigen Sand durchgeführt. Ziel war die Ermittlung des N-Austrags von Fruchtfolgen des integrierten und ökologischen Landbaus sowie einer Dauerbrache.

2 Methoden

Die Lysimeterstation wurde 1981 errichtet. Sie befindet sich im nördlichen Teil des Landkreises Stendal in Sachsen-Anhalt und liegt 21 m über NN (RICHTER, 2003; siehe Abb. 1).

Zur Klärung von pedohydrologischen Fragestellungen erfolgten hier umfangreiche Versuche mit Lysimetern unterschiedlicher Bauart (MEISSNER et al., 2001).

Für diese Studie kamen acht nicht wägbare Lysimeter zur Auswahl. Es handelt sich um Gravitationslysimeter mit einer quadratischen Oberfläche von 1 m² und einer Tiefe von 1,25 m (GODLINSKI, 2005; siehe Abb. 2). In den untersten 25 cm befindet sich ein Dränrohr, das mit einer abgestuften Filterschicht aus Sand, Kies und Schotter überschüttet ist, um einen einwandfreien hydraulischen Abfluss zu gewährleisten (RICHTER, 2003). Das Bodenmaterial der Lysimeter wurde am Entnahmestandort nach Ober- und Unterboden getrennt abgetragen und lagegerecht eingebaut. Die Befüllung mit den Bodenmaterialien erfolgte (nach der Filter-



Abbildung 1: Lysimeter- und Klimastation des UFZ in Falkenberg (Altmark)

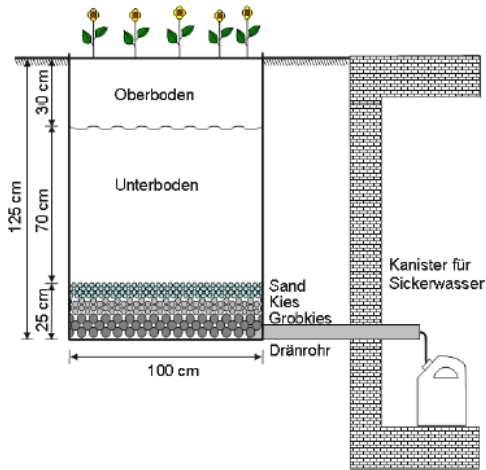


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines eingebauten Gravitationslysimeters in der Lysimeterstation des UFZ in Falkenberg (Altmark; GODLINSKI, 2005)

kiesschicht) lagenweise in 10 cm Schichten, wobei jede Schicht manuell verdichtet wurde, um näherungsweise natürliche Lagerungsverhältnisse zu erreichen. Nach der Filterschicht wurde zunächst Unterbodenmaterial eingefüllt. Für die Befüllung der obersten 30 cm kam dann Oberbodenmaterial zum Einsatz. Der Einbau der Lysimeter erfolgte oberflächengleich. Nach dem Befüllen erhielten die Lysimeter so lange Zusatzwasser, bis sich annähernd natürliche Abflussverhältnisse einstellten. Ein lateraler Abfluss von Niederschlag kann aufgrund der bestehenden Lysimeterummantelung nicht erfolgen (GODLINSKI, 2005). Das anfallende Sickerwasser entwässert über das Dränrohr in einen Kanister, der über einen Kellergang zu erreichen ist (siehe Abb. 3).

Die Kanister der einzelnen Lysimeter wurden monatlich entleert und zur Ermittlung der Sickerwassermenge gewogen. Die NO_3 -Analyse der Sammelpro-



Abbildung 3: Begehbare unterirdische Sickerwasserauffangananlage der Lysimeterstation in Falkenberg (Altmark)

ben erfolgte mittels Ionenchromatographie nach den entsprechenden DIN-Vorschriften in mg/l.

Zur Berechnung der N-Bilanzen werden zudem die Erträge in g/m² Frischmasse (FM) und Trockenmasse (TM) sowie die N-Entzüge des Pflanzenbewuchses der einzelnen Lysimeter bestimmt.

3 Bewirtschaftung

Zwei Lysimeterpaare wurden nach den Prinzipien des integrierten Landbaus (IL_1 und IL_2), ein weiteres Paar nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus bewirtschaftet (ÖL). Auf den beiden Lysimetern des vierten Lysimeterpaares wurde eine Dauerbrache (DB) angelegt. In Tabelle 1 sind die Fruchtfolgen der Lysimeterpaare IL_1, IL_2 und ÖL dargestellt. Auf IL_1 und IL_2 erfolgte der Anbau derselben Fruchtfolge, allerdings zeitlich versetzt. Die Höhe der N-Düngung der einzelnen Fruchtfolgeglieder wird aus Tabelle 2 ersichtlich. Die Düngung erfolgte nach dem damaligen, regionalen, praxisüblichen Düngesystem. Auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wurde bei allen Lysimetern verzichtet.

Tabelle 1: Fruchtfolgen auf den Lysimeterpaaren der Varianten IL_1, IL_2 und ÖL

IL_1	IL_2	ÖL	DB
Winterweizen + ZF ^(a)	Mais	Kartoffeln	
Kartoffeln	Zuckerrüben	Winterweizen + ZF ^(b)	
Wintergerste + ZF ^(a)	Winterweizen + ZF ^(a)	Körnererbsen + ZF ^(b)	Grasgemisch
Mais	Kartoffeln	Winterweizen + ZF ^(b)	
Zuckerrüben	Wintergerste + ZF ^(a)	Hafer + US ^(c)	
		Kleegras	

^(a) Zwischenfrucht (Ölrettich)

^(b) Zwischenfrucht (Mais/Sonnenblumen)

^(c) Untersaat (Kleegras)

Tabelle 2: N-Düngung der einzelnen Fruchtfolgeglieder auf den Lysimetern

Fruchtfolgeglieder	Min. N-Düngung (kg/ha)	Org. N-Düngung (kg/ha)	
		Stallmist	Gülle
Integrierter Landbau			
Winterweizen + ZF ^(a)	145 (60-40-45)		
Kartoffeln	120	183	
Wintergerste + ZF ^(a)	145 (60-40-45)		
Mais	180 (80-100)		
Zuckerrüben	120 (40-80)	152,5	

Fruchtfolgeglieder	Min. N-Düngung (kg/ha)	Org. N-Düngung (kg/ha)	
		Stallmist	Gülle
Ökologischer Landbau			
Kartoffeln		150	
Winterweizen + ZF ^(b)			80 (40-40)
Körnererbsen + ZF ^(b)			
Winterweizen + ZF ^(b)			80 (40-40)
Hafer + US ^(c)			40
Kleegrass			

^(a) Zwischenfrucht (Ölrettich)

^(b) Zwischenfrucht (Mais/Sonnenblumen)

^(c) Untersaat (Kleegrass)

4 Standortbeschreibung

4.1 Klima

Die Altmark befindet sich in der gemäßigt-humiden Zone Zentraleuropas und unterliegt sowohl ozeanischen Einflüssen aus meist südwestlicher bis nordwestlicher Richtung als auch kontinentalen Einflüssen aus östlicher Richtung (BECKER und LAHMER, 2004; KLÄMT, 2011). Die langjährige Jahresmitteltemperatur (1961 bis 1990) von Seehausen (Altmark) beträgt 8,5 °C und der mittlere Jahresniederschlag 539 mm (DWD, 2007). Seehausen (Altmark) liegt etwa 6 km entfernt von Falkenberg (Altmark). In Abbildung 4 sind die Jahresniederschläge und -mitteltemperaturen von Falkenberg (Altmark) im Zeitraum von 1993 bis 2010 dargestellt. Die Daten stammen von der Klimastation der UFZ-Lysimeterstation, die 1993 errichtet wurde. Es ist ersichtlich, dass in den letzten 18 Jahren starke Schwankungen der

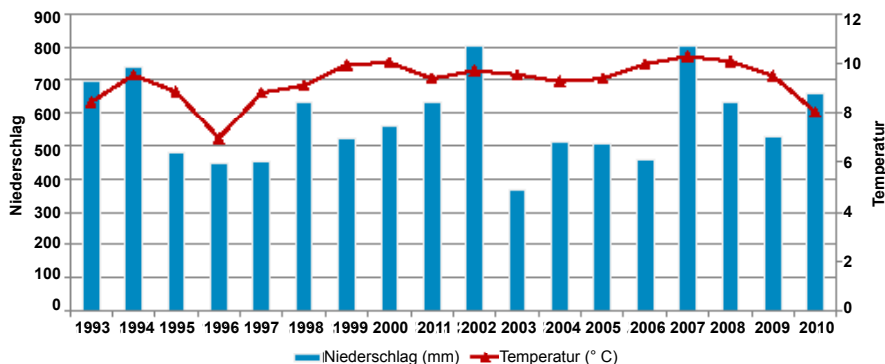


Abbildung 4: An der UFZ-Klimastation gemessene Jahresniederschlagssummen und mittlere Jahrestemperaturen in Falkenberg (Altmark) von 1993 bis 2010

Jahresniederschlagsmengen in der Altmark auftraten. Bei einem mittleren Jahresniederschlag von 579 mm im Zeitraum 1993 bis 2010 wurden einerseits, in den Jahren 1995, 1996, 1997, 2003 und 2006 Niederschlagsmengen von weniger als 500 mm gemessen. Andererseits traten 1994, 2002 und 2007 überdurchschnittlich nasse Jahre mit über 700 mm auf. Das Minimum im Zeitraum von 1993 bis 2010 stellt mit einer Jahresniederschlagsmenge von 370 mm das Jahr 2003, das Maximum mit 805 mm das Jahr 2002 dar. Die mittlere Jahresmitteltemperatur im Zeitraum von 1993 bis 2010 beträgt 9,3 °C. Das kühlfte Jahr in der betrachteten Zeitspanne war 1996 mit 7 °C Jahresmitteltemperatur. Eine Jahresmitteltemperatur über 10 °C wurde in 2000, 2006, 2007 und 2008 ermittelt.

4.2 Boden

Der Füllboden, der für diese Studie verwendeten Lysimeter, stammt aus der Region nahe der Ortschaft Bretsch, die sich 12 km (Luftlinie) westlich von Falkenberg (Altmark) befindet (KLÄMT, 2011). Nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5) ist der Boden den lehmigen Sanden (Sl) zuzuordnen. Tabelle 3 enthält ausgewählte Kennwerte des untersuchten Bodens.

Tabelle 3: Ausgewählte Kennwerte des verwendeten Lysimeterfüllbodens (verändert nach GODLINSKI, 2005 und MEISSNER et al., 2010)

	Einheit	Bodentiefe (cm)	
		0 bis 30	31 bis 100
Korngrößenfraktionen			
Sand (2,0 bis 0,06 mm)			
davon Feinsand (0,2 bis 0,06 mm)	%	73,6 53,9	75,2 51,6
Schluff (0,06 bis 0,002 mm)			
davon Feinschluff (0,006 bis 0,002 mm)	%	14,3 0,8	17,4 3,0
Ton (< 0,002 mm)	%	12,1	7,4
Bodenart (nach KA5)		stark lehmiger Sand (Sl4)	schwach lehmiger Sand (Sl2)
Trockenrohdichte	g/cm	1,48	1,84
Bodentyp		Pseudogley-Parabraunerde	
pH		5,8	5,6
CaCO₃	%	0,4	0,3
C-Gehalt	%	0,95	0,17
N-Gehalt	%	0,13	0,04
FK	Vol. %	28	22
nFK	Vol. %	15	11
k_f (nach KA5)	cm/d	21	43
Effektive Durchwurzelungstiefe (nach KA 5)	dm	10	

Diese wurden teilweise am Ausgangsmaterial vor dem Bodeneinbau bzw. direkt durch Entnahme von Bodenproben aus den Lysimetern ermittelt. Der Bodenentnahmestandort gehört der Bodenregion (BR) der Altmoränenlandschaften an. In Sachsen-Anhalt nehmen die Altmoränenlandschaften ungefähr ein Drittel der Landesfläche ein und umfassen neben der Altmark im Nordwesten Sachsens-Anhalts auch den Fläming mit seinen Vorländern im Osten und die Dübener und Dahlemer Heiden im Südosten (LAGB, 1999). Innerhalb der Altmoränenlandschaften ist der Bodenentnahmestandort den Bodengroßlandschaften (BGL) der Grundmoränenplatten und Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands zuzuordnen. Typische Böden auf Grund- und Endmoränen sind Parabraunerden, Braunerden und Pseudogleye (BECKER UND LAHMER, 2004). Am Bodenentnahmestandort liegt eine Pseudogley-Parabraunerde vor.

4.3 Hydrogeologie

Der anstehende Hauptgrundwasserleiter am Bodenentnahmestandort gehört zu den Lockergesteinen und ist folglich ein Porengrundwasserleiter. Er besteht aus quartären Kiesen und Sanden (LAGB, 1995) und repräsentiert somit typische Lockergesteinsstandorte des Elbeinzugsgebiets (MEISSNER et al., 1998). Das am Bodenentnahmestandort anfallende Sickerwasser fließt dem Grundwasserkörper altmärkische Moränenlandschaft (Biese; MBA 2) zu, welcher Teil der Grundwasserlandschaft altmärkische Moränenlandschaft ist. Der MBA 2 gehört zu den 38 von insgesamt 77 Grundwasserkörpern Sachsens-Anhalts, die sich noch nicht in einem guten chemischen Zustand befinden, der laut EU-WRRL bis Ablauf des Jahres 2015 erreicht sein soll (LVwA, 2008).

5 Ergebnisse

5.1 Wasser- und Stoffhaushalt

Die mittleren jährlichen Sickerwassermengen der vier Varianten liegen zwischen 80 und 112 mm und nehmen in folgender Reihenfolge zu: DB < IL_1 < IL_2 < ÖL. Die Werte der mittleren NO₃-Konzentration steigen in folgender Reihenfolge an: DB < IL_2 < IL_1 < ÖL. Dabei weist DB mit 64 mg/l den niedrigsten Wert auf und ÖL mit einem fast drei Mal so hohen Wert von 180 mg/l den höchsten. Die Werte von IL_1 und IL_2 mit 110 bzw. 104 mg/l liegen zwischen denen von DB und ÖL. Bei der mittleren jährlichen N-Fracht nehmen die Werte in derselben Reihenfolge wie bei der Sickerwassermenge zu. Dabei sind die mittleren N-Frachten von IL_1 und IL_2 mit 20,5 bzw. 24,4 kg/ha in etwa doppelt so hoch wie die von DB (11,6 kg/ha). Die Werte von ÖL liegen mit 45,4 kg/ha in etwa doppelt so hoch wie die von IL_1 und IL_2 und damit vier Mal höher als die von DB (siehe Abb. 5).

