







Kooperation Lysimeter

Langjährige Untersuchungen zur P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland

Mecklenburg Vorpommern

Landesforschungsanstalt
für Landwirtschaft und Fischerei



Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern unentgeltlich abgegeben. Sie ist nicht zum gewerblichen Vertrieb bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerberinnen/Wahlwerbern oder Wahlhelferinnen/Wahlhelfern während eines Wahlkampfes zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Bundestags-, Landtags- und Kommunalwahlen sowie für Wahlen zum Europäischen Parlament. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen und an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift der Empfängerin/dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Vorliegende Publikation wurde von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft im Rahmen der Kooperationsvereinbarung Landwirtschaft der Landesanstalten und Landesämter vom 28.04.2010 erarbeitet. Es wird den Kooperationspartnern das Recht eingeräumt, die Publikation unverändert nachzudrucken bzw. als pdf-Datei zu verwenden.

Der Kooperation Lysimeter/Bodenwassermessstellen gehören an:

Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Lysimeter Buttelstedt und weitere Bodenwassermessstellen	Dr. Steffi Knoblauch (Federführung)
Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG), Dränmessfeld Altmark	Dr. Matthias Schrödter, Dr. Nadine Tauchnitz
Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Lysimeter Leipzig (heute Nossen), Trichterlysimeter Methau	Dr. Michael Grunert
Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (LLH), Lysimeter Kassel-Harleshausen	Dierk Koch
Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA), Lysimeter Groß Lüsewitz	Dr. Ines Bull, Christian Schulz, Constanze Ramp
Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen (BfUL), Lysimeter Brandis	Dr. Ulrike Haferkorn, Martin Rust
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Saugsondenanlagen Puch und Spitalhof	Dr. Michael Diepolder, Lorenz Heigl
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Lysimeter Falkenberg (mit einem Teil der Lysimeter)	Prof. Dr. Ralph Meißner

Impressum

Herausgeber: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
Naumburger Straße 98, 07743 Jena
Tel.: 0361 574041-000
Fax: 0361 574041-390
Mail: postmaster@tll.thueringen.de

Autoren in alphabetischer Reihenfolge:
Dr. Ines Bull (LFA), Dr. Michael Diepolder (LfL), Dr. Michael Grunert (LfULG), Dr. Ulrike Haferkorn (BfUL), Lorenz Heigl (LfL), Dr. Steffi Knoblauch (TLL), Dierk Koch (LLH), Prof. Dr. Ralph Meißner (UFZ), Constanze Ramp (LFA), Holger Rupp (UFZ), Martin Rust (BfUL), Dr. Matthias Schrödter (LLG), Christian Schulz (LFA), Dr. Nadine Tauchnitz (LLG), Birgit Zachow (Universität Rostock)

Januar 2018

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

INHALT

Glossar		5
Abkürzungsverzeichnis		6
I	**Einleitung**	**6**
1	Vorbemerkung	7
2	Problemstellung	8
2.1	Phosphor	8
2.2	Kalium	10
2.3	Magnesium	11
2.4	Schwefel	12
3	Methoden	13
3.1	Erfassung des Sickerwassers	13
3.2	Standorte und Bewirtschaftungsvarianten	15
3.3	Analyse von Sickerwasser und Boden	20
3.4	Methode der Berechnung der Nährstoff-Salden und der Austauschrate des Bodenwassers	21
II	**ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE**	**25**
1	Phosphor	25
2	Kalium	28
3	Magnesium	30
4	Schwefel	32
5	Schlussfolgerungen	34
III	**EINZELBEITRÄGE**	**42**
Lysimeteruntersuchungen zur Auswaschung von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel aus Böden der Sächsischen Lößgefilde in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Witterung (Brandis)		42
Dr. Ulrike Haferkorn und Martin Rust		
1	Zielstellung	42
2	Material und Methoden	42
2.1	Zur Messanlage	42
2.2	Bodeneigenschaften	44
2.3	Landwirtschaftliche Bewirtschaftung und Ertragsentwicklung	46
2.4	Zur Probenahme	50
2.4.1	Aufbereitung und Untersuchung des Erntegutes	50
2.4.2	Entnahme von Bodenproben	51
2.4.3	Beprobung von Niederschlag, Sicker- und Bodenwasser	52
2.5	Klimatische Randbedingungen und Deposition	52
3	Ergebnisse	54
3.1	Nährstoffgehalt der Böden	54
3.2	Nährstoffsalden	60
3.2.1	Phosphor-Saldo	61
3.2.2	Kalium-Saldo	62
3.2.3	Magnesium-Saldo	62
3.2.4	Schwefel-Saldo	63

3.3 Höhe der Nährstoffauswaschung 64
3.3.1 Phosphor-Auswaschung 65
3.3.2 Kalium-Auswaschung 66
3.3.3 Magnesium-Auswaschung 67
3.3.4 Schwefel-Auswaschung 68
4 Zusammenfassung der Ergebnisse 69

Austrag von P, K, Mg und S aus ackerbaulich genutzten Böden in Lysimeterversuchen in Sachsen (Leipzig, Methau) 73
Dr. Michael Grunert
1 Aufgabenstellung der Versuche 73
2 Beschreibung der Versuche und Lysimeteranlagen 73
2.1 Dauerversuch Methau 73
2.1.1 Standort und Boden 73
2.1.2 Prüfglieder 75
2.2 Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig 77
2.2.1 Standort und Boden 77
2.2.2 Prüfglieder 80
3 Ergebnisse 81
3.1 Dauerversuch in Methau 81
3.1.1 Erträge und Nährstoffentzüge für Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel 81
3.1.2 P-, K-, Mg-, S-Bilanzsalden 85
3.1.3 P-, K- und S-Gehalte im Boden 87
3.1.4 P-, K-, Mg-, S-Einwaschung in Unterflurlysimeter und Konzentrationen im Sickerwasser 89
3.1.5 Bestimmungsfaktoren der P-, K-, Mg-, S-Einwaschung und -Sickerwasserkonzentration 98
3.2 Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig 99
3.2.1 Erträge und Nährstoffentzüge für Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel 99
3.2.2 P-, K-, Mg-, S-Bilanzsalden 103
3.2.3 P-, K-, Mg-, S-Gehalte im Boden 104
3.2.4 Sickerwassermengen 105
3.2.5 P-, K-, Mg-, S-Einwaschung in Unterflurlysimeter und -Konzentration im Sickerwasser 106
3.2.6 Bestimmungsfaktoren der P-, K-, Mg-, S-Einwaschung und -Sickerwasserkonzentration 107
4 Zusammenfassung 121

P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus einem Braunerde-Tschernosem aus Löß und eine Para-Rendzina aus unterem Keuper unter ackerbaulicher Nutzung im Thüringer Becken (Buttelstedt) 124
Dr. Steffi Knoblauch
1 Aufgabenstellung 124
2 Material und Methoden 124
3 Ergebnisse und Diskussion 131
3.1 Bodengehalte, Nährstoffsalden und Erträge 131
3.2 Sickerwassermenge 134
3.3 Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Nährstoffaustrag 137
3.3.1 Phosphor 137
3.3.2 Kalium 142
3.3.3 Magnesium 145
3.3.4 Schwefel 151
4 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung 155

P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus einer Pelosol-Schwarzerde im Thüringer Becken mit sehr hohem P-Gehalt in der Ackerkrume (Schwerstedt) 159
Dr. Steffi Knoblauch
1 Aufgabenstellung 159
2 Material und Methoden 159
3 Ergebnisse und Diskussion 162
3.1 Erträge und Nährstoffsalden 162
3.2 Sickerwassermenge 163
3.3 Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Nährstoffaustrag 164
3.3.1 Phosphor 164
3.3.2 Kalium 169
3.3.3 Magnesium 172
3.3.4 Schwefel 175
4 Zusammenfassung 177

Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich (Kassel-Harleshausen) 183
Dierk Koch
1 Einleitung 183
2 Beschreibung der Lysimeteranlage 183
3 Standorte (Boden, Klima), Methode und Varianten 184
3.1 Varianten 184
3.2 Boden 184
3.3 Wasserhaushalt 188
3.4 Berechnung der Nährstoffkonzentration und der Auswaschungsmenge im Sickerwasser 190
3.5 Fruchtfolge 190
3.6 Düngung der Varianten 192
4 Ergebnisse 193
4.1 Phosphorkonzentration, Phosphorfracht und Phosphor-Flächenbilanz 193
4.2 Kaliumkonzentration, Kaliumfracht und Kalium-Flächenbilanz 196
4.3 Magnesiumkonzentration, Magnesiumfracht und Magnesium-Flächenbilanz 199
4.4 Schwefelkonzentration, Schwefelfracht und Schwefel-Flächenbilanz 202
5 Zusammenfassung 205

Phosphor-, Kalium-, Magnesium- und Schwefelauswaschungen eines lehmigen Sandbodens in der Altmark unter ackerbaulicher Nutzung (Falkenberg) 207
Dr. Nadine Tauchnitz, Dr. Matthias Schrödter, Dr. Holger Rupp, Prof. Ralph Meißner
1 Zielstellung 207
2 Material und Methoden 207
2.1 Lysimeteranlage 207
2.2 Standort und Bewirtschaftung 208
2.3 Untersuchungsparameter 209
3 Ergebnisse und Diskussion 210
3.1 Nährstoffsalden 210
3.1.1 Phosphor 210
3.1.2 Kalium 210
3.1.3 Magnesium 211
3.1.4 Schwefel 211
3.2 Nährstoffgehalte im Boden 211
3.2.1 Phosphor 211
3.2.2 Kalium 212
3.2.3 Magnesium 212
3.3 Sickerwassermengen und Bodenwasseraustausch 213
3.4 Nährstoffauswaschungen 214
3.4.1 Phosphor 214

3.4.2 Kalium 217
3.4.3 Magnesium 219
3.4.4 Schwefel 221
4 Zusammenfassung 224

P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Einzeljahren am Standort Groß Lüsewitz 226
Constanze Ramp und Birgit Zachow
1 Zielstellung 226
2 Material und Methoden 226
2.1 Standort 226
2.2 Boden 227
2.3 Messtechnik 229
2.4 Bewirtschaftung und Aufgabenstellungen der Versuche 231
3 Ergebnisse und Diskussion des Wasserhaushaltes 232
3.1 Witterungs- und Klimatrend auf der Lysimeteranlage 232
3.2 Bodenwasserhaushalt/Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers 233
4 Ergebnisse und Diskussion der untersuchten Nährstoffe 237
4.1 Phosphor 237
4.2 Kalium 238
4.3 Magnesium 241
4.4 Schwefel 243
5 Schlussfolgerung 244
6 Zusammenfassung 244

Untersuchungen zur Phosphor- und Schwefelbelastung des Bodenwassers unter Acker und Grünland - Ergebnisse von zwei bayerischen Saugkerzenanlagen (Puch, Spitalhof) 246
Dr. Michael Diepolder und Lorenz Heigl
1 Zielstellung 246
2 Material und Methoden 246
3 Ergebnisse 250
4 Diskussion und Schlussfolgerung 254
5 Zusammenfassung 256

GLOSSAR

Begriff	Erläuterung	Maßeinheit
Austauschrate des Bodenwassers	Sickerwassermenge unterhalb des Wurzelraumes eines Jahres in mm in Bezug auf den Wassergehalt bei Feldkapazität im Wurzelraum in mm	%
Bodenlösung	Mit Bodenlösung wird die wässerige Phase des Bodens bezeichnet (DWA, 2012)	
konventioneller Landbau	nach „Guter fachlicher Praxis“, d. h. Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Übereinstimmung mit geltendem Recht, den neuesten und anerkannten Anwendungsregeln sowie unter Beachtung der Grundsätze des integrierten Landbaus (i.m.a., 2017)	
ökologischer Landbau	weitgehend geschlossene Stoffkreisläufe im Betrieb und Verzicht auf den Einsatz synthetischer N-Dünger und Herbizide. Rechtliche Grundlage für alle Biobetriebe ist die Verordnung der Europäischen Union VO (EG) Nr. 834/2007.	
Präferentieller Fluss	Verlagerung von Wasser und Stoffen in bevorzugten Fließbahnen, die nur einen Bruchteil des gesamten Fließquerschnittes entsprechen. Die Verlagerungsgeschwindigkeiten sind höher als bei einem Fluss, der in der gesamten Bodenmatrix abläuft. Bevorzugte Fließbahnen können durch Makroporen, Textursprünge oder Hydrophobizität hervorgerufen werden. (DWA, 2012)	
Sickerwasser/ Perkolat	Wasser, das nach Durchströmen eines Bodenmonolithen wieder freigesetzt wird. (DWA, 2012)	
Sickerwassermenge, Sickerwasserrate (engl. leaching rate, seepage rate, drainage rate)	das Wasservolumen, das ein definiertes Bodenvolumen (Fläche * Tiefe) durch die untere horizontale Bezugsfläche innerhalb eines Zeitintervalls abwärts gerichtet verlässt (DWA, 2012)	$l\ m^{-2}\ a^{-1}$, $mm\ a^{-1}$, $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Stoffbilanz	Differenz zwischen dem Eintrag eines Stoffes und dem Austrag dieses Stoffes für ein definiertes Bodenvolumen über ein bestimmtes Zeitintervall	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Stofffracht/ Stoffflussdichte	Die Stoffmenge, die durch eine Fläche in einem Zeitintervall verlagert wird. Die Stofffracht wird bestimmt als Produkt von Stoffkonzentration und Wasserfluss (Sickerwasserspende) (DWA, 2012)	$g\ m^{-2}\ a^{-1}$, $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Stoffkonzentration	Masse eines Stoffes pro Volumen Bodenwasser zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Mittelung von Konzentrationen mehrerer Zeitpunkte erfolgt über die Gewichtung der zu jedem einzelnen Zeitpunkt ermittelten Wasservolumens (DWA, 2012)	$mg\ l^{-1}$
Verlagerungstiefe des Bodenwassers	Sickerwassermenge unterhalb des Wurzelraumes eines Jahres in mm in Bezug zum Wassergehalt bei Feldkapazität in mm dm-1	$dm\ a^{-1}$

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ACZ	Agrochemisches Zentrum, zwischenbetriebliche Einrichtung in der DDR, die Düngung, Pflanzenschutz und Transportarbeiten durchführte
Alox	oxalatlöslicher Al-Gehalt des Bodens, Bindungskapazität an Al-Oxiden
BB	Braunerde
BB-LF	Braunerde-Fahlerde
BB-SS	Braunerde-Pseudogley
BS	Basensättigung
DPS	degree of phosphorus saturation, Sättigungsgrad der Phosphorsorptionskapazität an Fe- und Al-Oxiden
D-Standort	diluvial…Ausgangsgestein des Bodens sind Geschiebelehm oder glaziale Sande
DüV	Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung)
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
Feox	oxalatlöslicher Fe-Gehalt des Bodens, Bindungskapazität an Fe-Oxiden
FM	Frischmasse
GE	Getreideeinheit
GK	Gehaltsklasse für Benennung der Gehalte des Bodens an pflanzenverfügbaren Phosphor, Magnesium und Kalium
IBB-SS	Lessivierter Braunerde-Pseudogley
K	Kalium
KA	Bodenkundliche Kartieranleitung
K-CAL	pflanzenverfügbarer Kaliumgehalt des Bodens im Calciumacetatlaktatauszug
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LL	Parabraunerde
LL-BB	Parabraunerde-Braunerde
Mg	Magnesium
Mg-$CaCl_2$	pflanzenverfügbarer Mg-Gehalt des Bodens im 0,0125 m $CaCl_2$-Extrakt
N	Stickstoff
P	Phosphor
P-CAL	pflanzenverfügbarer Phosphorgehalt des Bodens im Calciumacetatlaktatauszug
P-DL	pflanzenverfügbarer Phosphorgehalt des Bodens im Doppellaktatauszug
P_{ges}, P_t	Phosphor-Gesamtgehalt des Sickerwassers mit ICP-AES nach DIN EN ISO 11885-1997-11
o-PO_4	ortho-Phosphatgehalt des Sickerwassers
Pox	oxalatlöslicher P-Gehalt des Bodens, d.h. an Fe- und Al-Oxide gebundenes Phosphat
PSC	Phosphorsorptionskapazität des Bodens an Al- und Fe-Oxiden
S	Schwefel
Smin	mineralischer S-Gehalt des Bodens
TDP	gesamter gelöster Phosphorgehalt des Sickerwassers
TM	Trockenmasse
TP	Phosphor-Gesamtgehalt des Sickerwassers mit ICP-OES nach DIN EN ISO 11885-1997
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

I EINLEITUNG

1 Vorbemerkung

Die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Wurzelraum landwirtschaftlich genutzter Böden ist ein natürlicher und von diversen Faktoren beeinflusster Prozess. Generell gilt jedoch, dass dieser Verlust unter den Aspekten des Erhalts der Bodenfruchtbarkeit, des Grundwasserschutzes und des Schutzes angrenzender Ökosysteme so gering wie möglich sein sollte.

Im Jahr 2009 haben die wissenschaftlichen Mitarbeiter, die in den Landesanstalten in Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern mit der Messung der Stoffverlagerung aus landwirtschaftlich genutzten Böden befasst sind eine „Kooperation Lysimeter/ Bodenwassermessstellen“ gebildet. Diese Zusammenarbeit erlaubt es, die Ergebnisse meist langjähriger Messreihen für den nordost-, mittel- und süddeutschen Teil Deutschlands standortübergreifend und unter dem Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsvarianten darzustellen. Die Auswaschung von Stickstoff war Thema eines von dieser Arbeitsgruppe im Jahr 2013 veröffentlichten Berichts (Kooperation Lysimeter, 2013).

Im vorliegenden Bericht stehen die Nährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im Mittelpunkt. Sie unterliegen im Boden sehr unterschiedlichen Bindungsprozessen. Gleichzeitig schwankt die Bindungskapazität der Böden in einem weiten Bereich, so dass zwischen verschiedenen Standorten und Bewirtschaftungsmaßnahmen eine große Bandbreite der Auswaschungsmenge dieser für das Pflanzenwachstum essenziellen Nährstoffe zu erwarten ist. Dem landwirtschaftlichen Nährstoffmanagement kommt dabei die Bedeutung zu, einerseits eine für ein optimales Pflanzenwachstum ausreichende Bodenlösungskonzentration zu gewährleisten und andererseits die bewirtschaftungsbedingte Nährstoffauswaschung so weit wie möglich zu reduzieren.

Lysimeter können hierbei einen wichtigen Beitrag leisten, da sich mit ihnen sowohl die Stoffkonzentration des Sickerwassers als auch der Stoffaustrag eines Bodens erfassen lassen. Außerdem bieten sie die Möglichkeit, Nähr- und Schadstoffe im System Pflanze-Wasser-Boden weitgehend vollständig zu bilanzieren. Somit können Lysimeter, insbesondere bei langjährigen Messreihen, u. a. Hinweise darauf geben, ob und inwieweit es einen Zusammenhang zwischen dem Nährstoffsaldo, dem pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalt des Bodens und dem Nährstoffaustrag aus der Wurzelzone gibt, inwiefern einzelne Bewirtschaftungsmaßnahmen für eine erhöhte Nährstoffverlagerung verantwortlich sind und wo möglicherweise der Bereich einer weitgehend unvermeidbaren Nährstoffauswaschung liegt. Daraus lassen sich Schlussfolgerungen für die landwirtschaftliche Praxis ableiten. Datenreihen von Trichterlysimeter-, Saugkerzen- und Dränmessfeldern können hier ebenfalls einen wichtigen Beitrag leisten.

Die vorliegende Schrift gliedert sich in drei Teile. Im Teil I wird die Problemstellung im Hinblick auf die Nährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel erläutert und es erfolgt die Beschreibung der Standorte und Bewirtschaftungsvarianten der Lysimeterversuche sowie abgestimmter Methoden der Auswertung. In Teil II werden die Ergebnisse zum standörtlichen Verlagerungsrisiko und zum Einfluss der Bewirtschaftung zusammengefasst und daraus eine knappe Schlussfolgerung für die Minderung der Nährstoffauswaschung gezogen. Der Teil III enthält die Beiträge der einzelnen Versuchsserien.

Die standort- und bewirtschaftungsabhängigen Angaben zur Phosphor-, Kalium-, Magnesium- und Schwefelauswaschung sind wichtige Größen für die Präzisierung der Düngebedarfsermittlung und des Düngemanagements. Die Ergebnisse zum sickerwassergebundenen Phosphoraustrag können darüber hinaus einen Beitrag leisten für die Entwicklung von Maß-

nahmenprogrammen der EU-WRRL sowie für die standort- und länderspezifische Ausgestaltung fachrechtlicher Vorgaben.

Die vorliegende Schrift wendet sich an Interessierte aus landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Behörden, zu deren Aufgaben die Umsetzung von Verordnungen in die landwirtschaftliche Praxis gehört und ebenso an interessierte Landwirte, Ingenieure und wissenschaftlich Tätige, die mit Stoffflüssen landwirtschaftlich genutzter Böden befasst sind.

2 Problemstellung

2.1 Phosphor

Phosphor ist wie Stickstoff sowohl ein essenzielles Makroelement für das Pflanzenwachstum, als auch von maßgeblicher Bedeutung für den Gewässerschutz. Für die nachhaltige Sicherung beider Ziele bestehen nach wie vor Konflikt- und damit Optimierungspotenziale, nicht zuletzt auch vor dem Hintergrund weltweit begrenzter Phosphorlagerstätten.

Aufgrund seiner geringen Löslichkeit reichert sich Phosphor vor allem auf gedüngten Flächen im Oberboden an. Der Gesamt-P-Gehalt von Mineralböden liegt durchschnittlich bei etwa 500 mg P/kg Boden (0,05%, bei Spannweiten von 0,02 und 0,15% (Amberger, 1996)). Dies entspricht bei einer Ackerkrume von 20 cm einem Vorrat an Gesamt-P von 1500 kg P pro Hektar. Ähnliche Gesamtvorräte an Phosphor stellen Diepolder et al. (2004) bereits in 0-10 cm Tiefe bei intensiv bewirtschafteten Grünlandböden Südbayerns fest. Aus landwirtschaftlicher Sicht werden in Böden pflanzenverfügbare P-Gehalte des Oberbodens in Höhe von 45-90 mg P_{CAL}/kg Boden (10-20 mg P_2O_5/100 g Boden, Gehaltklasse C, VDLUFA, 1997) angestrebt. Dies sind bei einer Ackerkrume von 20 cm etwa 130-260 kg P_{CAL}/ha. Die P-Konzentration im Bodenwasser ist dagegen sehr gering. Amberger (1996) nennt P-Konzentrationen in der Bodenlösung von meist unter 0,2 mg P/l. P-Gehalte in der anzustrebenden Gehaltsklasse C entsprechen in der Regel P-Konzentrationen von 0,3-0,8 mg P/l im Bodenwasser der Oberkrume von Mineralböden (VDLUFA, 2001). Demnach liegt die P-Konzentration in der Bodenlösung meist weit unter 1 mg P/l, was auf einen Boden mit 20% Wassergehalt bezogen, direkt im Wasser gelösten P-Gehalten im Oberboden von unter 0,2 mg P/kg bzw. unter 0,6 kg P/ha gleichkommt. Daher kann aus der Bodenlösung nur ein Bruchteil des gesamten P-Bedarfes von landwirtschaftlichen Kulturen gedeckt werden, von denen mit dem Erntegut rund 25-50 kg P/ha (rund 55-115 kg P_2O_5/ha) abgefahren werden, so dass eine laufende Nachlieferung des für das Pflanzenwachstum benötigten Phosphors aus dem labilen Bodenvorrat durch Diffusion bzw. durch organische oder mineralische Düngung nötig ist. Über mineralische P-Dünger gelangen in Deutschland gegenwärtig rund 7,5 kg P/ha (ca. 17 kg P_2O_5/ha) auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen, etwa ein Drittel des Aufwandes gegenüber den 1960er bis 1980er Jahren (Industrieverband Agrar, 2014, nach Statistisches Bundesamt). Die Aufnahme des Phosphors durch die Pflanze erfolgt nur in der höchst oxidierten Form (+5) als Orthophosphat ($H_2PO_4^-$ bzw. HPO_4^{2-}). Andere anorganische oder organische P-Verbindungen müssen daher zuerst in Orthophosphate überführt werden.

Ein Konfliktpotenzial zwischen Zielen der landwirtschaftlichen Produktion (optimale Ertrags- und Qualitätssicherung, Einkommen) und den Zielen des Gewässerschutzes besteht u.a. dahingehend, dass Phosphor für Binnengewässer als limitierend für die Primärproduktion gilt und damit ein wesentlicher Faktor für Eutrophierungsprozesse ist, einem Kardinalproblem aquatischer Ökosysteme (Pott und Remy, 2000; Schönborn, 2003). Dabei unterscheiden sich unterschiedliche Gewässertypen in ihrer Eutrophierungsneigung, wobei abflusslose bzw. stehende Gewässer am stärksten gefährdet sind und hier bereits oligo-mesotrophe Verhältnisse bei unter 0,045 mg Gesamt-P/l gegeben sein können. Die Zielvorgaben bzw. Orientierungswerte von Fließgewässern liegen dagegen in einem Bereich von etwa 0,05-0,15 mg Gesamt-P/l (VDLUFA, 2001; LAWA, 2007; LUBW, 2007; TMLFUN, 2010, Oberflächengewässer, 2016). Dabei kann es allein aus gewässerökologischen Gründen keinen ein-

heitlichen Richtwert für den noch tolerierbaren P-Gehalt von Gewässern geben (VDLUFA, 2001), weil die Eutrophierungsneigung von Fließgewässern von vielen Faktoren, wie z.B. dem Gewässertyp, der Abflussdynamik, der Belichtung und der Gewässerflora abhängt.

Da der Landwirtschaft über die Hälfte der gesamten P-Einträge in deutsche Oberflächengewässer zugeschrieben wird (UBA, 2011), müssen u.a. im Sinne der Zielerreichung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) effektive Maßnahmen erarbeitet und umgesetzt werden, um die P-Austräge aus der Fläche zu senken. Aus Bodenuntersuchungsergebnissen geht hervor, dass ein erheblicher Teil der Ackerflächen Deutschlands, regional stark schwankend, eine hohe bis sehr hohe P-Versorgung (Gehaltsklasse D oder E) aufweist, welche pflanzenbaulich nicht erforderlich ist, jedoch nur über einen langen Zeitraum hinweg vermindert werden kann. Vor dem Hintergrund einer bedarfsgerechten Nährstoffversorgung und einer Reduzierung der Gewässerbelastung enthält die Düngeverordnung nicht nur für Stickstoff, sondern auch für Phosphor gezielte Regelungen für eine fachgerechte Düngung (Bodenuntersuchung, Düngebedarfsermittlung, Einschränkungen bei Flächen mit hoher und sehr hoher P-Versorgung, Obergrenzen bei der betrieblichen P-Bilanz). Gleichzeitig sind umfangreiche landwirtschaftliche Nutzflächen in den Ackerbauregionen stark P-unterversorgt.

Gemeinhin gilt der P-Austrag über Bodenerosion als Hauptansatzpunkt für Maßnahmen zum Oberflächengewässerschutz, während die P-Auswaschung in Höhe von jährlich maximal 0,5-1 kg P/ha zumindest aus produktionstechnischer Sicht als sehr gering bzw. unbedeutend angesehen wird (Amberger, 1996). Allerdings zeigen Untersuchungen an Einzugsgebieten (Diepolder und Raschbacher, 2010), dass bei der Abschätzung von P-Frachten aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche dem vertikalen Austragspfad über Sickerwasser, Zwischenabfluss und Drainagen am Gesamtaustrag eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zukommt. Auch der VDLUFA- Standpunkt „über mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu deren Verminderung“ (2001) weist darauf hin, dass „selbst diese o.g. geringen Auswaschungsraten zu gewässerökologisch negativen Auswirkungen führen können, wenn durch Drän- oder Grundwasser die Richtkonzentrationen zum mesotrophen Zustand von Oberflächengewässern überschritten werden“. Der VDLUFA-Standpunkt schlägt für die Einzugsbereiche von Seen und Fließgewässern Orientierungswerte für das in Grund- und Dränwasser eingetragene Sickerwasser vor, „oberhalb derer eine gewässerökologische Gefährdung eintreten kann“. Als solche werden für Dränwasser 0,12 mg Gesamt-P/l bzw. 0,08 mg Orthophosphat-P/l im Ablauf und beim Sickerwasser in 60-90 cm Bodentiefe 0,20 mg Gesamt-P bzw. 0,08 g Orthosphosphat-P genannt.

Der Austrag an gelöstem und partikulärem Phosphor aus dem Oberboden in das Grundwasser hängt von einer Vielzahl von teilweise komplexen Faktoren ab, wobei nur anhand der Kenntnis der Höhe der P-Gehalte des Oberbodens keine klaren Prognosen zur Austragsgefährdung möglich sind. Vielmehr spielen für das Austragsgeschehen eine Vielzahl von weiteren Einflussgrößen, wie die P-Sorptionskapazität, die tatsächliche P-Sättigung des Oberbodens, die anfallende Sickerwassermenge, der Grobporenanteil und die Sickerstrecke eine Rolle.

Somit tragen Versuchsergebnisse von Lysimeteranlagen, Saugkerzen- und Dränmessfeldern wesentlich dazu bei, datengestützte Aussagen zur Quantifizierung der P-Belastung von Landnutzungssystemen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen zu treffen. Differenzierte methodische Verfahren (Jalali und Kramnejad, 2001, Bohner und Rohrer, 2013, Pätzold und Schellenberg, 2013) können dabei zu einem tieferen Verständnis der P-Dynamik des Bodens, des Bodenwassers und der Pflanzenaufnahme führen und helfen, Verlagerungsprozesse bzw. erhöhte Belastungen des aus dem Wurzelraum abfließenden Wassers zu erklären und vermeiden zu helfen.

2.2 Kalium

Der Pflanzennährstoff Kalium spielt insbesondere bei der Steuerung des Wasserhaushaltes, für Frosthärte, Standfestigkeit, Enzymaktivierung sowie Qualität und Lagerfähigkeit der Ernteprodukte eine bedeutende Rolle (Anonym, 2006).

Das natürliche Vorkommen von Kalium im Boden ist insbesondere im Zusammenhang mit der Bindung an bestimmte Minerale zu betrachten. Die größte Menge an Kalium findet man an Tonmineralen, wie zum Beispiel Illiten, Vermiculiten, Smecititen (Scheffer & Schachtschabel, 2002). Mit hohen Tongehalten steigt der K-Gehalt des Bodens. Dies kann auf entsprechenden Standorten bis zu 75.000 kg K (90.000 kg K_2O) (Finck, 2007) pro Hektar erreichen. Bestimmte Tonminerale (Zweischichttonminerale) können zur Kaliumverarmung und in Folge dessen zur Fixierung des über die Düngung angebotenen Kaliums neigen. Da mit steigenden Sorptionskräften das Kalium mehr oder weniger stark gebunden wird, ist nur ein Bruchteil davon pflanzenverfügbar. Die Menge des austauschbaren Kaliums beläuft sich je nach Standort und Bewirtschaftung auf 100 bis 1000 kg K/ha (120-1200 kg K_2O). Mit K-Auswaschung ist insbesondere auf tonarmen Sandböden und organischen Böden zu rechnen (hier bis ca. 50 kg K/ha * a bzw. 60 kg K_2O/ha), während diese auf Böden mit hohem K-Fixierungsvermögen mit meist unter 5 kg K/ha * a (6 kg K_2O/ha) gering bleibt (Scheffer, 2002).

Seit 1980 wurde der Einsatz mineralischer Kalidüngemittel in der Landwirtschaft Deutschlands von 91,1 um ca. zwei Drittel auf 27,4 kg K/ha reduziert (IVA, 2014). In der Folge haben die Gehalte an pflanzenverfügbarem Kalium im Boden in Ackerbauregionen deutlich abgenommen. So stieg der Anteil der Ackerflächen in den unterversorgten Gehaltsklassen A und B z.B. in Sachsen zwischen 1996 und 2014 von ca. 10 auf 40% an.

Der Hauptanteil der Kaliumform, welcher in den landwirtschaftlichen Betrieben zur Anwendung kommt, ist Kaliumchlorid. Im Wirtschaftsjahr 2013/14 wurden ca. 250.000 t K (300.000 t K_2O), als 40er oder 50er Kali in der Landwirtschaft eingesetzt. Die zweithäufigste Kaliumform stellt mit insgesamt 20.000 t K (24.000 t K_2O) das Kaliumsulfat dar, welches vor allem zu Chlorid-empfindlichen Kulturen, wie z.B. Kartoffeln gegeben wird. Mit Mehrnährstoffdünger wurden in Deutschland 102.000 t K (123.000 t K_2O) eingesetzt (Statistisches Bundesamt, 2014).

Während zu den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor im Düngemittel- und Umweltrecht vielfach Hinweise zu finden sind, gibt es diese nur selten zum Kalium. So findet man lediglich Plausibilitätsgrenzen für Kalium für Grundwasserzustandsdaten bei der Erfassung von Wasserqualitäten bei der Entwicklung von Erfassungs- und Auswertungsmethoden des UBA (Tab. 1) vor.

Tabelle 1: Plausibilitätsgrenzen der Beschaffenheitsparameter (aus UBA 2000, Auswahl in KUNKEL, HANNAPEL, VOIGT, WENDLAND, 2002, S. 31)

Parameter	Einheit	Plausibilitätsgrenze	
		untere	obere
Kalium	mg/l	<0,1	42

In der TrinkwV der Fassung von 1986 wird für K aus technologischen Gründen ein Grenzwert von 12 mg K/l angegeben. Die derzeit gültige Trinkwasserverordnung (Bundesgesetzblatt, Nr. 46, 2013) benennt jedoch keinen Wert, wobei in Erläuterungen darauf hingewiesen wird, dass der Inhaber einer Wasserversorgungsanlage nach § 14, Abs. 1 zu dieser Untersuchung verpflichtet ist, um Verbraucher angemessen über die Auswahl geeigneter Materialien zu informieren. Die Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (Kunkel, Hannappel, Voigt und

Wendland, 2002) benennt Spannweiten der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit in hydrostratigrafischen Einheiten (Tab. 2).

Tabelle 2: Spannweiten der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit in Bezug auf die Kaliumkonzentration in hydrostratigrafischen Einheiten als Ergebnis der rangstatistischen Auswertung (KUNKEL, HANNAPPEL, VOIGT UND WENDLAND, 2002, S. 40)

Element	Einheit	Saalezeitliche Sande		Oberer Jura		Muschelkalk		Buntsandstein	
		von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
Kalium	mg/l	0,8	3,5	0,3	1,9	0,5	1,7	1,2	3,2

In einer Veröffentlichung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (2007) werden nach hydrogeologischen Einheiten Kaliumwerte dargestellt, die im Wesentlichen von 0,4 bis 6 mg K/l reichen. In der Gesamtschau der Ergebnisse ergibt sich ein Wertebereich von ca. 0,1 bis 40 mg K/l im Grundwasser. Die Messwerte des Sickerwassers aus den Lysimeteranlagen können mit diesem relevanten Wertebereich aus der Literatur verglichen werden.

2.3 Magnesium

Magnesium (Mg) ist ein essenzieller Nährstoff für Pflanzen, der unter anderem als ein wichtiger Baustein des Chlorophylls an der Proteinsynthese beteiligt ist. Außerdem wirkt Mg in nahezu allen Energie übertragenden Phosphorylisierungsprozessen mit. Die Deckung des pflanzlichen Mg-Bedarfs ist somit an eine ausreichende Mg-Versorgung des Bodens geknüpft.

Magnesium kommt hauptsächlich als Bestandteil von Silicaten wie Amphibolen, Pyroxenen, Olivinen, Biotiten und in Tonmineralen wie Chloriten und Vermiculiten vor (Scheffer & Schachschabel, 2002). Für den Mg-Gehalt salz- und carbonatarmer mitteleuropäischer Böden wird eine Spanne von 0,05 bis 0,5% angegeben. In Böden mit pH-Werten von 6,5 bis 8 kann das Magnesium als Dolomit, Magnesit und zu 1 bis 3% als Bestandteil von Calcit vorhanden sein. Weiterhin kommt Magnesium in Salzböden als Mg-Salze wie beispielsweise Magnesiumsulfat oder Magnesiumchlorid vor.

In mitteleuropäischen Ackerböden liegt die Mg-Konzentration der Bodenlösung zwischen 5 und 25 mg/l und ist vor allem durch den Gehalt an austauschbarem Magnesium bestimmt, der mit den Ton- und Schluffgehalten sowie mit zunehmender Profiltiefe steigt. Magnesiummangel tritt auf landwirtschaftlich genutzten Schluff-, Lehm- und Tonböden selten auf. Der Anteil der austauschbaren Mg-Ionen an der Kationenaustauschkapazität dieser Böden liegt zwischen 5 und 25%, wobei ein Anteil von 15% als optimal für die Pflanzenversorgung gilt. Auf diluvialen, sandigen oder stark ausgewaschenen Böden, sowie Böden aus sauren Ausgangsgesteinen wie kristallinen Gesteinen (Granit, Quarzit, Phyllit etc.) und Sandsteinen (Buntsandstein, Keupersandstein etc.) kann es zu einem Mg-Mangel kommen. Ebenso kann eine starke Ionenkonkurrenz durch H^+, Al^{3+}, Mn^{2+} oder NH^{4+} in der Bodenlösung die Pflanzenaufnahme von Magnesium verringern und zu einem Ernährungsmangel führen. Typische Mangelsymptome an Pflanzen sind Chlorosen der älteren Blätter, die später in Nekrosen übergehen.

In der Landwirtschaft wird bei optimaler Mg-Versorgung der Böden (Gehaltsklasse C), die je nach Tonanteil und Bundesland unterschiedlich festgelegt ist eine Erhaltungsdüngung empfohlen. Für einen Weizenkornertrag von 50 dt/ha ergibt sich dafür ein Mg-Bedarf von 5,5 kg Mg/ha.

Die geringste Mg-Auswaschung hat ein sandiger Boden mit 6 bis 9 kg/ha * a, lehmige Böden weisen eine Mg-Auswaschung von 12 bis 16 kg/ha * a auf und tonige Böden von 19 bis 22 kg/ha * a (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Die Konzentration von Magnesium und Calcium im Wasser definiert dessen Härtegrad. Richtlinien für die Mg-Konzentrationen im Grundwasser bzw. Oberflächengewässer sind jedoch nicht vorhanden. Ebenso gibt es keinen Grenzwert für den Mg-Gehalt von Trinkwasser, da keine negativen gesundheitlichen Auswirkungen auf den Menschen zu erwarten sind. Die Auswaschung von Mg stellt hingegen einen Verlust für die pflanzliche Ernährung dar. Mit Hilfe von Lysimeteruntersuchungen kann diese Größe erfasst und in die Bemessung der Düngung mit einbezogen werden.

2.4 Schwefel

Schwefel (S) ist ein unentbehrlicher Pflanzennährstoff (Hell & Rennenberg, 1998). Feldkulturen benötigen ihn für die Bildung von Proteinen und Fettsäuren, was bei Getreide beispielsweise die Backqualität verbessert und die Krankheitsresistenz fördert. Eine gute Schwefelversorgung des Bodens erhöht die Wirksamkeit applizierter Stickstoffdünger, indem die Effizienz des Stickstoffwechsels der Pflanze gesteigert wird (Schnug & Haneklaus, 1994; Albert & Reinhardt, 2000).

Im Oberboden liegt Schwefel zu über 90% in organischen Bindungen vor (S-haltige Aminosäuren, organische Sulfatkomplexe). Pflanzenverfügbar wird der Nährstoff erst nach mikrobieller Mineralisation zu Sulfat (SO_4^{2-}). Diese Schwefelverbindung ist sehr gut wasserlöslich und beweglich, aber auch leicht aus dem Boden auswaschbar. Kapillarer Wasseraufstieg bei Trockenheit kann diesen Vorgang umkehren und zu einer Erhöhung des Sulfatgehaltes in der Wurzelzone (Aufkonzentration) führen (Scheffer, 2002).

Sulfat zählt nicht zu den bewertungsrelevanten Parametern in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, da die ökologische Relevanz für Böden und Gewässer im Vergleich zu Nitrat oder Phosphat gering ist. Aufgrund seiner korrosiven Wirkung ist Sulfat aber aus technologischer Sicht unerwünscht. Im Trinkwasser ist der Grenzwert für Sulfat mit 250 mg/l festgelegt (§ 7, Anlage 3 TrinkwV, 2001).

Böden, die sich aus marinen Sedimenten des Muschelkalks oder Gipskeupers entwickelt haben, weisen geogen bedingt hohe Schwefel- und Sulfatgehalte auf (Scheffer, 2002). Regional, beim Vorhandensein sulfidischen Reaktionsmaterials, führt auch die Denitrifikation zu hohen Sulfatgehalten im Boden und Grundwasser (Eulenstein & Drechsler, 1992; Willms, 2005).

Der Hauptgrund für eine übermäßige Schwefelversorgung der Böden in weiten Teilen Deutschlands und die zum Teil beträchtliche Sulfat-Befrachtung der Gewässer war ein jahrzehntelang hoher, industrieller Schwefeldioxidausstoß (SO_2, H_2SO_3 und H_2SO_4) (Bach & Frede, 1992). Mit der flächendeckenden Rauchgasentschwefelung und der Stilllegung veralteter Industrie- und Kraftwerksanlagen gingen die atmosphärischen Schwefeleinträge seit Anfang der 1980er Jahre (in Mitteldeutschland erst nach 1990) erheblich zurück. Seit der Jahrtausendwende liegen die jährlichen Immissionen bundesweit bei rund 4 kg S/ha in ländlichen Regionen und 10 kg S/ha in Ballungsgebieten, was dem vorindustriellen Niveau entspricht. Der Bedarf der Ackerkulturen, der mit 20 bis 40 kg S/ha angegeben wird (Richter, 2003), kann damit nicht mehr allein „aus der Luft“ abgedeckt werden. Zudem sorgen gesteigerte Erträge und der vermehrte Anbau von Marktfrüchten (insbesondere Raps) für erhöhte Schwefelabfuhren mit dem Erntegut.

Als erkannt wurde, dass die Schwefelversorgung der Böden stark abnimmt und zunehmend Schwefelmangel in den Kulturen festgestellt wurde, rückte der Nährstoff in den Fokus der pflanzenbaulichen Forschung und Praxis (Albert et al., 2007).

Bewirtschaftungsbedingt kam Schwefel als Begleitstoff in mineralischen Düngern lange Zeit unkalkuliert zur Anwendung (Schnug, 1988). Nachdem zwischenzeitlich, aufgrund der guten Versorgungssituation, vermehrt schwefelarme bis schwefelfreie Düngeprodukte auf den Markt kamen, wurde der Schwefelanteil bei mineralischen Düngemitteln in den vergangenen Jahren wieder erhöht und beträgt in einer Vielzahl von Stickstoff- und Grunddüngern zwischen 3 und 26% (Albert, 2009). Infolge der Verringerung der Tierbestände in den ostdeutschen Bundesländern nach der Wiedervereinigung, kam es insbesondere hier zu einem Rückgang des Schwefeleintrags aus organischer Düngung.

Lysimeteruntersuchungen, wie sie hier dokumentiert sind, können einen Beitrag leisten zur:

- Differenzierung des Sulfat-Schwefelaustrages nach Quellen (geogen, nicht geogen),
- Ermittlung der Sulfat-Retardation in Böden,
- Ermittlung einer bedarfsgerechten, effizienten Schwefeldüngung,
- S-Bilanzierung und
- bewirtschaftungsbedingten Beeinflussung des Sulfat-Schwefelaustrages.

Daraus können Maßnahmen zum Schwefeldüngemanagement abgeleitet werden, die der Ertragsbildung der Kulturen und dem Schutz des Grundwassers dienen.

3 Methoden

3.1 Erfassung des Sickerwassers

Lysimeter sind mit Boden befüllte Behälter mit einer am unteren Ende befindlichen Vorrichtung für die Sammlung des Sickerwassers (Abb. 1). Sie liefern die Sickerwasserspende (Sickerwassermenge), die Stoffkonzentration des Sickerwassers und die Stofffracht, die ein definiertes Bodenvolumen verlässt.

Mit Hilfe von Lysimetern können Nähr- und Schadstoffe im System Pflanze-Wasser-Boden bilanziert werden. Der Nährstoff-Saldo und die Variante der Bewirtschaftung sind eindeutig der Nährstofffracht und der Qualität des Sickerwassers zuordenbar.

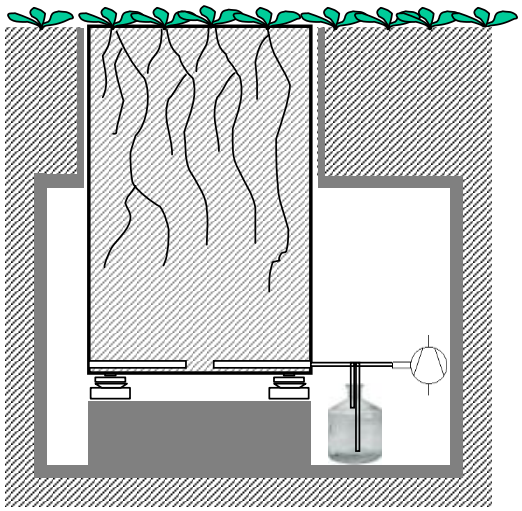


Abbildung 1:
Prinzipskizze eines Lysimeters

Der Boden wird in der Regel monolithisch (ungestört) eingebracht. Dies sichert einen dem natürlichen Standort entsprechenden Nährstoffumsatz und -transport im Boden. Bei einer schichtweisen Befüllung ist eine mehrjährige Ruhephase vor Beginn der Messungen erforderlich.

Die Grundfläche eines Lysimeters sollte groß genug sein, um alle wichtigen Strukturelemente (Heterogenität) eines Bodens genügend oft zu erfassen (Flühler & Roth, 2004) und eine typische Bestandesstruktur des Pflanzenbewuchses zu erlauben. Die in dieser Broschüre dargestellten Lysimeter weisen eine Grundfläche von 0,2 bis 2 m^2 auf. Für die Schätzung von Differenzen zwischen Varianten ist eine ausreichende Wiederholungszahl zu wählen.

Die Tiefe eines Lysimeters sollte die maximale Durchwurzelungstiefe und den vom Substrat abhängigen Kapillarsaum umfassen. Unter dieser Voraussetzung wird der sickerwassergebundene Verlust aus dem Wurzelraum erfasst. Die dafür erforderliche Tiefe kann in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen und dem Bewuchs variieren. Erfolgt die Probenahme flacher, handelt es sich um die Verlagerung einer Stofffracht innerhalb des Wurzelraumes. Ein Beispiel dafür sind die Trichterlysimeter Methau, mit denen der Einfluss verschiedener Düngungsvarianten auf die Nährstoffkonzentration des in 60 cm Tiefe austretenden Sickerwassers untersucht worden ist.

Das Sickerwasser kann gravitativ (d.h. alleine durch die Schwerkraft) über eine körnungsabgestufte Filterschicht oder mit Hilfe eines Unterdruckes über poröse Saugkerzen oder Saugplatten gewonnen werden. Für lehmige und tonige Böden empfiehlt sich eine tensionsgesteuerte Sickerwasserentnahme. Erfolgt die Sickerwasserentnahme auch bei diesen Böden gravitativ, sollte sich zwischen Lysimeterunterkante und verdunstungsbeeinflusster Bodenzone eine ausreichend große Sickerwasserzone befinden. In Abhängigkeit von den Materialeigenschaften der Saugkerzen und –platten kann es zu einer Veränderung der Ionenzusammensetzung des Sickerwassers kommen.

Die Sickerwassermenge wird entweder manuell durch Auslitern bestimmt oder automatisiert mit Hilfe von Kippschalenmessern oder Waagen. Die Analyse der Inhaltsstoffe erfolgt in der Regel 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 derzeit im Bereich zwischen 100 und 200 g, womit Verdunstung und Niederschlag 0,05 bis 0,1 mm genau ermittelt werden können. Um Messfehler aufgrund von Oaseneffekten zu vermeiden, ist es wichtig, dass sich die Lysimeter inmitten eines ebenso bewachsenen Pflanzenbestandes befinden.

Ein Nachteil von Lysimetern ist, dass der laterale Wasser- und Stoffaustausch, z. B. in Hanglagen durch Einbringen des Bodens in einen allseits umfassenden Behälter unterbrochen wird. Um diesem Mangel zu begegnen sollten Lysimeter eine ausreichend große Grundfläche haben. Dennoch scheiden schwer durchlässige Böden, in denen sich das Bodenwasser vorwiegend lateral und durch Schrumpfrisse bewegt für Lysimetermessungen aus.

Trichterlysimeter werden von einer Erdgrube aus in den Boden hineingeschoben. Sie unterbrechen in einem ungestörten Bodenkörper den vertikalen Sickerwasserfluss und leiten das aufgefangene Sickerwasser kontinuierlich in seitlich angebrachte Sammelgefäße. Trichterlysimeter liefern eine über eine definierte Fläche gemittelte Stoffkonzentration des Sickerwassers. Die Zuordnung der Sickerwassermenge zur Infiltrationsfläche ist aufgrund der fehlenden seitlichen Abgrenzung unsicher. Sie eignen sich deshalb nicht zur Bestimmung der Sickerwassermenge.

Saugkerzen sind poröse, zylindrische Saugzellen, die unter Einwirkung eines Unterdruckes Bodenwasser sammeln. Bestandteile einer Saugkerze sind poröse Saugzelle, Schaft, Schlauch und Sammelgefäß (DWA, 2008). Saugkerzen erfassen die Stoffkonzentration der Bodenlösung. Durch Verknüpfung mit einer berechneten Sickerwassermenge ist die Stofffracht abschätzbar. Neben abwärts fließender Lösung werden auch lateral strömende oder kapillar aufsteigende Bodenlösung beprobt (DWA, 2008). Aufgrund des kleinen Durchmessers der Saugkerzen ist es insbesondere bei stark heterogenen Bodenverhältnissen unsicher, welche Fläche oder welches Bodenvolumen die gesammelte Bodenlösung repräsentiert.

Der poröse Körper der Saugkerzen kann aus Oxidkeramik, PVC, Edelstahlsinter, PTFE, Nylon, Glassinter etc. bestehen. In Abhängigkeit von den Materialeigenschaften sind Wechselwirkungen mit der gewonnenen Bodenlösung möglich. Das Phosphat-Ion besitzt eine starke Affinität zu Al- und Fe-Oxiden. Keramischer Werkstoff, der Al-Oxide enthält, sorbiert und desorbiert Phosphat. Außerdem ist bei dem für einen niedrigen Lufteintrittspunkt üblichen Porendurchmesser von etwa 0,45 µm mit einem Größenausschluss von an Partikeln gebundenen Ionen zu rechnen. Die Konzentrationen an K, Ca und Mg können durch Kationenaustausch beeinflusst werden. Aufgrund der meist geringen Kationenaustauschkapazität der Oxidkeramiken kommt es aber in der Regel zu einem Gleichgewicht zwischen der Konzentration der Bodenlösung und den Bauteilen der Beprobungssysteme (DWA, 2008). Da der CO_2-Partialdruck der Bodenlösung deutlich höher ist als derjenige der Atmosphäre, gast Kohlendioxid (CO_2)nach Übertritt der Bodenlösung in die Atmosphäre aus, was ein Absinken des pH-Wertes und die Ausfällung von Kalzium- oder Magnesiumkarbonat im Messsystem zur Folge haben kann. Die Sorption des Sulfat-Ions an Oxidkeramik ist von geringer Bedeutung.

In einem Laborversuch der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) wurde das Sorptionsverhalten des keramischen Werkstoffs Thermodur, der im Wesentlichen aus Al_2O_3 und SiO_2 besteht, untersucht. Dabei zeigte sich, dass sich gegenüber o-Phosphat-P und dem gesamten gelösten P (TDP) ein Konzentrationsgleichgewicht einstellt nach Durchfluss von 3000 ml einer Lösung mit 2,0 mg PO_4-P und 2,2 mg TDP (Leiterer et al., 2004). Daraus wurde für Saugkerzen aus Thermodur geschlussfolgert, dass Ad- und Desorptionseffekte gegenüber o-PO_4 und TDP bei dem im praktischen Probenahmebetrieb realisierten vierzehntägigen Durchschnittsproben vernachlässigbar sind.

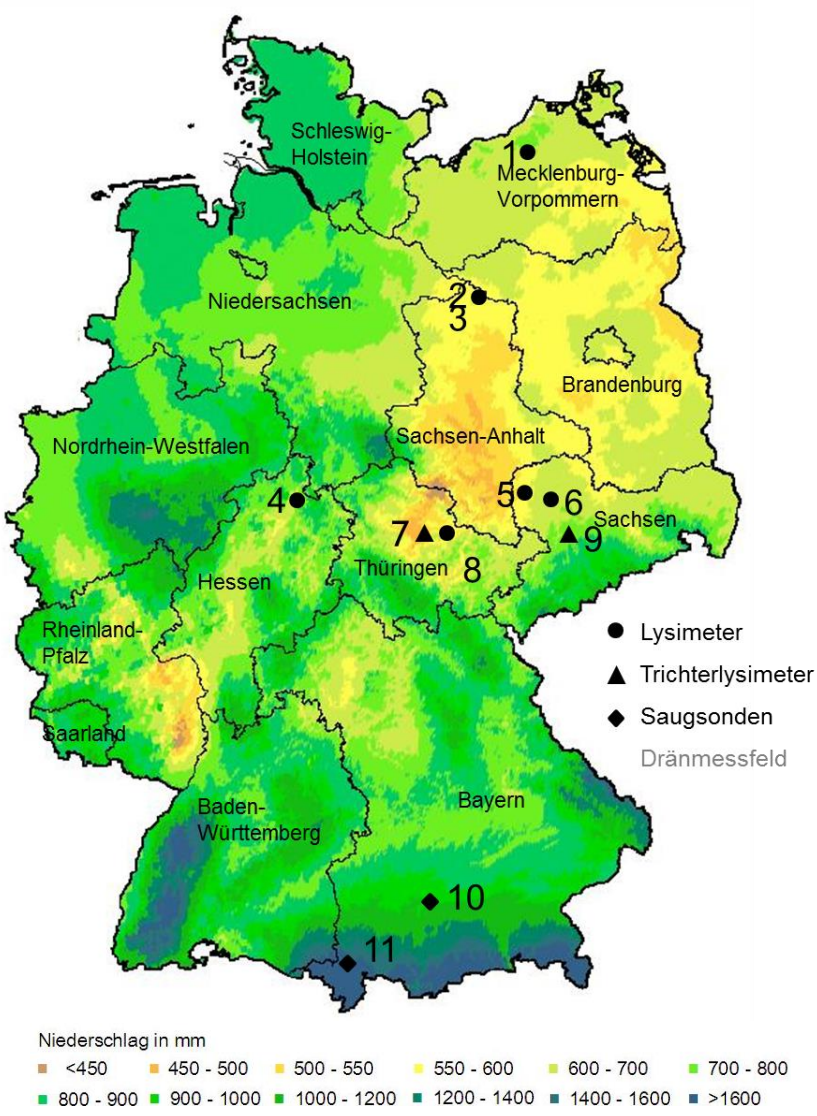
3.2 Standorte und Bewirtschaftungsvarianten

Kooperationspartner

In der Kooperation Lysimeter/Bodenwassermessstellen arbeiten derzeit wissenschaftliche Mitarbeiter, die sich mit der Messung der Stoffverlagerung aus landwirtschaftlich genutzten Böden beschäftigen. Sie kommen aus folgenden land- und wasserwirtschaftlichen Landeseinrichtungen (Abb. 2):

- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL): Lysimeterstation Buttelstedt, Trichterlysimeter Schwerstedt und weitere Bodenwassermessstellen,
- Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL): Lysimeterstation Brandis
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG): Versuchsstationen Leipzig (seit 2013 in Nossen) und Methau
- Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG) und Umweltforschungszentrum Halle (UFZ): Lysimeterstation Falkenberg (mit einem Teil der Lysimeter), Dränmessfeld Altmark
- Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (LLH): Lysimeterstation Kassel,
- Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA): Lysimeterstation Groß Lüsewitz,
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL): Saugsondenanlagen Puch und Spitalhof

In die Auswertung der P-, K-, Mg- und S-Auswaschung sind die Standorte 3 (Dränmessfeld Altmark) und 8 (Dränmessfeld Großebersdorf) nicht mit einbezogen worden. Sie werden deshalb im Folgenden nicht weiter gekennzeichnet.



1 Lysimeter Groß Lüsewitz,
AL: konv. min.-org./min/ökolog./
konv. min.-org.

2 Lysimeter Falkenberg,
AL: konv. min.-org., ökolog.,
Dauerbrache

3 Dränmessfeld Altmark

4 Lysimeter Kassel,
AL: konv., ökol., extensiv, intensiv,
nachwachs. Rohstoffe

5 Lysimeter Leipzig,
AL: Bodenbearbeitungsverfahren
(Pflug, Grubber, Direktsaat)

6 Lysimeter Brandis,
AL: konv./ Brache / ökolog./
konv. mit Düngeberatung

7.1 Lysimeter Buttelstedt,
AL: min.-org./ Feldgemüse: min./
AL: min., min.-org., Ber.

7.2 Trichterlysimeter Schwerstedt,
AL: gute fachl. Praxis, P-GK: E

8 Dränmessfeld Großebersdorf

9 Trichterlysimeter Methau,
AL: min., min.-org.

10 Saugsonden Puch,
AL: min., min.-org.,
GL: min., min.-org., Bodendruck

11 Saugsonden Spitalhof,
GL: min., min-org.

Abbildung 2: Lage der Standorte der Kooperation Lysimeter/ Bodenwassermessstellen und deren Versuchsziele im Auswertungszeitraum (AL…Ackerland, GL…Grünland)

Böden und Naturräume

Die Versuchsstationen liegen nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands im norddeutschen Tiefland, der Mittelgebirgsschwelle und im Alpenvorland (Tab. 3). 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 des Kasseler Beckens (4),
- tonig-lehmige bis tonige Böden aus unterem und mittlerem Keuper des Thüringer Beckens (7),

- lehmige Böden des Altmoränenhügellandes im nördlichen Alpenvorland (10) und lehmige Böden des Allgäuer Alpenvorlandes (11)

Tabelle 3: Kennzeichnung der Standorte der Lysimeter / Bodenwassermessstellen

Standort (mit Zahlen aus Abb. 2)	**Boden**				**Naturraum**[2]
	Bodentyp	bodenbildendes Gestein	Bodenart	Bodengroßlandschaft[1]	
Lysimeter Groß Lüsewitz (1)	Pseudogley-Parabraunerde	sandiger Geschiebemergel	Sand ü. Lehm	Grundmoränenplatten u. Endmoränen im Jungmoränengebiet Norddeutschlands	Nordostmecklenburgisches Flachland
Lysimeter Falkenberg (2)	Pseudogley-Parabraunerde	Geschiebemergel	Lehm ü. Sand	Grundmoränenplatten u. Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands	Altmark
Lysimeter Leipzig (5)	Braunerde-Podsol	glazifluviale Sande	Sand		Elbe-Mulde-Tiefland
	Hangsandlehm-Braunerde	Gneis	Schluff	Berg- u. Hügelländer m. hohem Anteil an sauren bis intermediär. Magmatiten u. Metamorphiten	Untere u. mittlere Lagen des Erzgebirges*
	Löss-Braunstaugley	Löss	Schluff	Löß- und Sandlößlandschaften*	Mittelsächsisches Lößhügelland*
Lysimeter Brandis (6)	Braunerde-Fahlerde, Braunerde	Sandlöss ü. Fluvisand	Sand ü. Sand		Leipziger Lößtiefland*
	Braunerde-Pseudogley, Parabraunerde-Braunerde	Sandlöss ü. kiesf. Moränenlehm	Lehm ü. Lehm		
	Parabraunerde	Löss	Schluff		Mittelsächsisches Lößhügelland*
Trichterlysimeter Methau (9)	Löss-Braunstaugley	Löss	Schluff		Mulde-Lößhügelland*
Lysimeter Kassel (4)	Parabraunerde	Löss	Schluff	Berg- und Hügelländer m. hohem Anteil nicht metamorph. Sand-, Schluff- u. Tongest. im Wechsel m. Löss	Kasseler Becken
Lysimeter Buttelstedt (7.1)	Braunerde-Tschernosem	Löss	Schluff	Lössbörden	Thüringer Becken
	Pararendzina	unterer Keuper	Ton ü. Lehm		
Trichterlysimeter Schwerstedt (7.2)	Pelosol-Schwarzerde	Gipskeuper	Ton		
Saugsondenanlage Puch (10)	Parabraunerde	Moränenablagerungen	Lehm	Schwäbisch-Bayerische Altmoränenlandschaft	Altmoränenhügelland im nördlichen Alpenvorland
Saugsondenanlage Spitalhof (11)	Parabraunerde	Moränenablagerungen	Lehm	Schwäbisch-Bayerisches Jungmoränengebiet	Allgäuer Alpenvorland

[1] BGR, Karte der Bodengroßlandschaften von Deutschland 1:5.000.000
[2] Meynen, Schmithüsen et al., 1962. Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands
* *Quelle: Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 1 (LfULG, 1996)*

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 (20-90 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 Leipzig. Das Innere Thüringer Becken weist, im Lee von Harz und Thüringer Wald gelegen, ein trocken-warmes Klima mit ausgeprägter kontinentaler Tönung auf mit 544 mm NIED und 8,3 °C TEMP am Standort Buttelstedt (230 m ü. NN). Das Kasseler Becken im Lee des Rheinischen Schiefergebirges gelegen ist eine klimatische Gunstlage mit 622 mm NIED und 8,9 °C TEMP am Standort Kassel-Harleshausen (211 m ü. NN). Im Alpenvorland nehmen das mitteleuropäische Übergangsklima, der aus südlicher Richtung einströmende Föhn und der Wolkenstau vor den Alpen Einfluss auf die Witterung mit dem Ergebnis von 920 mm NIED und 8 °C TEMP am Standort Puch (550 m ü. NN) sowie 1290 mm NIED und 7,0 °C TEMP am Standort Spitalhof (730 m ü. NN).

Bewirtschaftungssysteme und -varianten

Bei den Bewirtschaftungssystemen und -varianten der Versuchsstationen (Abb. 2) handelt es sich um ackerbauliche Nutzungen und Grünland:

- unterschiedliche N-Düngungsmengen, modellgestützte Düngeempfehlung, ammoniumbetonte N-Düngung, ökologischer Landbau, mineralische und mineralisch-organische Düngung auf sandigen Böden des nordostmecklenburgischen Flachlandes (1),
- mineralisch-organische Düngung, ökologischer Landbau, Dauerbrache auf einem sandigen Boden der Altmark (3),
- praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung mit wechselnd konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise auf sechs für die sächsischen Löß- und Sandlöß-Landschaften typischen Böden (6)
- verschiedene Bodenbearbeitungssysteme auf einem Sandboden des Elbe-Mulde-Tieflandes, einem Lößboden der sächsischen Lößlandschaften und einem Gneisverwitterungsboden des Erzgebirges (5),
- mineralische und mineralisch-organische Düngung auf einem Lößboden im mittelsächsischen Lößhügelland (9),
- Ackerbau mit mineralisch-organischer Düngung und Feldgemüseanbau auf einem Lößboden sowie seit 2005 mineralisch-organische empfehlungskonforme Düngung mit dem Ziel der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung auf zwei für das Thüringer Becken typischen Böden (7.1),
- praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung auf einem Tonboden mit sehr hohem P-Gehalt in der Ackerkrume (Gehaltsklasse E) im Thüringer Becken (7.2)
- acht verschiedene, für Betriebsformen in Hessen typische Bewirtschaftungsregime (Marktfrucht-, Gemischt-, Ökobetrieb mit und ohne Vieh) auf einem Lößboden in der Westhessischen Senke (4),
- mineralische und mineralisch-organische Düngung des Ackerlandes sowie mineralische, mineralisch-organische Düngung und unterschiedliche mechanische Druckbelastung des Grünlandes auf einem lehmigen Boden des Alt-Moränenhügellandes (10),
- mineralische und mineralisch-organische Düngung des Grünlandes auf einem Lehmboden des Allgäuer Alpenvorlandes (11).

Sickerwassermenge und Austauschrate des Bodenwassers

Die Niederschläge der Standorte im mittel- und nordostdeutschen Raum liegen zwischen 544 mm im Thüringer Becken und 686 mm im nordostmecklenburgischen Flachland. Dem entsprechend gering bis mittel fallen mit 14 bis 134 mm pro Jahr die Sickerwassermengen der Löß-, Sandlöß- und Keuperverwitterungsböden im Thüringer und Kasseler Becken und den mittelsächsischen Lößgefilden sowie der sandigen Lehmböden in der Altmark aus (Tab. 4). Etwas höhere Sickerwassermengen weisen mit 147 bis 196 mm pro Jahr die lehmig-sandigen Böden im nordostdeutschen Tiefland auf. Eine niederschlagsbedingt vollkommen andere Situation führt im Alpenvorland zu jährlichen Sickerwassermengen im Bereich von etwa 200 bis 570 mm.

Tabelle 4: Bodenart, mittlere Sickerwassermenge, mittlere Austauschrate des Bodenwassers, Tiefe der Lysimeter und Naturraum der Versuchsstandorte

Standort	**Bodenart**	**Niederschlag**	**Sickerwassermenge**	**Austauschrate des Bodenwassers**	**Tiefe der Lysimeter**	**Naturraum**
		mm/a	mm/a	%	m	
Groß Lüsewitz (1)	Su3 über Sl4, Sl3	686	194	101	2,1	Nordostmecklenburgisches Flachland
Falkenberg (2)	Sl4 über Sl2	542	109	51	1,25	Altmark
Leipzig (5)	Sl2	608[5]	226[3]	130	1,0	Elbe-Mulde-Tiefland
	Uls		142[3]	40		Unt. Erzgebirge
	Ut4		134[3]	38		Mittelsächsisches Lößhügelland
Brandis (6)	Su3/4 über Sl3, St2	673[5]	147…196	64…156	3,0	Leipziger Lößtiefland
	Uls über Ls4, Sl4		127…134	37…45		
	Ut4		55	9		Mittelsächsisches Lößhügelland
Methau (9)	Ut2	680	239[1]	160	0,6	Mulde-Lößhügelland
Kassel (4)	Ut3 über Tu4	622	120	25	1,5	Kasseler Becken
Buttelstedt (7)	Lu	544	14	3	2,5	Thüringer Becken
	Lt3 über Ls2, Tu3		36	10	2,5 bzw. 2,0	
Schwerstedt (7)	Tu2	544	118[2]	22	1,3	
Puch (10)	Ls über Lu, Ut4	920	250 AL[4] 220 GL[4]	ca. 100	0,6 und 1,2[6]	nördl. Alpenvorland
Spitalhof (11)	Lu	1290	570 GL[4]	ca. 200	0,6 und 1,3[6]	Allgäuer Alpenvorland

[1] mit Trichterlysimeter in 0,6 m Tiefe gemessen, entspricht nicht der Sickerwassermenge dieses Standortes, [2] mit Wasserhaushaltsmodell berechnet, [3] in 1 m Tiefe gemessen, entspricht nicht der Sickerwassermenge der Standorte [4] abgeschätzt, [5] am Versuchsstandort [6] Saugsonden

Die Austauschrate des Bodenwassers gibt als rechnerische Größe an, zu welchem Anteil das im Boden gegen die Schwerkraft gehaltene Wasser, welches sich in den Mittel- und Feinporen, teilweise auch in den langsam dränenden Grobporen befindet und mit gelösten Bodenbestandteilen angereichert ist, nach vollständiger Auffüllung der Poren (Bodenwassergehalt bei Feldkapazität) durch weiter in den Boden versickerndes Niederschlagswasser während eines Jahres aus dem Wurzelraum verdrängt wird.

Bei den mittel- und tiefgründigen, lehmigen Böden im mittel- und nordostdeutschen Raum liegen die Austauschraten deutlich unter 100%. Der Verdrängungsprozess läuft damit nicht vollständig ab. Auch findet kaum eine Verdünnung des aus dem Wurzelraum austretenden älteren Bodenwassers durch neu aus Niederschlagswasser gebildeten Bodenwassers statt. Regionen mit höherer Sickerwasserbildung, wie z.B. das Alpenvorland weisen demgegenüber Austauschraten von deutlich über 100% auf. Hier kommt es zu Verdünnungseffekten, da während der Periode der Sickerwasserbildung das neu gebildete Bodenwasser aufgrund des schnelleren Porendurchgangs weniger mit Ionen beladen werden kann. Dies führt im Endeffekt zu einer Verminderung der Konzentration des aus dem Wurzelraum austretenden Bodenwassers. Auch in Mittel- und Nordostdeutschland kann es trotz einer gegenüber dem Alpenvorland wesentlich geringeren Sickerwasserbildung auf leichten und flachgründigen Böden zu einem etwas mehr als vollständigen Austausch kommen.

3.3 Analyse von Sickerwasser und Boden

Die Methoden der Analyse von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im Sickerwasser gehen aus Tabelle 5 hervor. Für Phosphor hat sich zur Beurteilung der Gefährdung eines Gewässers die Bestimmung unterschiedlich löslicher Anteile als geeignet erwiesen. Die Gesamt-P-Konzentration wurde entweder ohne weiteren chemischen Aufschluss mit ICP-AES (P_{ges}) oder photometrisch nach Überführung des partikelgebundenen P in Lösung durch Mikrowellendruckaufschluss mit Kaliumperoxodisulfat (TP) bestimmt. Bei der Bestimmung mit ICP-AES wird der partikelgebundene P durch eine Temperatur von etwa 8.000 °C erfasst.

Tabelle 5: Methoden der Sickerwasseruntersuchung

Nährstoff	Beschreibung	Prüfverfahren
P_{ges}, P_t	P-Gesamtgehalt	mit ICP-AES nach DIN EN ISO 11885-1997-11
o-PO_4	ortho-Phosphatgehalt	photometrisch nach DIN 38405-D11-1
TP	total phosphorus…P-Gesamtgehalt	Mikrowellendruckaufschluss mit Kaliumperoxodisulfat für Lösung adsorptiv und chemisch an Partikel gebundene P-Fraktion PP, mit ICP-OES nach DIN EN ISO 11885-1997
TDP	total dissolved phosphorus…gesamter gelöster P-Gehalt = Summe aus gelösten anorganischen und organischen P-Verbindungen	Membranfiltration mit d < 0,45 µm zur Abtrennung partikelgebundener P-Verbindungen, mit ICP-OES nach DIN EN ISO 11885-1997
MRDP	molybdat-reactive dissolved phosphorus …gelöster molybdatreaktiver P-Anteil = ortho-Phosphatgehalt und Anteile an leicht hydrolysierbaren anorganischen Polyphosphaten sowie niedermolekularer organischer P-Verbindungen	DIN EN 1189: 1996
S_{ges}	S-Gesamtgehalt	mit ICP-AES nach DIN EN 11885: 1997-11
SO_4	Sulfatgehalt	mit Ionenchromatographie nach DIN EN ISO 10304: 1995-04
K	Kaliumgehalt	mit ICP-OES nach DIN EN ISO 11885: 2009-09
Mg	Magnesiumgehalt	mit ICP-OES nach DIN EN ISO 11885: 2009-09

Für die Bewertung der Verlagerungsneigung des Phosphat-Ions wurde im Frühjahr 2015 die obere 20 cm-Bodenzone der Lysimeter Brandis, Leipzig, Methau, Buttelstedt, Schwerstedt, Kassel und der Saugsondenanlagen Puch und Spitalhof beprobt für eine Analyse auf P-CAL bzw. P-DL, P-$CaCl_2$, Pox, Feox, Alox und $Ca_{austauschbar}$ im Labor der TLL. Das Untersuchungsprogramm umfasste des Weiteren den pH-Wert, den Gehalt an C_{org} sowie die leicht löslichen und pflanzenverfügbaren Gehalte an K ($CaCl_2$- und CAL-Extrakt), Mg ($CaCl_2$-Extrakt) und S (S_{min}). Die Methoden der Bodenuntersuchungen sind in Tabelle 6 beschrieben.

Tabelle 6: Methoden der Bodenuntersuchung

Nährstoff	Extraktionsverfahren	Eigenschaften und Bindungsformen
P-Gehalte		
P-CAL	im Calciumacetatlaktatauszug	über Ca-Brücken sorbierte Phosphate und Ca-Phosphatminerale
P-$CaCl_2$	im 0,0125 M $CaCl_2$-Extrakt	leicht löslicher P
P-Sorptionskapazität		
Pox	im Oxalatextrakt mit ICP-OES	an Fe- und Al-Oxide, Ca und organische Substanz gebundene Phosphate, mglw. auch das an Fe/Al-Brückenbindungen an der OS komplexiert vorliegende P, d.h. labiler nachlieferbarer P-Pool
Feox	im Oxalatextrakt mit ICP-OES	P-Bindungskapazität an Fe-Oxiden
Alox	im Oxalatextrakt mit ICP-OES	P-Bindungskapazität an Al-Oxiden
PSC (phosphor sorptions capacity)	0,5 * (Alox + Feox)	P-Sorptionskapazität an Al- und Fe-Oxiden
DPS (degree of phosphorus saturation)	100 * Pox * PSC^{-1}	Sättigungsgrad der Phosphorsorptionskapazität (PSC)
K-Gehalte		
K-CAL	im Calciumacetatlaktatauszug	an äußeren und inneren Oberflächen von Tonmineralen sorbiertes K
K-$CaCl_2$	im 0,0125 M $CaCl_2$-Extrakt	leicht lösliches K
Mg-Gehalt		
Mg-$CaCl_2$	im 0,0125 M $CaCl_2$-Extrakt	gelöstes und ein Teil des austauschbaren Mg
S-Gehalt		
S_{min}	im 0,0125 M $CaCl_2$-Extrakt	gelöster mineralischer S
weiterer Parameter		
$Ca_{austauschbar}$	im 1 N NH_4-Acetat-Extrakt	Bindungspartner für Phosphat

3.4 Methode der Berechnung der Nährstoff-Salden und der Austauschrate des Bodenwassers

Der Saldo für die Nährstoffe P, K, Mg und S ergibt sich aus der Zufuhr mit der Düngung und der Abfuhr mit dem Erntegut vom Feld. Die Nährstoffzufuhr über Deposition wird nicht hinzugerechnet. Messwerte der Deposition werden jedoch aufgeführt. Zwischenfrüchte werden weder als Zufuhr noch als Abfuhr angerechnet, sofern nicht eine Abfuhr vom Feld erfolgt ist.

Tabelle 7: Methode der Berechnung der Nährstoff-Salden

Nährstoffzufuhr	Nährstoffabfuhr
Mineralische Düngung Organische Düngung = Nährstoffgehalt des organischen Düngers, vor Ausbringung ermittelt oder mit Tabellenwerten kalkuliert mal ausgebrachte Menge	Erntegut, vom Feld abgefahren

Für eine vergleichende Bewertung des Verlagerungsrisikos von im Bodenwasser gelösten Nährstoffen werden die Austauschrate des Bodenwassers und die Verlagerungstiefe nach folgenden Berechnungsansätzen bestimmt:

$$\boldsymbol{Austauschrate\ des\ Bodenwassers}\ [\%] = \frac{Sickerwassermenge\ unterhalb\ des\ Wurzelraumes\ vom\ 1.11.\ bis\ 31.10.\ [mm]\ \times 100}{Feldkapazität_{Wurzel}\ [mm]}$$

$$\boldsymbol{Feldkapazität_{Wurzel}}\ [mm] = Feldkapazität\ [mm\ dm^{-1}]\ \times mittlere\ Durchwurzelungstiefe\ in\ der\ Fruchtfolge\ [dm]$$

$$\boldsymbol{Verlagerungstiefe}\ [dm\ a^{-1}] = \frac{Tiefenversickerung\ [mm\ a^{-1}]}{Wassergehalt\ bei\ Feldkapazität\ [mm\ dm^{-1}]}$$

$$\boldsymbol{Tiefenversickerung} = Sickerwassermenge\ unterhalb\ des\ Wurzelraumes\ [mm\ a^{-1}] vom\ 1.11.\ bis\ 31.10.$$

Literatur

Ami (2014): Markt Report Fakten und Trends 2015, Agrarmarkt Informations-Gesellschaft mbH Bonn, ISSN 1869-8271

ANONYM (2006): Pflanzliche Erzeugung. BLV Buchverlag GmbH & Co.KG, München

Albert, E. & Reinhardt, W. (2000): Zur Bedeutung von Schwefel für die pflanzliche Ertragsbildung sowie erste Ergebnisse zur Schwefeldüngung von Winterraps in Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Interner Bericht.

Albert, E., Förster, F., Ernst, H., Kolbe, H., Dittrich, B., Laber, H., Handschack, M., Krieghoff, G., Heidenreich, T., Riehl, G., Heinrich, S., Zorn, W. (2007): Umsetzung der Düngeverordnung. Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, 164 S., im Internet: https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242

Albert, E. (2009): Aktuelle Hinweise zur Stickstoff- und Schwefeldüngung im Frühjahr 2009. Vortrag am 27.02.2009
http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Duengungstagung2009_Albert.pdf

Amberger, A., 1996: Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. 4. Völlig neubearbeitete Auflage, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

Bach, M., Frede, H.-G. (1992): Abschätzung des regionalen Schwefelbedarfs im Rapsanbau in der Bundesrepublik Deutschland. Unveröffentlichte Studie, Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V.

Bayrisches Landesamt für Umwelt (2007) Hydrogeochemische Haupt - und Nebenelemente, http://www.lfu.bayern.de/geologie/hydrogeologie_daten/hydrogeochemische_hintergrundwerte/nach_parametern/doc/haupt_nebenelemente_kalium.pdf

Bohner, A., Rohrer, V., 2013: Jahreszeitlicher Verlauf der Phosphor-Konzentrationen im Bodenwasser eines Grünlandbodens. In: Bericht über das 18. Alpenländische Expertenforum 2013 „Phosphor im Grünlandbetrieb – Bedeutung und aktuelle Problembereiche“ , S. 33-40, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.

Bundesgesetzblatt Nr. 46, Teil I, (2013), Neufassung der Trinkwasserverordnung, 02.08.2013, Bundesminister für Gesundheit

Diepolder, M., Jakob, B., Schwertfirm, R., 2004: Monitoring im Intensivgrünland, Teil II: Bodenproben. In: Schule und Beratung, Heft 10/4, S. III-8 bis III-16. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, München.

Diepolder, M., Raschbacher, S., 2010: Projekt “Saubere Seen” – Untersuchungen zu Phosphorausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Bericht über das 2. Umweltökologisches Symposium 2010 „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“.

DWA, 2012: Merkblatt DWA-M 905: Gewinnung von Bodenlösung - Beprobungssysteme und Einflussgrößen.

Eulenstein, F. & Drechsler, H. (1992): Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen.

Finck, A. (2007), Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten

Hamm, A., 1999: Gegenwärtige Belastung der Gewässer mit Phosphat und Zielvorgaben hinsichtlich der Eutrophierung der Gewässer. In: Hohe Gehalte im Boden – mögliche Folgen für die Umwelt. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999. S. 21-35.

Hell, R. & Rennenberg, H. (1998): The plant sulphur cycle. In: Schnug, E. (Ed.), Sulphur in agroecosystems. Kluwer Academic Publishers, 135-174.

i.m.a.e.V, 2017: information.medien.agrar e.V., Wilhelmsaue 37, 10713 Berlin. http://www.ima-agrar.de

Industrieverband Agrar, 2014: Wichtige Zahlen 2013/2014, Düngemittel – Produktion, Markt, Landwirtschaft. In Publikationen des IVA, siehe unter:
http://www.iva.de/infothek/publikationen/pflanzenernaehrung

Iva, (2014) Wichtige Zahlen Düngemittel • Produktion • Markt • Landwirtschaft, 2013/2014

Jalali, M.; Karamnejad, L., 2011: Phosphorus leaching in a calcareous soil treated with plant residues and inorganic fertilizer. In J. Plant Nutr. Soil Sc. 2011, 174, S. 220-228.

Jankowski, Anouchka: Kaliumgehalte, Niedersächsisches Landesamt für Wasser-, Küsten- und Naturschutz, (2015)
http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/grundwasser/grundwasserbeschaffenheit/messergebnisse_landesweit/kaliumgehalte/38552.html

Kunkel, R.; Hannapel, S.; Voigt, H.J.; Wendland, F. (2002), Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit ausgewählter hydrostratigraphischer Einheiten in Deutschland, Endbericht

Kooperation Lysimeter, 2013: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer. Schriftenreihe der TLL Heft 6. 221 S.

LAWA-Rahmenkonzeption (RaKon, Teil B), 2007: Arbeitspapier II „Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten“; Stand 07.03.2007.