Das 18-jährige Mittel der Evapotranspiration der vier Varianten schwankt im Bereich von 509 bis 541 mm/a und nimmt in umgekehrter Reihenfolge zur Sickerwassermenge zu, da dieses aus der Differenz von mittlerem Jahresniederschlag und Sickerwassermenge ermittelt wurde. Die Verlagerungstiefe im Oberboden zeigt Werte zwischen 2,85 bis 3,98 dm/a, die im Unterboden zwischen 3,63 und 5,07 dm/a. Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers schwankt innerhalb der Varianten zwischen 33,5 und 46,9 %. Dabei nehmen die Verlagerungstiefe im Ober- und Unterboden sowie die Austauschhäufigkeit unter den vier Varianten jeweils in folgender Reihenfolge zu: DB < IL_1 < IL_2 < ÖL (siehe Tab. 4).

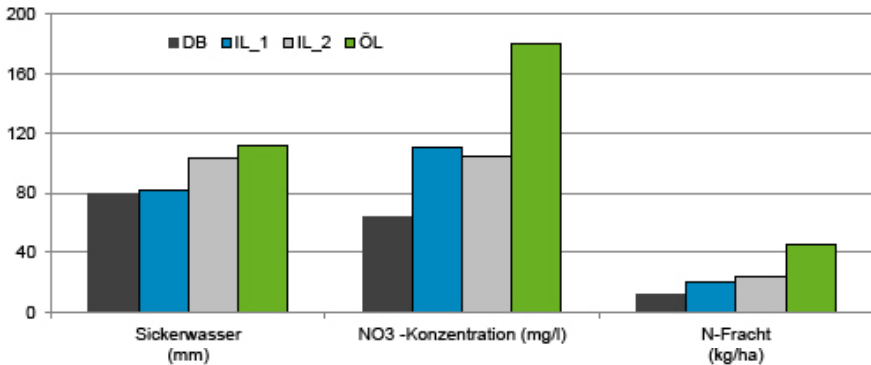


Abbildung 5: Langjährige Mittel der jährlichen Sickerwassermenge, der NO₃-Konzentration und der jährlichen N-Fracht der vier Varianten für den Versuchszeitraum 1991 bis 2009

Tabelle 4: 18-jähriges Mittel der Evapotranspiration (Eta), der Verlagerungstiefe im Oberboden [VT (OB)] und Unterboden [VT (UB)] sowie der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (AH) der vier Varianten

	ETa* mm/a	VT (OB) dm/a	VT (UB) dm/a	AH %
IL_1	538	2,94	3,74	34,6
IL_2	517	3,70	4,71	43,5
ÖL	509	3,98	5,07	46,9
DB	541	2,85	3,63	33,5

* berechnet über 18-jähriges Mittel der Sickerwassermenge und des Niederschlags

5.2 Erträge und N-Bilanzen

In Abbildung 6 stellt die mittleren Erträge für die einzelnen Fruchtfolgeglieder für IL_1 und IL_2 dargestellt. Es ist zu beachten, dass der Anbau der einzelnen Fruchtarten nicht in denselben Jahren, sondern zeitlich versetzt stattfand. Somit ist ein direkter Vergleich nicht möglich.

Es fällt auf, dass die mittleren Erträge von Winterweizen, Mais und Zuckerrüben bei IL_2 etwas höhere Werte erreichen als die bei IL_1. Die mittleren Erträge von Kartoffeln und Wintergerste liegen dagegen bei IL_1 höher verglichen mit IL_2. Dies könnte auf die unterschiedlichen Witterungsbedingungen der einzelnen Jahre zurückzuführen sein. In Abbildung 7 sind die mittleren Erträge der einzelnen Fruchtfolgeglieder von ÖL dargestellt. Winterweizen kommt in der 6-gliedrigen Fruchtfolge zwei Mal vor, die Erträge werden aber nur zu einem Mittelwert zusammengefasst.

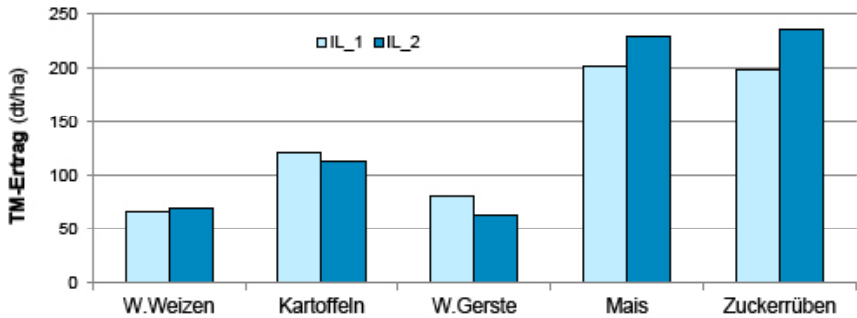


Abbildung 6: Mittlere TM-Erträge für Winterweizen (Korn), Kartoffeln (Knolle), Mais (Ganzpflanze) und Zuckerrüben (Rübe) der Varianten IL_1 und IL_2 über den gesamten Versuchszeitraum

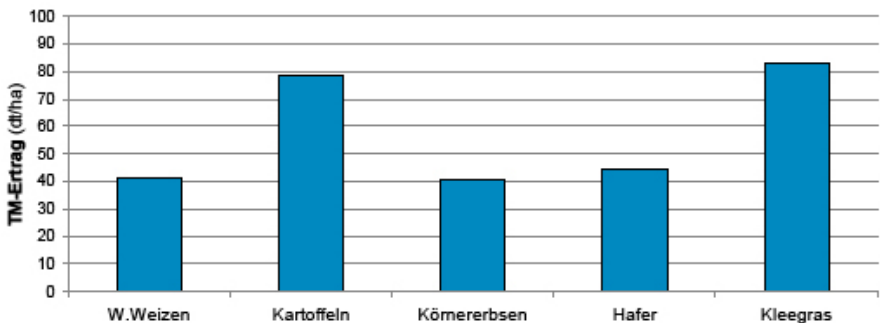


Abbildung 7: Mittlere TM-Erträge von Kartoffeln (Knolle), Winterweizen (Korn), Körnererbsen (Korn) Hafer (Korn) und Klee gras (Ganzpflanze) der Variante ÖL über den gesamten Versuchszeitraum

Die mittleren Erträge für Winterweizen sowie auch für Kartoffeln von ÖL liegen deutlich unter denen von IL_1 und IL_2 (siehe Abb. 6 und 7). Auch hier ist aber zu beachten, dass der Anbau nicht in denselben Jahren erfolgte.

Abbildung 8 zeigt die mittlere jährliche abgefahrene Trockenmasse von IL_1, IL_2 und ÖL. Von den Lysimetern der Variante IL_2 wird am meisten Trockenmasse abgefahren, gefolgt von IL_1. ÖL weist eine deutlich geringere mittlere TM-Abfuhr auf als IL_1 und IL_2.

In Abbildung 9 sind die mittlere jährliche N-Zufuhr und N-Abfuhr für DB IL_1, IL_2, und ÖL sowie der N-Saldo für IL_1, IL_2 und ÖL dargestellt. Für DB konnte kein N-Saldo berechnet werden, da keine Abfuhr durch die Ernte erfolgte und die Deposition als einzige N-Zufuhr bei der Bilanzierung unberücksichtigt bleibt.

Die N-Zufuhr bei IL_1 und IL_2 unterscheidet sich aufgrund der gleichen Bewirtschaftung beider Varianten kaum. Verglichen mit IL_1 und IL_2 ist die N-Zufuhr bei ÖL nur etwa halb so hoch. Bei DB findet außer der Deposition keine N-Zufuhr statt. Betrachtet man den N-Entzug, so weist IL_2 einen höheren mittleren N-Entzug mit der Ernte auf als IL_1. Der N-Entzug mit der Ernte von ÖL ist nur geringfügig niedriger als bei IL_1. Bei DB findet kein N-Entzug durch Ernte statt. Die mittlere N-Auswaschung liegt bei IL_2 etwas höher als bei IL_1. Die N-Auswaschung von ÖL weist einen ungefähr doppelt so hohen Wert auf als die von IL_1 und IL_2.

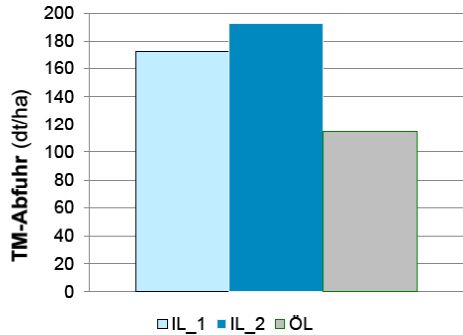


Abbildung 8: Mittlere jährliche abgefahrene Trockenmasse (TM) von IL_1, IL_2 und ÖL über den gesamten Versuchszeitraum

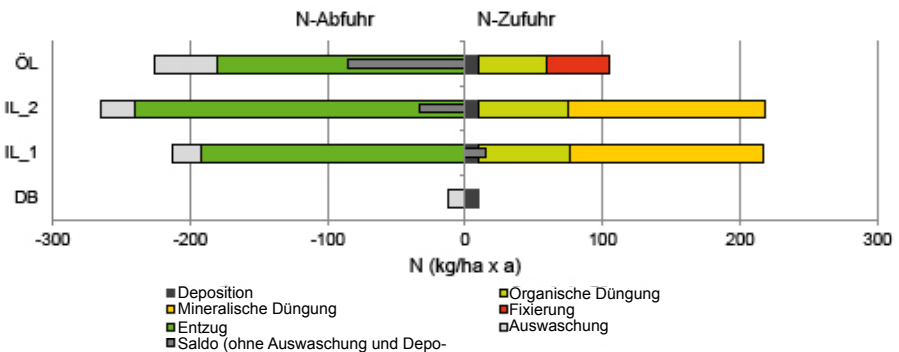


Abbildung 9: Mittlere jährliche N-Zufuhr und N-Abfuhr sowie mittlerer jährlicher N-Saldo (ohne Auswaschung und Deposition) der Varianten über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009

Bei DB ist die N-Auswaschung etwa halb so hoch wie die von IL_1 und IL_2 (siehe Abb. 5). Der N-Saldo (berechnet ohne Berücksichtigung von Deposition und Auswaschung) liegt bei IL_1 mit 15,4 kg/ha im schwach positiven und bei IL_2 mit -33,0 kg/ha im negativen Bereich. Dies ist auf die höheren N-Entzüge mit der Ernte bei IL_2 verglichen mit IL_1 zurückzuführen. Der N-Saldo von ÖL ist mit -85,9 kg/ha stark negativ. Dies ist auf den hohen N-Entzug mit der Ernte verglichen mit der relativ geringen N-Zufuhr zurückzuführen.

6 Zusammenfassung

Langjährige Lysimeteruntersuchungen (1991 bis 2009) am Standort Falkenberg (Altmark) zeigten die höchsten jährlichen Sickerwassermengen von im Mittel 112 mm bei der ökologisch bewirtschafteten Variante. Die durchschnittlichen jährlichen Sickerwassermengen der anderen Varianten nahmen in folgender Reihenfolge zu: Dauerbrache (80 mm) < Integrierter Landbau 1 (82 mm) < Integrierter Landbau 2 (104 mm). Die im Untersuchungszeitraum ermittelten NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser waren bei der ökologisch bewirtschafteten Variante mit durchschnittlichen Gehalten von 180 mg/l mit Abstand am höchsten. In den anderen Varianten wurden niedrigere NO_3 -Konzentrationen von 64 mg/l (Dauerbrache) bis 110 mg/l (Integrierter Landbau) erfasst. Damit lagen bei allen Varianten, selbst bei der Dauerbrache, die NO_3 -Konzentrationen über der nach EU-WRRL geforderten Nitrat-Qualitätsnorm für Grundwasser von 50 mg/l. Trotz stark negativer N-Salden (-86 kg/ha x a) bei der ökologisch bewirtschafteten Variante waren hier die höchsten NO_3 -N-Frachten von 45 kg/ha x a nachweisbar. Demgegenüber erbrachte die Dauerbrache deutlich niedrigere NO_3 -N-Austräge von 12 kg/ha x a und die integrierten Bewirtschaftung 21 und 24 kg/ha x a.

Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass niedrige oder sogar negative N-Salden nicht zwangsläufig zu einer geringeren N-Auswaschung führen müssen. So wird insbesondere bei ökologischer Bewirtschaftung aufgrund schwer kalkulierbarer N-Mobilisierungsprozesse (legume N_2 -Bindung, Einsatz organischer Dünger, Verbleib von Wurzelrückständen) der N-Saldo nicht als ein geeignetes Maß für die Beurteilung der N-Auswaschungsgefahr eingeschätzt. Darüber hinaus zeigen die Untersuchungen, dass selbst bei der unbewirtschafteten Variante (Dauerbrache) die geforderte Nitrat-Qualitätsnorm von 50 mg/l nicht erreicht werden konnte. Als Ursachen hierfür kommen Stoffumsatzprozesse, eine geringe Austauschhäufigkeit des Bodenwassers sowie insgesamt geringe Sickerwassermengen und damit verbunden eine minimale Verdünnung des Sickerwassers in Betracht. Demzufolge ist die Nitrat-Konzentration als Indikator für die N-Austragsgefahr bei Standorten mit geringer Austauschhäufigkeit nur stark eingeschränkt nutzbar.