Leiterer, M., Kießling, G., Ettig, S., Knoblauch, S., 2004: Analyse unterschiedlicher Phosphorfraktionen in Drain- und Sickerwasserproben aus dem Bereich Landwirtschaft. Untersuchungsbericht 2002/2003. In: Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege. Heft 2. S. 56…44

LUBW, 2007: Maßnahmenplanung in Hinblick auf die Phosphatbelastung der Fließgewässer. Teil I: Maßnahmen-Zielwerte und Überwachungsergebnisse.

niedersächsischen Landesamt für Wasser-, Küsten- und Naturschutz, (2015),http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/grundwasser/ grundwasserbeschaffenheit/messergebnisse_landesweit/kaliumgehalte/38552.html

Pätzold, S; Hejcman, M.; Barej, J.; Schellberg, J., 2013: Soil phosphorus fractions after seven decades of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment. In J. Plant Nutr. Soil Sc. 2013, 176, S. 910-920.

Pott & Remy, 2000: Gewässer des Binnenlandes, Eugen Ulmer GmbH & Co, S. 45.

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, UFZ-Bericht 15/2003, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, 207 S.

Scheffer, f. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde Scheffer/Schachtschabel, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg Berlin, 2002

Schnug, E., 1988: Quantitative und qualitative Aspekte der Diagnose und Therapie der Schwefelversorgung von Raps *(Brassica napus L.)* unter besonderer Berücksichtigung glucosinolatarmer Sorten. Habilitationsschrift, Univ. Kiel, 256 S.

Schnug, E. & Haneklaus, S. (1994): Sulphur deficiency in Brassica napus L. – biochemistry, symptomatology, morphogenesis. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 144.

Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung.

Statistisches Bundesamt, (2014), Produzierendes Gewerbe, Düngemittelversorgung, Fachserie 4, Reihe 8.2, https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Fachstatistik/DuengemittelversorgungJ2040820147004.pdf?__blob=publicationFile

TMLFUN, 2010: Thüringer Landesbericht zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen nach AG-Wasserrahmenrichtlinie. Druckhaus Gera GmbH.

Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. Mai 1986

Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist

Umweltbundesamt (2011): Daten zur Umwelt, Ausgabe 2011, Umwelt und Landwirtschaft.

VDLUFA, 1997: Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Standpunkt des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) vom 16.09.1997, Darmstadt.

VDLUFA, 2001: Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. Standpunkt des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) vom 10.12.2001, Darmstadt.

Willms, M. (2005): Landwirtschaftliche Ursachen hoher Sulfatgehalte in gefördertem Trinkwasser. Bilanzierung und Modellierung des Schwefelhaushaltes am Beispiel von zwei überwiegend landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen.

II ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Langjährige, präzise Messreihen der Stoffkonzentration des Sickerwassers und des Stoffaustrages, die mit Hilfe von Lysimetern und Saugsonden auf mehreren Standorten und unter dem Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsvarianten ermittelt worden sind, ermöglichen im Hinblick auf das Verlagerungsverhalten der Nährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel Aussagen zu folgenden Sachverhalten:

- Zusammenhang zwischen dem pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalt des Bodens und der Nährstoff-Konzentration des Sickerwassers
- Zusammenhang zwischen dem Nährstoff-Saldo und der verlagerten Nährstoffmenge
- Einfluss des Bodens auf die Nährstoffverlagerung
- Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Nährstoffverlagerung
- Einfluss der Sickerwassermenge auf die Nährstoff-Konzentration und den Nährstoffaustrag und
- Einfluss der S-Deposition auf die S-Verlagerung

1 Phosphor

Das in der Bodenlösung vorhandene Phosphat-Ion gilt als wenig mobil. Es kann an Aluminium- und Eisen-Oxide sowie an Tonminerale gebunden werden, als Mineral ausfällen oder einem Einbau in Huminstoffe unterliegen. Ein weiterer maßgebender Anteil des Gesamt-P (P_t) der Bodenlösung ist organisch gebunden. Aus gewässerökologischer Sicht gibt die LAWA (2007) für Oberflächengewässer einen Grenzwert von 0,15 mg P_t/l vor, während der VDLUFA (2001) für das Sickerwasser in 90 cm Tiefe einen Orientierungswert von 0,2 mg P_t/l nennt. Im Zusammenhang mit der neuen DüV wird derzeit die Oberflächengewässerverordnung mit den Grenzwerten 0,07 mg P_t/l und 0,10 mg o-PO_4/l diskutiert.

Die P-Konzentration des Sickerwassers zeigte in den einzelnen Messreihen unter landwirtschaftlicher Nutzung eine Schwankungsbreite von 0,02 bis 0,80 mg P_t/l im mehrjährigen Mittel der Versuche (Tabelle 1), wobei die höchsten Werte in einem Dauerdüngungsversuch mit sehr hohem P-Überschuss auftraten.

Einfluss der Entnahmetiefe des Sickerwassers

Die Tiefe der Probenahme des Sickerwassers stellte sich im Lysimeterversuch Brandis als eine die P-Konzentration des Sickerwassers beeinflussende Randbedingung heraus. Bei gleicher Bewirtschaftung wies das Sickerwasser in 150 cm Tiefe bodenabhängig eine Bandbreite von 0,11 bis 0,28 mg löslichem Gesamt-P (TDP)/l auf. In 300 cm Tiefe war zwischen den Böden kein Unterschied mehr erkennbar und die P-Konzentration bewegte sich auf vergleichbar niedrigem Niveau. Hierfür dürfte die mit der Tiefe zunehmende Anzahl an P-Bindungsstellen verantwortlich sein, die für eine weitere P-Pufferung sorgt. In den Saugkerzenanlagen des Alpenvorlandes (Puch, Spitalhof) gab es zwischen 60 und 120/130 cm Tiefe keinen signifikanten Unterschied in der P-Konzentration des Sickerwassers.

Zusammenhang zwischen pflanzenverfügbarem P-Gehalt des Bodens und P-Konzentration des Sickerwassers

Im Bereich sehr hoher P-Gehalte im Oberboden (Gehaltsklasse E) zeigte sich in einem Dauerdüngungsversuch (Methau) mit steigendem P-Gehalt eine Zunahme der P-Konzentration des Sickerwassers bis auf 0,8 mg P_t/ l. Dabei ist das aus 60 cm Tiefe gewonnene Sicker-

wasser und dessen P-Konzentration nicht mit der P-Auswaschung aus der Wurzelzone gleichzusetzen, da die Durchwurzelung in der Regel tiefer reicht.

Auf einer Pelosol-Schwarzerde mit sehr hohem P-Gehalt in der Ackerkrume (Schwerstedt) kam es in Kombination mit der Ausbringung von Gülle-P in Einzelgaben von 10 bis 23 kg P/ha und Jahr häufig zur Überschreitung von 0,15 mg P_t/l. Die jeweils zu Beginn der Sickerwasserperiode erhöhten P-Konzentrationen des Sickerwassers deuten darauf hin, dass daran die bevorzugte Verlagerung von in Schrumpfrissen akkumulierten P-Verbindungen beteiligt war.

Demgegenüber ging vom sehr hohen P-Gehalt eines sandig-lehmigen Bodens der Altmark (Falkenberg) keine Gefahr einer P-Verlagerung aus. Offenbar waren ausreichend P-Bindungsstellen vorhanden und fand der Bodenwasserfluss vorwiegend über die Bodenmatrix und weniger über die Schrumpfrisse statt.

Auf einem Lößboden des Kasseler Beckens (Kassel) zeigte sich andererseits, dass bei P-Gehaltsklasse B bis D und unabhängig von der Bewirtschaftungsvariante die oben genannten Grenzwerte im Sickerwasser übertroffen werden können, vermutlich aufgrund des höheren P-Verlagerungsrisikos dieses Standortes, wobei bei einer Austauschrate von bis zu 33% die höheren Konzentrationen auch im Zusammenhang mit einer niedrigen Sickerwassermenge zu sehen sind. Da sie aber deutlich höher ausfallen als bei den noch sickerwasserärmeren Lößböden im Thüringer Becken und mittelsächsischen Lößhügelland und der P-Austrag im mittleren Bereich liegt, scheint es sich tatsächlich um ein etwas höheres Verlagerungsrisiko des Standortes zu handeln.

Festzuhalten bleibt aber, dass es im Mittel von zehn bis dreiunddreißig Jahren auf Böden mit Gehaltsklasse B bis D nur auf einem von sechzehn Ackerstandorten zu einer Überschreitung von 0,15 mg P_t/l im Sickerwasser kam.

Einfluss des Bodens auf die P-Verlagerung

Die P-Verlagerungsneigung der Böden war unterschiedlich.

Bei tiefgründigen Lößböden im Thüringer Becken (Buttelstedt) und im mittelsächsischen Lößhügelland (Brandis) besteht aufgrund der in diesem Naturraum sehr niedrigen Sickerwassermengen ein ausgesprochen geringes P-Verlagerungsrisiko. Ein hoher pflanzenverfügbarer P-Gehalt (Gehaltsklasse D) wirkte sich nicht auf die P-Konzentration des Sickerwassers aus, die im Mittel der Jahre 0,06 und 0,13 mg P_t/l betrug.

Demgegenüber ist die P-Verlagerungsgefahr auf skelettreichen, stark tonhaltigen Böden mit Neigung zur Bildung von Makroporen und bevorzugten Fließbahnen höher.

Auf der Para-Rendzina im Thüringer Becken (Buttelstedt) kam es in einem von zehn Jahren, unabhängig von der Düngungsvariante und obwohl in diesem Jahr kein Phosphor gedüngt worden war, zu einem Anstieg der P-Konzentration des Sickerwassers auf über 0,15 mg Pt/l im Jahresmittel. Dies hing vermutlich mit der erst ab Mai einsetzenden Sickerwasserbildung, welche eine Stoffverlagerung aus einem mikrobiell aktiven Boden in Gang setzte, zusammen.

Eventuell werden höhere P-Konzentrationen des Sickerwassers begünstigt, wenn der Boden humus- und grobporenreich ist und im Unterboden eine stärkere mikrobielle Aktivität zu verzeichnen ist. Das könnte die vergleichsweise hohen P-Konzentrationen des Sickerwassers von bis zu 0,22 mg P_t/l erklären, welche auf dem bereits oben erwähnten Lößboden des Kasseler Beckens bei Gehaltsklasse B bis D gemessen wurden (Kassel). Der in humusreichen Böden intensiver ablaufende mikrobielle Umsatz war möglicherweise auch Grund für die auf einer Parabraunerde im nördlichen Alpenvorland gemessene höhere P-Konzentration unter Dauergrünland (0,22…0,32 mg P_t/l) gegenüber Ackernutzung (0,10…0,14 mg P_t/l) bei pflanzenverfügbaren P-Gehalten in Gehaltsklasse B und C.

Einfluss der Bewirtschaftung auf die P-Konzentration des Sickerwassers und den P-Austrag

Zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftungsform konnte auf einem Lößboden im Kasseler Becken und einem sandigen Lehmboden in der Altmark kein Unterschied in der P-Verlagerung festgestellt werden.

Der Einsatz von Gülle im Ackerbau hatte im Vergleich zu alleiniger mineralischer P-Düngung keinen signifikanten Einfluss auf die P-Konzentration des Sickerwassers und den P-Austrag auf einer Para-Rendzina im Thüringer Becken (Buttelstedt) und einer Parabraunerde im nördlichen Alpenvorland (Puch).

Ein unmittelbar nach Ausbringung der Gülle beobachteter Anstieg der P-Konzentration des Sickerwassers auf der Para-Rendzina weist auf einen schnellen Fluss über bevorzugte Fließbahnen hin. Jedoch war diese kurzzeitig erhöhte P-Verlagerung auf das Jahr bezogen kaum von Bedeutung. Mit Hilfe der durch Lysimeter genau erfassbaren Sickerwassermenge konnte für diesen Standort zudem quantifiziert werden, dass Gülleanwendung den P-Austrag im Vergleich zu alleiniger P-Mineraldüngung im langjährigen Mittel nur um 0,008 kg P_t/ha und Jahr erhöhte.

Direktsaat verminderte im Vergleich zu Pflug- und Grubberbearbeitung die P-Konzentration des Sickerwassers. Grund dafür ist, dass ein höherer Sickerwasseranfall bei Direktsaat zur Verdünnung der P-Konzentration führte. Der P-Austrag wurde durch die Intensität der Bodenbearbeitung nicht beeinflusst.

Einfluss der Sickerwassermenge auf die P-Konzentration des Sickerwassers und den P-Austrag

Mit zunehmender Sickerwassermenge war in der Regel ein Rückgang der P-Konzentration festzustellen, somit änderte sich der P-Austrag kaum. Dies traf für Böden bis zur Gehaltsklasse D zu. Im Gegensatz dazu sank bei zwei Versuchen (Schwerstedt und Methau), bei denen sehr hohe P-Gehalte des Bodens zu einem Anstieg der P-Verlagerung führten, die P-Konzentration mit zunehmender Sickerwassermenge nicht. Demzufolge stieg der P-Austrag auf diesen beiden Standorten mit zunehmender Sickerwassermenge an.

Der P-Austrag aus der Wurzelzone ackerbaulich genutzter Böden[1] schwankte zwischen 0,02 und 0,37 kg P/ha und betrug nur 0,1 bis 1,7 % der P-Düngermenge. Unter Grünland im nördlichen Alpenvorland wurde mit Hilfe grob geschätzter Sickerwasserraten eine P-Auswaschung von 0,23 bis 0,7 kg P/ha ermittelt, was 0,5 bis 1,8 % der P-Düngung entsprach.

Insgesamt ist festzuhalten, dass Überschreitungen von 0,15 mg P_t/l im Sickerwasser unterhalb der Durchwurzelungszone nicht mit dem P-Eintrag in ein Gewässer gleichgesetzt werden können, wenn es nicht direkt zu einem Übertritt in einen Vorfluter kommt. Inwieweit daher ein Gewässer konkret durch die P-Auswaschung aus dem Wurzelraum gefährdet ist, bedarf einer weiteren Prüfung des P-Bindungsvermögens der darauffolgenden ungesättigten Bodenzone des Standorts.

Im Unterschied zu kurzfristigen Messungen konnte mit langjährigen Lysimeteruntersuchungen gezeigt werden, dass auch bei optimaler Bewirtschaftung kurzfristig eine P-Verlagerung stattfinden kann, die sich aber in eine langfristig niedrige P-Auswaschung einfügt.

Sehr hohe P-Gehalte in der Ackerkrume bergen dagegen auf Standorten mit einem erhöhten P-Verlagerungsrisiko die Gefahr, dass der LAWA-Richtwert für Fließgewässer von 0,15 mg P_t/l sowohl häufiger durch Einzelereignisse als auch im Jahresmittel überschritten wird. Sehr hohe P-Gehalte sollten deshalb vermieden werden.

[1] Der Trichterlysimeterversuch Methau mit einer Probenahmetiefe von 60 cm ist hierbei nicht berücksichtigt.

2 Kalium

Die für die Lysimeterversuche verwendeten Böden wiesen unterschiedliche Gehalte an pflanzenverfügbarem Kalium auf. Zumeist befanden sich die Böden in gutem bis sehr gutem Kalium-Versorgungszustand. Von großer Bedeutung für die Verlagerungsneigung von Kalium sind spezifische Bodeneigenschaften wie der Tongehalt und damit verbunden die Kationen-Austauschkapazität sowie der Sickerwasseranfall.

Zu beachten sind bei der Ergebnisinterpretation jedoch auch die technischen Unterschiede der Lysimeter selbst. So differiert die Tiefe der Sickerwasserentnahme zwischen 0,6 m und 3 m. Daher sind unmittelbare Vergleiche zwischen den einzelnen Lysimeterstationen nicht vollständig möglich, wohl aber der Vergleich zwischen den geprüften Bewirtschaftungsvarianten innerhalb einer Lysimeteranlage.

Die K-Konzentration des Sickerwassers zeigte unter ackerbaulicher Nutzung eine Schwankungsbreite von 0,34 bis 14 mg K/l im mehrjährigen Mittel. Die K-Austräge beliefen sich auf 0,06 bis 24 kg K/ha.

Im Unterschied hierzu wies das aus 60 cm Tiefe entnommene Sickerwasser im Dauerdüngungsversuch Methau unter Einwirkung sehr hoher K-Überschuss-Salden eine Konzentration von 11 bis 26 mg K/l auf und es wurden aus dieser Tiefe 37 bis 62 kg K/ha ausgewaschen.

Zusammenhang zwischen Gehalt an pflanzenverfügbarem K im Boden, K-Saldo und verlagerter K-Menge

In den meisten der vorgestellten Lysimeterversuche lagen positive K-Salden vor, d.h die Düngung überstieg meist die Abfuhr mit den Ernteprodukten. Die K-Düngung wirkte sich im Zusammenhang mit den jeweiligen Salden deutlich auf die Gehalte an verfügbarem Kalium (CAL- bzw. DL-Extrakt) im Oberboden aus.

In den Versuchen konnte allerdings kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium im Boden und den mit dem Sickerwasser ausgetragenen Mengen an Kalium erkannt werden. Sehr hohe Gehalte wirkten sich aber tendenziell austragsfördernd aus.

Im Dauerdüngungsversuch Methau zeigte sich im Bereich sehr hoher K-Versorgung des Bodens (Gehaltsklasse E) ein positiver Zusammenhang zwischen pflanzenverfügbarem K-Gehalt und K-Auswaschung in 60 cm Tiefe. Im Lysimeterversuch Kassel hatte der höchste K-Überschuss-Saldo (+73 kg K/ha) und K-Gehalt des Bodens (Gehaltsklasse D, Ain, hoher Rübenanteil) im Vergleich zu den weniger mit K versorgten Varianten die höchsten Werte der K-Konzentration und des K-Austrages zur Folge.

In den übrigen Untersuchungen konnte kein statistisch absicherbarer Zusammenhang zwischen der Höhe des K-Saldos und der K-Fracht hergestellt werden.

Im Lysimeterversuch Falkenberg zeigten im Mittel von 20 Jahren in etwa ausgeglichene K-Salden bei konventioneller Bewirtschaftung gegenüber sehr stark negativen K-Salden im Ökolandbau keine Unterschiede in der K-Auswaschung. Im Lysimeterversuch Kassel wirkten sich K-Salden verschiedener Bewirtschaftungsvarianten im Bereich von -14 bis +60 kg K/ha und pflanzenverfügbare K-Gehalte des Bodens in den Gehaltsklassen B bis D nicht auf die Höhe der K-Auswaschung aus. Ein langjährig negativer K-Saldo im Trichterlysimeterversuch Schwerstedt senkte zwar den pflanzenverfügbaren K-Gehalt des Bodens, welcher anfangs in Gehaltsklasse E lag, jedoch ging die K-Auswaschung dadurch nicht zurück. Im Lysimeterversuch Buttelstedt gab es zwischen mineralischer Düngung mit ausgeglichenem K-Saldo und mineralisch-organischer Düngung mit einem K-Saldo von +40 kg/ha keine Unterschiede in der K-Auswaschung.

Trotz der hohen Beweglichkeit von Kalium mit dem Wasserstrom war die Menge des verfügbaren Kaliums außer in den flachen Lysimetern in Methau nicht entscheidend für die Nährstoffverluste mit dem Sickerwasserstrom. Es ist allerdings darauf zu verweisen, dass die meisten der ausgewerteten Versuche keine gestaffelte K-Düngung aufweisen.

Abhängigkeit der K-Verlagerung von der Bodenart

Entscheidend sind hingegen die Bodenart und der Tonanteil. In sandigen Böden mit geringem Tonanteil traten mit bis zu 14 mg K/l die höchsten Konzentrationen und Austragsraten auf (Brandis). Demgegenüber wurde in tonreichen Böden die geringste Kaliumverlagerung gemessen. Das Sickerwasser der Löß- und Keuperverwitterungsböden (Tu2 bis Tu4) in Brandis, Buttelstedt und Kassel wies K-Konzentrationen von 0,3 bis 1,8 mg K/l auf. Die Ursache liegt im Fixierungsvermögen der Tonminerale für Kationen. Diese bestimmen maßgeblich die in der Bodenlösung verfügbare Kaliummenge und damit auch die Möglichkeit für Verlagerungsvorgänge. So wurden z.B. im Leipziger Lysimeter beim Vergleich verschiedener Böden folgende Austragsmengen in 1 m Tiefe gemessen: 10,6 kg K/ha und Jahr unter anlehmigem Sand; 8,3 unter sandigem Lehm; 3,2 unter Lehm. In Brandis reichte die Spanne in 3 m Tiefe von unter 1 kg auf stark tonhaltigem Lößboden bis zu 24 kg K/ha und Jahr auf tonarmem sickerwasserreichem D-Standort. In den tonarmen Sandböden wird Kalium nur in geringem Maße an die Tonminerale gebunden und unterliegt daher in hohem Maße der Verlagerungsgefahr. Auf bindigeren Böden steigt die Verlagerungsgefahr wenn Schrumpfrisse auftreten.

Wirkung der Sickerwassermenge auf die verlagerte K-Menge und die K-Konzentration des Sickerwassers

Die Konzentration an Kalium im Sickerwasser und die absolute verlagerte Nährstoffmenge sind keine umweltrelevanten Parameter. Für die Landbewirtschaftung können die K-Verluste jedoch von wirtschaftlicher Bedeutung sein, da sie zumindest auf schlecht oder gerade optimal versorgten Flächen ersetzt werden müssen.

In den ausgewerteten Lysimeterversuchen konnte ein klarer Zusammenhang zwischen der Sickerwassermenge und der Kalium-Konzentration im Sickerwasser belegt werden. Mit steigenden Sickerwasserraten nahm die Konzentration an Kalium ab. Hohe Werte wurden hingegen in Jahren mit geringem Sickerwasseranfall festgestellt. Auch im Jahresverlauf zeigte sich dieser Zusammenhang. In Schwerstedt waren zu Beginn der Sickerwasserperiode die höchsten Gehalte festzustellen, danach ein Rückgang bis zum Ende der Sickerwasserperiode. Insgesamt konnte ein einheitlicher Trend zu hohen Mengen verlagerten Kaliums bei hohen Sickerwassermengen festgestellt werden. Dies unterstreicht die prinzipielle Mobilität und Verlagerungsgefahr von im Boden frei verfügbarem und nicht an Tonmineralen gebundenem Kalium.

Die je Jahr mit dem Sickerwasser ausgetragenen K-Frachten reichten von 0,06 bis 2,0 kg K/ha auf den Löß- und Keuperverwitterungsböden, sowie 3 bis 11 kg K/ha auf den mit höheren Tonanteilen ausgestatteten sandig-lehmigen Böden der Partheniederung, der Altmark und des nordostmecklenburgischen Flachlandes. Auf einzelnen Standorten, wie den sandigen Böden der Partheniederung in Brandis lagen sie aber mit bis zu 24 kg K/ha auch deutlich darüber und erreichten damit eine wirtschaftlich relevante Größenordnung. Hierfür verantwortlich dürften aber eher die hohen positiven K-Salden sein und weniger die Sickerwassermenge.

Auswirkung differenzierter Bewirtschaftung (Düngung, Bodenbearbeitung) auf die K-Verlagerung

Neben den unterschiedlichen Böden wirkten sich auch geprüfte Bewirtschaftungsvarianten auf den Kaliumaustrag mit dem Sickerwasser aus.

Mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung wurde in Leipzig eine Zunahme der Kaliumverlagerung festgestellt. Diese ist vermutlich auf die größere Anzahl an Grobporen und damit die gesteigerten Sickerwassermengen zurückzuführen.

Die Kalium-Düngung wirkt sich hingegen im Mittel kaum direkt auf die mit dem Sickerwasser ausgetragene K-Menge aus. In Einzelfällen konnten jedoch durch hohe Düngermengen resultierende erhöhte Kaliumfrachten im Sickerwasser festgestellt werden (Kasseler Becken). Am ehesten ist dies jedoch auf sandigen Böden mit hohen Sickerwasserraten der Fall. Auf diesen Böden sollte daher keine K-Vorratsdüngung im Herbst erfolgen.

Insgesamt wird mit den Untersuchungen belegt, dass für die Kaliumverlagerung in erster Linie die jeweiligen Bodeneigenschaften (z.B. der Tongehalt) bestimmend sind. Insbesondere auf sandigen durchlässigen Böden können die Verluste über das Sickerwasser wirtschaftlich relevante Größenordnungen (20 bis 30 kg/ha) erreichen. Auf bindigen tonhaltigen Böden bleiben die ausgetragenen Mengen demgegenüber gering. Sie dürften hier von der Anzahl an Schrumpfrissen und Grobporen bestimmt sein. Bei der Festlegung von Menge, Art und Zeitpunkt der Kaliumdüngung müssen daher neben dem Pflanzenbedarf und dem Versorgungszustand des Bodens unbedingt die Standortbedingungen berücksichtigt werden.

Nachteilige Umweltwirkungen sind durch die gemessenen Kaliumausträge mit dem Sickerwasser nicht zu erwarten.

3 Magnesium

Im Boden ist Magnesium häufig in Form von carbonathaltigen Mineralen und Silikaten gebunden. Kommt es zur Auswaschung, wird es als zweiwertiges Kation ausgetragen. An den untersuchten Standorten betrug die ausgetragene Nährstoffmenge durchschnittlich 6 bis 417 kg Mg/ha und Jahr.

Es ist festzustellen, dass die Bodenart die Höhe der Austragung stark beeinflusst. Tonigmergeliges und dolomitisches Ausgangsgestein besteht zu großen Anteilen aus magnesiumhaltigen Silikaten, aus denen beim Prozess der Verwitterung Magnesium freigesetzt wird. Deshalb verursachen höhere Mergel- und Tonanteile im Boden höhere Mg-Fachten. Aus diesem Grund kann aus der Höhe des Mg-Saldos kein direkter Einfluss auf die verlagerte Magnesiummenge festgestellt werden.

Zusammenhang zwischen dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Mg im Boden, dem Mg-Saldo und der verlagerten Mg-Menge

Die Bodengehaltswerte stiegen an allen Versuchsstandorten, außer in Kassel-Herleshausen, während der letzten 10 bis 15 Jahre an. Die Ursachen für den Anstieg liegen einerseits in der Verwendung von organischen Düngemitteln oder dem Einsatz von magnesiumhaltigen Kalken. Anderseits können auch die geogen bedingten Quellen große Mengen Magnesium freisetzen, die dann zu einer Anreicherung von Magnesium Ionen in der Bodenlösung führen. Besonders deutlich wird dies an den Bodenuntersuchungsergebnissen in Schwerstedt. Die Bilanzsalden waren hier langjährig negativ, trotzdem stiegen die Bodengehaltswerte langsam an. Die verlagerte Nährstoffmenge in Schwerstedt ist besonders hoch und nicht vergleichbar mit denen anderer Standorte. Trotz negativer Bilanz werden hier im Mittel der Jahre 417 kg Mg/ha und Jahr in tiefere Schichten unter 1,3 m ausgetragen. Diese hohe Fracht wird durch das geogene Magnesium-Vorkommen und die hohe Sickerwassermenge hervorgerufen.

An den Standorten in Brandis und Leipzig ergaben sich durch den Einsatz von organischen Düngern hohe Bilanzüberschüsse von 60 bis 118 kg Mg/ha und Jahr. Die Bilanzüberschüsse führten zu schnell ansteigenden pflanzenverfügbaren Magnesiummengen im Oberboden. Die hohen Gehalte hatten aber keinen signifikanten Einfluss auf die verlagerte Nährstoffmenge. Mögliche Ursachen können der geringe Sickerwasseranfall, oder auch eine ausreichende Anzahl von freien Bindungsplätzen im Boden sein.

Sehr niedrige oder negative Bilanzsalden wie in Buttelstedt oder Methau verhindern den Austrag aus der Wurzelzone jedoch nicht. Es besteht also kein genereller Zusammenhang zwischen dem Magnesiumsaldo einer Fläche und der Nährstoffmenge, die durch Sickerwasser ausgetragen wird.

Abhängigkeit der Magnesiumverlagerung von dem Boden und der Sickerwassermenge

Entscheidend für die Magnesiumverlagerung sind Bodenart und Höhe der Sickerwassermengen. Hohe Niederschlagsmengen in kurzer Zeit erhöhen die Gefahr einer hohen Sickerwassermenge. Hierdurch steigt die Verlagerung von Nährstoffen und feinen Bodenpartikeln. Überlagert wird dies durch den Einfluss der Bodenart. Die Austragsmenge nimmt von Sand über anlehmigen Sand hin zu Lehm unter hohen Sickerwassermengen stark zu. Auf flachgründigen Sandböden mit geringen Schluffanteilen und Tonanteilen werden Ionen in der Bodenlösung mit dem anfallenden Sickerwasser leicht aus der Wurzelzone ausgewaschen und in tiefere Bereiche verlagert. Diese Böden sind jedoch von Natur aus magnesiumarm, da sie kaum magnesiumhaltige Silikate enthalten. Die mögliche Austragsmenge ist klein. Dagegen steigt die Fracht mit dem Tonanteil bei hoher Sickerwassermenge an, da austauschbare Mg-Ionen in die Bodenlösung übergehen und ausgetragen werden können.

In tiefgründigen lehmunterlagerten sorptionsstarken Lößböden mit sporadischem Sickerwasseraufkommen werden nur sehr geringe Mengen des Magnesiums verlagert. Die geringen Sickerwassermengen haben zur Folge, dass der hohe Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium den Pflanzen über einen langen Zeitraum zur Verfügung steht und die Nährstoffe den Wurzelraum selten verlassen. Am Standort Buttelstedt konnte eine Beziehung zwischen der Magnesium-, Calcium- und der Hydrogencarbonat-Konzentration im Sickerwasser gefunden werden. Hohe Sickerwassermengen erhöhen dabei den Kohlenstoffdioxidpartialdruck im Boden. Die entstandene schwache Säure löst Magnesium und Calcium aus carbonathaltigen Silikaten, die mit dem Sickerwasser abgeführt werden. Der Verlagerung und der Austrag von Magnesium kann durch viele freie Bindungsstellen und stabilen Ton-Humus-Komplex verringert werden, niedrige Sickerwassermengen begünstigen dabei die Anreicherung von Magnesium im Oberboden

Abhängigkeit der Magnesiumkonzentration des Sickerwassers vom Boden und der Sickerwassermenge

Die Konzentration von Magnesium-Ionen im Sickerwasser ist differenziert von der verlagerten Menge zu betrachten. Für die Verwendung des Wassers in technischen Anlagen sowie die Einspeisung ins öffentliche Trinkwassernetz sind die Auswaschungsverluste pro Flächeneinheit im Gegensatz zur Magnesiumkonzentration im Sickerwasser zweitrangig. Sandige Ausgangsubstrate führen bei steigender Sickerwassermenge zu einer gleichbleibenden bis leicht fallenden Ionenkonzentration. Sand enthält nur wenig magnesiumhaltige Minerale. Aus diesem Grund kommt es im Sickerwasser mit steigender Sickerwassermenge zu einem Verdünnungseffekt. Sandige Lehme und Lehme enthalten dagegen höhere Ton- und Carbonatanteile, aus denen durch die chemische Reaktion von Magnesiumcarbonat zu Magnesium und Hydrogencarbonat immer wieder Magnesium freigesetzt wird. Der Tonanteil ist ausschlaggebend dafür, dass die Magnesiumkonzentrationen im Sickerwasser mit höher werdenden Sickerwassermengen steigen.

Auswirkung differenzierter Bewirtschaftung (Düngung, Bodenbearbeitung) auf die Mg-Verlagerung

Eine Differenzierung hinsichtlich der Auswaschung und Verlagerung von Magnesium in Abhängigkeit von der Düngeform, dem Düngezeitpunkt oder der Düngehöhe des Magnesiums konnte nicht festgestellt werden.

Die Bewirtschaftungsform hat je nach Kulturart Einfluss auf die Sickerwassermenge und damit auch auf die Austragsmenge. Wassersparende Bodenbearbeitung kann in einigen Naturräumen den Sickerwasseranfall erhöhen und damit das Austragsrisiko steigern. Auf den konventionell geführten Lysimetern in Leipzig konnte der Einfluss unterschiedlicher Intensität der Bodenbearbeitung und der Stickstoffdüngung gegenüber den Magnesiumausträgen gezeigt werden. Eine höhere Stickstoffdüngung führte unter sonst gleichen Bedingungen zu einem Anstieg der ausgetragenen Menge an Magnesium. Mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung war auf den lehmigen Böden eine Zunahme des Mg-Austrags zu beobachten, bedingt durch die höhere Sickerwassermenge. Zu beachten ist aber, dass die Lysimeteranlage nur ein Meter tief und somit flacher als der maximal durchwurzelbare Bodenhorizont ist. Unter realen Bedingungen nehmen die Pflanzen auch aus tieferen Schichten Nährstoffe auf, die Austragsmenge verringert sich um diesen Teil.

Nach mehrjähriger Bewirtschaftung ohne Magnesiumzufuhr kommt es bei hohen Niederschlägen zu einer Verarmung im Oberboden. Bei der Umstellung eines Teils der Lysimeteranlage Falkenberg auf eine ökologische Bewirtschaftung fanden sich die geringeren pflanzenverfügbaren Magnesiumgehalte im Boden nicht im Sickerwasser wieder. Trotz negativer Bilanzsalden unterscheidet sich hier die Mg-Auswaschung im Vergleich zu der intensiven Bewirtschaftungsvariante mit einem positiven Saldo (+24 kg Mg/ha und Jahr) nicht wesentlich.

4 Schwefel

Pflanzenverfügbarer Schwefel (S) in Form von Sulfat (SO_4^{2-}), weist wie Nitrat eine hohe Mobilität im Boden auf und kann aufgrund der Auswaschungsgefährdung zu einer Belastung der Gewässer beitragen. Der Grenzwert für Trinkwasser beträgt 250 mg SO_4^{2-} pro Liter.

Anhand vorliegender langjähriger Lysimeter- und Saugsondenversuche wurden unter landwirtschaftlicher Nutzung mittlere SO_4^{2-} Konzentrationen im Sickerwasser im Bereich von teilweise deutlich unter 10 mg/l (Alpenvorland) bis 630 mg/l (Lößregion, Brandis) ermittelt. Die mittlere jährliche Schwefelfracht lag zwischen rund 5 und 130 kg S/ha.

Die niedrigsten S-Austräge wurden im niederschlagsreichen Alpenvorland erfasst. Die höchsten S-Austräge waren auf tiefgründigen Lößböden mit hohem Wasserspeichervermögen in der Lößregion (Standort Brandis) feststellbar. Diese hohen S-Frachten sind auf eine S-Anreicherung in niederschlagsarmen Regionen aufgrund der in der Vergangenheit hohen S-Zufuhr durch die atmosphärische S-Deposition von regional über 100 kg S/ha und Jahr, sowie eine S-Zufuhr als Begleitstoff über Stickstoff-Dünger (v. a. auf dem Gebiet der ehemaligen DDR) zurückzuführen.

Geogen bedingt, infolge von Gipseinlagerungen, wurden im Sickerwasser der Schwarzerde aus Tonmergeln im Thüringer Becken sehr hohe SO_4^{2-} Konzentrationen von 1418 mg/l und S-Frachten von 600 kg S/ha und Jahr gemessen.

Zusammenhang zwischen dem Gehalt an pflanzenverfügbarem S im Boden und der S-Verlagerung

Ein positiver Zusammenhang zwischen dem Gehalt an pflanzenverfügbarem S (S_{min}) und der S-Verlagerung wurde auf dem Löss-Lehm Boden in Sachsen (Methau) erfasst. Dieser wies sehr hohe Smin-Gehalte von 100 kg S/ha auf, die seit 1998, trotz hoher jährlicher S-

Bilanzüberschüsse von > 80 kg S/ha, einen stark abnehmenden Trend zeigten. Analog hierzu war ein abnehmender Trend der S-Verlagerung zu beobachten. Ursache dafür ist vermutlich der gleichzeitige Rückgang der ehemals hohen atmosphärischen S-Deposition seit 1990 von > 150 kg auf derzeit < 10 kg S/ha und Jahr am Standort.

Bei den leichten Böden der Sandlößlandschaften in Nordwestsachsen der Stationen Brandis und Nossen (ehemals Leipzig) lagen die S_{min}-Gehalte im Zeitraum nach 2009 (also ohne Einfluss einer früheren hohen S-Deposition) auf einem niedrigen Niveau zwischen 10 und 27 kg S/ha. Diese niedrigen Smin-Gehalte sind durch die vergleichsweise hohe Sickerwasserbildung und entsprechend hohe sickerwassergebundene SO_4^{2-}-Verlagerung auf den leichten Standorten, die eine schnellere Auswaschung des S-Pools aus der Vergangenheit zur Folge hatte, begründet.

Aufgrund der stark abnehmenden atmosphärischen S-Deposition und dem überwiegenden Einsatz S-freier Dünger, die sich in einer Abnahme der S_{min}-Gehalte im Boden widerspiegelten, war in den letzten Jahren vermehrt ein S-Mangel an Kulturpflanzen feststellbar.

Die im Vergleich zu den anderen Standorten höchsten S_{min}-Gehalte von 179 kg S/ha wies geogen bedingt die Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers in Thüringen auf.

Abhängigkeit der S-Verlagerung von der Bodenart und der Sickerwassermenge

Ein Einfluss der Bodenart auf die S-Verlagerung war an den Versuchsstandorten mit ehemals hoher S-Zufuhr (S-Deposition, Düngung) nachweisbar. So wurden höhere S-Frachten bei tiefgründigen lehmigen Lößböden im Vergleich zu leichten Böden erfasst (Lößstandorte in Sachsen und Thüringen). Es ist davon auszugehen, dass diese hohen S-Frachten noch auf den Einfluss der hohen S-Zufuhr aus der Vergangenheit zurückzuführen sind, die zu einer S-Anreicherung der Böden führten. Auf tiefgründigen Lehmböden mit geringen Austauschraten des Bodenwassers kann S in Abhängigkeit vom Tongehalt über mehrere Jahre in der Wurzel- und Dränwasserzone zurückgehalten werden. In niederschlagsreichen Jahren ist dann, unabhängig von der Höhe der aktuellen Einträge, eine Auswaschung eines überproportional hohen Anteils des S-Pools möglich. Analog zur abnehmenden S-Zufuhr (atmosphärische Deposition, Düngung) in den letzten Jahren zeichnete sich auch ein abnehmender Trend der S-Auswaschung auf den tiefgründigen Lößböden (Standorte Brandis und Buttelstedt) auf das Niveau der leichteren Böden ab. Auf den leichten lehmigen Sanden der Lysimeterstationen in Mecklenburg-Vorpommern und der Altmark wurden ebenfalls mit 24 und 26 kg/ha vergleichsweise niedrige S-Frachten ermittelt.

In den meisten Versuchen wurde ein positiver Zusammenhang zwischen der Sickerwassermenge und der S-Verlagerung festgestellt. Die höchsten S-Austräge wurden im sickerwasserreicheren Winterhalbjahr erfasst (ca. 75% des gesamten Jahresaustrages an den Standorten Brandis und Falkenberg). Das niederschlagsreiche Alpenvorland zeigte demgegenüber von allen Standorten die niedrigste S-Verlagerung bei gleichweise hohen Sickerwassermengen. Das ist vermutlich auf die in der Vergangenheit in dieser Region niedrigeren atmosphärischen S-Einträge (fehlende Braunkohleindustrie) und geringere Nachlieferung aus dem Boden-S-Pool zurückzuführen.

Auswirkung differenzierter Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung,) auf die S-Verlagerung

Ein Zusammenhang zwischen der Intensität der Bodenbearbeitung und der S-Verlagerung konnte auf den lehmigen Böden der Lysimeterstation in Nossen (ehemals in Leipzig) festgestellt werden. Die S-Auswaschung nahm mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung in der Reihenfolge Pflug < Grubber < Direktsaat zu. Dieser Zusammenhang ist allerdings durch eine Zunahme der Sickerwassermenge bei reduzierter Bearbeitung begründet.

Die langjährigen Lysimeter- und Saugsondenversuche zeigten an mehreren Standorten, dass die SO_4^{2-}-Auswaschung maßgeblich vom S-Saldo beeinflusst wurde. So wurde ein positiver Zusammenhang zwischen jährlichem landwirtschaftlich bedingtem S-Saldo und der SO_4^{2-}-S-Fracht bei fehlendem oder nur geringem Einfluss der S-Deposition am Beispiel der Lysimeterversuche in der Altmark (Falkenberg) und im Kasseler Becken (Kassel-Harleshausen) sowie der Saugsondenanlagen im Alpenvorland (Puch, Spitalhof) nachgewiesen.

Ebenso wurden bei hohem S-Düngeniveau und hoher jährlicher S-Überschüsse von > 80 kg S/ha auf dem Lößlehm am Standort Methau, in einer Tiefe von nur 60 cm, hohe S-Frachten von im Mittel 114 kg/ha und Jahr erfasst.

Auf der Parabraunerde im Alpenvorland (Puch) weisen dreifach höhere SO_4^{2-}-Konzentrationen des Sickerwassers nach Ausbringung von Sulfat-S im Zusammenhang mit einer Grunddüngung im Herbst im Vergleich zur Gülledüngung während der Vegetationszeit auf den Einfluss des Ausbringungszeitpunktes auf die S-Auswaschung in niederschlagsreichen Regionen hin.

Bei allen vorgestellten Versuchsvarianten mit geringer Intensität (Dauerbrache, geringe organische bzw. mineralische S-Düngung, Kiesparzelle) zeigte sich analog zur abnehmenden atmosphärischen S-Deposition ein rückläufiger Trend bei der S-Auswaschung.

5 Schlussfolgerungen

Anhand der in dieser Broschüre dargestellten Ergebnisse langjähriger Untersuchungen von Lysimeter- und Saugkerzenanlagen in Nord-, Mittel- und Süddeutschland lassen sich folgende wichtige Erkenntnisse ziehen.

Sehr hohe Nährstoffgehalte an Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Schwefel (S) in der Ackerkrume bzw. im humosen Oberboden erhöhen das Verlagerungsrisiko aus dem Wurzelraum. Somit kann eine Bodennutzung, deren Nährstoff-Input langfristig deutlich über der Nährstoffabfuhr liegt zu einem erhöhten Nährstoffverlust führen. Bei den Nährstoffen P und S kann das eine unerwünschte Belastung der Gewässer nach sich ziehen. Im Fall von K, Mg und S kann damit eine wirtschaftliche Einbuße für den Landwirt verbunden sein. Eine langfristig über den pflanzlichen Nährstoffbedarf hinausgehende hohe Intensität der Düngung sollte deshalb vermieden werden. Als nachhaltig ist diejenige Düngermenge zu verstehen, die bei einem anzustrebenden Bodennährstoffgehalt (Gehaltsklasse C bei P, K und Mg) die durch das Erntegut abgefahrene Nährstoffmenge ausgleicht.

Die Nährstoff-Bindungskapazität des Bodens und die klimatischen Verhältnisse sind entscheidende Faktoren für die Auswaschung der Nährstoffe P, K, Mg und S.

Ein starker Einfluss auf die Auswaschungsgefährdung von K, Mg und S geht von der Höhe der Sickerwassermenge aus. Insbesondere auf sandigen Böden mit geringem Nährstoffbindungsvermögen sowie auf lehmigen Böden in niederschlagsreichen Regionen kann eine Düngung zur Vegetationszeit an Stelle einer hohen Grunddüngung im Herbst dazu beitragen, die Nährstoffverluste über den Sickerwasserpfad zu begrenzen und damit die Effizienz der Düngung zu verbessern.

Dagegen wird die Auswaschung von P aus dem Wurzelraum bei Bodengehalten bis in den Bereich der Gehaltsklasse D auf mittel- bis tiefgründigen lehmigen Böden nur selten durch die Sickerwassermenge beeinflusst. Erst bei sehr hohen Bodengehalten, die deutlich über der Untergrenze der Gehaltsklasse E liegen, kann es mit zunehmender Sickerwassermenge zu einem Anstieg der P-Auswaschung kommen. Dies trifft insbesondere für flachgründige sowie durch präferenzielle Fließbahnen (Makroporenfluss) geprägte Böden zu.

Beim Nährstoff P hat die aus dem Wurzelraum ausgetragene niedrige Fracht keine wirtschaftliche Bedeutung. Andererseits kann schon eine geringe Erhöhung des P-Austrages für

die angrenzenden Gewässer problematisch werden, wenn die P-Konzentration des Sickerwassers den für den jeweiligen Gewässertyp tolerablen Wert übersteigt. Höhere Sickerwassermengen begünstigen eine Verdünnung der P-Konzentration des Sickerwassers. In den ausgewerteten Versuchen werden daher Grenzwerte von 0,1 (§13 der DüV) bzw. 0,15 mg P/l (LAWA) auf Standorten mit Austauschraten des Bodenwassers von deutlich über 100% nicht erreicht. Auf den Lößböden im mitteldeutschen Trockengebiet kann dagegen die Gesamt-P-Konzentration im Bereich von 0,1 mg P/l liegen. Dies ist auf die sehr geringe Sickerwassermenge dieser Standorte zurückzuführen und als unvermeidbar zu sehen. Gleichwohl ist auch hier die ausgewaschene P-Menge extrem gering. Bei sehr hohen P-Gehalten im Oberboden besteht hingegen generell ein erhöhtes P-Verlagerungsrisiko mit der Folge der Überschreitung von Grenzwerten der Konzentration im Sickerwasser. Skelettreiche und stark tonhaltige Böden mit Neigung zur Schrumpfrissbildung haben aufgrund des schnell abfließenden Bodenwassers über Makroporen ein etwas höheres P-Verlagerungsrisiko. Dort kann es unabhängig vom Boden-P-Gehalt zeitweilig zu erhöhten P-Konzentrationen im Sickerwasser kommen. Dieser Umstand sollte bei der Terminierung der P-Düngung standortbezogen berücksichtigt werden.

Die Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass es bei den Nährstoffen K, Mg und S zwischen der Nährstoffauswaschung bei niedrigen und optimalen Nährstoffgehalten des Bodens kaum einen Unterschied gibt. Unabhängig davon, ob die Bewirtschaftung extensiv oder intensiv, im ökologischen oder konventionellen Landbau stattfindet, erfolgt ein vom Standort abhängiger Nährstoffverlust über den Sickerwasserpfad. Dieser ist als weitgehend unvermeidbar einzustufen und ist in den Düngungsempfehlungen enthalten.

Mit Ausnahme leichter und sickerwasserreicher Standorte spielen positive Nährstoffsalden eines Einzeljahres für die Nährstoffauswaschung kaum eine Rolle.

Standorte	Brandis (6)	Methau (9)	Leipzig (5)	Buttelstedt (7)	Schwerstedt (7)	Kassel (4)	Groß-Lüsewitz (1)	Falkenberg (2)	Puch (10)	Spitalhof (11)
Bundesland	**SN**			**TH**		**HE**	**MV**	**ST**	**BY**	
Naturraum	Leipziger Lößtiefland, Mittelsächsisches Lößhügelland	Mulde-Lößhügelland	Mittelsächs. Lößhügelland, Elbe-Mulde-Tiefl., Unt. Erzgeb.-lage	Thüringer Becken		West-hessische Senke	Nordostmecklenburgisches Flachland	Altmark	Alt-Morän.-hügelland , nördl. Alpenvorl.	Allgäuer Alpenvorland
Klima (LjM) NS [mm] T [°C]	673 9,3	680 8,2	608 8,2	544 8,3		622 8,9	686 8,3	542 8,5	920 8,0	1290 7,0
Boden	Braunerde (Su3, S), Braunerde-Pseudogley (Uls), Braunerde (Su4, Ls4), Löß-Parabraunerde (Ut4)	Löß-Braunstaugley (Ut2)	Löß-Braunstaugley (Ut4), Podsol (Sl2), Sandlehm-Braunerde (Uls, Slu)	Braunerde-Tschernosem- lö (Lu), Para-Rendzina- k (Lt3, Ls2, Lt2, Lu)	Pelosol-Tschernosem (Tu2)	Parabraunerde (Ut3-Ut4, Tu4)	Pseudogley-Parabraunerde (Su3, Sl3-Sl4)	Pseudogley-Parabraunerde (Sl4, Sl2)	Parabraunerde (Ls, Lu, Ut4)	Parabraunerde (Lu mit Steinen)
Bewirtschaftung	**1981-1992** konv., intensiv **1993-1998** , Brache, ökolog. **ab 1999** konv. mit Düngebedarfsermittlung	**seit 1966** konventionell	**2000-2012** verschied. Bodenbearb.-verfahren	**1984-1994** konv. Ackerbau (AL) **1995-2004** Feldgemüse (FG) **ab 2005** konv. Ackerbau (AL)	**2003-2014** Marktfrucht-Futterbaubetrieb	**1995-2013** Vergleich ökologisch u. konvent., extensiv u. intensiv, nachwachs. Rohstoffe (NWR)	**1991-1997** konv., intensiv **2007-2010** ökolog. **ab 2011** konv. Ackerbau	**1992-2012** Vergleich ökologisch , konventionell, Dauerbrache	**2001-2013** Ackerland, ZF betont (AL) **2003-2011** Grünland (GL)	**2000-2010** Grünland
Düngung	min.-org., organisch, mineralisch	mit/ohne organisch, min. N-Steigerung	mineralisch	min. –org., ab 2005 mineralisch, mineral.-org.	mineral.-org.	organisch, mineralisch, mineral.-org.	organisch, mineralisch, Gärrest	organisch, mineral.-org.,	AL: mineral., org.-min. N GL: org., ab 2008 min.(ohne N), org., org.+min. N	ohne Düngg., min., org. ab 2008: min. (ohne N), org., org.+min. N
Lysimetertyp	wägbar, 1 m², 3 m Tiefe,	Trichterlysimeter, 0,2 m^2, 0,6m Tiefe	1 m², 1 m Tiefe	wägbar, 2 m², 2,5 bzw. 2 m Tiefe	Trichterlysimeter: 0,5 m^2, 1,3 m Tiefe	1m^2, 1,5 m Tiefe	wägbar, 1 m², 2,1 m Tiefe	1 m², 1,25 m Tiefe	Saugkerzen, in 0,6 und 1,2/1,3 m Tiefe eingebaut	
Sickerwassermenge, langj. [mm/a]	55…196[1]	115…166[2]	134…226[1] 155…188[2]	14 (lö, AL) 79 (lö, FG) 36 (k, AL)	118 (mit Modell berechnet)	102...162[2]	184	87…123[2]	geschätzt: 250 (AL) 220 (GL)	geschätzt: 570

Standorte	Brandis (6)	Methau (9)	Leipzig (5)	Buttelstedt (7)	Schwerstedt (7)	Kassel (4)	Groß-Lüsewitz (1)	Falkenberg (2)	Puch (10)	Spitalhof (11)
Austauschrate Bodenwasser (%)	36 (lö) 86…345[1] (diluvial)	154… 171[2]	38…130[1] 65…77[2]	3 (lö, AL) 17 (lö, FG) 16 (k, AL)	22	19…33[2]	101	34…47[2]	ca. 100	ca. 200
P-Saldo [kg/ha*a]	**1981-1992** +6…+23[1] **1993-1998** -8…-19[1] **1999-2013** -9… -29[1]	+33 (min) …+47 (min-org)	+3…+8[1] +5…+6[2]	**1984-2014** +12 (lö, AL+ FG) **2005-2014** +4 (k, min) +9 (k, min-org)	-15	+2…+9[2] (konv.) -4…+2[2] (ökol.)	k. A.	+3 (konv.) -19 (ökol.)	**2001-2013** +14 (AL, org) -1 (AL, min) **2003…2007** +56 (GL) **2008…2010** -3…+16 (GL)	-23 (ohne) ….+12 (org)
P-CAL-Gehalt [GK, mg/100g Boden]	**1981-1998** D…E[1] **1999-2013** C…D[1]	**2000**: D **2015**: E (12 bis 20)[7]	C[1,2]	D[1,2]	E (20)	D (konv.) B (ökol.)	**2011-2014:** E	E (14) (konv.) C (ökol.)	C (AL) B (GL)	B
PSC´ [mmol/ kg] 0…20 cm	33…47	44…47	29…66	43 (lö) 36 (k)	47	37…42	k. A.	25…28	45…46	36
DPS´ [%] 0…20 cm	26…41	37…50	32…50	24 (lö) 36 (k)	43	25…40	k.A.	40…55	28…31	60
P-Gesamt-Konzentration [mg/l]	0,11…0,28[1,4] (150 cm) 0,11…0,13[1,5] (300 cm)	0,4 (min) …0,8 (min-org)	0,1[1,2]	0,06 (lö, AL+ FG) 0,078 (k, min) 0,121 (k, min-org),	0,148 (0,11…0,27[3])	0,11…0,22 (konv.) 0,16…0,19 (ökol.)	0,03 (o-PO_4-P)	0,03 (konv.) 0,03 (ökol.)	0,14 (AL,org) 0,10 (AL, min) 0,22… 0,32 (GL)	0,04… 0,07
P-Austrag [kg/ha*a]	0,07 lö 0,17…0,23[1] diluvial (300 cm)	1,17… 1,8[2]	0,1[1,2]	0,022 (lö) 0,029 (k, min) 0,037 (k, min-org)	0,199	0,15…0,22 (konv.) 0,18…0,24 (ökol.)	0,05	0,04 (konv.) 0,03 (ökol.)	geschätzt: 0,3…0,4 (AL) 0,5..0,7 (GL)	geschätzt 0,23… 0,40
P-Austrag [% Düngung]	0,38…1,25[1]	2,3…2,5	0,37	0,06 (lö) 0,11 (k)	1,67	0,59 (konv.) 0,97 (ökol.)	k.A.	0,09 (konv.) 0,19 (ökol.)	geschätzt: 0,85 (AL) 0,5…1,8 (GL)	geschätzt: 0,7
Einflussfaktoren P-Austrag	Boden (Sandanteil), P-Boden-Gehalt (150 cm)	P-Saldo, P-Boden-gehalt	Boden-bearb. (P-Konz. bei Direktsaat am geringst.)	Boden (Ton- und Skelettanteil), Düngerart (nicht signif.)[6]	Boden (Tonanteil), P-Boden-Gehalt	Boden, Bewirtschaftungs-varianten kein Einfluss		Bewirtschaftungs-varianten kein Einfluss	Düngerart (nicht sign.)[6], AL oder GL	Bewirtschaftgsvar. kein Einfluss

Standorte	Brandis (6)	Methau (9)	Leipzig (5)	Buttelstedt (7)	Schwer-stedt (7)	Kassel (4)	Groß-Lüsewitz (1)	Falkenberg (2)	Puch (10)	Spital-hof (11)
Austauschrate Bodenwasser (%)	36 (lö) 86…345[1] (diluvi-al)	154…171[2]	38…130[1] 65…77[2]	3 (lö, AL) 17 (lö, FG) 16 (k, AL)	22	19…33[2]	101	34…47[2]	ca. 100	ca. 200
K-Saldo [kg/ha*a]	**1981-1992** -50…+53 **1993-1998** -185…+70 **1999-2013** -106…+20	+46…+164[2]	+27…+58[1] +39…+41[2]	**1984-2014** -24 (lö, AL + FG) **2005-2014** 0 (k, min) +40 (k, min-org)	-34	+14 …+71 (konv.) -14 … +28 (ökol.)	k. A.	-14 (konv.) -115 (ökol.)		
K-CAL-Gehalt [GK, mg/100g Boden]	**1981-1998** C…D[1] **1999-2013** B…C[1]	**2000**: E (28 K-DL) **2012**: E (>30 K-DL)[2]	C…E[1] (Sl2…Ut4)	C (lö) D (k)	E (60)	C (konv.) C (ökol.)	**2011-2014:** B…D[3]	D…E (konv.) B…C (ökol.)		
K-Gesamt-Konzentration [mg/l]	0,7 (lö) 2…14[1] (diluvial)	11,1 ... 26,5[2]	2,7…5,9[1] (Ut4…Uls) 4,1…4,7[2]	0,34 (lö, AL+FG) 2,1 (k, min) 1,8 (k, min-org)	1,55 (0,84..2,67[3])	0,38…1,82 (konv.) 0,77…0,97 (ökol.)	3,2	4,7 (konv.) 3,1 (ökol.)		
K-Austrag [kg/ha*a]	0,3 (lö) 3…24[1] (diluvial)	12…82[2] max.: bei Stallmist u. gerin-ger N-Düngg.	3,2…10,6[1] (Ut4…Sl2) 6,9…7,6[2]	0,06 (lö, AL) 0,24 (lö, FG) 0,75 (k, min) 0,53 (k, min-org)	2 (0,6…4,5[3])	0,84…1,29 (konv.) 0,58…0,93 (ökol.)	7,3	5,3 (konv.) 3,8 (ökol.)		
K-Austrag [% Düngung]	2,6 (lö) …210 (diluvial)	18	3,8…11,3[1] (Ut4…Sl2)	0,1 (lö) 0,6 (k)	3,4	1,0	k. A.	2,3…5,7[2]		
Einflussfaktoren K-Austrag	Bodenart, SW-Menge, K-Dünger-menge	SW-Menge, K-Düngermenge, org. oder min. Düngg.	SW-Menge, Bodenart, Boden-bearbeitungs-intensität	Boden (präferent. Fließbahnen), SW-Menge, Düngungsvariante kein Einfluss	SW-Menge, Boden (Schrumpf-risse)	min. K-Düngg.	SW-Menge	SW-Menge		

Standorte	Brandis (6)	Methau (9)	Leipzig (5)	Buttelstedt (7)	Schwer-stedt (7)	Kassel (4)	Groß-Lüse-witz (1)	Falken-berg (2)	Puch (10)	Spital-hof (11)
Austauschrate Bodenwasser (%)	36 (lö) 86…345 (dilu-vial)	154…171[2]	38…130[1] 65…77[2]	3 (lö, AL) 17 (lö, FG) 16 (k, AL)	22	19…33[2]	101	34…47[2]	ca. 100	ca. 200
Mg-Saldo [kg/ha*a]	**1981-1992** +26 …+39[1] **1993-1998** +13 …+56[1] **1999-2013** -10…-3[1]	0…+17[2]	+62…+69[1] +64[2]	**1984-2014** -11 (lö, AL+FG) **2005-2014** +6 (k, min) +10 (k, min-org)	-3	0…+11 (konv.) -4…-11(ökol.) +40 (NWR)	k. A.	+24 (konv.) -3 (ökol.)		
Mg-$CaCl_2$-Gehalt [GK, mg/100g Boden]	**1981…1992** B…D[1] **1993…2013** E[1]	n.b.	D…E (Ut4) B…D (Uls, Sl2)	E (lö) D (k)	E (40)	D…E[2]	**2011… 2014:** C…E[3]	D…E (konv.) C…E (ökol.)		
Mg^{2+}-Konzentration [mg/l]	58 (lö) 5…28[1] (diluvial)	12…17[2]	7…25[1] 16…17[2]	16…85[3] (lö) 25 (k, min) 22 (k, min-org)	378 (190..644[3])	11…17 (konv.) 12 (ökol.) 14 (NWR)	9	7 (konv.) 5 (ökol.)		
Mg-Austrag [kg/ha*a]	36 (lö) 9…35[1] (diluvial)	23…46[2]	16…36[1] 24…28[2]	22 (lö, AL+FG) 10 (k, min) 6 (k, min-org)	417 (136..858[3])	18…20 (konv.) 13…15 (ökol.) 12 (NWR)	22	8 (konv.) 6 (ökol.)		
Mg-Austrag [% Düngung]	273 (lö) 68…265[1] (diluvial)	151…170[2]	23…55[1]	226 (lö), 38 (k)	4170	22…>250[2]	k. A.	22…46[2]		
Einfluss-faktoren Mg-Austrag	Mg-Dünger-menge, Mg-Deposition, SW-Menge, geogen	SW-Menge, N-Dünger-menge wirken erhöhend	Boden (Ton-anteil), SW Menge, Bodenbe-arbeitungs-intensität	SW-Menge, geogen, Mg-Akkumulation beim Löß	geogen (Dolomit), SW-Menge	Bewirtschaftungs-varianten kein Einfluss	SW-Menge	SW-Menge, Bodengehalt (ökol.)		

Standorte	Brandis (6)	Methau (9)	Leipzig (5)	Buttelstedt (7)	Schwer-stedt (7)	Kassel (4)	Groß-Lüsewitz (1)	Falken-berg (2)	Puch (10)	Spitalhof (11)
Austauschrate Bodenwasser (%)	36 (lö) 86…345[1] (diluvial)	154…171[2]	38…130[1] 65…77[2]	3 (lö, AL) 17 (lö, FG) 16 (k, AL)	22	19…33[2]	101	34…47[2]	ca. 100	ca. 200
S-Saldo [kg/ha*a]	**1981-1992** +23…+40[1] **1993-1998** -8…-17[1] **1999-2013** +2… +7[1]	+74…+92[2]	+25…+36[1,2]	**1984-2014** +3 (lö, AL+FG) **2005-2014** +11 (k, min) +15 (k,min-org)	+22	+28…+52[2] (konv.) +25…+31[2] (ökol.)	k.A.	+3 (konv.) -10 (ökol.)	**2001-2013** 0…-1 (AL) **2003-2007** +15..+19[2] (GL) **2008-2010** -7..+3[2] (GL,org), +59 (GL, min)	-10 (ohne), 0..+19[2] (org), +48…+60[2] (min)
SO_4-Konzentration [mg/l]	630 (lö) 61…211[1] (diluvial), Anstieg mit Bodentiefe	113…164[2]	105…142[1] 120…133[2]	419 (lö,AL+FG) 139 (k, min) 149 (k,min-org)	1418 (796..2507[3])	3 (Kiesbeet) 52..107[2](konv.) 61…85[2] (ökol.)	35 (28…52[3])	68 (konv) 16 (ökol.)	**AL:** 15 (org) 25 (min) **GL: 2003-2007:** 10…16[2] (org) **2008-2010:** 7…8[2] (org), 26 (min)	2 (ohne) 1…3[2] (org) 5…25[2] (min)
S-Austrag [kg/ha*a]	130 (lö) 45…98[1] (diluvial)	84 …142[2] max.: bei Stallmist u. hoher min. N-Düngg.	62…70[1] 64…70[2]	52 (lö, AL+FG) 17 (k, min) 15 (k, min-org)	599	4 Kiesbeet 24…37[2] (konv.) 26…30[2] (ökol.)	24 (15…40[3])	26 (konv) 7 (ökol.)	**AL:** 14 (org), 23 (min.), **GL: 2003…07:** 7…11[2] (org.) **2008…2010:** 5…6[2] (org.), 19 (min.)	4 (ohne), 2…5[2] (org) 10…46[2] (min)
S-Austrag [% Düngung]	425…1226[1]	102…150[2]	124…159[1,2]	238 (lö)[2] 55…77[2] (k)	1793	31…88[2]	k.A.	88…120[2]	**AL:** 78 (org) 115 (min) **GL:** 20…30[2]	5…55[2]
Einfluss-faktoren S-Austrag	abnehmen-de S-Deposition, S-Dünger-menge, S-Akkumula-tion beim Löß, SW-Menge	min. S-Düngg., NO_3-Eintrag, Boden-gehalt, SW-Menge	Bodenart, SW-Menge, Bodenbe-arbeitungs-intensität	abnehmende S-Deposition, SW-Menge	geogen (Gips), Boden-gehalt, SW-Menge	abnehmende S-Deposition, S-Saldo	SW-Menge	abneh-mende S-Depo-sition, S-Saldo	S-Saldo, Ausbringungs-zeitpunkt des min. S-Düngers	S-Saldo

Abkürzungen der Tabelle

AL	Ackerland
diluvial	Ausgangsgestein Geschiebelehm oder glazifluviatile Sande
Düngg.	Düngung
DPS	Degree Phosphorus Saturation, P-Sättigungsgrad der P-Bindungskapazität an Fe- und Al-Oxiden
FG	Feldgemüse
GL	Grünland
k	Ausgangsgestein unterer Keuper
konv	konventioneller Landbau
LjM	langjähriges Mittel
lö	Ausgangsgestein Löß
min	mineralische Düngung
NS	Niederschlag
NWR	nachwachsende Rohstoffe
org	organische Düngung
ökol	ökologischer Landbau
PSC	Phosphorus Saturation Capacity, P-Bindungskapazität an Fe- und Al-Oxiden
SW	Sickerwassermenge
T	Temperatur
TM	pflanzliche Trockenmasse
ZF	Zwischenfrüchte

Erläuterung der Fußnoten

1	Wertespanne Böden
2	Wertespanne Varianten
3	Wertespanne Einzeljahre
4	Bodenlösung Saugkerze
5	Sickerwasser Lysimeter
6	zwischenzeitlich höhere Werte bei min.-org. mit Gülle im Vergleich zu mineralisch, Unterschied im Mittel der Jahre aber nicht signifikant
7	Bodenprobenahme 0…20 cm Tiefe im Frühjahr 2015, außer Schwerstedt und Falkenberg mit Bodenprobenahme-Termine inmitten des Untersuchungszeitraumes

III EINZELBEITRÄGE

LYSIMETERUNTERSUCHUNGEN ZUR AUSWASCHUNG VON PHOSPHOR, KALIUM, MAGNESIUM UND SCHWEFEL AUS BÖDEN DER SÄCHSISCHEN LÖSSGEFILDE IN ABHÄNGIGKEIT VON BEWIRTSCHAFTUNG UND WITTERUNG (BRANDIS)

Dr. Ulrike Haferkorn und Martin Rust (Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen)

1 Zielstellung

In der Lysimeterstation Brandis werden Wasser- und Stoffhaushaltsgrößen typischer sächsischer Ackerböden unter realen Witterungsbedingungen (einschließlich Deposition) und praxisnaher landwirtschaftlicher Nutzung ermittelt. Die Bewirtschaftung der Lysimeter und des umliegenden Feldes (Fruchtfolge, Düngung, Pflanzenschutz) orientiert sich seit Beginn der Messungen im Jahr 1981 an der Wirtschaftsform der regionalen Agrarbetriebe und unterlag, neben sich tendenziell ändernden klimatischen, auch wechselnden agrarpolitischen Rahmenbedingungen.

Auf Basis der vorliegenden Messreihen ist es möglich, Aussagen zur Verlagerung der Pflanzennährstoffe Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Schwefel (S) in ihren relevanten Bindungsformen zu treffen.

Aufgrund ihrer spezifischen Notwendigkeit für die Pflanzenernährung, unterschiedlichen chemischen Eigenschaften, Höhe und Form der Einträge und der standortabhängigen Verfügbarkeit für die Pflanzen, ergibt sich für jeden Nährstoff und für jeden der sechs in der Lysimeterstation Brandis untersuchten Böden, eine spezielle Versorgungssituation und Höhe der Auswaschung. Diese Untersuchungsergebnisse werden dargestellt und bewertet.

2 Material und Methoden

2.1 Zur Messanlage

Die in der Lysimeteranlage Brandis untersuchten Böden kommen von sehr unterschiedlichen Herkunftsflächen (HAFERKORN, 2013) und repräsentieren die wichtigsten Standortformen im Mittelsächsischen Lößgebiet. Die Messanlage ist seit 35 Jahren, bei unverändert fortgeführtem wissenschaftlich-technischem Konzept, in Betrieb. Damit ist es möglich, langfristige Auswirkungen der Bewirtschaftung auf den Nährstoffaustrag, zu erkennen und zu beschreiben.

Die 24 wägbaren Lysimeter (Abb. 1) haben eine Oberfläche von je 1 m^2, sind 3 m tief und enthalten ungestörte Böden (Bodenmonolithe). Lysimeter dieser Größe kompensieren die zahlreichen kleinräumigen Inhomogenitäten der Böden und beinhalten neben der Wurzelzone auch die obere Dränzone. Damit bieten sie Raum für die hier ablaufenden hydrologischen, chemischen und mikrobiellen Umsatzprozesse und liefern günstige Voraussetzungen für eine Übertragung der Untersuchungsergebnisse in die Fläche.

Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung der Messanlagen am Standort Brandis. Die meteorologischen Größen werden, wenn nicht anders angegeben, in 2 m Höhe gemessen. Die Niederschlagsmessung erfolgt in 1 m Höhe und erdbodengleich.

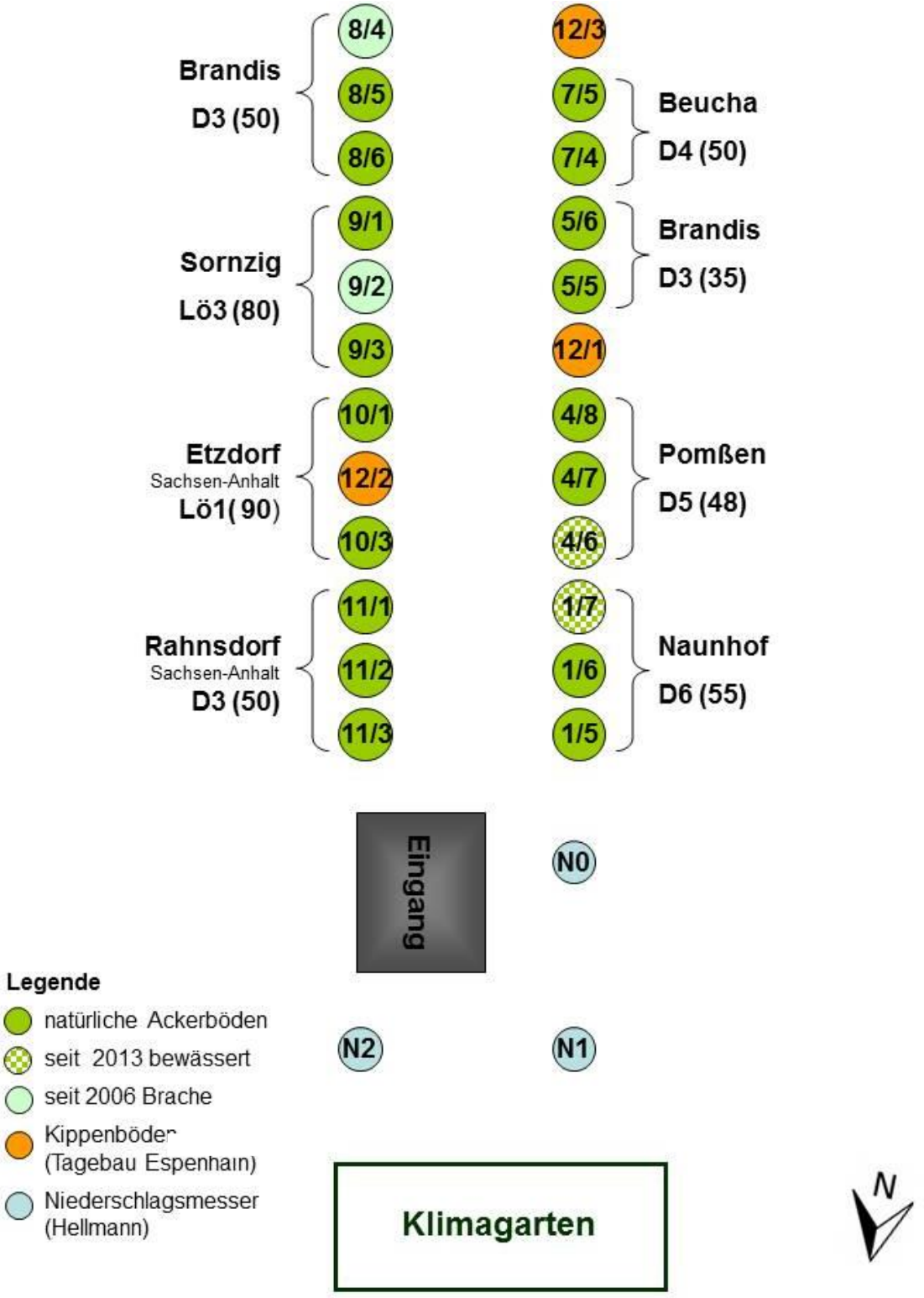


Abbildung 1: Skizze des Lysimeterfeldes (ohne Versickerungsmesser) der Station Brandis mit Bezeichnung des Entnahmeortes von jeweils 3 Bodenmonolithen, Standorteinheit, Bodenzahl und aktueller Nutzung der Lysimeter

Tabelle 1: Messeinrichtungen am Standort der Lysimeterstation Brandis (ohne Versickerungsmesser)

Messeinrichtungen	Parameter/Geräte	Anzahl	Messbeginn	Aufgabenstellung
Klimastation (Lufttemperatur in 2 m Höhe seit 1980 verfügbar)	Lufttemperatur[1]	3	1992	Erfassung der klimatischen Eingangsgrößen Statistik Bewertung signifikanter Änderungen
	Luftfeuchte[2]	2	1992	
	Luftdruck	1	2007	
	Windrichtung[3]	1	1992	
	Windgeschwindigkeit	2	1992	
	Globalstrahlung	1	1992	
	Sonnenscheindauer	1	1984	
Bodenmessplatz unter Gras	Bodentemperatur[4]	6	1995	Vergleichsmessungen in der Freifläche
	Bodenfeuchte[5]	6	1995	
	Saugkerzen[6]	5	1995	
Niederschlagsmesser	Sammelkanne	4	1980	Erfassung des Wasserdargebotes und der atmosphärischen Deposition
	Kippwaage	2	1992	
	Bulk-Sammler	3	1996	
	Ombrometer	1	2004	
wägbare Lysimeter	Sickerwasserauslauf	24	1980	Ermittlung der realen Verdunstung, Bodenfeuchte, Sickerwassermenge, Stofftransport und -umsatz
	Saugkerzen[7]	33	1994	
	Bodenfeuchte[7]	33	2000	
	Bodentemperatur[7]	33	2011	

[1] in den Höhen 200, 50 und 5 cm über Gelände
[2] in den Höhen 200 und 50 cm über Gelände
[3] in den Höhen 2 und 10 m über Gelände
[4] in den Tiefen 5, 10, 20, 50, 100 und 250 cm unter Gelände
[5] in den Tiefen 10, 20, 30, 40, 60 u. 100 cm unter Gelände
[6] in den Tiefen 30, 50, 100, 150 und 200 cm unter Gelände
[7] in den Tiefen 50, 150 und 250 cm unter Gelände

2.2 Bodeneigenschaften

Die Untersuchungen zum Nährstoffaustrag wurden an sechs typischen Bodenformen der Löß- und Sandlößlandschaften durchgeführt, die ihrer Herkunftsflächen entsprechend, durch zunehmende Tiefgründigkeit, Wasserspeicherkapazität und Sorptionskapazität gekennzeichnet sind (Tab. 2 und 3).

Es handelt sich um Standorte mit Sandlöß über Schmelzwassersanden (D3/LG 5, D5/LG 4), Sandlöß über Geschiebelehm (D3/LG 8, D6/LG 1 und D4/LG 7) und um einen Standort mit tiefgründigem Löß (Lö3/LG 9). D-Standorte sind auf ca. 20 Prozent und Löß(Lö)-Standorte auf ca. 50 Prozent der Ackerfläche Sachsens anzutreffen (LfUG, 1997).

Tabelle 2: Natürliche Standorteinheit (NStE), Bezeichnung der Lysimetergruppe (LG), Bodenform und Entnahmeorte von sechs Ackerböden der Lysimeterstation Brandis

NStE (LG)	**Bodenform (Kurzbezeichnung nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005)**
D3 (LG 5)	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe (BB) aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand (Entnahmeort: Brandis)
D3 (LG 8)	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe (LL-BB) aus Sandlöß über tiefen kiesführendem Moränenlehm (Entnahmeort: westl. Brandis)
D5 (LG 4)	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe (BB-LF) aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand (Entnahmeort: Pomßen)
D6 (LG 1)	lessivierter Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe (lBB-SS) über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöß über kiesführendem Moränenlehm (Entnahmeort: Naunhof)
D4 (LG 7)	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe (BB-SS) aus Sandlöß über kiesführendem Moränenlehm (Entnahmeort: Beucha)
Lö3 (LG 9)	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe (LL) aus Löß (Entnahmeort: Sornzig)

Tabelle 3: Bodeneigenschaften, effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}), organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), Gesamtstickstoffgehalt (N_t), Basensättigung (BS) und pH-Wert von sechs Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (0-25 cm Tiefe), Angaben aus der Zeit der Lysimetergewinnung (1978/79)

NStE (LG)	**Bodenart**	**Tongeh.** [%]	**Skelett** [%]	**Bodendichte** [g cm^3]	**nFK** [Vol. %]	**kf** [m s^{-1}]	**KAK_{eff}** [cmol kg^{-1}]	**C_{org}*** [%]	**N_t*** [%]	**C/N****	**BS**** %	**pH-Wert** ($CaCl_2$)*
D3 (LG 5)	lS	8	16	1,56	16,8	$1,8\times10^{-4}$	8,75	1,2 (1,3)	0,11	11,1	89,7	5,2 (6,8)
D3 (LG 8)	sL	6	4	1,59	22,6	$6,8\times10^{-4}$	7,39	1,2 (1,1)	0,10	12,6	96,1	5,2 (6,9)
D5 (LG 4)	sL	8	5	1,42	26,6	$3,7\times10^{-5}$	11,32	1,5 (1,4)	0,13	10,7	87,5	6,6 (7,2)
D6 (LG 1)	sL	11	5	1,45	28,0	$8,5\times10^{-6}$	14,76	2,9 (2,6)	0,16	13,6	122,3	6,5 (6,8)
D4 (LG 7)	sL	10	2	1,68	21,6	$1,2\times10^{-6}$	9,62	1,3 (1,2)	0,11	11,6	79,5	5,5 (6,7)
Lö3 (LG 9)	L	17	0,1	1,62	22,0	$3,7\times10^{-7}$	15,84	1,3 (1,3)	0,13	11,6	98,3	5,4 (7,1)

NStE – Natürliche Standorteinheit (KUNDLER et al., 1989); Bodenart: lS (lehmiger Sand), sL (sandiger Lehm), L (Lehm), *****Mittel der Jahre 1980-1994 (Analytik im Jahr 2015); ******Analytik im Jahr 2015

2.3 Landwirtschaftliche Bewirtschaftung und Ertragsentwicklung

Auf den Lysimetern und dem umliegenden Feld kamen nacheinander drei regional übliche Formen der Bewirtschaftung zur Anwendung (Tab. 5 und Abb. 2), die sich in Fruchtfolge sowie durch Art und Umfang des Düngemitteleinsatzes unterscheiden. Bis 1989 war das Düngeregime von einer intensiven, auf Nährstoffbevorratung ausgerichteten Düngung geprägt. Seit 1999 wird die Höhe der Stickstoff(N)-Düngung am voraussichtlich zu erwarten Ertrag, der aktuellen N-versorgung des Standortes und am betriebswirtschaftlichen Nutzen bemessen. Gleichzeitig ist ein Rückgang des Hackfrucht- und Futteranbaus zu Gunsten eines vermehrten Anbaus von Wintergetreide und Winterraps zu verzeichnen. Abbildung 2 beinhaltet auch die Höhe der Stickstoffdüngung, weitere Angaben zur N-Dünung s. in HAFERKORN (2013). Tabelle 4 verweist auf Reinnährstoffgehalte der verwendeten Dünger.

Tabelle 4: Reinnährstoffgehalte der in der Lysimeterstation Brandis in den Jahren 1981 bis 2015 verwendeten Dünger (ergänzt nach LfULG o.J. [1])

Dünger	**Anwendungsjahre** (in Periode 1 | 2 | 3)			**Reinnährstoffgehalt** [%]				
				N	P	K	Mg	S
50er Kali / 60er Kali	5	0	1	0	0	41,5 / 49,8	0	0
Kalkammonsalpeter (KAS) +Mg*	1	0	19	27	0	0	0 / 2,4	0
Harnstoff 46	10	0	0	46	0	0	0	0
Schwefelsaures Ammoniak (SSA)	0	0	3	21	0	0	0	24
Diammonphosphat (DAP) 18+46	0	0	1	18	46	0	0	0
Nitrophoska 15+15+15	0	0	1	15	6,5	12,5	0	2
Superphosphat 18	5	0	1	0	7,9	0	0	11
Mg-Kalk 28	1	1	1	0	0	0	10,9	0
Rinderstallmist 25% TS (Mittelwert)	0	1	0	(0,5)	(0,12)	(1,0)	(0,08)	(0,08)
Feldbaukompost 90% TS (Annahme)	3	0	0	1	(0,15)	(0,5)	(0,5)	(0,05)

*KAS mit Magnesium kam in den Jahren 1999, 2001, 2002 und 2008 zur Anwendung

1. Periode: 1981 bis 1992 - konventionelle, intensive Landbewirtschaftung

In diesem Zeitraum wurden alle Bodenformen bei der Düngung gleichbehandelt. Es verblieben keine Nebenprodukte auf dem Feld. In der Fruchtfolge sind die regional typischen Fruchtarten jener Zeit vertreten: Winterweizen mit 33 Prozent, Wintergeste mit 25 Prozent, Zuckerrüben und Kartoffeln zu je 17 Prozent und Feldfutteranbau mit 8 Prozent.

Die mineralische P/K-Düngung mit Superphosphat und 50er Kali lag im Mittel der Jahre 1981 bis 1992 bei jährlich 35 kg P ha^{-1}, 127 kg K ha^{-1} sowie 54 kg S ha^{-1}. Die Böden wurden im Abstand von zwei bis drei Jahren mit Mg-Kalk behandelt. Von 1981 bis 1988 lag die mittlere jährliche Mineraldüngung im Gebiet der ehemaligen DDR mit 24 kg P und 72 kg K je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche auf einem vergleichbar hohen Niveau (STAATLICHE ZENTRALVERWALTUNG FÜR STATISTIK, 1988).

Da der Tierbesatz im ehemaligen Bezirk Leipzig mit 428 Großvieheinheiten je 100 ha landwirtschaftlicher Fläche (Staatliche Zentralverwaltung für Statistik, 1988) sehr hoch war, kamen erhebliche Mengen organischer Substrate aus den Stallanlagen auf die Felder. Um dies auch auf den Lysimeterböden äquivalent abzubilden, kamen experimentell hergestellte, kalkhaltige, organische Mischsubstrate aus dem Agrochemischen Zentrum (ACZ) Brandis in

hochdosierten Einzelgaben zur Anwendung (1980 als Sediment, 1986 als Humussediment, sowie 1988 und 1989 als Humustan). Die Zusammensetzung dieser Feldbaukomposte ist vergleichbar mit einem Düngemittel aus dem Chemiewerk Coswig/Anhalt (Betriebsteil Salzwedel), das für Kleingärtner und Sonderkulturen in industriellem Maßstab hergestellt wurde (CHEMISCHER WERKSTANDARD VEB CHEMIEWERK COSWIG, 1984). Der Nährstoffgehalt dieser organischen Dünger ist nur für Stickstoff bekannt. Für die anderen Pflanzennährstoffe erfolgte eine Abschätzung (s. Tab. 5). Somit ergibt sich für die Böden während der 1. Bewirtschaftungsperiode allein durch die Kompostgaben ein mittlerer jährlicher Nährstoffeintrag in Höhe von 11 kg P, 38 kg K, 52 kg Mg und 4 kg S ha^{-1}, der zusätzlich zur mineralischen Düngung bilanzwirksam wird.

Tabelle 5: Formen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf den Böden der Lysimeterstation Brandis im Zeitraum von 1981 bis 2016

1. Periode: konventionelle, intensive Landbewirtschaftung	**2. Periode:** Flächenstilllegung und ökologischer Landbau	**3. Periode:** konventioneller Landbau mit Düngebedarfsermittlung
mineralische und organische Düngung (u. a. in Form von Sediment, Torfmull, Humustan), Abfuhr der Nebenprodukte	organische Düngung (Stallmist, Erntereste), keine mineralische NPK-Düngung, Kalkung	standortdifferenzierte, bedarfsgerechte mineralische N-Düngung, keine Abfuhr der Nebenprodukte
1981 Zuckerrüben	1993 Grünbrache	1999 Wintergerste/Senf (WZF)
1982 Winterweizen	1994 Grünbrache	2000 Erbsen
1983 Wintergerste	1995 Rotklee	2001 Winterweizen
1984 Wel. Weidelgras	1996 Kartoffeln	2002 Wintergerste
1985 Kartoffeln	1997 Sommerweizen	2003 Winterraps
1986 Winterweizen	1998 Winterroggen	2004 Winterweizen
1987 Kartoffeln		2005 Sommergerste
1988 Winterweizen		2006 Winterraps
1989 Wintergerste/Ölrettich (SZF)		2007 Winterweizen
1990 Zuckerrüben		2008 Wintergerste
1991 Winterweizen		2009 Winterraps
1992 Wintergerste		2010 Winterweizen
		2011 Wintergerste
		2012 Winterraps
		2013 Winterweizen/Ölrettich (WZF)
		2014 Mais (Ganzpflanzensilage)
		2015 Winterweizen
		2016 Winterraps

2. Periode: 1993 bis 1998 - Flächenstilllegung und ökologischer Landbau

Die Flächenstilllegungsmaßnahmen begannen im September 1992 mit einer Selbstbegrünung nach Stoppelumbruch. Es folgten zwei Jahre Grünbrache mit Weidelgras. Zu Beginn des ökologischen Landbaus wurde im Frühjahr 1995 Rotklee angebaut, danach Kartoffeln, Winterweizen und Winterroggen. Im Jahr 1995 erfolgte mit der Herbstfurche eine standortspezifische Mg-Kalk-Düngung in Höhe von 10 bis 30 dt ha^{-1} auf den flachgründigen und mittelgründigen D-Standorten, sowie 35 dt ha^{-1} auf dem tiefgründigen Löß-Standort. 1996 erhielten alle Böden eine einheitlich hohe Stalldunggabe (200 dt ha^{-1} Rinderstallmist).

Seit 1996 werden die Nebenprodukte, die nicht für Analysen benötigt werden, als anrechenbare, organische Düngung auf der Fläche (Lysimeter) belassen.

3. Periode: seit 1999 - Konventioneller Landbau mit N-Düngebedarfsermittlung

Die Bewirtschaftung der Lysimeterböden verfolgt weiterhin das Ziel, die aktuellen Bewirtschaftungsmaßnahmen der umliegenden Praxisbetriebe abzubilden. Charakteristisch für die Bewirtschaftung seit 1999 ist ein konventioneller Marktfruchtanbau, mit einer aus betriebswirtschaftlichen Gründen reduzierten P- und K-Düngung (Abb. 2). Erst im Jahr 2008 erfolgte eine erste S-Düngung in Höhe von 29 bis 33 kg S ha^{-1} in Form von Schwefelsaurem Ammoniak (SSA). In den Jahren 2009, 2012 und 2016 mit Winterraps erhielten die Böden weitere S-Gaben mit SSA, je nach Standort und Anwendung in Höhe von 75 bis 115 kg S ha^{-1}. Da sich die Höhe der SSA-Gaben nach dem jährlichen N-Bedarf richtet, ist eine bedarfsgerechte S-Düngung nur möglich, wenn statt SSA ein schwefelfreier N-Dünger mit einem separaten S-Dünger kombiniert wird.

Aufgrund des nunmehr geringen Tierbesatzes in der Region mit weniger als 45 Großvieheinheiten je 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (SCHWEDE, 2010) und einer großen räumlichen Entfernung zu Stallanlagen, entfällt der Einsatz von organischen Düngern nahezu vollständig. Gemittelt über alle Untersuchungsstandorte (Böden) beläuft sich der Einsatz von mineralischem Dünger im Zeitraum von 1999 bis 2013 pro Hektar und Jahr auf 5 kg P, 8 kg K und 14 kg S. Im Vergleich zur 1. Bewirtschaftungsperiode liegt der Düngeaufwand damit für K bei nur 4 Prozent, für P bei 18 Prozent und für S bei 26 Prozent.

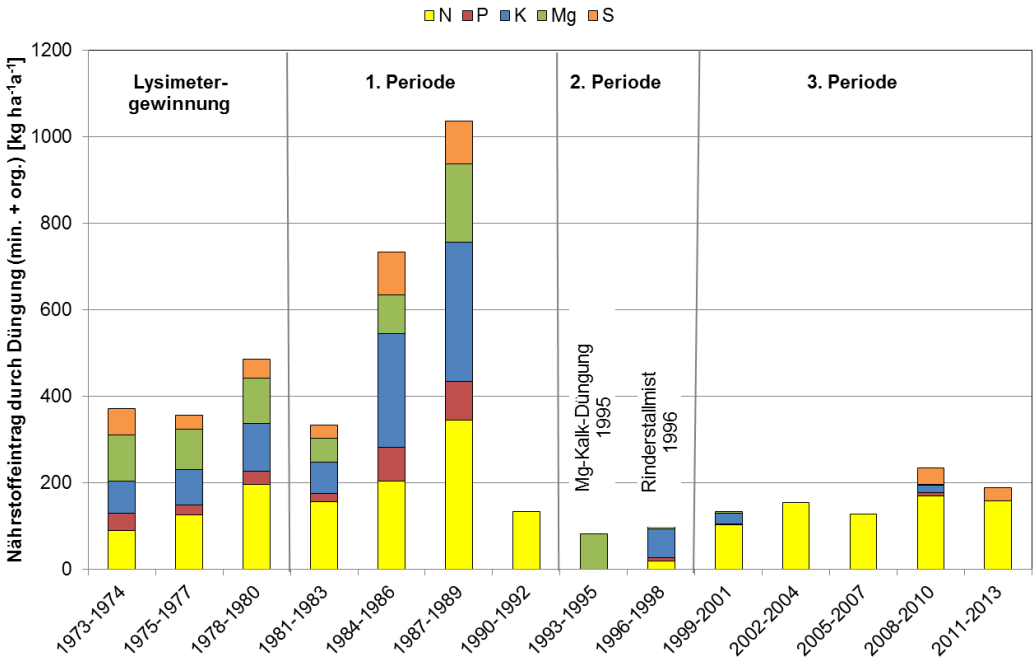


Abbildung 2: Jährlicher, über alle Lysimeterböden der Station Brandis gemittelter Nährstoffeintrag über mineralische und organische Düngung (Elementform) - im Mittel dreijähriger Zeiträume von 1973 bis 2013 (Angaben vor 1981 von den Herkunftsflächen)

Ertragsentwicklung im Zeitraum von 1973 bis 2013

Um eine Ertragsentwicklung über alle Fruchtarten hinweg darstellen zu können, wurden die jeweiligen Erträge der verschiedenen Fruchtarten in Getreideeinheiten (GE) umgerechnet (s. Tab. 6). Die Darstellung dreijährige Mittel (Abb. 3) reduziert den Einfluss von witterungs- und sortenbedingten Schwankungen und hebt die boden- und bewirtschaftungsbedingten Ertragsunterschiede hervor.

Tabelle 6: Mittlere Ernteerträge (TM des Haupternteprodukts) auf den Standorten während drei verschiedener Bewirtschaftungsperioden

Ernteertrag (TM) in Periode	**BB/D3 LG 5**	**LL-BB/D3 LG 8**	**BB-LF/D5 LG 4**	**lBB-SS/D6 LG 1**	**BB-SS/D4 LG 7**	**LL/Lö3 LG 9**
	dt GE ha^{-1}					
1 (1981-1992)	23	33	36	39	44	57
2 (1993-1998)	16	22	25	30	29	40
3 (1999-2013)	26	40	42	42	46	65
Ø (1981-2013)	23	34	37	39	42	57

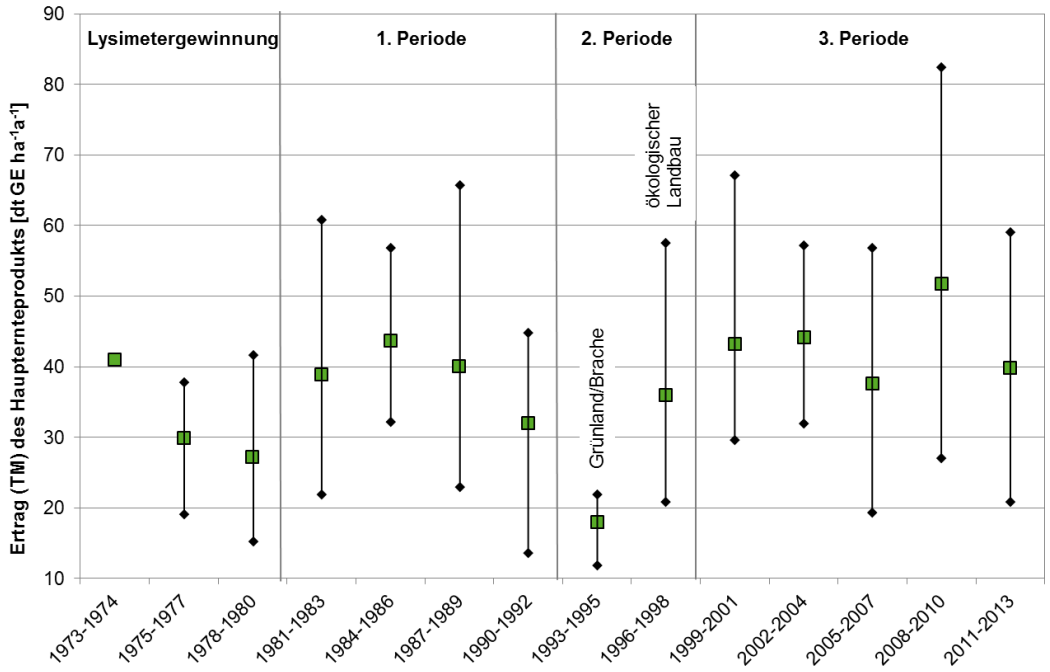


Abbildung 3: Ertragsentwicklung auf den Lysimetern der Station Brandis (TM des Ernteguts in dt GE ha^{-1}) seit 1973, ab 1975 im Mittel von drei Jahren (grün = Median aller Standorte, untere Antenne = D3/LG 5, obere Antenne = Lö3/LG 9 (Angaben vor 1981 von den Herkunftsflächen)

In der 1. Bewirtschaftungsperiode (1981-1992) liegen die mittleren jährlichen TM-Erträge der Böden (Tab. 6) zwischen 23 dt GE $ha^{-1}a^{-1}$ (D3/LG 5) und 57 dt GE $ha^{-1}a^{-1}$ (Lö3/LG 9). Infolge der verbesserten Nährstoffversorgung durch intensive Düngung sind sie 33 Prozent höher als zurzeit der Lysimetergewinnung, nach Umstellung auf Grünland und ökologischen Landbau (1993-1995), dann auf allen Standorten erwartungsgemäß gering. Während der 3. Bewirtschaftungsperiode ist auf alle Standorten wieder eine Zunahme zu beobachten. Die Erträge liegen zwischen 26 und 65 dt GE $ha^{-1}a^{-1}$ (Tab. 6). Seit 1973 fällt eine zunehmende Spreizung des Ertragsniveaus zwischen dem D3- und dem Lö3-Standort auf (Tab. 6 und Abb. 3). Während der Ertrag auf dem leichten Sandboden in der 3. Bewirtschaftungsperiode nur um 5 Prozent gegenüber der 1. Periode ansteigt, erhöht er sich auf dem Lößstandort um 14 Prozent.

Bei den Jahren mit Winterweizen zeigt sich für den Zeitraum zwischen Aufgang und Ernte eine Veränderung von sehr trockenen (ungünstigen) hin zu feuchten (günstigen) Anbaubedingungen (Abb. 4, links). Ein Ertragszuwachs wird aber nur auf dem leichten D3-Standort erzielt. Auf dem Lößboden findet keine Ertragssteigerung statt, hier gehen die Erträge in den feuchten Jahren zurück.

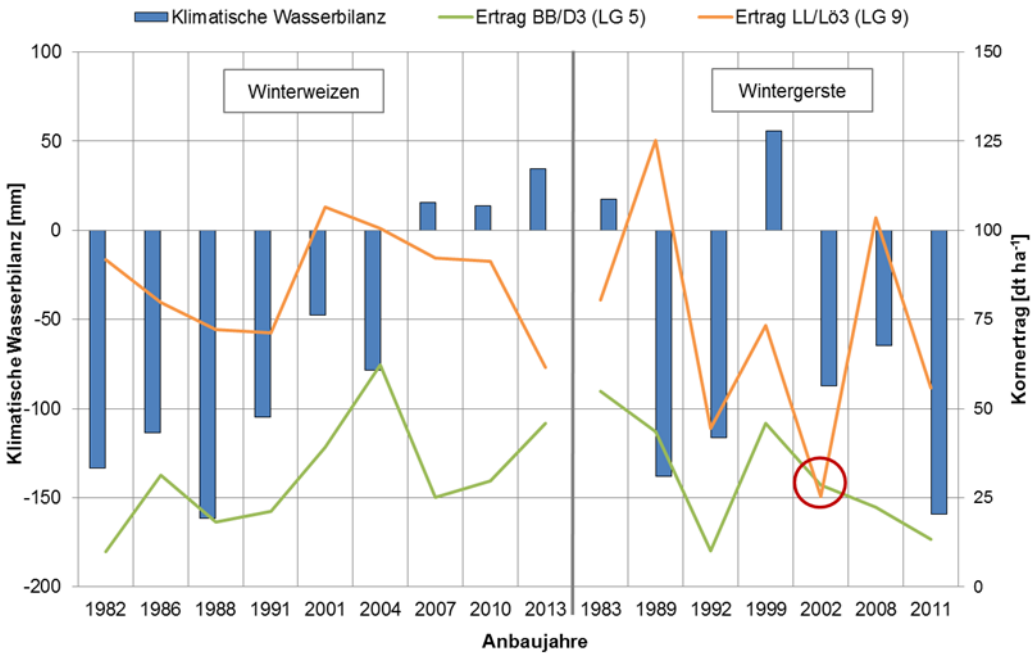


Abbildung 4: Ertragsentwicklung (FM Kornertrag 86% TS) von Winterweizen und Wintergerste auf erodierter Braunerde (D3/LG 5) und tiefgründigem Löß (Lö3/LG 9) sowie klimatische Wasserbilanz für die Zeit zwischen Aufgang und Ernte auf den Lysimetern der Station Brandis (2002: Ertragseinbußen durch eine Virusinfektion (roter Kreis))

Dagegen war es in den Jahren mit Wintergerste im Verlauf der Vegetationsperiode überwiegend zu trocken (Abb. 4, rechts). Auf dem leichten D3-Standort werden geringe Erträge registriert, dagegen liefert der tiefgründige Lößboden auch bei Trockenheit hohe Erträge.

2.4 Zur Probenahme

2.4.1 Aufbereitung und Untersuchung des Erntegutes

Bei der Ernte werden die oberirdischen Pflanzenteile (bei Hackfrüchten auch der unterirdische Teil) von den Lysimetern entfernt, je nach Kulturart bleibt ein Stoppelrest auf der Fläche. Zur Ermittlung der Frischmasse (FM) wird das Erntegut, getrennt nach Haupternteprodukt (z. B. Korn) und Nebenprodukt (Stroh- und Blattertrag) bzw. bei Raps als Ganzpflanze, sofort gewogen. Anfallendes Stroh wird gehäckselt und die Ähren gedroschen. Die Bestimmung der Trockenmasse und der Nährstoffgehalte erfolgt in einem externen Labor. Als Probe dienen das gesamte Haupternteprodukt und maximal 250 g vom Nebenprodukt.

Während die Erträge von Haupt- und Nebenprodukten seit Beginn der Messtätigkeit ermittelt werden, liegen Nährstoffanalysen erst ab 2006 vor (für Stickstoff seit 1980). Um zur Bildung von Nährstoffsalden über den gesamten Untersuchungszeitraum vergleichbare Nährstoffentzüge (siehe Kap. 3.2) bereitstellen zu können, werden für alle Erntejahre die in Tab. 7 aufgeführten Literaturwerte verwendet.

Tabelle 7: Nährstoffgehalte im Erntegut (FM) verschiedener Ackerpflanzen (ALBERT, E. et al. 2007, S. 76ff, verändert und ergänzt um Schwefelgehalte in landwirtschaftlichen Kulturpflanzen, in: TLL 1999)

Kultur		**GE***	**TS in FM** [%]	**Nährstoffgehalt** [kg dt^{-1} FM]				
				N	P	K	Mg	S
Winterweizen	Korn	1,04	86	2,11	0,35	0,50	0,12	0,21
	Stroh		86	0,50	0,13	1,16	0,12	0,16
Wintergerste	Korn	1,00	86	1,79	0,35	0,50	0,12	0,19
	Stroh		86	0,50	0,13	1,41	0,12	0,16
Winterroggen	Korn	1,01	86	1,38	0,35	0,50	0,12	0,18
	Stroh		86	0,44	0,13	1,66	0,12	0,16
Winterraps	Korn	1,30	91	3,35	0,78	0,83	0,30	0,46
	Stroh		86	0,70	0,17	2,08	0,09	0,26
Kartoffeln	Knolle	0,22	22	0,35	0,07	0,50	0,02	0,04
	Kraut		15	0,20	0,02	0,30	0,05	0,06
Zuckerrüben	Rüben	0,23	23	0,18	0,04	0,21	0,05	0,04
	Blatt		18	0,40	0,05	0,50	0,06	0,04
Erbsen	Korn	1,04	86	3,60	0,48	1,16	0,12	0,22
	Stroh		86	1,50	0,13	2,16	0,30	0,42
Wel. Weidelgras	Ganz-pflanze	0,61	20	0,48	0,07	0,54	0,05	0,11
Rotklee	Ganz-pflanze	0,58	20	0,47	0,06	0,52	0,06	0,11

*für die Ertragsberechnung in Kapitel 3.2 verwendeter Getreideeinheitenschlüssel (SCHULZE MÖNKING, S., KLAPP, C., 2010)

2.4.2 Entnahme von Bodenproben

Bei den fünf D-Standorten wurden bereits 1974, während der Zeit der Lysimetergewinnung, Bodenuntersuchungen für die Pflanzennährstoffe P, K und Mg auf den Herkunftsflächen vorgenommen. Auf dem Löß-Standort fand die erste Bodennährstoffuntersuchung im Jahr 1981 statt. Seit dem werden die Gehalte dieser drei Makronährstoffe auf allen Standorten im Abstand von ein bis vier Jahren, jeweils unmittelbar nach der Ernte, ermittelt.

Die Probenahme erfolgt mittels Bohrstock aus der Ackerkrume (0-25 cm). Das Bodenmaterial aus drei Lysimetern einer Bodenform wird zu einer Mischprobe vereinigt und in einem externen Labor analysiert. Dabei kommt bei der P- und K-Bestimmung die CAL-Extraktion, bei der Bestimmung des pflanzenverfügbaren Mg eine $CaCl_2$-Lösung zur Anwendung.

Zur Bestimmung der N_{min}- und S_{min}-Gehalte werden seit 2009 jährlich zu Vegetationsbeginn (vor der ersten N-Gabe) aus jedem Lysimeter Bodenproben aus der Tiefe 0 bis 30 cm entnommen und je Bodenform (Lysimetergruppe) zu einer Mischprobe vereinigt. Um die jährlichen Entnahmemengen aus den wägbaren Lysimetern möglichst gering zu halten, erfolgt die Probenentnahme in der Tiefe 30 bis 60 cm auf nicht wägbaren, aber gleichbewirtschafteten Versickerungsmessern derselben Bodenform (in Abb. 1 nicht dargestellt).

2.4.3 Beprobung von Niederschlag, Sicker- und Bodenwasser

Die Sickerwassermenge wird täglich am Auslaufhahn der Lysimeter in einer Tiefe von 3 m unter Geländeoberkante (GOK) erfasst. Die Beprobung des Niederschlags und des Sickerwassers erfolgt an Monatssammelproben. Seit 1996 kann darüber hinaus aus jeweils einem Lysimeter je Bodenform in drei Ebenen (0,5, 1,5 und 2,5 m unter GOK) mittels Saugkerzen Bodenwasser entnommen werden. Die atmosphärische Deposition wird seit 1996 im Klimagarten der Station mittels Bulk-Sammlern ermittelt. An allen Wasserproben erfolgt eine Vorortanalytik zur Ermittlung von pH-Wert und Leitfähigkeit. Die in der Lösung befindlichen Konzentrationen von P, PO_4, K, Mg und SO_4 aller Wasserproben werden im Labor der BfUL bestimmt.

Tabelle 8 liefert zusammenfassend einen Überblick über das gesamte Untersuchungsprogramm.

Tabelle 8: Untersuchungsprogramm bezüglich der Nährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium, Schwefel in der Lysimeterstation Brandis

Untersuchungsgegenstand	**Phosphor**	**Kalium**	**Magnesium**	**Schwefel**
Boden [mg 100 g^{-1}]	P_{CAL} (0-25 cm) seit 1974 alle 3-5 J.	K_{CAL} (0-25 cm) seit 1974 alle 3-5 Jahre	Mg_{CaCl2} (0-25 cm) seit 1974 alle 3-5 Jahre	S_{min} (0-30 + 30-60 cm) seit 2009 jährlich
Dünger [kg ha^{-1}]	Zeitpunkt, Aufwandmenge und Art seit 1973			
Bodenwasser* [mg l^{-1}]	P, PO_4 monatlich seit 1997	K monatlich seit 1996	Mg monatlich seit 1996	SO_4 monatlich seit 1996
Sickerwasser (3 m) [mg l^{-1}]	P, PO_4 monatlich seit 1997	K monatlich seit 1993	Mg monatlich seit 1993	SO_4 monatlich seit 1993
Deposition [mg l^{-1}]	P, PO_4 monatlich seit 1997	K monatlich seit 1993	Mg monatlich seit 1993	SO_4 monatlich seit 1993
Ernteertrag [kg dt^{-1}]	Frischmasse- und Trockenmasseertrag von Erntegut und Ernterest seit 1973			
Pflanzenentzug [%]	P in Korn und Stroh seit 2006	K in Korn und Stroh seit 2006	Mg in Korn und Stroh seit 2006	S in Korn und Stroh seit 2006

*in 0,5, 1,5 und 2,5 m Tiefe

2.5 Klimatische Randbedingungen und Deposition

Brandis und die Herkunftsflächen der Lysimeterböden liegen in der nördlichen gemäßigten Zone, im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima, wobei das Sommerhalbjahr regenreicher ist als das Winterhalbjahr.

Die Jahresmitteltemperatur der 30jährigen Referenzperiode von 1981 bis 2010 beträgt am Standort Brandis 9,3 °C, der Jahresniederschlag (korrigiert) 673 mm. Über alle drei Dekaden zeigt sich ein Anstieg der Lufttemperatur, des Jahresniederschlags, der Sonnenscheindauer und der Dauer der thermischen Vegetationsperiode. Der Anstieg der Niederschlagsmengen resultiert vor allem aus der Zunahme von spätsommerlichen Starkniederschlägen (Tab. 9). Die klimatische Wasserbilanz ist im langjährigen Mittel leicht negativ (Tab. 10).

Tabelle 9: Dekadenmittel saisonaler Werte von Lufttemperatur und Niederschlag sowie hydrologische Jahre und Halbjahre der Sonnenscheindauer und Dauer der thermischen Vegetationsperiode der Klimastation Brandis

Zeitraum	Lufttemperatur °C				Niederschlag (korrigiert) mm				Sonnenscheindauer h			Dauer Vegetationsperiode d
	Wi	Frü	So	Her	Wi	Frü	So	Her	Wi	So	Jahr	Jahr
1981-1990	0,6	8,7	17,4	9,7	144	153	204	141	479	1048	1537	242
1991-2000	1,0	9,0	17,8	8,9	134	163	227	153	508	1155	1662	257
2001-2010	1,0	9,3	18,6	10,0	139	163	226	172	556	1218	1774	274
1981-2010	0,9	9,0	17,9	9,5	139	159	219	155	514	1144	1658	258

Wi: Dez.-Febr.; Frü: März-Mai; So: Juni- Aug.; Her: Sep.-Nov.

Der innerjährliche Verlauf der klimatischen Wasserbilanz zeigt von April bis August eine Periode mit erheblichen Wasserdefiziten. Problematisch für die Landwirtschaft ist die Trockenheit im Frühsommer. In den für die Pflanzenentwicklung wichtigen Monaten von April und Juni zeichnet sich eine deutliche Zunahme der Wasserdefizite ab (Tab. 10).

Tabelle 10: Dekadenmittel (Monats- und Halbjahreswerte) der klimatischen Wasserbilanz der Klimastation Brandis

Zeitraum	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Wi	So	Jahr
1981-1990	37	55	38	23	9	2	-51	-24	-55	-23	-9	-1	165	-162	3
1991-2000	42	38	29	23	21	-22	-47	-41	-22	-36	-4	8	131	-142	-11
2001-2010	48	39	35	17	9	-38	-33	-62	-23	-30	4	1	110	-143	-34
1981-2010	42	44	34	21	13	-19	-43	-42	-33	-30	-3	3	135	-149	-14

Der Tabelle 11 sind die Höhe der Deposition und die über alle Standorte und jeweils drei Jahre gemittelten Nährstoffzufuhren durch Düngung (organisch+mineralisch) zu entnehmen. In der 1. und 2. Bewirtschaftungsperiode entsprechen die Mittelwerte der tatsächlichen Stoffzufuhr, da alle Böden gleich gedüngt wurden. Bei den Werten der 3. Bewirtschaftungsperiode handelt es sich um die Mittelwerte der standortbezogenen Düngung.

Tabelle 11: Jährliche P-, K-, Mg- und S-Zufuhr durch Deposition (Dep.) und Düngung im Mittel von 3 Jahren und gemittelt über alle Böden (Untersuchungsstandorte) der Lysimeterstation Brandis

Jahr	P-			K-			Mg-			SO_4-S-		
	Dep.	Düngung		Dep.	Düngung		Dep.	Düngung		Dep.	Düngung	
		min.	org.		min.	org.		min.	org.		min.	org.
	kg $ha^{-1}a^{-1}$			kg $ha^{-1}a^{-1}$			kg $ha^{-1}a^{-1}$			kg $ha^{-1}a^{-1}$		
1981-1983	n.g.	20	0	n.g.	72	0	n.g.	55	0	n.g.	30	0
1984-1986	n.g.	63	15	n.g.	212	50	n.g.	0	50*	n.g.	95	5
1987-1989	n.g.	57	30	n.g.	223	100	n.g.	0	100*	n.g.	87	10
1990-1992	n.g.	0	0	n.g.	0	0	n.g.	0	0	n.g.	0	0
Mittel 1. Periode	-	35	11	-	127	38	-	14	38*	-	53	4
1993-1995	1	0	0	9	0	0	3	82	0	152	0	0
1996-1998	1	0	8	4	0	44	3	0	7	98	0	5
Mittel 2. Periode	1	0	4	7	0	22	3	41	3	125	0	3
1999-2001	1	2	0	2	19	0	3	3	0	35	0	0
2002-2004	2	0	0	5	0	0	3	1	0	14	0	0
2005-2007	2	0	0	4	0	0	3	0	0	36	0	0
2008-2010	3	9	0	6	17	0	3	0	0	11	38	0
2011-2013	1	0	0	3	0	0	3	0	0	7	31	0
Mittel 3. Periode	2	2	0	4	7	0	3	1	0	21	14	0

n.g. = nicht gemessen, *mineralische Mg-Komponente im organischen Dünger

Die seit 1993 mittels Bulk-Sammler gemessene P-Deposition zeigt geringe jährliche Schwankungen zwischen 1 und 4 kg P $ha^{-1}a^{-1}$. Die K-Deposition schwankt zwischen 2 und 8 kg K $ha^{-1}a^{-1}$. Die Mg-Deposition liegt im Beobachtungszeitraum relativ konstant bei rd. 3 kg Mg $ha^{-1}a^{-1}$. Es wird angenommen, dass sich der atmosphärische Eintrag dieser Stoffe vor 1993 nicht wesentlich vom gemessenen Eintragsniveau unterscheidet. Dagegen unterlag die SO_4-S-Deposition großen Veränderungen. Betrug sie zu Beginn der 1990er Jahre noch über 150 kg $ha^{-1}a^{-1}$, verringerte sie sich seit Stilllegung der braunkohleverarbeitenden Industriebetriebe auf derzeit unter 10 kg $ha^{-1}a^{-1}$.

3 Ergebnisse

3.1 Nährstoffgehalt der Böden

Trotz der veränderter Bewirtschaftung liegt der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz (C_{org}) über den Zeitraum von 1981 bis 2013 relativ konstant, je nach Standort, bei 1,2 maximal 1,5 Prozent (s. Tab. 3). Damit sind die Böden in die Humusklasse „mittel humos“ (Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover, 2005) einzuordnen. Einzig der lessivierte Braunerde-Pseudogley (D6/LG 1) weist über die gesamte Bewirtschaftungsdauer einen höheren C_{org}-Gehalt auf. Auch der Gesamtstickstoffgehalt (N_t) der Böden ändert sich im zeitlichen Verlauf kaum und beträgt je nach Standort 0,10 bis 0,13 Prozent bzw. 0,16 Prozent

(D6/LG 1). Ein nachhaltiger, humusmehrender Einfluss der in den 80er Jahren verwendeten Feldbaukomposte konnte nicht festgestellt werden.

Auf den sandigen D3-Standorten stieg der Boden-pH-Wert (Tab. 2) seit der 1. Bewirtschaftungsperiode von mäßig sauer (pH 5,2) auf sehr schwach sauer (pH 6,1). Die tonreicheren Böden zeigen über den Untersuchungszeitraum nur geringe pH-Wertänderungen. Insgesamt liegen die Böden mit pH-Werten zwischen pH 6,0 (D3/LG 5) und pH 6,5 (Lö3/LG 9) im sehr schwach bis schwach sauren Silikat-Pufferbereich. Nach der Kalkdüngung im Herbst 2014 wurden im Frühjahr 2015 Boden-pH-Werte zwischen pH 6,7 und pH 7,2 gemessen (Tab. 3). Tabelle 12 beinhaltet weitere Ergebnisse der Untersuchungen im Frühjahr 2015.

Tabelle 12: Basisch wirkende Kationen und Nährstoffbindungsverhältnisse in den Böden (0-25 cm) der Lysimeterstation Brandis im Frühjahr 2015

Standort	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**K^{+}**	**Na^{+}**	**P_{ox}**	**Fe_{ox}**	**Al_{ox}**	**PSC**	**DPS**
	cmol kg^{-1}				mg kg^{-1}			mmol kg^{-1}	%
BB/D3/LG 5	6,91	0,78	0,16	<0,1	421	1910	879	33	41
Anteil	79%	9%	2%	1%					
LL-BB/D3/LG 8	6,23	0,70	0,17	<0,1	386	2010	922	35	36
Anteil	84%	9%	2%	1%					
BB-LF/D5/LG 4	8,92	0,89	0,10	<0,1	390	1970	903	34	37
Anteil	79%	8%	1%	≤1%					
lBB-SS/D6/LG 1	17,06	0,83	0,16	<0,1	383	2840	1170	47	26
Anteil	116%	6%	1%	≤1%					
BB-SS/D4/LG 7	6,91	0,55	0,19	<0,1	397	2420	938	39	33
Anteil	72%	6%	2%	1%					
LL/Lö3/LG 9	13,74	1,54	0,29	<0,1	-	-	-	-	-
Anteil	87%	10%	2%	≤1%					

Mäßige KAK_{eff}-Werte finden sich erwartungsgemäß bei den sandigen Böden (s. Tab. 3). Mit zunehmendem Tongehalt und pH-Wert der Böden steigen sie auf mittlere Werte an. Die Ca^{2+}-Sättigung liegt oberhalb des Optimums, die der Mg^{2+}- und Na^{+}-Ionen im optimalen Bereich und die von K^{+} leicht darunter. Insgesamt sind die Böden sehr basenreich bis basengesättigt.

Eine Übersicht über die mittleren **Nährstoffgehalte** (0-25 cm Tiefe) und die Versorgungsstufen der Böden in Bezug auf P, K und Mg während der drei Bewirtschaftungsperioden findet sich in Tabelle 13. Als Grenzwerte für die Versorgungsstufen der Böden werden die vom LfULG veröffentlichten Werte verwendet (LfULG, o.J. [2]).

Tabelle 13: Mittlerer P-, K- und Mg-Gehalt [mg 100 g^{-1}] und Versorgungsstufen der Böden (0-25 cm Tiefe) während der drei Bewirtschaftungsperioden im Verlauf der Jahre 1981-2013

Nährstoff [mg 100 g^{-1}]	**Bew.-Periode**	**BB/D3 LG 5 (lS)**	**LL-BB/D3 LG 8 (sL)**	**BB-LF/D5 LG 4 (sL)**	**lBB-SS/D6 LG 1 (sL)**	**BB-SS/D4 LG 7 (sL)**	**LL/Lö3 LG 9 (L)**
P	1	9,0 D	8,0 D	20,3 E	10,6 E	11,4 E	12,9 E
	2	10,7 E	8,4 D	18,9 E	12,3 E	7,8 D	12,2 E
	3	8,3 D	6,6 C	9,4 D	8,1 D	4,7 B	8,6 D
K	1	16,9 D	14,6 C	20,4 D	15,9 D	14,5 C	15,4 C
	2	11,2 C	10,1 C	12,9 C	13,6 D	10,3 C	12,6 C
	3	8,3 C	8,2 B	8,7 B	9,9 C	7,7 B	8,1 B
Mg	1	5,2 C	4,8 B	7,5 C	8,9 D	5,5 B	11,4 C
	2	14,2 E	12,0 E	12,2 E	14,4 E	10,8 E	25,3 E
	3	12,4 E	12,4 E	11,7 E	10,0 D	9,6 D	20,6 E
Bodenbezeichnung		leicht	leicht	mittel	mittel	mittel	schwer

Versorgungsstufen: A = sehr niedrig, B = niedrig, C = mittel, D = hoch, E = sehr hoch
(Bodenart): lS = lehmiger Sand, sL = sandiger Lehm, L = Lehm

Zum Phosphor-Gehalt

Bei der ersten Nährstoffuntersuchung im Jahr 1974 (Abb. 5) zeigten sich der lessivierte Braunerde-Pseudogley (D6/LG 1) und die Braunerde-Fahlerde (D5/LG 4) sehr gut mit pflanzenverfügbaren P_{CAL} versorgt. Die anderen D-Standorte weisen hingegen niedrige P_{CAL}-Gehalte von <5 mg P 100 g^{-1} auf. Deren P_{Cal}-Anteile steigen im Verlauf der 1. Bewirtschaftungsperiode infolge der intensiven Grunddüngung stark an. Die anfangs besser versorgten Standorte, zu denen auch die Parabraunerde aus tiefgründigem Löß (Lö3/LG 9) zählt, behalten ihr sehr hohes Versorgungsniveau bei.

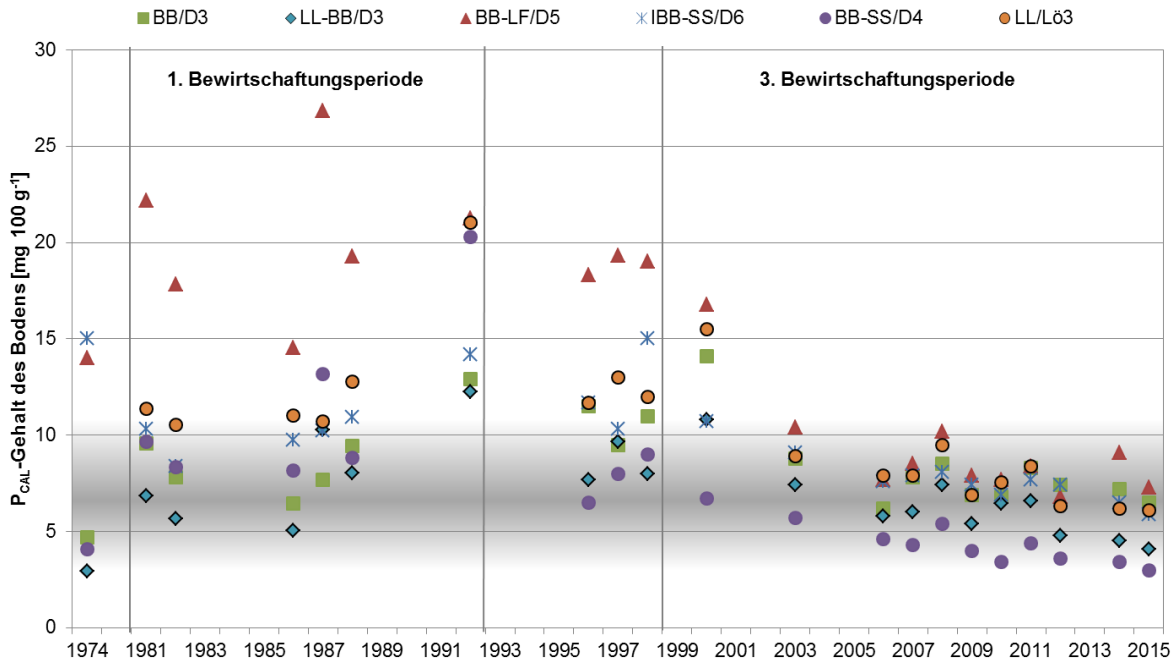


Abbildung 5: Entwicklung der P_{CAL}-Gehalte im Oberboden (0-25 cm) der Ackerböden der Lysimeterstation Brandis in den Jahren von 1974 bis 2015 (grau = Optimum)

Durch das Ausbleiben einer regelmäßigen Grunddüngung gehen die P_{CAL}-Gehalte im Oberboden aller Böden ab 1990 kontinuierlich zurück. Der Rückgang beträgt eine Versorgungsstufe (s. Tab. 13). Im Frühjahr 2000 erhielten die beiden D3-Böden eine P-Düngergabe in Höhe von 5 bzw. 23 kg P ha^{-1} und der Braunerde-Pseudogley-Standort (LG 7) eine Gabe von 14 kg P ha^{-1}, da diese drei Böden bei der Bodenuntersuchung im Jahr 1998 die niedrigsten P-Gehalte aufwiesen. Im Herbst 2000 zeigte sich auf beiden D3-Böden (LG 5 und LG 8) ein leichter Anstieg des P_{CAL}-Gehalts, während er auf dem Braunerde-Pseudogley (D4/LG 7) trotz der erfolgten Düngung leicht absinkt. Einen verhältnismäßig starken Rückgang der P_{CAL}-Gehalte im Oberboden verzeichnen der anfangs sehr gut versorgte lessivierte Braunerde-Pseudogley (D6/LG 1) und die Braunerde-Fahlerde (D5/LG 4). Seit 1974 hat sich ihr P_{CAL}-Vorrat um rd. 50 Prozent auf 5,3 bzw. 8,8 mg P 100 g^{-1} verringert. Derzeit liegt die P-Versorgung der untersuchten Böden mit 5 bis 9 mg P 100 g^{-1} noch im anzustrebenden Bereich. Jedoch ist ab diesem Niveau eine Erhaltungsdüngung angeraten.

Um die P-Austräge aus dem Boden besser beurteilen zu können, wurden im Frühjahr 2015 auf den D-Standorten (Winterweizen, Vorfrucht Mais) u. a. erstmals die **Phosphorspeicherkapazität** (PSC) und der **Phosphorsättigungsgrad** (DPS) im Oberboden ermittelt (siehe Tab. 12). Die PSC beträgt auf den Einzelstandorten zwischen 33 und 47 mmol kg^{-1}. Der DPS der Böden bewegt sich zwischen 26 und 41 Prozent. Damit weisen alle Standorte, außer der lessivierte Braunerde-Pseudogley (D6/LG 1), einen mit P gesättigten Oberboden auf, was ein erhöhtes P-Austragspotential darstellt. Verantwortlich dafür dürfte eine P-Unterfußdüngung im Frühjahr 2014 zu Mais sein. Allerdings lässt eine einmalige Untersuchung keine belastbaren Aussagen über das tatsächliche P-Austragspotential zu. Die vergleichsweise hohen Fe_{ox}-Werte der Böden D6/LG 1 (2.840 mg kg^{-1}) und D4/LG 7 (2.420 mg kg^{-1}) sind ein Hinweis auf eine Beeinträchtigung der Standorte durch Staunässe.

Zum Kalium-Gehalt

Die K_{CAL}-Versorgung der D-Standorte liegt bei der ersten Bodenuntersuchung im Jahr 1974 mit Werten zwischen 12 und 17 mg 100 g^{-1} Boden im optimalen Bereich (Abb. 6). Während der 1. Bewirtschaftungsperiode steigen die K_{CAL}-Gehalte aufgrund der intensiven Kali-Düngung um durchschnittlich 21 Prozent an, unterliegen aber starken jährlichen Schwankungen von bis zu einer Versorgungsstufe.

Auf Grund fehlender K-Düngung sinkt der K_{CAL}-Gehalt der Böden. Für einen zwischenzeitlichen Anstieg sorgte eine standortspezifische K-Grunddüngung mit 60er Kali im Frühjahr 2000. Mit der Höhe der Gaben orientierte man sich an den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen von 1998 und der Ertragserwartung. Der Braunerde-Pseudogley (D4/LG 7) erhielt mit 13 kg K ha^{-1} die niedrigste, der D5-Standort mit 84 kg K ha^{-1} eine mittlere und die sandige Parabraunerde-Braunerde (D3/LG 8) mit 153 kg K ha^{-1} die höchste Nährstoffgabe. Der rasante Rückgang bis zur Beprobung 2003 ist u.a. mit der K-Verlagerung aus dem Oberboden infolge hoher Niederschläge in den Jahren 2001 und 2002 zu erklären.

Derzeit liegt der K_{CAL}-Gehalt bei 4 bis 6 mg K 100 g^{-1} und damit im unterversorgten Bereich. Bei unverändertem Düngeniveau wird sich der rückläufige Trend fortsetzen und die Böden weiter an Kalium verarmen.

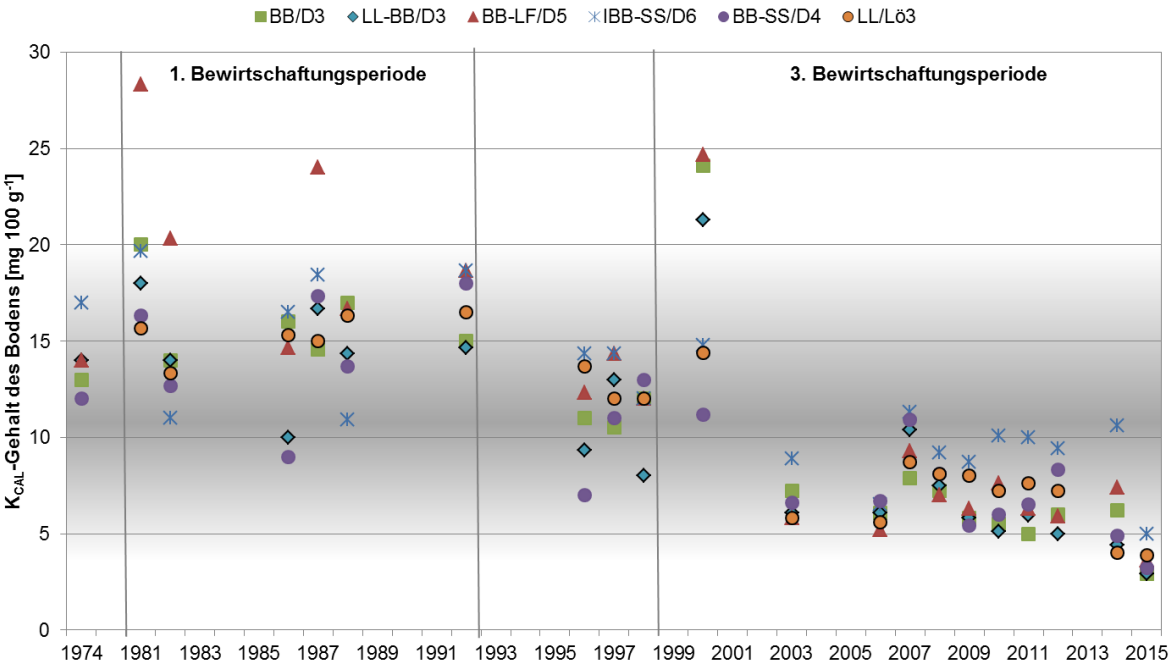


Abbildung 6: Entwicklung der K_{CAL}-Gehalte im Oberboden (0-25 cm) der Ackerböden der Lysimeterstation Brandis in den Jahren von 1974 bis 2015 (grau = Optimum)

Zum Magnesium-Gehalt

Bei den Mg-Gehalten der Böden ist eine zu den K-Gehalten gegenläufige Entwicklung zu beobachten. 1974 liegen die Mg-Gehalte auf den D-Standorten zwischen 4,4 mg 100 g^{-1} (D3/LG 8) und 8,9 mg 100 g^{-1} (D5/LG 4). Bis zum Ende der 1. Bewirtschaftungsperiode steigen die Mg-Gehalte um durchschnittlich 74 Prozent. Bis zum Ende der 2. Bewirtschaftungsperiode kommt es zu einem weiteren Anstieg, wodurch die Böden nunmehr eine sehr hohe Versorgungsstufe aufweisen. Dieser Anstieg hält bis heute unverändert an (Abb. 7).

Eine Ursache dafür ist die regelmäßige Kalkung mit Mg-haltige Substraten. In den Boden eingearbeitet, geben sie das Magnesium nach und nach frei und sorgen so für eine lange Nährstoffverfügbarkeit. Des Weiteren werden die Mg-Gehalte von bodenchemischen Wechselwirkungen mit anderen Kationen beeinflusst.

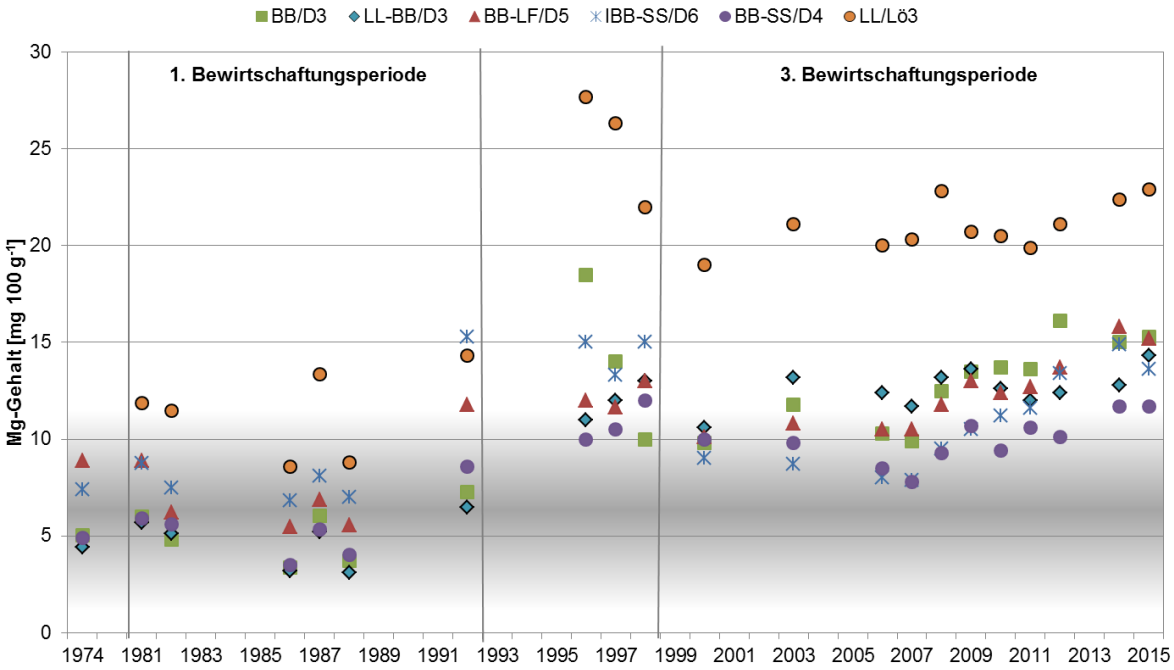


Abbildung 7: Entwicklung der Mg-Gehalte im Oberboden (0-25 cm) der Ackerböden der Lysimeterstation Brandis in den Jahren von 1974 bis 2015 (grau = Optimum)

Zum Schwefel-Gehalt

Die Schwefelversorgung der Böden war in Nordwestsachsen bis Anfang der 1990er Jahre stark durch Emissionen der kohleverarbeitenden Industrie geprägt. So gingen S-Einträge der Böden bis zur deutschen Einheit, auch auf Grund des Einsatzes von schwefelhaltigen Stickstoffdüngern, um ein Vielfaches über den Pflanzenbedarf hinaus. Da jährliche S_{min}-Untersuchungen in 0-30 und 30-60 cm Bodentiefe in der Station Brandis erst seit 2009 stattfinden, können für die 1. und 2. Bewirtschaftungsperiode keine Aussagen zu bewirtschaftungs- und emissionsbedingten Veränderungen der Schwefelgehalte im Boden getroffen werden.

Zu Beginn der S_{min}-Untersuchungen hatte die SO_4-S-Deposition bereits das heutige Niveau von unter 10 kg SO_4-S $ha^{-1}a^{-1}$ erreicht. Erwartungsgemäß haben die Böden mit der höchsten Sickerwasserbildung mit 13,6 kg S ha^{-1} im Mittel die niedrigsten S_{min}-Werte (Tab. 14). Böden mit einer geringeren sickerwassergebundenen Stoffverlagerung wie pseudovergleyte Standorte (D6/LG 1 und D4/LG 7), verfügen über höhere pflanzenverfügbare Schwefelgehalte von bis zu 19,6 kg S_{min} ha^{-1}. Da der S_{min}-Gehalt im Lößboden sowohl von der sehr geringen Verlagerungsdisposition als auch vom hohen Pflanzenentzug geprägt ist, fallen die S_{min}-Gehalte im Vergleich zu diesen Standorten geringer aus.

Tabelle 14: Pflanzenverfügbarer Schwefel (S_{min}) im Ober- und Unterboden [kg S ha^{-1}] von Böden der Lysimeterstation Brandis für die Jahre 2009 bis 2016

Jahr	BB/D3 LG 5		LL-BB/D3 LG 8		BB-LF/D5 LG 4		lBB-SS/D6 LG 1		BB-SS/D4 LG 7		LL/Lö3 LG 9	
	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm
2009	6	n.g.	3	n.g.	3	n.g.	6	n.g.	5	n.g.	4	n.g.
2010	5	1	20	4	3	3	5	4	15	6	1	10
2011	5	5	5	5	18	5	23	27	5	5	6	5
2012	7	n.g.	5	7	8	5	8	8	6	5	7	n.g.
2013	5	15	9	6	5	5	5	5	28	22	6	n.g.
2014	5	18	5	6	12	6	13	11	6	5	5	5
2015	5	5	7	12	5	14	12	9	7	12	6	27
2016	5	5	10	7	5	6	5	6	6	5	6	5
Mittel 0-30	5,4		8,0		7,4		9,6		9,8		5,1	
Mittel 30-60	8,2		6,7		6,3		10,0		8,6		10,4	
Mittel 0-60	13,6		14,7		13,7		19,6		18,4		15,5	

Inzwischen besteht aufgrund des vermehrten Rapsanbaus und der geringen S-Deposition, ein S-Düngebedarf. Insgesamt liegen die S_{min}-Werte in 0-60 cm Tiefe auf allen Böden deutlich unter dem sachsenweiten Durchschnitt, der von GRUNERT (2015) für das Frühjahr 2014 mit 36 kg S ha^{-1} und das Frühjahr 2015 mit 43 kg S ha^{-1} angegeben wird.

3.2 Nährstoffsalden

In der Regel gelingt es nicht, alle Einflussgrößen einer Nährstoffbilanz wie Zufuhr über Düngung, Immission und Mineralisierung sowie Entnahme über Ernteentzug, Auswaschung und Immobilisierung, zu ermitteln. Man beschränkt sich auf die Ermittlung von Nährstoffsalden. Diese resultieren aus der Höhe der mineralisch/organischen Düngung abzüglich der mit dem Erntegut abgefahrenen Nährstoffmenge. Die atmosphärische Deposition (Immission) wird als Inputgröße beachtet, bleibt aber entsprechend Düngeverordnung bei der Saldenbildung (Tab. 15) unberücksichtigt.

Tabelle 15: Nährstoffsalden für P, K, Mg und S während der drei Bewirtschaftungsperioden

Nährstoffsaldo [kg ha^{-1}] **in Periode**	**BB/D3 LG 5**		**LL-BB/D3 LG 8**		**BB-LF/D5 LG 4**		**lBB-SS/D6 LG 1**		**BB-SS/D4 LG 7**		**LL/Lö3 LG 9**	
	P	**K**	**P**	**K**	**P**	**K**	**P**	**K**	**P**	**K**	**P**	**K**
1 (1981-1992)	28	53	23	14	20	19	17	-1	16	7	6	-50
2 (1993-1998)	-7	-37	-14	-44	-13	-69	-14	-67	-13	-59	-19	-85
3 (1999-2013)	-9	-7	-15	-11	-18	-18	-18	-20	-18	-23	-29	-33
Ø (1981-2013)	5	10	0	-8	-3	-14	-4	-22	-4	-19	-14	-49
Nährstoffsaldo [kg ha^{-1}] **in Periode**	Mg	S	Mg	S	Mg	S	Mg	S	Mg	S	Mg	S
1 (1981-1992)	39	40	35	38	34	34	32	31	32	31	26	23
2 (1993-1998)	48	-8	42	-9	13	-13	15	-14	40	-13	56	-17
3 (1999-2013)	-3	7	-6	4	-6	3	-6	3	-7	2	-10	4
Ø (1981-2013)	22	17	19	14	13	12	12	10	17	10	16	5

3.2.1 Phosphor-Saldo

In der 1. Bewirtschaftungsperiode (1981-1992) liegt die mineralische Düngung bei durchschnittlich 35 kg P ha^{-1}a^{-1} und die organische bei 11 kg P ha^{-1}a^{-1}. Aus der Abfuhr von Erntegut und Stroh resultiert auf dem ertragsarmen Sandboden (D3/LG 5) ein P-Entzug von 18 kg P ha^{-1}a^{-1} und auf dem ertragsreichen Löß (Lö3/LG 9) ein P-Entzug von 40 kg P ha^{-1}a^{-1}. Daraus resultiert während dieser Bewirtschaftungsperiode ein positiver P-Saldo von 28 kg ha^{-1} (D3/LG 5) und bei (Lö3/LG 9) von 6 kg ha^{-1} (Tab. 15). Obwohl sich der Pflanzenentzug durch Verbleib der Ernterreste auf der Fläche seit 1996 um ca. 20 Prozent verringerte, sind die P-Salden, aufgrund der geringen Düngung, bereits seit 1990 auf allen Standorten negativ (Tab. 16).

Tabelle 16: Höhe von P-Entzug durch Abfuhr des Erntegutes, P-Düngung und P-Saldo am Beispiel einer sandigen Braunerde (BB/D3) und einer tiefgründigen Parabraunerde aus Löß (LL/Lö3) der Lysimeterstation Brandis – 3jährige Mittel von 1981 bis 2013

Zeitraum	**P-Abfuhr**		**P-Zufuhr**			**P-Saldo**	
	BB/D3 LG 5	**LL/Lö3 LG 9**	**min.-Dünger**		**org. Dünger**	**BB/D3 LG 5**	**LL/Lö3 LG 9**
	Ø kg ha^{-1}a^{-1}						
1981-83	17	43	20		0	3	-23
1984-86	21	39	63		15	56	39
1987-89	20	45	57		30	67	43
1990-92	14	34	0		0	-14	-34
1993-95	7	12	0		0	-7	-12
1996-98	16	34	0		8	-8	-26
1999-01	13	29	2	0	0	-11	-29
2002-04	14	28	0	0	0	-14	-28
2005-07	10	27	0	0	0	-10	-26
2008-10	14	40	11	7	0	-3	-33
2011-13	9	30	0	0	0	-9	-30

3.2.2 Kalium-Saldo

In Abhängigkeit von Höhe der Düngung und Höhe der Pflanzenentzüge, sind sowohl positive wie auch negative K-Salden zu verzeichnen (Tab. 17). Der hohe K-Entzug bis Ende der 1990er Jahre resultiert insbesondere aus dem Anbau Kalium zehrender Kulturen (Kartoffeln, Zuckerrüben), sowie der vollständigen Abfuhr der Nebenprodukte. Durch deren Verbleib auf der Fläche ab 1996 verringert sich der K-Pflanzenentzug um ca. 75 Prozent. Dem Lößboden wird jährlich etwa doppelt so viel Kalium entzogen, wie dem leichten Sandboden (Tab. 17).

Tabelle 17: Höhe von K-Entzug durch Abfuhr des Erntegutes, K-Düngung und K-Saldo am Beispiel einer sandigen Braunerde (BB/D3) und einer tiefgründigen Parabraunerde aus Löß (LL/Lö3) der Lysimeterstation Brandis - 3jährige Mittel von 1981 bis 2013

Zeitraum	K-Abfuhr		K-Zufuhr			K-Saldo	
	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9	Min.-Dünger		org. Dünger	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9
	Ø kg $ha^{-1}a^{-1}$						
1981-83	90	219	72		0	-18	-147
1984-86	142	241	212		50	120	21
1987-89	124	219	223		100	199	104
1990-92	87	178	0		0	-87	-178
1993-95	53	99	0		0	-53	-99
1996-98	87	138	0		67	-43	-94
1999-01	20	47	17	21	0	-3	-27
2002-04	19	35	0	0	0	-19	-35
2005-07	12	34	0	0	0	-12	-34
2008-10	17	50	21	13	0	4	-38
2011-13	12	37	0	0	0	-12	-37

Seit 1990, mit dem Ausbleiben einer regelmäßigen Grunddüngung, sind die K-Salden auf allen Standorten negativ. Daran ändern auch die beiden Düngergaben im Jahr 2000 (60er Kali) und 2008 (NPK-Dünger) nichts, zumal sie um etwa zwei Drittel geringer ausfielen als eine durchschnittliche Grunddüngung in den 1980er Jahren.

3.2.3 Magnesium-Saldo

Der Mg-Saldo lässt sich für die 1. Bewirtschaftungsperiode nur näherungsweise ermitteln, da der Mg-Gehalt der verwendeten Kalke und organischen Dünger nicht exakt bekannt ist. Der mittlere jährliche Mg-Pflanzenentzug liegt je nach Standort zwischen 12 und 26 kg ha^{-1}. Bei einer in der Regel alle drei Jahre applizierten Kalkgabe, liegt der geschätzte Mg-Eintrag im Mittel bei 52 kg Mg $ha^{-1}a^{-1}$. Somit ergibt sich für die 1. Bewirtschaftungsperiode (Tabelle 18) für alle Standorte ein Mg-Überschuss in Höhe von 26 (Lö3/LG 9) bis 39 kg Mg $ha^{-1}a^{-1}$ (D3/LG 5). Durch den Verbleib der Nebenprodukte seit 1996 sinkt der mittlere Mg-Entzug, dennoch sind auf allen Standorten leicht negative Mg-Salden zu verzeichnen (Tab. 18).

Tabelle 18: Höhe von Mg-Entzug durch Abfuhr des Erntegutes, Mg-Düngung und Mg-Saldo am Beispiel einer sandigen Braunerde (BB/D3) und einer tiefgründigen Parabraunerde aus Löß (LL/Lö3) der Lysimeterstation Brandis – 3jährige Mittel von 1981 bis 2013

Zeitraum	Mg-Abfuhr		Mg-Zufuhr			Mg-Saldo	
	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9	Min.-Dünger		org. Dünger	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9
	Ø kg $ha^{-1}a^{-1}$						
1981-83	13	33	55		0	42	22
1984-86	13	21	0		50*	37	29
1987-89	11	22	0		100*	89	78
1990-92	12	27	0		0	-12	-27
1993-95	5	10	101	128	0	95	118
1996-98	5	11	0	0	5	0	-5
1999-01	4	9	3	3	0	-1	-6
2002-04	5	10	2	1	0	-3	-9
2005-07	4	10	0	0	0	-4	-10
2008-10	5	14	0	1	0	-5	-14
2011-13	3	11	0	0	0	-3	-11

*anorganische Komponente (Mg-Kalk) im organischen Feldbaukompost

3.2.4 Schwefel-Saldo

Der bilanzwirksame S-Eintrag resultiert im Verlauf der 1. Bewirtschaftungsperiode aus dem Schwefelanteil der mineralischen Düngung mit Superphosphat in Höhe von 54 kg S $ha^{-1}a^{-1}$. Hinzu kommen weitere 4 kg S $ha^{-1}a^{-1}$ aus organischer Düngung. Die durchschnittliche Nährstoffabfuhr durch Erntegut und Ernterest betrug auf dem leichten Sandboden (D3/LG 5) 17 kg S $ha^{-1}a^{-1}$ und auf dem ertragsstarken Lößboden (Lö3/LG 9) 34 kg S $ha^{-1}a^{-1}$. Daraus ergibt sich auf allen Standorten positive S-Saldo (Tab. 15) zwischen 40 kg $ha^{-1}a^{-1}$ (D3/LG 5) und 23 kg $ha^{-1}a^{-1}$ (Lö3/LG 9).

Durch den Verbleib der Nebenprodukte auf dem Feld verringerte sich der S-Pflanzenentzug seit 1996 um ca. 50 Prozent. Auf dem leichten Sandboden (D3/LG 5) liegt er im Durchschnitt der Bewirtschaftungsjahre bei 7 kg $ha^{-1}a^{-1}$ und auf dem ertragreichen Löß-Standort (Lö3/LG 9) bei 18 kg ha^{-1}, wo durch Rapsanbau bis zu 30 kg S $ha^{-1}a^{-1}$ entzogen werden. Von 1990 bis 2007 werden auf allen Standorten negative Salden erzielt (Tab. 19).

Erst seit 2008 sorgt die kulturartspezifische, mineralische Düngung mit SSA wieder für leichte S-Bilanzüberschüsse. Um die Höhe der Entzüge und der Auswaschung (s. auch Anlage) erklären zu können, muss jedoch die hohe S-Zufuhr durch Deposition (Tab. 11) beachtet werden, die bei der Saldenbildung unberücksichtigt bleibt.

Tabelle 19: Höhe von S-Entzug durch Abfuhr des Erntegutes, S-Düngung und S-Saldo am Beispiel einer sandigen Braunerde (BB/D3) und einer tiefgründigen Parabraunerde aus Löß (LL/Lö3) der Lysimeterstation Brandis - 3jährige Mittel von 1981 bis 2013

Zeitraum	S-Abfuhr		S-Zufuhr			S-Saldo	
	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9	min.-Dünger		org. Dünger	BB/D3 LG 5	LL/Lö3 LG 9
	Ø kg $ha^{-1}a^{-1}$						
1981-83	14	35	30		0	16	-5
1984-86	25	40	95		5	75	60
1987-89	16	33	87		10	81	64
1990-92	12	29	0		0	-12	-29
1993-95	11	20	0		0	-11	-20
1996-98	9	19	5		5	-4	-14
1999-01	7	16	0	0	0	-7	-16
2002-04	8	16	0	0	0	-8	-16
2005-07	6	16	0	0	0	-6	-16
2008-10	8	23	38	44	0	30	21
2011-13	5	17	27	38	0	21	21

3.3 Höhe der Nährstoffauswaschung

Der am Sickerwasserauslauf, weit unterhalb der Wurzelzone in 3 m Tiefe gemessene Nährstoffaustrag, resultiert sowohl aus den bewirtschaftungsbedingten Einträgen (einschließlich Deposition), als auch aus bodenspezifischen Speicher- und Umsatzprozessen. So hat neben der Bewirtschaftung und Bodenchemie, die Verlagerungsdisposition der Böden Einfluss auf die Höhe der Auswaschung. Bei durchschnittlich 673 mm Jahresniederschlag bildet der leichte Sandboden (D3/LG 5) ca. 200 mm Sickerwasser. Mit einer Austauschrate des Bodenwassers in der Wurzelzone von 345 Prozent ist dieser Standort stark auswaschungsgefährdet. Bei D-Standorten mit höheren Tongehalten liegen die Austauschraten bei 118 bis 169 Prozent (mittel bis groß). Auf dem Braunerde-Pseudogley-Standort (D4/LG 7) und dem Löß (Lö3/LG 9) fallen nur 136 mm bzw. 60 mm Sickerwasser an. Hier sind die Austauschraten mit 86 bzw. 36 Prozent gering bis sehr gering.

Tabelle 20 liefert Jahresmittelwerte (1993 bis 2013) der Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser in den Tiefenstufen 0,5 m, 1,5 m und 2,5 m, dass mittels Saugkerzen aus den Lysimetern entnommen wurde, sowie Sickerwasserkonzentrationen, pH-Werte, Sickerwassermengen und Nährstofffrachten am Lysimeterauslauf in 3 m Tiefe. Der pH-Wert des Sickerwassers liegt je nach Standort mit pH 7,3 bis pH 7,8 im sehr schwach alkalischen Bereich. Seit 1993 sind die pH-Werte des Sickerwassers auf den D-Standorten tendenziell rückläufig, während auf dem Löß-Standort ein leichter Anstieg zu verzeichnen ist.

Tabelle 20: Nährstoffkonzentration im Bodenwasser (Ø 1996-2013) und im Sickerwasser (Ø 1993-2013), Sickerwassermenge (hydrologisches Jahr), pH-Wert und Fracht (Ø 1993-2013, P seit 1997)

Ebene [m]	**Konz.** [mg l^{-1}]	**BB/D3 LG 5**	**LL-BB/D3 LG 8**	**BB-LF/D5 LG 4**	**lBB-SS/D6 LG 1**	**BB-SS/D4 LG 7**	**LL/Lö3 LG 9**
0,5	P	n.g.	0,25	0,17	0,25	0,16	0,15
1,5		0,28	0,23	0,15	0,11	0,14	0,15
2,5		0,12	0,12	0,11	0,11	0,14	0,12
3,0		0,11	0,12	0,11	0,12	0,11	0,13
0,5	K	n.g.	2	1	2	2	0,5
1,5		17	13	3	2	9	0,3
2,5		18	9	3	4	4	0,6
3,0		14	9	3	5	2	0,7
0,5	Mg	n.g.	9	7	8	9	12
1,5		9	7	12	20	24	42
2,5		7	5	19	17	27	40
3,0		5	6	22	21	28	58
0,5	SO_4	n.g.	85	88	96	69	111
1,5		46	56	71	119	204	182
2,5		47	49	106	142	201	403
3,0		61	104	155	171	211	630
SW-Anfall [mm a^{-1}]		204	157	158	141	136	60
pH-Wert SW		7,5	7,4	7,5	7,3	7,5	7,8
Fracht [kg $ha^{-1}a^{-1}$]	P	0,23	0,18	0,18	0,18	0,17	0,07
	K	24	12	4	6	3	0,3
	Mg	10	9	35	27	36	36
	SO_4-S	45	57	81	85	98	130

3.3.1 Phosphor-Auswaschung

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) beträgt der P-Anteil in der Bodenlösung oft nur 0,1 % des Gesamtphosphors in der Bodenlösung. Im Fall der Brandiser Untersuchungen werden die höchsten P-Konzentrationen bei allen Standorten in der 1. Ebene in 0,5 m Tiefe gemessen. Sie nehmen vom leichten Sandboden bis zum schweren Lößboden und ebenso mit der Tiefe ab (Tab. 20). In der 3. Ebene (2,5 m Tiefe) und im Sickerwasser (3 m Tiefe) liegen die Konzentrationen zwischen 0,11 und 0,13 mg l^{-1} und lassen keine bodenartabhängige Differenzierung mehr erkennen. Die mittlere jährliche P-Fracht liegt bei den D-Böden bei ca. 0,2 kg P ha^{-1} und damit zwischen 1 und 2 Prozent des seit 1993 eingetragenen Phosphors. Auf dem Löß-Standort ist die P-Fracht kleiner als 0,1 kg P $ha^{-1}a^{-1}$ (s. Tab. 20 und Anlage).

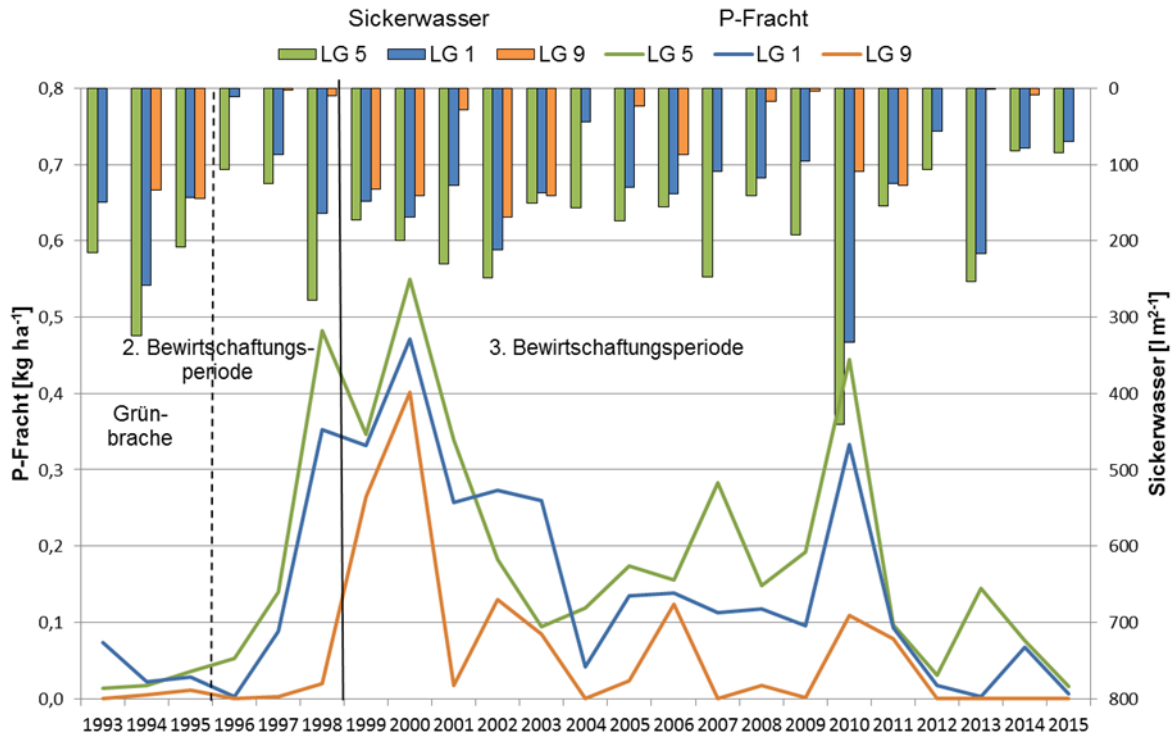


Abbildung 8: Jahreswerte der Sickerwassermengen und P-Jahresfrachten in 3 m Tiefe von drei typischen Böden der Lysimeterstation Brandis von 1993 bis 2015

Wie aus Abbildung 8 hervorgeht, war nach Flächenstilllegung und Grünlandumbruch ein deutlicher Anstieg der P-Auswaschung zu verzeichnen. Seit 2000 sind die Austräge rückläufig, wobei das außergewöhnlich hohe Sickerwasseraufkommen im Jahr 2010 erneut zu einem größeren P-Austrag führte.

3.3.2 Kalium-Auswaschung

Der sickerwassergebundene Kalium-Austrag wird maßgeblich vom Tongehalt der Böden bestimmt. Die niedrigsten K-Konzentrationen treten bei allen Böden im oberen Wurzelbereich (gemessen in 0,5 m Tiefe) auf, wo sich die Kulturen mit dem Nährstoff versorgen (Tab. 20). Unter der sandigen Braunerde (D3/LG 5) mit geringem Feinanteil beträgt die mittlere jährliche K-Auswaschung in 3 m Tiefe 14 kg K ha^{-1}. Im tonreichen Lößboden (Lö3/LG 9) ist mit der Tiefe nur eine geringfügige Änderung der ohnehin sehr niedrigen K-Konzentration (<1 mg l^{-1}) feststellbar. Unter diesem Standort sind die K-Frachten kleiner als 1 kg K $ha^{-1}a^{-1}$ (s. Tab. 20 und Anlage).

Im zeitlichen Verlauf (Abb. 9) zeigt sich ein leichter Rückgang der jährlichen K-Auswaschung. Etwa zwei Jahre nach erfolgter K-Düngung (1996 als Stallmist, 2000 und 2008 mineralisch) kommt es in Kombination mit hohen Sickerwassermengen unter den D-Standorten jedoch zu erheblichen K-Austrägen, die im Fall der erodierten Braunerde (D3/LG 5) im Hochwasserjahr Jahr 2010 mehr als 60 kg ha^{-1} betragen.

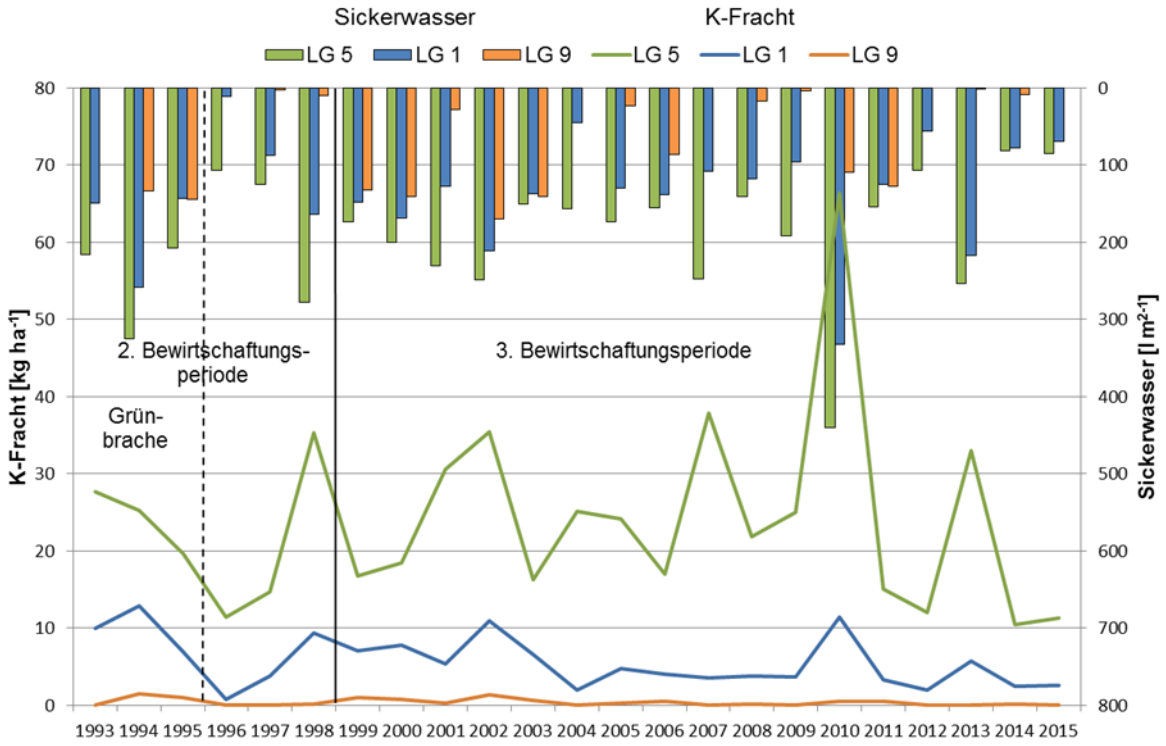


Abbildung 9: Jahreswerte der Sickerwassermengen und K-Jahresfrachten in 3 m Tiefe von drei typischen Böden der Lysimeterstation Brandis von 1993 bis 2015

3.3.3 Magnesium-Auswaschung

Auch der Mg-Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe wird nicht von der Bewirtschaftung sondern von der Bodenart dominiert. Tonig-mergelige Böden bestehen zu großen Anteilen aus magnesiumhaltigen Silikaten, aus denen beim Verwitterungsprozess Magnesium freigesetzt wird. Die Mg-Konzentrationen im Sickerwasser liegen bei Böden mit geringen oder fehlenden Mergel- und Tonanteilen (D3/LG 5) bei 5 mg Mg l^{-1} und beim Lößboden (Lö3/LG 9) bei 58 mg Mg l^{-1}. Die Mg-Austräge betragen beim leichten Sandboden (D3/LG 5) 10 kg Mg $ha^{-1}a^{-1}$ und beim Lößboden (Lö3/LG 9) 36 kg Mg $ha^{-1}a^{-1}$ (s. Tab. 20 und Anlage).

Im Zeitraum von 1993 bis 2015 ist auf allen Standorten ein deutlicher Rückgang der Mg-Frachten festzustellen (Abb. 10). Dieser ist möglicherweise mit der Ionenkonkurrenz des Kalium-Ions um Bindungsplätze an den Kationenaustauschern im Boden zu erklären. Aufgrund der verringerten K-Versorgung der Böden infolge reduzierter K-Düngung, können freiwerdende Bindungsplätze leichter mit Mg-Ionen belegt werden, der Mg-Gehalt im Boden steigt an (Abb. 7) und die Mg-Konzentration in der Bodenlösung sinkt. So führen die hohen Sickerwassermengen der Jahre 2010 und 2011, insbesondere beim Lößboden (Lö3/LG 9), nicht mehr zu so hohen Mg-Austrägen wie in den sickerwasserreichen Jahren davor.