Literatur

BECKER, A. und LAHMER, W. (2004): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee Verlag Ökologie

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage

Deutscher Wetterdienst (DWD) (2007): Klimadiagramm Seehausen (Altmark) 1961-1990. <http://www.klimadiagramme.de/Deutschland/seehausen.html>, online am 29.08.2011

GODLINSKI, F. (2005): Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Dissertation, Universität Rostock, UFZ

KLÄMT, G. (2011): Analysen zum Einfluss der Fruchtfolge und des Zwischenfruchtbaus mit und ohne Leguminosen auf den Nitrataustrag unter sandigem Lehm anhand Daten der Lysimeterstation Falkenberg (Altmark). Masterarbeit, Universität Rostock, UFZ

Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) (1995): Hydrogeologische Übersichtskarte (HÜK400d). <http://webs.idu.de/lagb/lagb-default.asp?thm=huek400&tk=C3134>, online am 26.08.2011

Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) (1999): Bodenatlas Sachsen-Anhalt

Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt (LVWA), Referat Wasser (2008): Gewässerrahmenkonzept für das Land Sachsen-Anhalt

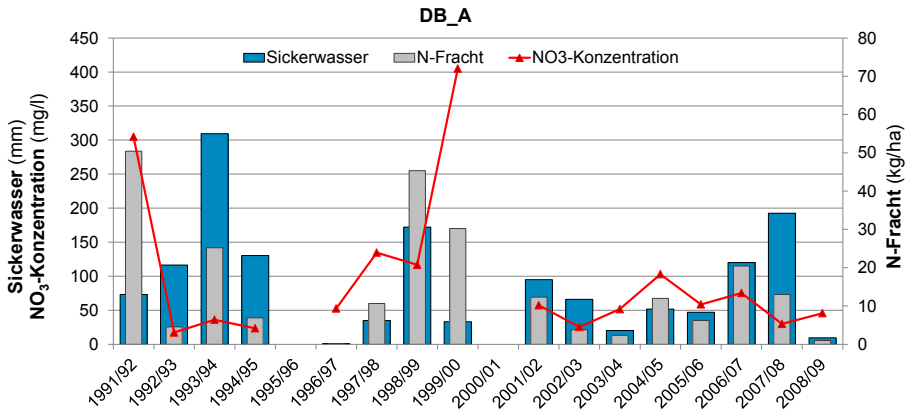
MEISSNER, R.; DOHRMANN, H.; KNAPPE, S.; LAZIK, D.; RUPP, H.; SCHONERT, P.; SEEGER, J. (1998): Lysimeter - ein wichtiges Hilfsmittel in der Boden- und Gewässerforschung. Jahresbericht 96-97 des UFZ Leipzig-Halle, S. 26-32

MEISSNER, R.; RUPP, H.; SEEGER, J. (2001): Sickerwassermonitoring mit Hilfe von Lysimetern unterschiedlicher Bauart. Zbl. Geol. Paläontol., Teil I, Heft 1/2, S. 33-50

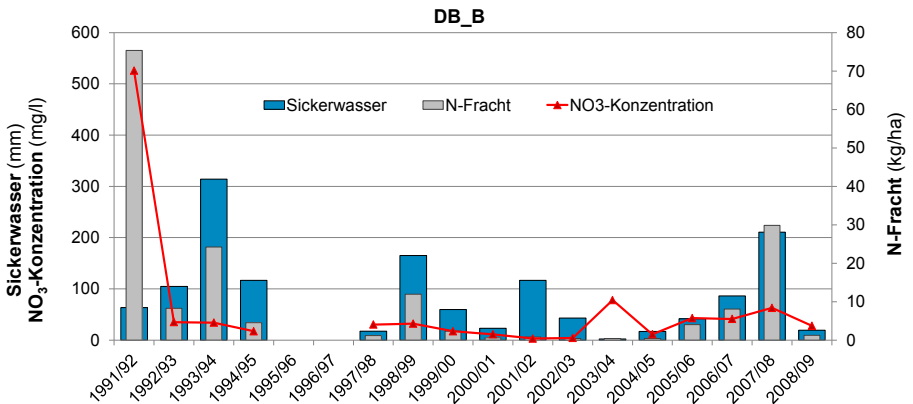
MEISSNER, R.; RUPP, H.; SEEGER, J.; OLLESCH, G.; GEE, G. W. (2010): A comparison of water flux measurements: passive wick-samplers versus drainage lysimeters. British Society of Soil Science: European Journal of Soil Science, Nr. 61/2010, p. 609-621

RICHTER, G. (2003): Verlagerung von Sulfat in Böden und Ableitung von Empfehlungen zur Steuerung des Eintrags in das Grundwasser. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

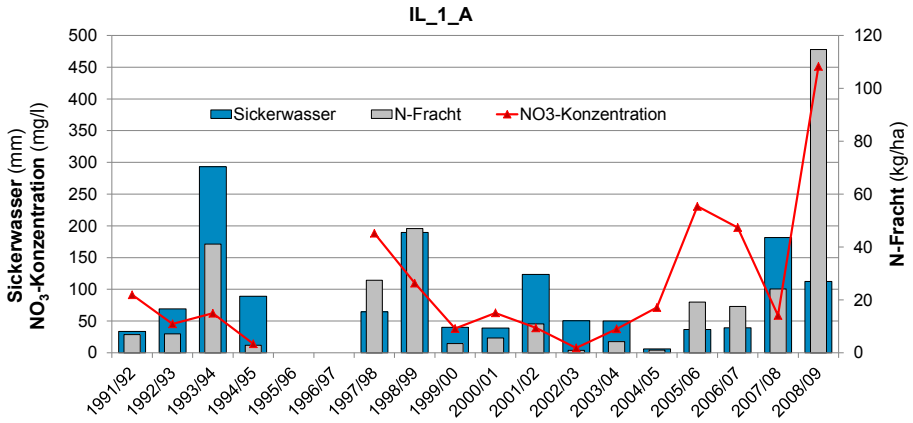
Anlagen



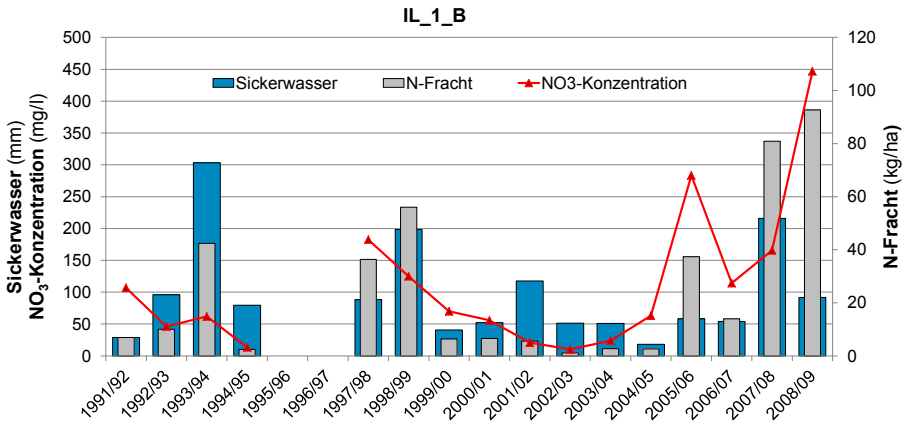
Anlage 1: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung A der Variante DB über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



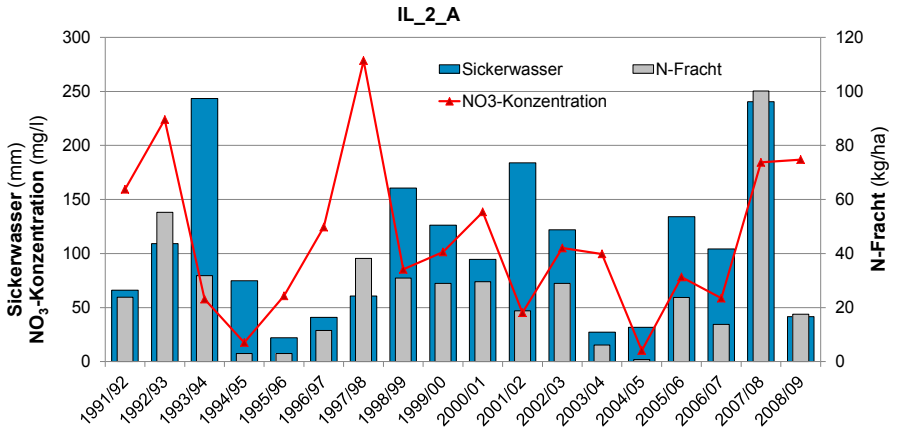
Anlage 2: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung B der Variante DB über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



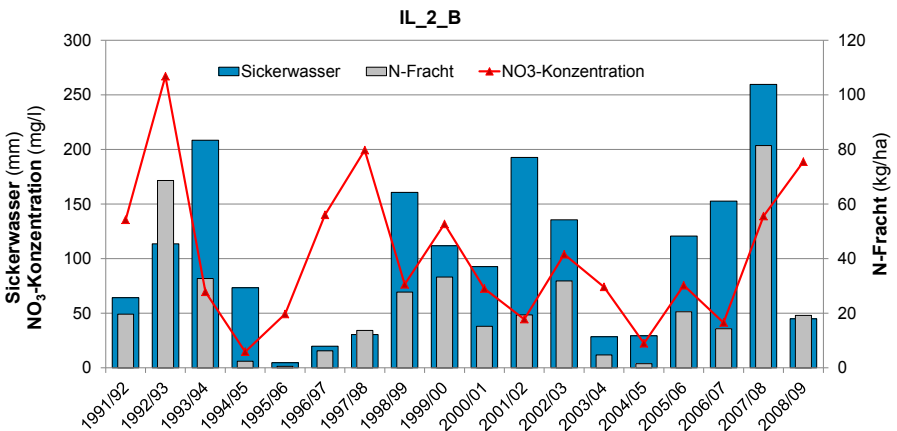
Anlage 3: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung A der Variante IL_1 über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



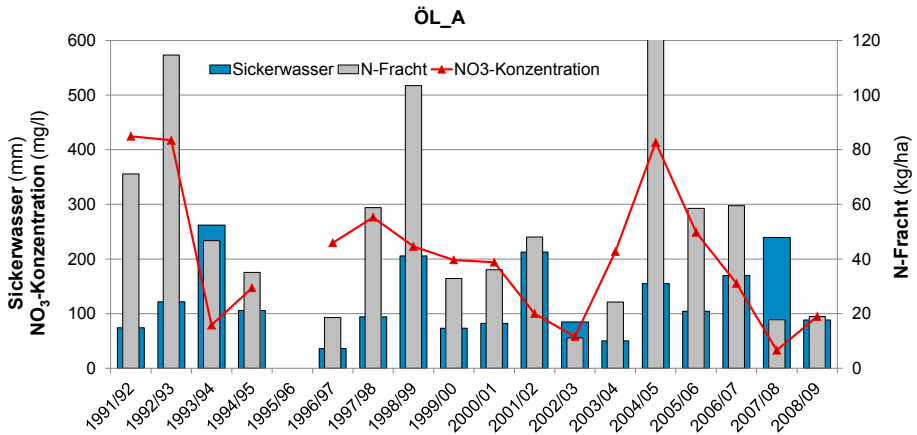
Anlage 4: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung B der Variante IL_1 über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



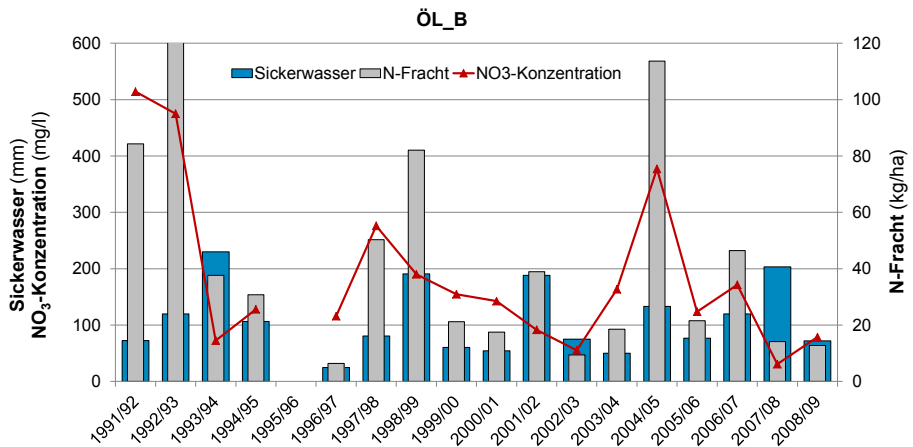
Anlage 5: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung A der Variante IL_2 über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



Anlage 6: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung B der Variante IL_2 über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



Anlage 7: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung A der Variante ÖL über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009



Anlage 8: Jährliche Sickerwassermengen, N-Frachten und mittlere NO₃-Konzentrationen der Wiederholung B der Variante ÖL über den Versuchszeitraum 1991 bis 2009

Anlage 9:

18-jähriges Mittel der jährlichen Sickerwassermengen, der N-Frachten, der NO₃-Konzentrationen, der Evapotranspiration (ETa), der Verlagerungstiefe im Oberboden (VT (OB)) und Unterboden (VT (UB)) und der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (AH) für die Wiederholungen A und B sowie der Mittelwert (MW) aus den beiden Wiederholungen für alle vier Varianten

	SW	NO ₃	N-Fracht	N-Saldo	ETa*	VT (OB)	VT (UB)	AH
	mm/a	mg/l	kg/ha x a	kg/ha x a	mm/a	dm/a	dm/a	%
IL_1_A	79	104	18,6	19,2	542	2,81	3,58	33,1
IL_1_B	86	116	22,5	11,6	535	3,07	3,90	36,1
IL_1_MW	82	110	20,5	15,4	538	2,94	3,74	34,6
IL_2_A	105	109	25,9	-31,5	516	3,74	4,76	44,0
IL_2_B	102	99	23,0	-34,5	518	3,66	4,66	43,0
IL_2_MW	104	104	24,4	-33,0	517	3,70	4,71	43,5
ÖL_A	123	185	48,8	-82,5	501	4,28	5,45	50,4
ÖL_B	105	175	38,2	-89,5	518	3,69	4,69	43,4
ÖL_MW	112	180	45,4	-85,9	509	3,98	5,07	46,9
DB_A	82	73	13,6	-	539	2,92	3,72	34,4
DB_B	78	55	9,7	-	543	2,78	3,54	32,7
DB_MW	80	64	11,6	-	541	2,85	3,63	33,5

* berechnet über 18-jähriges Mittel der Sickerwassermenge und des Niederschlags

Unserer Meinung nach sind die Wiederholungen gut (gleichläufig) und erlauben eine Mittelwertbildung.

Die Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Groß Lüsewitz

Jana Lorenz, Dr. Eckhard Lehmann und Birgit Zachow (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern)

An der Lysimeteranlage Groß Lüsewitz werden seit 1972 umfangreiche Messungen zum Wasserhaushalt und seit Beginn der 1990er Jahre außerdem zum Stickstoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden durchgeführt. Zum Messprogramm der Anlage gehören auch eine Vielzahl von meteorologischen Kenngrößen. Diese langjährig erfassten Daten ermöglichen genaue Analysen zum Bodenwasser- und Bodenstickstoffhaushalt und liefern darüber hinaus wichtige Hinweise zum Wasser- und Stickstoffumsatz im System Boden/Pflanze in Abhängigkeit von Maßnahmen der Bewirtschaftung (MIEGEL und ZACHOW, 1999). Die Lysimeteranlage wurde Ende der 1960er Jahre errichtet und bis 1990 durch die Wasserwirtschaftsdirektion Stralsund bewirtschaftet. 1990 bis 1997 befand sich die Anlage im Zuständigkeitsbereich des LAUN Güstrow (heute: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie LUNG) unter fachlicher Beratung von Herrn Prof. Dr. Gall der Universität Rostock. 1997 übernahm die Anlage die Arbeitsgruppe Hydrologie der Agrar- und umweltwissenschaftlichen Fakultät (AUF) der Universität Rostock unter Leitung von Herrn Prof. Dr. Miegel. Seitdem wurden in Zusammenarbeit mit verschiedenen Kooperationspartnern unterschiedliche Forschungsthemen bearbeitet. Aktuell erfolgen Versuche zum Gärresteinsatz in Zusammenarbeit mit der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern. Die Lysimeterstation Groß Lüsewitz verfügte zwischen 1991 und Oktober 2005 über ein eigenes Labor, in dem die Sickerwasser- und Bodenwasserproben untersucht wurden. Seit Ende 2005 erfolgen die Analysen der Sickerwasserproben im Labor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG). Bodenproben kamen seit 2005 nicht mehr zur Analyse. Alle im Folgenden verwendeten und nicht anders gekennzeichneten Daten und Angaben stellte die Lysimeterstation der Universität Rostock, Agrarwissenschaftliche Fakultät, Lehrgebiet Hydrologie, zur Verfügung.