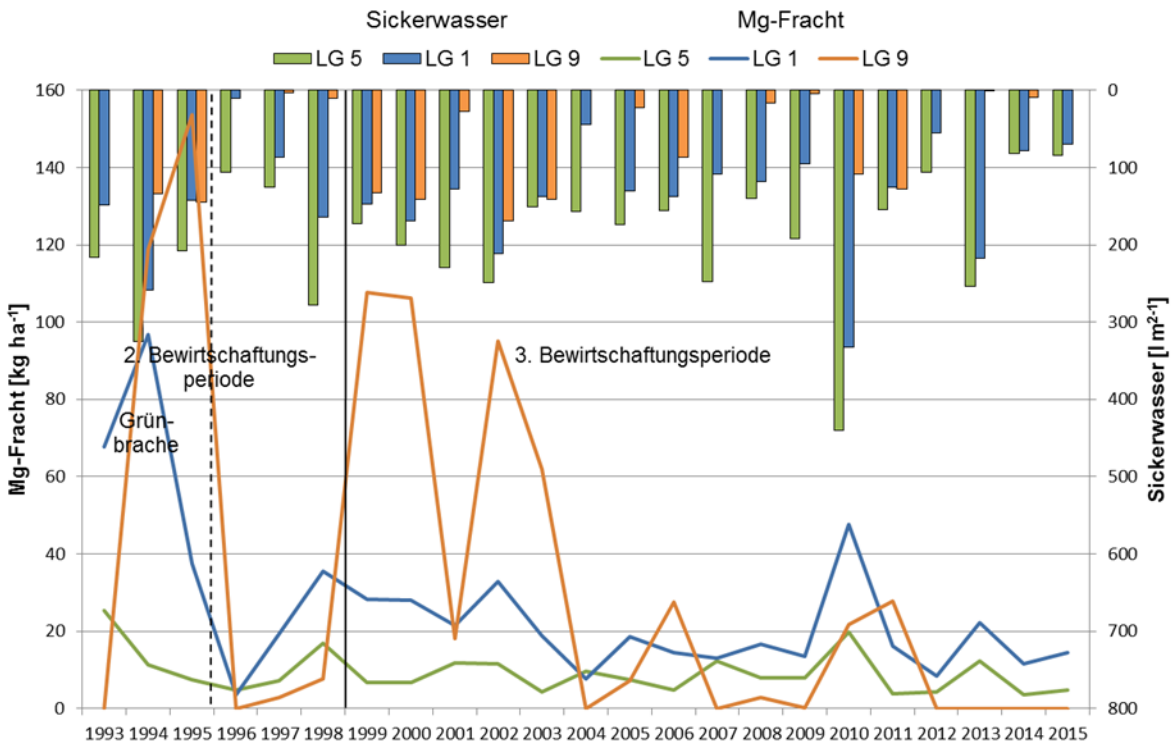


Abbildung 10: Jahreswerte der Sickerwassermengen und Mg-Jahresfrachten in 3 m Tiefe von drei typischen Böden der Lysimeterstation Brandis von 1993 bis 2015

3.3.4 Schwefel-Auswaschung

Das Sulfat-Ion ist sehr gut wasserlöslich. Infolge der mit Beginn der 1990er Jahre stark rückläufigen S-Deposition sinken die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser dramatisch. Bei Messbeginn im Jahr 1993 betrugen die SO_4-Konzentration auf den leichten D-Standorten (D3/LG 5) 197 mg l^{-1}und auf den Standorten mir Geschiebelehm (D6/LG 1) 582 mg l^{-1}. Bis zum Jahr 2004 kam es auf diesen Böden zu einem exponentiellen Rückgang auf SO_4-Konzentrationen von 35 mg l^{-1} bzw. 120 mg l^{-1}. Unter der Parabraunerde aus Löß (Lö3/LG 9) wurde 1995 mit einem Jahresmittel von 1470 mg SO_4 l^{-1} die höchste Sulfatkonzentration gemessen. Seit 2011 sind die Sickerwasserkonzentrationen, wie bei allen anderen Böden auch, kleiner als 100 mg SO_4 l^{-1}.

Bemerkenswert sind S-Frachten des Lößbodens (Lö3/LG 9) in den niederschlagsreichen Jahren 1994 und 1995 in Höhe von 354 bzw. 775 kg SO_4-S $ha^{-1}a^{-1}$. Die hohen Frachten resultieren aus überdurchschnittlich hohen Sickerwassermengen von 134 bzw. 144 mm a^{-1} mit Sulfat-Konzentrationen von bis zu 1834 mg SO_4 l^{-1} im Februar 1995.

Seit 2005 liegen die SO_4-S-Frachten auf allen Standorten, auch auf dem Löß-Standort, auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau (Abb. 10). Dies lässt den Schluss zu, dass der im Verlauf von Jahrzehnten gebildete S-Pool, nahezu abgebaut ist. Seit dem vermehrten Einsatz von S-Düngern nach der Jahrtausendwende (2008, 2009 und 2012) werden auf den sandigen Böden in Kombination mit hohen Sickerwassermengen wieder leicht steigende Sulfatkonzentrationen und Frachten registriert (Abb. 10).

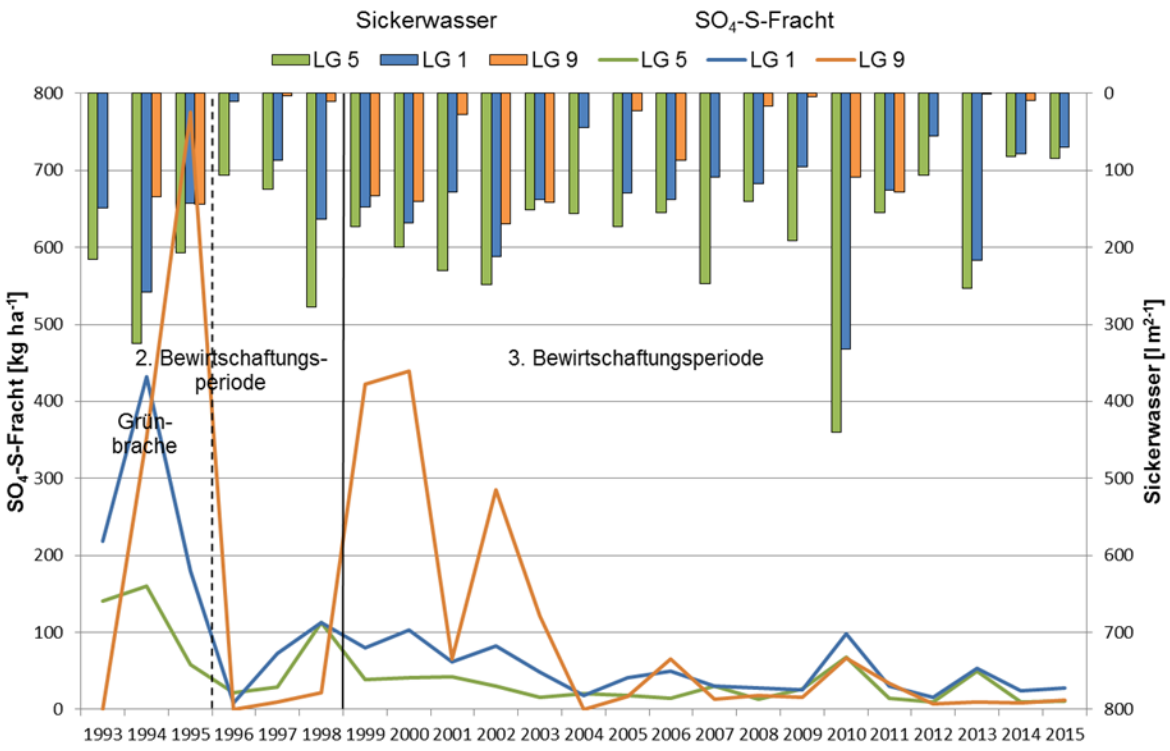


Abbildung 11: Jahreswerte der Sickerwassermengen und Mg-Jahresfrachten in 3 m Tiefe von drei typischen Böden der Lysimeterstation Brandis von 1993 bis 2015

4 Zusammenfassung der Ergebnisse

In der Station Brandis wurden die pflanzenverfügbaren Bodengehalte, Salden und die Auswaschung der Pflanzennährstoffen Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel von sechs verschiedenen Böden unter regionaltypischer Bewirtschaftung untersucht. Dabei konnte für keinen der untersuchten Nährstoffe im Zeitraum 1999 bis 2013 ein Zusammenhang zwischen Höhe der Salden und Höhe der Austräge in 3 m Tiefe festgestellt werden. Es wird deutlich, dass eine ausschließliche Betrachtung der Salden nicht ausreicht, um eine Abschätzung der Nährstoffverfügbarkeit und eine realistische Prognose der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser vornehmen zu können. Vielmehr müssen bodenphysikalischen Eigenschaften und bodenchemischen Prozesse in die Betrachtung mit einfließen.

Das derzeitige Düngeregime auf den sächsischen Ackerböden führt zu negativen Salden und einer Abnahme der P- und K-Gehalte im Boden. P-Überschüsse infolge intensiver Düngung in den 1980er Jahren wurden über viele Fruchtfolgen hinweg abgebaut. Mit Gehalten zwischen 5 und 9 mg P 100 g^{-1} besteht auf den untersuchten Böden derzeit noch kein P-Mangel, jedoch wird ab diesem Niveau eine Erhaltungsdüngung angeraten. Die K-Gehalte liegen dagegen im Jahr 2015 mit Werten von 4 bis 6 mg K 100 g^{-1} bereits im unterversorgten Bereich.

P-Konzentrationen zwischen 0,11 und 0,12 mg P l^{-1} im Sickerwasser in 3 m Tiefe lassen keine bewirtschaftungs- und bodenartabhängige Differenzierungen erkennen und liegen unter dem Orientierungswert von 0,2 mg P_t l^{-1}, den der VDLUFA (2001) für das Sickerwasser in 90 cm Tiefe abgeleitet hat. Der P-Austrag in 3 m Tiefe ist mit 0,1 bzw. 0,2 kg ha^{-1} sehr gering. Die Höhe der K-Konzentration und die Höhe der K-Austräge in 3 m Tiefe werden vom Tongehalt der Böden bestimmt. In tonarmen, sickerwasserreichen Sandböden wird Kalium nur in geringem Maße an Tonminerale gebunden und unterliegt daher der Auswaschung. Unter der erodierten Braunerde (D3/LG 5) wurden im Mittel der Jahre 1999 bis 2013 in 3 m Tiefe 28 kg $ha^{-1}a^{-1}$, unter dem stark tonhaltigen Lößboden (Lö3 LG 9) weniger als 1 kg $ha^{-1}a^{-1}$ ausgetragen.

Die Verwendung Mg-haltiger Kalke führte auf allen Standorten, bei einem bis heute leicht steigendem Trend, zu einer sehr guten Mg-Versorgung der Böden. In 3 m Tiefe liefern Lößböden und mergelhaltige Böden, trotz geringer Sickerwassermengen, mit jährlich 23 kg ha^{-1} bis 31 kg ha^{-1} deutlich höhere Mg-Frachten als Sandböden mit 8 kg ha^{-1}. Ursache dafür ist auch hier nicht vordergründig der Einfluss der Bewirtschaftung, sondern die Freisetzung von löslichem Magnesium bei der Verwitterung von tonig-mergeligen Ausgangssubstraten.

Infolge hoher industriebedingter S-Einträge bildete sich vor allem in Böden mit geringen Sickerwassermengen über Jahrzehnte ein erheblicher S-Pool. Drei Faktoren sorgten seit Anfang der 1990er Jahre für ein enormes Absinken der Schwefelgehalte in und unterhalb der Wurzelzone: a) der erhebliche Rückgang der S-Deposition, b) die parallel dazu erfolgte Umstellung auf schwefelarme N-Dünger und c) der vermehrte Anbau schwefelzehrender Kulturen. Deshalb gilt für den Zeitraum 1999-2013: je geringer die Verlagerungsdisposition der Böden desto höher die S-Austräge, die aus den atmosphärischen S-Einträgen der Vergangenheit resultieren.

Atmosphärischer Schwefeleintrag und S-Nettomineralisation allein decken den S-Bedarf der Pflanzen nicht mehr ab. Unabhängig davon wurden im Mittel der Jahre 1999 bis 2013 in 3 m Tiefe deutlich höhere S-Mengen ausgewaschen als durch Düngung und Deposition zugeführt. So betrug die durchschnittliche jährliche S-Auswaschung bei den Sandböden 82 kg ha^{-1} und bei den Lößböden 257 kg ha^{-1}. Bei abnehmendem Trend näherte sich die S-Auswaschung auf den tiefgründigen Lößböden jedoch bis zum Jahr 2015 dem Niveau der leichten Böden an. Obwohl die S-Deposition seit Beginn der 90er Jahre stark rückläufig ist und die SO_4-Konzentrationen im Sickerwasser dramatisch gesunken sind, ist der S-Pool aus der Vergangenheit vermutlich noch nicht vollständig ausgewaschen. Auch 2010 und 2013 führten die hohen Sickerwassermengen zu einem erneuten Anstieg der S-Frachten.

Literatur

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., 438 S., Hannover.

Albert, E., Förster, F., Ernst, H., Kolbe, H., Dittrich, B., Laber, H., Handschack, M., Krieghoff, G., Heidenreich, T., Riehl, G., Heinrich, S., Zorn, W. (2007): Umsetzung der Düngeverordnung. Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, 164 S., im Internet: https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242

Chemischer Werkstandard VEB Chemiewerk Coswig, 1984.

Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)

Grunert, M. (2013): Phosphor- und Kaliumversorgung sächsischer Ackerböden. Daten und Faktenblatt, LfULG

Grunert, M. (2015): Aktueller Rat zum Pflanzenschutz und Pflanzenbau vom 04.03.2015. im Internet: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/35489.htm

Haferkorn, U. (2013): N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der sächsischen Lößgefilde. In: Knoblauch, S., Albert, E., Haferkorn, U., Heyn, J., Herold, L., Lippold, T., Lehmann, E., Lorenz, J., Zachow, B., Meißner, R., Seeger, J., Schrödter, M., Strauß, C. (2013): 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. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 2013, S. 117-142, im Internet: https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214

KUNDLER, P. und Autorenkollektiv(1989):Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.

LfUG (1997): Bodenatlas des Freistaates Sachsen Teil 2: Standortkundliche Verhältnisse und Bodennutzung. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.], Radebeul, 73 S., im Internet: http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Bodenatlas-Teil2.pdf

LfULG (o.J.) [1]: Nährstoffgehalte von Mineraldüngern. im Internet: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Mineralduenger.pdf

LfULG (o.J.) [2]: Grenzwerte [mg/100g Boden] der Versorgungsstufen für Makronährstoffe und pH-Stufen des Bodens. Angaben für die Nutzungsart Ackerland. im Internet: http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/pflanzliche_Erzeugung/Broschuere_Ackerland_Grenzwerte.pdf

Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Schulze Mönking, S., Klapp, C. (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Göttingen, 537 S., im Internet: http://download.ble.de/06HS030.pdf

Schwede, H. (2010): Landwirtschaftszählung 2010 Teil 3 - Viehbestände. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, Statistik in Sachsen 2/2012, im Internet: https://www.statistik.sachsen.de/download/300_Voe-Zeitschrift/2012_02_18bis22_Schwede.pdf

Staatliche Zentralverwaltung für Statistik [Hrsg.] (1988): Statistisches Jahrbuch 1988 der Deutschen Demokratischen Republik. 33. JG, Staatsverlag der Deutschen Demokratischen Republik, Berlin, im Internet: http://www.digizeitschriften.de/dms/toc/?PID=PPN514402644_1988

TLL (1999): Schwefelgehalte in landwirtschaftlichen Kulturpflanzen und organischen Düngestoffen. Merkblatt, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft [Hrsg.], Jena

VDLUFA (2000): Schwefelversorgung von Kulturpflanzen - Bedarfsprognose und Düngung. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) [Hrsg.], Darmstadt, 8 S., im Internet: http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/03-schwefel.pdf

Anlagen

Jahresmittelwerte (1999 bis 2013) der Sickerwassermenge sowie der Salden, Bodengehalte, Frachten und Konzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe der Nährstoffe P, K, Mg und S für sechs Ackerböden der Lysimeterstation Brandis

	BB/D3 LG 5	**LL-BB/D3 LG 8**	**BB-LF/D5 LG 4**	**lBB-SS/D6 LG 1**	**BB-SS/D4 LG 7**	**LL/Lö3 LG 9**
Sickerwasser [mm a^{-1}]	201	152	160	144	133	65
P-Saldo [kg ha^{-1}]	-9	-15	-18	-18	-18	-29
P-Gehalt [mg 100 g^{-1}]	8,3 D*	6,6 C*	9,4 D*	8,1 D*	4,7 B*	8,6 D*
P-Austrag [kg ha^{-1}]	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	<0,1
P-Konzentration [mg l^{-1}]	0,11	0,11	0,11	0,12	0,11	0,12
K-Saldo [kg ha^{-1}]	-7	-11	-18	-20	-23	-33
K-Gehalt [mg 100 g^{-1}]	8,3 C*	8,2 B*	8,7 B*	9,9 C*	7,7 B*	8,1 B*
K-Austrag [kg ha^{-1}]	28	14	5	6	3	<1
K-Konzentration [mg l^{-1}]	14	9	3	4	2	1
Mg-Saldo [kg ha^{-1}]	-3	-6	-6	-6	-7	-10
Mg-Gehalt [mg 100 g^{-1}]	12,4 E*	12,4 E*	11,7 E*	10,0 D*	9,6 D*	20,6 E*
Mg-Austrag [kg ha^{-1}]	8	8	30	23	31	25
Mg-Konzentration [mg l^{-1}]	4	5	19	16	23	38
S-Salden [kg ha^{-1}]	7	4	3	3	2	4
S_{min}-Gehalt** [mg 100 g^{-1}]	13,6	14,7	13,7	19,6	18,4	15,5
S-Austrag [kg ha^{-1}]	82	87	142	154	185	257
SO_4-Konzentration [mg l^{-1}]	41	57	89	107	139	396

*Versorgungsstufe
**0-60 cm (Mittel der Jahre 2009-2016)

AUSTRAG VON P, K, MG UND S AUS ACKERBAULICH GENUTZTEN BÖDEN IN LYSIMETERVERSUCHEN IN SACHSEN

Dr. Michael Grunert (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen)

1 Aufgabenstellung der Versuche

Der 1966 in Methau angelegte statische Dauerversuch hat zum Ziel, die Auswirkungen einer langjährig unter-schiedlichen mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, Nährstoffbilanzen, Humus- und Nährstoffvorräte zu untersuchen. Die Nährstoff-Einwaschung in Unterflurlysimeter wird seit 1995 ermittelt. Der Lysimeterversuch in Leipzig verfolgt seit 2000 Langzeiteffekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung, Sickerwasserbildung und Nährstoffaustrag. In der vorliegenden Auswertung stehen nicht jährliche Betrachtungen im Mittelpunkt, sondern kumulative Effekte der differenzierten Bewirtschaftung im Untersuchungszeitraum von 19 bzw. 13 Jahren.
Die Versuche wurden im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie von der G.U.B. Ingenieur AG Niederlassung Dresden in Federführung von Herrn Dr. Meyer ausgewertet.

2 Beschreibung der Versuche und Lysimeteranlagen

2.1 Dauerversuch in Methau

2.1.1 Standort und Boden

Der Dauerversuch in Methau bei Rochlitz wurde im Jahr 1966 auf einem fruchtbaren Löss-Lehm-Boden angelegt. Er ist repräsentativ für die typischen Standorte des Mulde-Lösshügellandes. Die wesentlichen Klima- und Bodeneigenschaften sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Tabelle 2 sind darüber hinaus weitere ausgewählte Parameter zu den Nährstoffgehalten und Bindungsverhältnissen im Boden zu entnehmen. Diese basieren auf Bodenproben im Jahr 2015 und zeigen teilweise bereits Differenzierungen in den geprüften Versuchsgliedern.

Tabelle 1: Standortcharakteristik des Dauerversuchs Methau

Parameter	Einheit	Wert
Bodenform	-	Löss-Braunstaugley
Bodenart	-	Löss-Lehm
Bodenschätzung	-	L4 Lö 70/63
FAO-Klassifikation	-	Gleyic luvisol
Feinanteil [< 6 µm]	[%]	25,9
Ton : Schluff : Sand 0 – 30 cm 30 – 60 cm	[%] [%]	14,8 : 80,4 : 4,8 14,6 : 79,9 : 5,5
nutzbare Feldkapazität 0 – 60 cm	[mm]	149
Jahrestemperatur	[°C]	8,2
Jahresniederschlag [mm]	[mm]	680
P_{DL} der Jahre 1966, 2000, 2012	[mg/100 g Boden]	2,11 (A) 11,4 (D) 22,0 (E)
K_{DL} der Jahre 1966, 2000, 2012	[mg/100 g Boden]	15,7 (C) 27,9 (E) 33,3 (E)
S_{min} n. Ernte der Jahre 2000, 2012	[kg/(ha*a)]	- 258 109
pH-Wert der Jahre 1966, 2000, 2012	-	5,2 (A) 6,31 (C) 6,3 (C)
Humusgehalt der Jahre 1966, 2000, 2012	[%]	3,4 2,0 2,4
N_t-Gehalt der Jahre 1966, 2000, 2012	[%]	0,159 0,155 0,160

Tabelle 2: Methau, Bindungsverhältnisse im Boden im Jahr 2015

Prüfglied N-Düngung		P_{ox}	Fe_{ox}	Al_{ox}	PSC	DPS	Ca austauschbar
organisch	Mineralisch	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	%	mg/100g
ohne	Ohne	17,6	58,3	32,4	45,4	39	100
ohne	mittlere Gaben	17,5	59,8	34,5	47,2	37	100
ohne	hohe Gaben	17,5	60,8	33,9	47,4	37	102
Stallmist	Ohne	23,3	60,9	32,1	46,5	50	133
Stallmist	mittlere Gaben	22,0	55,6	32,2	43,9	50	106
Stallmist	hohe Gaben	21,7	56,3	32,4	44,4	49	132
Stroh	Ohne	17,1	55,4	32,2	43,8	39	116
Stroh	mittlere Gaben	19,5	59,2	33,4	46,3	42	128
Stroh	hohe Gaben	18,2	58,7	33,3	46,0	40	116

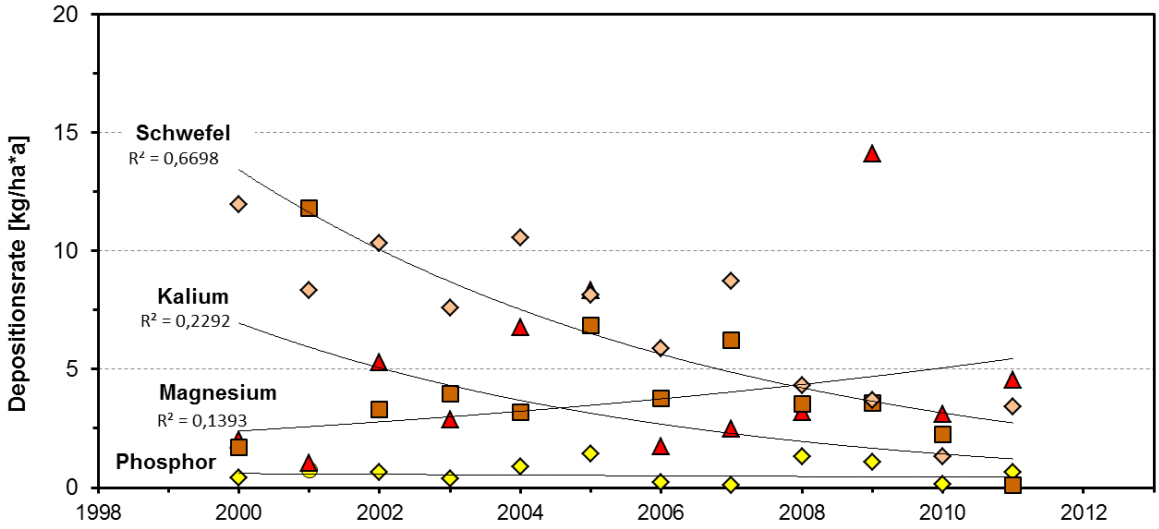


Abbildung 1: Methau, Deposition/Einträge durch Regenwasser

Im Versuchszeitraum seit 1995 ist die Jahrestemperatur leicht angestiegen. Bei den Niederschlägen dagegen ist keine eindeutige Entwicklung zu erkennen. Die Nährstoffeinträge mit den Niederschlägen werden seit 1994 mit Bulksampler erfasst. Die jährlichen N-Einträge (NO_3-N plus NH_4-N) waren Mitte der 90er Jahre mit bis zu 80 kg N/ha*a beträchtlich. Sie nahmen in den Folgejahren deutlich ab und liegen gegenwärtig bei ca. 10 kg/ha. Für Schwefel besteht prinzipiell ein ähnlicher Trend, wenngleich auf erheblich geringerem Niveau (Abb. 1). Im Mittel wurden im Zeitraum 01.10.1999 bis 31.03.2013 durch Niederschlag jährlich 0,4 kg P/ha, 5 kg K/ha, 2 kg Mg /ha und 5 kg S/ha eingetragen. Die Werte des Jahres 2012 konnten aufgrund einer Fehlmessung nicht berücksichtigt werden.

2.1.2 Prüfglieder

Der Versuch wird seit 1966 unverändert mit der Fruchtfolge Zuckerrübe (ZR) - Sommergerste (SG) - Kartoffeln (Kar) - Winterweizen (WW) betrieben. Näheres zur Bewirtschaftung findet sich bei Albert (2013). Um die Langzeiteffekte einer differenzierten mineralisch-organischer Düngung analysieren zu können, wurden drei verschiedene organische Düngungsstufen a1 (ohne), a2 (Stallmist, 200 dt/ha, jedes 2. Jahr zur Hackfrucht) und a3 (Stroh, 50 dt/ha jedes 2. Jahr) mit sechs Stufen mineralischer N-Düngung (b1 bis b6) kombiniert. Die absolute Höhe der mineralischen N-Düngung in den einzelnen Düngungsstufen variiert in Abhängigkeit vom Bedarf der Kulturen.

Die Nebenprodukte Stroh und Rübenblatt werden von der Versuchsfläche abgefahren. In den Prüfgliedern mit Strohdüngung wird Stroh von einem einheitlich bewirtschafteten Schlag verwendet. Die im Betrachtungszeitraum 2000 bis 2012 mit der organischen Düngung zugeführten N-Mengen betrugen im Mittel bei Stallmist 68 kg/ha*a und bei Stroh 13 kg/ha*a. Mit der unterschiedlichen organischen Düngung werden den Versuchsgliedern auch differenzierte Mengen der anderen Hauptnährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel zugeführt. Zwischen 2000 und 2012 waren dies im Mittel mit Stallmist jährlich 19 kg P/ha, 95 kg K/ha, 14 kg Mg/ha und 15 kg S/ha sowie mit Stroh jährlich 2 kg P/ha, 22 kg K/ha, 2 kg Mg/ha und 2 kg S/ha.

Die jährliche mineralische Phosphor- und Kaliumdüngung betrug: 33 kg P/ha zu Getreide und 66 kg P/ha zu Hackfrüchten bzw. 125 kg K/ha zu Getreide und 250 kg K/ha zu Hackfrüchten. Magnesium und Schwefel werden nicht gezielt gedüngt sondern lediglich als Begleitnährstoffe mit den eingesetzten P- und K-Düngemitteln zugeführt. Im Mittel über den Versuchszeitraum waren dies jährlich: 13 kg Mg/ha und 80 kg S/ha.

In die Prüfglieder mit den N-Stufen b1 (ohne mineralische N-Düngung), b3 (mittlere mineralische N-Düngung) und b5 (hohe mineralische N-Düngung) wurden im Jahr 1995, nach bereits 30-jähriger Versuchsdurchführung, Unterflurlysimeter in zweifacher Wiederholung installiert, um die Langzeiteffekte der differenzierten Bewirtschaftung auf die Sickerwasserbeschaffenheit untersuchen zu können. Aus der Kombination der unterschiedlichen organischen und mineralischen Düngung sowie unter Berücksichtigung der in den eingesetzten organischen und mineralischen Düngemitteln enthaltenen Nährstoffgehalte ergeben sich folgende Varianten und mittlere jährliche Düngermengen (Tab. 3).

Tabelle 3: Nährstoffzufuhr in den Versuchsgliedern mit Lysimetern in Methau

PG	organische Düngung	mineralische N-Düngung	**mittlere Düngemengen** (kg/ha*a)				
			N	**K**	**P**	**Mg**	**S**
11	Ohne	gering	0	192	51	13	80
13	Ohne	mittel	100	192	51	13	80
15	Ohne	hoch	200	192	51	13	80
21	Stallmist	gering	68	287	70	27	95
23	Stallmist	mittel	168	287	70	27	95
25	Stallmist	hoch	268	287	70	27	95
31	Stroh	gering	13	214	53	15	82
33	Stroh	mittel	113	214	53	15	82
35	Stroh	hoch	213	214	53	15	82

Die Unterflurlysimeter wurden so installiert, dass die darüber anstehenden Bodensäulen nicht gestört wurden. Der Abstand von den Lysimetern bis zur Krumenoberfläche beträgt 60 cm. Die Lysimeter besitzen einen Durchmesser von 50 cm, was einer Gesamtfläche von etwa 0,2 m² entspricht (vgl. Abb. 2). Das Sickerwasser wird gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzsand und -kies gewonnen und jährlich zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode entnommen. Neben der Sickerwassermenge wurden im Labor die Elementgehalte des Sickerwassers bestimmt.

Auf Grund der geringen Bodentiefe können aus den Elementgehalten im Sickerwasser der Lysimeter keine Rückschlüssen auf tatsächlich in das Grundwasser verlagerte Mengen gezogen werden, da auch ein Wiederaufstieg mit dem Bodenwasser möglich ist, Kulturen Nährstoffe auch aus größeren Bodentiefen aufnehmen können und Umsetzungsreaktionen und Speichervorgänge möglich sind. Vergleiche zwischen den Varianten sind hingegen möglich.

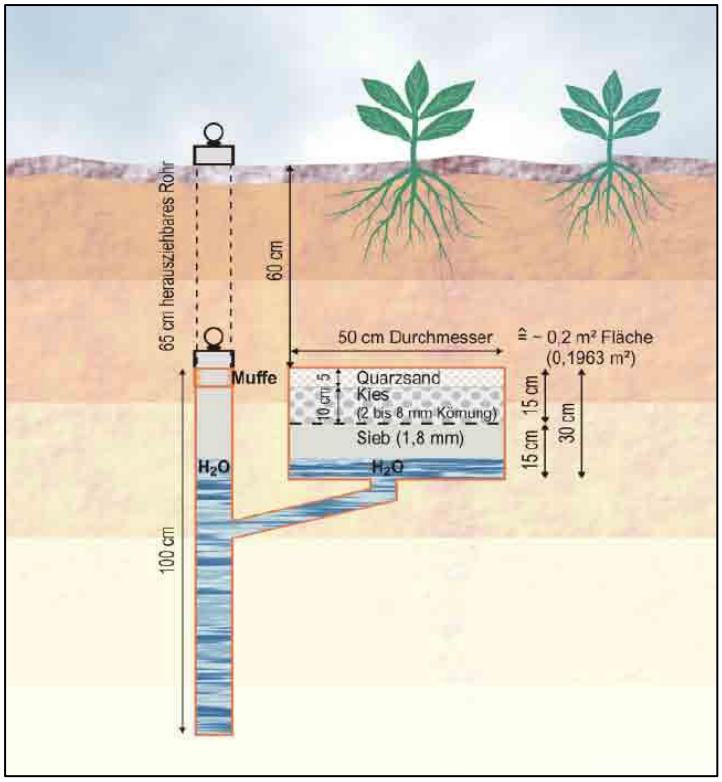


Abbildung 2:
Schematische Darstellung der Unterflurlysimeter im Dauerversuch Methau

2.2 Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig

2.2.1 Standort und Böden

Mit dem Lysimeterversuch in Leipzig werden Langzeiteffekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung, Sickerwasserbildung und Nährstoffverlagerung untersucht. Die Anlage umfasst 60 Gefäße mit drei unterschiedlichen Böden. Die quadratischen Gefäße besitzen eine Oberfläche von 1 m² und sind 1 m tief. Das Sickerwasser wird gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzsand und -kies gewonnen. Die Sickerwasserentnahme erfolgt jährlich zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode.

Auch für diese Lysimeter gelten auf Grund der geringen Tiefe von 1 m die bereits zum Methauer Versuch getroffenen Aussagen: keine Schlussfolgerungen auf in das Grundwasser verlagerte Nährstoffmengen möglich, aber Variantenvergleiche.
Die Lysimetergefäße sind mit typischen, in Sachsen weit verbreiteten Böden befüllt. Der in die Lysimeteruntersuchung einbezogene Lössboden stammt aus Döbeln. Er repräsentiert 111 476 ha Ackerfläche Sachsens und ist charakteristisch für die Bodenregion der Löss- und Sandlösslandschaften. Der Anteil der eiszeitlich entstandenen Diluvialböden an der Ackerfläche Sachsens beträgt 24 % und der der Verwitterungsböden 23 %. Ackerbaulich werden D2-Standorte auf 21 211 ha und V7-Standorte auf 40 775 ha genutzt. Der in die Lysimeter eingebaute Sandboden aus Sprotta ist typisch für die Altmoränenlandschaft und der sandige Lehm aus Niederbobritzsch ist typisch für die Bodenregion der Berg- und Hügelländer mit Magmatiten und Metamorphiten. Die Böden wurden an ihren Herkunftsstandorten schichtgenau entnommen und gemäß ihrer natürlichen Lagerung in die Lysimeter eingefüllt. Die wesentlichen Eigenschaften der Lysimeterböden sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Tabelle 5 sind darüber hinaus weitere ausgewählte Parameter zu den Nährstoffgehalten und Bindungsverhältnissen der Böden zu entnehmen. Diese basieren auf Bodenproben im Jahr 2015 und zeigen teilweise bereits Differenzierungen nach den geprüften Bodenbearbeitungsvarianten.

Tabelle 4: Standortcharakteristik des Lysimeterversuchs in Leipzig (Albert, 2013)

	Sandboden	**Lehmboden**	**Verwitterungsboden**
Bodenform	Braunerde-Podsol	Löss-Braunstaugley	Hangsandlehm-Braunerde
Bodenart	anlehmiger Sand	Lehm	sandiger Lehm
Bodenschätzung	D 2 Sl 26	Lö 4b L 65	V 7 sL 36
Entstehung	Diluvium	Löss	Gneis-Verwitterungsboden
Feinanteil (< 6 µm) 0 – 35 cm 35 – 100 cm	 11,0 9,1	 24,7 26,1	 23,1 23,3
Ton : Schluff : Sand (%) 0 – 35 cm 35 – 100 cm	 6,8 : 24,7 : 68,5 5,0 : 21,1 : 73,5	 17,5 : 77,2 : 5,3 18,6 : 72,2 : 9,2	 15,7 : 51,8 : 32,5 13,6 : 45,6 : 40,8
nutzbare Feldkapazität (mm in 0 – 100 cm)	128	218	228
P_{DL} (mg/100 g Boden)	12,6 (E)	6,9 (C)	6,8 (C)
P_{CAL} (mg/100 g Boden) (2001)	6,8	4,9	6,0
K_{DL} (mg/100 g Boden)	7,7 (B)	34,2 (E)	13,6 (C)
K_{CAL} (mg/100 g Boden) (2001)	4,0	14,0	14,3
pH	6,2 (C)	6,3 (C)	6,2 (C)
Humusgehalt (%)	1,9	2,1	2,2
Nt-Gehalt (%)	0,10	0,14	0,11

Tabelle 5: Leipzig, Bindungsverhältnisse im Boden im Jahr 2015

Prüfglied		**P_{ox}**	**Fe_{ox}**	**Al_{ox}**	**PSC**	**DPS**	**Ca austauschbar**
Boden	Bodenbearbeitung	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	%	mg/100g
Sandboden	Direktsaat	14,3	36,1	21,2	28,6	49,9	73
Sandboden	Grubber	16,1	52,1	33,7	42,9	39,7	108
Sandboden	Pflug	17,5	64,8	45,0	54,9	31,9	115
sandiger Lehm	Direktsaat	19,0	57,4	40,4	48,9	41,0	120
sandiger Lehm	Grubber	14,2	37,2	21,9	29,6	48,0	131
sandiger Lehm	Pflug	19,0	53,8	40,3	47,1	42,2	74
Lehm	Direktsaat	17,5	63,3	44,3	53,8	32,5	1300
Lehm	Grubber	20,8	66,8	52,2	59,5	34,7	1251
Lehm	Pflug	25,4	73,2	59,3	66,2	38,4	1299

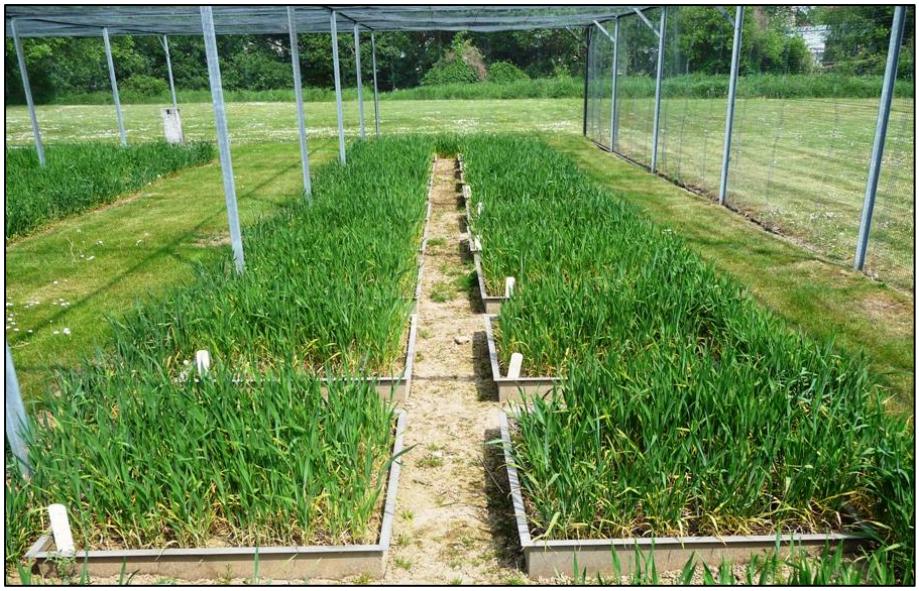


Abbildung 3: Lysimeteranlage in Leipzig

Tabelle 6: Mittlere mineralische Düngung der Prüfglieder im Lysimeterversuch Leipzig

Standort	**Boden**	**Bodenbearbeitung**	**mittlere Düngemengen** (kg/ha*a)				
			N	**K**	**P**	**Mg**	**S**
Sprotta	anlehmiger Sand	Direktsaat	152	94	27	71	44
		Grubber	152	94	27	71	44
		Pflug	152	94	27	71	44
Niederbobritzsch	sandiger Lehm	Direktsaat	152	85	27	66	38
		Grubber	152	85	27	66	38
		Pflug	152	85	27	66	38
Döbeln	Lehm	Direktsaat	152	85	27	66	38
		Grubber	152	85	27	66	38
		Pflug	152	85	27	66	38

Die mineralische N-Düngung erfolgt praxisüblich entsprechend dem unterschiedlichen Bedarf der Kulturen. Seit Versuchsbeginn in 2000 wurden im Mittel jährlich 152 kg N/ha gedüngt (Tab. 6). Phosphor wurde einheitlich in Gaben von 27 kg P/ha gegeben, die Kaliumgaben betrugen zwischen 85 kg K/ha (Böden Niederbobritzsch, Döbeln) und 94 kg K/ha (Boden Sprotta).

Ähnlich wie in Methau nahmen auch in Leipzig die Elementeinträge mit den Niederschlägen seit Mitte der 1990er Jahre stark ab (Abb. 4). Der stärkste Rückgang war für Schwefel feststellbar. Im Versuchszeitraum seit 2000 lagen die mittleren jährlichen Schwefeleinträge bei lediglich gut 7 kg/ha. Kalium wurde zuletzt in Raten von gut 6 kg/ha und Magnesium in Raten von gut 5 kg/ha eingetragen. Ein nennenswerter Phosphoreintrag über Niederschläge bestand nicht.

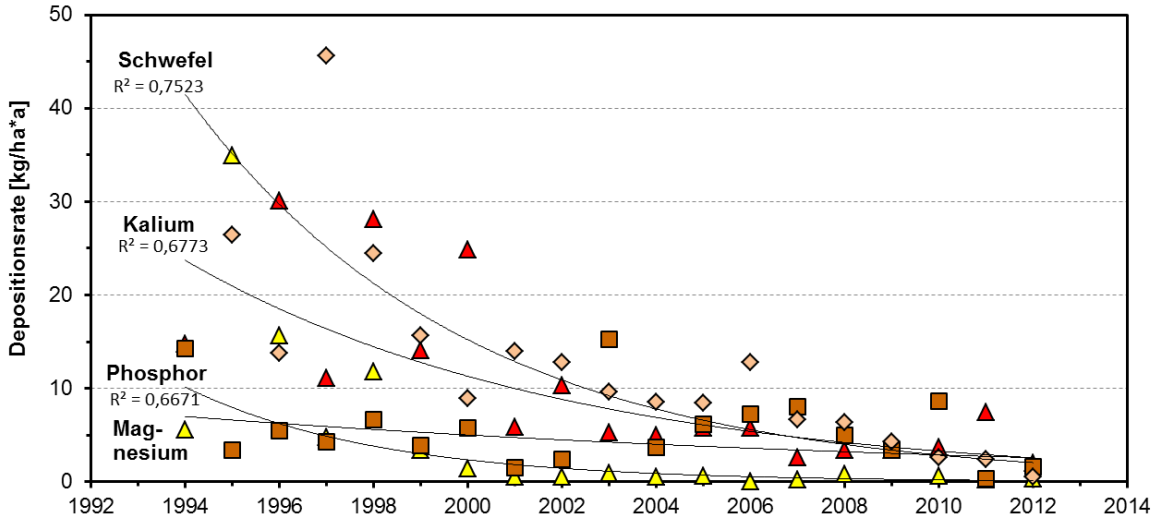


Abbildung 4: Depositionsraten für Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel am Standort Leipzig zwischen 1994 und 2012

2.2.2 Prüfglieder

In der Lysimeteranlage wird eine in vielen Betrieben gebräuchliche Fruchtfolge mit Winterweizen, Wintergerste, Winterraps und Mais angebaut. Die differenzierte Bodenbearbeitung wird folgendermaßen vorgenommen:

Pflug:	Der Boden wird mit dem Spaten ca. 25 cm tief umgegraben.
Grubber:	Mit einem Handgrubber wird der Boden ca. 15 cm tief gelockert.
Direktsaat:	Es erfolgt keine Bodenbearbeitung. Das Saatgut wird in Bodenschlitze begelegt.

Die Direktsaatvarianten sind je Boden in 6-facher Wiederholung, die Gruber- und Pflugvarianten jeweils in 7-facher Wiederholung angelegt. Das anfallende Stroh verbleibt nach der Ertragsfeststellung auf den Lysimetern.

2013 wurde die gesamte Anlage von Leipzig an den Standort Nossen umgesetzt. Dabei wurden an 2 Gefäßen Undichtigkeiten festgestellt. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung war zunächst zu prüfen, inwiefern die bis 2012 erzielten Ergebnisse des Lysimeterversuches durch diese Beschädigungen beeinflusst wurden. Hierzu wurde ein statistischer Ausreißer-Test nach Grubbs (1969) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Sickerwassermengen des Lysimeters Sp3a in 10 von 13 Versuchsjahren und die des Lysimeters Dö3g in 3 von 13 Versuchsjahren mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 % von denen der übrigen Wiederholungen des gleichen Versuchsgliedes abwichen. Sie sind damit statistisch als Ausreißer zu betrachten. Die Analyse bestätigt, dass die Beschädigungen bereits seit dem Ersteinbau der Lysimeter bestanden haben müssen. Die Messdaten der zwei beschädigten Lysimeter wurden bei den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

3 Ergebnisse

3.1 Dauerversuch in Methau

3.1.1 Erträge und Nährstoffentzüge für Phosphor, Kalium, Magnesium, und Schwefel

Eine ausführliche Auswertung des Dauerversuchs in Methau und der Ertragswirkung verschiedener organischer Düngemittel bei differenzierter mineralischer N-Düngung findet sich bei Albert und Grunert (2013). In den folgenden Tabellen 7 bis 9 sind die Erträge der Einzeljahre bzw. einzelnen Kulturen für den Zeitraum 2000 – 2012 sowie die damit verbundenen Element-Abfuhren an Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel für die Düngungsvarianten im Detail zusammengestellt.

Wie über die gesamte Laufzeit des Versuches seit 1966, nahmen die Erträge auch im hier betrachteten Zeitraum mit steigender mineralischer N-Düngung deutlich zu. Die höchsten Erträge wurden in jeder Mineraldüngungsvariante mit einer zusätzlichen Stallmistgabe erzielt. Die Strohdüngung hatte hingegen keinen Einfluss. Die Ergebnisse geben Hinweise auf eine, durch mineralische N-Düngung nicht substituierbare, positive Auswirkung des Stallmists auf die Bodenfruchtbarkeit und damit auf das Ertragsvermögen. Da Stallmist jeweils zu den Hackfrüchten Kartoffel und Zuckerrübe appliziert wurde, kam dieser Effekt bei diesen Kulturen wesentlich deutlicher zum Tragen als bei den Getreidearten. Darüber hinaus ist jedoch auch von einer besseren Verwertbarkeit des Stallmists durch Hackfrüchte auszugehen, da sie im Gegensatz zu Getreide die aufgrund der erhöhten Mineralisationsrate bei wärmeren Bodentemperaturen freigesetzte N-Menge optimaler verwerten können (Albert und Grunert, 2013). Gleichzeitig ist auf die mit dem Stallmist erhöhte Nährstoffzufuhr gegenüber unterlassener organischer Düngung zu verweisen. Diese belief sich auf durchschnittlich 68 kg N, 95 kg K und 19 kg P/a.

Die Nährstoffabfuhren wurden unter Berücksichtigung der Haupt- und Nebenprodukte (ohne Kartoffelkraut) ermittelt. Infolge der Ertragswirkung der Mineral-N-Düngung nahmen auch die Abfuhren der Elemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel bis zur höchsten Mineral-N-Stufe stetig zu. Die Gehalte dieser Elemente in den Ernteprodukten wurden hingegen kaum von der N-Düngung beeinflusst. Die höchsten Abfuhren wurden in der Kombination aus Stallmistgabe und hoher Mineral-N-Düngung erfasst.

Tabelle 7: Methau, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der mineralischen Düngung – Varianten ohne organische Düngung

		Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]			
			P	K	Mg	S		P	K	Mg	S		P	K	Mg	S
min. N-Düngung				**gering**					**mittel**					**hoch**		
2000	Kar	159,0	4,7	72,1	3,3	3,7	237,8	6,0	107,2	5,0	5,5	262,4	6,1	117,7	5,5	5,5
2001	WW	55,1	15,6	60,0	6,1	7,6	90,1	25,4	96,2	9,1	13,3	89,7	29,0	120,9	10,5	16,8
2002	ZR	590,0	26,3	266,6	31,3	14,1	797,0	34,5	386,3	41,2	22,7	858,6	41,6	443,4	53,3	30,0
2003	SG	36,1	9,6	43,9	4,2	5,4	53,9	13,2	51,7	6,2	7,0	59,6	14,3	64,6	7,9	9,6
2004	Kar	283,6	10,4	134,2	6,3	6,8	319,1	7,9	137,0	6,1	7,3	342,7	7,9	148,1	6,6	8,6
2005	WW	57,8	18,0	35,2	7,4	1,7	82,2	25,2	57,2	12,9	3,3	86,8	24,8	53,3	13,0	4,0
2006	ZR	283,0	11,4	104,0	17,7	7,8	427,6	16,7	164,1	29,6	11,6	437,0	18,3	169,0	41,7	14,6
2007	SG	42,0	11,8	38,8	5,2	2,0	62,6	15,5	63,2	7,3	3,0	62,4	15,9	62,2	8,3	4,5
2008	Kar	506,2	20,7	216,9	10,3	9,3	712,9	23,6	271,1	13,9	12,5	730,7	20,8	267,9	12,5	12,5
2009	WW	36,8	17,5	46,6	9,0	6,9	70,0	27,8	78,2	10,8	11,4	80,2	36,9	93,6	14,2	15,8
2010	ZR	482,5	14,4	80,7	9,9	3,3	886,5	24,8	146,7	18,6	6,2	857,9	19,3	141,8	21,0	7,0
2011	SG	39,3	13,0	44,9	5,7	3,4	52,8	17,2	36,7	6,2	5,0	58,5	25,4	72,7	8,7	7,0
2012	Kar	247,6	10,3	104,3	4,7	4,7	290,0	9,5	111,9	5,5	5,5	259,3	9,1	87,6	4,2	4,6
Mittelwert			**14,1**	**96,0**	**9,3**	**5,9**		**19,0**	**131,3**	**13,3**	**8,8**		**20,7**	**141,8**	**15,9**	**10,8**

Tabelle 8: Methau, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der mineralischen Düngung – Varianten mit Stallmistdüngung

		Ertrag [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]			
			P	**K**	**Mg**	**S**		**P**	**K**	**Mg**	**S**		**P**	**K**	**Mg**	**S**
min. N-Düngung				**gering**					**mittel**					**hoch**		
2000	Kar	163,2	5,4	78,3	3,4	3,4	333,9	9,7	155,5	6,9	6,9	369,9	9,9	174,0	8,4	8,4
2001	WW	55,7	15,9	81,5	6,8	9,1	96,1	31,9	157,4	12,8	17,1	102,7	36,7	209,4	15,5	24,2
2002	ZR	742,9	30,9	323,9	41,1	18,1	958,9	45,5	578,0	60,1	32,5	999,2	50,8	652,9	71,7	32,3
2003	SG	42,5	11,1	38,9	4,4	5,5	55,8	15,8	68,1	6,6	8,1	65,7	17,1	79,6	7,7	10,0
2004	Kar	412,7	16,7	202,8	9,1	9,1	541,8	13,4	244,5	10,5	11,5	507,7	17,5	231,6	11,0	11,9
2005	WW	70,4	24,0	53,9	11,2	2,9	95,0	33,5	69,0	13,9	4,1	97,9	38,3	86,1	15,5	5,8
2006	ZR	356,0	15,3	132,3	21,3	9,2	423,0	17,9	199,8	29,2	11,9	456,6	20,0	232,9	33,8	12,8
2007	SG	48,9	14,9	54,7	5,7	2,3	57,7	17,2	66,1	6,7	3,7	54,8	16,3	68,2	6,9	4,0
2008	Kar	768,1	31,3	306,9	14,9	13,4	899,5	35,1	364,8	19,3	15,8	927,1	30,8	350,4	19,5	19,5
2009	WW	46,7	22,1	61,9	9,4	8,1	76,3	35,5	95,9	12,2	13,7	81,8	40,7	138,5	13,2	18,3
2010	ZR	749,2	23,4	148,7	18,4	5,0	890,5	23,0	185,8	21,1	7,7	1043,9	19,4	181,2	19,4	6,5
2011	SG	41,9	11,3	22,4	4,1	3,6	60,8	19,7	38,5	6,6	5,8	60,9	23,7	64,2	7,8	7,3
2012	Kar	381,6	18,0	154,9	8,1	7,5	380,7	20,1	148,7	9,4	10,6	360,2	18,4	160,7	8,5	8,5
Mittelwert			**18,5**	**127,8**	**12,1**	**7,5**		**24,5**	**182,5**	**16,6**	**11,5**		**26,1**	**202,3**	**18,4**	**13,0**

Tabelle 9: Methau, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der mineralischen Düngung - Varianten mit Stallmistdüngung

		Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]			
			P	K	Mg	S		P	K	Mg	S		P	K	Mg	S
min. N-Düngung				**gering**					**mittel**					**hoch**		
2000	Kar	165,9	4,8	77,9	3,4	3,8	278,8	7,1	134,5	5,9	7,1	320,5	7,4	148,1	6,8	8,1
2001	WW	46,2	12,9	49,9	4,9	6,4	91,1	29,6	136,0	10,6	14,3	88,5	30,4	158,9	12,1	19,7
2002	ZR	544,7	23,7	221,8	24,2	10,8	906,6	43,5	453,5	50,6	26,5	919,9	46,4	539,6	68,5	34,4
2003	SG	34,0	9,0	36,5	3,9	4,8	56,4	13,2	56,2	6,5	8,3	60,5	13,6	56,1	6,6	8,4
2004	Kar	283,6	11,4	133,5	6,5	7,1	376,4	10,3	162,9	7,3	9,5	469,1	12,3	204,6	9,4	11,3
2005	WW	54,9	18,1	37,2	7,5	2,1	91,6	30,1	61,0	13,9	3,4	84,3	26,5	57,4	13,3	4,6
2006	ZR	276,6	10,6	95,1	16,5	6,1	423,0	16,1	175,3	27,5	11,7	443,2	18,4	206,7	34,0	12,4
2007	SG	41,2	11,9	46,9	5,8	2,6	62,4	15,9	72,7	8,3	3,0	60,5	16,4	79,7	8,0	3,9
2008	Kar	495,9	19,7	205,1	9,3	8,3	837,3	27,2	313,4	16,0	16,0	778,1	22,6	282,2	16,6	16,6
2009	WW	38,9	18,1	48,5	7,9	7,3	74,3	31,2	89,8	10,9	13,0	78,4	37,0	104,1	13,6	16,0
2010	ZR	489,3	16,1	78,2	11,5	3,5	776,2	21,2	139,8	15,9	5,3	841,2	21,3	168,6	21,3	7,1
2011	SG	39,2	11,0	23,7	4,1	3,4	57,1	17,5	33,6	6,5	5,4	59,4	25,9	75,5	9,9	7,7
2012	Kar	262,5	10,6	106,0	5,5	5,5	278,9	10,5	107,9	5,0	5,0	403,3	16,1	170,6	9,8	9,1
Mittelwert			**13,7**	**89,3**	**8,5**	**5,5**		**21,0**	**149,0**	**14,2**	**9,9**		**22,7**	**173,2**	**17,7**	**12,3**

3.1.2 P-, K-, Mg-, S-Bilanzsalden

Bilanzsalden können als Indikatoren zur Bewertung der Umweltverträglichkeit des Düngemitteleinsatzes herangezogen werden. Die schlagbezogenen Nährstoffbilanzen für die Elemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel ergeben sich aus der Summe der Elementeinträge über die Düngung und die nasse Deposition abzüglich der Abfuhren mit den Ernteprodukten. In Abbildung 5 und Tabelle 10 ist die Wirkung der mineralischen N-Düngung (gering, mittel, hoch) sowie der Stallmist- und der Strohdüngung auf Abfuhr, Saldo und Einwaschung der Elemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel dargestellt. Die Balken repräsentieren jeweils Mittelwerte aus je zwei Lysimetern über einen Zeitraum von 13 Jahren (2000 - 2012).

Mit jährlich 33 kg P/ha und 125 kg K/ha zu Getreide bzw. 66 kg P/ha und 250 kg K/ha zu Hackfrüchten lag die mineralische Grunddüngung weit über den Abfuhren bzw. dem jährlichen Bedarf der Kulturen. Der über alle Varianten gemittelte Bilanzüberschuss betrug bei Phosphor gut 38 kg/ha*a und bei Kalium knapp 93 kg/ha*a. Dennoch wurde Phosphor lediglich mit mittleren jährlichen Mengen von 1,4 kg/ha in die Lysimeter in 60 cm Bodentiefe eingewaschen. Dies entsprach 4 % des mittleren Saldos. Bei Kalium waren es 41 kg/ha bzw. 44 % des Saldos. Der restliche Bilanzüberschuss beider Nährstoffe wurde kontinuierlich im Boden angereichert.

Die Schwefelzufuhr über die Luft (SO_2) und Niederschläge (H_2SO_3, H_2SO_4) ist in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten erheblich zurückgegangen, weshalb Schwefelmangel, der ursprünglich nur auf industriefernen Standorten beobachtet wurde, auch hier zunimmt. In Methau waren die S-Einträge über die Deposition mit jährlichen Mengen unter 5 kg/ha im Versuchszeitraum bei weitem nicht ausreichend, um den Bedarf der Kulturen, der für Getreide, Zuckerrüben und Kartoffeln mit 20-40 kg S/ha angegeben wird (Haenklaus et al., 2006), zu decken. Die Versorgungslücke wurde durch die Verwendung von schwefelhaltigen P-Düngemitteln (Superphosphat, 11 % S) mehr als ausgeglichen. Infolge der hohen P-Gaben wurde insgesamt deutlich mehr Schwefel zugeführt, als mit dem Erntegut abgefahren. Der Überschuss von jährlich rund 80 kg S/ha unterlag in Gänze der Einwaschung in die Lysimeter. Weitere 30 kg S/ha der Gesamteinwaschung in Höhe von durchschnittlich 113 kg S/ha stammten aus dem Bodenvorrat.

Tabelle 10: Methau, Mittelwerte der P-, K-, Mg- und S-Abfuhren, -Einwaschungsmengen und –Bilanzen (orange = niedrigste Werte, rot = höchste Werte)

Variante			**Abfuhr** [kg/ha*a]				**Einwaschung** [kg/ha*a]				**Bilanz** [kg/ha*a]			
	org.	**min. N**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**P**	**K**	**Mg**	**S**
11	ohne	gering	14,1	96,0	9,3	5,9	2,1	81,1	32,1	95,3	37,3	101,2	6,1	79,0
13	ohne	mittel	19,0	131,3	13,3	8,8	0,5	11,6	35,5	112,2	32,4	65,8	2,2	76,1
15	ohne	hoch	20,7	141,8	16,0	10,8	0,9	15,9	42,1	136,4	30,7	55,4	-0,5	74,1
21	Stallmist	gering	18,5	127,8	12,1	7,5	2,2	82,2	31,7	103,4	51,9	164,4	17,3	92,4
23	Stallmist	mittel	24,5	182,5	16,6	11,5	1,6	42,3	41,7	117,7	45,9	109,7	12,9	88,4
25	Stallmist	hoch	26,1	202,3	18,4	13,0	1,5	60,8	46,1	142,1	44,3	89,9	11,1	86,9
31	Stroh	gering	13,7	89,3	8,6	5,5	1,2	33,5	22,7	83,6	39,7	129,9	8,9	81,4
33	Stroh	mittel	21,0	149,0	14,2	9,9	1,9	23,6	33,8	108,3	32,4	70,2	3,2	77,0
35	Stroh	hoch	22,7	173,3	17,7	12,3	0,7	18,2	38,4	122,3	30,7	45,9	-0,2	74,6
Mittel			**20,0**	**143,7**	**14,0**	**9,5**	**1,4**	**41,0**	**36,0**	**113,5**	**38,4**	**92,5**	**6,8**	**81,1**

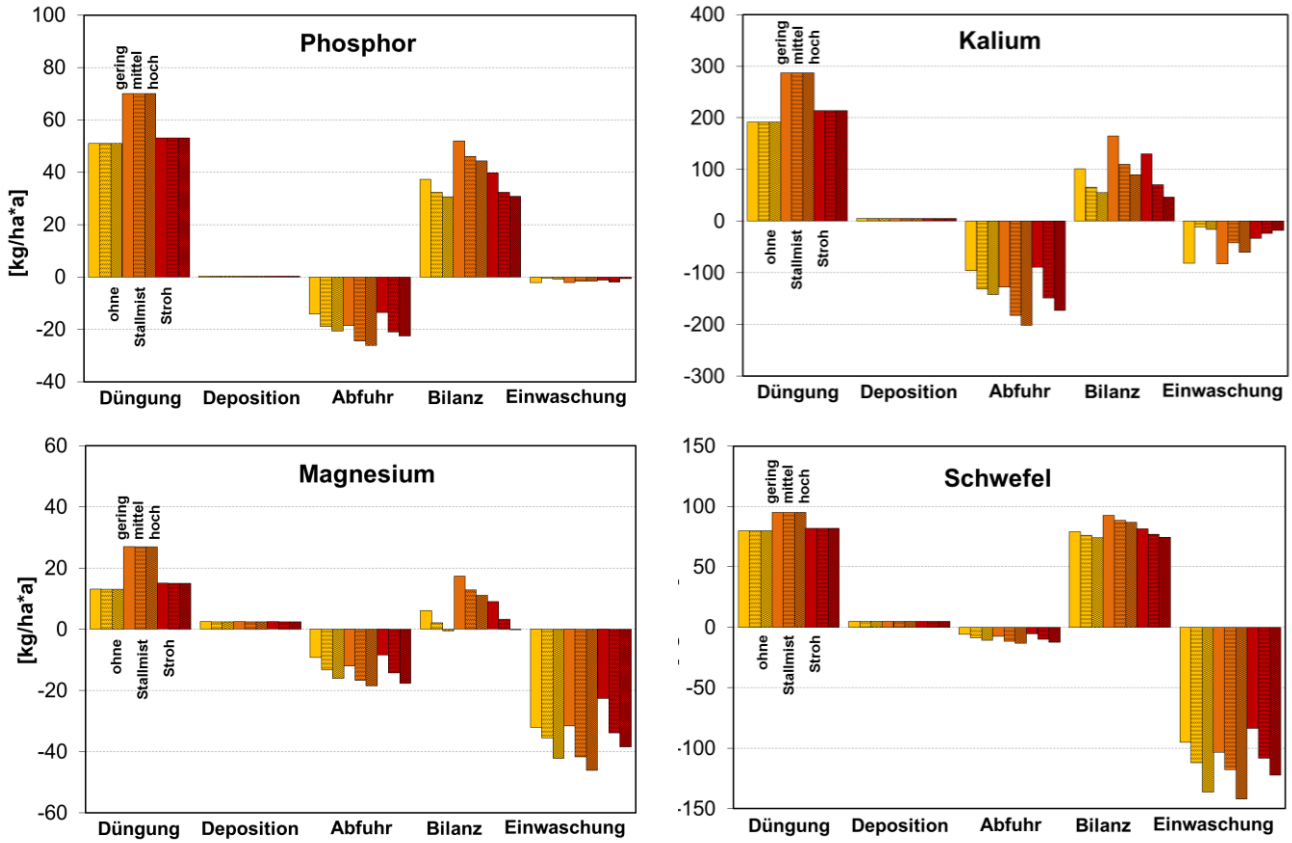
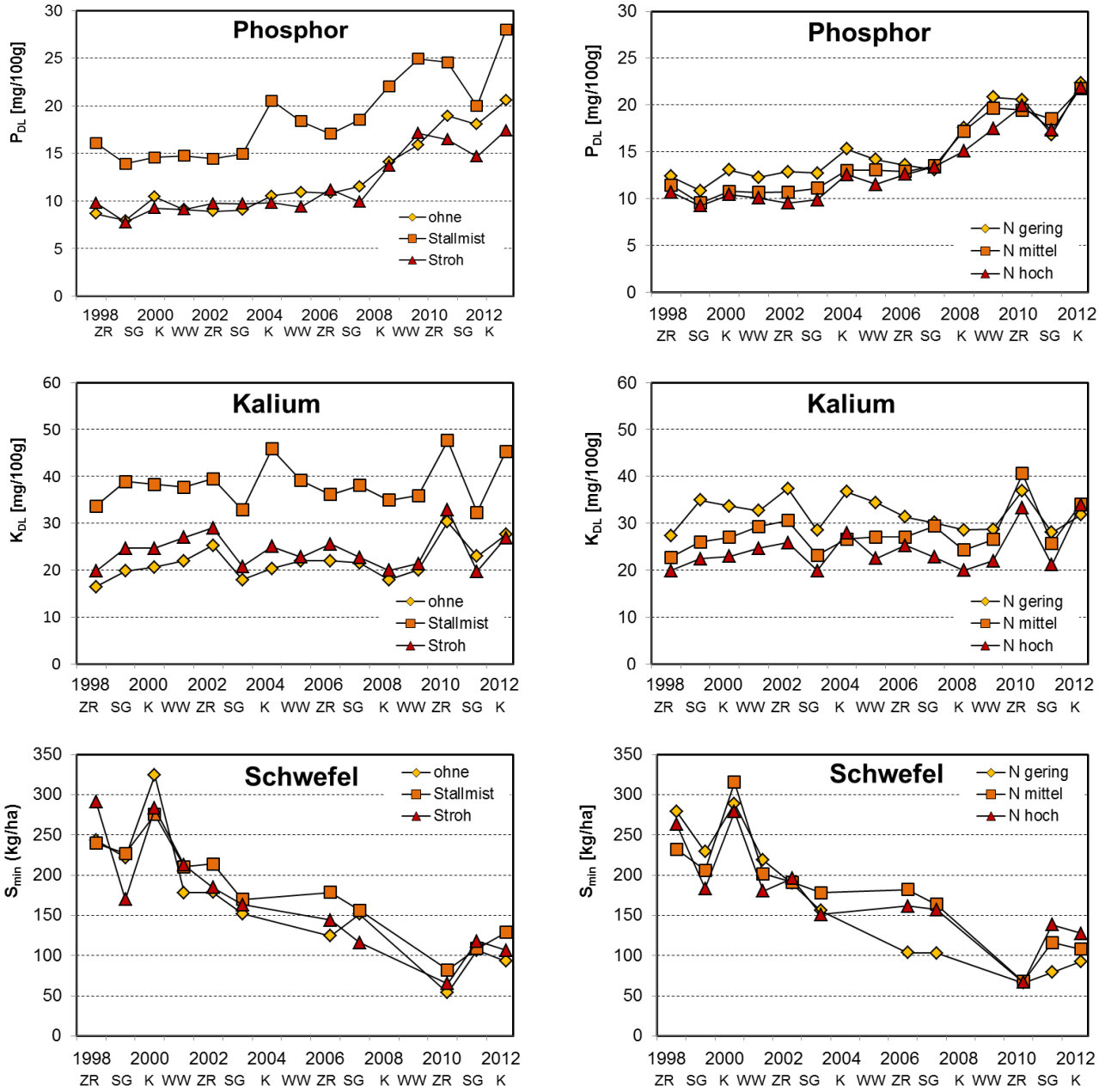


Abbildung 5: Methau, Wirkung der mineralischen N-Düngung, der Stallmist- und der Strohdüngung auf Abfuhr, Saldo und Einwaschung der Elemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel in die Lysimeter

3.1.3 P-, K und S-Gehalte im Boden

Der wasserlösliche Schwefelgehalt des Bodens (S_{min}) wurde zum Teil dreimal jährlich, d. h. im Frühjahr zu Vegetationsbeginn, im Herbst nach der Ernte und vor Winter für die Bodenzone 0-60 cm bestimmt. Phosphor und Kalium wurden einmal jährlich nach der Ernte erfasst. Die Ergebnisse dieser „Herbst"-Messung sind aus Abbildung 6 zu ersehen. Die Bodengehalte an Magnesium wurden nicht bestimmt.

Infolge der hohen jährlichen Einwaschungsverluste (vergl. Abb. 5) war für Schwefel insgesamt eine stetige Abnahme der leicht löslichen Schwefelgehalte von anfangs rund 250 kg S_{min}/ha auf schließlich 100 kg S_{min}/ha zu erkennen. Die hohen jährlichen Bilanzüberschüsse von mehr als 80 kg S_{min}/ha waren demnach nicht ausreichend, den leicht löslichen Bodenvorrat zu stützen. Durch die temperaturabhängige Mineralisation des organisch gebundenen Schwefels und Verlagerungsvorgänge waren die Herbst- und Wintergehalte stets ein wenig höher als die Frühjahrsmessungen. Die Art der organischen Düngung oder die Höhe der mineralischen N-Düngung hatten hingegen kaum Einfluss auf die S_{min}-Gehalte. Im Boden ist Schwefel überwiegend organisch gebunden (S-haltige Aminosäuren, organische Sulfatkomplexe). Er wird wie Stickstoff, jedoch etwas verzögert, mineralisiert und ist dann als Sulfat (SO_4^{2-}) leicht beweglich und verlagerbar. Der Retardationskoeffizient wird von Seeger et. al. (2005) in Abhängigkeit vom Tongehalt mit 1,3 - 2,2 angegeben und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der des Nitrats. Das Sulfat-Ion bewegt sich damit nur wenig langsamer durch den Boden als Sickerwasser.



In Abhängigkeit von der organischer Düngung **In Abhängigkeit von der mineralischen N-Düngung**

Abbildung 6: Methau, Wirkung der mineralischen N-Düngung, der Stallmist- und der Strohdüngung auf die verfügbaren P-, K- und S-Gehalte des Bodens nach der Ernte

Die hohen jährlichen Bilanzüberschüsse führten zu deutlich steigenden P_{DL}- und K_{DL}- Gehalten im Boden. Seit der Einrichtung des Versuches in 1966 sind die P_{DL}-Gehalte des Bodens auf mehr als das 10-fache von anfangs 2,1 mg/100 g (Gehaltsklasse A) auf 22,0 mg/100 g (Gehaltsklasse E) in 2012 gestiegen (Tab. 1). Der Kaliumgehalt verdoppelte sich im gleichen Zeitraum von zunächst 15,7 mg/100 g (Gehaltsklasse C) auf zuletzt 33,3 mg/100 g (Gehaltsklasse E). Besonders ausgeprägt war diese Anreicherung bei den Prüfgliedern mit Stallmistdüngung, die seit 1966 durchschnittlich 7 mg P/100 g bzw. 15 mg K/100 g mehr anreicherten als die Varianten ohne organische Düngung bzw. mit Strohdüngung. Die fördernde Wirkung regelmäßiger Stalldunggaben auf die Bodenwerte für Kalium und Phosphor ist seit Langem bekannt (Gericke und Bärmann, 1964; Hoberück, 1978; Amberger, 1984; Boguslawski und Lieres, 1997). P ist im Boden sowohl anorganisch als auch organisch hauptsächlich als Or-

thophosphat (PO_4^{3-}) gebunden. Wie viel P in organischer Form gebunden wird, hängt entscheidend vom Humusgehalt des Bodens ab, welcher mit 2,37 % in den Stallmist-Prüfgliedern deutlich über den Prüfgliedern ohne (1,72 %) und mit Strohdüngung (1,82 %) lag (Albert, 2013).

3.1.4 P-, K-, Mg-, S-Einwaschung in Unterflurlysimeter und Konzentrationen im Sickerwasser

Die nachfolgenden Tabellen 11 bis 16 zeigen die mittleren Konzentrationen von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im Sickerwasser der Lysimeter in 60 cm Bodentiefe und ihre jährlichen Einwaschungsraten. Über die Sickerwassermengen und den Wassergehalt des Bodens bei Feldkapazität (FK) wurden zusätzlich die jährlichen Verlagerungstiefen errechnet. Aufgrund der hohen Variabilität der Einzelmessungen wurden jeweils Mittelwerte über die je drei Prüfglieder der organischen und der mineralischen N-Düngung gebildet. Jeder Mittelwert repräsentiert somit mindestens 3, zumeist aber 5-6 Einzelmessungen. Anhand von statistischen Ausreißer-Tests wurden die Daten geprüft und erforderlichenfalls um Ausreißer bereinigt.

Die höchsten Sickerwassermengen ergaben sich im Mittel für die Prüfglieder ohne organische in Kombination mit geringfügiger mineralischer Düngung (jährlich 298 l/m²). Prinzipiell ist bei höheren Erträgen aufgrund des Wasserverbrauchs bzw. -entzugs der Kulturen und der erhöhten Evapotranspiration von einer geringeren Sickerwassermenge auszugehen. Die Unterschiede waren im vorliegenden Fall jedoch gering. Die Sickerwassermengen variieren weitgehend in Abhängigkeit der jeweils vorherrschenden meteorologischen Bedingungen bzw. den saisonalen Niederschlägen.

Phosphor und auch Kalium wurden in den ersten Jahren nach Einbau der Lysimeter nur in vergleichsweise geringen jährlichen Raten < 1 kg P/ha bzw. 50 kg K/ha in die Trichterlysimeter eingewaschen (Abb. 7). Ab ca. 2007 stiegen die Mengen dann deutlich an. Maximale Einwaschungsraten wurden im Zeitraum 2009 bis 2011 gemessen, einem Zeitraum mit vergleichsweise hohen Niederschlägen und entsprechend hohen Sickerwassermengen. Die Höhe der mineralischen Stickstoffdüngung sowie die Art der organischen Düngung hatten hingegen nur geringen Einfluss auf die Einwaschungsraten. Für Kalium deutet sich an, dass Einwaschungsverluste mit steigender N-Düngung zurückgehen, was auf die höhere K-Aufnahme und -Abfuhr infolge des verbesserten Pflanzenwachstums zurück zu führen ist. Bei Stallmistdüngung war die Einwaschung infolge der zusätzlichen K-Zufuhr etwas höher als in den Varianten ohne organische Düngung oder mit Strohdüngung.

Die Einwaschungsraten des Magnesiums unterlagen im Zeitverlauf großen Schwankungen, die in erster Linie aus dem Niederschlagsgeschehen und den davon abhängigen Sickerwassermengen resultierten. Je höher die Sickerwassermengen, desto höher war auch die sickerwassergebundene Mg-Einwaschung.

Entsprechend der Entwicklung der S_{min}-Bodengehalte nahm die Schwefeleinwaschung seit 2000 kontinuierlich ab. Zwischen den Varianten der organischen Düngung und mineralischen N-Düngung bestanden nur geringe Unterschiede. Es deutet sich aber an, dass die S-Einwaschung mit steigender mineralischer N-Düngung ansteigt, was auf Interaktionen zwischen Sulfat- und Nitrat-Ionen im Boden zurück zu führen sein könnte. Mit steigenden Nitratgehalten wird Sulfat zunehmend aus unspezifischen Bindungsstellen verdrängt und unterliegt dann vermehrt der Einwaschung.

Mit Blick auf mögliche Umweltbelastungen sind weniger die absoluten Einwaschungsmengen oder –raten als vielmehr die Konzentration der Elemente im Sickerwasser und damit möglicherweise auch im Grundwasser sowie damit in Verbindung stehenden Vorflutern von Bedeutung. Die Trinkwasserverordnung schreibt vor, dass Sulfat als Indikatorparameter lediglich in Konzentrationen bis 250 mg/l im Trinkwasser enthalten sein darf. Dies entspricht einem (Rein-)Schwefelgehalt von 83 mg/l. Bezogen auf das Jahresmittel wurde diese Konzent-

ration im Methauer Versuch im gesamten Versuchszeitraum nur in 3 Lysimetern und nur in einzelnen Jahren geringfügig überschritten. Diese Versuchsflächen erhielten regelmäßige Stallmistgaben. Die höchste Jahresmittelkonzentration betrug 118 mg/l, die höchste überhaupt gemessene S-Konzentration 122 mg/l. Im langjährigen Mittel über alle Gefäße lag die Schwefelkonzentration des Sickerwassers in 60 cm Bodentiefe bei lediglich 49 mg/l und damit weit unter dem zulässigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

Für die übrigen hier untersuchten Nährelemente fehlen verbindlich festgesetzte Grenzwerte. Aus zahlreichen Untersuchungen ist jedoch bekannt, dass Phosphor schon in sehr geringen Konzentrationen eutrophierend auf aquatische Ökosysteme wie Bäche, Flüsse, Teiche und Seen wirken kann. Die LAWA (2007) schlägt eine Gesamt-P-Konzentration von < 0,1 mg/l als Orientierungswert für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand/Potential eine Gewässers im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vor. Dieser Wert kann nicht ohne weiteres als Richtwert für die zulässige P-Konzentration des aus landwirtschaftlichen Flächen ins Grund- und Dränwasser eingetragenen Sickerwassers herangezogen werden, da Teile des Phosphats in tieferen Bodenschichten zumeist wieder gebunden und damit an der Passage ins Grundwasser gehindert werden. Darüber hinaus sind das Grund- und Dränwasser aus landwirtschaftlichen Flächen in der Regel nicht die alleinigen Zuflusskomponenten eines Oberflächengewässers. Durch andere Zuflüsse im Gesamteinzugsgebiet ist regelmäßig eine gewisse Verdünnung zu erwarten. Schließlich kommt es auch im Gewässersystem selbst zur Retention von Phosphor. Der VDLUFA (2001) schlägt daher eine Gesamt-P-Konzentration von 0,2 mg P/l als Orientierungswert für in Grund- und Dränwasser eingetragenes Sickerwasser vor. Dieser Wert wurde in Methau unabhängig von der Art der organischen Düngung oder Höhe der mineralischen N-Düngung in mehr als der Hälfte aller gesammelten Sickerwässern zumeist deutlich übertroffen. Die mittlere P-Konzentration des Sickerwassers betrug 0,59 mg/l, die höchste wurde mit 7,55 mg/l gemessen.

Zu beachten ist hier aber unbedingt, dass die Trichterlysimeter das zu untersuchende Wasser bereits in einer Bodentiefe von lediglich 60 cm erfassten. Zum einen ist anzunehmen, dass durch Trockenrisse, Regenwurm- und Wurzelgänge mit schnell nach unten fließendem Wasser, Nährstoffe evtl. auch in organischer transportiert wurden. Zum anderen ist darauf zu verweisen, dass aus diesen geringen Bodentiefen Pflanzenwurzeln die Nährstoffe aufnehmen können, in Trockenphasen auch ein Wiederaufstieg mit dem Bodenwasser erfolgt. Daher kann kein Zusammenhang mit Nährstoffmengen und –konzentrationen im Grundwasser gezogen werden.

Zu beachten ist weiterhin, dass die hohe P- und K-Düngung im Dauerversuch mit sehr hohen Bilanzwerten nicht mehr den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis entsprechen.