1 Standort

1.1 Lage und Standort allgemein

Die Lysimeterstation Groß Lüsewitz befindet sich 13 km östlich von Rostock und 20 km südlich der Ostsee bei 12° 21' östlicher Länge und 54° 04' nördlicher Breite. Sie liegt auf einer Höhe von 34,6 m über NN in einer flachwelligen

Grundmoräne mit Geschiebemergel, teilweise über Feinsand im Jungmoränengebiet Norddeutschlands (Bodengroßlandschaft). Entsprechend der naturräumlichen Gliederung befindet sich die Station im Flach- und Hügelland um Warnow und Recknitz (LUNG, 2005). Die Umgebung der Anlage wird landwirtschaftlich genutzt, so dass der Standort relativ windexponiert ist. Der Grundwasserstand liegt zwischen 1,50 und 4,20 m unter der Geländeoberkante (AYANA GEBUL, 2001).

1.2 Klima

Die Lysimeterstation steht unter dem Einfluss eines gemäßigten humiden Klimas. Für den Zeitraum 1973 bis 2007 betragen die Mittelwerte für den in Erdbodennähe gemessenen Jahresniederschlag 686 mm, die in 2 m Höhe gemessene Temperatur 8,3 °C und die jährliche Grundwasserneubildung 198 mm. Als mittlere Globalstrahlung wurden 366,1 MJ/cm² gemessen. Die mittlere reale Verdunstung (über alle sechs Lysimeter) beträgt 500 mm pro Jahr. DECHOW (2007) gibt als durchschnittliche Grasreferenzverdunstung 540 mm pro Jahr an.

1.3 Boden

Bei den Profilen der Lysimeter handelt es sich um den **Bodentyp** Pseudogley-Parabraunerde. Die Profile wurden 1969/70 in Nord-Süd Richtung östlich der Station ungestört ausgestochen. Dabei ist anhand von Abbildung 1 die räumliche Variabilität der Horizontierung zu erkennen. Es zeichnet sich hinsichtlich der Tiefe der Bodenentwicklung ein Nord-Süd Gradient ab. Gleichzeitig ist in Nord-Süd Richtung eine beginnende Verbraunung unterhalb des Ap Horizonts und eine Ausbreitung des Al Horizonts sowie die Verringerung der Mächtigkeit des Bt Horizonts zu erkennen. Die Pseudovergleyung unterliegt anscheinend keinem Gradienten (DECHOW, 2007).

Die vorgefundenen **Bodenarten** sind vorwiegend schluffige und lehmige Sande (DECHOW, 2007). Bis zu einer Tiefe von 40 bis 50 cm weisen die Lysimeter schluffige Sande (Su3) auf; darunter schließen sich überwiegend lehmige Sande an. Eine Ausnahme bildet das Lysimeter 5 mit ausschließlich lehmigen Sanden (SI3 und SI4; Abb. 2).

Beim **Substrat** der Lysimeter-Profile handelt es sich überwiegend um Feinsand. Die Lysimeter weisen untereinander keine wirksamen Korngrößendifferenzen auf. Die Korngrößen setzen sich im Durchschnitt der sechs Profile zu 6 % aus Grobsand, zu 20 % aus Mittelsand, zu 40 % aus Feinsand, zu 14,5 % aus Grobschluff, zu 11,5 % aus Mittel- und Feinschluff sowie zu 10 % aus Ton zusammen. In der folgenden Tabelle 1 sind ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte beispielhaft für Lysimeter 1 dargestellt. Diese Kennwerte sind für die Lysimeter 2 bis 6 ähnlich (vgl. Tab. A1 bis A5 im Anhang).

Tabelle 1: Ausgewählte bodenphysikalische Kennwerte - Lysimeter 1 (AYANA GEBUL, 2001)

Horizont	Tiefe	Bodenart	Tongehalt	Grobporenvolumen
	cm			Vol. %
Ah	0-35	Su3	4,8	39,6
Bv	35-40	Su3	5,4	34,4
Et/Et(Bv)	40-70	Su2	5,4	29,6
Sd(Bt)	70-120	SI4	13,7	29,7
Sd(P1)	120-180	SI3	12,8	26,5
Sd(P2)	180-210	SI3	10,1	28,2

Im Mittel der sechs Lysimeter beträgt die Tiefe des Hauptwurzelraumes (HWR) 74 cm; die mittlere nutzbare Wasserkapazität im HWR (nFK HWR) beträgt 102 mm (AYANA GEBUL, 2001). Es wird davon ausgegangen, dass der ermittelte HWR der effektiven Durchwurzelungstiefe entspricht.

In der nachfolgenden Tabelle 2 sind die Feld- und nutzbare Feldkapazität (FK und nFK) der einzelnen Lysimeter im Hauptwurzelraum und in der Gesamttiefe (GT) dargestellt. Die Werte der Tabelle 2 ergaben sich aus der Wasserretentionsfunktion. Bei der Berechnung der FK wurde ein pF - Wert von 1,8 (60 cm WS) zugrunde gelegt. Es zeigt sich, dass bei sehr hoher Feldkapazität in den betrachteten Tiefen die nutzbare Feldkapazität sehr gering ausfällt. Demnach ist der für die Pflanzen nicht verfügbare Anteil des bis zum Welkepunkt gebundenen Wassers bis zur Feldkapazität (Totwasser pF > 4,2) beträchtlich groß (AYANA GEBUL, 2001).

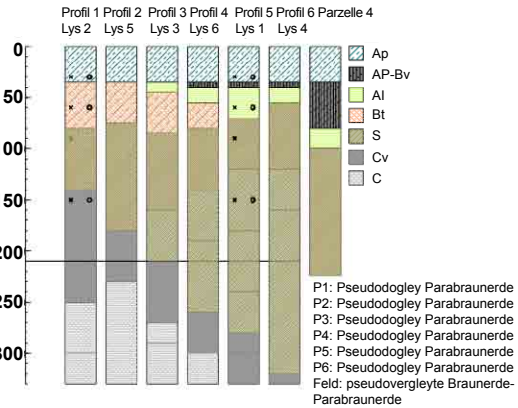


Abbildung 1: Horizonte und Bodentypen der wägbaren Lysimeter sowie eines außerhalb angelegten Profils (Parzelle 4; DECHOW, 2007)

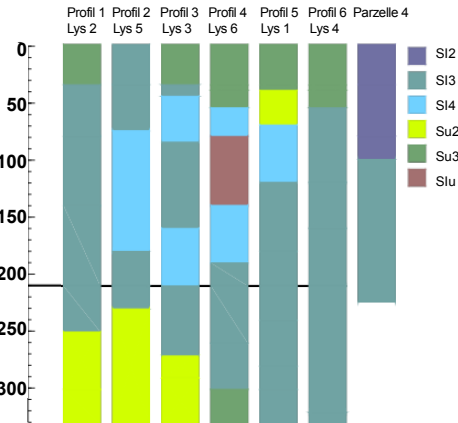


Abbildung 2: Horizontierung der wägbaren Lysimeter sowie eines außerhalb angelegten Profils (Parzelle 4) entsprechend der Bodenart (DECHOW, 2007)

Tabelle 2: Feld- und nutzbare Feldkapazität der Bodenmonolithe der Lysimeter und untersuchten Profile im Hauptwurzelraum (HWR) und in der Gesamttiefe (GT) (AYANA GEBUL, 2001)

Lysimeter/Profil		Tiefe (cm)	FK (mm)	nFK (mm)
1	HWR	0-70	170	79
	GT	0-210	513	166
2	HWR	0-80	210	111
	GT	0-210	532	208
3	HWR	0-85	210	111
	GT	0-210	527	193
4	HWR	0-55	137	88
	GT	0-210	538	176
5	HWR	0-75	172	108
	GT	0-210	506	175
6	HWR	0-80	185	106
	GT	0-210	500	185

2 Messtechnik und Methode

Auf dem Gelände der Lysimeterstation Groß Lüsewitz befinden sich sechs wägbare und vier nicht wägbare Lysimeter, die zentral in Versuchspartellen mit Grundflächen von 4 x 6 m angeordnet sind.

Die wägbaren Lysimeter der Station sind zylindrische Gefäße aus Stahlblech, deren Gesamttiefe jeweils 2,50 m beträgt. Sie besitzen einen kreisförmigen Querschnitt mit 1,0 m² Oberfläche (Durchmesser = 1,128 m) und sind mit einem weitgehend ungestörten, 2,10 m tiefen Bodenmonolithen gefüllt. Die Behälterböden sind unterhalb der Monolithen jeweils mit einer 40 cm mächtigen kapillarbrechenden Kiesschicht versehen, um einen ungehinderten Sickerwasserabfluss sicherzustellen. Alle in diesem Bericht dargestellten Daten und Ergebnisse beziehen sich auf die sechs wägbaren Lysimeter.

An der Lysimeter-Station werden folgende Messgrößen erfasst (Tab. 3):

Tabelle 3: Übersicht über relevante Messgrößen an der Lysimeterstation Groß Lüsewitz (ergänzt nach AYANA GEBUL, 2001; DECHOW, 2007)

Messgröße	Auflösung	seit	Bemerkungen
Komponenten der Wasserbilanz			
Niederschlag, in 1 m Höhe	täglich	1972	
Niederschlag, 0 m	täglich	1972	
Versickerung	täglich	1972	Genauigkeit: 10 g (0,01 mm/m ²)
	stündlich	1998	
Analyse Nitratgehalt SiWa	monatlich	1991	
Gewichtsänderung der Monolithen/Bodenwasservorratsänderung	täglich	1972	Genauigkeit: 10 g (0,01 mm/m ²)
	stündlich	1998	
Reale Evapotranspiration	täglich	1972	
Kesselverdunstung	täglich	1972	zur Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration
Dynamik des Bodenwassers			
Bodenfeuchte (TDR-Sonden) 40, 75, 150 cm Tiefe,	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Saugspannung (Tensiometer) 30, 60, 90 und 150 cm Tiefe	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Saugsonden in 45, 75 und 150 cm Tiefe , mit automatisch gesteuerter Unterdruckanlage	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2, zur Entnahme von Bodenwasser für chemischen Analysen, z. B. Nitratgehalt im Sickerwasser (wird projektbezogen bei Bedarf analysiert)
Temperaturfühler in 30, 40, 75 und 150 cm Tiefe	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Meteorologische Messgrößen			
Globalstrahlung	täglich	1980-2007	(Geräte 1, J/cm ²) (Gerät 2, misst W/m ² , Umrechnung in J/cm ²)
	stündlich	1998	
Strahlungsbilanz	stündlich	1998	
Photos. aktive Strahlung	stündlich	1998	
Lufttemperatur, 2 m	täglich	1972	und zusätzlich
	stündlich	1998	
Lufttemperatur am Boden	stündlich	1998	
Bodentemperatur in 5 cm Tiefe	stündlich	1998	
Windgeschwindigkeit in 2 u. 12 m Höhe	stündlich	1998	
Windrichtung in 12 m Höhe	stündlich	1998	
Relative Luftfeuchtigkeit	stündlich	1998	
Wasserdampfdruck der Atmosphäre in 2 m Höhe	stündlich	1998	

3 Bewirtschaftung und Aufgabenstellungen der Versuche

3.1 Bodenbearbeitung

Sowohl die Lysimeter selbst als auch die umliegenden Parzellen wurden und werden vollständig in Handarbeit mit Spaten, Sämaschinen u. a. bearbeitet. Die Bearbeitung soll einen jährlich 25 bis 30 cm tief gepflügten Boden imitie-

ren. Die die Lysimeter umgebenden Parzellen sind jeweils mit der gleichen Fruchtart in gleichem Reihenabstand bestellt und werden mit der gleichen Intensität bewirtschaftet, um Randeffekte auf die Lysimeter auszuschließen.

3.2 Aufgabenstellungen der Versuche und angebaute Kulturen

Auf der Lysimeteranlage wurde seit Errichtung bis 1990 jährlich die gleiche Kultur angebaut. Hintergrundinformationen zur Bewirtschaftung liegen nicht vor. Erst seit 1991 gibt es detaillierte Angaben zu den verschiedenen wissenschaftlichen Fragestellungen, den wechselnden Fruchtarten und Düngeregimes (Tab. 4).

Tabelle 4: Übersicht über die Versuche auf der Lysimeteranlage 1991 bis 2010

1991 bis 1997	
Untersuchungen zur Verringerung von Nährstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Mecklenburg-Vorpommern	
FF:	1991 einheitlich Winterweizen (WW)
	1992 Wintergerste / Kartoffel (mit u. ohne Winter-Zwischenfrüchte) / Winterweizen
	1993 Kartoffel / Hafer / Sommergerste (wg. Auswinterung WW u. Winterroggen)
	1994-97 Winterweizen / Winterroggen / Kartoffel (1996 u. 1997 Kart. mit u. ohne ZWF)
1998 bis 1999	
Bewirtschaftung der Lysimeter ohne spezielle Versuchsfrage, Fortführung der Ermittlung der Wasser- und Stickstoffhaushaltsgrößen	
FF:	1998 Kartoffel / Winterweizen / Winterroggen (vor Kart. Ölrettich, Raphanobrassika)
	1999 Mais / Winterweizen / Winterroggen (vor Mais: Raphanobrassika)
2000 bis 2002	
Warum unterscheiden sich Sorten in ihrem Wasserbedarf und welche Konsequenzen hat das für ihre Anbaueignung und Bestandesführung? Untersuchungen an unterschiedlichen Weizen-, Roggen- und Maissorten	
FF:	Winterroggen / Winterweizen / Silomais mit ZWF
2003 bis 2004	
Verringerung des N-Austrages unter landwirtschaftlich genutzten Böden in Mecklenburg-Vorpommern durch modellgestützte Düngeempfehlung (Modell MINERVA)	
FF:	Winterroggen / Winterweizen / Silomais mit ZWF
2005 bis 2006	
Überprüfung der Nitratauswaschung bzw. Nitratverlagerung bei ammoniumbetonter N-Düngung in einer Gabe	
FF:	Winterweizen / Winterraps / Wintergerste
2007 bis 2010	
Ermittlung der N-Austräge nach der Umstellung intensiv bewirtschafteter Flächen auf ökologischen Landbau	
FF:	2007 bis Erbsen / Sommergerste / Kart. / 1jähr. Klee gras / 2jähr. Klee gras / WW
	2010
	2008 Senf vor Winterweizen, Erbsen u. Sommergerste, Klee gras vor Kartoffel

Bis zum Erntejahr 1997 wurden jährlich drei Kulturen in je zwei Dünge­stufen ohne Wiederholung angebaut. Seit 1998 erfolgte die Anlage der Versuche mit zweifacher Wiederholung, d. h. es wurden drei Kulturen mit jeweils gleicher Dünge­menge pro Kultur angebaut (siehe Tab. 5).