Tabelle 11: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und -einwaschung; Mittel der Varianten ohne organische Düngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch-rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Okt. – Mrz	Apr. – Sept.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
ohne org. Düngung																	
2000	Kar	407	301	675	182	103	284	191	1,91	0,2	7,1	12,1	49,9	0,5	20,2	34,3	141,6
2001	WW	251	364	635	186	150	337	226	2,26	0,1	13,8	16,8	63,4	0,3	46,4	56,7	213,5
2002	ZR	310	546	868	156	64	220	148	1,48	0,1	15,1	14,9	49,5	0,3	33,2	32,7	109,0
2003	SG	368	206	577	161	4	164	110	1,10	0,1	12,7	12,6	59,7	0,2	20,9	20,7	97,9
2004	Kar	276	450	646	125	153	294	197	1,97	0,4	14,2	16,0	44,2	1,3	41,7	47,1	129,9
2005	WW	328	399	796	157	12	165	111	1,11	0,4	14,8	24,2	62,3	0,7	24,5	39,9	102,8
2006	ZR	274	254	591	156	6	163	109	1,09	0,2	10,7	14,7	64,2	0,3	17,5	24,0	104,7
2007	SG	302	514	734	8	170	201	135	1,35	1,2	12,5	15,1	51,8	2,4	25,1	30,4	104,1
2008	Kar	303	439	737	189	107	296	199	1,99	0,4	7,5	10,9	46,6	1,1	22,3	32,3	137,8
2009	WW	298	364	718	155	178	328	220	2,20	1,3	30,7	11,5	26,3	4,2	100,8	37,6	86,1
2010	ZR	284	439	679	145	93	238	160	1,60	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	153	133	302	203	2,03	0,3	14,5	11,7	18,8	1,0	43,7	35,4	56,7
2012	Kar	241	468	661	167	155	322	216	2,16	0,4	16,3	14,9	28,4	1,3	52,5	47,8	91,6
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**149**	**102**	**255**	**171**	**1,71**	**0,4**	**14,7**	**14,3**	**45,0**	**1,1**	**37,4**	**36,6**	**114,6**

Tabelle 12: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Mittel der Varianten mit Stallmistdüngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	[%]	[m/a]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Stallmistdüngung																	
2000	Kar	407	301	675	177	108	267	179	1,79	0,4	25,5	14,0	57,1	1,2	68,1	37,4	152,4
2001	WW	251	364	635	181	143	316	212	2,12	0,2	24,8	25,6	84,2	0,7	78,4	80,9	266,0
2002	ZR	310	546	868	153	82	235	158	1,58	0,2	24,5	18,3	69,5	0,6	57,6	43,1	163,3
2003	SG	368	206	577	158	5	167	112	1,12	0,1	17,1	14,5	64,4	0,3	28,6	24,1	107,6
2004	Kar	276	450	646	65	133	186	125	1,25	0,2	24,0	20,0	51,3	0,4	44,6	37,2	95,5
2005	WW	328	399	796	155	5	161	108	1,08	0,3	20,1	34,8	90,5	0,5	32,4	56,0	145,8
2006	ZR	274	254	591	167	8	194	130	1,30	0,3	15,7	13,8	48,0	0,6	30,4	26,8	93,1
2007	SG	302	514	734	12	97	131	88	0,88	1,7	19,8	11,5	35,1	2,2	25,9	15,0	46,0
2008	Kar	303	439	737	173	120	277	186	1,86	0,9	16,7	14,5	49,3	2,5	46,4	40,1	136,4
2009	WW	298	364	718	152	127	279	187	1,87	2,2	62,0	17,8	32,6	6,3	172,9	49,6	90,9
2010	ZR	284	439	679	157	99	240	161	1,61	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	140	142	282	189	1,89	0,9	28,8	12,7	22,3	2,6	81,2	36,0	62,8
2012	Kar	241	468	661	159	133	292	196	1,96	1,2	25,5	10,8	31,8	3,5	74,6	31,5	92,9
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**142**	**92**	**233**	**156**	**1,56**	**0,8**	**26,5**	**17,1**	**52,0**	**1,8**	**61,8**	**39,8**	**121,1**

Tabelle 13: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Mittel der Varianten mit Strohdüngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Strohdüngung																	
2000	Kar	407	301	675	173	103	277	186	1,86	0,1	6,0	10,7	46,4	0,2	16,6	29,6	128,6
2001	WW	251	364	635	181	127	308	207	2,07	0,1	7,7	20,0	69,4	0,2	23,8	61,7	213,9
2002	ZR	310	546	868	150	121	271	182	1,82	0,0	7,8	17,3	63,6	0,1	21,2	46,8	172,5
2003	SG	368	206	577	161	5	166	111	1,11	0,1	6,3	9,1	47,5	0,1	10,5	15,1	78,9
2004	Kar	276	450	646	50	119	162	109	1,09	0,1	8,3	15,6	53,2	0,2	13,5	25,3	86,3
2005	WW	328	399	796	153	9	162	109	1,09	0,1	6,6	23,4	69,2	0,2	10,8	37,9	112,2
2006	ZR	274	254	591	155	9	164	110	1,10	0,1	7,3	8,4	35,8	0,2	12,0	13,9	58,8
2007	SG	302	514	734	18	151	168	113	1,13	2,7	15,1	6,3	21,7	4,6	25,4	10,6	36,4
2008	Kar	303	439	737	165	105	270	181	1,81	0,8	8,3	11,9	35,2	2,3	22,4	32,0	94,9
2009	WW	298	364	718	154	110	263	177	1,77	1,9	28,6	12,4	25,8	5,1	75,2	32,7	67,9
2010	ZR	284	439	679	152	73	225	151	1,51	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	140	116	256	172	1,72	0,4	15,9	12,8	21,6	1,0	40,6	32,7	55,4
2012	Kar	241	468	661	160	140	300	201	2,01	0,3	11,4	11,0	36,9	0,9	34,3	32,9	110,7
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**139**	**91**	**230**	**154**	**1,54**	**0,5**	**11,1**	**13,4**	**44,1**	**1,3**	**25,5**	**30,9**	**101,4**

Tabelle 14: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Mittel der Varianten mit geringer min. N-Düngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

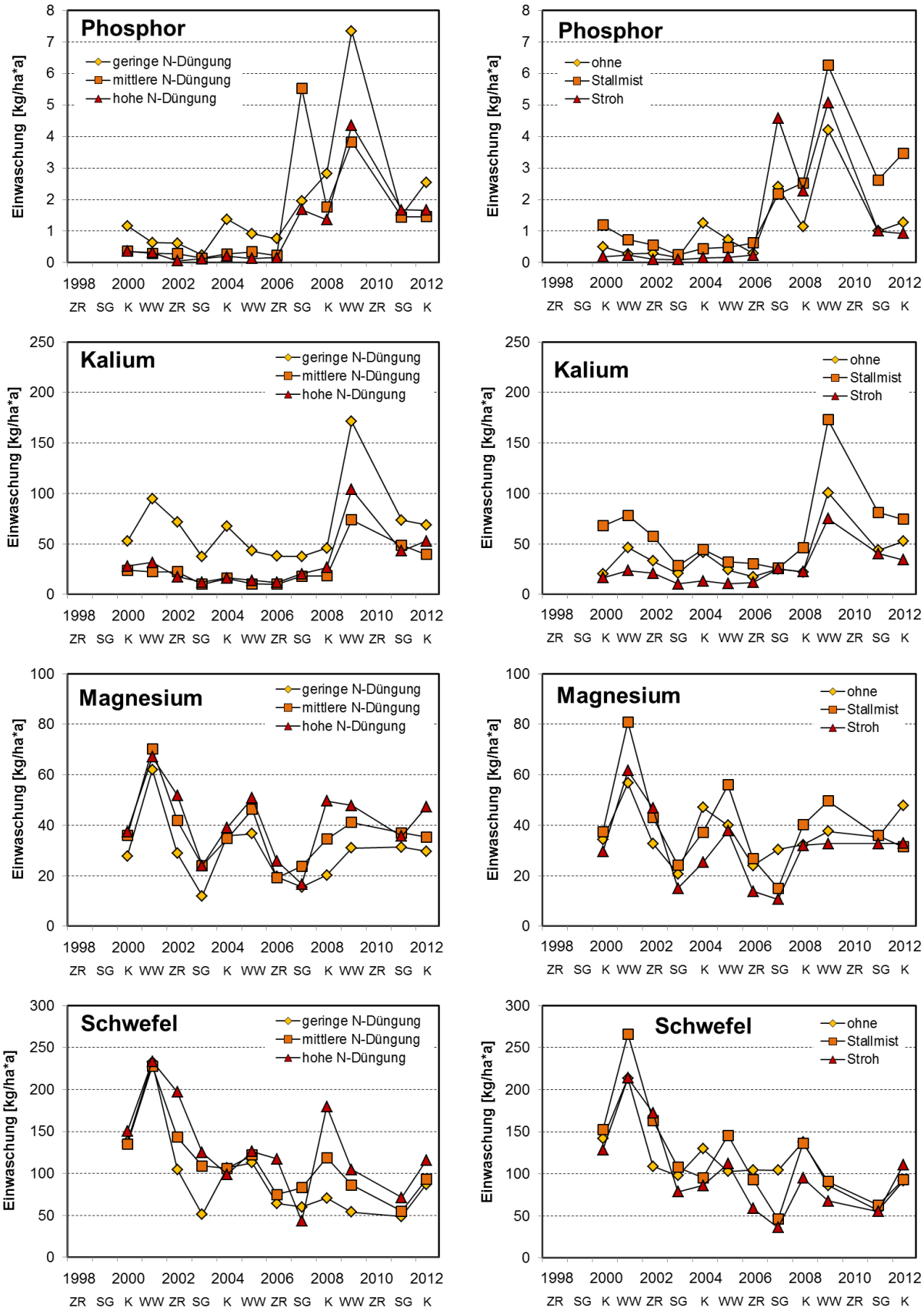
Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
min.-N-Düngung: gering																	
2000	Kar	407	301	675	178	112	273	183	1,83	0,4	19,3	10,2	50,4	1,2	52,7	27,8	137,7
2001	WW	251	364	635	191	150	330	221	2,21	0,2	28,6	18,8	70,4	0,6	94,4	62,1	232,4
2002	ZR	310	546	868	155	142	297	199	1,99	0,2	24,2	9,7	35,2	0,6	71,9	28,9	104,5
2003	SG	368	206	577	158	4	166	111	1,11	0,1	22,5	7,2	30,7	0,2	37,4	11,9	51,0
2004	Kar	276	450	646	112	148	241	162	1,62	0,6	27,9	14,9	44,3	1,4	67,3	35,8	106,7
2005	WW	328	399	796	155	16	171	115	1,15	0,5	25,2	21,4	65,8	0,9	43,1	36,7	112,6
2006	ZR	274	254	591	171	13	202	136	1,36	0,4	18,7	9,7	31,8	0,8	37,8	19,6	64,3
2007	SG	302	514	734	16	148	187	126	1,26	1,0	20,1	8,3	32,1	2,0	37,6	15,5	60,0
2008	Kar	303	439	737	172	101	256	172	1,72	1,1	18,0	7,9	27,6	2,8	46,0	20,2	70,8
2009	WW	298	364	718	158	123	281	189	1,89	2,6	60,9	11,0	19,2	7,3	171,1	31,0	54,1
2010	ZR	284	439	679	157	99	241	162	1,62	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	151	113	264	177	1,77	0,6	27,9	11,9	18,4	1,5	73,7	31,3	48,6
2012	Kar	241	468	661	161	135	296	199	1,99	0,9	23,3	10,0	29,3	2,5	68,9	29,6	86,8
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**149**	**100**	**247**	**166**	**1,66**	**0,7**	**27,0**	**11,8**	**38,1**	**1,8**	**66,8**	**29,2**	**94,1**

Tabelle 15: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Mittel der Varianten mit mittlerer min. N-Düngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	Okt. – Mrz.	Apr. – Sept.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
min. N-Düngung: mittel																	
2000	Kar	407	301	675	178	99	277	186	1,86	0,1	8,6	13,0	48,6	0,4	24,0	36,0	134,5
2001	WW	251	364	635	181	145	327	219	2,19	0,1	6,9	21,4	69,7	0,3	22,5	70,1	227,8
2002	ZR	310	546	868	150	57	207	139	1,39	0,1	10,9	20,2	69,1	0,3	22,6	41,8	143,1
2003	SG	368	206	577	161	4	165	111	1,11	0,1	6,2	14,5	66,0	0,1	10,3	24,0	108,8
2004	Kar	276	450	646	56	139	205	138	1,38	0,1	7,8	16,9	51,6	0,3	16,1	34,7	105,9
2005	WW	328	399	796	153	7	156	105	1,05	0,2	6,7	29,7	78,2	0,3	10,5	46,3	122,0
2006	ZR	274	254	591	149	4	153	103	1,03	0,2	6,6	12,6	48,9	0,2	10,2	19,2	74,8
2007	SG	302	514	734	12	139	151	101	1,01	3,7	12,1	15,8	55,1	5,5	18,2	23,8	83,2
2008	Kar	303	439	737	169	99	268	180	1,80	0,7	6,9	12,9	44,3	1,8	18,5	34,5	118,7
2009	WW	298	364	718	150	151	295	198	1,98	1,3	25,0	13,9	29,2	3,8	73,8	41,1	86,1
2010	ZR	284	439	679	143	87	230	154	1,54	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	150	129	295	198	1,98	0,5	16,5	12,5	18,7	1,5	48,8	37,0	55,2
2012	Kar	241	468	661	159	144	303	203	2,03	0,5	13,1	11,6	30,6	1,5	39,7	35,3	92,8
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**139**	**93**	**233**	**156**	**1,56**	**0,6**	**11,3**	**15,9**	**48,4**	**1,3**	**26,3**	**37,0**	**112,7**

Tabelle 16: Methau, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Mittel der Varianten mit hoher min. N-Düngung, Wassergehalt bei FK: 149 mm/m²

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Hoch																	
2000	Kar	407	301	675	176	102	278	187	1,87	0,1	10,2	13,5	54,1	0,4	28,2	37,5	150,4
2001	WW	251	364	635	177	126	303	203	2,03	0,1	10,4	22,1	77,0	0,3	31,6	67,0	233,3
2002	ZR	310	546	868	154	68	222	149	1,49	0,0	7,9	23,4	88,8	0,1	17,5	51,9	197,1
2003	SG	368	206	577	161	5	166	111	1,11	0,1	7,4	14,5	75,1	0,1	12,3	24,0	124,6
2004	Kar	276	450	646	71	119	199	134	1,34	0,1	8,3	19,6	49,8	0,2	16,5	39,1	99,0
2005	WW	328	399	796	157	3	160	107	1,07	0,1	8,8	31,8	78,8	0,1	14,1	50,8	126,1
2006	ZR	274	254	591	159	6	165	111	1,11	0,1	7,2	15,7	71,2	0,2	11,9	25,8	117,4
2007	SG	302	514	734	4	132	158	106	1,06	1,1	13,0	10,6	27,4	1,7	20,6	16,7	43,4
2008	Kar	303	439	737	186	133	319	214	2,14	0,4	8,3	15,6	56,3	1,4	26,6	49,6	179,7
2009	WW	298	364	718	153	141	294	197	1,97	1,5	35,4	16,3	35,6	4,4	103,9	47,8	104,7
2010	ZR	284	439	679	153	80	233	156	1,56	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	SG	281	504	822	133	148	280	188	1,88	0,6	15,4	12,8	25,4	1,7	43,1	35,7	71,2
2012	Kar	241	468	661	166	148	314	211	2,11	0,5	16,8	15,1	36,8	1,7	52,9	47,3	115,7
Mittelwert		**306**	**399**	**703**	**142**	**93**	**238**	**160**	**1,60**	**0,4**	**13,3**	**17,3**	**54,7**	**1,0**	**31,6**	**41,1**	**130,2**



In Abhängigkeit von der mineralischen N-Düngung **In Abhängigkeit von der organischer Düngung**

Abbildung 7: Methau, Wirkung der mineralischen N-Düngung und der organischen Düngung auf die P-, K-, Mg- und S-Einwaschung in 60 cm Bodentiefe

3.1.5 Bestimmungsfaktoren der P-, K-, Mg-, S-Einwaschung und -Sickerwasserkonzentration

Um zu prüfen, welche Faktoren für die Einwaschung der Nährelemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel und deren Konzentration im Sickerwasser maßgebend sind, wurden umfangreiche Korrelationsanalysen durchgeführt, deren Ergebnisse in Tabelle 1 und 20 zusammengestellt sind.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Einwaschung der Elemente Phosphor, Kalium und Schwefel und ebenso ihre Konzentration im Sickerwasser in 60 cm Bodentiefe im Methauer Versuch durch die Bodengehalte bestimmt wird. Umweltschädliche und zudem kostspielige Nährstoffausträge könnten sich also durch eine Senkung der Bodengehalte vermeiden lassen. Als Anhaltspunkt sind Gehalte entsprechend der Gehaltsklasse C anzustreben. Für den Versuch in Methau würde dies den Verzicht auf jegliche P- und K-Mineraldüngung in den folgenden Jahren bedeuten.

Steigende Sickerwassermengen führen bei allen untersuchten Elementen zu einem Anstieg der Einwaschungsraten, besonders deutlich bei Magnesium, Kalium und Schwefel, weniger deutlich und statistisch nicht gesichert bei Phosphor, der im Boden weniger beweglich ist. Hohe Sickerwassermengen gehen bei den beweglicheren Elementen regelmäßig mit einer Verdünnung der Nährstoffgehalte einher, die aber nicht ausreicht, um den Lösungs- und Ausspülungseffekt des Sickerwassers auszugleichen.

Da Phosphor, Schwefel und Stickstoff in der Bodenlösung unter den gegebenen Randbedingungen vorrangig als negativ geladene Phosphat-, Sulfat- und Nitrat-Anionen vorliegen, werden sie mit einem jeweils korrespondierenden Kation, wie beispielsweise Kalium oder Magnesium ggf. auch Kalzium ausgewaschen. Zu einem Austrag von Anionen kann es aufgrund des erforderlichen Ladungsausgleichs nur kommen, wenn gleichzeitig ein Kation in tiefere Bodenschichten oder das Grundwasser verlagert wird. In Tabelle werden diese Beziehungen näher untersucht. Die Tabelle gibt Hinweise darauf, dass die Einwaschung von P positiv mit der von K korreliert ist, wohingegen die Einwaschung von S und N in erster Linie an die Einwaschung von Mg gebunden ist. Wegen der Ionenkonkurrenz um Bindungsplätze an der Bodenmatrix steigt die Einwaschung von Schwefel (Sulfat) mit steigendem Stickstoff-(Nitrat-)-Austrag. Steigende Stickstoff-Düngung führt somit unmittelbar auch zu steigenden Sulfat-, aber auch Magnesiumausträgen.

Tabelle 17: Methau, Korrelationsmatrix (Pearson) für den Einfluss ausgewählter Standort- und Bewirtschaftungsparameter auf die Elementkonzentrationen im Sickerwasser und ihre Einwaschungsraten (signifikante Beziehungen sind rot hervorgehoben, Signifikanzniveau 5 %)

		Phosphor		**Kalium**		**Magnesium**		**Schwefel**	
		Konz. [mg/L]	**Ein-wasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/L]	**Ein-wasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/L]	**Ein-wasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/L]	**Ein-wasch.** [kg/(ha*a)]
Bodengehalt n E.	*	**0,32**	**0,44**	**0,49**	**0,38**	-	-	**0,41**	**0,45**
Düngung	[kg/(ha*a)]	-0,13	-0,09	-0,05	-0,06	-0,09	0,01	**-0,23**	-0,08
Deposition	[kg/(ha*a)]	-0,02	0,13	0,12	0,19	**0,42**	**0,46**	0,03	-0,08
Abfuhr	[kg/(ha*a)]	0,03	0,08	-0,16	-0,13	0,26	0,13	**0,38**	**0,48**
Bilanzsaldo	[kg/(ha*a)]	-0,13	-0,11	0,15	0,11	-0,15	-0,01	**-0,27**	-0,13
Niederschlag	[mm/a]	0,19	0,14	0,02	0,01	0,08	0,06	-0,12	-0,08
Sickerwassermenge	[mm/a]	-0,04	0,17	**0,19**	**0,42**	-0,19	**0,50**	**-0,29**	**0,37**

Tabelle 18: Methau, Korrelationsmatrix (Pearson) für die gegenseitige Beeinflussung der Einwaschungsraten der untersuchten Elemente (signifikante Beziehungen sind rot hervorgehoben, Signifikanzniveau 5 %)

Einwaschung	Phosphor	Schwefel	Magnesium	Kalium	Stickstoff
Phosphor	1	-0,31	-0,09	**0,63**	-0,04
Schwefel	**-0,31**	1	**0,79**	-0,07	**0,32**
Magnesium	-0,09	**0,79**	1	0,16	**0,50**
Kalium	**0,63**	-0,07	0,16	1	-0,11
Stickstoff	-0,04	**0,32**	**0,50**	-0,11	1

3.2 Bodenbearbeitungsversuch in Leipzig

3.2.1 Erträge und Nährstoffentzüge für Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel

Im Bodenbearbeitungsversuch Leipzig wurde die Ertragshöhe der angebauten Fruchtarten im Versuchszeitraum vor allem von der Bodengüte beeinflusst (Tab. 19 bis 21). Erwartungsgemäß lieferte der Sandboden bei allen Kulturen deutlich niedrigere Erträge als die beiden Lehmböden. Die langjährig differenzierte Bodenbearbeitung verursachte bisher keine signifikanten Ertragsunterschiede, allerdings war ein leichter Vorteil der Direktsaat auf allen drei Böden zu erkennen. Weitere Auswertungen zur Ertragsentwicklung finden sich bei Albert (2013).

Wie das Ertragsniveau, war auch die Abfuhr der Nährelemente Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel mit dem Erntegut in erster Linie von der Bodenqualität beeinflusst. Infolge der geringeren Erträge war die Nährstoffabfuhr auf dem Sandboden stets deutlich geringer als auf den beiden Lehmböden. Zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten bestanden beim Sandboden keine oder nur sehr geringe Unterschiede. Bei den Lehmböden hingegen deutete sich bei allen untersuchten Elementen ein Anstieg der Nährstoffabfuhren in der Reihenfolge Pflug – Grubber – ohne Bearbeitung an, der statistisch aber nicht zu sichern ist.

Tabelle 19: Leipzig, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung; Boden: anlehmiger Sand

		Ertrag [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]			
			P	**K**	**Mg**	**S**		P	K	Mg	S		P	K	Mg	S
		Direktsaat					Grubber					Pflug				
2000	WW	51,5	15,3	25,8	5,7	9,6	51,5	16,1	25,8	5,8	9,7	50,9	17,0	27,8	6,2	10,3
2001	WG	54,2	29,0	59,8	10,3	18,8	54,4	26,5	54,8	10,0	18,3	54,8	28,4	51,5	9,8	17,8
2002	WR	64,2	17,9	16,6	6,0	11,0	67,9	18,1	15,6	6,0	11,2	69,6	21,8	17,4	7,3	13,0
2003	WW	69,4	13,1	22,1	4,1	9,0	71,5	11,6	19,6	4,0	8,0	72,4	10,8	19,7	3,5	7,7
2004	Senf/Mais	73,7	17,6	162,5	8,8	36,1	73,0	23,0	161,2	9,7	34,8	71,9	23,0	190,8	10,8	39,1
2005	WW	69,4	12,8	22,0	4,3	9,8	69,4	12,3	21,4	4,2	9,7	69,9	13,4	23,2	4,5	9,9
2006	WG	75,6	39,7	19,5	9,4	15,6	79,7	35,5	19,2	8,9	14,8	77,9	32,6	17,7	8,2	13,6
2007	WR	97,1	23,8	23,6	7,4	15,4	96,9	22,3	22,3	7,1	14,8	96,5	22,4	22,2	7,0	14,6
2008	WW	93,1	13,9	19,2	3,3	8,2	93,0	13,0	18,3	3,3	8,1	95,5	13,3	18,6	3,2	8,1
2009	WG	95,8	22,3	36,8	7,2	14,4	94,3	19,1	32,5	7,0	12,7	90,6	17,1	31,1	6,1	12,2
2010	SM	95,3	16,9	97,0	12,7	29,9	97,7	22,4	111,0	18,7	34,3	101,0	22,2	109,6	18,7	33,2
2011	WW	110,0	8,7	13,0	2,5	5,6	109,6	7,5	11,1	2,3	5,2	108,1	7,3	11,2	2,3	5,2
2012	WG	100,0	17,6	24,9	5,2	10,4	101,8	21,2	29,7	6,1	12,1	103,5	20,6	28,3	6,5	11,8
Mittelwert			**19,1**	**41,7**	**6,7**	**14,9**		19,1	41,7	7,2	14,9		19,2	43,8	7,2	15,1

Tabelle 20: Leipzig, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung; Boden: sandiger Lehm

		Ertrag [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]				**Ertrag** [dt/ha]	**Abfuhr** [kg/ha]			
			P	**K**	**Mg**	**S**		**P**	**K**	**Mg**	**S**		**P**	**K**	**Mg**	**S**
		Direktsaat					**Grubber**					**Pflug**				
2000	WW	51,9	21,5	32,5	7,8	13,0	53,0	20,0	28,3	7,7	12,9	53,5	22,3	30,7	7,7	14,0
2001	WG	58,4	32,1	63,1	11,4	20,7	60,1	29,5	57,1	10,1	18,4	61,8	33,1	66,1	12,8	21,3
2002	WR	69,9	25,2	31,6	9,2	17,0	68,8	27,7	33,9	10,2	18,2	69,9	26,7	31,8	9,8	16,9
2003	WW	74,9	17,0	26,2	5,5	12,2	74,5	15,1	22,2	5,4	10,8	74,7	15,3	23,2	5,7	11,3
2004	Senf/Mais	70,4	23,6	221,9	12,5	40,4	71,1	20,5	193,1	11,5	36,5	70,3	18,0	174,9	9,5	30,3
2005	WW	72,7	16,4	26,8	5,9	13,4	73,8	15,5	25,9	5,6	13,6	75,1	17,0	29,3	6,1	14,3
2006	WG	94,9	40,8	22,7	10,9	18,1	93,3	36,0	20,1	10,1	16,8	98,2	38,9	21,2	10,6	17,7
2007	WR	97,7	18,7	24,8	5,9	12,4	96,2	16,9	20,0	6,0	12,4	93,7	17,9	20,0	6,2	13,0
2008	WW	102,9	22,8	30,4	5,5	13,8	103,0	20,9	28,3	4,7	13,5	100,4	15,7	24,0	3,9	11,2
2009	WG	86,8	27,5	45,9	10,1	18,4	88,0	26,4	44,6	10,0	18,2	92,0	22,8	45,7	9,7	17,6
2010	SM	106,2	20,0	162,7	21,5	43,3	108,2	21,6	189,1	21,6	46,9	108,9	21,1	192,8	21,1	42,7
2011	WW	100,4	16,3	26,9	5,6	11,2	102,0	14,9	23,9	4,8	10,6	97,7	13,1	21,8	4,4	9,7
2012	WG	112,6	28,7	40,7	9,2	18,5	98,7	26,6	38,1	8,9	17,7	83,0	22,6	35,1	8,4	16,7
Mittelwert			**24,8**	**65,5**	**9,7**	**19,8**		**24,4**	**65,8**	**9,9**	**19,8**		**23,1**	**62,1**	**9,2**	**19,0**

Tabelle 21: Leipzig, Ertrag und Nährstoffabfuhr in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung; Boden: Lehm

		Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]				Ertrag [dt/ha]	Abfuhr [kg/ha]			
			P	K	Mg	S		P	K	Mg	S		P	K	Mg	S
		Direktsaat					**Grubber**					**Pflug**				
2000	WW	50,9	21,5	32,6	7,8	13,0	51,6	20,9	28,8	7,9	13,1	51,8	23,1	34,3	8,4	14,0
2001	WG	55,4	32,3	58,0	11,4	19,0	55,4	27,1	50,9	9,9	16,4	55,4	32,3	60,7	11,7	19,6
2002	WR	69,8	30,4	22,9	11,7	18,8	69,9	26,7	33,4	10,2	17,6	69,9	27,9	31,0	10,0	17,2
2003	WW	73,4	18,0	27,6	5,8	12,9	73,9	15,5	23,8	5,5	11,1	74,7	16,3	24,5	5,8	11,7
2004	Senf/Mais	71,5	27,5	264,4	13,8	44,1	70,2	25,7	252,4	12,8	40,8	69,6	20,1	209,7	10,7	33,6
2005	WW	69,6	17,1	28,6	6,1	13,3	69,9	17,4	28,3	6,4	13,5	71,4	16,7	28,3	6,3	14,1
2006	WG	81,8	44,0	25,3	11,2	18,7	86,0	39,7	23,5	10,8	18,1	90,6	38,3	23,1	10,7	17,8
2007	WR	96,2	18,6	21,3	6,1	12,7	97,6	19,3	22,4	6,2	13,0	96,3	16,8	18,9	5,9	12,2
2008	WW	97,9	24,1	30,4	5,7	14,2	100,4	22,9	29,8	5,5	13,9	102,6	20,9	28,7	4,6	13,1
2009	WG	87,5	32,5	50,6	11,5	19,1	85,7	29,8	46,6	11,2	18,6	85,7	28,8	48,9	10,6	19,2
2010	SM	103,1	20,6	234,8	24,0	48,6	103,4	27,9	249,4	26,1	52,7	104,2	19,4	236,0	21,0	45,6
2011	WW	106,0	15,3	25,8	4,9	11,0	103,5	14,9	24,5	5,3	10,7	102,1	14,1	24,3	5,1	10,1
2012	WG	105,2	20,8	28,5	6,5	11,9	105,5	28,8	41,8	10,2	18,6	112,4	25,0	38,9	9,3	18,5
Mittelwert			**23,9**	**58,2**	**9,3**	**19,4**		**22,4**	**55,7**	**9,0**	**19,0**		**21,9**	**55,1**	**8,9**	**18,2**

3.2.2 P-, K-, Mg-, S-Bilanzsalden

Die schlagbezogenen Nährstoffbilanzen zeigen für alle hier untersuchten Elemente und Böden bzw. Bodenbearbeitungsvarianten positive Salden, besonders deutlich für Magnesium und Schwefel, wo die Bilanzüberschüsse 88 % bzw. 62 % des Gesamteintrages dieser Elemente über Düngemittel und die nasse Deposition erreichen (Abb. 8). Vom jährlichen Eintrag wurden demnach nur 12 % bzw. 38 % mit der Ernte wieder abgefahren. Der Rest verblieb im Boden, wurde hier angereichert oder unterlag der Verlagerung in tiefere Bodenhorizonte. Bei Kalium hingegen wurden 58 % des Eintrages und bei Phosphor sogar 80 % mit der Ernte wieder abgefahren.

Besonders hohe Bilanzüberschüsse ergaben sich für den Sandboden, der im Vergleich zu den beiden Lehmböden etwas höhere K-, Mg- und auch S-Mengen über die Düngung erhielt, diese aufgrund des geringen Ertragsniveaus aber bei weitem nicht verwerten konnte (Tab. 22). Die Bilanzüberschüsse lagen hier bei Magnesium deutlich über 90 % des Eintrages, bei Schwefel nahe 70 % und bei Kalium noch bei 60 %. Magnesium und Schwefel wurden nur zu Beginn des Versuches gezielt gedüngt (397 kg/ha Magnesiumsulfat, Sandboden), gelangten ansonsten aber lediglich als Begleitnährstoffe über die Kalkung mit magnesiumhaltigen Karbonaten oder die jährliche Phosphatdüngung, z. B. mit Superphosphat (11 % Schwefel) auf die Lysimeterparzellen.

Die unterschiedliche Bodenbearbeitung hatte nur geringen Einfluss auf die Höhe der Bilanzsalden. Für die Lehmböden zeigte sich eine geringe Zunahme der Bilanzüberschüsse mit steigender Intensität der Bodenbearbeitung.

Tabelle 22: Leipzig, Mittelwerte der P-, K-, Mg- und S-Abfuhren, -Einwaschungsmengen und -Bilanzen (orange = niedrigste Werte, rot = höchste Werte)

Variante		**Abfuhr** [kg/ha*a]				**Einwaschung** [kg/ha*a]				**Bilanz** [kg/ha*a]			
Boden	**Bearb.**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**P**	**K**	**Mg**	**S**
lehm. Sand	ohne	19,1	41,7	6,7	14,9	0,1	10,2	15,9	68,5	8,4	58,7	69,4	36,2
lehm. Sand	Grubber	19,1	41,7	7,2	14,9	0,1	10,6	15,8	69,5	8,4	58,7	68,9	36,2
lehm. Sand	Pflug	19,2	43,8	7,2	15,1	0,1	11,0	16,1	70,7	8,3	56,6	68,8	36,0
sand. Lehm	ohne	23,9	58,2	9,3	19,4	0,1	9,4	25,8	69,4	3,6	33,0	62,2	25,6
sand. Lehm	Grubber	22,4	55,7	9,0	19,0	0,1	8,0	25,8	67,4	5,1	35,4	62,5	26,0
sand. Lehm	Pflug	21,9	55,1	8,9	18,2	0,1	7,7	26,4	67,0	5,6	36,0	62,6	26,8
Lehm	ohne	24,8	65,5	9,7	19,8	0,1	3,3	48,4	71,7	2,7	25,7	61,7	25,2
Lehm	Grubber	24,4	65,8	9,9	19,8	0,1	4,1	34,3	59,7	3,1	25,4	61,6	25,2
Lehm	Pflug	23,1	62,1	9,2	19,0	0,1	2,1	31,7	55,6	4,4	29,1	62,2	26,0
Mittel		**22,0**	**54,4**	**8,6**	**17,8**	**0,1**	**7,4**	**26,7**	**66,6**	**5,5**	**39,8**	**64,4**	**29,3**

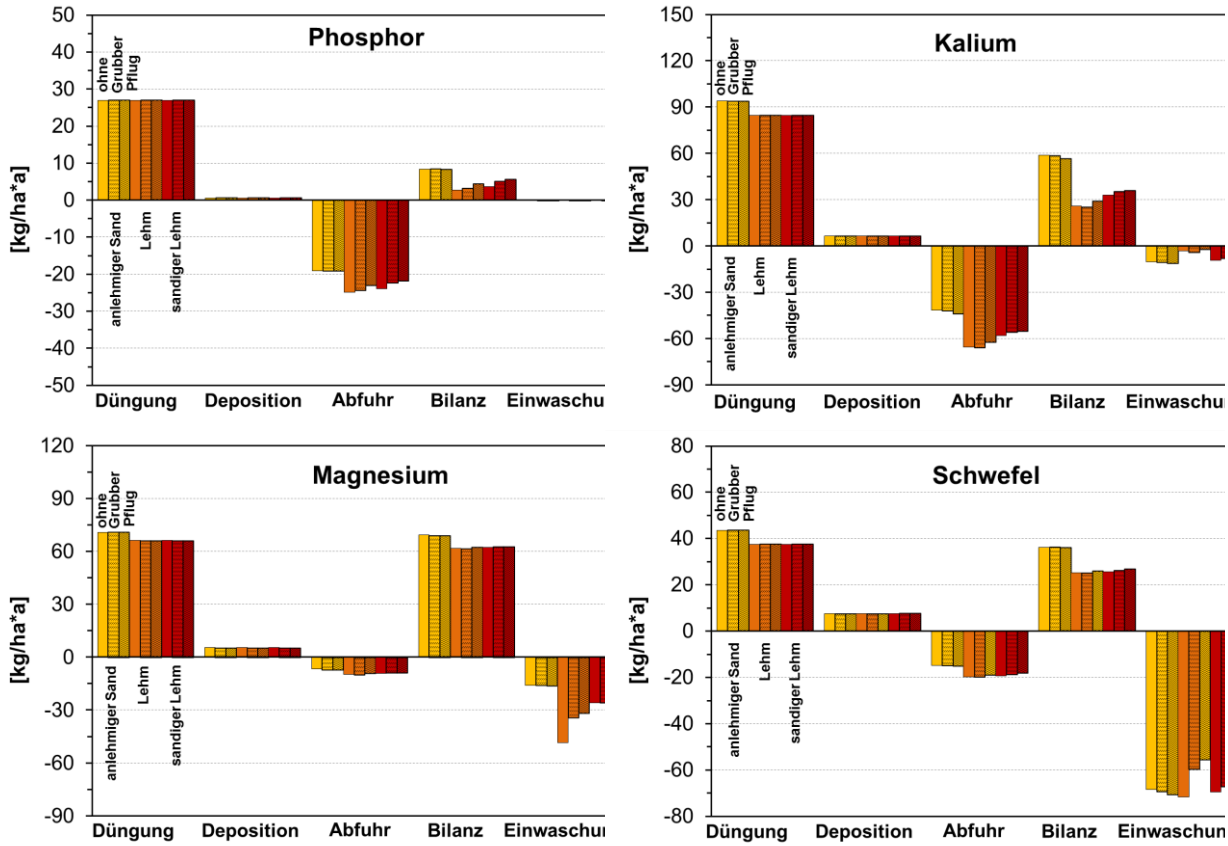


Abbildung 8: Leipzig, Einfluss der Bodenart und der Bodenbearbeitung auf die Bilanzsalden und die Elementeinwaschung in die Lysimeter in 1 m Bodentiefe

3.2.3 P-, K-, Mg-, S-Gehalte im Boden

Die langjährig positiven Bilanzsalden haben auf allen Böden zu einem stetigen Anstieg der P_{DL}-Gehalte aus der Gehaltsklasse B in die Gehaltsklasse C geführt (Abb. 9). Für Magnesium zeigt sich eine ähnliche Tendenz, wobei der starke Anstieg der Gehalte in 2007 auf eine einmalige Kalkung mit einem magnesiumhaltigen Kalk (Dolokorn, 8,6 % Mg) zurück zu führen ist. Die Gehalte für K_{DL} und S_{min} änderten sich über die Versuchszeit praktisch nicht. Für den vorübergehenden starken Anstieg der S_{min}-Gehalte zwischen 2005 und 2007 gibt es keine Erklärung.

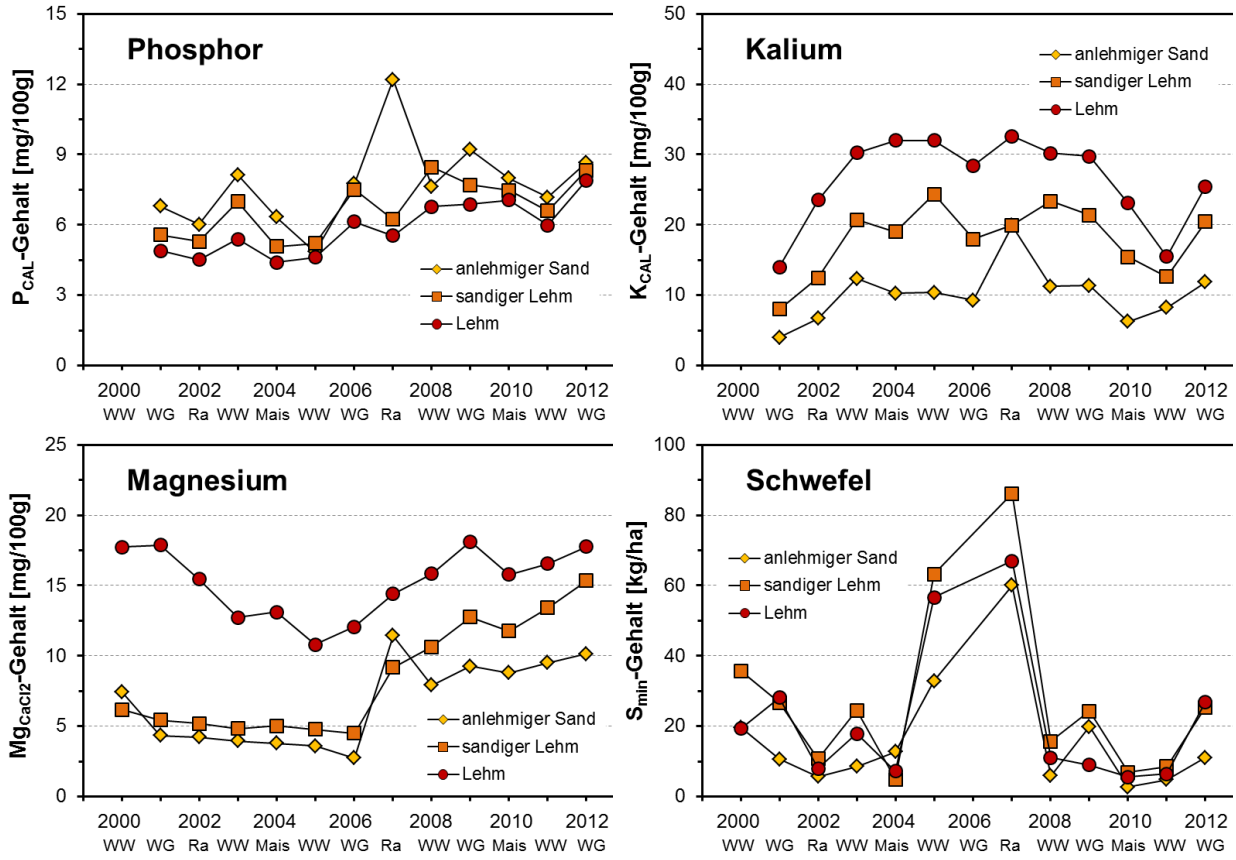


Abbildung 9: Leipzig, Gehalte der Böden an verfügbarem Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im bisherigen Versuchsverlauf

3.2.4 Sickerwassermengen

Tabelle 23 bis 31 geben Aufschluss über die im Winter- und Sommerhalbjahr sowie jährlich mit den Lysimetern bestimmten Sickerwassermengen, die Austauschrate des Bodenwassers und die davon abhängige Verlagerungstiefe. Erwartungsgemäß zeigte der Sandboden aus Sprotta mit jährlich 226 l/m² (= 226 mm) die höchsten Sickerungsmengen, gefolgt vom sandigen Lehm aus Niederbobritzsch mit 142 l/m² und dem Lehm aus Döbeln mit 134 l/m². Etwa zwei Drittel der jährlichen Sickerwasserbildung entfallen auf die Wintermonate zwischen November und März, ein Drittel auf die Vegetationsperiode zwischen April und Oktober.

Die hohen Sickerwassermengen des Sandbodens sind in erster Linie Folge des geringen Wasserspeichervermögens, erkennbar am geringen Wassergehalt bei Feldkapazität (FK) von lediglich 175 mm, gegenüber 346 mm beim sandigen Lehm und 356 mm beim Lehm. Das geringe Speichervermögen und die hohen Sickerraten bewirkten, dass das gesamte Bodenwasser des Sandbodens mindestens einmal jährlich komplett ausgetauscht wird, und zwar rechnerisch bis in eine Tiefe zwischen 0,6 m und 3,0 m. Die Schwankungen der Verlagerungstiefe sind witterungsbedingt, im Mittel lag sie bei gut 1,3 m. Im Bodenwasser enthaltene Nährstoffkonzentrationen werden somit innerhalb eines Jahres komplett aus der durchwurzelten Bodenzone ausgeschwemmt. Sie sind auf Praxisflächen für Pflanzen nur noch bedingt verfügbar und unterliegen mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits innerhalb eines Jahres der Verlagerung in tiefere Bodenhorizonte, auf grundwassernahen Standorten auch bis ins Grundwasser. Auf den beiden Lehmböden hingegen betragen die errechneten jährlichen Verlagerungstiefen lediglich zwischen 0,3 m und 0,4 m. Im Sickerwasser enthaltene Nährstoffe bleiben auf diesen Böden größtenteils weiter für die Pflanzenwurzel erreichbar. Eine

Auswaschung aus dem Durchwurzelungshorizont und möglicherweise ins Grundwasser tritt erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung ein.

Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität steigen die Sickerwasserraten auf allen untersuchten Böden signifikant an, am stärksten auf dem reinen Lehmboden, am geringsten auf dem Sandboden (Abb. 10). Aus vielen Untersuchungen (z. B. Machulla et al., 2008) ist bekannt, dass vor allem bei Direktsaat die Anzahl durchgängiger und gut dränender Mittel- und Grobporen zunimmt, wodurch die Wasserinfiltration begünstigt wird. Dieser Effekt kommt auf dichter gelagerten Lehmböden eher zum Tragen als auf Sandböden, die bereits natürlicherweise einen hohen Grob- und Mittelporenanteil haben.

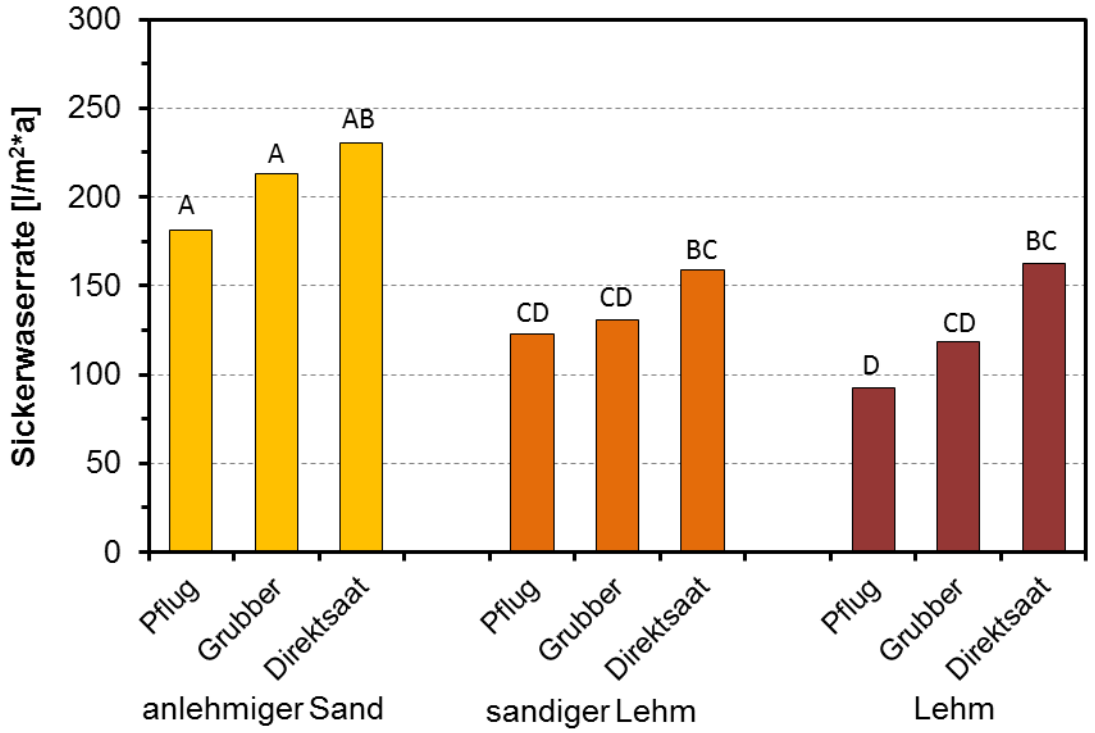


Abbildung 10: Leipzig, Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Sickerwasserraten der Lysimeterböden (Säulen mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant, Tuckey-Test, P<5 %)

3.2.5 P-, K-, Mg-, S-Einwaschung in Unterflurlysimeter und -Konzentration im Sickerwasser

Trotz deutlich positiver Bilanzsalden wurden Phosphor und Kalium aus allen Böden nur in sehr geringen Mengen mit dem Sickerwasser aus den Lysimetergefäßen ausgetragen. Bei Phosphor lag die jährliche Einwaschung in 1 m Tiefe auch auf dem Sandboden zumeist deutlich unter 0,5 kg/ha, im Mittel lag sie bei lediglich 0,1 kg/ha oder 0,4 % der jährlichen P-Zufuhren. Kalium wurde in mittleren jährlichen Raten von 2 kg/ha bis 10 kg/ha in tiefere Bodenhorizonte verlagert. Wie zu erwarten, war die Kaliumeinwaschung auf dem Sandboden aus Sprotta mit maximalen Raten bis 32 kg/ha*a am höchsten. Im Mittel lag sie bei diesem Boden bei knapp 11 kg K/ha*a, gegenüber 8 kg K/ha*a beim sandigen Lehm aus Niederbobritzsch und 3 kg K/ha*a beim lössbürtigen Lehmboden aus Döbeln. Dies waren beim Sandboden immerhin 10 % des jährlichen K-Düngeraufwandes, beim sandigen Lehm noch 8 % und beim reinen Lehm lediglich 3 %. Gerade auf Sandböden hat K-Verlagerung somit auch wirtschaftliche Bedeutung.

Magnesium und Schwefel sind im Boden beweglicher und wurden daher in erheblich höheren Raten verlagert. Bei Magnesium betrug die jährliche Einwaschung knapp 25 kg Mg/ha, bei Schwefel sogar knapp 65 kg S/ha. Sie übertraf damit die durchschnittliche jährliche Abfuhr (Entzug) jeweils um das 3-fache. In niederschlagsreichen Jahren, wie in 2010, waren für Schwefel sogar Einwaschungen > 200 kg S/ha*a möglich.

Die Art der Bodenbearbeitung hatte nur auf den beiden lehmigen Böden, hier aber bei allen untersuchten Elementen gesicherten Einfluss auf den Elementaustrag. Generell war auf diesen Böden eine Zunahme der Einwaschung mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung in der Reihenfolge Pflug < Grubber < Direktsaat festzustellen. Besonders deutlich war dieser Effekt bei Magnesium, dessen mittlere jährliche Einwaschung bei Direktsaat um bis zu 50 % gegenüber dem Pflug anstieg. In einzelnen Jahren lagen sie auf dem Lehmboden bei Direktsaat sogar um das 3- bis 5-fache über denen bei Pflugeinsatz.

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für den Indikatorparameter Sulfat von 250 mg/l, entsprechend 83 mg/l (Rein-)Schwefel, wurde im Sickerwasser aus 1 m Tiefe der Leipziger Lysimeteranlage nur in 2002 und dabei auch nur in einzelnen Gefäßen wesentlich überschritten. Die höchste Jahresmittelkonzentration betrug 109 mg/l, die höchste überhaupt gemessene S-Konzentration 124 mg/l. Im langjährigen Mittel über alle Gefäße lag die Schwefelkonzentration des Sickerwassers in 1m Tiefe bei lediglich 37 mg/l und damit weit unter dem zulässigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

Der Richtwert für die P-Konzentration im Sickerwasser gemäß VDLUFA-Standpunkt (VDLUFA, 2001) von 0,1 mg P/l wurde in den Leipziger Lysimetern in 1 m Bodentiefe nur in ca. 6 % aller Messungen überschritten. Die höchsten P-Konzentrationen des Sickerwassers wurden mit 0,46 mg/l gemessen. Diese geringen Werte sind mit Blick auf die Ökologie benachbarter Fließ- oder Stillgewässer unbedenklich, da davon ausgegangen werden kann, dass erhebliche Mengen des aus dem Oberboden ausgetragenen Phosphors im Untergrund wieder gebunden und an der Passage ins Grundwasser sowie damit ggf. in Verbindung stehende Oberflächengewässer gehindert werden oder auch noch von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden. Problematischer ist die Situation wenn solche Sickerwässer in oberflächennah gesammelte Dränwässer gelangen.

3.2.6 Bestimmungsfaktoren der P-, K-, Mg-, S-Einwaschung und -Sickerwasserkonzentration

Tabelle 32 und 33 zeigen die Ergebnisse umfangreicher Korrelationsanalysen zum Einfluss verschiedener Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die P-, K-, Mg- und S-Konzentration im Sickerwasser sowie die Einwaschungsraten dieser Elemente. Danach hatten in diesem Versuch die Niederschlagsmenge und die davon abhängige jährliche Sickerwassermenge den größten Einfluss, sowohl auf die Element-Konzentration des Sickerwassers als auch auf die jährlichen Raten der Einwaschung. Je höher die Sickerwasserraten, desto geringer war aufgrund des Verdünnungseffektes im Allgemeinen die Konzentrationen der untersuchten Elemente im Sickerwasser (Abb. 11). Reduzierte Bodenbearbeitung kann somit möglicherweise umweltschädlichen P- oder auch S-Konzentrationen des Sickerwassers entgegen wirken.

Trotzt sinkender Konzentrationen stiegen die absolut ausgetragenen Mengen der untersuchten Elemente mit steigenden Sickerwassermengen aber an, besonders deutlich bei den mobileren Elementen Magnesium und Schwefel, weniger deutlich bei Kalium (Abb. 12). Der Verdünnungseffekt wird hier vom Lösungs- oder Auswaschungsvermögen steigender Sickerwassermengen überkompensiert. Lediglich bei Phosphor bestand zwischen der Sickerwassermenge und der P-Einwaschung kein Zusammenhang (Tab. 32).

Für Magnesium und Schwefel, sowie eingeschränkt auch für Kalium, zeigte sich darüber hinaus eine deutliche Abhängigkeit des sickerwassergebundenen Elementaustrages von der Bodenart. Je geringer der Sandanteil des Bodens, desto höher war die Einwaschung bei

gleicher Sickerwassermenge. Der Nährstoffgehalt des Bodens hatte in diesem Versuch einen indifferenten Einfluss (Abb. 13). Höhere Bodengehalte begünstigen die Einwaschung von Phosphor und Magnesium, hemmen aber den Austrag von Kalium und Schwefel.

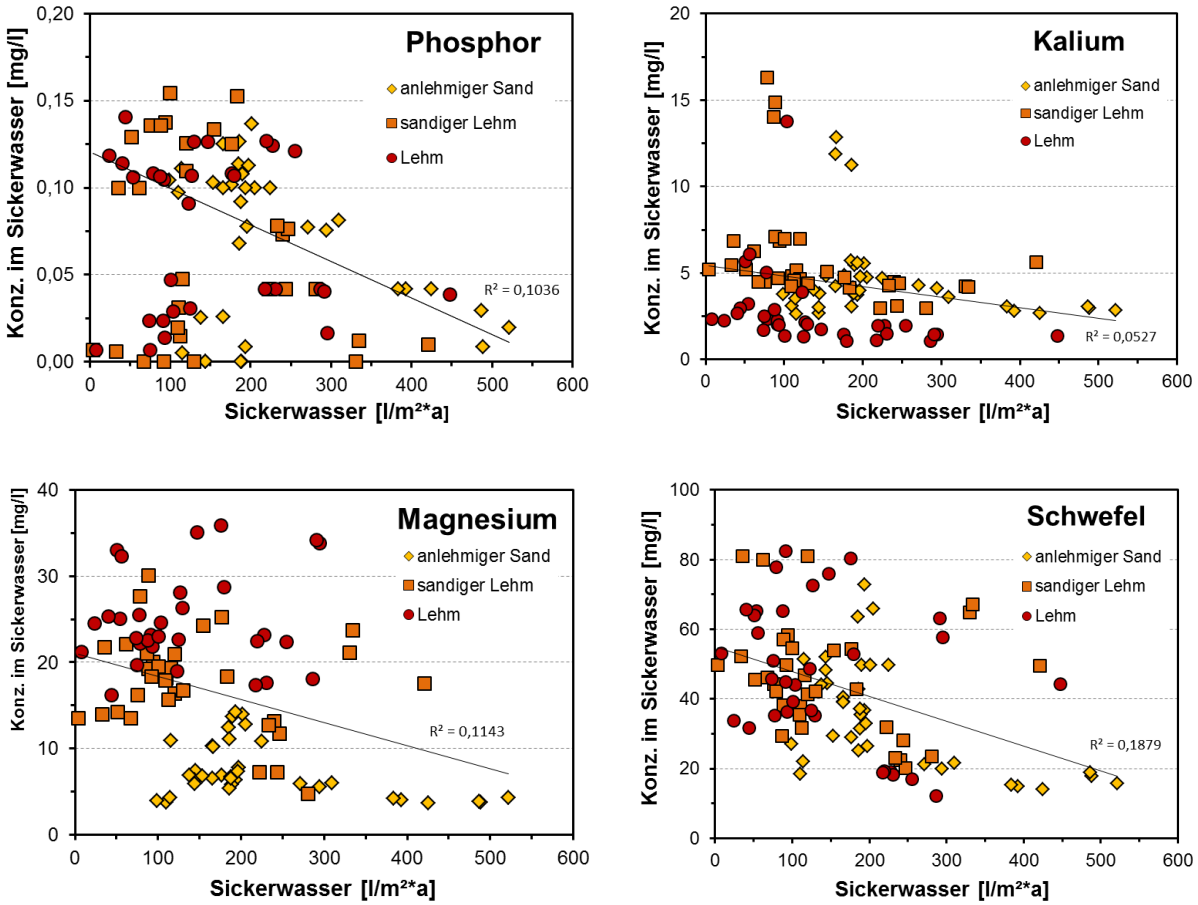


Abbildung 11: Leipzig, Beziehung zwischen der Sickerwassermenge und der Elementkonzentration im Sickerwasser

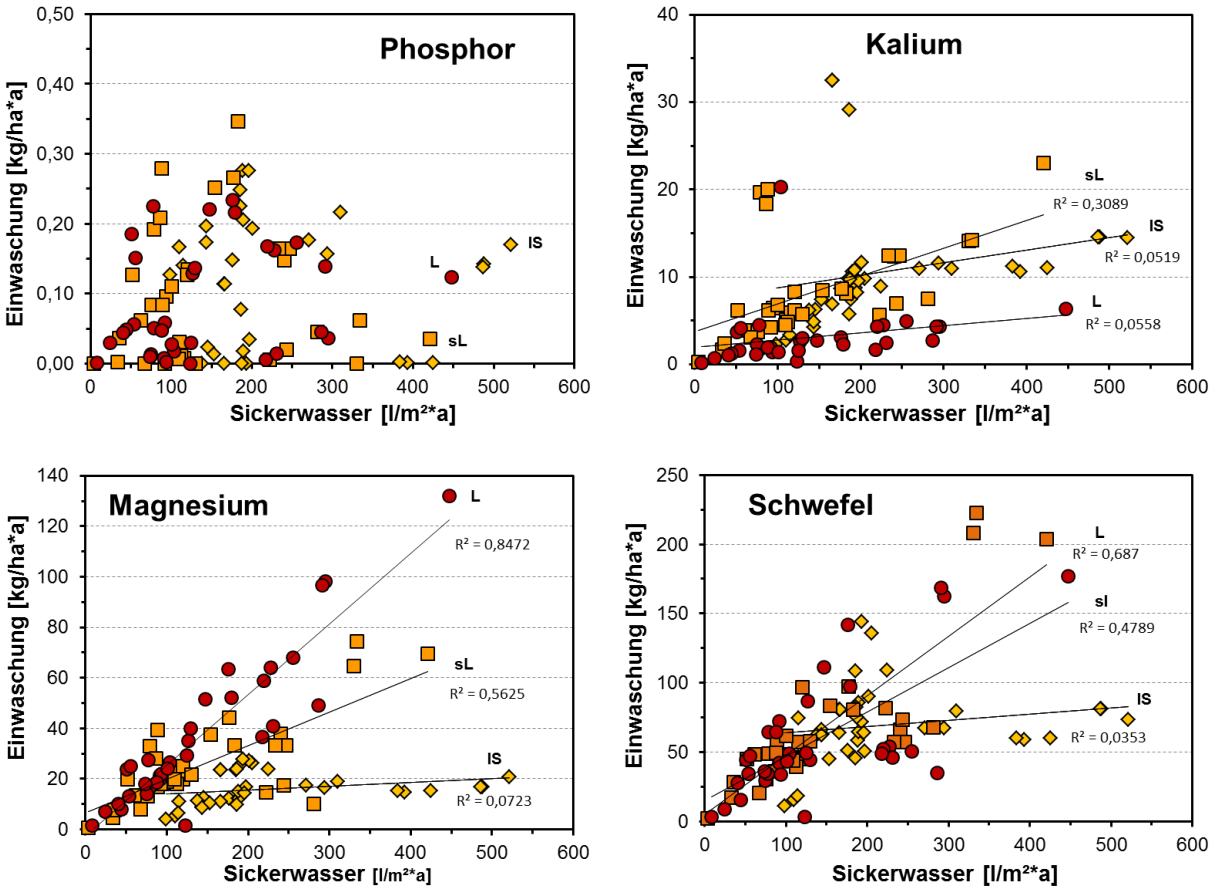


Abbildung 12: Leipzig, Beziehung zwischen der Sickerwassermenge und der Nährstoffeinwaschung

Entgegen den Erwartungen wurden die Einwaschungsraten und auch die Elementkonzentration des Sickerwassers in 1 m Bodentiefe von den Bilanzsalden der untersuchten Elemente kaum beeinflusst. Bei Magnesium und Schwefel sowie tendenziell auch bei Kalium nahmen die Einwaschungsraten sogar mit steigenden Bilanzsalden ab, erkennbar an dem negativen Vorzeichen der Korrelationskoeffizienten in Tabelle 32 und 33. Lediglich für Phosphor bestand hier ein positiver, wenngleich sehr lockerer Zusammenhang.

Wie in dem Versuch in Methau, besteht auch im Leipziger Lysimeterversuch ein enger Zusammenhang zwischen den Einwaschungsraten der Anionen (Nitrat, Phosphat, Sulfat) und denen der Kationen (Magnesium, Kalium). Es deutet sich auch hier an, dass Phosphor bevorzugt zusammen mit Kalium verlagert wird während Stickstoff und Schwefel stärker an Magnesium und vielleicht auch Kalzium gebunden sind. Hohe Einwaschungsraten für Stickstoff begünstigen auch hier die Verlagerung von Schwefel.

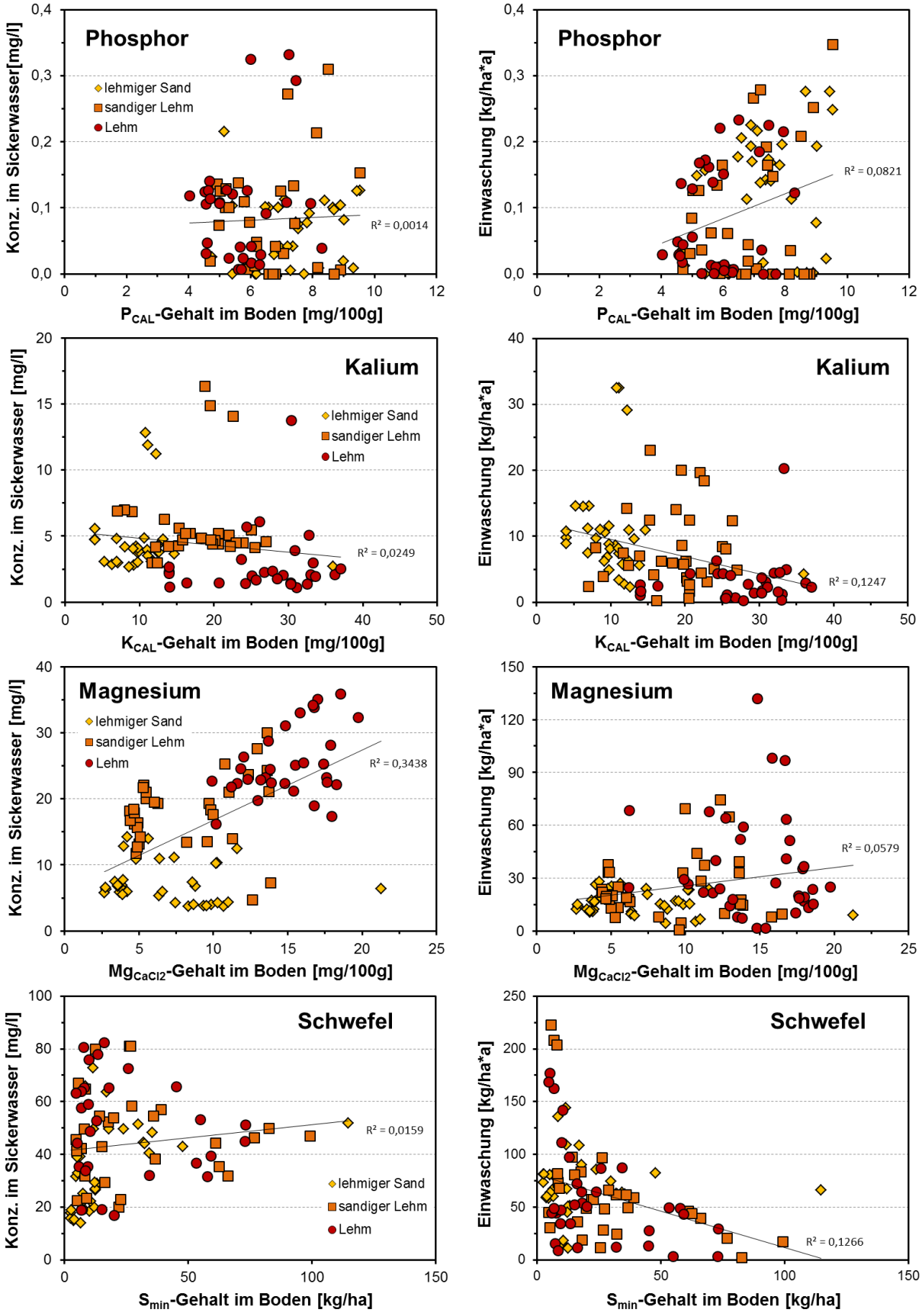


Abbildung 13: Leipzig, Einfluss des P-, K-, Mg- und S-Gehalts des Bodens auf die Konzentration dieser Elemente im Sickerwasser in 1 m Bodentiefe und die jährliche Einwaschung

Tabelle 23: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und -einwaschung; Boden: anlehmiger Sand; Wassergehalt bei FK: 175 mm/m; Bodenbearbeitung: Direktsaat

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungs-tiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Direktsaat																	
2000	WW	243	346	589	136	50	186	106	1,1	0,1	5,7	12,4	63,6	0,2	9,8	23,5	108,6
2001	WG	171	428	599	116	109	225	129	1,3	0,1	4,7	10,8	49,7	0,2	8,9	23,9	109,1
2002	WR	151	513	664	114	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	284	26	310	177	1,8	0,1	3,6	5,9	21,6	0,2	10,9	18,8	79,6
2004	Senf/Mais	177	372	549	82	115	197	113	1,1	0,1	4,8	7,7	26,4	0,2	9,6	16,8	50,6
2005	WW	221	331	552	139	27	166	95	1,0	0,0	4,2	6,6	40,5	0,0	6,8	11,1	63,7
2006	WG	224	306	530	171	19	190	109	1,1	0,0	3,8	5,8	35,5	0,0	8,1	12,3	64,5
2007	WR	233	463	696	76	111	187	107	1,1	0,0	2,6	10,9	51,4	0,0	5,6	10,9	74,4
2008	WW	201	353	554	119	67	186	106	1,1	0,1	3,1	5,3	25,1	0,1	5,8	9,7	45,6
2009	WG	207	329	536	175	12	187	107	1,1	0,1	11,2	11,1	42,9	0,2	29,1	23,8	82,3
2010	SM	266	580	846	234	288	522	298	3,0	0,0	2,8	4,3	15,8	0,1	14,5	20,7	73,4
2011	WW	162	483	645	225	170	395	226	2,3	0,0	2,7	3,7	14,0	0,2	11,0	15,3	59,9
2012	WG	147	351	498	98	1	99	57	0,6	0,1	3,8	4,0	26,9	0,0	2,3	4,1	11,0
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**151**	**83**	**234**	**136**	**1,4**	**0,1**	**4,4**	**7,4**	**34,4**	**0,1**	**10,2**	**15,9**	**68,5**

Tabelle 24: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und -einwaschung; Boden: anlehmiger Sand; Wassergehalt bei FK: 175 mm/m; Bodenbearbeitung: Grubber

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Grubber																	
2000	WW	243	346	589	159	30	190	108	1,1	0,1	5,5	13,7	49,7	0,1	10,6	25,4	85,3
2001	WG	171	428	599	122	83	205	117	1,2	0,1	4,8	12,8	66,0	0,2	9,8	26,3	135,7
2002	WR	151	513	664	95	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	249	22	271	155	1,6	0,1	4,3	5,9	21,1	0,2	10,9	17,3	67,0
2004	Senf/Mais	177	372	549	82	95	177	101	1,0	0,1	4,9	6,9	28,9	0,2	8,6	12,2	51,2
2005	WW	221	331	552	129	16	145	83	0,8	0,2	3,8	7,4	44,5	0,1	6,3	12,4	62,9
2006	WG	224	306	530	177	17	194	111	1,1	0,0	3,7	6,3	36,6	0,0	8,7	14,1	71,4
2007	WR	233	463	696	66	78	144	82	0,8	0,0	2,7	6,3	51,9	0,0	4,3	9,0	66,0
2008	WW	201	353	554	125	64	188	108	1,1	0,1	3,8	6,7	31,5	0,2	7,4	12,4	58,4
2009	WG	207	329	536	163	3	166	95	1,0	0,1	11,9	10,3	39,2	0,3	32,5	23,4	80,4
2010	SM	266	580	846	221	267	488	279	2,8	0,0	3,0	3,8	17,8	0,1	14,5	16,9	81,1
2011	WW	162	483	645	251	142	393	225	2,3	0,0	2,8	4,0	14,8	0,1	10,6	14,8	58,8
2012	WG	147	351	498	110	1	111	63	0,6	0,1	3,1	3,7	18,3	0,0	2,7	5,3	15,3
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**150**	**68**	**223**	**127**	**1,3**	**0,1**	**4,5**	**7,3**	**35,0**	**0,1**	**10,6**	**15,8**	**69,5**

Tabelle 25: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: anlehmiger Sand; Wassergehalt bei FK: 175 mm/m; Bodenbearbeitung: Pflug

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Pflug																	
2000	WW	243	346	589	173	29	202	115	1,2	0,1	5,6	13,9	49,6	0,1	11,6	27,1	90,0
2001	WG	171	428	599	123	70	193	110	1,1	0,1	5,6	14,2	72,8	0,2	10,8	27,9	144,0
2002	WR	151	513	664	92	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	273	21	294	168	1,7	0,1	4,1	5,5	19,9	0,2	11,6	16,6	67,2
2004	Senf/Mais	177	372	549	71	80	153	86	0,9	0,1	4,8	6,8	29,4	0,2	7,4	10,5	44,8
2005	WW	221	331	552	125	13	138	79	0,8	0,0	4,0	6,9	44,0	0,0	6,2	11,4	62,2
2006	WG	224	306	530	169	19	188	107	1,1	0,0	4,2	6,5	37,1	0,0	9,7	15,0	74,8
2007	WR	233	463	696	66	78	144	82	0,8	0,0	3,0	5,9	48,3	0,0	4,8	8,4	62,1
2008	WW	201	353	554	130	66	196	112	1,1	0,1	4,0	7,3	32,9	0,2	8,2	14,3	63,9
2009	WG	207	329	536	164	3	166	95	1,0	0,1	12,8	10,2	39,0	0,3	32,5	23,4	80,4
2010	SM	266	580	846	226	261	487	278	2,8	0,0	3,1	3,8	18,8	0,1	14,5	16,9	81,1
2011	WW	162	483	208	246	138	384	219	2,2	0,0	3,1	4,2	15,4	0,1	11,2	15,1	59,7
2012	WG	147	351	498	114	1	115	66	0,7	0,1	3,5	4,3	22,1	0,0	3,3	6,5	18,0
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**152**	**65**	**222**	**127**	**1,3**	**0,1**	**4,6**	**7,5**	**35,8**	**0,1**	**11,0**	**16,1**	**70,7**

Tabelle 26: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: sandiger Lehm; Wassergehalt bei FK: 346 mm/m; Bodenbearbeitung: Direktsaat

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Direktsaat																	
2000	WW	243	346	589	80	9	89	26	0,3	0,1	7,1	19,3	57,1	0,1	6,2	16,7	58,7
2001	WG	175	425	600	80	40	120	35	0,4	0,1	7,0	21,0	81,0	0,1	8,3	25,1	96,5
2002	WR	157	507	664	119	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	241	6	247	71	0,7	0,1	4,4	11,7	20,1	0,2	12,4	33,2	57,3
2004	Senf/Mais	177	372	549	21	100	120	35	0,4	0,1	4,7	16,4	41,2	0,1	6,2	19,9	44,7
2005	WW	222	330	552	102	10	113	32	0,3	0,0	4,6	15,6	31,7	0,0	4,8	18,1	39,2
2006	WG	224	306	530	118	12	130	38	0,4	0,0	4,4	16,7	42,2	0,0	5,7	21,8	57,8
2007	WR	233	463	696	11	56	67	19	0,2	0,0	4,5	13,5	46,2	0,0	3,1	7,9	20,4
2008	WW	201	353	554	136	47	183	53	0,5	0,2	4,1	18,3	42,9	0,3	8,1	33,1	80,7
2009	WG	202	333	535	85	1	86	25	0,3	0,3	14,0	21,0	29,3	0,2	18,4	28,1	36,3
2010	SM	266	580	846	195	226	421	122	0,1	0,0	5,6	17,6	49,6	0,0	23,0	69,4	203,7
2011	WW	162	483	645	236	45	281	81	0,8	0,0	3,0	4,7	23,4	0,0	7,5	10,1	67,8
2012	WG	147	351	498	93	0	93	27	0,3	-	-	-	-	0,0	2,6	7,8	18,2
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**117**	**46**	**163**	**47**	**0,5**	**0,1**	**5,8**	**16,0**	**42,2**	**0,1**	**8,9**	**24,3**	**65,2**

Tabelle 27: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: sandiger Lehm; Wassergehalt bei FK: 346 mm/m; Bodenbearbeitung: Grubber

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Grubber																	
2000	WW	243	346	589	82	12	94	27	0,3	0,1	6,9	20,0	58,3	0,1	6,4	17,9	61,9
2001	WG	175	425	600	48	14	62	18	0,2	0,1	6,3	22,1	80,0	0,1	3,9	13,3	48,4
2002	WR	157	507	664	68	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	238	2	240	69	0,7	0,1	4,5	13,2	22,4	0,1	12,3	37,8	65,9
2004	Senf/Mais	177	372	549	13	63	76	22	0,2	0,1	4,5	16,2	44,3	0,1	3,7	13,0	30,7
2005	WW	222	330	552	101	9	110	32	0,3	0,0	4,8	18,2	38,0	0,0	5,1	20,6	45,9
2006	WG	224	306	530	108	7	116	33	0,3	0,0	5,2	19,3	46,8	0,0	5,9	23,5	57,2
2007	WR	233	463	696	18	15	33	10	0,1	0,0	5,5	13,9	52,3	0,0	1,7	4,6	17,3
2008	WW	201	353	554	108	46	154	45	0,5	0,1	5,1	24,3	53,9	0,3	8,4	37,4	83,6
2009	WG	202	333	535	77	1	79	23	0,2	0,2	16,3	27,6	42,3	0,2	19,6	32,9	48,8
2010	SM	266	580	846	146	184	330	95	1,0	0,0	4,2	21,1	64,8	0,0	14,1	64,7	208,1
2011	WW	162	483	645	224	19	244	70	0,7	0,0	3,1	7,3	28,2	0,0	7,0	17,5	73,2
2012	WG	147	351	498	97	0	97	28	0,3	-	-	-	-	0,0	3,2	9,7	24,4
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**102**	**31**	**136**	**39**	**0,4**	**0,1**	**6,0**	**18,5**	**48,3**	**0,1**	**7,6**	**24,4**	**63,8**

Tabelle 28: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: sandiger Lehm; Wassergehalt bei FK: 346 mm/m; Bodenbearbeitung: Pflug

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Pflug																	
2000	WW	243	346	589	89	11	100	29	0,3	0,2	7,0	19,5	54,5	0,1	6,8	18,9	61,8
2001	WG	175	425	600	26	10	36	10	0,1	0,1	6,9	21,7	80,9	0,0	2,4	7,7	28,4
2002	WR	157	507	664	54	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	231	3	233	68	0,7	0,1	4,3	12,7	23,0	0,2	12,4	33,2	57,3
2004	Senf/Mais	177	372	549	2	50	52	15	0,2	0,1	5,2	14,3	45,6	0,1	6,2	19,9	44,7
2005	WW	222	330	552	101	8	109	32	0,3	0,0	4,2	17,9	35,4	0,0	4,4	19,7	43,7
2006	WG	224	306	530	83	9	92	27	0,3	0,0	4,7	18,4	49,6	0,0	4,2	18,1	48,3
2007	WR	233	463	696	2	2	4	1	0,0	0,0	5,2	13,5	49,8	0,0	0,2	0,5	1,9
2008	WW	201	353	554	122	55	177	51	0,5	0,1	4,7	25,3	54,4	0,3	8,6	44,1	97,3
2009	WG	202	333	535	87	2	88	26	0,3	0,3	14,9	30,0	38,2	0,3	20,0	39,2	49,6
2010	SM	266	580	846	149	186	334	97	1,0	0,0	4,2	23,7	67,0	0,1	14,2	74,4	222,5
2011	WW	162	483	645	217	6	222	64	0,6	0,0	3,0	7,3	31,9	0,0	5,6	14,7	81,5
2012	WG	147	351	498	9	0	99	3	0,0	-	-	-	-	0,0	0,6	15,3	11,5
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**90**	**29**	**129**	**35**	**0,4**	**0,1**	**5,8**	**18,6**	**48,2**	**0,1**	**7,1**	**25,5**	**62,4**

Tabelle 29: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: Lehm; Wassergehalt bei FK: 356 mm/m; Bodenbearbeitung: Direktsaat

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Direktsaat																	
2000	WW	243	346	589	79	13	92	26	0,3	0,1	2,3	23,2	82,4	0,1	1,9	19,9	72,0
2001	WG	175	425	600	80	47	127	36	0,4	0,1	2,2	28,1	72,5	0,1	2,6	35,1	86,8
2002	WR	157	507	664	120	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	250	5	255	72	0,7	0,1	2,0	22,4	17,0	0,2	5,0	67,9	50,6
2004	Senf/Mais	177	372	549	17	113	130	37	0,4	0,1	2,1	26,3	35,3	0,1	3,0	40,1	44,5
2005	WW	221	331	552	111	14	125	35	0,4	0,0	1,3	22,7	36,6	0,0	1,6	29,3	49,6
2006	WG	224	306	530	88	5	94	26	0,3	0,0	2,0	21,8	36,4	0,0	1,4	21,9	33,9
2007	WR	233	463	696	13	62	75	21	0,2	0,0	2,5	19,7	51,1	0,0	2,3	14,1	29,4
2008	WW	201	353	554	120	59	179	50	0,5	0,1	1,1	28,7	52,8	0,2	2,3	52,1	97,5
2009	WG	202	333	535	76	1	77	22	0,2	0,3	5,1	25,5	35,2	0,2	4,5	27,4	34,1
2010	SM	266	580	846	195	252	448	126	1,3	0,0	1,4	31,1	44,2	0,1	6,3	132,0	176,7
2011	WW	162	483	645	242	45	287	81	0,8	0,0	1,1	18,0	12,1	0,1	4,2	68,4	87,4
2012	WG	147	351	498	104	0	104	29	0,3	0,1	2,3	23,2	82,4	0,0	0,3	24,6	12,1
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**115**	**51**	**166**	**47**	**0,5**	**0,1**	**2,1**	**24,3**	**43,2**	**0,1**	**3,0**	**44,4**	**64,5**

Tabelle 30: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: Lehm; Wassergehalt bei FK: 356 mm/m; Bodenbearbeitung: Grubber

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Grubber																	
2000	WW	243	346	589	68	11	79	22	0,2	0,1	2,3	22,2	77,9	0,1	1,8	16,8	64,6
2001	WG	175	425	600	42	12	54	15	0,2	0,1	3,2	25,1	65,2	0,1	1,6	13,1	34,2
2002	WR	157	507	664	91	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	226	2	228	64	0,6	0,1	2,0	23,2	19,0	0,2	4,5	64,0	53,7
2004	Senf/Mais	177	372	549	6	38	44	12	0,1	0,1	3,0	16,2	31,6	0,0	1,2	8,0	15,4
2005	WW	221	331	552	96	8	104	29	0,3	0,0	13,8	24,6	44,1	0,0	20,3	26,6	48,7
2006	WG	224	306	530	81	11	91	26	0,3	0,0	2,1	22,4	44,9	0,0	1,8	21,5	42,1
2007	WR	233	463	696	0	10	10	3	0,0	0,1	3,9	19,0	48,6	0,0	0,3	1,6	2,9
2008	WW	201	353	554	126	51	176	50	0,5	0,1	1,4	35,9	80,4	0,2	3,1	63,3	141,9
2009	WG	202	333	535	49	1	51	14	0,1	0,3	5,7	33,0	63,9	0,2	3,7	23,7	44,3
2010	SM	266	580	846	130	165	295	83	0,8	0,0	1,4	33,8	57,7	0,0	4,3	98,2	162,3
2011	WW	162	483	645	217	14	231	65	0,7	0,0	1,5	17,6	18,2	0,0	2,5	40,9	46,2
2012	WG	147	351	498	87	0	87	24	0,2	0,1	2,3	22,2	77,9	0,0	0,6	19,2	13,2
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**94**	**27**	**121**	**34**	**0,3**	**0,1**	**3,7**	**24,8**	**50,1**	**0,1**	**3,8**	**33,1**	**55,8**

Tabelle 31: Leipzig, Niederschlag, Sickerwasser, Austauschrate des Bodenwassers, Verlagerungstiefe, Elementkonzentration und –einwaschung; Boden: Lehm; Wassergehalt bei FK: 356 mm/m; Bodenbearbeitung: Pflug

Ernte-jahr	Frucht	Niederschlag [mm/m²]			Sickerwasser [l/m²]			Aus-tausch rate	Verlage-rungstiefe	Konz. im Sickerwasser [mg/l]				Einwaschung [kg/ha]			
		Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	Nov. – Mrz	Apr. – Okt.	Σ	[%]	[m]	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
Pflug																	
2000	WW	243	346	589	80	8	88	25	0,3	0,1	2,9	22,5	65,2	0,0	1,9	18,7	64,4
2001	WG	175	425	600	30	10	41	11	0,1	0,1	2,7	25,3	65,7	0,0	1,0	10,1	27,5
2002	WR	157	507	664	58	-	-	-	-	-	-	-	-				
2003	WW	264	318	582	218	2	220	62	0,6	0,1	2,0	22,4	19,2	0,2	4,3	58,9	52,1
2004	Senf/Mais	177	372	549	3	22	24	7	0,1	0,1	2,2	24,5	33,7	0,0	0,7	7,1	9,0
2005	WW	221	331	552	94	7	101	28	0,3	0,0	1,4	23,0	39,2	0,0	1,4	24,1	43,3
2006	WG	224	306	530	64	10	74	21	0,2	0,0	1,7	22,8	45,8	0,0	1,2	18,0	35,9
2007	WR	233	463	696	3	5	8	2	0,0	0,0	2,3	21,2	53,1	0,0	0,2	1,5	3,3
2008	WW	201	353	554	101	47	147	42	0,4	0,1	1,7	35,1	76,0	0,2	2,7	51,4	111,1
2009	WG	202	333	535	55	1	56	16	0,2	0,3	6,1	32,3	59,0	0,2	4,1	25,1	47,2
2010	SM	266	580	846	120	171	291	82	0,8	0,0	1,5	34,2	63,1	0,1	4,3	96,8	168,8
2011	WW	162	483	645	212	6	218	61	0,6	0,0	1,1	17,4	18,9	0,0	1,7	36,5	48,8
2012	WG	147	351	498	77	0	77	22	0,2	0,1	2,9	22,5	65,2	0,0	0,6	15,3	11,5
Mittelwert		**205**	**398**	**604**	**86**	**26**	**115**	**32**	**0,3**	**0,1**	**2,3**	**25,5**	**49,0**	**0,1**	**2,0**	**30,3**	**51,9**

Tabelle 32: Korrelationsmatrix (Pearson) für den Einfluss ausgewählter Standort- und Bewirtschaftungsparameter im Lysimeterversuch Leipzig auf die Elementkonzentrationen im Sickerwasser in 1 m Bodentiefe und ihre Einwaschungsraten (signifikante Beziehungen sind rot hervorgehoben, Signifikanzniveau 5 %)

		Phosphor		**Kalium**		**Magnesium**		**Schwefel**	
		Konz. [mg/l]	**Einwasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/l]	**Einwasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/l]	**Einwasch.** [kg/(ha*a)]	**Konz.** [mg/l]	**Einwasch.** [kg/(ha*a)]
Bodengehalt n E.		0,04	**0,29**	-0,16	**-0,30**	**0,59**	**0,24**	0,13	**-0,36**
Deposition	[kg/(ha*a)]	0,20	**0,23**	0,03	-0,09	-0,04	**0,32**	**0,37**	-0,17
Abfuhr	[kg/(ha*a)]	0,06	**-0,22**	0,02	0,06	**0,40**	**0,46**	0,08	**0,39**
Bilanzsaldo	[kg/(ha*a)]	0,04	**0,21**	0,01	-0,11	-0,07	**-0,23**	0,12	**-0,39**
Niederschlag	[mm/a]	**-0,21**	-0,15	-0,09	0,11	0,10	**0,43**	0,10	**0,55**
Sickerwassermenge	[mm/a]	**-0,31**	0,18	**-0,22**	**0,33**	**-0,33**	**0,25**	**-0,42**	0,37
Sickerwassermenge	L [mm/a]	-0,25	0,24	-0,30	0,04	**0,35**	**0,64**	-0,24	0,40
	sL [mm/a]	-0,29	-0,04	-0,33	**0,39**	-0,18	**0,42**	-0,20	0,50
	lS [mm/a]	**-0,33**	0,19	-0,26	0,23	**-0,39**	0,27	**-0,54**	0,19
Direktsaat [mm/a]		-0,28	0,14	-0,21	**0,42**	-0,26	**0,46**	**-0,41**	**0,56**
Grubber [mm/a]		**-0,41**	0,10	-0,27	0,10	**-0,35**	0,27	**-0,42**	0,11
Pflug [mm/a]		-0,26	0,28	-0,16	**0,46**	**-0,37**	**0,42**	**-0,41**	**0,60**

Tabelle 33: Leipzig, Korrelationsmatrix (Pearson) für die gegenseitige Beeinflussung der Einwaschungsraten der untersuchten Elemente (signifikante Beziehungen sind rot hervorgehoben, Signifikanzniveau 5 %)

Einwaschung	**Einwaschung** [kg/(ha*a)]				
[kg/(ha*a)]	**Stickstoff**	**Phosphor**	**Kalium**	**Magnesium**	**Schwefel**
Stickstoff	1	0,00	0,21	**0,49**	**0,54**
Phosphor	-0,01	1	**0,51**	**0,29**	**0,30**
Kalium	0,21	**0,51**	1	0,14	**0,40**
Magnesium	**0,49**	**0,29**	0,14	1	**0,71**
Schwefel	**0,54**	**0,30**	0,40	**0,71**	1

4 Zusammenfassung

In langjährigen Lysimeterversuchen in Methau bei Rochlitz und in Leipzig wurde die Einwaschung von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel aus ackerbaulich genutzten Böden in 0,6 bzw 1 m Bodentiefe untersucht. Der Dauerversuch in Methau wurde im Jahr 1966 auf einem fruchtbaren Löss-Lehm-Boden angelegt, um die Langzeiteffekte einer differenzierten mineralisch-organischer Düngung analysieren zu können. 1995 wurden in 9 Parzellen mit zweifacher Wiederholung Unterflurlysimeter in 0,6 m Bodentiefe eingebaut mit dem Ziel, die Langzeiteffekte einer regelmäßigen organischer Düngung mit Stallmist oder Stroh in Kombination mit steigenden Mineral-N-Gaben (gering, mittel, hoch) auf die Sickerwasserbeschaffenheit zu erfassen. Der Lysimeterversuch in Leipzig wird seit 2000 betrieben, um die Effekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung, Sickerwasserbildung und Nährstoffaustrag zu untersuchen. Die Anlage umfasst 60 Gefäße mit drei unterschiedlichen Böden (lehmiger Sand, sandiger Lehm, Lehm) mit jeweils 1 m Bodentiefe. Über die Versuchsergebnisse zur Stickstoffeinwaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung wurde von bereits Albert (2013) berichtet. Die Ergebnisse zum Austrag von P, K, Mg, S lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Einwaschung von Phosphor in die Lysimeter war mit durchschnittlichen jährlichen Raten von 0,1 kg P/ha*a (Leipzig) bis 1,4 kg P/ha *a (Methau) für die schlagbezogenen Nährstoffbilanzen ohne Bedeutung. Die Einwaschungsmengen in 0,6 bzw. 1 m Bodentiefe steigen mit steigenden P-Gehalten des Bodens sowie mit steigenden Sickerwasserraten. Sie waren auf dem Sandboden und bei Direktsaat etwas höher als auf den lehmigen Böden bzw. beim Grubber- und Pflugeinsatz. Die Art der organischen Düngung und die Höhe der mineralischen N-Düngung hatten hingegen nur geringen Einfluss.
- Die durchschnittliche P-Konzentration des Sickerwassers betrug im Leipziger Versuch 0,1 mg P/l in 1 m Tiefe und in Methau 1,4 mg P/l in 0,6 m Tiefe. Sie lag in Methau damit deutlich über dem vom VDLUFA (2001) vorgeschlagenen Orientierungswert von 0,2 mg P/l für in Grund- und Dränwasser eingetragenes Sickerwasser aus landwirtschaftlichen Flächen. Die hohe P-Konzentration des Sickerwassers in Methau war durch eine stetige P-Anreicherung im Boden infolge hoher Bilanzüberschüsse verursacht. Aus den gemessenen Werten können auf Grund der geringen Bodentiefe keine Rückschlüsse auf den P-Gehalt im Grundwasser gezogen werden.
- Kalium wurde mit durchschnittlichen jährlichen Mengen von 41 kg K/ha*a in Methau bzw. 7 kg K/ha in Leipzig in die Lysimeter eingetragen. Die Einwaschungsmengen steigen mit steigendem K-Gehalt des Bodens sowie steigenden Sickerwasserraten. Sie waren auf dem Sandboden trotz geringerer Bodengehalte höher als auf den Lehmböden. Verzicht auf Bo-

denbearbeitung (Direktsaat) fördert die Versickerung und damit indirekt auch die K-Verlagerung.