3.3 Dünge­ung und Methode der Dünge­ungs­be­mes­sung

Die Lysimeter und angrenzenden Parzellen erhielten im betrachteten Zeitraum 1991 bis 2010 unterschiedliche Stickstoffmengen (Tab. 5). Dabei kann die Methode der Dünge­ungs­be­mes­sung nicht für alle Versuche/Versuchsjahre belegt werden. In den Jahren 1991 bis 1999 erfolgte die Dünge­ungs­be­mes­sung durch die Bearbeiter, ohne nähere Erläuterung über die Festlegung. Auch in den Sortenversuchen (2000 bis 2002) wurde die zu dünge­nde Menge vom Versuchspartner festgelegt. In einzelnen Jahren (bis 2002) erfolgte zu Kartoffeln zusätzlich zur mineralischen auch eine organische Dünge­ung (180 kg N/ha; N-Menge in Tab. 5).

Tabelle 5: Übersicht über die Höhe der N-Gaben der Lysimeter (Lys) in den einzelnen Versuchsjahren

Erntejahr	Gesamtmenge N (mineralisch, * + organisch) kg/ha						
	Lys 1	Lys 2	Lys 3	Lys 4	Lys 5	Lys 6	
1991	130	160	130	160	130	160	
1992	110	130	140	170	110	170	
1993	250*	310*	60	130	60	130	
1994	70	140	70	140	250*	320*	
1995	70	140	250*	320*	70	140	
1996	250*	320*	70	140	70	140	
1997	70	140	70	140	250*	320*	
1998	310*	310*	160	160	100	100	
1999	100	100	320*	320*	160	160	
2000	132	132	137	137	157	157	
2001	360*	360*	150	150	160	160	
2002	280	280	390*	390*	130	130	
2003	100	100	140	140	115	115	
2004	100	100	90	90	145	145	
2005	175	180**	190	200**	100	140**	
2006	140	140**	200	200**	200	200**	
2007							
2008							
2009			ohne Dünge­ung				
2010							

Hinweise: Bis 2001 wurde Gabenteilung und Art der mineralischen Dünge­ung nicht erfasst, ab 2002 jeweils Dünge­ung mit KAS und NPK, 2003 bis 2004 zusätzlich schwefelsaurer Ammoniak
 * jeweils inkl. 180 kg N_{org.}/ha (Stalldü­ngung) ** Flüssigdünge­ung NTS 27/3 (Injektion)

Im Versuchsjahr 1999/2000 ging der N_{\min} -Gehalt des Bodens in die Bemessung der Düngung mit ein (Sollwert Düngung z. B. 160 kg N/ha, N_{\min} im Boden: 28 kg N, Düngung 132 kg N/ha etc.)

In den Jahren 1991 bis 1999 und 2001 bis 2002 wurde der N_{\min} -Gehalt des Bodens bei der Düngung nicht berücksichtigt. Nur im Erntejahr 2000 erfolgte eine Anrechnung und die Düngergaben wurden entsprechend reduziert (siehe Tab. 5).

In den Versuchsjahren 2003 bis 2004 wurden durch die Anwendung des prozessorientierten Beratungsmodells MINERVA einmal vor der Vegetationsperiode im Frühjahr und jeweils terminbezogen zu den Hauptentwicklungsstadien der Fruchtarten modellgestützte Düngeempfehlungen abgeleitet. Der N_{\min} -Gehalt des Bodens wird für die Düngeempfehlung nach MINERVA durch das Modell mit ausreichender Genauigkeit geschätzt. Eine Beprobung im Frühjahr war deshalb nicht erforderlich (MIEGEL et al., 2005). Auch in den Versuchen zur Flüssigdüngung (2005 und 2006) erfolgte eine Berechnung der Festdüngermenge mit dem Modell MINERVA. In den nachfolgenden Jahren 2007 bis 2010 war Ziel der Untersuchungen, die N-Austräge nach der Umstellung intensiv bewirtschafteter Flächen auf ökologischen Landbau zu ermitteln. Demzufolge wurden keinerlei mineralische bzw. organische Düngemittel verabreicht und die Fruchtarten nach Regeln des Ökolandbaus bewirtschaftet (ZACHOW u. MIEGEL, 2010).

4 Witterungs- bzw. Klimatrend im Untersuchungszeitraum

Am Standort der Lysimeteranlage stieg seit 1973 bis heute sowohl die Jahresniederschlagsmenge als auch die mittlere Jahrestemperatur an (Abb. 3 und 4). Die mittlere jährliche Grundwasserneubildung hat in diesem Zeitraum geringfügig abgenommen (Abb. 5).

Ebenfalls angestiegen ist seit 1973 die mittlere Verdunstung (Abb. 6). Neben der Zunahme der Jahrestemperatur können der Anbau von Winterzwischenfrüchten und die projektbezogene Ertragssteigerung der Kulturen als Ursache für diesen Trend vermutet werden.

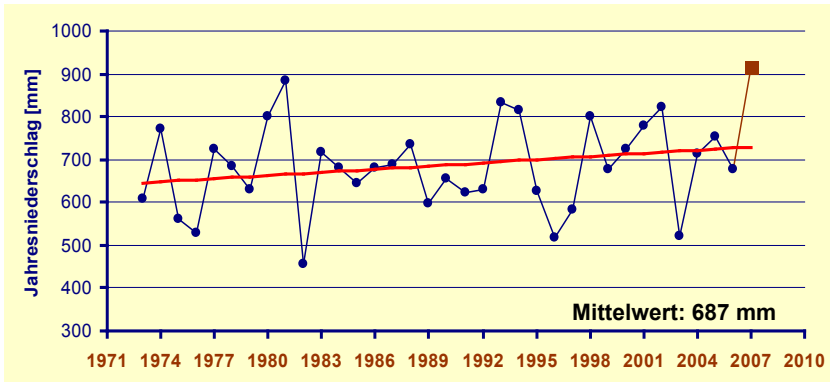


Abbildung 3: Jahresniederschlagsmengen der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973

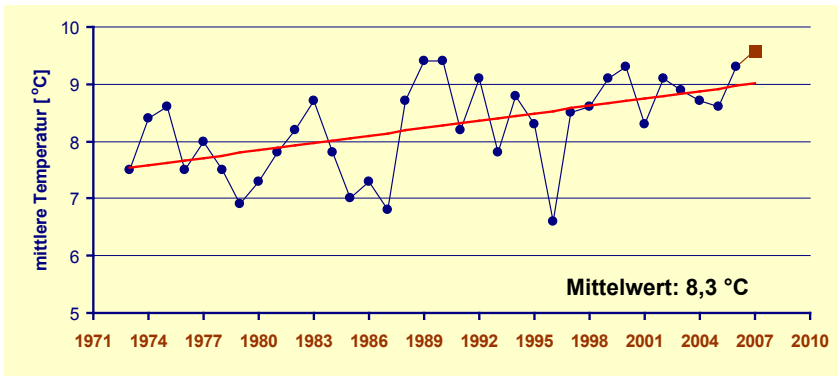


Abbildung 4: Mittlere Jahrestemperatur an der Lysimeterstation in Groß Lüsewitz seit 1973

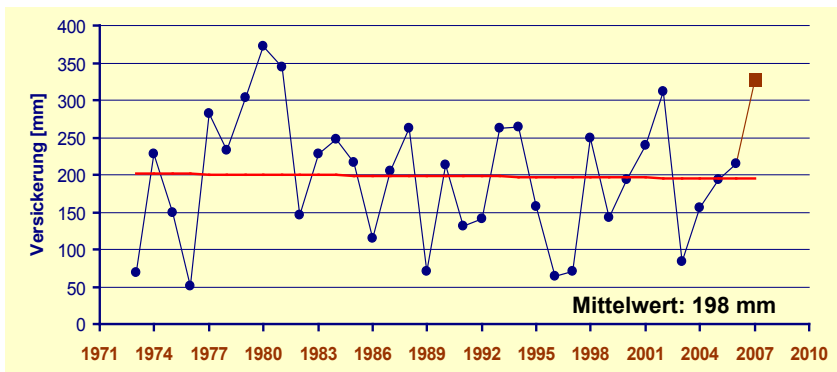


Abbildung 5: Jahreswerte der Grundwasserneubildung der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973

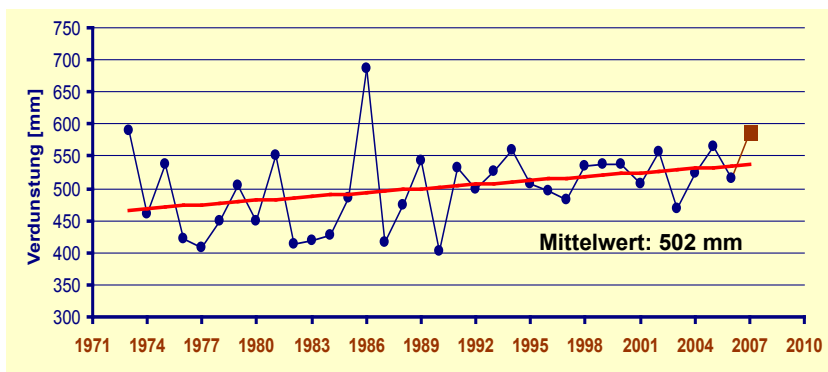
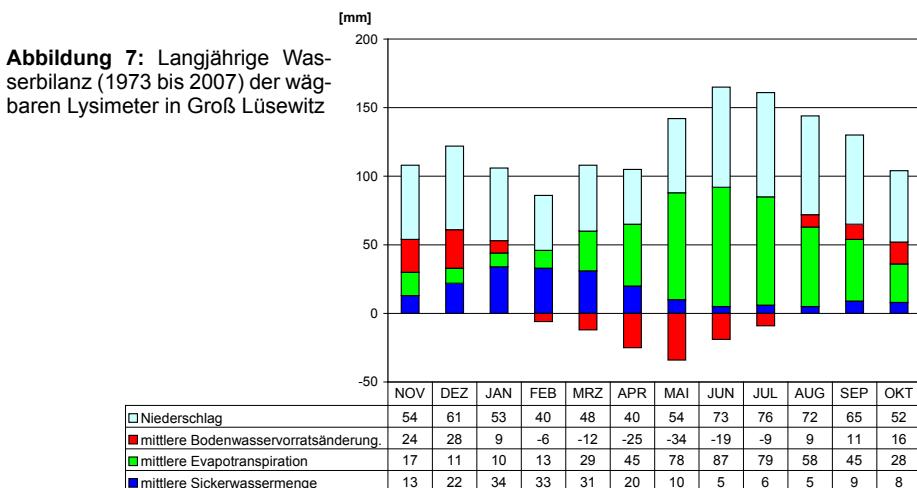


Abbildung 6: Jahreswerte der Verdunstung der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973

5 Ergebnisse

5.1 Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers

Aus der langjährigen Wasserbilanz der Lysimeter wird ersichtlich, dass es unter den vorherrschenden Bedingungen in sechs Monaten des Jahres zu einer Auffüllung des Bodenwasservorrates kommt, während er in den anderen 6 Monaten abnimmt (Abb. 7). In den Monaten Januar bis März zeigte sich der höchste Sickerwasseranfall, während von Mai bis August aufgrund der hohen Evapotranspiration kaum eine Versickerung stattfand.



Es fällt auf, dass die Sickerwassermenge 1996 und 1997 im Vergleich zu den anderen Jahren geringer ist. Ursachen dafür waren ein langer Winter 1995/96 und die bezogen auf das langjährige Mittel geringen Niederschläge im gleichen Jahr (Abb. 3). Anschließend musste der Bodenwasservorrat erst wieder aufgefüllt werden (Abb. 8).

Als Kenngröße für das Risiko der Auswaschung im Boden vorhandener Nitrate dient die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Das Risiko der vollständigen N-Auswaschung ist auf Böden mit Austauschraten von mehr als 70 % in niederschlagsreichen Jahren groß (TMLNU, 2007). In den Lysimetern in Groß Lüsewitz beträgt die mittlere Austauschrate im Zeitraum 1990/91 bis 2009/10 101 % (Tab. 6). In der Hälfte der Versuchsjahre überstieg die Austauschrate jeweils mehr als 100 % (Tab. 6, Abb. 9). Der in der Wurzelzone im Bodenwasser gelöste mineralische Stickstoff wurde in diesen Jahren vollständig ausgewaschen.

Tabelle 6: Tiefenversickerung (Messwerte Sickerwasser) sowie berechnete Verlagerungstiefe und Austauschrate des Bodenwassers (jeweils im Mittel der sechs Lysimeter)

Jahr	Sickerwasser mm/a	Verlagerungstiefe dm/a	Austauschrate d. Bodenwassers (%)
1990/91	184	7,44	100
1991/92	140	5,67	76
1992/93	204	8,25	111
1993/94	290	11,73	158
1994/95	209	8,46	114
1995/96	61	2,45	33
1996/97	57	2,31	31
1997/98	181	7,32	99
1998/99	219	8,86	119
1999/2000	165	6,68	90
2000/01	245	9,91	134
2001/02	277	11,21	151
2002/03	136	5,50	74
2003/04	144	5,83	79
2004/05	171	6,92	93
2005/06	217	8,78	118
2006/07	250	10,12	136
2007/08	205	8,29	112
2008/09	119	4,82	65
2009/10	216	8,74	118
MW	184	7,46	101
StAbw	63	2,54	34
max.	290	11,73	158
min.	57	2,31	31

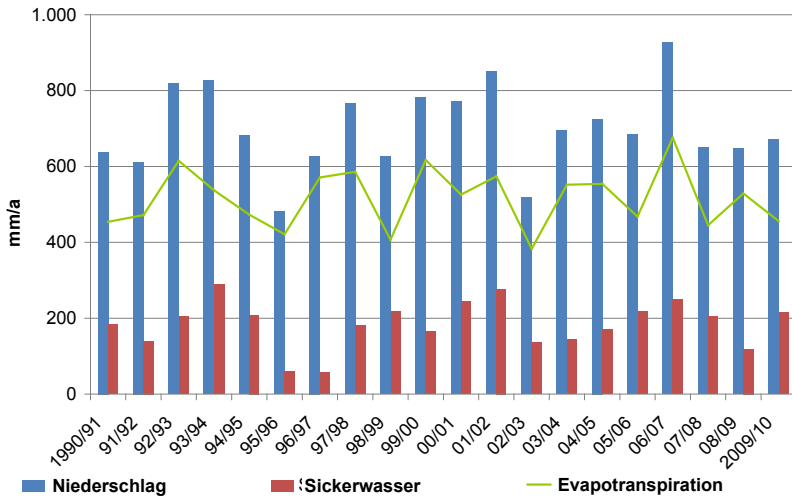


Abbildung 8: Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter für die Einzeljahre 1990/91 bis 2009/10

In den Jahren 2002/03 bis 2004/05 lag die Austauschrate des Bodenwassers bei 74, 79 und 93 % (Tab. 6). Dieser nicht vollständige Austausch des Bodenwassers zeigt sich auch in dem von DECHOW (2007) in diesem Zeitraum auf den sechs Lysimetern durchgeführten Tracer-Versuch. Pro Quadratmeter wurden im Oktober 2002 170 g/l Kalziumchlorid (108 g/l Chlorid) in 5 l Wasser gelöst und auf die sechs Lysimeter aufgebracht. Proben der Bodenlösung der Lysimeter vor Beginn des Tracerversuches wiesen eine Hintergrundkonzentration an Chlorid von 40 bis 60 mg/l auf. Nach drei Sickerperioden wurde eine Wiederauffindungsrate von 15 bis 26 % Chlorid erreicht. Dies und der Verlauf von Durchbruchkurven machen deutlich, dass der Transportprozess nach drei Perioden noch nicht abgeschlossen war. Jedoch lassen die zum Ende tendenziell sinkenden Konzentrationen vermuten, dass die Maxima der Durchbruchkurven die untere Lysimetergrenze innerhalb des beprobten Zeitraums passiert haben (DECHOW, 2007).