- Die jährlichen Einwaschungsraten von Magnesium lagen in Methau bei 36 kg Mg/ha*a, in Leipzig bei 26 kg Mg/ha*a. Hohe Gehalte leicht löslichen Magnesiums im Boden und hohe Sickerwasserraten förderten die Magnesium-Verlagerung. Diese war daher auf den Mg-reichen Lehmböden höher als auf Sand und bei Direktsaat höher als bei Grubber- und Pflug-Einsatz. Regelmäßige Stallmist- und steigende Mineral-N-Gaben minderten die Mg-Verlagerung.
- Schwefel wurde in beiden Versuchen mit deutlich höheren Raten in die Lysimeter eingewaschen als durch die Düngung und atmosphärische Depositionen zugeführt. Die mittleren jährlichen Einwaschungsmengen betrugen in Methau 114 kg S/ha*a und in Leipzig 67 kg S/ha*a gegenüber einer jährlichen Zufuhr von 91 kg S/ha und 40 kg S/ha. Die Einträge über die Deposition waren in beiden Versuchen nicht ausreichend, um die Abfuhren mit dem Erntegut bzw. den Bedarf der Kulturen zu decken.
- Die mittlere S-Konzentration des Sickerwassers betrug in Methau 49 mg S/l in 0,6 m Tiefe und in Leipzig 37 mg S/l in 1 m Tiefe. Der zulässige Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 83 mg S/l, entsprechend 250 mg SO_4/l, wurde selbst in der untersuchten geringen Bodentiefe von 0,6 bzw. 1 m, die noch gut für Pflanzenwurzeln erschlossen werden kann, in beiden Versuchen nur in wenigen Messungen und Einzeljahren überschritten.

Literatur

Albert, E. (2013): Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. In: Kooperation Lysimeter, Mehrländerprojekt: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer. Jena, S. 143-175, ISSN 0944-0348

Albert, E.; Grunert, M. (2012): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und Nährstoffgehalt des Bodens. Archives of Agronomy and Soil Science. Vol.59, Iss.8, 1073-1098

Amberger, A. (1984): Phosphatwirkung in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung. Die Bodenkultur 35, 295 - 304.

Boguslawski, E. von; Lieres , A.-L. von (1997): Die Wirkung von sechs Formen der organischen Düngung in Kombination mit Mineraldüngung in der Fruchtfolge einer Dauerversuchsreihe von 42 Jahren. VDLUFA-Schriftenreihe 46, Kongressband 1997, 727 - 730

Gericke, S.; Bärmann, C. (1964): Neunjährige Versuche über die Wirkung der Nährstoffe im Stallmist. Phosphorsäure 24, 71 - 95

Godlinjski, F. (2005): Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Diss. Univ. Rostock.

Grubbs, F. (1969): Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples. Technometrics, Vol. 11, 1-21.

Haenklaus, S.; Bloem, E.; Schnug, E.; de Kok, L.; Stulen, I. (2006): Sulfur. In: Barker, A. V. und Pilbeam, D.J. (Eds.): Handbook of Plant Nutrition. CRC Press Inc, 2006.

Hoberuck, M. (1978): Ermittlung optimaler Aufwandkombinationen von Gülle-, Stalldung- und Mineraldüngerstickstoff zur Erzielung von Höchsterträgen und Ableitung von Parametern zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit bei konzentriertem Hackfrucht-Getreideanbau. Dissertation, Halle-Wittenberg

Kolbe, H.; Beckmann, U. (2003): Einfluss extrem unterschiedlich hoher mineralischer und organischer Düngung und Beregnung auf Ertragsleistung der Kulturarten, Bodenfruchtbarkeit und Umweltverträglichkeit eines Sandbodens. In: Umweltwirkungen von Extensivierungsmaßnahmen. Schriftenreihe d. Sächsischen Landesanstalt f. Landwirtschaft 8, H. 6, 1 - 41

Kundler, P.; Smukalsi, M. (1983): Einfluss mineralischer und kombinierter mineralisch-organischer Düngung auf ausgewählte Bodenfruchtbarkeitskennziffern (BFK) eines grundwasserfernen Sandbodens. Arch. Acker- Pfl. Bodenkde. 27, 307 - 315

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2015): Schwefeldüngung, https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/s-duengung-pdf.pdf.

LAWA (2007): RaKon - Rahmenkonzeption Monitoring. Arbeitspapier des LAWA-AO, Teil B - Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Stand: 07.03.2007.

Machulla, G., Nitzsche, O., Schmidt, W. (2008): Veränderte Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffausträge bei bodenschonender Bewirtschaftung – Risikoanalyse und –vorsorge. Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 29/2008.

Richter, G. (2003): Verlagerung von Sulfat in Böden und Ableitung von Empfehlungen zur Steuerung des Eintrags in das Grundwasser. Diss. Univ. Halle-Wittenberg.

Seeger, J.; Meissner, R.; Richter, G. (2005): Austragsverhalten und Wanderungsgeschwindigkeit von Sulfat in der ungesättigten Bodenzone - Lysimeter- und Freilandversuche. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 2005.

Schulz, H.; Maass, G. (1994): Einfluss gestaffelter Güllegaben in Verbindung mit Stroh- und/oder Gründüngung auf einige chemische Bodeneigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Bodenkde. 38, 277 - 285

VDLUFA (2001): Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung - Standpunkt. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Darmstadt.

P-, K-, MG- UND S-AUSWASCHUNG AUS EINEM BRAUNERDE-TSCHERNOSEM AUS LÖSS UND EINE PARA-RENDZINA AUS UNTEREM KEUPER UNTER ACKERBAULICHER NUTZUNG IM THÜRINGER BECKEN

Dr. Steffi Knoblauch (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft)

1 Aufgabenstellung

Die Lysimeteranlage Buttelstedt wurde im Jahr 1983 für die Bestimmung des Wasserbedarfes landwirtschaftlicher Kulturen und die Untersuchung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes eines tiefgründigen Lößbodens des Thüringer Beckens errichtet.

In Anbetracht dessen, dass im Thüringer Becken und seinen Randlagen der gute Zustand der Gewässer, d.h. eine Nitratkonzentration des Sickerwassers von 50 mg/l, bislang nicht erreicht worden ist, erfolgte im Jahr 2005 eine Erweiterung der Versuchsanlage um zwölf Lysimeter mit dem Schwerpunkt der Bestimmung der unvermeidbaren N-Auswaschung für die Ableitung von standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden. Dazu wurde ein weiterer für das Thüringer Becken typischer Boden aus unterem Keuper in die Untersuchungen einbezogen.

Die Erfassung des sickerwassergebundenen Nährstoffverlustes betrifft nicht nur Stickstoff sondern auch alle anderen für das pflanzliche Wachstum wichtigen Nährstoffe.

Im folgenden Beitrag werden eine 31-jährige Messreihe der P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus einem tiefgründigen Lößboden und eine 10-jährige Messreihe dieser Nährstoffhaushaltsgrößen einer Para-Rendzina aus unterem Keuper vorgestellt.

2 Material und Methoden

Der Versuchsstandort liegt am südöstlichen Rand des Thüringer Beckens und ist dem mitteldeutschen Trockengebiet zugehörig. Die vieljährige Jahresniederschlagssumme beläuft sich auf 544 mm und die vieljährige Jahresdurchschnittstemperatur auf 8,3 °C (1960 bis 1991).

Die beiden Versuchsböden unterscheiden sich deutlich in der Bodenwasserbereitstellung und im Abflussregime. Sie vertreten etwa 66 % der Böden im Thüringer Becken.

Der Braunerde-Tschernosem aus Löß ist durch einen etwa 43 cm mächtigen mittel humosen Ah-Horizont gekennzeichnet und bis in 65 cm Tiefe entkalkt (Tab. 1). Bis in diese Tiefe handelt es sich um sehr schwach saure Verhältnisse. Darunter im Ckc-Horizont ist die Bodenreaktion sehr schwach alkalisch. Die Bodenart ist durchgängig schluffiger Lehm. Ab etwa 70 cm Tiefe deutet sich ein Fazieswechsel der Lößablagerungen an, erkennbar an der Einlagerung kleiner Gesteinsbruchstücke des Keupers (Werner et al., 1995). Grobporengehalte von mehr als 5 Vol. % bis in 200 cm Tiefe und das im Löß ausgebildete Nadelstichporengefüge begünstigen die Durchwurzelung. Die über den gesamten Tiefenverlauf gleichförmig hohen Schluff- und Tonanteile deuten auf vorwiegenden Matrixwasserfluss. Die KAK_{eff} ist bis in 65 cm Tiefe als sehr hoch und im darunter anstehenden Löß als hoch zu bezeichnen. Der S_t-Gehalt der Ackerkrume liegt im unteren Bereich der für humide Gebiete angegebenen Spanne (Autorenkollektiv, 1985). Als Ursache für die im gesamten Wurzelraum gleichförmig geringen S_t-Gehalte kommen die während der Entstehung des Lösses eingewehten Verwitterungsprodukte des Gipskeupers in Betracht.

Die Para-Rendzina ist aus carbonathaltigen, lockeren und festen Mergelgesteinen hervorgegangen (Tab. 2). Der bis in 30 cm Tiefe reichende Ah-Horizont ist mittel humos und der Bodenartengruppe Ton zuzuordnen. Darunter folgen lehmige, schluffige und tonige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen, Skelett- und Carbonatgehalten. Ausgangsgesteine sind Ton- und Schluffmergel, die zum Teil gipsführend sind, Tonsteine, Dolomit, Sandstein und Kalksandstein sowie örtlich begrenzt und mit geringer Mächtigkeit Löß. Form und Lage der Horizontgrenzen sind aufgrund kryoturbater Umlagerungen häufig geneigt, zungen- und taschenförmig und begründen die Annahme der Neigung zu präferentiellem Wasser- und Stoffffluss. Der pH-Wert liegt in allen Horizonten im sehr schwach alkalischen Bereich.

Den unterschiedlichen Tongehalten der Horizonte entsprechend ist die KAK_{eff} als mittel bis hoch einzustufen. Der S_t-Gehalt fällt besonders hoch in der Ackerkrume aus und ist auch in den darunter folgenden Sedimenten des unteren Keupers als mittel bis hoch einzustufen. Das reiche S-Vorkommen hängt mit der Ablagerung von Gips in abflusslosen Becken zur Zeit des Keupers zusammen (Fiedler & Hunger, 1970).

Die P-Bindungskapazität an sorptionsaktiven Fe- und Al-Oxiden (PSC) bemisst sich in der Ackerkrume des Lößbodens auf 43 mmol kg^{-1} und geht im weniger verwitterten C-Horizont auf etwa die Hälfte zurück (Tab. 3). Ähnliche Verhältnisse bestehen auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper. Vergleichbare Werte ermittelten Piehl & Werner (1997) für die Ackerkrume von Pseudogleyen aus Geschiebelehm, Kalkstein und Ton im Münsterland und von Parabraunerden aus Löß im Niederrhein. In 60 bis 90 cm Tiefe wiesen diese Böden höhere Gehalte auf. Deutlich niedrigere Werte als in den eigenen Untersuchungen ermittelten Leinweber et al. (1999) für einen lehmigen Sandboden der Altmark.

Tabelle 1: Ausgewählte bodenphysikalische und –chemische Kennwerte des Braunerde-Tschernosem aus Löß

Horizont-bez.	Tiefe	Probenahme-tiefe	Bodenart	Tongehalt	Skelett	Bodendichte	nFK bei pF 2,0	kf	KAK_{eff}	C_{org}	N_t	S_t	pH $CaCl_2$	Ca CO_3
	cm	cm		%	Gew.-%	g cm^{-3}	Vol.%	cm d^{-1}	$cmol_c$ kg^{-1}	%	%	%		%
Ap	..10	4..10				1,27	15,5	62						
Ap	..25	12..18	Lu	26,6	0,08	1,39	15,5	72	20,2	1,7	0,14	0,05	6,6	0,3
Ah	..43	30..36				1,46	13,6	32	20,6	1,2	0,10		6,5	0,3
Ah-Bv	..65	45..51	Lu	29,4	0,08	1,49	9,3	18	20,0	0,8	0,06	0,04	6,7	0,2
Ckc1	..110	75..85	Lu	20,3	4,4	1,53	14,2	35	12,4	0,3	0,02	0,03	7,4	17,8
Ckc2	..130	120..130	Lu	19,2	8	1,59	13,4	23	13,0	0,2	0,02		7,6	15,3
Ckc2	..140	130..140				1,64	12,1	14						
Ckc2	..160	140..150				1,67	13,6	3						
Ckc3	..170	160..170	Lu	19,9	7	1,62	16,5	7	12,8	0,3	0,01		7,6	12,8
Ckc3	..195	185..195	Lu	24,6	0,7	1,58	13,4	8	15,6	0,4	0,02		7,7	12,7

St aus 0…30, 30…60 und 60…90 cm Tiefe

Tabelle 2: Ausgewählte bodenphysikalische und –chemische Kennwerte der Para-Rendzina aus unterem Keuper (Lysimeter k3)

Horizont-bez.	Tiefe	Probenah-metiefe	Bo-denart	Ton-gehalt	Skelett	Boden-dichte	nFK bei pF 2,0	kf	KAK_{eff}	C_{org}	N_t	S_t	pH $CaCl_2$	$CaCO_3$
	cm	cm		%	Gew.-%	g cm^{-3}	Vol.%	cm d^{-1}	$cmol_c$ g^{-1}	%	%	%		%
Ap/Ah	0…30	4…24	Lt3	38,8	34,0	1,49	11,2	5,8	21,6	1,56	0,16	0,30	7,5	7,2
IIelCv	..65	35..41	Ls2	24,6	16,4	1,62	11,9	12,2	14,1	0,3	0,03	0,13	7,6	16,8
IIIelCv	..72	59..65	Lt2	27,3	11,1	1,72	7,6	0,74	18,8	0,36	0,04	0,09	7,6	1,1
IVelCv	..90	82…88	Lu	20,6	15,3	1,69	14,7	3,0	11,6	0,03	0,02	0,08	7,7	13,0
VelCv	..100	93..99	Ls2	20,3	15,3	1,69	10,6	10,2	13,1	0,22	0,03	0,06	7,6	1,1
VIelCv	..110	99..105	Ls3	22,1	17,5	1,72	10,7	6,9	14,4	0,19	0,03	0,08	7,6	5,4
VIICv	..140	118.124	Ls2	24,5	15,9	1,75	10,6	0,43	15,1	0,23	0,03	0,11	7,5	<0,5
VIIICv	..150	123..129	Lu	24,8	18,1	1,73	11,7	1,1	16,9	0,27	0,03	0,12	7,4	<0,5
IXCv	..160	126…132	Tu3	35,0	30,4	1,71	6,35	6,3	21,1	0,17	0,04	0,06	7,5	<0,5
XCv	..200	126…132	Lt2	32,5	32,2				17,4	0,07	0,03	0,19	7,5	<0,5
XICv	..200	156…162	Ls3	17,6	17,7	1,69	13,6	2,02	11,9	0,2	0,03	0,09	7,3	<0,5
XIICv	..200	156…162	Ls2	19,1	30,9	1,75	13,4	0,29	14,1	0,25	0,03	0,08	7,4	<0,5

Tabelle 3: Nährstoffgehalte und P–Bindungsverhältnisse der Versuchsböden[1]

Horizont-bez.	Tiefe	P-CAL	P-$CaCl_2$	Pox	Feox	Alox	PSC	DPS	Ca austauschbar	K-CAL	Mg-$CaCl_2$	Smin
	cm	mg 100 g^{-1}		mmol kg^{-1}				%	mg 100 g^{-1}			
		Braunerde-Tschernosem aus Löß, Var. 1										
Ap	0..20	5,2 C	0,04	10,2	33,6	51,5	42,6	24,2	373	16,0 C	18,8 E	0,12
Ap/Ah	..40	1,65	0,02	5,6	29,7	53,8	41,7	13,5	385	5,8	18,6	0,25
Ah-Bv	..60	0,48	0,01	3,1	18,8	44,2	31,5	9,9	578	4,2	17,7	0,27
Ckc	…90	0,6	0,01	3,2	14,9	31,2	23,1	13,7	598	3,8	16,3	0,66
		Para-Rendzina aus unterem Keuper, Var. 1										
Ap	0..20	7,6 D	0,03	13,3	33,5	41,2	37,4	35,5	580	33,3 E	14,8 D	0,12
Ah/elCv	..40	1,9	0,01	8,7	27,7	34,5	31,1	28,0	485	15,7	13,7	0,18
elCv	..60	0,5	0,01	6,9	20,3	25,0	22,6	30,6	536	6,8	18,2	0,42
elCv	…90	0,7	0,01	7,5	18,0	23,7	20,9	35,9	566	7,3	25,1	0,98
		Para-Rendzina aus unterem Keuper, Var. 4										
Ap	0..20	8,1 D	0,03	12,6	31,5	39,6	35,5	35,4		31,2 E	15,0 D	0,13
Ah/elCv	..40	1,6	0,01	8,9	24,7	34,6	29,6	30,0		13,5	14,5	0,37
elCv	..60	0,8	0,01	9,6	23,3	29,6	26,0	37,0		6,0	15,4	0,37
elCv	…90	0,8	0,01	8,5	16,3	26,4	21,3	39,8		6,0	20,9	0,65

[1] Probenahme des Bodens der begleitenden Feldversuche, Var. 1 bzw. 4, im Frühjahr 2015

Der P-Sättigungsgrad der Fe- und Al-Oxide (DPS) in der Ackerkrume des Lößbodens ist mit 24% als gering einzustufen und korrespondiert mit dem pflanzenverfügbaren P-Gehalt in Gehaltsklasse C. Im Unterboden ist ein deutlicher Rückgang der DPS-Werte erkennbar.

Im Unterschied zum Lößboden weist die Ackerkrume der Para-Rendzina einen höheren DPS-Wert von 36% auf (Tab. 3). Das trifft auch auf den Unterboden mit einer Wertespanne von 36 bis 40% zu, vermutlich aufgrund des für diesen Boden typischen Abflussregimes über Makroporen. Der P-CAL-Gehalt der Ackerkrume der Para-Rendzina liegt in Gehaltsklasse D.

Für die K-Bindung kommen Vermikulit, Smectit und randlich aufgeweiteter Illit infrage, deren Menge mit dem Tongehalt korreliert.

Der für die Lösse typisch hohe Gehalt an Illiten, der im Mineralbestand von unverändertem Würmlöss beispielsweise 8% ausmacht (Hunger & Fiedler, 1970) weist auf die hohe K-Bindungsfähigkeit dieser Böden. Untersuchungen von Niederbudde, 1975 zeigten, dass die K-Fixierungskapazität einer Parabraunerde aus Löß mit der Tiefe zunahm aufgrund der dort vorkommenden hoch geladenen Smectite und Vermikulite (Scheffer & Schachtschabel, 2010). Die mit zunehmender Tiefe rasch abnehmenden K-CAL-Gehalte des Lößbodens in Tab. 3 können damit zusammenhängen.

Der K-Gehalt der Ackerkrume der Para-Rendzina weist auf eine K-Versorgung in Gehaltsklasse D. Unterhalb 40 cm Tiefe ist ein deutlicher Rückgang zu erkennen, vermutlich aufgrund der bei Tongehalten von 18 bis 35% zu erwartenden K-Bindungskapazität an Dreischichttonmineralen.

Der Mg-$CaCl_2$-Gehalt des Lößbodens liegt in der Ackerkrume in Gehaltsklasse E und zeigt mit zunehmender Tiefe kaum eine Veränderung. Für die thüringischen Lösse gibt Rau (1965 in Fiedler & Hunger, 1979) einen MgO-Gehalt von 1,7 bis 3,4% an, der im Vergleich zu Lössen in Sachsen und Hessen höher ist und mit dem im Ausblasungsgebiet vorkommenden Mergeln und dolomitischen Gesteinen des Keupers zusammenhängen muss.

Die Ackerkrume der Para-Rendzina weist einen Mg-$CaCl_2$-Gehalt in der Gehaltsklasse D auf. Gleich hohe und höhere Werte im Unterboden bringen die Freisetzung von Mg aus den dolomitischen Gesteinen und Mergeln des unteren Keupers zum Ausdruck.

Den Untersuchungen dienen die wägbaren Feldlysimeter der Lysimeterstation Buttelstedt. Sie sind monolithisch befüllt und weisen eine Oberfläche von 2 m^2 und eine Tiefe von 2,5 m (Braunerde-Tschernosem aus Löß) bzw. 2,0 m (Para-Rendzina aus unterem Keuper) auf. Die Bestimmung der Verdunstung und des Niederschlages erfolgt über Brückenwaagen und Wägezellen mit einer Genauigkeit von 100 g bzw. 0,05 mm. Die Lysimeter befinden sich inmitten eines 30-ha-großen Feldschlages, um Oaseneffekte aufgrund andersartiger Oberflächeneigenschaften im Umkreis des Pflanzenbestandes der Lysimeter (Temperatur, relative Luftfeuchte, Strahlungs- und advektive Energie) zu vermeiden (Abb. 1).



Abbildung 1: Lysimeteranlage Buttelstedt

Das Sickerwasser des Lößbodens wird in 2,3 m Tiefe mit Hilfe von keramischen Saugkerzen (Kawenit Thermodur) unter Einwirkung eines Unterdruckes von bis zu 0,3 bar (Saugspannung des Bodenwassers bei Feldkapazität) diskontinuierlich entnommen. Auf der Para-Rendzina erfolgt die Entnahme gravimetrisch über eine in 1,85 bis 2,0 m Tiefe eingebrachte, körnungsabgestufte Filterstrecke aus Quarzschluff, -sand und –kies.

Der oxidkeramische Werkstoff Kawenit Thermodur wurde in einem Laborexperiment auf sein Ad- und Desorptionsverhalten gegenüber TDP und MRDP geprüft (Leiterer et al., 2004). Es

kamen eine synthetische Lösung und ein Oberflächenwasser mit einer TDP-Konzentration von 2,2 mg/l bzw. 0,14 mg/l zur Anwendung. In Abhängigkeit vom Konzentrationsgefälle stellte sich das Konzentrationsgleichgewicht nach Durchfluss von 3 l bzw. 1,8 l ein. Der über mehrere Tage laufende Versuch erforderte zwischenzeitliche Abschaltungen (über Nacht). Die für beide P-Verbindungen aus dem kontinuierlichen Verlauf abweichenden Konzentrationsspitzen wurden auf die über Nacht durch Diffusion eingetretene Anreicherung des TDP-Gehaltes in der Saugkerze zurückgeführt (Leiterer et al., 2004). Bei den im praktischen Probenahmebetrieb realisierten vierzehntägigen Durchschnittsproben sind demnach Ad- und Desorptionseffekte vernachlässigbar. In einem weiteren Laborversuch zeigte sich, dass das Saugkerzenmaterial Kawenit Thermodur die Anionen Nitrat, Nitrit, Chlorid und Sulfat ungehindert passieren lässt. Dem DWA-Merkblatt M 905 zufolge ist Oxidkeramik auch geeignet für die Bestimmung von Kalium, Magnesium, Calzium und Hydrogenkarbonat.

Die Entnahme des Sickerwassers erfolgt während der Abflussperiode täglich bis mehrmals wöchentlich. In der Regel wird dabei jeweils eine Sickerwasserprobe entnommen, diese im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt und aus den Einzelproben aliquotisch eine wöchentliche Durchschnittsprobe hergestellt. In wöchentlichem Abstand umfasst die chemische Analyse gelöste N-Verbindungen, vierzehntägig gelöste S- und P-Verbindungen, monatlich alle weiteren Kationen und Anionen, wie K, Ca, Mg, Na, HCO_3, Cl, N- und S-Gesamtgehalte, pH und Leitfähigkeit und mehrmals jährlich DOC, TOC, Schwermetalle und Mikronährstoffe.

Die Bewirtschaftung der mit Löß befüllten Feldlysimeter teilt sich in drei Perioden. Von 1984 bis 1994 erfolgte eine ackerbauliche Nutzung mit der Fruchtfolge Zuckerrübe, Sommergerste, Kartoffel, Winterweizen. Ab 1990 erweiterte sich das Anbauspektrum auf Welsches Weidelgras, Silomais und Brachebegrünung mit Phacelia. Die Düngung war mineralisch-organisch. Jeweils im Herbst vor Anbau von Kartoffel und Zuckerrübe kamen etwa 400 dt/ha Stallmist zur Ausbringung. Welsches Weidelgras erhielt vor Aussaat im Herbst 50 m^3/ha Gülle und im Nutzungsjahr zum 1. und 2. Aufwuchs 70 und 80 m^3/ha Gülle. Das Stroh wurde abgefahren. Die Grunddünger Superphosphat und Kali wurden jeweils nach der Ernte der Hauptfrucht im Herbst 1984, 1985, 1987 und 1988 verabreicht. Die Höhe der mineralischen N-Düngung (Harnstoff, KAS) orientierte sich nach dem pflanzlichen Bedarf.

Von 1995 bis 2004 gelangte Feldgemüse zum Anbau mit den Kulturen Buschbohne, Gurke, Kopfkohl, Zwiebel, Blumenkohl und Pfefferminze, dazwischen im Jahr 1998 Winterraps. Die Düngung war in diesem Zeitraum mineralisch mit Ausnahme der legumen N-Bindung der Buschbohne im Jahr 1995. Die Grundnährstoffe P, K, Mg und S kamen mit der N-Gabe in Form von Mehrnährstoffdüngern (N/P/K/S) zur Kultur. Im Jahr 1996 erhielt Gurke zusätzlich 179 kg K/ha in Form von 60-er Kali. Die Nebenprodukte (Gurkenkraut, Kohlblatt, Rapsstroh) blieben auf den Lysimetern.

Im Jahr 2005 wurde die Versuchsanlage um zwölf Lysimeter erweitert für die Prüfung eines weiteren für das Thüringer Becken typischen Bodens. In der Fruchtfolge wechseln seit dem die Ackerkulturen Silomais, Sommergerste, Winterraps und Winterweizen, wobei in den Jahren 2009 und 2014 an Stelle von Silomais Sorghumarten zum Anbau gelangten. Es wird eine mineralische und mineralisch-organische Düngungsvariante geprüft. Als organischer Dünger kommt Rindergülle zum Einsatz mit einer Menge von 100 kg Gülle-N/ha zu Silomais/ Sorghum während des 12-Blattstadiums, 50 kg Gülle-N/ha zu Winterraps als Kopfdüngung und 50 kg Gülle-N/ha nach der Ernte zur Rotte von Sommergerstestroh. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Die Höhe der N-Düngung richtet sich nach dem Düngeempfehlungsprogramm der TLL (SBA, Zorn & Hess, 2012), d.h. nach dem N-Bedarf der Pflanze, dem Ertragspotenzial und der N-Nachlieferung des Bodens. Die Grunddüngung erfolgte teils zur wachsenden Kultur, teils nach der Ernte mit Thomaskali, Triplesuperphosphat, 60-er Kali, Kornkali und Patentkali mit dem Ziel eines Bodengehaltes in Gehaltsklasse C. Schwefel wurde auf beiden Böden gemeinsam mit der 1. N-Gabe jeweils zu Sommergerste und Winterraps in Form von Thomaskali, Piammon und Patentkali verabreicht entsprechend der Düngeempfehlung (SBA). Als N-Dünger kamen von 1984 bis 1994 Harnstoff, schwefelsaurer Ammoniak und Kalkammonsalpeter (KAS), von 1995 bis 2004 KAS und N-Mehrnährstoffdünger und von 2005 bis 2014 KAS zur Anwendung.

Die im Mittel der einzelnen Anbauperioden zugeführten Nährstoffmengen enthält Tabelle 4. Auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß kamen im Mittel der Jahre von 1984 bis 2014 37 kg P/ha, 114 kg K/ha, 10 kg Mg/ha und 22 kg S/ha zum Einsatz.

Tabelle 4: Applizierte Nährstoffmengen im Mittel der Untersuchungsjahre

a) Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum	Düngung	P	K	Mg	S	N
		kg ha^{-1} a^{-1}				
1984 bis 1994	mineralisch	16,5	56,9	0	20,4	117
	organisch	30,3	92,8	14,2	14,0	88
	mineralisch-organisch	46,8	149,7	14,2	34,4	205
1995 bis 2004	mineralisch	24,5	69,9	1,2	14,9	137,9
	organisch	0	0	0	0	12,9
	mineralisch (organisch)	24,5	69,9	1,2	14,9	150,8
2005 bis 2014	mineralisch (lö/min)	38,1	119,9	13,7	14,5	139,8
1984 bis 2014	mineralisch-organisch	36,8	114,3	9,8	21,7	166,6

b) Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	Düngung	P	K	Mg	S	N
		kg ha^{-1} a^{-1}				
2005 bis 2014	mineralisch (k/min)	25,7	83,2	19,2	21,8	146,2
	mineralisch	25,7	83,2	16,7	19,9	97,5
	organisch	7,4	45,8	7,1	7,4	54,8
	mineralisch-organisch (k/min-org)	33,1	129,0	23,8	27,4	152,3

Auf die Para-Rendzina gelangten in der mineralischen Variante im Mittel der Jahre von 2005 bis 2014 26 kg P/ha, 83 kg K/ha, 19 kg Mg/ha und 22 kg S/ha. In der mineralisch-organischen Variante fielen die Nährstoffgaben aufgrund der Güllezufuhr etwas höher aus (Tab. 4).

Mit der Erweiterung der Versuchsanlage im Jahr 2005 wurden in unmittelbarer Nähe der Entnahmeorte der Lysimeter Parzellenfeldversuche angelegt für die Prüfung der gleichen Varianten wie im Lysimeterversuch und die Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung der chemischen Bodenparameter.

Die Nährstoffdeposition (bulk-Sammler) belief sich im Mittel der Jahre (1996 bis 2014) auf 0,3 kg P/ha, 1,5 kg K/ha, 3,9 kg Mg/ha und 8,1 kg SO_4-S/ha.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodengehalte, Nährstoffsalden und Erträge

Der Lößboden der seit 1984 betriebenen Lysimeter wies in der oberen 20 cm-Bodenzone im Mittel der Jahre 2006, 2009 und 2013 einen P- und K-Gehalt in der Gehaltsklasse D und C sowie einen Mg-Gehalt in Gehaltsklasse E auf (Tab. 5).

Tabelle 5: Pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte der Versuchsböden1 im Mittel der Jahre 2006 bis 2013 bzw. 2006 bis 2015 (0…20 cm Bodentiefe)

	P-CAL		**K-CAL**		**Mg-$CaCl_2$**	
	mg 100g $^{-1}$	GK	mg 100g $^{-1}$	GK	mg 100g $^{-1}$	GK
	Braunerde-Tschernosem aus Löß					
Lysimeter, lö15 u. 16, Var. 1	10,3	D	19,8	C	20,8	E
Feldversuch, Var. 1	5,4	C	16,4	C	18,0	E
	Para-Rendzina aus unterem Keuper					
Feldversuch, Var. 1	7,7	D	35,0	D	14,2	D
Feldversuch, Var. 4	7,8	D	35,7	D	14,1	D

[1] Probenahme des Bodens der Lysimeter lö 15 u.16, Mittelwert der Jahre 2006, 2009, 2013 sowie Probenahme des Bodens der begleitenden Feldversuche, Mittelwert der Jahre 2006, 2009, 2012, 2015

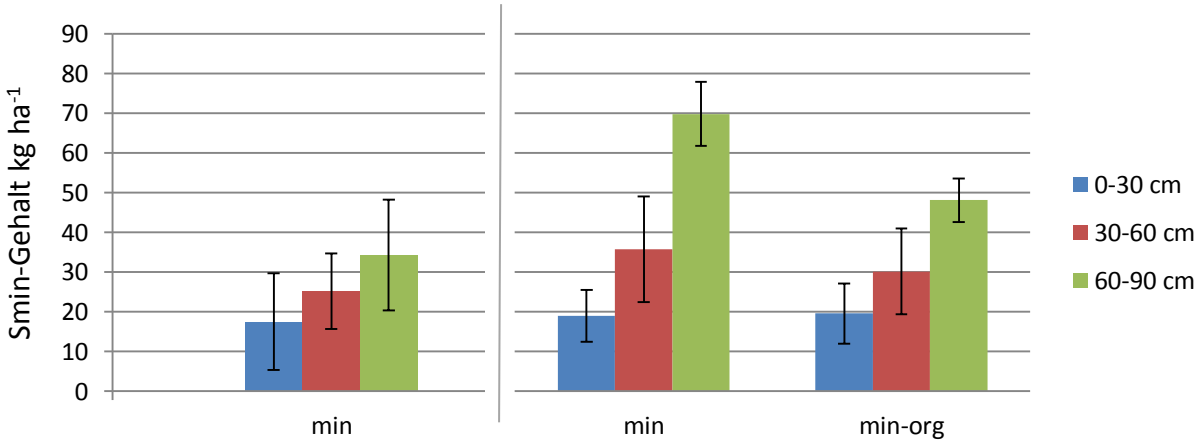
Im Parzellenfeldversuch, der 2005 angelegt wurde, zeigte der Lößboden im gleichen Zeitraum einen P- und K-Gehalt in Gehaltsklasse C und einen Mg-Gehalt in Gehaltsklasse E (Tab. 5).

Auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper war im Parzellenfeldversuch in beiden Düngungsvarianten ein P-, K- und Mg-Gehalt in Gehaltsklasse D zu verzeichnen (Tab. 5). Die zusätzlich zur mineralischen Düngung erfolgte Verabreichung von P, K und Mg aus Rindergülle hatte keinen Einfluss auf den Nährstoffgehalt der Ackerkrume.

Die im Laufe des Versuches mit der Düngung zugeführten Nährstoffe P, K und Mg waren auf beiden Böden offenbar ausreichend für eine optimale Ernährung der Pflanzen.

Der pflanzenverfügbare Smin-Gehalt der oberen 60 cm-Bodenzone betrug im Frühjahr im Mittel der Jahre 43 kg/ha auf dem Lößboden und 55 bzw. 50 kg/ha auf der Para-Rendzina (Abb. 2). In der 60 bis 90 cm Bodenzone stellte der Lößboden 34 kg Smin/ha und die Para-Rendzina 70 bzw. 48 kg Smin/ha bereit.

Eine S-Düngungsempfehlung gab es für beide Böden nur in vier von zehn Jahren mit einer Gabenhöhe von 20 kg/ha zu Sommergerste und 20 (lö) bzw. 40 (k) kg/ha zu Winterraps. Dementsprechend gering fiel die durchschnittliche mineralische S-Düngung mit 14 kg/ha zum Lößboden und 22 kg/ha zur Para-Rendzina aus.



a) Braunerde-Tschernosem aus Löß b) Para-Rendzina aus unterem Keuper

Abbildung 2: Smin-Gehalt des Bodens in 0…30, 30…60 und 60…90 cm Tiefe im Frühjahr im Mittel der Jahre 2005 bis 2014 (jährliche Probenahme) in den beiden Parzellen-Feldversuchen

Die Nährstoffsalden der Bewirtschaftungsperioden sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Auf dem Braunerde-Tschernosem ist in allen drei Untersuchungszeiträumen ein mehr oder weniger positiver P-Saldo zu verzeichnen, der den derzeit für die pflanzliche Ernährung mehr als ausreichenden P-Gehalt des Lysimeterbodens in Gehaltsklasse D erklärt. Der K-Saldo war im Mittel der ersten beiden Jahrzehnte deutlich negativ und in den letzten zehn Jahren positiv. Insgesamt ergibt sich ein negativer K-Saldo. Beim Mg stellt sich in allen drei Perioden ein leicht negativer Saldo dar. Dass der pflanzenverfügbare Mg-Gehalt dennoch in Gehaltsklasse E liegt, spiegelt die starke Mg-Nachlieferung des Lösses wider. Der S-Saldo ist in den ersten zehn Jahren positiv, in den folgenden zehn Jahren leicht negativ und im Mittel des Untersuchungszeitraumes ausgeglichen. Der N-Saldo fällt im ersten Jahrzehnt deutlich positiv aus, im dritten Jahrzehnt kommt es im Ergebnis fachgerechter N-Düngung zu einer stärkeren Aushagerung. Im Mittel von 31 Jahren ist der N-Saldo in etwa ausgeglichen.

Tabelle 6: Nährstoffsalden im Mittel der Untersuchungsjahre

a) Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum	**Düngung**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**N**
		kg ha^{-1} a^{-1}				
1984 bis 1994	mineralisch-organisch	+22,4	-45,1	-7,5	+17,4	+25,3
1995 bis 2004	Mineralisch	+4,5	-53,7	-19,0	-11,5	+6,3
2005 bis 2014	mineralisch	+6,5	+27,5	-7,2	0,4	-43,5
1984 bis 2014		+11,5	-24,4	-11,1	2,6	-3,0

b) Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	**Düngung**	**P**	**K**	**Mg**	**S**	**N**
		kg ha^{-1} a^{-1}				
2005 bis 2014	mineralisch (k1)	+3,7	0	+5,7	+10,6	+4,5
	mineralisch-organisch (k4)	+8,7	+40	+9,6	+15,4	-4,8

Die P-, K-, Mg- und S-Salden sind auf der Para-Rendzina im Mittel des zehnjährigen Untersuchungszeitraumes bei mineralischer Düngung in etwa ausgeglichen bis leicht positiv (Tab. 6). Durch Zufuhr von Gülle in der mineralisch-organischen Variante fällt der Nährstoffüberschuss bei P, Mg und S etwas höher aus und ist bei K ein deutlich positiver Saldo zu verzeichnen. Der N-Saldo der beiden Düngungsvarianten ist mit leicht positiven und negativen Werten in etwa ausgeglichen.

Das hohe Ertragspotenzial des Lößbodens kommt an den in den vergangenen zehn Jahren ermittelten Erträgen von durchschnittlich 82 dt/ha Winterweizen, 55 dt/ha Winterraps und 67 dt/ha Sommergerste zum Ausdruck (Tab. 7). Die Erträge auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper fallen mit 73 dt/ha Winterweizen, 43 dt/ha Winterraps und 52 dt/ha Sommergerste deutlich geringer aus.

Tabelle 7: TM-Erträge (dt ha^{-1}) der Ackerkulturen der beiden Böden im Mittel des Untersuchungszeitraumes 2005 bis 2014

	Anzahl Jahre	**Braunerde-Tschernosem (lö) [1)]**	**Para-Rendzina (k)**	
		mineralisch	mineralisch	mineralisch-organisch
Silomais	1	235	178	189
Sorghum bicolor	1	201	182	167
Sommergerste	3	67	52	59
Winterraps	2	55	43	43
Winterweizen	2	82	73	76

[1)] Im Mittel der Lysimeter lö15 und lö16

Dementsprechend war bei der Nährstoffdüngung des Lößbodens ein höherer pflanzlicher Bedarf zu berücksichtigen. Die Nährstoff-Abfuhr betrug im Mittel der letzten zehn Jahre 31 kg P/ha, 92 kg K/ha und 21 kg Mg/ha. Der pflanzliche Nährstoffbedarf auf der Para-Rendzina ist geringer, gemessen an der ermittelten Nährstoffabfuhr von 22 kg P/ha, 83 kg K/ha und 14 kg Mg/ha.

3.2 Sickerwassermenge

Der Braunerde-Tschernosem aus Löß bildete unter Ackernutzung von 1984 bis 1994 im Durchschnitt 12 mm Sickerwasser je Jahr. In vier von elf Jahren blieb eine Sickerwasserbildung aus (Abb. 3). Im darauffolgenden Zeitraum von 1995 bis 2004 führte der Anbau von Feldgemüse zu einem Anstieg der Sickerwassermenge auf 79 mm je Jahr. Ursachen für die im Vergleich zu Ackernutzung etwa 6-fach höhere Abflussmenge sind eine kürzere Vegetationszeit, ein geringerer Wurzeltiefgang und die Verabreichung von Zusatzwasser. In der sich daran anschließenden Anbauperiode mit Ackerkulturen von 2005 bis 2014 sank die Sickerwasserrate erneut auf 17 mm je Jahr und reichte der Niederschlag im Winterhalbjahr in fünf von zehn Jahren nicht aus, um den Bodenwasserspeicher aufzufüllen.

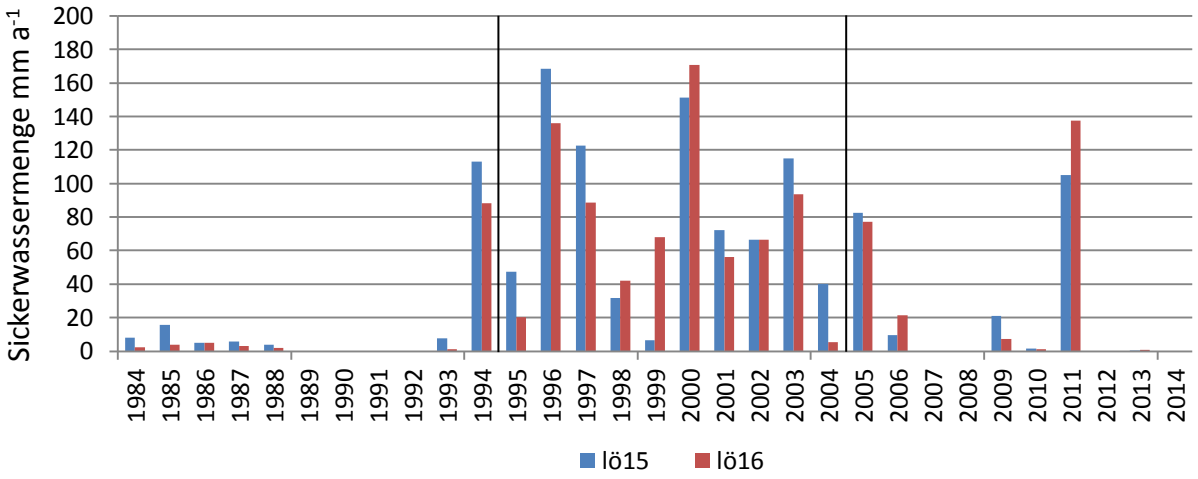


Abbildung 3: Jahreswerte der Sickerwassermenge des Braunerde-Tschernosem im zeitlichen Verlauf von 1984 bis 2014. Die senkrechten Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau/ Feldgemüse/ Ackerbau

Im Zusammenhang mit einer Feldkapazität von 31,7 Vol.% im Wurzelraum errechnet sich für die beiden ackerbaulich genutzten Anbauperioden eine jährliche Verlagerungsstrecke des Bodenwassers von 0,4 und 0,5 dm. Für den Anbauzeitraum mit Feldgemüse ergibt sich ein mehrfach höherer Wert von 2,5 dm je Jahr. Vor dem Hintergrund effektiver Durchwurzelungstiefen von 150 und 180 cm wird in den beiden ackerbaulich genutzten Anbauperioden jährlich nur etwa 2,5 bzw. 2,9% des Bodenwassers aus dem Wurzelraum verdrängt. Unter Feldgemüse steigt die Austauschrate des Bodenwassers auf 16,5% (bezogen auf eine Weff von 150 cm).

Auf der Para-Rendzina werden unter ackerbaulicher Nutzung im Mittel der Jahre 36 mm Sickerwasser gebildet (Tab. 8). Die Einzelwerte der sieben k-Lysimeter zeigen eine beträchtliche Schwankungsbreite von 17 bis 60 mm/a. Die Sickerwassermenge der mineralisch gedüngten Lysimeter beträgt im Durchschnitt 39 mm/a und liegt etwas höher im Vergleich zu 31 mm/a der Lysimetergruppe mit mineralisch-organischer Düngung. Statistisch gesichert ist dieser Unterschied aber nicht. Der Cochran-Test ergibt Homogenität für die Varianzen innerhalb der beiden Düngungsstufen. Das heißt, die sieben k-Lysimeter gehören im Hinblick auf das Merkmal Sickerwassermenge der gleichen Grundgesamtheit an.

Tabelle 8: Sickerwassermenge der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Mittel der Jahre 2005 bis 2014 (Einzelwerte der Lysimeter und Mittelwert)

	Sickerwassermenge (mm a^{-1})										
	Mineralisch					mineralisch-organisch				$GD_{5\%, t}$	Gesamt
Lysimeter	k1	k2	k6	k7	Mittel	k3	k4	k5	Mittel		
	20,3	23,6	54,0	59,6	39,4	17,2	37,6	37,7	30,9	22,5	35,7

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes von 2005 bis 2014 zeigt sich, dass alle Lysimeter in einem der zehn Jahre kein Sickerwasser bilden und es in den übrigen Jahren eine starke Schwankung von 5 bis 103 mm/a gibt (Abb. 4).

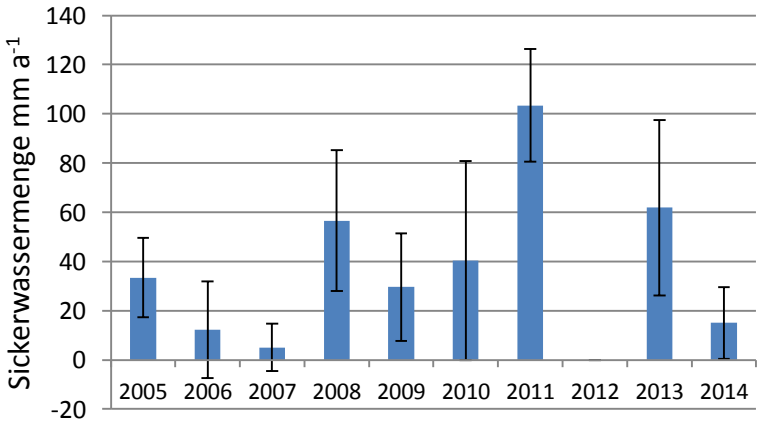


Abbildung 4: Jahreswerte der Sickerwassermenge der Para-Rendzina im zeitlichen Verlauf von 2005 bis 2014

Bei einer Feldkapazität von etwa 30 Vol.% und unter Annahme eines Verweilzeitvolumens von 70% ergibt sich eine theoretische Verlagerungsstrecke des Bodenwassers von 0,8 dm (Lysimeter k3) bis 2,8 dm (Lysimeter k7) je Jahr. Bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 110 cm entspricht das einer Austauschrate des Bodenwassers von 7 bis 26%. Im Verlauf der zehn Untersuchungsjahre ist das Bodenwasser der effektiven Wurzelzone demnach etwa ein bis 2,5-fach ausgetauscht worden.

Im Jahresverlauf kommt es am häufigsten, das heißt in fünf von zehn Jahren, in den Monaten Mai, Juni und Juli zur Sickerwasserbildung. Das zeigt Abb. 5 am Beispiel des Lysimeters k4 mit einer Sickerwassermenge von 37 mm, die in etwa dem Durchschnittswert dieses Bodens entspricht. Der Median liegt knapp über Null. In etwa vergleichbare Sickerwassermengen treten in den Monaten Januar, Februar und März auf, zur Sickerwasserbildung kommt es aber nur in drei von zehn Jahren. Der Medianwert ist deshalb wie auch bei allen anderen Monaten des Jahres, in denen es im Verlauf der zehn Jahre Sickerwasser gab, Null. Außerdem bringt die Abbildung 5 zum Ausdruck, dass in Einzeljahren insbesondere im Januar, Mai und Juni eine überdurchschnittlich starke Sickerwasserbildung zustande kommen kann.

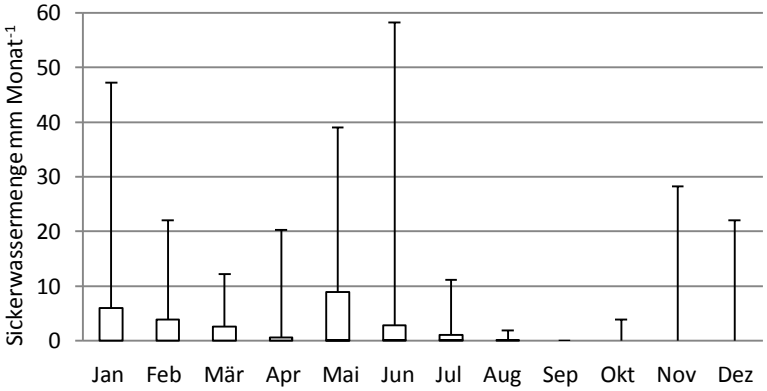


Abbildung 5:
Box-plot-Darstellung der Monatswerte der Sickerwasserbildung auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Mittel der Jahre 2005 bis 2014 am Beispiel des Lysimeters k4

3.3 Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Nährstoffaustrag

3.3.1 Phosphor

Die P-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens ist im zeitlichen Verlauf in Abbildung 6 dargestellt.

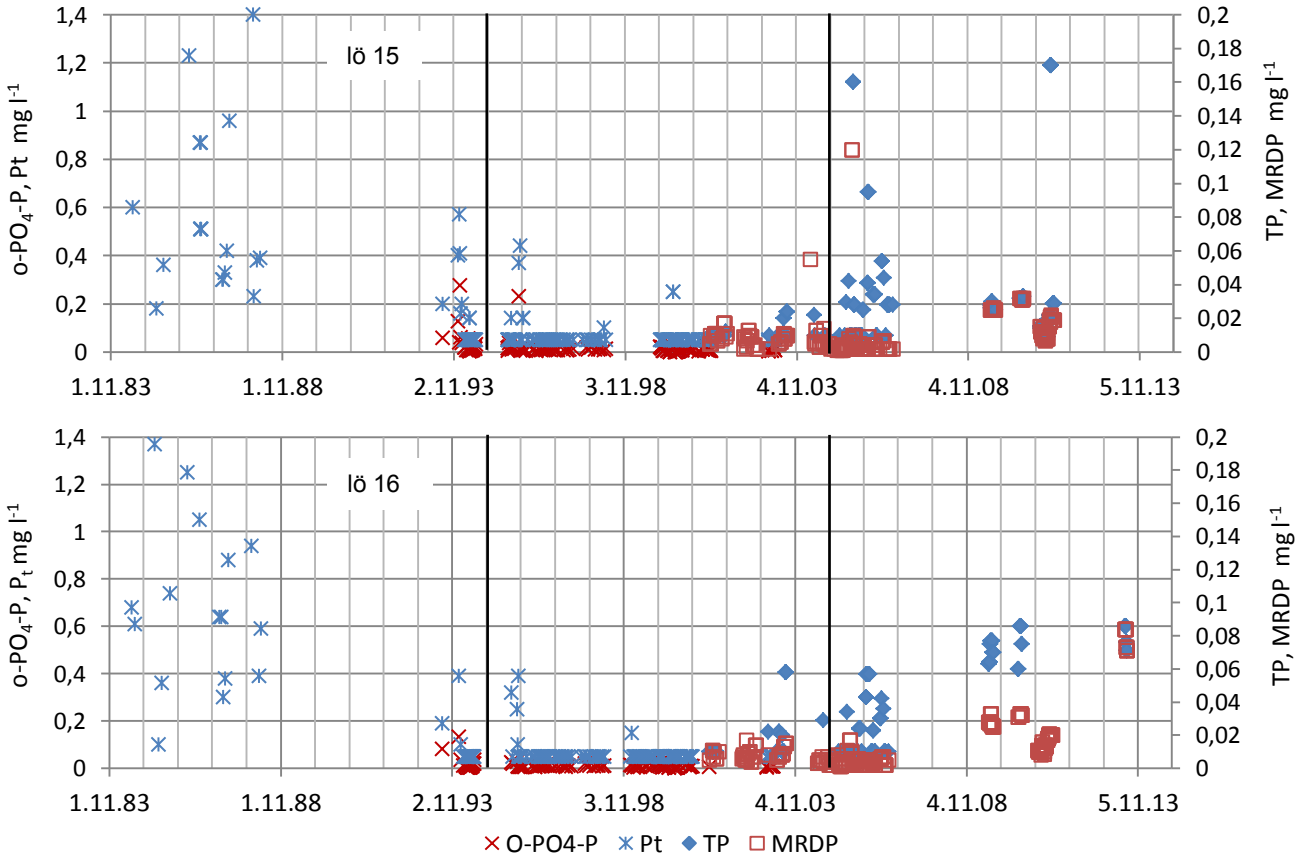


Abbildung 6: Verlauf der P-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 und lö16…zwei Wiederholungen, 1984 bis 2000 o-PO_4-P und P_t sowie 2001 bis 2014 molybdatreaktiver Phosphor (MRDP) und TP

Senkrechte Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau/ Feldgemüse/ Ackerbau

Während des ackerbaulich genutzten Zeitraumes von 1984 bis 1988 mit sehr geringen Sickerwassermengen (2 bis 16 mm/a) sind hohe P_t-Konzentrationen im Bereich von 0,1 bis 1,4 mg/l zu verzeichnen (Abb. 6).

Im Laborversuch zum Adsorptionsverhalten der Saugkerzen konnte nachgewiesen werden, dass nach Unterbrechung des Wasserdurchflusses Phosphat in der Oxidkeramik gebunden wird und und diese vorübergehende P-Bindung nach erneutem Wasserdurchtritt eine erhöhte P-Konzentration im ersten Abfluss verursacht (Leiterer et al., 2003). Die hohen P_t-Werte bei niedrigen Abflussmengen sind deshalb vermutlich auf die Freisetzung der über mehrere Monate über Diffusion an die Oxidkeramik herangetragenen und daraufhin gebundenen Phosphate zurückzuführen. In den folgenden vier Jahren wird kein Sickerwasser gebildet. Die Beobachtung der jeweils zu Beginn der Sickerperiode erhöhten P-Konzentrationen bestätigt sich in den darauffolgenden Jahren 1993, 1994 und 1995.

Im Jahr 1994 mit einer hohen Sickerwasserspende von 101 mm/a zeigt sich eine rasche Abnahme der P-Konzentration unter 0,1 mg/l P_t und 0,01 mg/l o-PO_4-P.

Während der Anbauperiode mit Feldgemüse, in der jedes Jahr Sickerwasser gebildet wird mit einer im Vergleich zu Ackerbau mehrfach höheren Menge setzt sich die sehr niedrige P-Konzentration fort (Abb. 8). Im Mittel der Jahre von 1995 bis 2010 waren es 0,064 mg P_t/l und 0,014 mg o-PO_4-P/l. Im Jahr 2001 wurde die P-Analytik des Sickerwassers für die Bestimmung des Gesamtgehaltes auf TP (total phosphorus, mit Photometrie, Mikrowellenaufschluss mit Kaliumperoxodisulfat) und des gelösten Anteils auf MRDP (molybdat-reactive dissolved phosphorus, photometrisch nach Filtration mit Faltenfilter MN 617 G1/4) umgestellt. Die TP- und MRDP-Konzentrationen bleiben im Mittel der Folgejahre von 2001 bis 2004 durchgängig unter 0,03 mg/l.

Unter Ackernutzung ab dem Jahr 2005 treten wieder häufiger höhere P-Konzentrationen auf, die von ein paar Ausreißern abgesehen, einen Wert von 0,06 und 0,08 mg TP/l nicht übersteigen. Die MRDP-Konzentration bewegt sich in der Regel unter 0,03 mg P/l. Die etwas erhöhten, aber noch unter dem Grenzwert für Gewässer liegenden TP-Werte kommen vor allem dann vor, wenn auf Jahre mit sehr geringer bzw. keiner Sickerwasserbildung sickerwasserergiebigere Jahren folgen, in denen offenbar das zuvor im keramischen Material gebundene Phosphat wieder freigesetzt wird.

Im Mittel des 31-jährigen Untersuchungszeitraumes beträgt die Gesamt-P-Konzentration 0,09 (P_t) bzw. 0,02 (TP) mg P/l und die des gelösten Phosphors 0,014 o-PO_4-P mg/l bzw. 0,008 mg MRDP-P/l. In Verbindung mit einer Sickerwasserspende von durchschnittlich 37 mm/a bemisst sich der Gesamt-P-Austrag auf 0,034 kg P_t/ha * a bzw. 0,0083 kg TP/ha * a. Eine höhere Sickerwasserspende hatte keinen nennenswerten Einfluss auf den P-Austrag. Beispielsweise lag der TP-Austrag von 2001 bis 2005 mit einer Sickerwassermenge von 68 mm je Jahr nicht höher als in der folgenden Periode von 2006 bis 2014 mit 17 mm je Jahr (Tab. 9).

Tabelle 9: P-Konzentration und P-Austrag auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum	**Sickerwassermenge** mm a^{-1}	**P-Konzentration** mg P l^{-1}				**P-Austrag** kg ha^{-1}			
		o-PO_4-P	P_t	MRDP	TP	o-PO_4-P	P_t	MRDP	TP
1984…1994	12,0	0,026[1)]	0,180			0,014[1)]	0,022		
1995…2000	87,8	0,011	0,064			0,01	0,056		
2001…2005	67,5			0,006	0,013			0,004	0,009
2006…2014	17,0			0,012	0,048			0,002	0,008
1984…2000	38,8	0,014[2)]	0,087			0,011	0,034		
2001…2014	35,0			0,008	0,024			0,003	0,008
1984…2014									0,022[3]

[1)] 1993 und 1994 [2)] 1993 bis 2000 3) Mittelwert von Pt (1984…2000) und TP (1984…2014)

Wenngleich der Lysimeterboden in 0 bis 20 cm Tiefe einen hohen Gehalt an CAL-löslichem P aufweist (GK D), geht davon kein Einfluss auf das in 2,3 m Tiefe aus der Wurzelzone austretende Sickerwasser aus. Dafür stehen über den gesamten Wurzelraum ausreichend Fe- und Al-Oxide und Ca-Ionen als Bindungspartner zur Verfügung (Tab. 3). Während die Sättigungskapazität der Sesquioxide einen leichten Rückgang mit zunehmender Tiefe zeigt, steigt der Gehalt an austauschbarem Ca im Ckc-Horizont an. In carbonathaltigen Böden charakterisiert das austauschbare Ca das Ca-Angebot für die Ausfällung von Ca-

Phosphaten (Zorn, 1998). Zudem zeigen die Bodenanalysen des Feldversuches, dass das im Unterboden verfügbare Bindungspotenzial an Fe-/Al-Oxiden bei einem P-Gehalt der Ackerkrume in Gehaltsklasse C nur zu etwa 14% in Anspruch genommen worden ist (Tab. 3). Die mit zunehmender Sickerwassermenge sinkende P-Konzentration ist auf die geringe Löslichkeit der an Al- und Fe-Oxiden sowie an Ca gebundene Phosphate zurückzuführen.

Die P-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper zeigt die Abbildung 7 getrennt für die Lysimeter mit mineralischer und mineralisch-organischer Düngung.

In allen drei Teil-Darstellungen ist ein ähnlicher Verlauf der P-Konzentration während des Untersuchungszeitraumes zu erkennen. In der Tendenz offenbart sich ein leichter Anstieg ab dem Jahr 2009. Vergleichbar ist auch die mehr oder weniger starke Amplitude der Messwerte in den Einzeljahren.

Unterschiedlich ist, dass der Grenzwert für die Oberflächengewässer, 0,15 mg P_t/ l, bei mineralisch-organischer Düngung häufiger überschritten wird. Das trifft besonders auf das Lysimeter k5 zu. Andererseits gibt es in der mineralisch-organischen Variante ein Lysimeter (k3), das ebenso niedrige P-Konzentrationen liefert wie zwei der mineralisch gedüngten Lysimeter (k1 und k2). Die Lysimeterböden k1, k2 und k3 zeichnen sich im Vergleich zu den übrigen Lysimeterböden durch geringere Skelett- und Tonanteile und höhere Werte der nFKwe aus, was auf vorwiegenden Matrixwasserfluss deutet.

Ein unmittelbarer Zusammenhang zur Düngung war beim Lysimeter k5 im Jahr 2009 zu beobachten. Etwa vierzehn Tage nach der Applikation von Gülle am 19.6.2009 stieg die Konzentration des Sickerwassers auf über 0,2 mg TP/l an (Abb. 7). Auch das deutliche Überschreiten von 0,15 mg TP/l im Sickerwasser der Lysimeter k4 und k5 ab Mitte Oktober 2010 scheint mit der Ausbringung von Gülle zur Rotte von Braugerste-Stroh am 23.8.2010 zusammenzuhängen. Unter alleiniger mineralischer Düngung fiel die TP-Konzentration des Sickerwassers nicht so hoch aus.

Dennoch kommt es auch zu erhöhten P-Konzentrationen im Sickerwasser, wenn im gleichen Jahr weder mineralisch noch mineralisch-organisch gedüngt worden ist. Das zeigt sich im Jahr 2013, in dem in beiden Düngungsvarianten etwa zwei Drittel der Messwerte über 0,15 mg Pt/l liegen. Das Lysimeter k5 brachte in diesem Jahr P-Konzentrationen von bis zu 0,7 mg/l hervor. Das besondere Merkmal dieses Jahres ist, dass die Sickerwasserbildung im Wesentlichen im Mai und Juni stattfindet mit z. T. sehr hohen Mengen. Vermutlich ist dadurch die Verlagerung von partikulärem oder gelöstem P aus der biologisch aktiven Ackerkrume und Wurzelzone bis in 2 bzw. 2,5 m Tiefe begünstigt worden. Die Lysimeter k4, 5, 6 und 7 bilden in diesen beiden Monaten 73 bis 108 mm Sickerwasser, was im Vergleich zu den Lysimetern k1, 2 und 3 mehr als doppelt so hoch ist und deren größere Durchlässigkeit zum Ausdruck bringt.

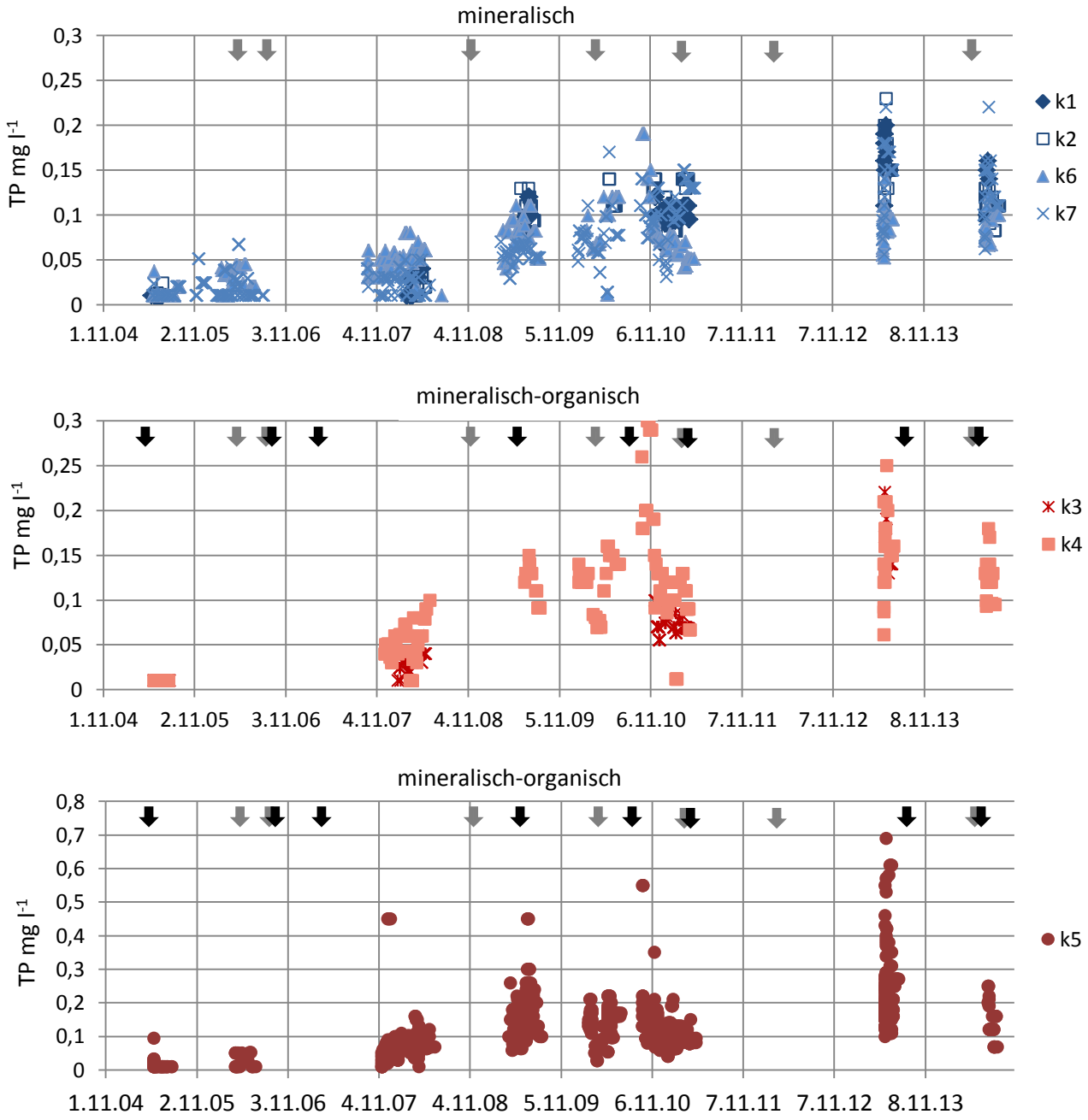


Abbildung 7: Verlauf der TP-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper von 2005 bis 2014 bei mineralischer und mineralisch-organischer Düngung roter Pfeil: Gülle-P-Düngung, blauer Pfeil : mineralische P-Düngung

Der Vergleich der Mittelwerte der P-Konzentration des Sickerwassers der beiden Düngungsvarianten ergibt in beiden Fruchtfolgen einen höheren Wert bei mineralisch-organischer Düngung, die zusätzlich zur mineralischen Düngung 7,4 kg Gülle-P je ha und Jahr erhielt (Tab. 10). Dieser Unterschied ist aber nicht signifikant. Die im Mittel der betrachteten Zeiträume gemessenen P-Konzentrationen des Sickerwassers liegen alle unter dem Grenzwert von 0,15 mg P/l.

Tabelle 10: P-Konzentration und P-Austrag auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	Sickerwasser-menge mm a^{-1}		TP-Konzentration mg P l^{-1}			P-Austrag kg ha^{-1}		
	min	min-org	min	min-org	GD[1]	min	min-org	GD[1]
2005…2008	31,8	20,2	0,0222	0,0422	0,0247	0,008	0,008	0,011
2009…2012	47,2	38,1	0,0899	0,1262	0,0373	0,039	0,048	0,030
2005…2014	39,4	30,9	0,0780	0,1209	0,0492	0,029	0,037	0,028

[1] Grenzdifferenz, α = 5%, t-Test

Der P-Austrag beträgt im Mittel der Jahre 0,029 kg P/ha unter mineralischer Düngung und liegt mit 0,037 kg P/ha unter mineralisch-organischer Düngung in der gleichen niedrigen Größenordnung. Ein statistisch gesicherter Unterschied besteht nicht.

In der Abbildung 8 sind die Jahresmittelwerte der P-Konzentration des Sickerwassers den Sickerwassermengen, getrennt für die beiden Düngungsvarianten gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass in Jahren mit hoher Sickerwassermenge auf diesem Standort keine Verdünnung des Sickerwassers im Hinblick auf die P-Konzentration zustande kommt, da die Austauschrate dieses Standortes auch in sickerwasserreichen Einzeljahren unter 100% liegt.

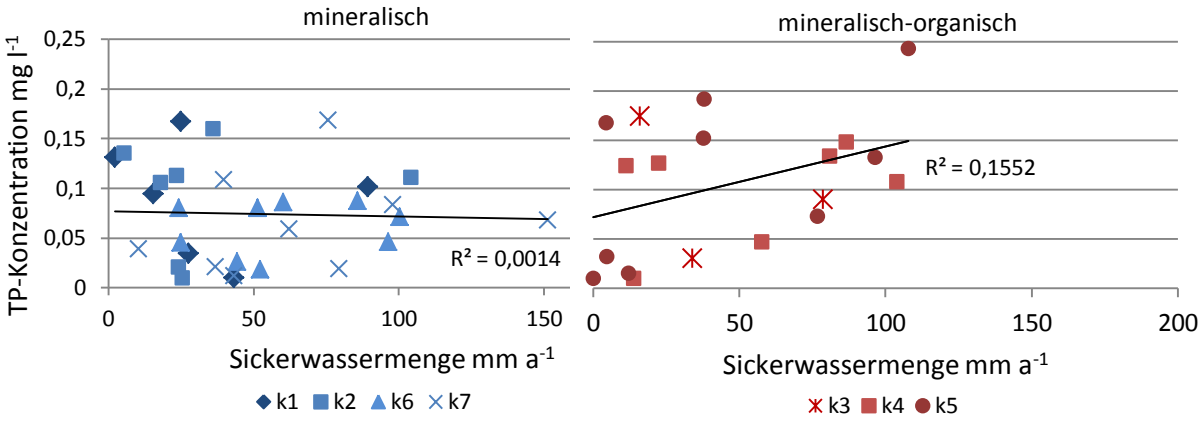


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen den Jahresdurchschnittswerten der P-Konzentration des Sickerwassers und der Sickerwassermenge der Einzellysimeter auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2014

Der Vergleich der beiden Düngungsvarianten in Abbildung 8 bestätigt an der häufigeren Überschreitung des P-Grenzwertes, 0,15 mg Pt/l, das etwas höhere P-Verlagerungsrisiko unter mineralisch-organischer Düngung, wobei dies dann zutrifft, wenn aufgrund höherer Skelett- und Tonanteile die Ausbildung präferentieller Fließbahnen begünstigt ist.

Vom Gesamt-P-Austrag handelt es sich im Mittel der Jahre mit einem Anteil von 85% um molybdatreaktiven Phosphor (Tab. 11), wobei der Anteil bei höheren Werten der P-Auswaschung etwas größer ausfällt.

Tabelle 11: MRDP-Konzentration und MRDP-Austrag auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	Sickerwasser-menge mm a^{-1}		MRDP-Konzentration mg P l^{-1}			MRDP-Austrag kg ha^{-1}		
	min	min-org	min	min-org	GD[1]	min	min-org	GD[1]
2005…2008	31,8	20,2	0,0162	0,0356	0,0226	0,006	0,007	0,009
2009…2012	47,2	38,1	0,0797	0,1140	0,0340	0,035	0,043	0,028
2005…2014	39,4	30,9	0,0670	0,1012	0,0369	0,025	0,031	0,022

Dem geringen P-Austrag von 0,029 und 0,037 kg P/ha bei mineralischer und mineralisch-organischer Düngung stehen P-Salden von +4 und +8 kg P/ha gegenüber. Der P-Gehalt der Ackerkrume lag während des Untersuchungszeitraumes bei beiden Varianten in Gehaltsklasse D.

Die zeitweilig erhöhten P-Konzentrationen des Sickerwassers, die über dem Grenzwert für Gewässer lagen, hängen in erster Linie mit der Wasserdurchlässigkeit der aus unterem Keuper hervorgegangenen Böden zusammen, die in Teilflächen aufgrund skelett-, ton- und auch sandreicher Horizonte Fließbahnen für eine bevorzugte Verlagerung von Phosphor bieten. Auf diesen Böden besteht bei mineralisch-organischer Düngung ein etwas erhöhtes P-Verlagerungsrisiko als bei alleiniger mineralischer Düngung. Im Verlauf der zehn Jahre wurde die Gülle achtmal ausgebracht und nach zwei Anwendungen traten erhöhte P-Konzentrationen auf. Infolge von kryoturbaten und solifluidalen Umformungen sind die aus verschiedenen Substraten bestehenden C-Horizonte taschenförmig und geneigt ausgebildet, so dass unterschiedlich durchlässige Substrate nebeneinander liegen. Der aus dem Wurzelraum ausgewaschene Phosphor kann deshalb über Zwischenabfluss in benachbarte lehmigere Bodenhorizonte gelangen und dort von der Pflanzenwurzel noch aufgenommen werden. Welchen Weg die aus der Wurzelzone ausgewaschene P-Menge nimmt, kann hier nicht beantwortet werden. Die ermittelte Größe ist nicht gleichzusetzen mit dem P-Eintrag in ein Oberflächengewässer.

Die P-Bindungskapazität an schlecht kristallinen Fe- und Al-Oxiden im Unterboden (40 bis 90 cm Bodentiefe) liegt mit einem PSC von 22,7 mmol/kg Boden in etwa in der gleichen Größenordnung wie diejenige des Lößbodens (Tab. 3). Fast dreifach höher fällt auf der Para-Rendzina der oxalatlösliche P-Gehalt und mit 36% auch der P-Sättigungsgrad aus, der auf dem Lößboden in der gleichen Bodentiefe nur 14% beträgt. Als weiterer Bindungspartner steht ebenso wie beim Löß das austauschbare Ca zur Verfügung. Die trotz dieser vorhandenen P-Bindungskapazität gefundene P-Verlagerungsneigung der Rendzina aus unterem Keuper liegt in dem im Vergleich zum Löß andersartigen Abflussregime über präferentielle Fließbahnen begründet. Möglicherweise sind die zeitweilig über 0,15 mg/l ansteigenden P-Konzentrationen auch die Folge der im Vergleich zum Lößboden höheren Pox-Gehalte im Unterboden. Die ausgewaschene P-Menge ist aber sehr gering.

3.3.2 Kalium

Den zeitlichen Verlauf der K-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens gibt Abbildung 9 wieder.

Unter Ackernutzung zeigt sich in den sickerwasserarmen Jahren von 1984 bis 1988 eine Schwankungsbreite der K-Konzentration von 0,2 bis 3,1 mg K/l. Die Jahresdurchschnittswerte bewegen sich zwischen 0,3 und 1,3 mg K/l. Im Jahr 1994 ist im Zusammenhang mit einer hohen Sickerwasserspende (101 mm/a) ein leichter Rückgang festzustellen und im darauffolgenden Jahr 1995 mit wenig Sickerwasser (34 mm/a) ein erneuter Anstieg der K-Konzentration. Die Jahresdurchschnittswerte von 1994 und 1995 betragen 0,5 und 0,8 mg K/l.

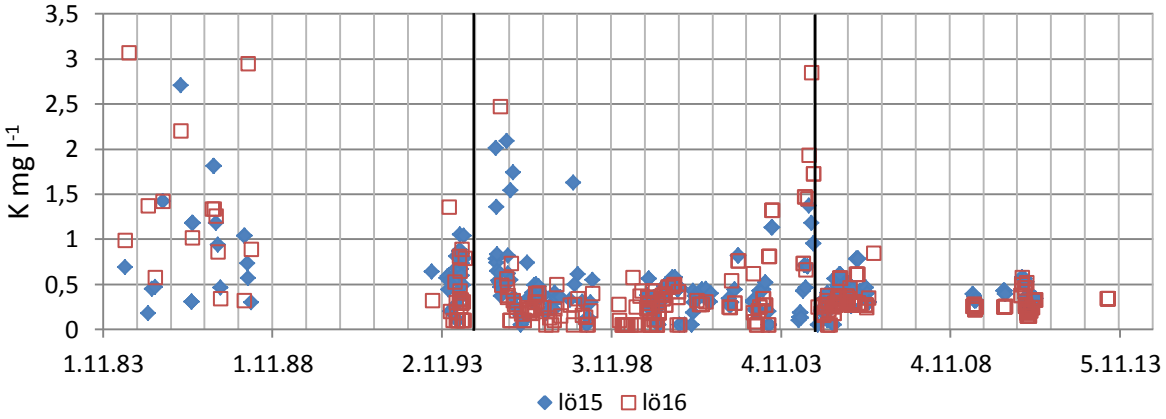


Abbildung 9: Verlauf der K-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 und lö16…zwei Wiederholungen

Während des Anbauzeitraumes mit Feldgemüse mit ergiebiger Sickerwasserbildung (Abb. 3) sinkt die K-Konzentration auf Jahresdurchschnittswerte von 0,1 bis 0,4 mg K/l. Im Jahr 2004 vollzieht sich ein deutlicher Anstieg der K-Konzentration, vermutlich aufgrund der geringen Sickerwassermenge von nur 5 mm/ a. Im Jahresmittel beträgt der Wert 1,2 mg K/l.

In der ab 2005 erneut einsetzenden Anbauperiode mit Ackerkulturen setzt sich die niedrige K-Konzentration des Sickerwassers mit Jahreswerten von 0,2 bis 0,4 mg K/l fort.

Im Mittel des 31-jährigen Untersuchungszeitraumes ergibt sich eine K-Konzentration des Sickerwassers von 0,34 mg K/l, wobei der geringste Wert in der Anbauperiode mit Feldgemüse bei mehrfach höherer Sickerwassermenge zu verzeichnen ist (Tab. 12).

Der K-Austrag ist in den beiden ackerbaulich genutzten Anbauperioden mit 0,06 kg/ha * a vernachlässigbar. Unter Feldgemüse kommt im Zusammenhang mit einer Sickerwassermenge von 79 mm/a auch nur ein K-Austrag von 0,24 kg K/ha * a zustande.

Tabelle 12: K-Konzentration und K-Austrag auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum		**Sickerwassermenge** mm a^{-1}	**K-Konzentration** mg K l^{-1}	**K-Austrag** kg ha^{-1}
1984…1994	Ackerkulturen	12,0	0,535	0,06
1995…2005	Feldgemüse	78,6	0,308	0,24
2006…2014	Ackerkulturen	16,9	0,363	0,06
1984…2014		37,1	0,342	0,13

B- und C-Horizonte von Parabraunerden aus Löß werden in Scheffer & Schachtschabel (2010) durch bereits im Löß vorhandene hochgeladene Smectite charakterisiert. Anhand von K-Ca-Austauschkurven wird gezeigt, dass aufgrund hoher Vermiculit- und Smectitgehalte im C-Horizont weniger K in der Bodenlösung vorliegt als im Bt- und Ah-Horizont und dort auch die Sorptions- und Fixierungskapazität am höchsten ist. Im Ah-Horizont ist der Prozess der Illitisierung infolge von K-Düngung schon stärker vorangeschritten und demzufolge mehr K in der Bodenlösung zu erwarten.

Die sehr geringe K-Konzentration im Sickerwasser des Braunerde-Tschernosem aus Löß deutet daraufhin, dass im Löß ausreichend K-Sorptions- und Fixierungskapazität vorhanden ist. In Jahren mit viel Sickerwasser fällt die K-Konzentration noch etwas geringer aus. Während das austauschbare K sehr schnell in die Bodenlösung übergeht (Scheffer & Schacht-

schabel, 2010), was im Lößboden auch begünstigt ist durch den hohen Gehalt an austauschbarem Ca, wird das im Zwischenschichtraum spezifisch gebundene K über Diffusion nur sehr langsam nachgeliefert, was die bei höherer Sickerwasserspende geringere K-Konzentration in der Bodenlösung erklärt. Dennoch nimmt der K-Austrag mit zunehmender Sickerwassermenge zu.

Den Verlauf der K-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina stellt Abb. 10 dar. Die Einzelwerte zeigen eine Spannweite von 1 bis zu 9 mg K/l.

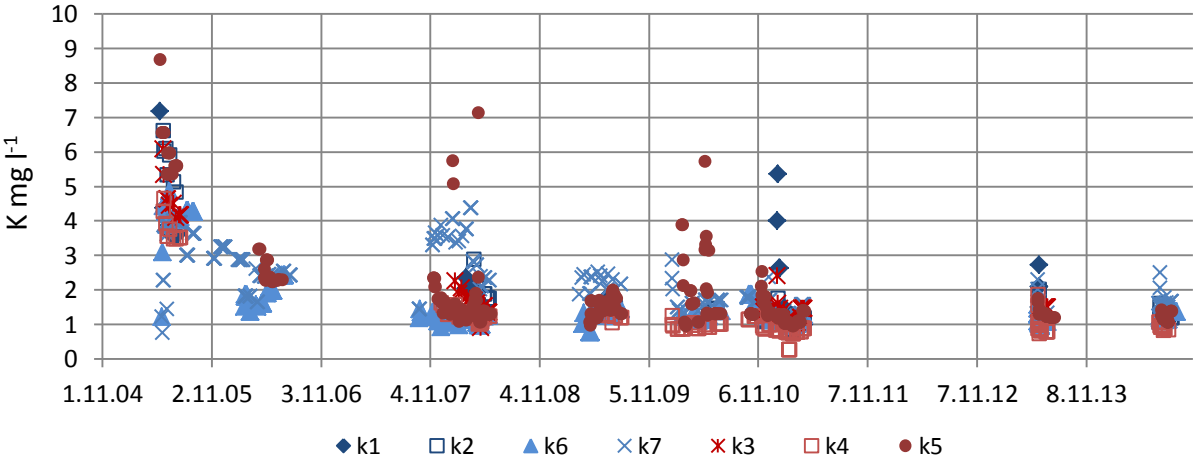


Abbildung 10: Verlauf der K-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper von 2005 bis 2014 bei mineralischer (k1, k2, k6 und k7) und mineralisch-organischer Düngung (k3, k4 und k5)

Im Mittel der Fruchtfolge von 2005 bis 2008 beträgt die K-Konzentration 3,2 und 2,8 mg/l bei mineralischer und mineralisch-organischer Düngung (Tab. 13). In der Fruchtfolge von 2009 bis 2012 sinken die Werte auf durchschnittlich 1,7 und 1,4 mg K/l. Statistisch gesicherte Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind nicht zu erkennen. Im zeitlichen Verlauf bewegen sich die K-Konzentrationen der unterschiedlich gedüngten Lysimeter gleichermaßen im niedrigeren und höheren Wertebereich.

Der K-Austrag beträgt im Mittel des zehnjährigen Zeitraumes 0,75 kg/ha bei mineralischer Düngung und fällt mit 0,53 kg/ha bei mineralisch-organischer Düngung ebenso niedrig aus (Tab. 13).

Tabelle 13: K-Konzentration und K-Austrag auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	Sickerwassermenge mm a^{-1}		K-Konzentration mg K l^{-1}			K-Austrag kg ha^{-1}		
	min	min-org	min	min-org	GD[1]	min	min-org	GD[1]
2005…2008	31,8	20,2	3,19	2,81	1,81	0,83	0,57	0,37
2009…2012	47,2	38,1	1,69	1,35	0,79	0,76	0,50	0,51
2005…2014	39,4	30,9	2,08	1,82	1,08	0,75	0,53	0,38

[1] Grenzdifferenz, α = 5%, t-Test

Wenngleich zwischen K-Konzentration und Sickerwassermenge kein enger Zusammenhang besteht, sinkt die K-Konzentration ab einer Jahressickerwassermenge von mehr als 50 mm je Jahr im Jahresdurchschnitt unter 3 mg/l (Abb. 11).

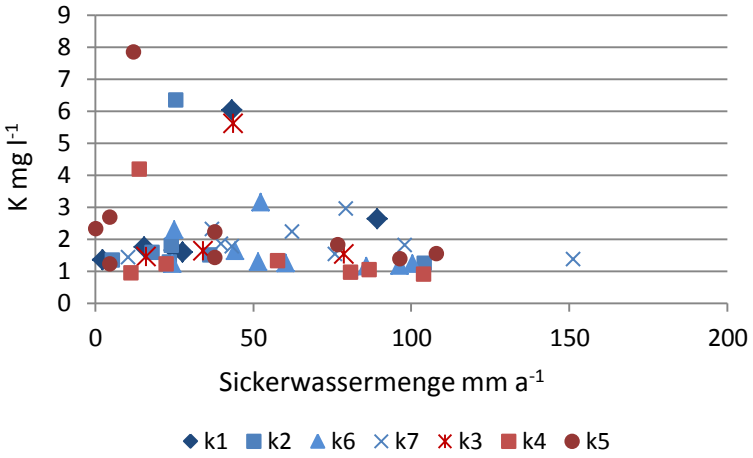


Abbildung 11: Zusammenhang zwischen den Jahresdurchschnittswerten der K-Konzentration des Sickerwassers und der Sickerwassermenge der Einzellysimeter auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2014 (mineralisch: k1, k2, k6 und k7 (blau), mineralisch-organisch: k3, k4 und k5 (rot))

Die geringen K-Konzentrationen des Sickerwassers deuten darauf hin, dass im Bereich der Tonfraktion, die im Feinboden der C-Horizonte 18 bis 35% und in der Ackerkrume 39% ausmacht, eine ausreichende K-Fixierungskapazität an Dreischichttonmineralen vorhanden ist. Das erklärt auch, warum es bei hohen Sickerwassermengen eher zu einer Abnahme der K-Konzentration kommt. Der hohe pflanzenverfügbare K-Gehalt in Gehaltsklasse D führt aufgrund dieser K-Fixierungskapazität nicht zu einer erhöhten Verlagerung. Das gleiche trifft auf den deutlich positiven K-Saldo von +40 kg/ha zu bei mineralisch-organischer Düngung, der im Vergleich zu einem ausgeglichenen K-Saldo bei der mineralischen Düngungsvariante keine Auswirkung auf den K-Austrag hatte.

3.3.3 Magnesium

Den Verlauf der Mg-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens vermittelt Abb. 12.

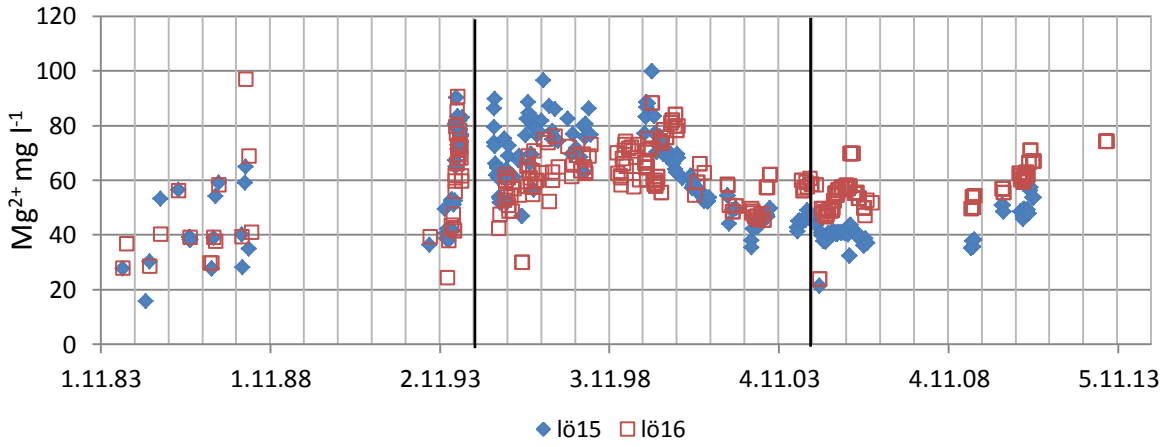


Abbildung 12: Verlauf der Mg-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 und lö16…zwei Wiederholungen (senkrechte schwarze Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau-Feldgemüse-Ackerbau)

Während der sickerwasserarmen Jahre von 1984 bis 1988 bewegt sich die Mg-Konzentration zwischen 20 und 60 mg/l. Im Jahr 1994 mit sehr hoher Sickerwasserspende vollzieht sich ein rapider Anstieg von 40 auf 90 mg Mg/l. In den darauffolgenden Jahren von 1995 bis 1998 bleibt dieses überdurchschnittliche Niveau bestehen. Nach Erreichen eines Konzentrationspeaks im Jahr 2000 kommt es zu einem allmählichen Rückgang bis auf etwa 40 mg/l im Jahr 2005. Bei Betrachtung der Einzeljahre fällt besonders in den Jahren 2003,

2004, 2005 und 2011 auf, dass jeweils von Beginn der Sickerwasserbildung an eine rasche Zunahme der Mg-Konzentration zu verzeichnen ist.

Einen fast identischen Verlauf der Konzentration offenbart das Ca-Ion, dargestellt am Beispiel des Lysimeters lö15 in Abbildung 13. Die molaren Konzentrationen von Ca und Mg bilden ein Verhältnis von etwa 2,5 : 1 über den gesamten Messzeitraum.

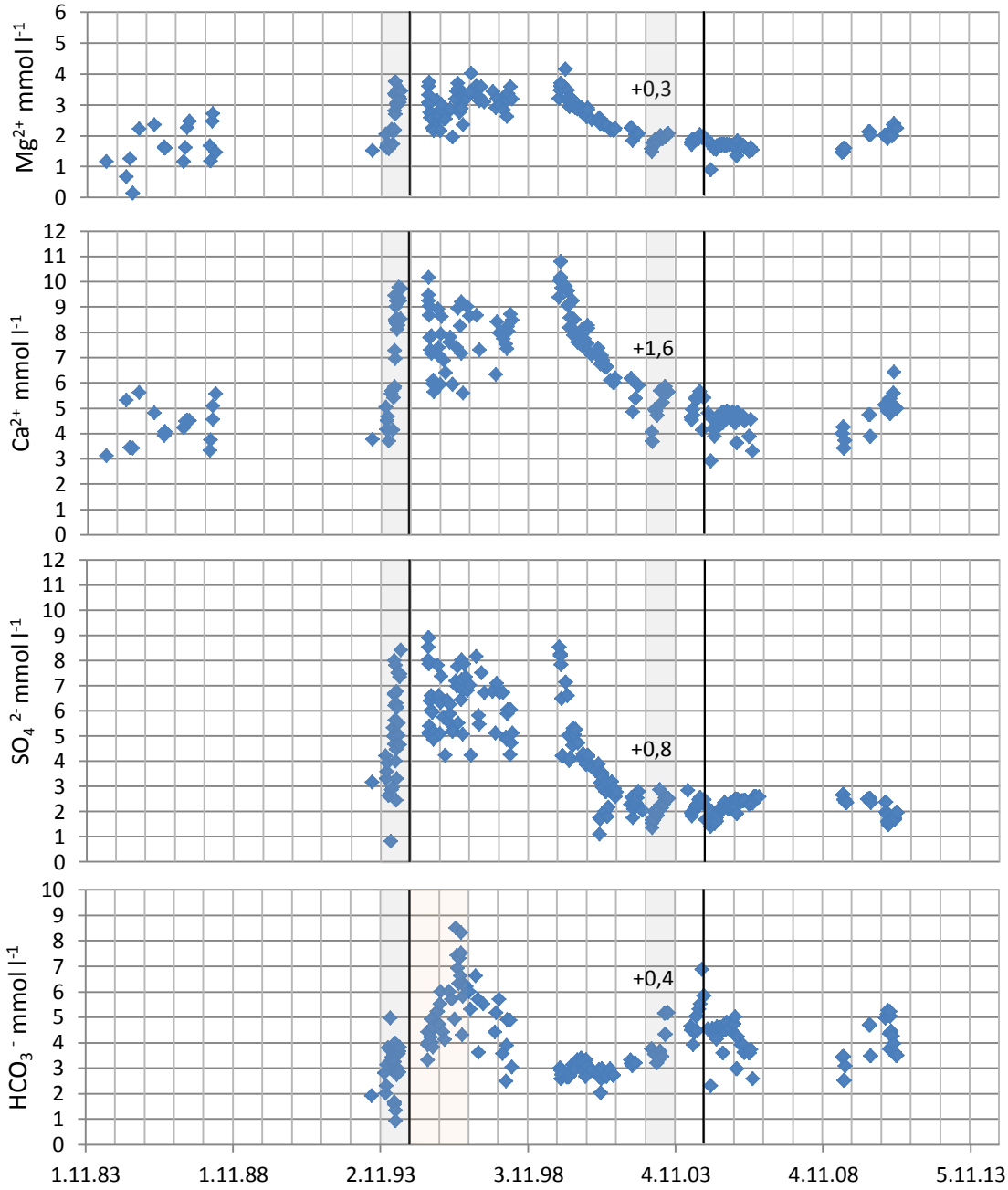


Abbildung 13: Verlauf der Mg-, Ca-, SO_4-, HCO_3-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 (senkrechte schwarze Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau-Feldgemüse-Ackerbau, Zahlen…berechneter Anstieg der molaren Konzentration während des Jahres 2003)

Bis zum Jahr 2005 zeigt sich ein enger Zusammenhang zwischen der Konzentration an Mg-, Ca- und SO_4-Ionen (Abb. 13). Offenbar ist es zu einer Auflösung von Ca- und Mg-Sulfaten gekommen. Sulfate der zweiwertigen Kationen mit kleinerem Ionenradius, wie Magnesium gelten als leicht wasserlöslich (Alaily, 1996). Die Formel lautet im Fall der Lösung von $CaSO_4$:

$$CaSO_4 \leftrightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-}$$

Der Anstieg der Ca- und Mg-Konzentrationen, der im sickerwasserreichen Jahr 1994 z.B. +8,0 mmol beträgt, kann nicht allein durch die Auflösung von Ca- und Mg-Sulfat erklärt werden, denn die SO_4-Konzentration nimmt im gleichen Jahr nur um etwa +5 mmol zu. Die ebenfalls zu beobachtende Erhöhung der HCO_3-Konzentration um etwa +2 mmol bis Mitte des Jahres 1994 deutet auf den verstärkten Ablauf der protolytischen Auflösung von $CaCO_3$, möglicherweise auch des schwerer löslichen pedogenen Dolomits, dessen Bildung bei magnesiumreicher Bodenlösung angenommen werden kann (Scheffer & Schachtschabel, 1992, S. 381). Der Prozess der Auflösung von Calcit wird vor allem durch den Partialdruck von CO_2 und die Bodenacidität bestimmt (Furrer & Sticher, 1999). Hohe Sickerwassermengen treiben die Calcitlösung aufgrund des steten Antransports einer mit CO_2 angereicherten Bodenlösung aus der Ackerkrume an. Die Formel für diesen Prozess lautet:

$$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \leftrightarrow Ca^{2+} + 2\,HCO_3^-$$

Furrer und Sticher (1999) berechnen für einen CO_2-Partialdruck von 0,003 bar, der dem Zehnfachen des Partialdrucks in der Atmosphäre entspricht und typisch ist in einem Boden, eine Lösung von 105 mg $CaCO_3$/l, womit eine Lösungskonzentration von 1,05 mmol Ca/l und 2,1 mmol HCO_3^-/l sowie ein pH-Wert von 7,65 verbunden sind.

Eine in etwa vergleichbare Situation spiegelt der Basiswert von 3 mmol/l, unter den die HCO_3^--Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens im Verlauf der dreißig Jahre kaum absinkt, wider.

In den Jahren 1995 und 1996 erscheint ein überdurchschnittlicher Anstieg der HCO_3^- Konzentration bis auf 8 mmol/l. Gleichzeitig sinken die NO_3-Konzentrationen auf ein sehr niedriges Niveau von < 1 mmol/l (Abb. 14) Diese gegenläufige Entwicklung weist daraufhin, dass in beiden Jahren die heterotrophe Denitrifikation abgelaufen ist. Für das Vorkommen von HCO_3^- in der Bodenlösung kommt neben der Auflösung von Calcit auch dieser Prozess infrage. Die heterotrophe Denitrifikation kann mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$$5CH_2O + 4NO_3^- \leftrightarrow 2N_2 + 4HCO_3^- + CO_2 + 3H_2O$$

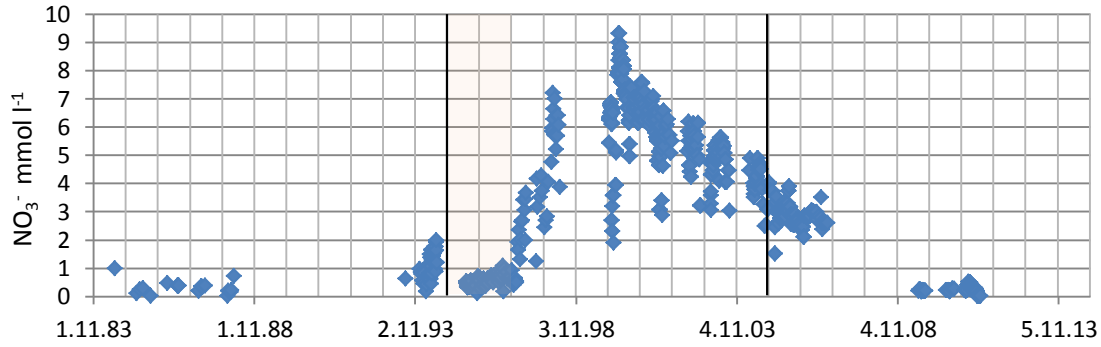


Abbildung 14: Verlauf der NO_3-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 (senkrechte schwarze Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau-Feldgemüse-Ackerbau)

Die Erdalkali-Ionen im Sickerwasser sind auch das Ergebnis der Lösung von Chloriden und Nitraten. Chloride, Nitrate, Hydrogencarbonate und Mg-Sulfate werden zu den leichtlöslichen Salzen gerechnet. Die Ca-Sulfate gehören demgegenüber zu den etwas schwerer löslichen Salzen (Alaily, 1996).

Bei einer Sickerwassermenge von 12 mm je Jahr, die auf den tiefgründigen Lößböden im Thüringer Becken unter dem Einfluss von Ackernutzung im Mittel der Jahre zu verzeichnen ist, ist von einer Verlagerungsgeschwindigkeit des Bodenwassers von etwa 4 cm je Jahr auszugehen. Dem Boden im Überschuss zugeführte Salze können sich über viele Jahre im 2,3 m mächtigen Wurzelraum akkumulieren. Die von 1994 bis 2005 in sehr hohen Mengen in Lösung gegangenen Ionen müssen zu einem hohen Anteil aus der Zufuhr atmogener Salze aus vielen Jahren zuvor stammen. Möller (2003) nennt für belastete Gebiete in Mitteleuropa vor 1990 atmogene Einträge aus der Verbrennung fossiler Energieträger von 60 bis 130 kg S/ha * a und 50 bis 60 kg Ca/ha * a. Als Hintergrundwerte gibt er für diese Elemente 12 bis 15 kg S/ha * a und 6 kg Ca/ha * a an.

In den sickerwasserreichen Jahren unter Feldgemüse von 1994 bis 2005 sind insgesamt 970 mm Sickerwasser aus dem Wurzelraum ausgetreten. Unter der Annahme, dass in etwa das gesamte bis zur Feldkapazität im Boden enthaltene Wasser am Stoffffluss beteiligt ist, hat es dadurch einen etwa 1,3-fachen Austausch des Bodenwassers der Wurzelzone gegeben. Damit sind die sehr hohen Salzfrachten aus der Deposition vor 1990 bis Ende des Jahres 2005 zu einem großen Teil ausgewaschen worden.

Die ab dem Jahr 2006 ermittelten Konzentrationen an Mg-, Ca- und SO_4-Ionen im Sickerwasser spiegeln eher den geogenen Hintergrund des Lösses wider. Die im Thüringer Becken abgelagerten Lösse sind beeinflusst durch die während ihrer Entstehung vom Wind abgetragenen Verwitterungsprodukte des Keupers.

In den Einzeljahren ist im Verlauf der Sickerwasserbildung häufig ein Anstieg der Mg-, Ca- und SO_4-Konzentration festzustellen, wie z.B. in den Jahren 2003, 2004, 2005 und 2011. Es ist anzunehmen, dass mit zunehmender Auffüllung des Porenraumes auch die in den Mittel- und Feinporen vorhandenen leicht löslichen Salze in Lösung gebracht werden und diese Lösungsprodukte über Diffusion das in den Grobporen versickernde Bodenwasser immer mehr anreichern. Für eine Verdünnung des Bodenwasserabflusses reicht die in den Boden infiltrierende Niederschlagsmenge nicht aus, denn aus der unter Ackernutzung ermittelten Sickerwassermenge des Lößbodens errechnet sich eine Austauschrate des Bodenwassers von nur 2%.

Kommt die Abflussbildung zum Erliegen, sinkt der Wassergehalt in den Grobporen und die gelösten Produkte fallen erneut als Salz aus. Mit der Entleerung der Mittelporen durch pflanzlichen Wasserentzug setzt sich dieser Prozess auch in diesem Porenbereich fort. Für die Bildung von Calcit ist der mit zunehmendem O_2-Gehalt verbundene Rückgang des CO_2-Partialdrucks verantwortlich.

Im Mittel der Jahre von 1984 bis 2014 ergibt sich eine Mg-Konzentration von 60 mg/l (Tab. 14). Ein deutlicher Unterschied zwischen den drei Zeiträumen ist in den Mittelwerten nicht erkennbar. Der Austrag von Mg beläuft sich in der Anbauperiode mit Ackerkulturen von 1984 bis 1994 auf 7 kg/ha und entspricht in etwa dem Wert, der in der ackerbaulich genutzten Periode von 2006 bis 2014 ermittelt worden ist (Tab. 14).

Tabelle 14: Mg-Konzentration und Mg-Austrag auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum		Sickerwassermenge mm a^{-1}	Mg-Konzentration mg Mg l^{-1}	Mg-Austrag kg ha^{-1}
1984…1994	Ackerkulturen	12,0	59,45	7,16
1995…2005	Feldgemüse	78,6	61,11	48,03
2006…2014	Ackerkulturen	16,9	53,84	9,12
1984…2014		37,1	59,96	22,23

Unter dem Einfluss einer etwa fünffach höheren Sickerwasserspende unter Feldgemüse steigt der Mg-Austrag auf den sechsfach höheren Wert und beträgt im Mittel der Jahre 48 kg/ha * a.

Der pflanzenverfügbare Mg-Gehalt des Bodens ist bis in 90 cm Tiefe der Gehaltsklasse D zuzuordnen und erfordert keine Düngung (Abb. 15). Der pflanzliche Mg-Bedarf von durchschnittlich 21 kg/ha (Mg-Abfuhr im Mittel der Fruchtfolge) kann aus der Nachlieferung des Lößbodens gedeckt werden. Die geringe Mg-Auswaschung unter Ackernutzung stellt auf dem Lößboden keine Gefahr für die Sicherung der pflanzlichen Ernährung mit Mg dar.

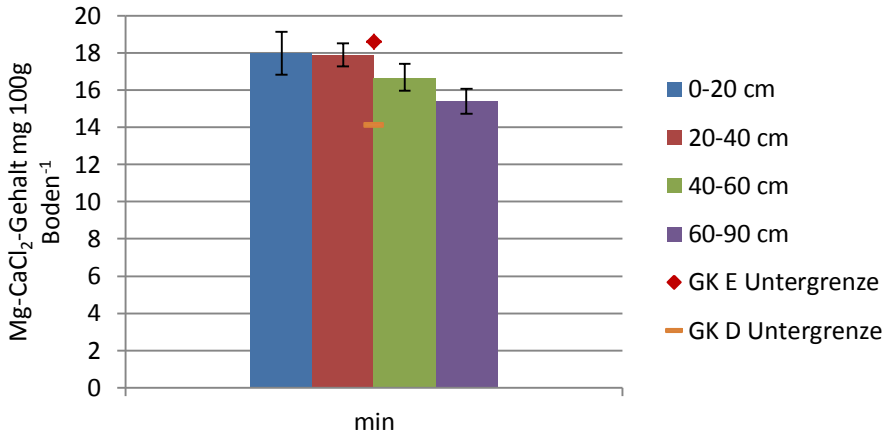


Abbildung 15: Mg-$CaCl_2$-Gehalt des Bodens des Braunerde-Tschernosem aus Löß im Mittel der Jahre 2005 bis 2014 im Feldversuch (im Mittel der Jahre 2006, 2009, 2012, 2015)

Die Para-Rendzina aus unterem Keuper ist im Hinblick auf die Mg-Konzentration des Sickerwassers in Abbildung 16 charakterisiert.

Der Verlauf der Mg-Konzentration offenbart unterschiedliche Verlagerungsrisiken der einzelnen Lysimeterböden (Abb. 16). Es zeigt sich eine Spanne von 15 bis 25 mg/l im Jahr 2005 mit einer mittleren Sickerwasserrate von 43 mm je Jahr und von 20 bis 35 mg/l im Jahr 2011 mit der höchsten Sickerwasserspende. Die abflussreicheren Lysimeter k6 und k7 liefern die jeweils höchsten Konzentrationen, das Lysimeter k4 mit einer mittleren Sickerwasserspende die jeweils niedrigsten Werte.

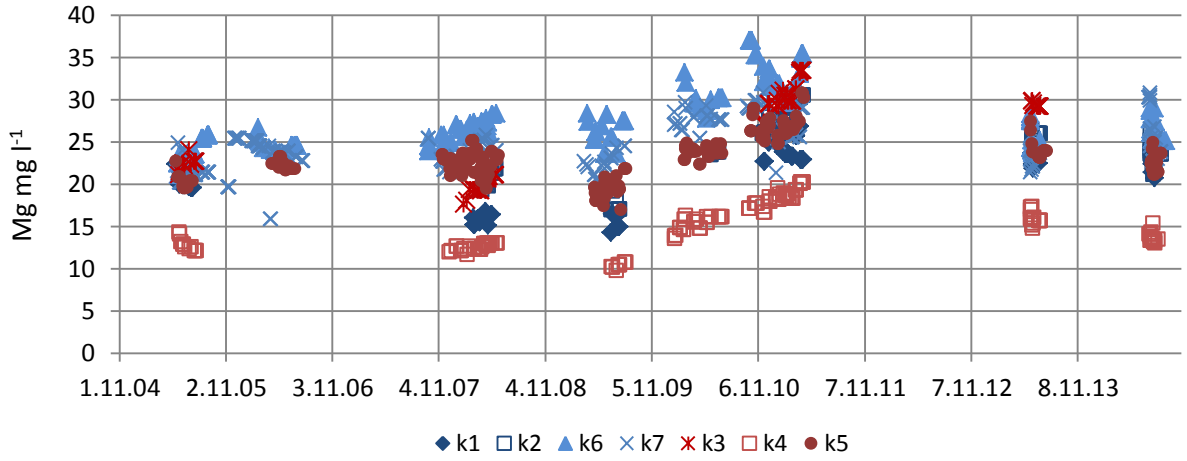


Abbildung 16: Verlauf der Mg-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper von 2005 bis 2014 bei mineralischer (k1, k2, k6 und k7) und mineralisch-organischer Düngung (k3, k4 und k5)

Im Mittel der Fruchtfolge von 2005 bis 2008 beträgt die Mg-Konzentration 22 mg/l bei mineralischer und 18,7 mg/l bei mineralisch-organischer Düngung (Tab. 15). In der darauffolgenden Fruchtfolge von 2009 bis 2012 werden im Mittel der Jahre 26,4 mg/l bei mineralischer und 23 mg/l bei mineralisch-organischer Düngung gemessen. Im zehnjährigen Mittel sind es 24,7 mg/l bei mineralischer und 22 mg/l bei mineralisch-organischer Düngung. In keinem der Zeitabschnitte war ein signifikanter Einfluss der Düngung festzustellen.

Tabelle 15: Mg-Konzentration und Mg-Austrag auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	**Sickerwassermenge** mm a^{-1}		**Mg-Konzentration** mg Mg l^{-1}			**Mg-Austrag** kg ha^{-1}		
	min	min-org	min	min-org	GD[1]	min	min-org	GD[1]
2005…2008	31,8	20,2	22,2	18,7	5,93	7,36	3,84	6,60
2009…2012	47,2	38,1	26,4	23,0	7,55	12,7	8,24	8,57
2005…2014	39,4	30,9	24,7	21,6	6,06	9,98	6,47	7,36

[1] Grenzdifferenz, α = 5%, t-Test

Im Unterschied zum Kalium ergeben die Wertepaare der Mg-Konzentration und der Sickerwassermenge einen Zusammenhang. Die Mg-Konzentration nimmt mit steigender Sickerwassermenge in der Tendenz zu (Abb. 17). Ähnlich wie beim Löß kommt es auch bei diesem Boden bei höherer Sickerwassermenge zu einem stärkeren Austausch mit den in den Mittel- und Feinporen abgelagerten Salzen. Als Quellen der Mg-Ionen in der Bodenlösung kommen vor allem die leichtlöslichen Mg-Salze, wie $MgSO_4$ und $MgCl_2$ in Frage.

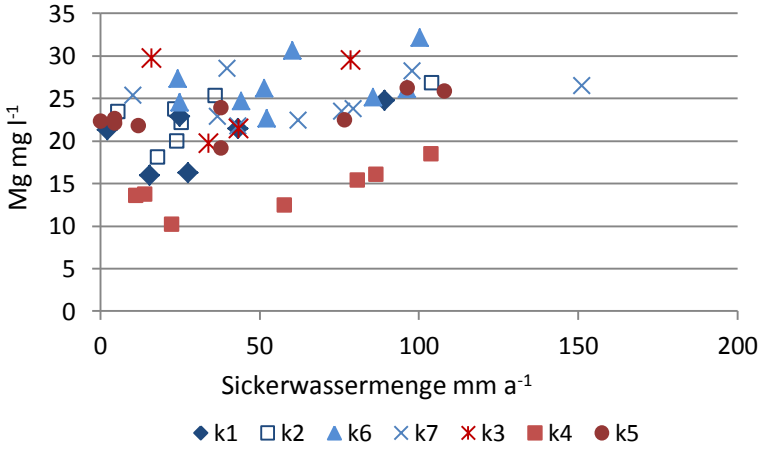


Abbildung 17: Zusammenhang zwischen den Jahresdurchschnittswerten der Mg-Konzentration des Sickerwassers und der Sickerwassermenge der Einzellysimeter auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2014 (mineralisch: k1, k2, k6 und k7 (blau), mineralisch-organisch: k3, k4 und k5 (rot))

Der Mg-Austrag bewegt sich im zehnjährigen Mittel zwischen 10 kg/ha und Jahr bei mineralischer Düngung und 6,5 kg/ha und Jahr bei mineralisch-organischer Düngung (Tab. 15). Demgegenüber stehen leicht positive Mg-Salden von +5,7 bei mineralischer und +9,6 kg/ha und Jahr bei mineralisch-organischer Düngung sowie ein Mg-Gehalt des Bodens in Gehaltsklasse C. Das Düngungsregime hatte keinen Einfluss auf die Mg-Auswaschung.

3.3.4 Schwefel

Der SO_4-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens ist in Abb. 18 dargestellt. Der zeitliche Verlauf ähnelt dem der Ca- und Mg-Ionen, wie im vorangegangenen Kapitel zu Mg vorgestellt: sehr rasch zunehmende Werte im sickerwasserreichen Jahr 1994, nachdem es zehn Jahre zuvor so gut wie kein Sickerwasser gab, eine über mehrere Jahre auf hohem Niveau verbleibende Wertespanne von 300 bis 900 mg/l bis 1998 und ab dem Jahr 2000 nach Erreichen eines maximalen Peaks ein allmählicher Rückgang auf 200 bis 400 mg/l im Jahr 2001.

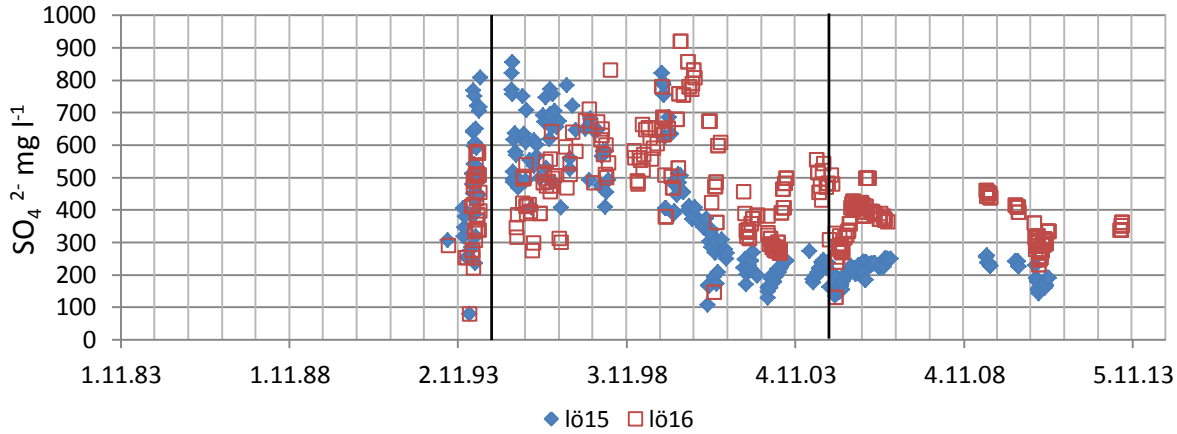


Abbildung 18: Verlauf der SO_4-Konzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß von 1984 bis 2014, Lysimeter lö15 und lö16…zwei Wiederholungen (senkrechte schwarze Linien markieren die drei Anbauperioden Ackerbau-Feldgemüse-Ackerbau)

Das SO_4-Ion kann im Boden unspezifisch an positiv geladene Oberflächen von Tonmineralen und organischer Substanz über elektrostatische Kräfte gebunden werden. Die positiven Ladungen kommen durch die Anlagerung von H^+-Ionen zustande (McLaren und Cameron, 1996 in Morche, 2008). Von Bedeutung ist für SO_4 auch die spezifische, innersphärische Adsorption an Fe- und Al-Oxiden über Ligandenaustausch von zuvor protonierten OH^- - Io-

nen (Scheffer & Schachtschabel, 2010). Ab einem Boden-pH-Wert von > 6,5 ist das SO_4-Adsorptionspotenzial aber zu vernachlässigen (Kamprath et al., 1956, Scherer, 2001 in Morche, 2008). Im sehr schwach alkalischen Ckc-Horizont des Lößbodens spielt die S-Adsorption für das Vorkommen des SO_4-Ions in der Bodenlösung deshalb kaum eine Rolle. Der enge Zusammenhang der SO_4-Ionen zu den Mg- und Ca-Ionen weist daraufhin, dass offenbar Lösungs- und Fällungsreaktionen von Ca- und Mg-Sulfatsalzen der dominierende Prozess im Ckc-Horizont des Lösses ist. Als S-Quelle kommen neben der organischen Substanz in der Ackerkrume die in den Löß eingewehten und eingelagerten Verwitterungsprodukte des Keupers in Betracht.

Aus der für den tiefgründigen Lößboden unter Ackernutzung gemessenen Sickerwasserrate von 12 mm je Jahr leitet sich eine Verlagerungsstrecke des Bodenwassers von etwa 0,4 dm je Jahr ab. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass die aus der Ackerkrume während des Winterhalbjahres verlagerten Sulfat-Ionen im Wesentlichen in der Wurzelzone verbleiben und nach Anstieg der Lösungskonzentration durch pflanzlichen Wasserentzug in der Vegetationszeit erneut als Mg- und Ca-Salze ausfällen. In Jahren mit ergiebiger Sickerwassermenge gehen die als leicht löslich geltenden Salze wieder in Lösung und werden mehr oder weniger aus der Wurzelzone ausgewaschen.

In den beiden Anbauperioden von 1984 bis 1994 mit Ackerkulturen und von 1995 bis 2005 mit Feldgemüse ergibt sich eine SO_4-Konzentration von 435 und 446 mg/l (Tab. 16). In der dritten, ackerbaulich genutzten Periode von 2006 bis 2014 sinkt der Wert auf 248 mg/l.

Tabelle 16: SO_4-Konzentration und S-Austrag auf einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß

Zeitraum		**Sickerwassermenge** mm a^{-1}	**SO_4-Konzentration** mg S l^{-1}	**S-Austrag** kg ha^{-1}
1984…1994	Ackerkulturen	12,0	435,4	17,47
1995…2005	Feldgemüse	78,6	446,0	116,84
2006…2014	Ackerkulturen	16,9	248,4	14,03
1984…2014		37,1	418,6	51,73

Unter Feldgemüse steigt die Sickerwasserrate auf das Mehrfache unter Ackernutzung und die SO_4-Konzentration des Sickerwassers nimmt sehr stark zu. Die von 1994 bis 2005 im Mittel der Jahre ausgewaschene S-Menge von 117 kg/ha a kann nicht nur mit der Akkumulation von S aus der Mineralisierung organischer Substanz oder der Freisetzung aus in den Löß eingewehten Salzen des Keupers zusammen hängen, sondern muss auch das Ergebnis des atmogenen S-Eintrages aus der Verbrennung fossiler Energieträger sein. Möller und Lux (1990) ermittelten für das Gebiet der ehemaligen DDR und den Zeitraum von 1985 bis 1989 eine feuchte Deposition von 35 kg SO_4-S/ha a und eine trockene Deposition von 980 kt S/a. Letztere entspricht geteilt durch die Fläche der DDR einem Wert von 90 kg SO_4-S/ha * a. Damit vergleichbar nennt Möller (2003) für belastete Gebiete in Mitteleuropa vor 1990 atmogene S-Einträge von 60 bis 130 kg S/ha * a. Die im Zeitraum nach 2006 ermittelte SO_4-Konzentration des Sickerwassers scheint eher den geogenen Hintergrund des Lösses widerzuspiegeln.

Der S-Saldo der Bewirtschaftung fiel im Mittel der Jahre 1984 bis 1994 mit +17 kg/ha positiv aus und in der folgenden Anbauperiode von 1995 bis 2004 mit -12 kg/ha * a negativ. Ein Einfluss der Bewirtschaftung auf den S-Austrag ist damit nicht gegeben. Insgesamt war der 31-jährige S-Saldo mit +3 kg/ha * a ausgeglichen. In der letzten zehnjährigen Anbauperiode steht einem ausgeglichenen S-Saldo ein S-Austrag von 14 kg/ha * a gegenüber.

Die S-Düngeempfehlung bezieht sich auf den S-Bedarf der Kulturpflanze und den Smin-Gehalt des Bodens in 0…90 cm Tiefe. In der Abbildung 19 ist der mineralische S-Gehalt des

Bodens im zeitlichen Verlauf dargestellt. In den Jahren 2005 bis 2008 ist der Smin-Gehalt in 60…90 cm Tiefe höher als in 0…30 und 30…60 cm Tiefe. Daran wird das S-Nachlieferungsvermögen des Unterbodens erkennbar. In den Jahren 2009 und 2010 kommt es zu einer Sickerwasserbildung und die Smin-Gehalte in 60…90 cm Tiefe zeigen eine rückläufige Tendenz. Zu Sommergerste 2010 und Winterraps 2011 wird deshalb eine Düngeempfehlung erteilt. In den Jahren 2012, 2013 und 2014 gibt es kein Sickerwasser. Die wieder zunehmenden Werte in 30…60 und 60…90 cm Tiefe scheinen aus der erneuten Verlagerung von SO_4 aus der Ackerkrume zu resultieren. Die für die Lößböden im Thüringer Becken niedrige Verlagerungsgeschwindigkeit des Bodenwassers, die in etwa bei 4 cm/ a liegt, trägt dazu bei, dass mineralischer Schwefel mehrere Jahre im 1m-Wurzelraum für die pflanzliche Ernährung erhalten bleibt. Dennoch kann dieser Pool in sickerwasserreichen Jahren soweit reduziert werden, dass eine S-Düngung erforderlich wird.

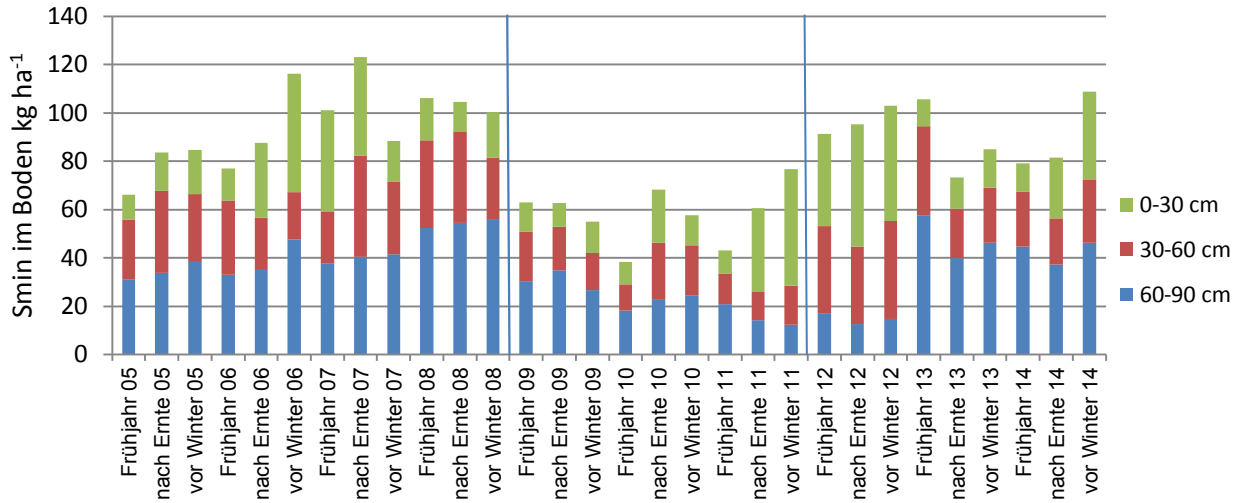


Abbildung 19: Verlauf der Smin-Gehalte des Bodens in 0..30, 30…60 und 60…90 cm Tiefe im Frühjahr, nach Ernte und vor Winter von 2005 bis 2014 auf einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß

Die mit Hilfe der Lysimeter ermittelte Sickerwassermenge in den Jahren 2005 und 2006 ist noch die Folge des bis 2004 angebauten Feldgemüses. Auf dem Feldschlag, von dem die Smin-Bodengehalte stammen, hat es 2005 und 2006 kein Sickerwasser gegeben.

Die SO_4-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina zeigt im zeitlichen Verlauf eine deutliche Abhängigkeit vom im Lysimeter enthaltenen Boden (Abb. 20). Dafür ist die für Böden aus unterem Keuper unterschiedliche Abfolge von Bodenausgangsgesteinen verantwortlich.

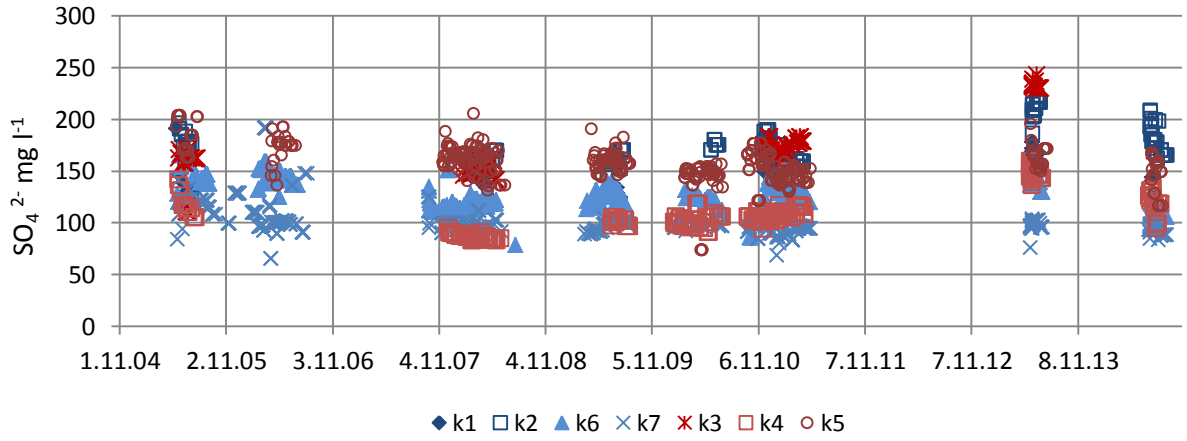


Abbildung 20: Verlauf der SO_4-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper von 2005 bis 2014 bei mineralischer (k1, k2, k6 und k7) und mineralisch-organischer Düngung (k3, k4 und k5)

Die Spannbreite der Werte ist in den Einzeljahren ähnlich und reicht von etwa 90 bis 200 mg SO_4/l. Im Jahr 2013 mit Sickerwasserbildung im Mai und Juni werden bis zu 250 mg SO_4/l gemessen.
Im Mittel des zehnjährigen Untersuchungszeitraumes beträgt die SO_4-Konzentration bei mineralischer Düngung 139 mg/ l und bei mineralisch-organischer Düngung 149 mg/l (Tab. 17). Ein Unterschied zwischen den Düngungsvarianten ist nicht zu erkennen.

Tabelle 17: SO_4-Konzentration und S-Austrag auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Zeitraum	**Sickerwassermenge** mm a^{-1}		**SO_4-Konzentration** mg SO_4 l^{-1}			**S-Austrag** kg ha^{-1}		
	min	min-org	min	min-org	GD[1]	min	min-org	GD[1]
2005…2008	31,8	20,2	141,7	141,8	55,7	13,7	9,68	9,81
2009…2012	47,2	38,1	133,1	140,9	52,2	19,3	17,1	8,47
2005…2014	39,4	30,9	139,3	148,9	53,2	16,8	15,0	9,04

[1] Grenzdifferenz, α = 5%, t-Test

Ebenso wenig beeinflusst die Sickerwassermenge die SO_4-Konzentration (Abb. 21). Das bedeutet, mit zunehmender Sickerwassermenge steigt der S-Austrag linear an. Eine Verdünnung des Sickerwassers im Hinblick auf SO_4 findet nicht statt. Da die Austauschrate des Bodenwassers der Lysimeter zwischen 7 und 26% liegt, war das auch nicht zu erwarten.

Die hohe SO_4-Konzentration des Sickerwassers hängt vor allem mit der Auflösung von im unteren Keuper vorhandenem Gips über den Prozess der Hydratation zusammen

$$CaSO_4 \cdot 2\,H_2O \rightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2\,H_2O$$

oder der Auflösung von pedogenem Gips, der sich infolge des Abscheidens aus der Bodenlösung durch Wasserverdunstung oder Gefrieren im Boden akkumuliert hat (Alaily, 1996).

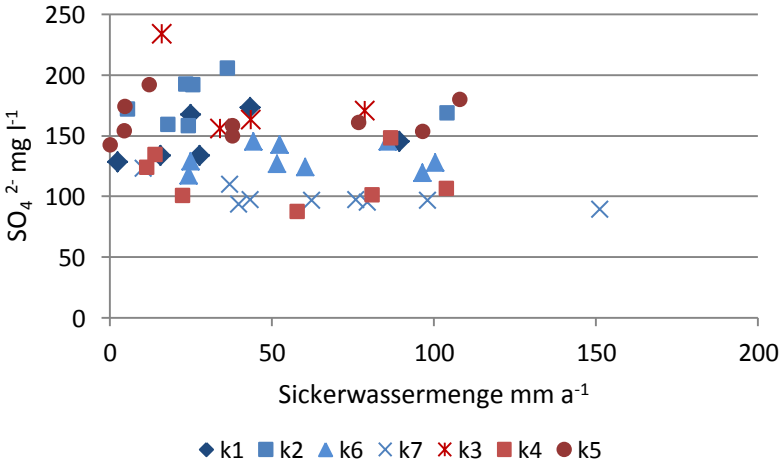


Abbildung 21:
Zusammenhang zwischen den Jahresdurchschnittswerten der SO_4-Konzentration des Sickerwassers und der Sickerwassermenge der Einzellysimeter auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2014 (mineralisch: k1, k2, k6 und k7 (blau), mineralisch-organisch: k3, k4 und k5 (rot))

Der S-Austrag beläuft sich auf 16,8 bei mineralischer und 15,0 kg S/ha bei mineralisch-organischer Düngung. Die S-Überschuss-Salden in Höhe von +11 und +15 kg S/ha sind in Anbetracht der geogen bedingten S-Nachlieferung aus dem Boden nur von untergeordneter Bedeutung für die S-Auswaschung. Der Smin-Gehalt des Bodens im Frühjahr, der im Mittel der Jahre in 0 bis 60 cm Tiefe 52 kg/ha betrug (Abb. 2), erforderte nur in vier von zehn Jahren eine geringe S-Düngung. Der Smin-Gehalt von weiteren 52 kg/ha in 60 bis 90 cm Tiefe mit einer geringen Streuung von 6,8 kg/ha bringt die Nachlieferung von S über kapillaren Wasseraufstieg aus dem Unterboden zum Ausdruck (Abb. 2). Der ermittelte S-Austrag von durchschnittlich 16 kg/ha und Jahr spielt für die pflanzliche Ernährung auf diesem Standort nur eine untergeordnete Rolle.

4 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Die tiefgründigen Lößböden im Thüringer Becken sind bei ackerbaulicher Nutzung durch eine Sickerwassermenge von 14 mm je Jahr gekennzeichnet. In etwa der Hälfte der Jahre wird das nach der Ernte entstandene Bodenfeuchtedefizit nicht aufgefüllt. In einem von zehn Jahren führt eine überdurchschnittlich hohe Sickerwassermenge von 100 bis 120 mm zu einer spürbaren Verdrängung des Bodenwassers aus der Wurzelzone um etwa 4 dm. Durch Anbau von Feldgemüse in zehn aufeinanderfolgenden Jahren ist es bei einer Sickerwassermenge von 79 mm je Jahr zu einem mehr als vollständigen Austausch des Bodenwassers aus dem 2,3 m tiefen Wurzelraum gekommen. Daraus ließen sich wesentliche Erkenntnisse über den Nährstoffhaushalt eines landwirtschaftlich genutzten Lößbodens im Thüringer Becken gewinnen.

Der zweite für das Thüringer Becken typische Boden, eine Para-Rendzina aus unterem Keuper, bildet im langjährigen Mittel eine Sickerwassermenge von 36 mm je Jahr, wobei anhand der starken Streuung der Messwerte eine starke Abhängigkeit der Sickerwassermenge von der unterschiedlichen Substratabfolge der aus unterem Keuper hervorgegangenen Böden deutlich wird.

Die Gesamt-P-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens liegt mit 0,09 (Pt) bzw. 0,02 (TP) mg P/l und diejenige des gelösten Phosphors mit 0,014 o-PO_4-P bzw. 0,008 mg MRDP-P/l im Mittel der Jahre unter dem für Gewässer definierten Grenzwert von 0,15 mg Gesamt-P/l und 0,1 mg gelöstem P/l. Die bei sehr niedrigen Sickerwasserraten oder anfangs einer Sickerperiode gefundenen Einzelwerte von über 0,15 mg P/l hängen mit der im keramischen Saugkerzenmaterial vorübergehenden Sorption und Wiederfreisetzung von Phosphaten zusammen. Davon abgesehen zeigt sich die Tendenz einer erhöhten P-Konzentration von bis zu 0,1 mg Gesamt-P/l bei sehr niedrigen Sickerwasserraten. Gleichzeitig ist der P-Austrag mit 0,022 kg P/ha extrem gering. Hohe Sickerwasserspenden beein-

flussen den P-Austrag nicht. Es kommt zu einer Verdünnung der P-Konzentration des Sickerwassers. Der P-Verlagerung im Lößboden wirken die Sorption von Phosphat an Al- und Fe-Oxiden sowie die Fällung mit austauschbarem Ca zu Ca-Phosphat entgegen. Von einem P-CAL-Gehalt in der Gehaltsklasse D als Folge eines langjährigen P-Überschusses von +12 kg P/ha * a, geht über den sickerwassergebundenen Pfad keine Gefahr für die P-Befrachtung der Gewässer aus.

Das Sickerwasser der Para-Rendzina aus unterem Keuper weist im Mittel der Jahre eine P-Konzentration von 0,08 mg P/l unter mineralischer Düngung und von 0,12 mg P/l unter mineralisch-organischer Düngung auf. Das bei mineralisch-organischer Düngung etwas höhere P-Verlagerungsrisiko hängt mit der häufigeren Überschreitung von 0,15 mg P/l in Einzelwerten zusammen. Überschreitungen treten dort auf, wo aufgrund höherer Skelett- und Tonanteile im Boden sowie geneigter Horizontgrenzen die Ausbildung präferentieller Fließbahnen begünstigt ist. Sie werden kaum beobachtet auf Böden mit höherem Lehmanteil und geringerer Sickerwassermenge. Die P-Salden der Düngungsvarianten sind mit +4 und +8 kg/ha in etwa vergleichbar ebenso die pflanzenverfügbaren P-Gehalte der Ackerkrume in Gehaltsklasse D. Der Unterschied der P-Konzentration des Sickerwassers ist nicht signifikant und der P-Austrag fällt mit 0,029 kg/ha bei mineralischer und 0,037 kg P/ha bei mineralisch-organischer Düngung sehr gering aus.

Die für diesen Standort typische Heterogenität in der Horizontabfolge kann begünstigen, dass in die Tiefe verlagerte Phosphat-Ionen über Zwischenabfluss in benachbarte lehmige Horizonte gelangen und dort wieder gebunden werden. Die im Lysimeterversuch ermittelten P-Konzentrationen können deshalb nicht gleichgesetzt werden mit einem Eintrag in ein Oberflächengewässer. Höhere Sickerwassermengen führen nicht zu einer Verdünnung der P-Konzentration. Offenbar wird auf diesem durch präferentiellen Fluss beeinflussten Boden das P-Bindungspotenzial im Mittel- und Feinporenbereich des Unterbodens weniger stark als beim tiefgründigen Löß in Anspruch genommen.

Die K-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens beläuft sich im 31-jährigen Mittel auf 0,34 mg K/l. Es treten höhere Werte von bis zu 1,2 mg K/l im Jahresmittel auf, wenn nur sehr wenig Sickerwasser gebildet wird. Hohe Sickerwasserraten führen zu einer Verdünnung des Sickerwassers. Im Unterschied zum P sinkt die K-Konzentration aber nicht unter den Bestimmungsgrenzwert, was die höhere Löslichkeit von K zeigt. Der K-Austrag beträgt unter Ackernutzung bei einer Sickerwasserspende von 14 mm Sickerwasser je Jahr nur 0,06 kg/ha. Eine etwa fünffach höhere Sickerwassermenge unter Feldgemüse führt zu einem vierfach höheren K-Austrag, der mit 0,24 kg K/ha immer noch vernachlässigbar ist. Ein Verlust für die Bodenfruchtbarkeit besteht im Hinblick auf K durch die Auswaschung nicht. Als Bindungspartner kommen hoch geladene Smectite und Vermikulite infrage. Der K-Saldo war in den beiden ersten Jahrzehnten deutlich negativ. Diese Situation ist durch einen positiven Saldo in den letzten zehn Jahren entspannt worden. Dem entsprechend liegt der K-Gehalt derzeit in Gehaltsklasse C. Der Löss speichert fast das gesamte Kalium in Dreischichttonmineralen und erhält es für die pflanzliche Ernährung.

Die K-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper beträgt im zehnjährigen Mittel unter mineralischer Düngung 2,1 mg/l und unter mineralisch-organischer Düngung 1,8 mg/l. Der Unterschied ist nicht signifikant. Der K-Austrag bemisst sich auf 0,75 kg/ha bei mineralischer und 0,53 kg/ha bei mineralisch-organischer Düngung und stellt für die pflanzliche K-Versorgung keinen großen Verlust dar. Bei Tongehalten im Bereich zwischen 18 und 35% steht offenbar ausreichende K-Fixierungskapazität an Dreischichttonmineralen zur Verfügung. Bodengehalte der Ackerkrume in Gehaltsklasse D und der im Vergleich zu mineralischer Düngung höhere K-Saldo von +40 kg/ha bei mineralisch-organischer Düngung hatten keinen Einfluss auf die K-Auswaschung. Höhere Sickerwassermengen verminderten die K-Konzentration nur geringfügig.

Die Mg-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens zeigt im Jahr 1994 bei einer überdurchschnittlich hohen Sickerwasserspende von 110 mm einen rapiden Anstieg von 40 auf 80 mg Mg/l. Dieses erhöhte Niveau bleibt bei anhaltend hoher Sickerwasserrate unter Feldgemüse bis zum Jahr 2000 bestehen. Danach setzt ein allmählicher Rückgang auf 40 mg/l

ein. Der parallel zu Mg erkennbare Anstieg der Ca- und SO_4-Konzentration des Sickerwassers weist auf die Auflösung von leicht löslichen Mg- und Ca-Sulfaten. Daneben deutet die zu beobachtende Erhöhung der HCO_3-Konzentration auf den Ablauf der CO_2-angetriebenen Calcit- bzw. Dolomitauflösung. Außerdem kommt die Lösung von Mg-Chloriden und –Nitraten in Betracht. Ergiebige Sickerwasserbildung nach versickerungsarmen Jahren hat durch Ingangsetzen von Lösungsprozessen die Mg-Konzentration in der Bodenlösung zeitweilig um das Mehrfache erhöht, so dass unter Feldgemüseanbau eine etwa fünffach höhere Sickerwassermenge einen sechsfach höheren Mg-Austrag bewirkt hat. Im Mittel des Anbauzeitraumes mit Ackerkulturen von 2006 bis 2014 wurden 9 kg Mg/ha * a ausgewaschen und betrug die Mg-Konzentration 54 mg Mg/l. Der pflanzenverfügbare Mg-Gehalt der Ackerkrume und des Unterbodens liegt in Gehaltsklasse D, was auf einen hohen Gehalt an austauschbarem Mg deutet. Es bestand kein Düngebedarf. Der im Mittel der 31 Jahre leicht negative Mg-Saldo von -11 kg Mg/ha und Jahr hat diese Situation nicht geändert. Die geringe Mg-Auswaschung aus dem Boden bei ackerbaulicher Nutzung stellt keine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit dar.

Für das Sickerwasser der Para-Rendzina aus unterem Keuper wird unter mineralischer Düngung eine Konzentration von 25 mg Mg/l ermittelt, die in etwa vergleichbar ist mit 22 mg Mg/l unter mineralisch-organischer Düngung. Deutliche Unterschiede zeichnen sich zwischen den Lysimeterböden ab, was auf verschiedene Bodenausgangsgesteine weist. Der Mg-Austrag bewegt sich zwischen 10 kg/ha bei mineralischer und 6 kg/ha bei mineralisch-organischer Düngung. Demgegenüber stehen Mg-Salden von +6 und +10 kg/ha und ein Mg-Gehalt der Ackerkrume in Gehaltsklasse C. Ein Einfluss des Düngungsregimes ist nicht erkennbar. Mit zunehmender Sickerwassermenge steigt die Mg-Konzentration des Sickerwassers, entweder aufgrund eines zunehmenden Antransports von gelösten Mg-Sulfaten aus den Mittel- und Feinporen oder aufgrund einer verstärkten Lösung pedogenen Dolomits durch stete Nachlieferung einer Bodenlösung mit einem höheren CO_2-Partialdruck.

Die SO_4-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens zeigt einen ähnlichen Verlauf wie diejenige der Mg- und Ca-Konzentration. Im sickerwasserreichen Jahr 1994 vollzieht sich ein Anstieg von 200 auf 800 mg SO_4/l. In den darauffolgenden Jahren mit fortgesetzt ergiebiger Sickerwasserbildung bleibt das erhöhte Niveau erhalten bis ab dem Jahr 2000 ein allmählicher Rückgang eintritt und die SO_4-Konzentration unter 400 mg SO_4/l sinkt. Der S-Austrag beziffert sich im Mittel der sickerwasserreichen Jahre unter Feldgemüse von 1995 bis 2005 auf 117 kg/ha und Jahr. Aufgrund der unter Ackernutzung sehr niedrigen Verlagerungsgeschwindigkeit des Bodenwassers hat sich in der Wurzelzone über viele Jahre Schwefel aus der Deposition, der Mineralisierung organischer Substanz und der Lösung von Gips aus in den Löß eingelagerten Verwitterungsprodukten des Keupers akkumuliert. Die vor 1990 außerordentlich hohen Werte der S-Deposition spielen dabei eine herausragende Rolle. Die hohe Sickerwasserrate unter Feldgemüse hat im Verlauf der zehn Anbaujahre einen etwa 1,3-fachen Austausch des Bodenwassers ausgelöst, wodurch ein großer Teil der durch Deposition zugeführten S-Menge aus der Wurzelzone ausgewaschen worden ist. Die von 2006 bis 2014 unter Ackernutzung gemessene SO_4-Konzentration von 248 mg/l entspricht deshalb eher dem geogenen Hintergrund des Lößbodens.

Anhand der von 2005 bis 2014 gemessenen Smin-Gehalte des Bodens wird deutlich, dass das aus der Ackerkrume verlagerte Sulfat in der Regel im Wurzelraum verbleibt und ein S-Düngebedarf zu den Ackerkulturen nur in Jahren mit ergiebiger Sickerwassermenge entstehen kann. Der S-Austrag aus der Wurzelzone von durchschnittlich 14 kg S/ha * a ist von geringer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit.

Die SO_4-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina beläuft sich auf 139 mg/l unter mineralischer Düngung und 149 mg/l unter mineralisch-organischer Düngung. Der S-Austrag bewegt sich zwischen 17 und 15 kg/ha bei mineralischer und mineralisch-organischer Düngung. Demgegenüber stehen vergleichbar geringe S-Überschuss-Salden von +11 und +15 kg/ha. Ein Einfluss des Düngungsregimes ist nicht festzustellen. Ebenso wie beim Mg treten deutliche Unterschiede zwischen den Lysimeterböden auf, was auf ein unterschiedliches geogenes Sulfatvorkommen weist. Die Höhe der Sickerwassermenge hat keinen Ein-

fluss auf die SO_4-Konzentration. Das spiegelt die leichte Löslichkeit der im unteren Keuper vorhandenen Sulfate wider. Ein Smin-Gehalt von 52 kg/ha in 0 bis 60 cm Tiefe führt nur in vier von zehn Jahren zu einer S-Düngeempfehlung. Am Smin-Gehalt von 52 kg/ha in 60 bis 90 cm Tiefe kommt das S-Nachlieferungsvermögen der Rendzinen aus unterem Keuper für die pflanzliche S-Versorgung zum Ausdruck. Der ermittelte S-Austrag hat deshalb nur eine untergeordnete Bedeutung für die pflanzliche Ernährung.

Literatur

Alaily, F., 1996: Böden als Naturkörper. Carbonate, Sulfate, Chloride, Phosphate. In: Handbuch der Bodenkunde

Alaily, F., 1996: Böden als Naturkörper. Carbonate, Gips und lösliche Salze. In: Handbuch der Bodenkunde 1. Erg. Lfg. 12/96

Autorenkollektiv, 1985: Bodenkunde. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin. 392 S.

DWA-M 905 Merkblatt, 2012: Gewinnung von Bodenlösung – Beprobungssysteme und Einflussgrößen. 36 S.

Furrer, G. und Sticher, H., 1999: Böden als Naturkörper. Chemische Verwitterungsprozesse. In: Handbuch der Bodenkunde 6. Erg. Lfg. 7/99

Kamprath E.J., Nelson, W.L., Fitts, J.W., 1956: The effect of pH, sulfate and phosphate concentrations on the adsorption of sulfate by soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 20: S. 463…466

Leiterer, M., Kießling, G., Ettig, S., Knoblauch, S., 2004: Analyse unterschiedlicher Phosphorfraktionen in Drain- und Sickerwasserproben aus dem Bereich Landwirtschaft. Untersuchungsbericht 2002/2003. In: Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege. Heft 2. S. 56…44

Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K.-U., Seeger, J., 1999: Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. European Journal of Soil Science, 50, S. 413…424

Morche, L., 2008: S-Flüsse und räumliche Veränderungen anorganischer und organischer Schwefelfraktionen im Boden sowie deren An- und Abreicherung in der Rhizosphäre landwirtschaftlicher Kulturpflanzen unter partiellem Einsatz des Radioisotops ^{35}S. Dissertation. Universität Bonn. 335 S.

Möller, D., H. Lux, 1990:Deposition atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990.

Möller, D., 2003: Luft. Chemie-Physik-Biologie-Reinhaltung-Recht. De Gruyter-Verlag. 750 S.

Piehl, U. und Werner, W., 1997: Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphorsorptionskazazität und relativer Phosphorsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser. In: Forschungsberichte der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn. Heft 64. 85 S.

Scheffer, F. und Schachtschabel, P., 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage

Scheffer, F. und Schachtschabel, P., 2010: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage

Scherer, H., 2001: Sulphur in crop production – invited paper. Europ. J. Agronomy 14. S. 81…111

Werner, D., Schramm, H., Hanußek-Biermann, M., Knoblauch, S., Pfleger, I., Roth, D., Paul, R., König, V., Herold, L., Krause, O., 1995: Boden- und Wassermonitoring sowie Bodenschutz im Agraraum Thüringen. Mitteilungen der Dtsch. Bodenkundlichen Gesellschaft, 77, S. 125…154

Zorn, W. und Heß, H., 2012: Ermittlung des N-Düngebedarfes im Landwirtschaftsbetrieb nach der Stickstoff-Bedarfs-Analyse (SBA-Landwirt / SBA-L).

P-, K-, MG- UND S-AUSWASCHUNG AUS EINER PELOSOL-SCHWARZERDE IM THÜRINGER BECKEN MIT SEHR HOHEM P-GEHALT IN DER ACKERKRUME

Dr. Steffi Knoblauch (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft)

1 Aufgabenstellung

Für die Abschätzung, inwieweit ein sehr hoher P-Gehalt in der Ackerkrume eines Tonbodens im Thüringer Becken über den Sickerwasserpfad eine Gefahr für die P-Befrachtung der Oberflächengewässer darstellt, wurde im Jahr 2002 auf einer Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers eine Bodenwassermessstelle eingerichtet.

2 Material und Methoden

Der Versuchsstandort befindet sich am südöstlichen Rand des Thüringer Beckens zwischen den Ortslagen Schwerstedt und Berlstedt und liegt im mitteldeutschen Trockengebiet. Die vieljährige Niederschlagssumme beträgt 544 mm und das vieljährige Temperaturmittel 8,3 °C (1960-91).
Der Boden ist eine Pelosol-Schwarzerde aus tonig-mergeligen und gipsführenden Gesteinen des mittleren Keupers. Der Ah-Horizont reicht bis in 52 cm Tiefe (Tab. 1). Daran schließt sich bis in 70 cm Tiefe ein Mischhorizont aus in Schrumpfrisse eingelagertem Ah-Material und grau-grünen Tonmergeln des C-Horizontes. Das Schrumpfrissgefüge ist bis in etwa 140 cm Tiefe ausgebildet. Darunter steht klüftiger Tonmergelstein in Schichtgefüge an. Die Bodenart ist durchgängig schluffiger Ton. In den Tonmergeln eingebettet finden sich nesterweise Kalkstein, mürbe Kalkkonkretionen und pseudomycelartige Kalkausscheidungen sowie Gipslagen. Die Durchwurzelung findet intensiv ausgeprägt in den Schrumpfrissen und etwas schwächer zwischen den Tonmergel-Polyedern statt. Die nFKwe bemisst sich bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 130 cm auf etwa 65 mm. Die Wasserdurchlässigkeit der C-Horizonte ist sehr gering (Tab. 1). Der pH-Wert bewegt sich im schwach alkalischen Bereich. Der Humusgehalt des Oberbodens ist stark humos (> 4 Masse-% organische Substanz). Während sich die A-Horizonte als mittel bis stark carbonathaltig darstellen, handelt es sich im C-Horizont um carbonatreiche Verhältnisse.

Tabelle 1: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte des Bodens

Horizontbez.	Tiefe	Probenahmetiefe	Bodenart	Tongehalt	Bodendichte	nFK bei pF 2,0	kf	C_{org}	N_t	S_t	pH $CaCl_2$	Ca CO_3
	cm	cm		%	g cm^{-3}	Vol.%	cm d^{-1}	%	%	%		%
Ap	18	4-10	Tu2	49,3	1,38	7,7	968	2,7	0,26	0,06	7,4	7,0
Axh	52	21-25	Tu2	49,2	1,53	5,3	378	2,3	0,23	0,05	7,5	7,3
		32-36	Tu2	56,1	1,48	3,4	327	2,0	0,15	0,04	7,6	1,2
Axh+Cvc	69	55-59	Tu2	51,6	1,63	7,4	1,7	1,1	0,06	0,03	7,7	11,1
Cvc2	119	90-94	Tu2	45	1,7	2,6	0,03	1,3	0,04	0,03	7,8	22,8
Cvc3	130	127-131	Tu2	51,8	1,72	5,2	0	0,6	0,02	0,03	7,9	23,3
Cn												

			Austauschkapazität				
Horizont-bez.	**Tiefe**	**Probenahmetiefe**	**Na**	**Mg**	**K**	**Ca**	**KAKeff**
	Cm	cm	mval /100g				
Ap	18	4-10	0,1	7,7	3,0	24,7	33,6
Axh	52	21-25	0,2	7,5	2,4	23,4	31,8
		32-36	0,3	10,4	1,1	27,1	36,5
Axh+Cvc	69	55-59	0,5	12,1	0,6	20,4	28,2
Cvc2	119	90-94	0,2	13,0	0,6	17,6	23,3
Cvc3	130	127-131	0,4	13,3	0,7	14,5	19,9

Das Sickerwasser wird mit Hilfe von Trichterlysimetern (TL) aus Edelstahl (0,5 * 1,0 m) gewonnen. Sie sind in 1,3 m Tiefe unterhalb des effektiven Wurzelraumes eingebaut (Abb. 1). Es handelt sich um drei Messstellen mit jeweils zwei nebeneinander angeordneten Trichterlysimetern. Die Messstellen sind etwa 30 m voneinander entfernt in einer Linie auf einem Feldschlag angeordnet. Das von den Trichterlysimetern gesammelte Sickerwasser gelangt über eine Edelstahl-Teflon-Rohrverbindung in Sammelbehälter und wird von dort über ein Edelstahlrohr mittels Kreiselpumpe in die PE-Flasche befördert. Die Probenahme erfolgt wöchentlich bis vierzehntägig. Die N-, P- und S-Verbindungen werden an jeder Probe, weitere Inhaltsstoffe an monatlichen Mischproben im Labor der TLL bestimmt.

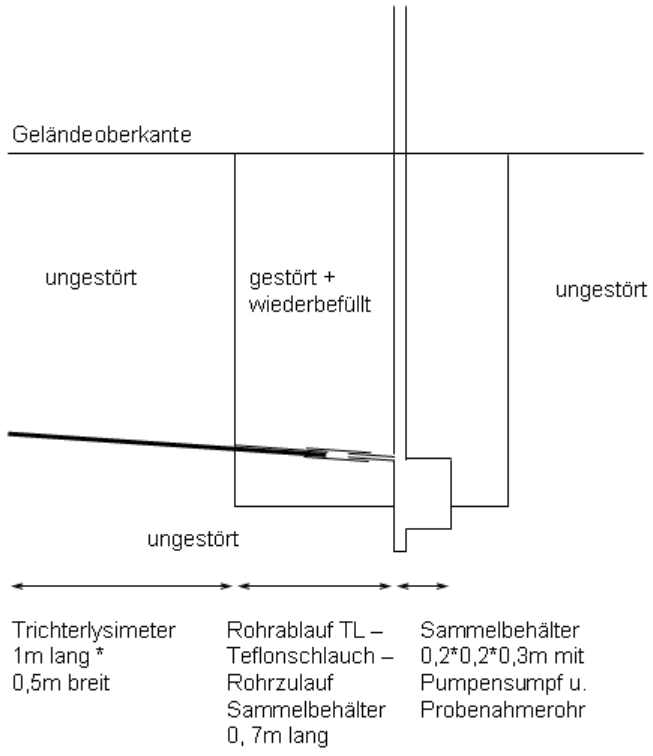


Abbildung 1: Darstellung einer Trichterlysimeteranlage

Die Sickerwassermenge wird mit Hilfe des Verdunstungs- bzw. Mehrschichtbodenfeuchtemodells VERD (Koitzsch & Günther, 1990) berechnet. Aus der Differenz der Tageswerte des Niederschlages und der aktuellen Evapotranspiration (AET) errechnet sich die Auffüllung oder Abnahme des Bodenwasservorrates. Sickerwasser entsteht, wenn alle Schichten des Bodens Feldkapazität erreicht haben. Eingangsparameter für die Kennzeichnung des Bodens sind der Wassergehalt bei Feldkapazität und beim Äquivalentwelkepunkt sowie ein Versickerungsparameter, λ, der den Gravitationswasser-vorrat in Abhängigkeit von der Ent-

wässerungszeit charakterisiert, des Weiteren der Anfangswassergehalt des Bodens, der jeweils vor Winter gravimetrisch an den Messstellen ermittelt wird. Der Pflanzenbestand wird mit Hilfe der Parameter Bedeckungsgrad, Durchwurzelungstiefe und Bestandeshöhe gekennzeichnet.

Im Umkreis der Messstellen werden auf einer Fläche von 25 * 25 m Bodenproben im Frühjahr, nach Ernte und vor Winter entnommen für die Bestimmung des mineralischen Stickstoffs und Schwefels sowie der Makronährstoffe (nur nach Ernte). Die Untersuchungsflächen dienen des Weiteren der Ernte von Pflanzenproben, wobei auch direkt die Fläche über den TL beprobt wird.

Der Nährstoffaustrag ergibt sich aus dem gewogenen Mittel der Nährstoffkonzentration des Sickerwassers multipliziert mit der berechneten Sickerwassermenge. In Dekaden, in denen Sickerwasser berechnet wird und keine Analyse vorliegt, wird für die Abschätzung des Nährstoffaustrages der gewogene Jahresmittelwert der Konzentration eingesetzt.

Der Feldschlag wird von einem landwirtschaftlichen Unternehmen (Marktfrucht-Futterbaubetrieb mit Milchkuhhaltung und einem Tierbesatz von 0,89 GV/ha) bewirtschaftet. In der Fruchtfolge wechseln Winterraps, Winterweizen, Winter- und Sommergerste sowie Silomais. Die Düngung erfolgt mineralisch-organisch. Beim organischen Dünger handelt es sich um Rindergülle, die in 7 Jahren jeweils nach Ernte des Getreides zur Strohrotte und in 2 Jahren zu Silomais vor der Aussaat mit Güllegrubber und Aufwandmengen von 30 bis 70 m^3/ha appliziert worden ist. Die damit verabreichten Nährstoffmengen schwankten zwischen 10 und 23 kg P/ha, 51 bis 154 kg K/ha, 8 und 18 kg Mg/ha sowie 8 und 18 kg S/ha. Schwefel wurde darüber hinaus nahezu jährlich in Form von schwefelsaurem Ammoniak und Yara-Sulfan mit einer Aufwandmenge von durchschnittlich 26 kg/ha * a ausgebracht (Tab. 2). Im Mittel der Jahre kamen 12 kg P/ha, 59 kg K/ha, 10 kg Mg/ha und 33 kg S/ha zum Einsatz (Tab. 2). Die Angaben zur Düngung stammen aus der Schlagkartei des Betriebes.

Tabelle 2: Applizierte Nährstoffmengen im Mittel der Untersuchungsjahre von 2003 bis 2014

Element	mineralisch	organisch in Form von Rindergülle			Gesamt
		zur Kultur [1)]	nach Ernte [2)]	gesamt	
	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}
P	0	2	10	12	12
K	0	12	47	59	59
Mg	0	2	8	10	10
S	26	2	6	8	33
N	136	13	41	54	190

[1)] zu Silomais [2)] Juni bis September

Zu Beginn der Messungen wies der Boden in 0 bis 20 cm Tiefe einen sehr hohen P-CAL-Gehalt auf. Der Wert von 19,6 mg/100 g Boden überstieg die Untergrenze der Gehaltsklasse E um etwa das Doppelte. Auch in 20 bis 40 cm Tiefe war noch ein hoher P-CAL-Gehalt festzustellen (Tab. 3). Sehr hohe Werte waren auch beim K-CAL-Gehalt bis in 60 cm Tiefe zu verzeichnen. Als Ursache für diese Nährstoffanreicherung kommt die vor 1990 über viele Jahre praktizierte Ausbringung hoher Güllemengen in Betracht. Die sehr hohe Mg-Versorgung bis in 90 cm Tiefe ist vor allem auf das Vorkommen von Dolomit im Ausgangsgestein zurückzuführen. Die pflanzenverfügbare S-Menge der oberen 60 cm-Bodenzone betrug im Mittel der Jahre 179 kg/ha. Damit ist auch im Hinblick auf Schwefel eine ausreichende Versorgung der landwirtschaftlichen Kulturen gegeben. Quellen dafür sind die im mittleren Keuper reichlich vorhandenen Gipseinlagerungen.

Tabelle 3: Nährstoffgehalte und -bindungsverhältnisse des Bodens [1)]

Horizontbez.	Tiefe	P-CAL	P-$CaCl_2$	Pox	Feox	Alox	PSC	DPS	Ca austausch-bar
	cm	mg/100 g Bo.		mmol/ kg Boden				%	
Ap	20	19,6 E	0,46	20,2	38,7	54,5	46,6	43	454
Axh	40	8 D	0,13	13,0	37,8	56,0	46,9	28	477
Axh+Cvc	60	1,9 A	0,03	7,5	33,7	54,1	43,9	17	504
Cvc2	90	1,0 A	0,01	7,2	29,7	40,4	35,1	20	460

Horizontbez.	Tiefe	K-CAL	Mg-$CaCl_2$	Smin	Corg
	cm	mg/100 g Boden			%
Ap	20	70,0 E	40,0 E	0,49	2,9
Axh	40	56,0 E	42,8 E	1,46	2,1
Axh+Cvc	60	25,3 D	53,3 E	4,0	1,5
Cvc2	90	12,7 B	72,5 E	4,4	1,0

[1)] Bodenprobenahme für P-Gehalte und –Bindungsverhältnisse im Frühjahr 2003 sowie für K-, Mg-, Smin- und Corg-Gehalte nach Ernte 2006

Die P-Sorptionskapazität an Al- und Fe-Oxiden (PSC) beläuft sich in den humusdominierten Horizonten bis in 60 cm Tiefe auf 44 bis 46 mmol/kg, in etwa vergleichbar mit Werten von Piehl & Werner für tonig-lehmige Böden im Münsterland und Niederrhein (1997). In den darunter anstehenden Tonmergeln ist ein deutlicher Rückgang der PSC-Werte festzustellen. Der P-Sättigungsgrad der Sorptionskapazität an Fe- und Al-Oxiden (DPS) bemisst sich im oberen Ap-Horizont auf 43%. Der darauffolgende Axh-Horizont weist in 20 bis 40 cm Tiefe einen Wert von 28% und in 40 bis 60 cm Tiefe von 17% auf. Der Cvc-Horizont ist durch einen DPS von 20% gekennzeichnet.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Erträge und Nährstoffsalden

Die mittleren Trockenmasse-Erträge entsprechen mit 69 dt/ha Winterweizen, 41 dt/ha Winterraps und 212 dt/ha Silomais der Standortbonität (Tab. 4). Die Ertragsschwankungen zwischen den Einzeljahren lassen die starke Abhängigkeit von der Menge und jahreszeitlichen Verteilung des Niederschlages in einem Trockengebiet erkennen.