Die Größen **Verlagerungstiefe** und **Austauschrate** des Bodenwassers wurden nach den Formeln und Ausgangswerten unter der Einleitung, Punkt 3.2 berechnet.

Eingangsgrößen (jeweils Mittel der 6 Lysimeter, siehe Tab. 2):

- Feldkapazität (mm) Gesamttiefe (21 dm): 519 mm
- Feldkapazität (mm/dm) Gesamttiefe (21 dm): 24,71 mm/dm
- mittlerer Hauptwurzelraum (HWR): 7,42 dm
- Wassergehalt bei Feldkapazität im HWR: 183 mm

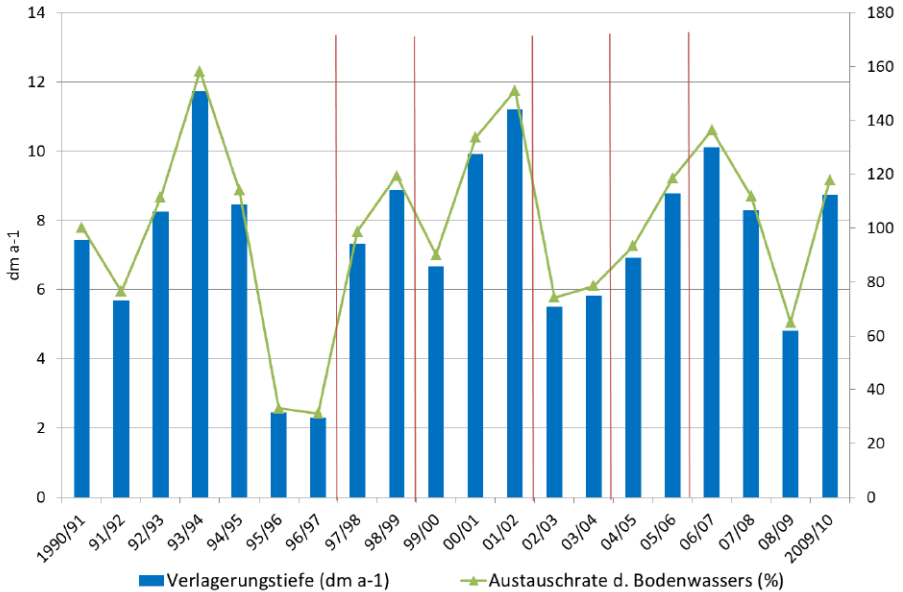


Abbildung 9: Verlagerungstiefe (dm/a) und Austauschrates des Bodenwassers, Mittelwert der sechs Lysimeter (Versuche jeweils durch horizontale rote Linie voneinander abgegrenzt)

5.2 Erträge, N-Düngung, N-Entzüge, N-Salden, N_{min}-Gehalt im Boden

Die landwirtschaftliche Fragestellung auf den Lysimetern in Groß Lüsewitz wechselte in dem betrachteten Zeitraum häufig, es gab keine langjährigen Versuchsreihen. Angaben zu den Erträgen und Qualitätsparametern sind leider uneinheitlich. Das geerntete Stroh wurde in den Jahren ab 1991 zerkleinert und in den Lysimetern zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und der Rückführung der Nährstoffe untergegraben. In späteren Jahren wurde Stroh aber auch abgeräumt, genaue Angaben dazu liegen nicht vor. Die legume N-Bindung wurde nicht erfasst.

Im Folgenden finden sich daher die Ergebnisse vorhandener Auswertungen vorgestellt. Zusätzlich erfolgen für bestimmte Versuchsjahre eigene Berechnungen von N-Zufuhr-Abfuhr Salden.

In den Versuchsjahren 1992 bis 1994 wurde der N-Austrag aus den wägbaren Lysimetern gemessen und begleitend dazu mit Hilfe des Simulationsmodells LEACHM simuliert. Dabei wurde neben verschiedenen simulierten Parametern (z. B. N-Mineralisierung, N-Immobilisierung, N-Deposition) auch die gemessene N-Aufnahme durch die Pflanzen berücksichtigt (Tab. 7, siehe BOHNE et al., 1997).

Tabelle 7: Nitrataustrag aus den Lysimetergefäßen 1 bis 6 in Abhängigkeit vom Pflanzenbestand und von der Düngung im Mittel der Untersuchungsperiode (1991/92 bis 1992/94 jeweils November bis Oktober; BOHNE et al., 1997)

Kultur	Mineralische N-Düngung kg/ha	N-Aufnahme kg/ha	N-Saldo kg/ha	NO ₃ -Konz. mg/l	N-Austrag kg/ha
Phazelia/Kartoffeln	70	135	-65	105	51
Kartoffeln	140	125	15	158	94
Winterweizen	70	100	-30	123	55
Winterweizen	140	110	30	153	69
Winterroggen/Phazelia	70	110	-40	107	45
Winterroggen	140	135	5	160	73

Die Ergebnisse dieser Versuche zeigen, dass es auf diluvialen Böden Nordostdeutschlands möglich ist, im Mittel der Jahre 60 kg/ha N-Austrag und auch eine NO₃-Konzentration im Sickerwasser von 120 mg/l nicht zu überschreiten. Voraussetzungen dafür sind:

- eine mittelhohe mineralische Düngung (bis max. 80 kg/ha jährlich)
- winterliche Begrünung der Ackerflächen bzw. Nährstoffaufnahme vor Beginn des Sickerwasserabflusses durch rechtzeitige Aussaat des Rapses und des Wintergetreides
- Aussaat von Zwischenfrüchten vor Hackfrüchten
- hohe Ernteerträge und damit verbunden hohe N-Entzüge durch die Pflanzen (BOHNE et al., 1997).

Für **spätere Versuche (ab 1998)** sind eigene Berechnungen zum N-Saldo möglich. Es ist davon auszugehen, dass spätestens ab dem Versuchsjahr 1998 sowohl das Korn als auch Stroh geerntet und abgefahren wurde. Für die Jahre 1999 bis 2003 (Lysimeter 1 und 2) und 1998 bis 2004 (Lysimeter 3 bis 6; Ausnahme 2002) liegen Angaben zum abgefahrenen Erntegut nach Stroh und Korn getrennt vor. Für diese Jahre wurden N-Zufuhr-Abfuhr-Salden berechnet. Dazu wurde der kalkulatorische N-Gehalt des abgefahrenen Erntegutes anhand von Richtwerten zum Nährstoffgehalt von Ackerkulturen im konventionellen Landbau bestimmt (siehe Anhang A1, aus MLUV M-V Hrsg. 2008) und von der insgesamt gedüngten N-Menge abgezogen. In den Abbildungen 10 bis 15 sind für jedes Lysimeter die N-Salden, der N-Austrag und die NO₃-Konzentration sowie die jeweils angebaute Kultur dargestellt. Diese Betrachtung lässt erkennen, dass es sehr gute Übereinstimmungen der Datenreihen für gleich bewirtschaftete Lysimeter gibt. Andererseits wirken Fruchtart, Anbauintensität und Jahreseinflüsse erheblich auf die Stickstoffdynamik.

Im betrachteten Zeitraum lag der N-Saldo für den Weizenanbau z. T. bei einem Überschuss von 30 bis 60 kg/ha (Lysimeter 1 bis 6). In 1999/2000 war der N-Saldo beim Winterweizen in Lysimeter 3 und 4, in 2000/01 in Lysimeter 5 und 6 dagegen negativ (ca. -40 kg/ha). Der N-Austrag in den Jahren mit positivem N-Saldo belief sich auf 15 bis 40 kg/ha. Auch in Jahren mit negativem N-Saldo gab es N-Austräge

um 20 kg/ha (Lysimeter 3-6). Die höchsten N-Salden traten bei den Lysimetern 1 bis 4 bei der Fruchtart Mais auf. Dagegen waren bei dieser Kultur in den Lysimetern 5 und 6 die N-Salden negativ. Die höchsten N-Austräge gab es beim Anbau von Winterroggen nach Kartoffel bzw. nach Winterweizen (ca. 35 bis 100 kg/ha) und bei der Kultur Mais (30 bis 60 kg/ha).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der N-Saldo im betrachteten Zeitraum nicht mit den gemessenen N-Austrägen und -Konzentrationen korreliert. Diese Ergebnisse fließen zusammen mit Praxis- und Parzellenversuchen in Mecklenburg-Vorpommern in das 2002 bis 2004 durchgeführte Projekt zur Verringerung des N-Austrages unter landwirtschaftlich genutzten Böden in Mecklenburg-Vorpommern durch modellgestützte Düngeempfehlung (Modell MINERVA; MIEGEL et al., 2005). Als ein Fazit aus diesem Projekt geben MIEGEL et al. (2007) an, dass in dafür geeigneten Jahren durch eine Kombination der Düngeempfehlung nach MINERVA mit Zwischenfruchtanbau mit 48 mg/l insgesamt eine mittlere Nitratbelastung im Sickerwasser erreicht werden konnte, die unterhalb des Grenzwertes von 50 mg/l liegt. Bei betriebsüblicher Düngung und Düngung nach SBA lag die Nitratbelastung oberhalb dieses Grenzwertes.

N-Salden, N-Austrag und NO₃-Konzentration sowie angebaute Kulturen der Lysimeter 1 bis 6 in Groß Lüsewitz

In Versuchen zur ammoniumbetonten N-Düngung (2005 bis 2006) wurden die entstandene Biomasse und die N-Abfuhr für jedes Lysimeter ermittelt (Tab. 8 und 9).

Tabelle 8: Biomasse und N-Abfuhr Lysimeterversuche Groß Lüsewitz (BOELCKE, unveröffentlichte Forschungsergebnisse), Versuchsjahr 2005

2004/05 (Ernte 2005)	Ly1	Ly2	Ly3	Ly4	Ly5	Ly6
angebaute Fruchtart	WW	WW	WRa	WRa	WG	WG
Vorfrucht	SM	SM	WR	WR	WW	WW
Düngung (kg N/ha)	175	180	190	200	100	140
	Minerva	Injektion	Minerva	Injektion	Minerva	Injektion
Gesamtertrag (dt/ha) TM	121,8	123,5	136,6	121,5	92,7	115,2
N-Entzug gesamt (kg/ha)	173	155	194	160	121	122
N-Saldo (kg/ha) Düng. - Entzug	2	25	-4	40	-21	18
Ausg. Situation (10/04-03/05)						
mittlere NO ₃ -Konzentration (mg/l)	33	66	151	112	99	150
Vegetationszeit (04/05-09/05)						
Verdunstung (mm)	402	402,7	533,7	499	369,9	392,8
Sickerwassermenge (mm)	25,1	17,4	9,2	13,5	42,3	27,7
N-Austrag (kg/ha)	2,2	2,4	2,6	2,5	5,4	8,7
mittlere NO ₃ -Konzentration (mg/l)	39	61	125	82	56	139
Herbst/Winter (10/05-03/06)						
Sickerwassermenge (mm)	153,9	198,4	83,4	143	183,8	234,8
N-Austrag (kg/ha)	9,3	14,4	12,4	22,5	20,3	45,4
mittlere NO ₃ -Konzentration (mg/l)	27	32	66	70	49	86

Zusammenfassend leitet BOELCKE (2010) aus der einfachen N-Bilanz (N-Düngung minus N-Entzug) ab, dass die Interpretation der Ergebnisse zur Nitratkonzentration durch fehlende Wiederholungen zum Merkmal Ertrag und damit zum N-Entzug erschwert wird. Obwohl in den Lysimetern mit Injektion der N-Saldo doppelt so hoch war, ist für beide Düngeverfahren eine deutliche Abnahme der NO_3 -Konzentration in der Bodenlösung festzustellen. Das Ergebnis zu diesem ökologischen Aspekt der Düngeverfahren am Standort Groß Lüsewitz spricht für die Anwendung der einmaligen N-Applikation in Form der Injektion, der Spritze mit Schleppschläuchen oder grobtropfigen Düsen unter den Standortbedingungen Mecklenburg-Vorpommerns.

Tabelle 9: Biomasse und N-Abfuhr Lysimeterversuche Groß Lüsewitz (BOELCKE, unveröffentlichte Forschungsergebnisse), Versuchsjahr 2006

2005/2006 (Ernte 2006)	Ly1	Ly2	Ly3	Ly4	Ly5	Ly6
angebaute Fruchtart	WG	WG	WW	WW	WRa	WRa
Vorfrucht	WW	WW	WRa	WRa	WG	WG
Düngung (kg N/ha)	140	140	200	200	200	200
	Minerva	Injektion	Minerva	Injektion	Minerva	Injektion
Gesamtertrag (dt/ha) TM	72,2	72,2	72,2	79,1	139,3	128,1
N-Entzug gesamt (kg/ha)	138	139	150	140	142	127
N-Saldo (kg/ha) Düng. - Entzug	2	1	50	60	58	73
Ausg.-Situation (10/04-03/05)						
mittlere NO_3 -Konzentration (mg/l)	27	32	66	70	49	86
Vegetationszeit (04/06-09/06)						
Verdunstung (mm)	375,8	385,6	378,9	382,8	457,8	457,6
Sickerwassermenge (mm)	65,2	50,6	48,8	51,9	38,3	43,4
N-Austrag (kg/ha)	4,9	3,1	6,6	7	4	7
mittlere NO_3 -Konzentration (mg/l)	31	25	60	60	46	71
Herbst/Winter (10/06-03/07)						
Sickerwassermenge (mm)	177,9	181	186,8	193,5	141,8	138,5
N-Austrag (kg/ha)	17,9	13,8	32,6	31,4	18,5	20,7
mittlere NO_3 -Konzentration (mg/l)	45	34	77	72	58	66
angebaute Fruchtart	HF Erb.	HF SG	HF Ka	HF/KG	KG	WW
Aussaat/gelegt	26.03.07	26.03.07	18.04.07	26.03.07	16.10.06	22.09.06

Abkürzungen:

HF Herbstfurche, Erb. Erbsen, KG Klee gras

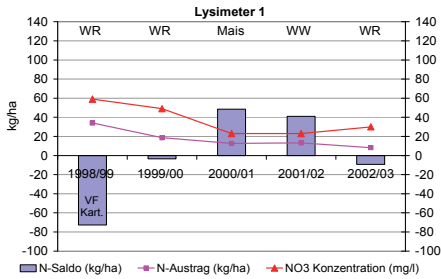


Abbildung 10: Lysimeter 1

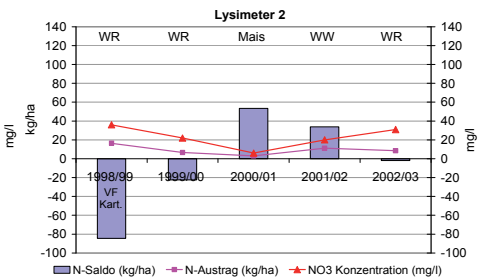


Abbildung 11: Lysimeter 2

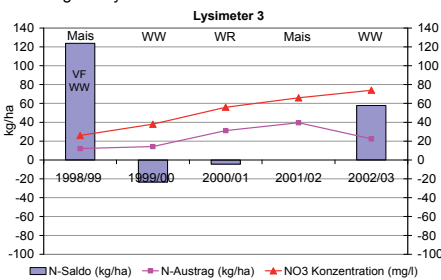


Abbildung 12: Lysimeter 3

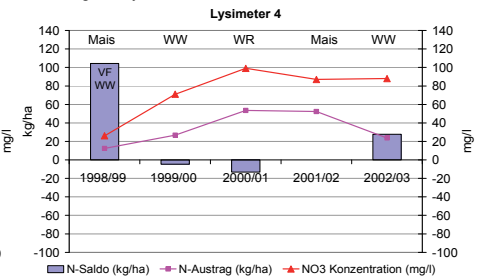


Abbildung 13: Lysimeter 4

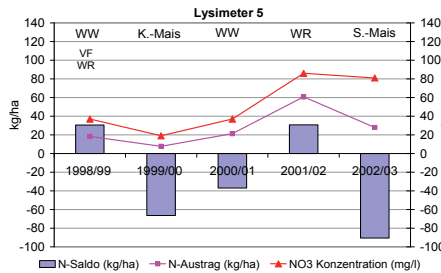


Abbildung 13: Lysimeter 5

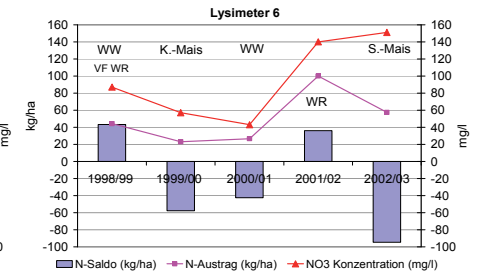


Abbildung 14: Lysimeter 6

Abkürzungen: K.-Mais = Körnermais, S.-Mais = Silomais, Kart. = Kartoffel, WW = Winterweizen, WR = Winterroggen, VF = Vorfrucht

5.3 N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers

Die in den Lysimetern gemessenen Größen N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers variieren in den untersuchten Jahren erheblich. Dies ist anhand der Daten von Lysimeter 1 beispielhaft graphisch dargestellt (Abb. 16), verhält sich aber auch bei den Lysimetern 2 bis 6 ähnlich (siehe Abb. A1 bis A5 im Anhang). Neben Witterungseinflüssen, wie geringe Jahresniederschläge z. B. 1995/96/97, sind Bewirtschaftungsmaßnahmen (siehe vorherigen Abschnitt, MIEGEL et al. 2005) und jahresbedingte Ertragsausfälle die Hauptursachen.

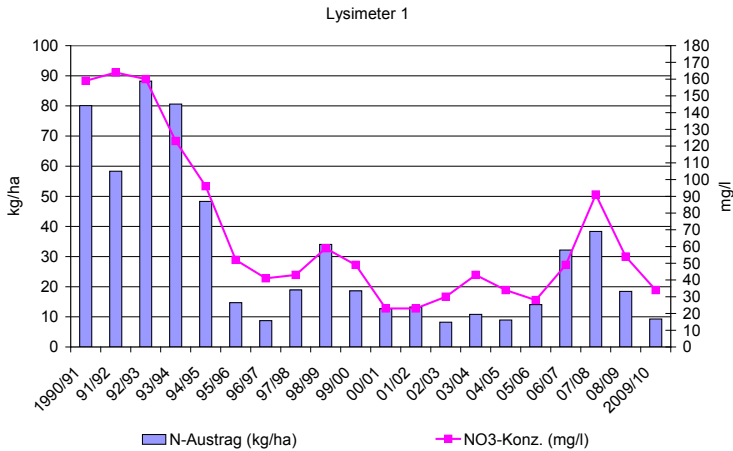


Abbildung 16: N-Austrag (kg/ha) und NO₃ Konzentration im Sickerwasser (Lysimeter 1)

In den Jahren mit größeren Niederschlägen und damit höherer Grundwasserneubildung sind im Allgemeinen auch die N-Austräge höher (Abb. 17, Lys. 1; Lys. 2 bis 6 ähnlich, siehe Abb. A6 bis A10 im Anhang). Zum anderen verdünnen hohe Sickerwassermengen die Nitratkonzentration im Sickerwasser (Abb. 18). Die langjährige Wasserbilanz belegt, dass Sickerung hauptsächlich in den Monaten November bis April stattfindet. Aus diesem Grund sind hohe Nitratkonzentrationen im Boden während der Wintermonate unweigerlich mit einem hohen Stickstoffaustrag verbunden (MIEGEL u. ZACHOW, 1998).

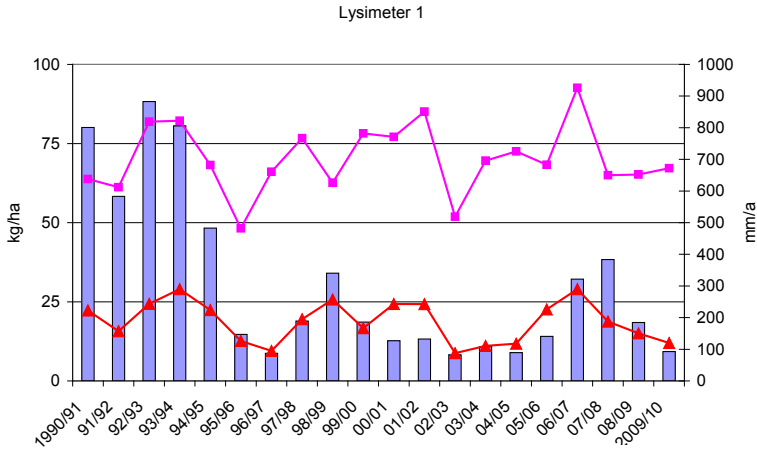


Abbildung 17: N-Austrag, Niederschlag und Grundwasserneubildung (Lysimeter 1)

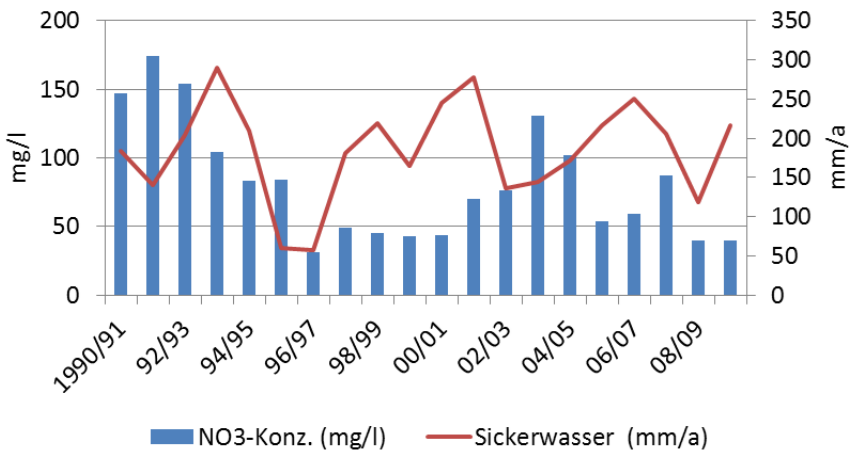


Abbildung 18: Sickerwassermenge und NO₃-Konzentration im Mittel der sechs Lysimeter

6 Zusammenfassung

- Die Lysimeter in Groß Lüsewitz repräsentieren typische Boden- und Witterungsbedingungen einer flachwelligen Grundmoräne mit Geschiebemergel im mittleren Mecklenburg-Vorpommern.
- Seit 1972 werden Komponenten der Wasserbilanz kontinuierlich erfasst, Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzung liegen ab 1990 vor.
- Die Themenschwerpunkte für landwirtschaftliche Untersuchungen wechselten häufig, so dass keine langjährigen Messreihen dargestellt werden können.
- Im Zeitraum von 1972 bis 2007 sind die Jahresniederschlagsmenge, die mittlere Jahrestemperatur aber auch die mittlere Verdunstung angestiegen, die Grundwasserneubildung blieb nahezu konstant.
- Die höchsten Sickerwassermengen wurden in den Monaten Dezember bis April gemessen, im Mai bis September tritt kaum eine Sickerung ein.
- In der Hälfte der Versuchsjahre betrug die Austauschrate des Bodenwassers jeweils mehr als 100 %. Der in der Wurzelzone im Bodenwasser gelöste mineralische Stickstoff wurde vollständig ausgewaschen.
- Fruchtart, Anbauintensität und Jahreseinflüsse haben erheblichen Einfluss auf die Stickstoffbilanz, die NO_3^- -Konzentration und die N-Fracht im Sickerwasser. In den Jahren mit größeren Niederschlägen und damit höherer Grundwasserneubildung sind im Allgemeinen auch die N-Austräge höher.

Literatur

AYANA GEBUL, M. (2001): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt in Abhängigkeit von landwirtschaftlicher Nutzung und auf der Grundlage langjähriger Messungen an der Lysimeterstation in Groß Lüsewitz. Dissertation. Veröffentlichung des Institutes für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock.

BOHNE, K.; GALL, H. und ZACHOW, B. (1997): Simulation von Stickstoff-Austrägen aus Lysimetern. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160, S. 5-13

BOELCKE, B. (o. J.): Unveröffentlichte Forschungsergebnisse. Versuchsfrage: Überprüfung der Nitratauswaschung bzw. Nitratverlagerung bei ammoniumbetonter N-Düngung in einer Gabe (2004/05 bis 2005/06)

BOELCKE, B. (2010): Nitratkonzentrationen im Boden in Abhängigkeit vom Düngerverfahren - Ergebnisse aus Lysimeterversuchen. Forschungsergebnisse an der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV

MIEGEL, K. und ZACHOW, B. (1998): Forschungsgruppe Hydrologie. In: Boden - Pflanze - Tier Angewandte Agrarökologie. Jahresbericht 1997/1998 des Institutes für angewandte Agrarökologie an der Universität Rostock. S. 42-52

DECHOW, R. (2007): Untersuchungen verschiedener Ansätze der Wasserhaushalts-

und Stofftransportmodellierung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in Stickstoffhaushaltsmodellen. Dissertation. Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) (2005): Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern: Böden in Mecklenburg-Vorpommern. Abriss ihrer Entstehung, Verbreitung und Nutzung. 2. Auflage

MIEGEL, K.; ZACHOW, B.; BOELCKE, B.; BARTSCH, S.; HÄNDEL, K. und GREWE, B. (2005): Verringerung des N-Austrages unter landwirtschaftlich genutzten Böden in Mecklenburg-Vorpommern durch modellgestützte Düngeempfehlung - Abschlussbericht. Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Umweltingenieurwesen

MIEGEL, K. und ZACHOW, B. (1999): Die Lysimeterstation in Groß Lüsewitz. In: Boden - Pflanze - Tier Angewandte Agrarökologie. Jahresbericht 1999 des Institutes für Angewandte Agrarökologie an der Universität Rostock. S. 13-15

MLUV M-V Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz M-V (Hrsg.) (2008): Richtwerte für die Untersuchung und Beratung zur Umsetzung der Düngeverordnung in Mecklenburg-Vorpommern.

http://www.lms-beratung.de/upload/59/1294212632_30690_19228.pdf

TMLNU, Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Thüringen (Hrsg.) (2007): Gewässerschonende Landbewirtschaftung in Thüringen. Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Thüringer Gewässer

<http://www.thueringen.de/de/publikationen/start.asp?hausid=1&uui=P107R90T&search=Gew%E4sserschonende+LAndbewirtschaftung>

ZACHOW, B. & MIEGEL, K. (2010): Jahresbericht 2010 „Ermittlung von Daten des Wasserhaushaltes an der Lysimeteranlage Groß Lüsewitz“

Anlagen

Anlage 1: Ausgewählte bodenphysikalische Kennwerte der Lysimeterböden 2 bis 6 (AYANA GEBUL, 2001)

Lysimeter 2

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Grobporenvolumen Vol. %
Ah	0-35	Su3	5,5	39,5
Bt	35-80	SI3	13,9	36,1
Bt(Sd)	80-140	SI3	12,8	25,6
Cv(Sd)	140-210	SI3	11,3	27,2

Lysimeter 3

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Grobporenvolumen Vol. %
Ah	0-35	Su3	6,0	37,7
ET/BtSd	35-45	SI3	9,0	37,7
ET(Sd)	45-85	SI4	13,5	31,4
Sd(Bt)	85-160	SI3	11,0	31,3
Sd	160-210	SI4	12,2	31,5

Lysimeter 4

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Grobporenvolumen Vol. %
Ah	0-35	Su3	5,5	41,9
Bv	35-40	Su3	5,4	37,3
Et(Bv)	40-55	Su3	2,2	37,3
SdBt	55-120	SI3	12,9	36,6
Sd(P1)	120-160	SI3	10,8	34,0
Sd(P2)	160-210	SI3	11,9	31,3

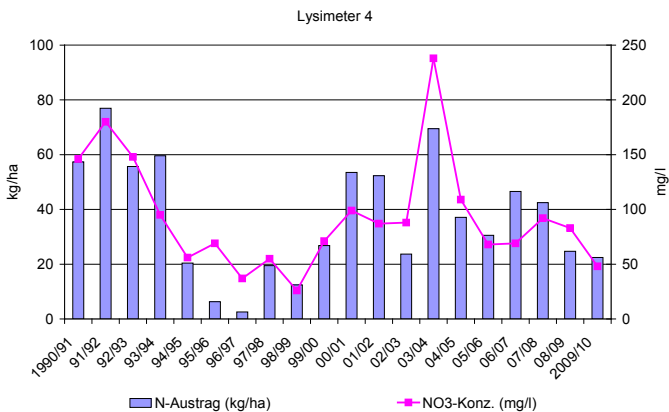
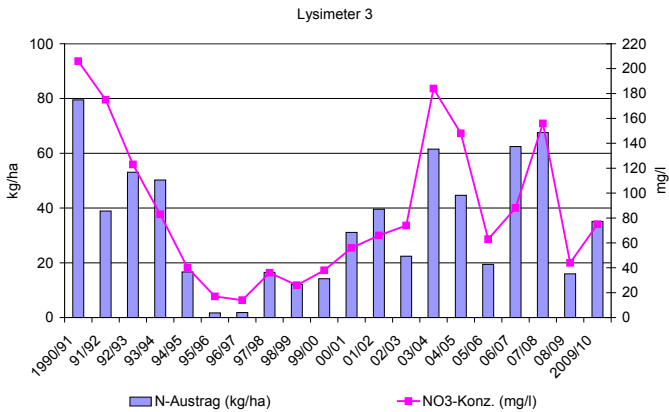
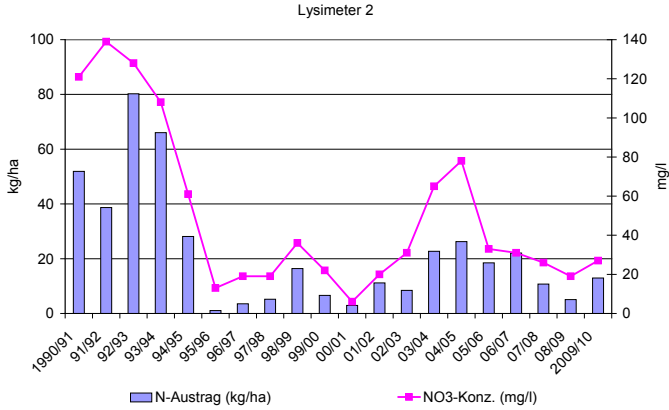
Lysimeter 5

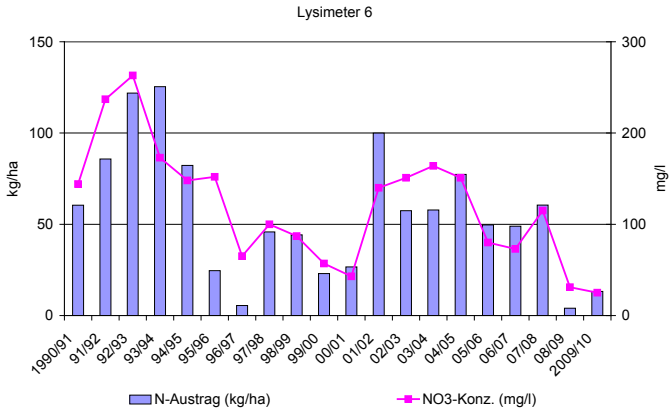
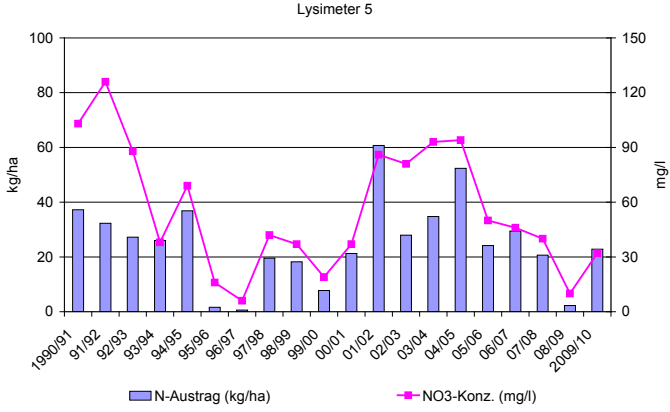
Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Grobporenvolumen Vol. %
Ah	0-35	SI3	8,2	41,0
BtSd	35-75	SI3	12,4	39,4
Sd(Bt)	75-180	SI4	14,3	30,9
Cv	180-210	SI3	12,7	31,5

Lysimeter 6

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	Tongehalt %	Grobporenvolumen Vol. %
Ah	0-35	Su3	8,6	39,5
Bv	35-40	Su3	6,5	47,1
Et	40-55	Su3	5,1	47,1
BtSd	55-80	SI4	15,6	32,9
Sd(Bt)	80-140	SIu	14,5	33,5
Sd	140-190	SI4	13,8	30,4
Cv	190-210	SI3	12,5	32,1

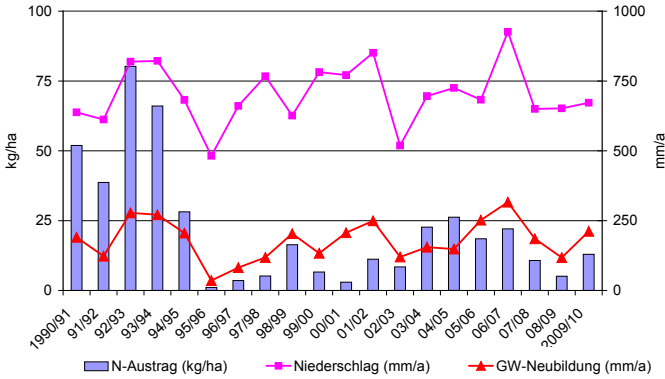
Anlage 2: N-Austrag und NO₃-Konzentration im Sickerwasser Lysimeter 2 bis 6



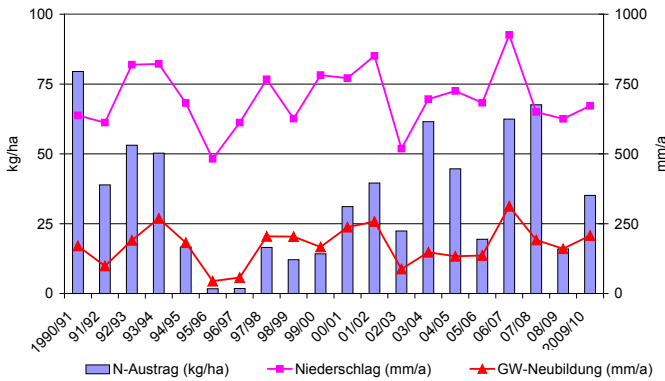


Anlage 3: N-Austrag, Niederschlag und Grundwasserneubildung Lysimeter 2 bis 6

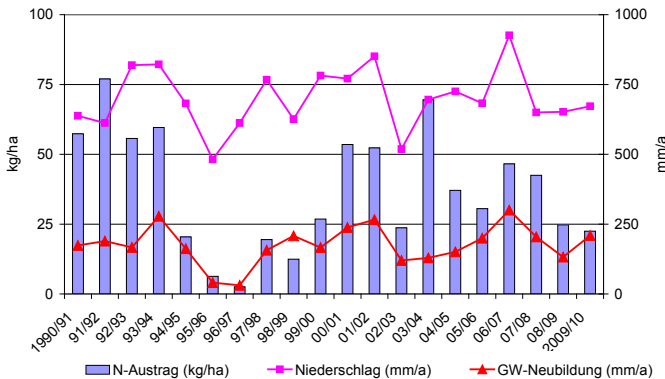
Lysimeter 2



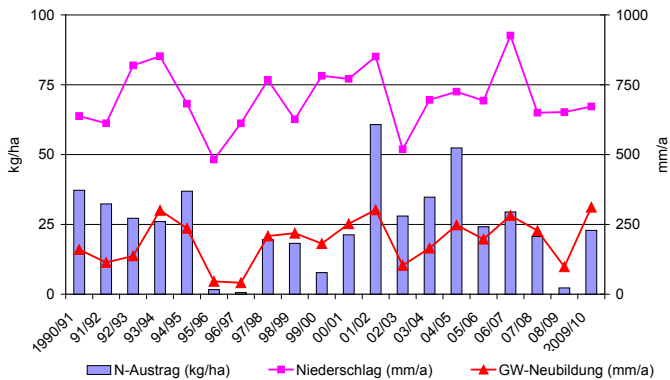
Lysimeter 3



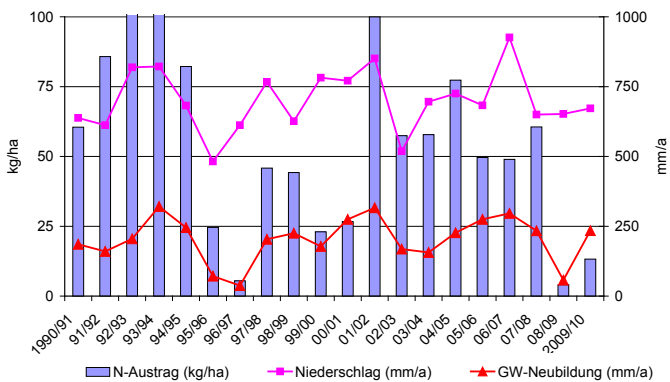
Lysimeter 4



Lysimeter 5



Lysimeter 6



Anlage 4: Stickstoff-Gehalt (kg/dt Frischmasse) pflanzlicher Erzeugnisse im konventionellen und ökologischen Landbau, Auszug (MLUV M-V 2008)

Kultur		N (kg/dt FM)
konventioneller Landbau		
Winterweizen*)	Korn (14 % RP)	2,11
	Stroh	0,5
	Korn+Stroh	2,51
Winterroggen*)	Korn (11 % RP)	1,51
	Stroh	0,5
	Korn+Stroh	1,96
Wintergerste*)	Korn (12 % RP)	1,65
	Stroh	0,5
	Korn+Stroh	2
Körnermais*)	Korn (10 % RP)	1,38
	Stroh	0,9
	Korn+Stroh	2,28
Winterraps	Korn (23 % RP, 91 % TM)	3,35
	Stroh *	0,7
	Korn+Stroh	4,54
Silomais	Ganzpflanzen (28 % TM)	0,38
Kartoffeln	Kraut (15 % TM)	0,35
	Knollen (22 % TM)	0,2
	Kraut+Knollen	0,39

*) 86 % TM

VI ZUSAMMENFASSUNG

Basierend auf langjährigen Lysimeteruntersuchungen aus Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen sind grundlegende Kenntnisse über den Einfluss landwirtschaftlicher Bodennutzung auf die N-Auswaschung unter den Standortverhältnissen Mitteldeutschlands ermittelt worden.

Es zeigte sich eine geringe N-Verlagerungsgefahr auf den tiefgründigen Lössböden im mitteldeutschen Trockengebiet. Überschüssig zugeführter Stickstoff steht im Folgejahr noch zur Verfügung und kann durch fachgerechte Düngung vor einer Auswaschung bewahrt werden. Kennzeichnend für die flach- und mittelgründigen Sand- und Lehmböden sind N-Anreicherungen in trockenen Jahren infolge von Ertragseinbrüchen sowie hohe N-Austräge in feuchten Jahren, selbst wenn die Düngung fachgerecht erfolgte. Eine dritte Gruppe bilden die Sand- und Lehmböden der Übergangslagen (600 bis 650 mm vieljähriger Niederschlag), auf denen ein großer Teil des gelösten Stickstoffs während des Winterhalbjahres auswaschungsgefährdet ist und weitergehende Maßnahmen zur Minderung des Boden-N_{min}-Gehaltes in der vegetationslosen Zeit erfordert. Das trifft vor allem für den ökologischen Landbau zu. Hier fiel bei mehreren Versuchen die N-Auswaschung höher als bei integrierter Bewirtschaftung aus, vermutlich aufgrund unkontrollierter Freisetzung von N aus den auch im Herbst ausgebrachten organischen Düngern.

Grundsätzlich gilt, dass die Senkung von N-Überschuss-Salden eine wichtige Maßnahme ist, um N-Auswaschung zu reduzieren. Das Management der Bewirtschaftung, insbesondere die Düngung, hat darauf großen Einfluss. Dennoch war zwischen mineralisch-organischer Düngung mit einem organischen N-Anteil von bis zu 45 % und alleiniger mineralischer Düngung kein signifikanter Unterschied in der N-Auswaschung zu erkennen. Bei optimalem Ertrag, der bei mineralisch-organischer Düngung höher ausfällt und eine höhere Gesamt-N-Düngermenge benötigt, lag die NO₃-Konzentration des Sickerwassers höher als bei alleiniger mineralischer N-Düngung. Die Art der Bodenbearbeitung mit Pflug, Grubber oder Direktsaat wirkte sich nicht auf den N-Austrag aus, wengleich die NO₃-Konzentration des Sickerwassers mit abnehmender Eingriffsintensität aufgrund höherer Sickerwassermenge zurückging.

Trotz fachgerechter Düngung wird es auf den meisten Böden Mitteldeutschlands schwierig sein, die NO₃-Konzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken. Die N-Austräge können auf den mittel- bis tiefgründigen Böden im Bereich von 20 kg/ha und darunter gehalten werden. Damit der Landwirt prüfen kann, ob er die Möglichkeiten des Managements für niedrige N-Auswaschung ausgeschöpft hat, braucht er Ziel-N-Salden. Sie setzen sich aus der standortabhängigen Größe der unvermeidbaren N-Auswaschung und einem Toleranzbereich, der nicht kontrollierbare Faktoren der Ertragsbildung berück-

sichtigt, zusammen. Für den tiefgründigen Löss im Thüringer Becken wurde unter den Untersuchungsbedingungen ein standort-abhängiger tolerierbarer Bilanzüberschuss von 23 kg/ha N abgeleitet. Solche Werte sollten zukünftig auf der Grundlage langjähriger Untersuchungen für weitere Standorte und Bewirtschaftungssysteme erarbeitet werden.

SUMMARY

Based on long term lysimeter studies in the German Federal States of Hesse, Mecklenburg-Western Pomerania, Saxony-Anhalt, Saxony and Thuringia fundamental knowledge was derived regarding the influence of agricultural use of soils on the leaching of nitrate depending on the local conditions in Central Germany. It seems that the leaching risk of nitrogen is low on deep loess soils in the Central German dry region (average annual precipitation from 450 to 600 mm). Surplus of nitrogen remains still available in the following year and can be protected from leaching by professional fertilization. A typical feature of the shallow to medium-deep sandy and loamy soils is nitrogen accumulation in dry years as a result of yield depressions and high nitrate leaching in wet years, although fertilization has been carried out professionally. Sandy and loamy soils in more rainy regions of Central Germany (average annual precipitation from 600 to 650 mm) form a third group with a higher risk of potential leaching of dissolved nitrogen during the winter half year requiring further measures to reduce the nitrate content in the soil during the non-vegetated period. This is particularly relevant for organic farming. In several lysimeter studies N-leaching was higher in organic farming than in integrated farming, probably due to uncontrollable nitrogen mineralization of organic manure that was also applied in autumn.

In principle, the reduction of nitrogen surpluses is an important measure to lower nitrate leaching. The management of land use, in particular the fertilization, has a major influence on this. Nevertheless, no significant difference was detectable in the nitrate leaching between mineral-organic fertilization with an organic nitrogen part from up to 45 % and sole mineral fertilization. But in case of optimal yield, which is higher with mineral-organic fertilization and which requires a larger amount of N-fertilizer, the NO_3^- -concentration of seepage water was higher than in case of mineral fertilization alone. The type of tillage with plough, cultivator or direct sowing without tillage had no effect on nitrate leaching, even though the nitrate concentration of seepage water was diminished with reduced tillage intensity due to higher seepage rate.

In spite of professional fertilization it will be difficult to reduce the nitrate concentration of seepage water below 50 mg per litre on most soils in Central Germany. But the amounts of nitrogen leaching on medium and deep soils can be kept in the range of 20 kg per hectare and below this value. In order to proof if all possible measures are used to minimize nitrogen leaching, the farmer needs threshold values for N-balances. They consist of the amount of unavoidable nitrogen leaching depending on climate and soil conditions and a tolerance range which takes into consideration uncontrollable influences on plant growth. For the deep loess soil in the Thuringian basin, a climate and soil dependent threshold value of about 23 kg per hectare was derived from long term lysimeter measurements. In future such values should be developed on the basis of long term lysimeter measurements for more soils and agricultural management systems.