Die P-, K- und Mg-Salden fallen im Mittel des Untersuchungszeitraumes negativ aus. Nur beim S ist ein positiver Saldo zu verzeichnen. Demnach muss es von 2003 bis 2014 zu einer Abnahme des P-, K- und Mg-Bodenvorrates gekommen sein. Bei Betrachtung der Einzeljahre ergibt sich beim P in jedem Jahr ein negativer Saldo. Die mit der Rindergülle zugeführte P-Menge lag in allen Jahren unter dem Wert der P-Abfuhr. Bei K und Mg wechseln negative mit positiven Jahres-Nährstoff-Salden.

Tabelle 4: Trockenmasse-Erträge und Nährstoffsalden

Jahr	Fruchtart	TM-Ertrag Hauptprodukt	Nährstoff-Saldo			
			P	K	Mg	S
		dt ha^{-1}	kg ha^{-1}			
2003	W.-Weizen	59,4	-14	+35	0	+53
2004	S.-Gerste	56,7	-6	+62	+3	+11
2005	W.-Raps	36,6	-28	-29	-13	+9
2006	W.-Weizen	60,2	-17	+39	-2	+54
2007	Silomais[1)]	130,6	-12	-95	-10	+31
2008	W.-Weizen	81,2	-8	+118	+7	+22
2009	W.-Gerste[2)]	82,5	-15	-135	+6	+12
2010	W.-Raps	46,0	-27	-34	-11	+28
2011	W.-Weizen	71,7	-1	+26	+8	+13
2012	Silomais	211,7	-19	-257	-22	-6
2013	W.-Weizen[2)]	72,4	-33	-165	-16	+12
2014	W.-Gerste	65,9	-2	+24	+13	+18
2003…2014			-15	-34	-3	+22

[1)] Fläche über Trichterlysimeter vorzeitig abgeerntet, Ertrag Umgebungsfläche 211 dt TM/ ha

[2)] Strohabfuhr Wintergerste 2009 (58 dt Stroh-TM/ha) und Winterweizen 2013 (59 dt Stroh-TM/ha)

3.2 Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge beläuft sich im Mittel der Jahre auf 118 mm. Die Jahreswerte schwanken zwischen 61 und 203 mm (Abb. 2). Unter der Annahme eines Bodenwasserflusses nach dem Verdrängungsprinzip ergibt sich bei einer FKwe von 545 mm eine Austauschrate des Bodenwassers von 22 % bzw. eine Verlagerungsstrecke des Bodenwassers von 2,8 dm je Jahr.

Da die Pelosol-Schwarzerde bis in 130 cm Tiefe durch ein Rissgefüge charakterisiert ist und die Tonmergel im Cv-Horizont ein Polyedergefüge aufweisen, ist davon auszugehen, dass präferentieller Fluss die Stoffverlagerung in diesem Boden dominiert. Die im Bodenwasser gelösten Nährstoffe können deshalb schneller in tiefere Bodenzonen gelangen als es der errechnete theoretische Wert von 2,8 dm je Jahr erwarten lässt.

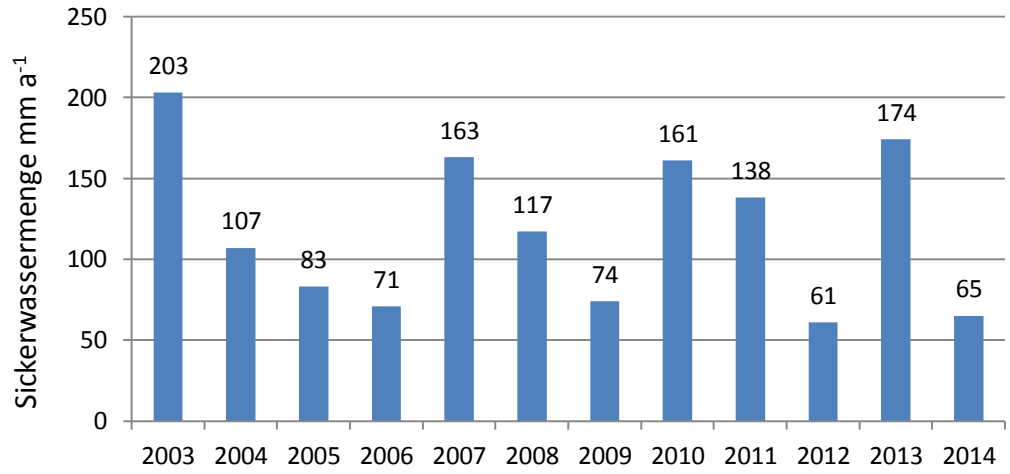


Abbildung 2: Jahreswerte der Sickerwassermenge der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken mit ackerbaulicher Nutzung, berechnet mit dem Verdunstungsmodell VERD

Die Boxplot-Auswertung der ermittelten Dekadenwerte der Sickerwassermenge bringt zum Ausdruck, dass sich der Zeitraum der Sickerwasserbildung im Wesentlichen zwischen Ende Dezember und Ende April abspielt. Vereinzelt kann es auch davor und danach zu höheren Sickerwasserspenden kommen (Anlage 1).

3.3 Nährstoffkonzentration des Sickerwasserrs und Nährstoffaustrag

3.3.1 Phosphor

Den Verlauf der Pt-(TP)-Konzentration des Sickerwassers zeigt Abb. 3. Es handelt sich um die Einzelwerte der sechs Trichterlysimeter.

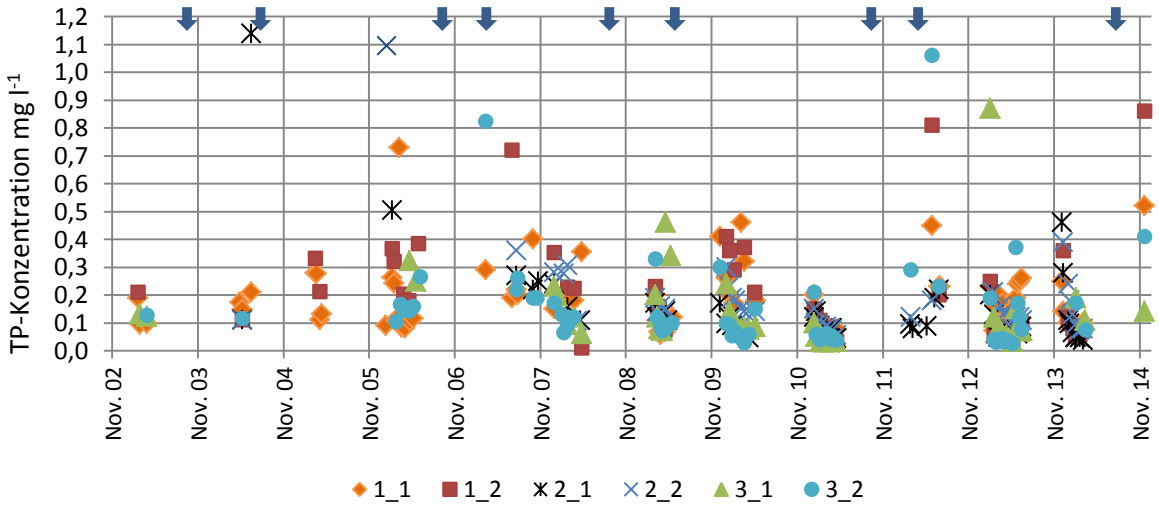


Abbildung 3: TP-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014
blauer Pfeil…Gülleapplikation, 30 bis 70 m^3/ha und damit 10 bis 23 kg P/ha

Ab dem Untersuchungsjahr 2006 stimmt der Zeitraum, ab dem die Trichterlysimeter Sickerwasser sammeln und die Sickerwasserbildung endet gut mit den Berechnungen des Modells

überein. In der Hälfte der Jahre beginnt die Abflussperiode Mitte November/ Anfang Dezember, in der anderen Hälfte Mitte Februar.

Im Verlauf der zwölf Untersuchungsjahre wird der Grenzwert für Oberflächengewässer, 0,15 mg Pt/l, häufig überschritten (Abb. 3). Im Mittel der Jahre ergibt sich eine Pt-Konzentration von 0,15 mg/l. Die Jahreswerte der gewogenen Mittel schwanken zwischen 0,11 und 0,27 mg Pt/l (Tab. 5).

Tabelle 5: Jahreswerte der P-Konzentrationen des Sickerwassers und P-Austräge

	2003	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**Mittel**
Pt_{gew} mg/l	0,140	0,153	0,251	0,179	0,272	0,160	0,169	0,127	0,109	0,230	0,132	0,114	0,148
$MRDP_{gew}$ mg/l	0,090	0,085	0,166	0,101	0,147	0,104	0,105	0,093	0,08	0,181	0,083	0,084	0,098
Pt g/ha	288	157	208	153	457	176	107	235	156	133	246	73	199
Sicker-wasser-menge mm/a	203	107	83	71	163	117	74	161	138	61	174	65	118

Zwischen der Sickerwassermenge und der Pt-Konzentration des Sickerwassers ist ein schwacher Zusammenhang erkennbar. In Jahren mit unterdurchschnittlichem Sickerwasserdargebot (< 100 mm) kommt es häufiger zu Pt-Konzentrationen über 0,15 mg/l als in Jahren mit ergiebigerem Sickerwasseranfall (> 100 mm) (Abb. 4).

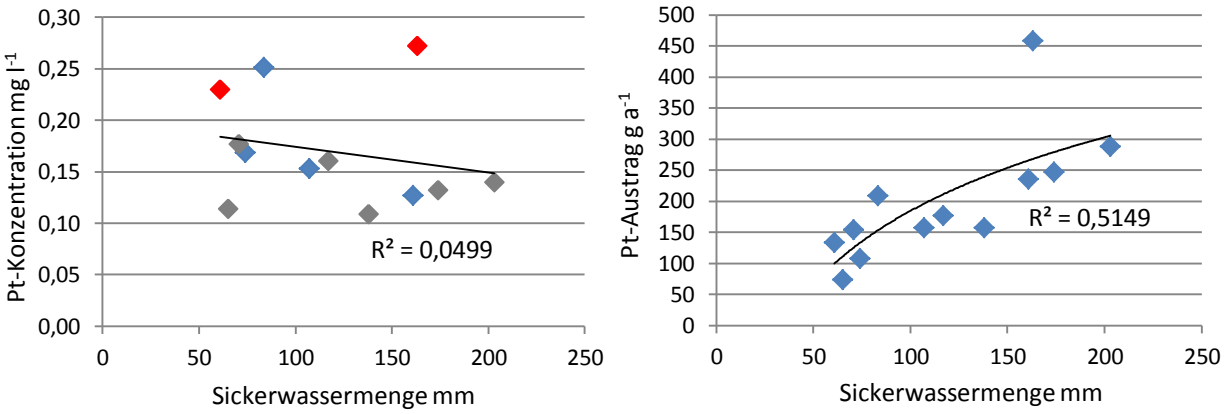


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und Pt-Konzentration des Sickerwassers und Pt-Austrag
rot…Rindergülle im Herbst zuvor und im Frühjahr, blau...Rindergülle im Herbst zuvor, grau…keine Rindergülle im Herbst zuvor und im Frühjahr

Zu Beginn der Sickerwasserbildung eines Jahres treten in der Regel die höchsten Pt-Konzentrationen auf und zeigt sich im weiteren Verlauf eine rückläufige Tendenz bis unter 0,1 mg Pt/l. In vier von zwölf Jahren hält der anfangs beobachtete Befund erhöhter P-Konzentrationen über mehrere Wochen an (2006, 2007, 2010 bei einem Teil der TL und 2012) (Abb. 3).

Die Verabreichung von Phosphor erfolgte in Form von Gülle in sieben von zwölf Jahren jeweils nach der Ernte ab Mitte Juni bis Mitte September mit einer Menge von 10 bis

23 kg P/ha. Die Sickerwasserbildung begann daraufhin im Dezember bis März. In sechs dieser Jahre gab es zu Beginn deutlich erhöhte P-Konzentrationen im Sickerwasser.

Dieser Trend, erhöhter Anfangswerte, war auch in den Jahren 2006, 2008 und 2013 zu beobachten, obwohl im Herbst zuvor keine Gülle ausgebracht worden war.

In zwei der Jahre mit Gülleausbringung im Herbst erfolgte eine zweite Gabe im Frühjahr vor Aussaat von Silomais. Im Jahr 2007 kam es einige Tage danach zu ergiebigen Niederschlägen, woraufhin die Sickerwassermenge anstieg und die P-Konzentration des Sickerwassers anhaltend über 0,2 mg P/l blieb. Auch im Jahr 2012 fiel die Frühjahrsapplikation der Gülle mit der Periode der Sickerwasserbildung zusammen und war ein Anstieg der P-Konzentration bis auf 1,1 mg P/l zu verzeichnen. Die Jahresmittelwerte dieser beiden Jahre waren mit 0,27 und 0,23 mg Pt/l überdurchschnittlich hoch.

In den vier Jahren, in denen nur im Herbst Gülle ausgebracht wurde (2004, 2005, 2009 und 2010) lag die P-Konzentration des Sickerwassers im Jahresmittel (0,15; 0,25; 0,17 und 0,13 mg Pt/l) demgegenüber niedriger, wobei in den Jahren mit geringerer Sickerwassermenge (2005 und 2009) die P-Werte höher ausfielen und umgekehrt.

In den fünf Jahren, in denen weder im Herbst noch im Frühjahr Gülle zum Einsatz kam (2006, 2008, 2011, 2013 und 2014), fielen die Mittelwerte mit 0,18; 0,16; 0,11; 0,13 und 0,11 mg Pt/l in der Tendenz am geringsten aus.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass auf diesem Standort mit sehr hohem P-Gehalt in der Ackerkrume der Einsatz von Gülle im Frühjahr in Kombination mit einer Applikation im Herbst das Risiko der P-Verlagerung deutlich erhöht. Die alleinige Ausbringung von Gülle im Herbst birgt im Vergleich zu keinem Einsatz ein etwas höheres Risiko der P-Verlagerung, wobei auch ohne organische Düngung Grenzwertüberschreitungen von P im Sickerwasser vorkommen. Ergiebige Sickerwassermengen tragen zur Minderung der P-Konzentration des Sickerwassers bei. Niedrige Sickerwassermengen begünstigen höhere P-Konzentrationen des Sickerwassers.

Die Jahres-P-Frachten, die in 1,3 m Tiefe erfasst worden sind, schwanken zwischen 72 und 457 g Pt/ha. In den Jahren 2007 und 2012 mit den höchsten P-Konzentrationen waren es 457 und 132 g/ha. Aufgrund der nur schwachen Tendenz der Abnahme der P-Konzentration bei höheren Sickerwassermengen kommt es auf diesem Standort mit zunehmender Sickerwassermenge zu einem Anstieg der P-Auswaschung (Abb. 4).

Im Mittel von zwölf Jahren steht einem negativen P-Saldo von -13 kg/ha ein P-Austrag von 0,20 kg/ha gegenüber.

Der Anteil des molybdatreaktiven gelösten Phosphors (MRDP) an der Gesamt-P-Konzentration des Sickerwassers bemisst sich auf 54 bis 79% (Tab. 5, Anlage 2). Damit wird deutlich, dass der überwiegende Teil des ausgewaschenen Phosphors bioverfügbar ist. Nach Heathwaite (1997) handelt sich dabei um ortho-Phosphat, leicht hydrolysierbare anorganische Polyphosphate und niedermolekulare organische P-Verbindungen.

Der Gehalt des Bodens an pflanzenverfügbarem Phosphor (CAL-P) zeigt unter dem Einfluss eines negativen P-Saldos im Verlauf der Untersuchungsjahre eine leicht abnehmende Tendenz in 20 bis 40 cm Tiefe (Abb. 5). Der P-Gehalt des Bodens in 0 bis 20 cm Tiefe bleibt unverändert hoch.

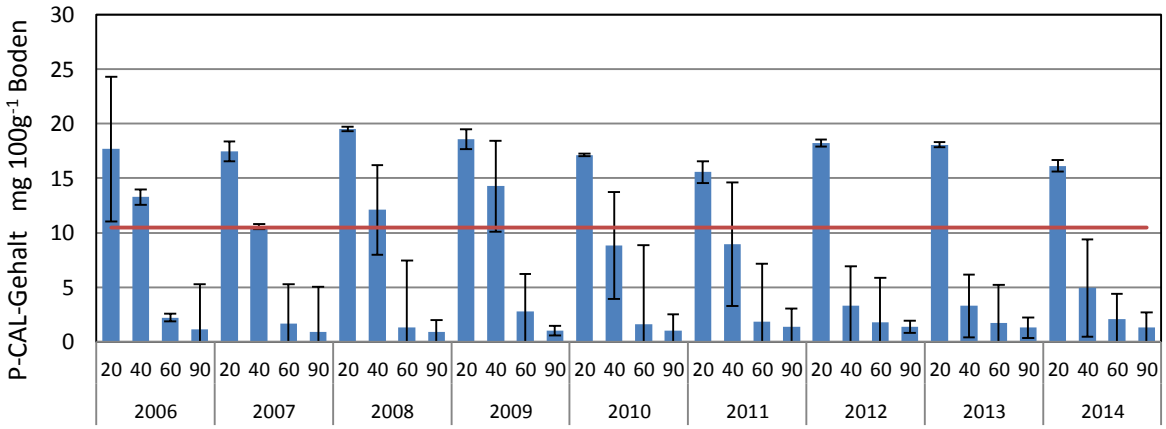


Abbildung 5: P-CAL-Gehalt des Bodens in 0…20, …40, …60 und …90 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf von 2006 bis 2014
Balken…Standardabweichung der drei Messstellen, rote Linie…Beginn Gehaltsklasse E

Die Analyse des Sickerwassers auf den Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) erbrachte über den gesamten Untersuchungszeitraum hohe Werte im Bereich von 10 bis 25 mg DOC/l (Anlage 3). Dieser Wertebereich ist typisch für die Bodenlösung von Ap-Horizonten in Ackerböden (Scheffer & Schachtschabel, 2010).

Die Analyse der P-Fraktionen nach Kurmies bringt zum Ausdruck, dass in den beiden oberen Bodenhorizonten in 0 bis 20 und 20 bis 40 cm Tiefe 46 bis 49% des Phosphors an Ca und 35 bis 40% an Fe- und Al-Oxide sowie Tonminerale gebunden sind (Abb. 6). Der Anteil an organisch gebundenen P bemisst sich auf 15%. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt der Gesamt-P-Gehalt ab und tritt ein hoher Anteil des Phosphates an Ca gebunden auf. Ein weiterer geringer Anteil von 4% ist P in organischer Substanz.

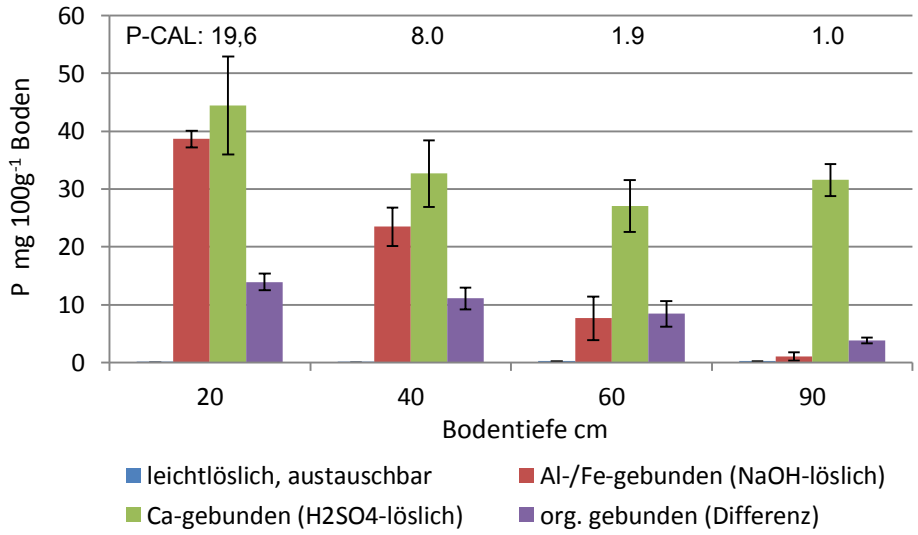


Abbildung 6: Anteile unterschiedlicher P-Fraktionen des Bodens am P-Gesamt-Gehalt (sequentielle P-Fraktionierung nach Kurmies),
Balken…Standardabweichung, Pges-Gehalte (Summe der P-Fraktionen) in 0…20, 20…40, 40…60 und 60…90 cm Tiefe: 97, 67, 43 und 37 mg/100 g Boden

Das Phosphat-Ion wird im Boden spezifisch an Fe- und Al-Oxide und Tonminerale gebunden und besitzt eine starke Neigung zur Bildung von schwer löslichen Ca-, Fe- und Al-Phosphaten. Daneben kommt es als Bestandteil der organischen Substanz vor. Aufgrund dieser überwiegend stabilen Bindungen wurde in der Vergangenheit davon ausgegangen, dass Phosphor im Boden immobil ist und eine Auswaschung aus der Wurzelzone keine Bedeutung hat. Zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre belegen aber, dass mit zunehmendem P-Gehalt des Bodens auch die P-Konzentration der Bodenlösung ansteigt (Scheinost, 1995) und damit die Gefahr der Verlagerung in tiefere Bodenzonen. Van der Zee (1990) stellte für sandige Böden fest, dass die P-Konzentration des Sickerwassers 0,1 mg P/l übersteigt, wenn im Oberboden mehr als 30% der Bindungsplätze der Fe- und Al-Oxide mit Phosphat belegt sind. Heckrath et al. (1995) wiesen für einen schluffig-tonigen Lehm nach, dass die P-Konzentration des Sickerwassers von 0,15 auf 0,5 mg/l linear ansteigt, wenn der Oberboden mehr als 57 mg Olsen-P/100g enthält. Das entspricht in etwa einem Wert von 10,3 mg CAL-P/100g Boden.

Im vorliegenden Versuch ist der Oberboden in 0 bis 20 cm Tiefe durch einen P-CAL-Gehalt von 19,6 mg/100g Boden und einen P-Sättigungsgrad der Fe- und Al-Oxide von 43% gekennzeichnet. Den o.g. Literaturangaben zufolge müsste die P-Konzentration des Sickerwassers deutlich über 0,15 mg P/l liegen.

Die sequentielle P-Fraktionierung kam zum Ergebnis, dass das Phosphat-Ion in der Ackerkrume zu etwa 45% an Ca und zu weiteren 40% an Al- und Fe-Oxide gebunden ist. Scheffer & Schachtschabel (2010) weisen darauf hin, dass in Böden mit alkalischen pH-Verhältnissen Ca-Brücken eine höhere Stabilität der P-Bindungen an Fe- und Al-Oxide verursachen können. Ca-Brücken werden bei alkalischer Bodenreaktion auch für die Ausbildung schwer löslicher organischer P-Verbindungen verantwortlich gemacht. Diese Stabilisierung der Phosphat-Bindungen hat vermutlich dazu beigetragen, dass die P-Konzentration des Sickerwassers im langjährigen Mittel unter 0,15 mg Pt/l bleibt obwohl der P-Sättigungsgrad 43% beträgt.

Mit zunehmender Tiefe nimmt der Anteil der Ca-Phosphate zu, was mit den Kalksteinlagen im C-Horizont erklärt werden kann. Der in 60 bis 90 cm Tiefe in geringer Menge vorkommende organisch gebundene Phosphor hängt mit der humosen Füllung der Schrumpfrisse zusammen.

Der hohe DOC-Gehalt des Sickerwassers in 130 cm Tiefe weist daraufhin, dass es einen direkten Kontakt mit dem humosen Oberboden gibt und die bis in diese Tiefe reichenden Schrumpfrisse entscheidende Wegsamkeiten für den Bodenwasserfluss aus der Wurzelzone darstellen. Die zu Anfang der Sickerwasserbildung und bis in den Frühsommer hinein gemessenen höheren Werte der P-Konzentration sind im Zusammenhang mit der Lösung der an Oxidoberflächen gebundenen Phosphate zu sehen, wenn infolge mikrobieller Aktivität organische Säuren freigesetzt werden und diese mit den Phosphat-Ionen um deren Bindungsplätze an den Fe- und Al-Oxiden konkurrieren. Präferentieller Fluss über die Schrumpfrisse hat vermutlich deren Verlagerung in tiefere Bodenzonen begünstigt. Über diese Möglichkeit der Phosphat-Lösung berichten Amberg & Amann, 1984, Jiao et al., 2004 sowie Guppy et al., 2005. Die Zunahme der P-Konzentration des Sickerwassers nach Verabreichung von Gülle, insbesondere nach der doppelten Gabe im Herbst und im Frühjahr kann auf die dadurch verstärkt in Gang gesetzte mikrobielle Aktivität in der Ackerkrume und den Schrumpfrissen zurückgeführt werden oder auf die mit der Gülle direkt zugeführten niedermolekularen organischen Verbindungen, die das Phosphat-Ion von den Oxid-Plätzen verdrängt haben. Untersuchungen von Ulen et al., 2013 zeigten andererseits, dass die P-Konzentration des Perkolates des Oberbodens viel stärker durch einen hohen P-Gehalt des Bodens als durch eine einzelne Gülleapplikation beeinflusst wird. Sie wiesen nach, dass eine Gülleapplikation auf einen mit P hoch konzentrierten Boden ein größeres P-Auswaschungsrisiko nach sich zieht als eine gleiche Applikation zu einem niedrig mit P versorgten Boden. Kleinmann et al. (2005) und Heckrath et al. (1995) kamen zum gleichen Ergebnis und führten dies auf die Wirkung der mit der Gülle verabreichten oder durch sie in Gang gesetzten Bildung von organischen Säuren, die die im Boden vorhandenen Phosphat-

Ionen von den Oxid-Bindungsplätzen verdrängen, zurück. Ulen et al. (2013) vermuteten darüber hinaus, dass auch der Abbau organischer Substanz ein bedeutender Faktor für perkolierende gelöste reaktive P-Verbindungen sein kann. Ihre Aussage stützte sich auf einen engen Zusammenhang zwischen gelöstem reaktiven Phosphor (DRP) und TOC (gelöster organischer C) im Sickerwasser. Fuentes et al. (2012) fanden nach Applikation von Gülle in den ersten darauffolgenden Abflussperioden Konzentrationen von bis zu 1,2 mg DRP/l, die mit der Zeit abnahmen, was mit einer zunehmenden Stabilisierung gelöster Phosphate durch Interaktion mit den Bodenbestandteilen erklärt worden ist. Die feine Gülle-Fraktion (< 45 µm) erwies sich als sehr mobile Fraktion, mit der auch ein direkter Transfer von gelöstem P in größere Tiefe ablaufen kann (Fuentes et al., 2012). Die in den eigenen Untersuchungen gemessenen hohen P-Konzentrationen zu Beginn der Sickerwasserbildung können deshalb auch auf einen direkten schnellen Transport von mit der Gülle zugeführten gelösten P-Verbindungen über die Schrumpfrisse verursacht worden sein. Das Angebot an Ca-Ionen für die Bildung von Ca-Phosphaten ist in den humos gefüllten Schrumpfrissen möglicherweise begrenzt.

Schlussfolgernd ist festzustellen, dass die erhöhten P-Konzentrationen des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde in erster Linie durch den sehr hohen P-Gehalt der Ackerkrume ausgelöst worden sind. Durch Zugabe von Gülle ist es zu einer verstärkten Mobilisierung der Phosphat-Ionen gekommen, die über die Schrumpfrisse bis in tiefere Bodenzonen gelangen konnten. Die Ausbringung von Gülle sollte deshalb auf diesem Standort untersagt werden. Ein über den zwölfjährigen Messzeitraum leicht negativer P-Saldo hat einen Rückgang des P-Gehaltes in 20 bis 40 cm Tiefe bewirkt, woran deutlich wird, dass über diesem Weg langfristig eine Minderung des P-Verlagerungsrisikos möglich ist.

Die Verlagerung über die Schrumpfrisse ist nicht gleich bedeutend mit einer Auswaschung aus der Wurzelzone und einer Befrachtung der Grund- und Oberflächengewässer. Die Schrumpfrisse enden etwa in 140 cm Tiefe. Bis dorthin verlagerte Phosphat-Ionen können dort verbleiben und einer späteren Aufnahme durch die Pflanzenwurzel unterliegen. Bei Vorhandensein einer Dränage ist allerdings ein Übertritt in angrenzende Fließgewässer möglich.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der sehr hohe P-Gehalt der Ackerkrume der Pelosol-Schwarzerde im Zusammenhang mit der Ausbringung von Gülle eine Gefahr für die Verlagerung von P aus der Wurzelzone darstellt, wobei präferentieller Fluss über Schrumpfrisse die P-Verlagerung begünstigt. Ohne Gülleausbringung kann die P-Konzentration in Verbindung mit ergiebigen Sickerwassermengen meist unter 0,15 mg P/l gehalten werden. Bindungen an Ca-Ionen können für die trotz des sehr hohen P-Gehaltes in der Ackerkrume meist noch unter 0,15 mg Pt/l liegende P-Konzentrationen des Sickerwassers verantwortlich gemacht werden. Dennoch begünstigt die für das Thüringer Becken typische niedrige Sickerwassermenge von durchschnittlich 118 mm je Jahr auf Standorten mit sehr hohem P-Gehalt in der Ackerkrume P-Konzentrationen über dem Grenzwert, 0,15 mg Pt/l.

Aus Sicht der pflanzlichen Ernährung besteht kein Grund auf diesem Standort P-Dünger einzusetzen. Die Gülle sollte deshalb auf Flächen mit P-Bedarf ausgebracht werden.

3.3.2 Kalium

Der Verlauf der K-Konzentration des Sickerwassers geht aus Abb. 7 hervor. Die Werte liegen im Bereich zwischen 0,5 und 4 mg/l. Für den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt sich ein gewogener Mittelwert von 1,55 mg K/l. Die Jahreswerte bewegen sich zwischen 0,91 und 2,8 mg K/l (Tab. 6).

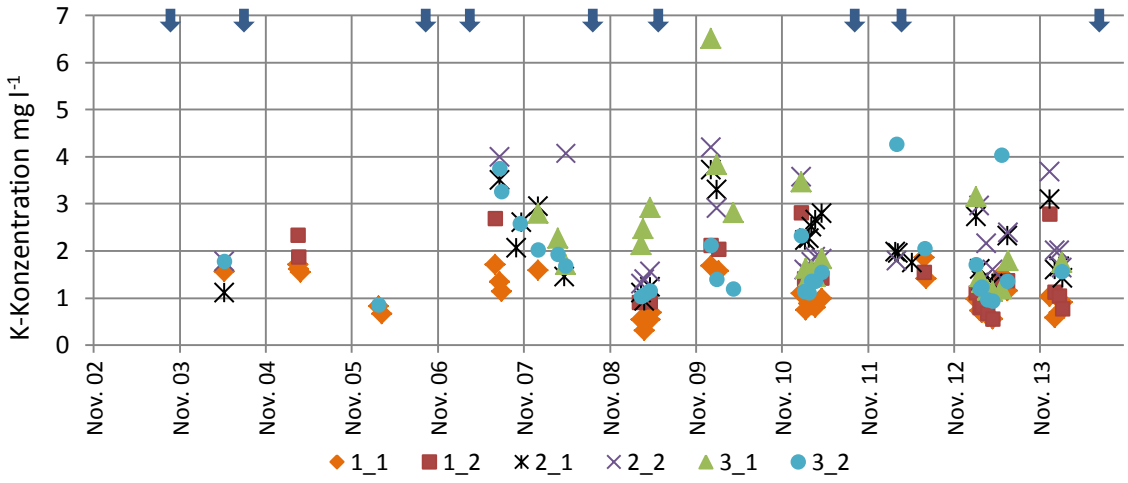


Abbildung 7: K-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014 blauer Pfeil…Gülleapplikation

Die Jahre 2007, 2010 und 2012 zeichnen sich durch die höchsten Werte aus wie bei den P-Konzentrationen. Vergleichbar dem P weist das Sickerwasser zu Beginn der Sickerperiode in der Regel die höchsten Werte auf und kommt es im weiteren Verlauf zu einem Rückgang bis in den Bereich um 1mg K/l. Der hohe Jahresdurchschnittswert 2012 kann im Zusammenhang mit der geringen Sickerwassermenge von 61 mm gesehen werden. In den Jahren 2007 und 2012 ist Gülle im Herbst und im Frühjahr zu Silomais appliziert worden. Die Sickerwasserperiode erstreckte sich von Mitte März bis Mitte Juli im Jahr 2012 und über Ende Oktober hinaus im Jahr 2007. Aufgrund der weiten Reihenabstände von Silomais und des zu größeren Anteilen im Frühjahr brach liegenden Bodens kann mit Gülle angereichertes Oberbodenmaterial über die Schrumpfrisse bis in größere Tiefen gelangt sein und dort erhöhte K-Konzentrationen im Sickerwasser hervorgerufen haben. Mit der Rindergülle sind in den Frühjahrsgaben etwa 72 und 67 kg K/ha appliziert worden.

Tabelle 6: Jahreswerte der K-Konzentrationen des Sickerwassers und K-Austräge

		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Mittel
K_{gew}	mg/l		1,48	1,74	0,84	2,47	2,28	0,91	2,8	1,44	2,67	1,3	1,12	1,55
K	kg/ha		1,58	1,46	0,56	3,98	2,65	0,76	4,51	2,2	1,57	2,38	0,78	2,0

Der K-CAL-Gehalt der Ackerkrume (0 bis 40 cm) liegt mit 70 und 56 mg/100 g Boden weit über dem unteren Wert der Gehaltsklasse E, 37 mg/100g Boden. Die austragsrelevante Bodenzone 60 bis 90 cm Tiefe weist einen Wert von 12,7 mg/100 g Boden auf, der sich knapp unter dem Wert der Gehaltsklasse C (15 mg/100 g Boden) befindet. In 40 bis 60 cm Tiefe sind es 25,3 mg/100 g Boden, was der Gehaltsklasse D entspricht.

Im Mittel der Jahre 2004 bis 2014 beträgt der K-Austrag 2,0 kg/ha mit einer Schwankungsbreite von 0,6 bis 4,0 kg/ha in den Einzeljahren. Die höchsten Werte treten 2007, 2008, 2010 und 2013 auf mit hohen K-Konzentrationen (außer 2013) und überdurchschnittlichen Sickerwassermengen (117 bis 174 mm). Die Jahre 2008 und 2013 hatten weder im Herbst zuvor noch im Frühjahr eine Güllegabe, das Jahr 2007 sowohl im Herbst als auch im Frühjahr und das Jahr 2010 im Herbst zuvor eine Güllegabe. Ein gesicherter Einfluss der Gülleausbringung ist nicht ersichtlich.

Der K-Saldo fällt im langjährigen Mittel mit -34 kg/ha negativ aus. Es wechseln positive und negative Jahres-K-Salden. Ein Zusammenhang zu den Jahres-K-Austrägen ist nicht zu erkennen.

Bei Betrachtung der K-CAL-Gehalte zeigt sich im Verlauf der zwölf Untersuchungsjahre eine abnehmende Tendenz als Folge des langjährig negativen K-Saldos (Abb. 8). Bei der K-Konzentration des Sickerwassers ist diese rückläufige Tendenz nicht zu beobachten (Abb. 7).

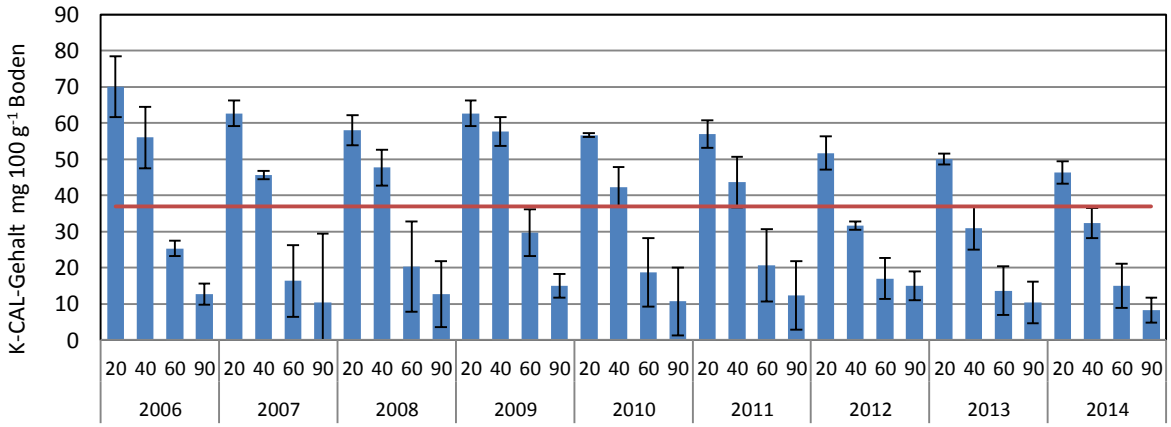


Abbildung 8: K-CAL-Gehalt des Bodens in 0…20, …40, …60 und …90 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf von 2006 bis 2014
Balken…Standardabweichung der drei Messstellen, rote Linie…Beginn Gehaltsklasse E

Das Substrat des mittleren Keupers ist im Oberboden als lehmiger Ton und darunter als umgelagerter oder anstehender Tonstein in Wechsellagerung mit mergeligen Lagen, Gipseinschaltungen und tonigen Kalksteinlagen (Steinmergelbänke) charakterisiert (Rau et al., 1995). Mergel beinhaltet Material der Tonfraktion und Kalkspat bzw. Dolomit (Fiedler & Hunger, 1970). Das vorherrschende Tonmineral ist in der Regel Illit. Die Tonminerale enthalten meist viel Magnesium und Kalium (Fiedler & Hunger, 1970).

Die Kationenaustauschkapazität des Versuchsbodens ist bis in 60 cm Tiefe als extrem hoch und darunter als sehr hoch zu bezeichnen (Tab. 1). Das bedeutet, es steht eine große Menge an Dreischichttonmineralen für die Kationenbindung zur Verfügung. In den A-Horizonten dominieren die Ca- und Mg-Ionen an den Sorptionsplätzen. Das eintauschschwächere Kalium belegt erwartungsgemäß den geringsten Anteil. Im Unterboden nimmt der Anteil der Ca-Sorption zugunsten derjenigen von Mg ab und ist die Sorption von K kaum noch von Bedeutung.

Das K-Ion wird unter Verlust seiner Hydrathülle in erster Linie spezifisch gebunden, wodurch es fixiert und nicht mehr austauschbar vorliegt. Erst wenn diese Bindungsplätze belegt sind, beginnen die Sorption an die äußeren Oberflächen der Tonminerale und der Aufbau eines austauschbaren K-Pools (Scheffer & Schachtschabel, 2010). Spezifische Bindungsplätze liefern in der Schluff- und Grobtonfraktion die Vermikulite und in der Feintonfraktion der randlich aufgeweitete Illit und Smectite.

Das austauschbare Kalium bestimmt wesentlich die K-Konzentration der Bodenlösung. Den Zusammenhang zwischen beiden Fraktionen stellen K-Ca-Austauschkurven dar, da das Austauschverhalten von K auch von der Konzentration der um die Bindungsplätze konkurrierenden Ca- und Mg-Ionen abhängt. Scheinost (in Scheffer & Schachtschabel, 2010) verglich das K-Ca-Austauschverhalten dreier hoch mit CAL-K versorgter Böden aus Löß und fand heraus, dass das K-/Ca-Aktivitätenverhältnis, d.h. die Aktivität von K in der Bodenlösung im Vergleich zu Ca bei einem K-CAL-Gehalt des Bodens von 38,2 mg/100 g (GK E) dreifach höher liegt im Vergleich zu einem K-CAL-Gehalt von 19,1 mg/100 g Boden (GK D).

Im vorliegenden Versuch weist die Pelosol-Schwarzerde in 0 bis 60 cm Tiefe einen K-CAL-Gehalt von 63 mg/100 g Boden auf (GK E). Anhand der o.g. Ergebnisse von Scheinost kann davon ausgegangen werden, dass ein größerer Teil des Kaliums in leicht austauschbarer Form vorliegt und dementsprechend auch mit einer höheren K-Konzentration der Bodenlösung in den A-Horizonten bis in 60 cm Tiefe zu rechnen ist. Die K-Fixierungskapazität dieser Bodenhorizonte ist vermutlich weitgehend abgesättigt.

Der sehr geringe Anteil der K-Ionen am Sorptionskomplex im C-Horizont bringt andererseits zum Ausdruck, dass dort noch Bindungsplätze für eine K-Fixierung vorhanden sind und die mobile austauschbare Fraktion gering ausfällt. In Anbetracht dessen, erscheint die K-Konzentration des Sickerwassers in 130 cm Tiefe mit einem Wertebereich von 1 bis 4 mg K/l überdurchschnittlich hoch. Vermutlich ist das aus den A-Horizonten mit K angereicherte Bodenwasser zu einem größeren Teil direkt über die humos gefüllten Schrumpfrisse bis in 130 cm Tiefe gelangt. Da die organische Substanz für die K-Bindung kaum infrage kommt, hat über diesem Pfad offenbar kaum eine Verringerung der K-Konzentration des Bodenwassers stattgefunden.

Die Konzentration des Sickerwassers nimmt in der Tendenz mit der Sickerwassermenge zu, was nur durch den hohen Anteil der austauschbaren, mobilen K-Fraktion am Sorptionskomplex in den A-Horizonten und dem Abflussregime über präferentielle Fließbahnen erklärt werden kann (Abb. 9).

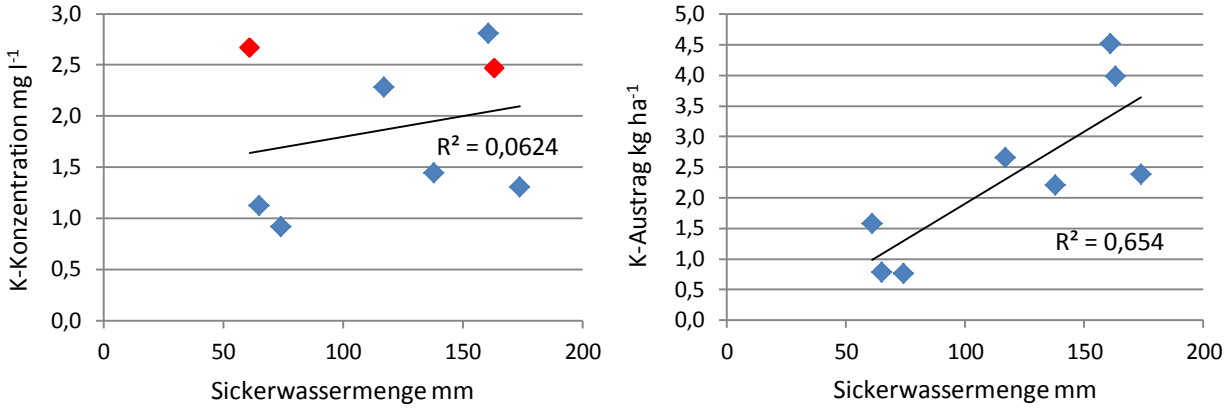


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge, K-Konzentration des Sickerwassers und K-Austrag
rot…Rindergülle im Herbst zuvor und im Frühjahr

Auf diesem Standort mit einem sehr hohen K-Gehalt in der Ackerkrume steigt deshalb trotz der im C-Horizont zu erwartenden hohen K-Fixierungskapazität die K-Auswaschung mit zunehmender Sickerwassermenge an.

Der sehr hohe K-CAL-Gehalt der Ackerkrume ist in Verbindung mit dem auf diesem Standort vorwiegenden Wasserflusses über Schrumpfrisse der maßgebliche Faktor für die K-Auswaschung bis in tiefere Bodenzonen.

3.3.3 Magnesium

In Abbildung 10 ist der Verlauf der Mg-Konzentration dargestellt. In den Jahren mit häufiger Analyse auf Mg, ab 2007, bewegen sich die Mg-Konzentrationen zwischen 200 und 800 mg/l. Es zeigt sich eine Gruppierung der Messstellen 1, 2 und 3.

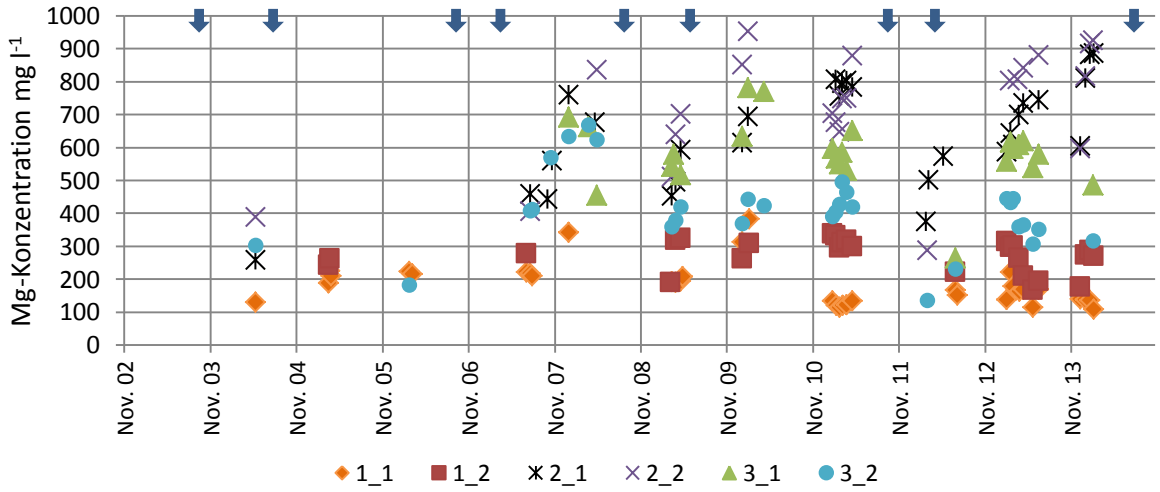


Abbildung 10: Mg-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014, blauer Pfeil…Gülleapplikation

Die Ergebnisse der Bodenanalysen im Mittel der Jahre 2006 bis 2014 jeweils nach Ernte lassen am Beispiel der pflanzenverfügbaren Mg-Fraktion (Mg-$CaCl_2$) einen Zusammenhang zu den Bodengehalten erkennen (Abb. 11). An den Messstellen 2 und 3 mit höheren Mg-Gehalten im Unterboden finden sich auch die höheren Mg-Konzentrationen des Sickerwassers.

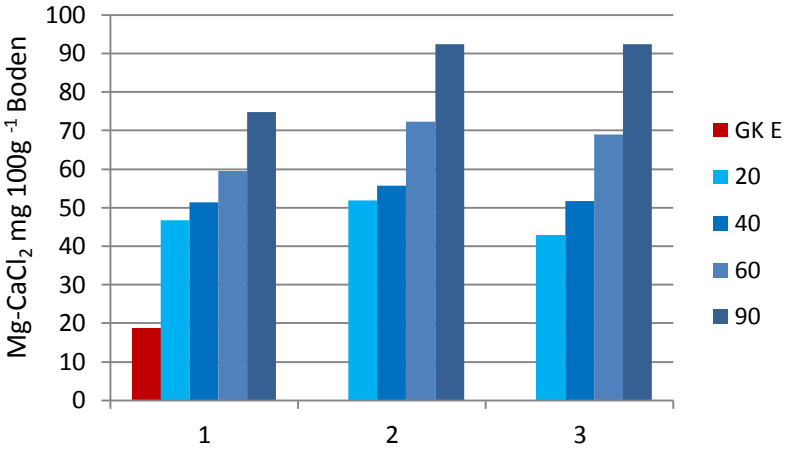


Abbildung 11: Mg-$CaCl_2$-Gehalt des Bodens in 0…20, …40, …60 und …90 cm Tiefe der drei Messstellen im Mittel der Jahre 2006 bis 2014 (Probenahmezeitpunkt: nach Ernte)

Im Mittel des Untersuchungszeitraumes von 2004 bis 2014 beläuft sich die Mg-Konzentration auf 378 mg/l. Die Jahreswerte zeigen eine Schwankungsbreite von 223 bis 644 mg/l (Tab. 7).

Tabelle 7: Jahreswerte der Mg-Konzentrationen des Sickerwassers und Mg-Austräge

		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Mittel
Mg_{gew}	mg/l		239	223	190	328	644	278	536	539	226	356	283	378
Mg	kg/ha		256	185	136	559	755	217	858	660	150	620	191	417

In der Tendenz weist das Sickerwasser in abflussreichen Jahren eine höhere Mg-Konzentration auf (Abb. 12). Auch im jahreszeitlichen Verlauf kommt es mitunter zu einem Anstieg der Mg-Konzentration. Dieser Trend ist bei P und K nicht so ausgeprägt (Abb. 3 und 7).

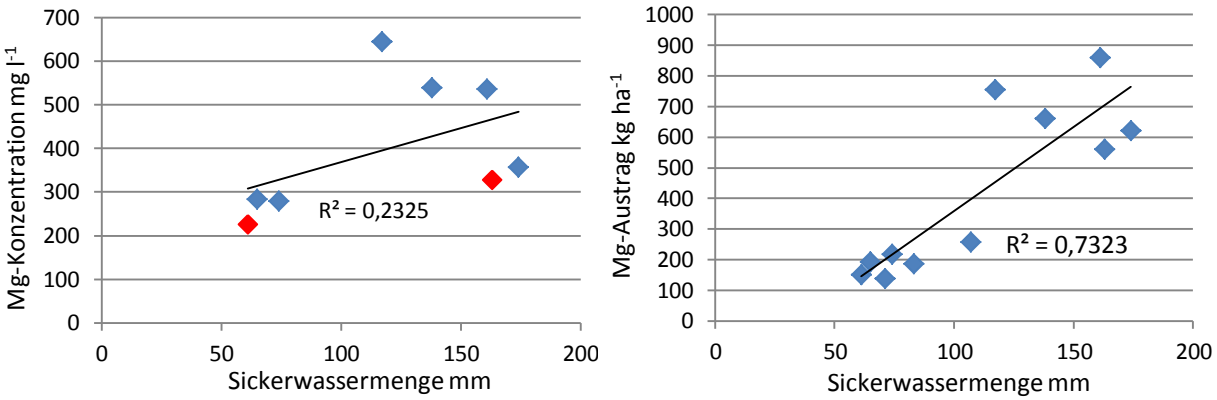


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge, Mg-Konzentration des Sickerwassers und Mg-Austrag, rot…Rindergülle im Herbst zuvor und im Frühjahr

Ein Zusammenhang mit der Verabreichung von Rindergülle im Frühjahr 2007 und 2012 oder nach der Ernte 2003, 2004, 2006, 2008, 2009 und 2011 ist nicht zu erkennen (Abb. 9).

Verknüpft mit der berechneten Sickerwassermenge von 110 mm/a ergibt sich im Mittel der Jahre (2004…2014) ein Mg-Austrag von 417 kg/ha * a.

Demgegenüber steht ein ausgeglichener Mg-Saldo von -3 kg/ha * a (2003…2014).

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes ist trotz des hohen Verlustes an Mg über den sickerwassergebunden Austragspfad keine Veränderung des pflanzenverfügbaren Mg-Gehaltes im Boden festzustellen (Anlage 4).

Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind tonig-mergelige und dolomitische Gesteine des mittleren Gipskeupers. Der hohe pflanzenverfügbare Mg-Gehalt des Bodens und die sehr hohe Mg-Konzentration des Sickerwassers sind vor allem auf die dolomitischen Bestandteile und das in den Tonmergeln gebundene Mg zurückzuführen. In Anbetracht der im C-Horizont anstehenden Gipslagen, die hohe mineralische S-Gehalte im Unterboden hervorrufen (Abb. 13), ist die Bildung von Mg-Sulfaten zu vermuten.

Der Zusammenhang zwischen der Mg- und SO_4-Ionenkonzentration des Sickerwassers ist hoch signifikant (Anlage 5). Mg-Sulfate gehören zu den leicht löslichen Salzen (Alaily, 1996). Der in jedem Jahr mit zunehmender Sickerwassermenge zu beobachtende Anstieg der Mg-Konzentration des Sickerwassers kann mit einem zunehmenden Beitrag des Bodenwassers aus der Bodenmatrix am Sickerwasserabfluss aus der Wurzelzone erklärt werden. Zu Anfang der Sickerwasserbildung dominiert der Wasserfluss über die humosen Schrumpfrisse, in denen der Vorrat an leichtlöslichen Mg-Salzen im Vergleich zur Bodenmatrix geringer ist und damit auch die Mg-Konzentration des Sickerwassers.

$$MgSO_4 \leftrightarrow Mg^{2+} + SO_4^{2-}$$

Carbonate werden durch den Antransport schwacher Säuren, z. B. aus der Bodenatmung, den von Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen abgegebenen organischen Säuren, oder infolge der Abgabe von H^+ durch die Pflanze gelöst. Aus der Reaktion von sekundären Dolomiten mit organischen Säuren entstehen leicht lösliche Hydrogencarbonate des Ca^{2+} und Mg^{2+}.

Das im Wasser gelöste HCO_3^- wird zusammen mit Ca^{2+} und Mg^{2+} ausgewaschen (Scheffer & Schachtschabel, 2010).

$$CaMg(CO_3)_2 + 2H_2CO_3 \rightarrow Ca(HCO_3)_2 + Mg(HCO_3)_2 \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 4HCO_3^-$$

Es ist davon auszugehen, dass auf dem Versuchsstandort auch dieser für kalkhaltige Böden typische Prozess der chemischen Verwitterung abläuft mit dem Ergebnis der Auflösung von Dolomiten und der Anreicherung von Ca^{2+} und Mg^{2+} sowie HCO_3^- in der Bodenlösung.

Ebenso wie für P und K, bleibt auch für den Nährstoff Mg die Frage, inwieweit der in 130 cm Tiefe ermittelte Mg-Austrag gleich bedeutend ist mit dem Austrag aus der Wurzelzone in die Gewässer. Es ist zu vermuten, dass ein größerer Teil des in dieser Tiefe gemessenen Mg-Austrags aufgrund der sehr geringen Wasserdurchlässigkeit des darunter folgenden Cn-Horizontes dort verweilt und über kapillaren Aufstieg wieder in die Wurzelzone gelangt.

3.3.4 Schwefel

Den Verlauf der SO_4-Konzentration des Sickerwassers vermittelt Abbildung 12. Die Werte schwanken im Bereich zwischen 500 und 3500 mg SO_4/l.

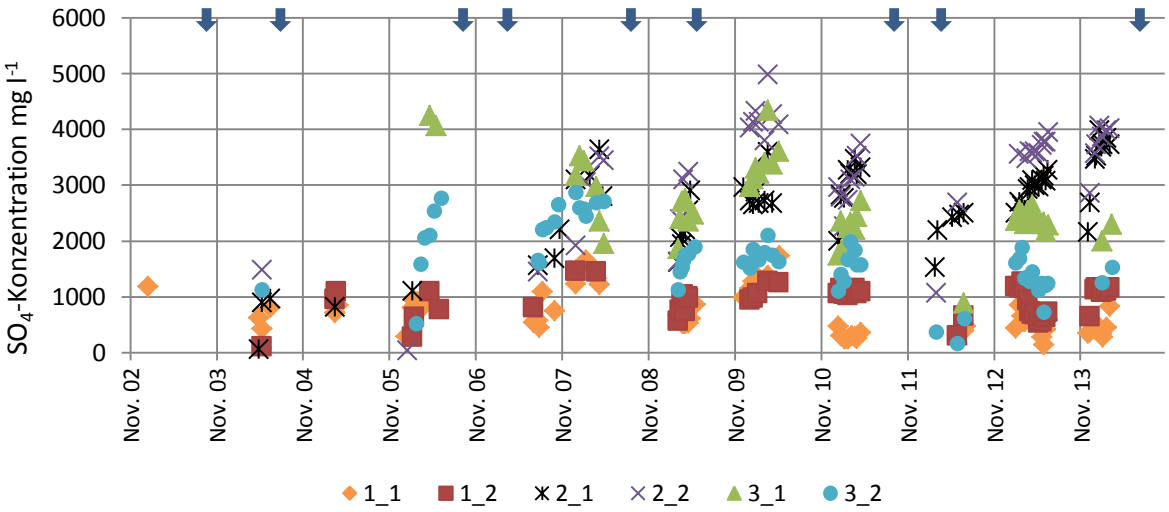


Abbildung 13: SO_4-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014, blauer Pfeil…Gülleapplikation

Ebenso wie beim Mg zeigt sich eine Gruppierung der Messstellen 1, 2 und 3. Die Darstellung des Smin-Gehaltes im Boden vor Winter im Mittel der Untersuchungsjahre, getrennt für die drei Messstellen gibt die Abhängigkeit der SO_4-Konzentration vom mineralischen S-Gehalt des Bodens wider (Abb. 13). Der Smin-Gehalt der Messstellen 2 und 3 fällt deutlich höher aus und damit auch die SO_4-Konzentration des Sickerwassers.

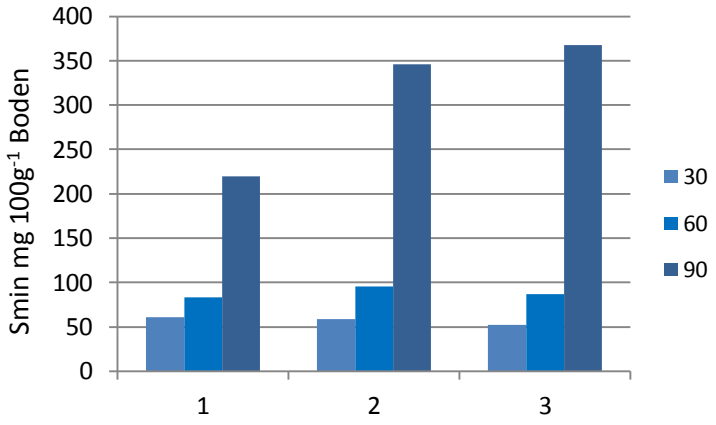


Abbildung 14: Smin-Gehalt des Bodens in 0…30, …60, …90 cm Tiefe der drei Messstellen im Mittel der Jahre 2003 bis 2014 (Probenahmezeitpunkt: nach Ernte)

Im Mittel der Jahre 2003 bis 2014 beträgt die SO_4-Konzentration 1418 mg/l (Tab. 8) mit einer Schwankungsbreite der Jahreswerte von 769 bis 2507 mg/l.

Tabelle 8: Jahreswerte der SO_4-Konzentrationen des Sickerwassers und S-Austräge

		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Mittel
SO_{4gew}	mg/l	1181	801	862	798	1208	2507	1132	2422	1352	769	1384	1143	1418
S	kg/ha	800	287	239	259	692	995	283	1251	648	189	807	252	559

Vergleichbar dem Mg zeichnet sich auch bei der SO_4-Konzentration ein Zusammenhang mit der Sickerwassermenge ab. Je höher die Sickerwassermenge eines Jahres ausfällt, desto höher ist in der Tendenz die SO_4-Konzentration. Der gleiche Trend ist im jahreszeitlichen Verlauf der SO_4-Konzentration zu beobachten (Abb. 12).

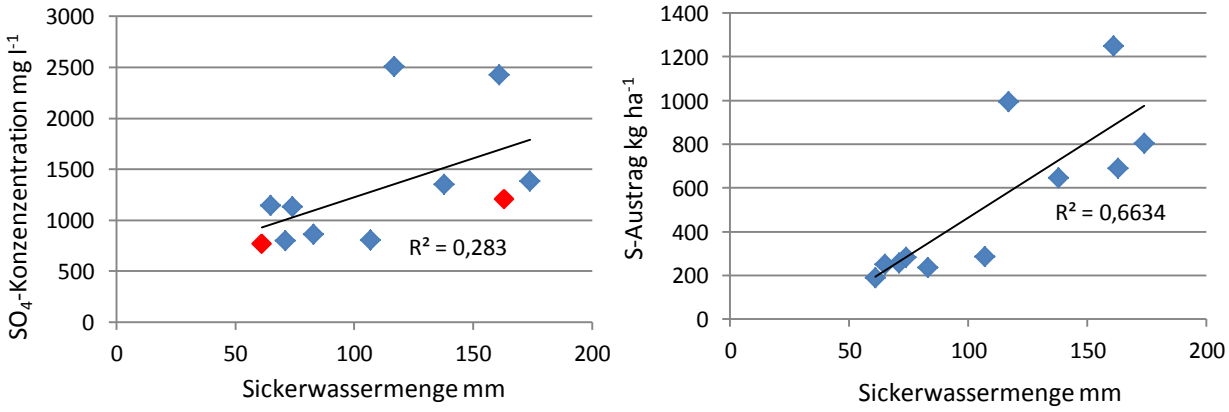


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge, SO_4-Konzentration des Sickerwassers und S-Austrag
rot…Rindergülle im Herbst zuvor und im Frühjahr

Während der Abflussperiode nimmt die SO_4-Konzentration in der Regel zu. Auch hier wird vermutet, dass das durch den Boden infiltrierende Niederschlagswasser anfangs mehr die Schrumpfrisse passiert und im weiteren Verlauf der Abflussbildung zunehmend feinere Poren der polyedrischen Bodenmatrix durchflossen werden und die dort gelösten Bestandteile der Salze ausgewaschen werden. Im Fall von SO_4 betrifft es den leicht löslichen Gips, zum Beispiel über den Prozess der Hydratation, bei dem Ionen durch Bindung an H_2O-Moleküle

aus dem Gestein herausgelöst und dadurch ausgewaschen werden. Der enge Zusammenhang zum Mg deutet auf die Lösung von zwischenzeitlich gebildetem leicht löslichen $MgSO_4$.

Der S-Austrag, der sich durch Verknüpfung mit der berechneten Sickerwassermenge ergibt, bemisst sich auf etwa 559 kg/ha * a. Inwieweit diese Menge die Fläche verlässt, bleibt auch im Fall des Schwefels ungeklärt.

Im Mittel der Jahre sind auf die landwirtschaftliche Nutzfläche 33 kg/ha * a. S-Dünger ausgebracht worden, davon 26 kg/ha * a in mineralischer Form und 7 kg/ha * a als Rindergülle. Ein S-Düngebedarf hat in keinem Jahr bestanden. Der Smin-Gehalt in 0…60 cm Tiefe beträgt im Mittel der Jahre im Frühjahr 120 kg/ha (Abb. 14).

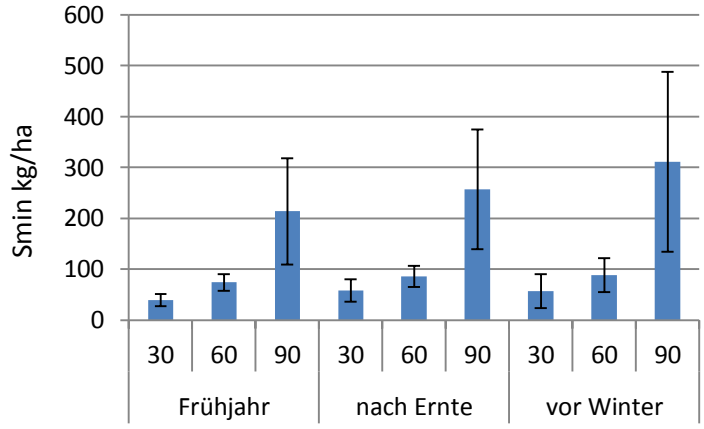


Abbildung 16: SO_4-S-Gehalt des Bodens in 0…30, …60, …90 cm Tiefe im Frühjahr, nach Ernte und vor Winter im Mittel der Messstellen und Jahre von 2003 bis 2014

Diese Größe liegt über dem pflanzlichen S-Bedarf der meisten landwirtschaftlichen Kulturen. Die Smin-Gehalte nach Ernte und vor Winter liegen insbesondere in der Bodenschicht 60…90 cm Tiefe höher und bringen das hohe S-Nachlieferungspotenzial aus der Verwitterung des Gipses zum Ausdruck. Zwischen dem vor-Winter und Frühjahrs-Wert besteht eine Differenz von 95 kg S/ha, was die oben dargestellte hohe S-Auswaschung unterstützt.

Der S-Saldo ist mit +22 kg/ha positiv. Demgegenüber steht ein S-Austrag von etwa 559 kg/ha, der nicht gleich bedeutend sein muss mit dem S-Austrag aus der Fläche in den Vorfluter oder aus dem Wurzelraum in das Grundwasser. Unterhalb der Tiefe der Schrumpfrisse (> 130 cm Tiefe) akkumulierte Ionen, wie SO_4^{-2}, Mg^{2+}, K^+ und auch PO_4^{3-} können über kapillaren Aufstieg zum Teil auch wieder in die Wurzelzone gelangen. Die extrem geringe gesättigte Wasserleitfähigkeit im C-Horizont deutet auf eine lange Verweilzeit des Sickerwassers in den Tonsteinen und -mergeln des Gipskeupers, was den kapillaren Wiederaufstieg gelöster Ionen in die Wurzelzone begünstigt.

Der hohe Wert der S-Auswaschung ist vor allem geogen bedingt. Ein Einfluss der Bewirtschaftung, zum Beispiel aus dem Einsatz von Gülle, ist nicht zu erkennen (Abb. 12). Trotz der hohen Werte der S-Auswaschung ist im Smin-Gehalt des Bodens erwartungsgemäß keine Änderung zu erkennen (Anlage 6).

4 Zusammenfassung

Unter dem Einfluss eines sehr hohen P-Gehaltes in der Ackerkrume und häufiger Ausbringung von Rindergülle mit Einzelgaben von 10 bis 23 kg P/ha wird im Mittel von zwölf Jahren Sickerwasser mit einer Pt-Konzentration von 0,15 mg/l gebildet. Ein hoher Anteil davon ist bioverfügbar. Die Jahreswerte schwanken zwischen 0,11 und 0,27 mg Pt/l. Gülleausbringung im Herbst und im Frühjahr darauf erweist sich in Kombination mit dem sehr hohen P-Gehalt in der Ackerkrume als Risikofaktor, der zu einer Überschreitung des Gewässer-Grenzwertes, 0,15 mg/l, führt. Gülle nach der Ernte auf diesem Standort appliziert birgt ein

deutlich geringeres P-Verlagerungsrisiko. Wenn weder nach Ernte noch im Frühjahr Gülle eingesetzt wird, konnte die P-Konzentration des Sickerwassers im Jahresmittel häufig unter 0,15 mg Pt/l gehalten werden. Die erhöhte Verlagerungsneigung nach Einsatz von Gülle hängt mit der dadurch in Gang gesetzten Mobilisierung von im Boden gebundenen Phosphaten zusammen. Die Ursache für die P-Grenzwertüberschreitungen des Sickerwassers ist vor allem der sehr hohe P-CAL-Gehalt des Oberbodens. Aufgrund des vorwiegenden Abflussregimes über präferentielle Fließbahnen kann das mobile Phosphat rasch in tiefere Bodenzonen verlagert werden. Die in Jahren ohne Gülleeinsatz meist unter dem Grenzwert liegenden P-Konzentrationen des Sickerwassers weisen andererseits daraufhin, dass die Pelosol-Schwarzerde über eine hohe P-Bindungskapazität an Al- und Fe-Oxiden sowie Ca verfügt.

Der Einsatz von Gülle oder mineralischem P-Dünger ist aus Sicht der pflanzlichen Ernährung auf diesem Standort nicht notwendig. Die Ausbringung organische Dünger sollte unbedingt auf P-bedürfte Ackerflächen verlagert werden.
DOC-Gehalte im Bereich von 10 bis 25 mg/l geben das Abflussregime der Schwarzerde aus mittlerem Keuper zu erkennen. Das im stark tonhaltigen Substrat ausgebildete Schrumpfrissgefüge reicht bis in 130 cm Tiefe und ist mit humosem Material u.a. aus der nährstoffreichen Ackerkrume gefüllt. Im Fall von P und K ist über diese bevorzugten Fließbahnen eine erhöhte Verlagerungsgefahr gegeben. Jeweils zu Beginn der Abflussbildung erhöhte Werte an P und K im Sickerwasser deuten daraufhin.

Der K-Gehalt des Sickerwassers beträgt im Mittel der Jahre 1,6 mg/l mit einer Schwankungsbreite der Jahresmittelwerte von 0,9 bis 2,8 mg/l. Die höheren Werte treten in Jahren auf, in denen im Herbst und darauffolgenden Frühjahr Gülle zum Einsatz kam. Der sehr hohe K-Gehalt in der Ackerkrume ist eine wesentliche Ursache für die überdurchschnittlich hohe K-Konzentration des Sickerwassers. Präferentieller Fluss über Schrumpfrisse begünstigt die Verlagerung der K-angereicherten Bodenlösung aus der Ackerkrume bis in tiefere Bodenzonen und schränkt die K-Sorption in der Bodenmatrix des C-Horizontes ein. Der K-Verlust über das Sickerwasser ist mit durchschnittlich 2 kg/ha dennoch sehr gering. Unter dem Einfluss eines negativen K-Saldos von -34 kg/ha stellt sich im Verlauf des zwölfjährigen Untersuchungszeitraumes ein Rückgang der K-CAL-Gehalte in der Ackerkrume ein.

Die Mg-Konzentration des Sickerwassers fällt mit Jahresmittelwerten von 223 bis 644 mg/l sehr hoch aus. Der Mg-Austrag bemisst sich im Mittel der Jahre auf 417 kg/ha in 130 cm Tiefe. Als Ursachen kommen die Lösung von Mg-Sulfaten und die chemische Verwitterung von Dolomiten infrage. Dementsprechend liegen auch die Mg-$CaCl_2$-Gehalte des Bodens im gesamten Wurzelraum weit über dem Wert der Gehaltsklasse E. Ein Mg-Düngebedarf besteht aus Gründen des geogenen Hintergrundes des mittleren Keupers nicht. Der Mg-Saldo ist im Mittel der Jahre ausgeglichen. Eine Veränderung der pflanzenverfügbaren Mg-Gehalte des Bodens ist trotz der ermittelten hohen Mg-Auswaschung nicht zu erkennen.

Die SO_4-Konzentration des Sickerwassers bemisst sich im Mittel der Jahre auf 1418 mg/l. Die Mittelwerte der Einzeljahre liegen im Bereich zwischen 798 und 2507 mg/l. Der S-Austrag ist mit durchschnittlich 559 kg/ha extrem hoch. Ursache dafür ist die chemische Verwitterung des reichlich im Gipskeuper vorhandenen Gipses über den Prozess der Hydratation. Trotz des hohen S-Austrages ist im zwölfjährigen Untersuchungszeitraum keine Abnahme der Smin-Gehalte im Boden zu verzeichnen.

Im Unterschied zu K und P fällt die Konzentration an Mg und SO_4 in Jahren mit ergiebigeren Sickerwassermengen höher aus. Auch im jahreszeitlichen Verlauf vollzieht sich bei Mg und SO_4 häufig ein Anstieg der Konzentration, vermutlich aufgrund eines zunehmenden Anteiles des aus dem Matrix-Porensystem des C-Horizontes zuströmenden Bodenwassers am Gesamtwasserabfluss.

Bei allen vier Nährstoffen kommt es auf diesem Standort mit sehr hohen Nährstoffgehalten im Oberboden zu einem Anstieg des Nährstoffaustrags mit zunehmender Sickerwassermenge.
Inwieweit die in 130 cm Tiefe festgestellten Nährstofffrachten die durchwurzelbare Bodenzone verlassen und in die Gewässer übertreten ist nicht sicher. Von einem Wiedereintritt eines Teils dieser Nährstofffracht in den Wurzelraum über den kapillaren Aufstieg ist auszugehen.

Literatur

Alaily, F., 1996: Böden als Naturkörper. Carbonate, Sulfate, Chloride, Phosphate. In: Handbuch der Bodenkunde

Amberg, A. und Amman, C., 1984: Wirkungen organischer Substanzen auf Boden und Düngerphosphate Teil 2. Einfluss verschiedener organischer Stoffe auf die Mobilität von Dünger-P. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 147, S. 60…70

Fuentes, B., Dixon, E., de la Luz Mora, M., Turner, B.L., Bol, R., 2012: Dissolved phosphorus composition of grassland leachates following application of dairy-slurry size fractions. J. Plant Nutr. Soil Sci. 175. S. 78…85

Fiedler, H.J. und Hunger, W., 1970: Geologische Grundlagen der Bodenkunde und Standortslehre. Verlag Theodor Steinkopff. Dresden. 382 S.

Guppy, C. N., Menzies, N., Moody, P.W., Blamey, F.P.C., 2005: Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. Aust. J. Soil Res. 43. S. 189…202

Heathwaite, A. L., 1997: Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. and Johnston, A.E., 1997: Phosphorus Loss to from Soil to Water. S. 205…223

Heckrath, G., Brookes, P.C., Poulton, P.R. und Goulding, K.W.T., 1995: Phosphorus leaching from soils containing different P concentration in the Broadbank experiment. J. Environmental Quality. 24. S. 904…910

Jiao, Y., Hendershot, W.H., Whalen, J.K., 2004: Agricultural practices influence dissolve nutrients leaching through intact soil cores. Soil Sci. Soc. Am. J. 68. S. 2058…2068

Kleinmann, P. J. A., Srinivasan, M. S., Sharpley, A. N., Gburek, W.J., 2005: Phosphorus leaching through intact soil columns before and after poultry manure application. Soil Sci. 170. S. 153…166

Koitzsch, R. und Günther, R., 1990: Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. In: Archiv Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkunde, 12, S. 803…810

Piehl, U. und Werner, W., 1997: Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphorsorptionskazazität und relativer Phosphorsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser. In: Forschungsberichte der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn. Heft 64. 85 S.

Rau, D., Schramm, H., Wunderlich, J., 1995: Die Leitbodenformen Thüringens. Legendenkartei zu den „Bodengeologischen Übersichtskarten“ Thüringens im Maßstab 1 : 100.000. H. Haack Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha/ Leipzig, Zentrales Geologisches Institut Berlin

Scheffer, F. und Schachtschabel, P., 2010: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage

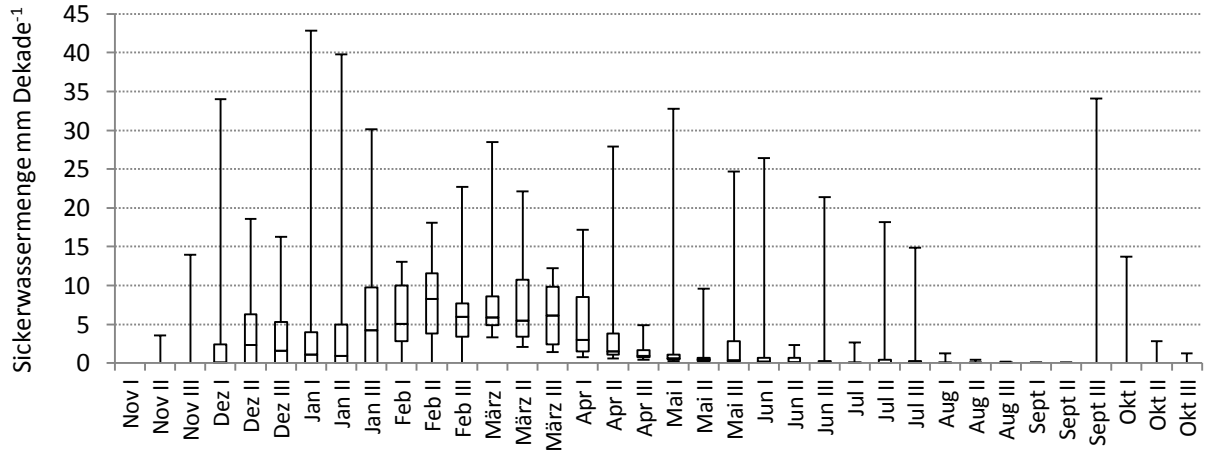
Scheinost, A. C., 1995: Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. FAM-Bericht. 175 S.

Scheinost, A. C., 1995: In Scheffer, F. und Schachtschabel, P., 2010: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage

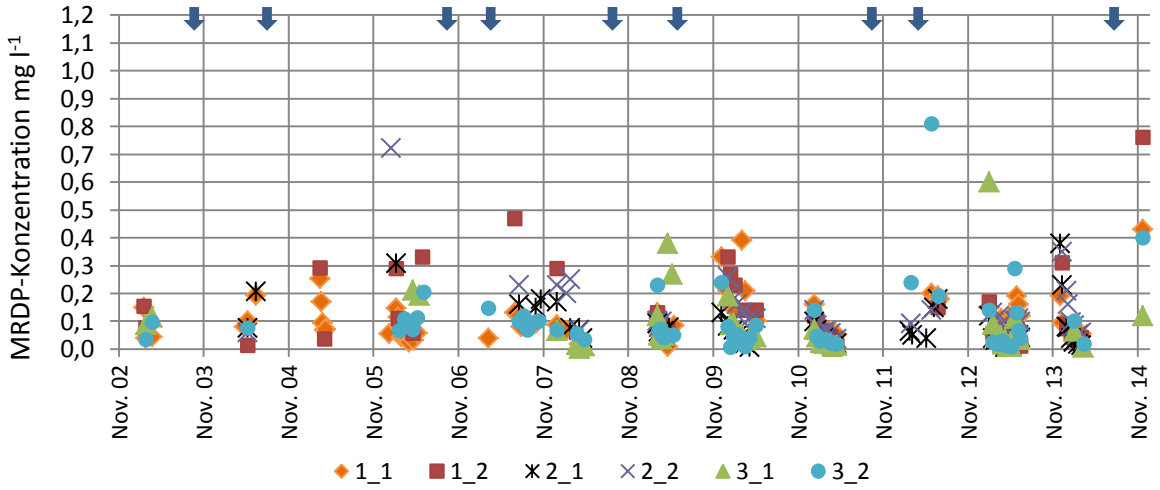
Ulen, B., Eriksson, A.K., Etana, A., 2013: Nutrient leaching from clay soil monoliths with variable past manure inputs. J. Plant Nutr. Soil Sci. 176: S. 883…891

Van der Zee, 1990 In: Brookes et al., 1997: Losses of P in drainage water. In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. und Johnston, A.E., 1997: Phosphorus Loss from Soil to Water.

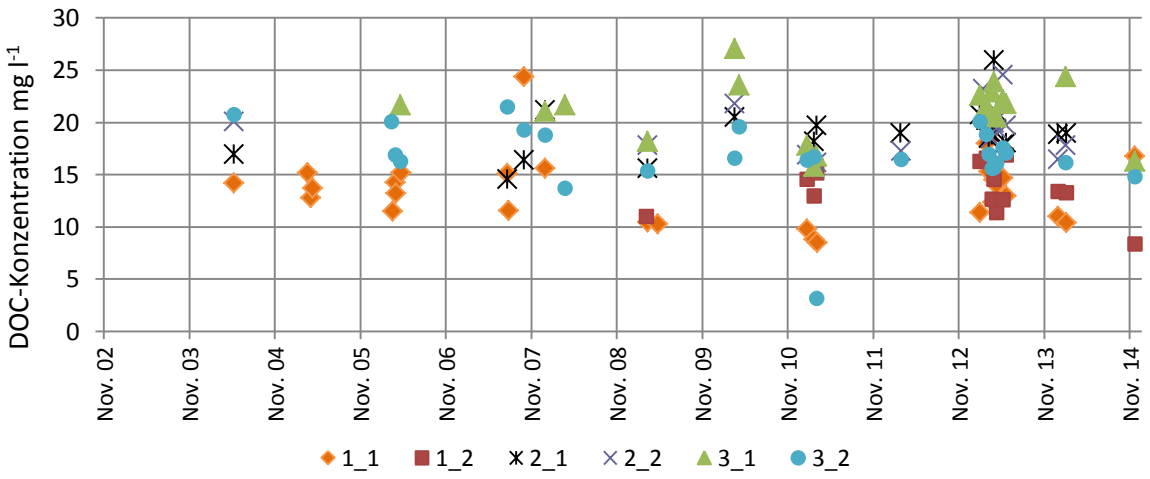
Anlagen



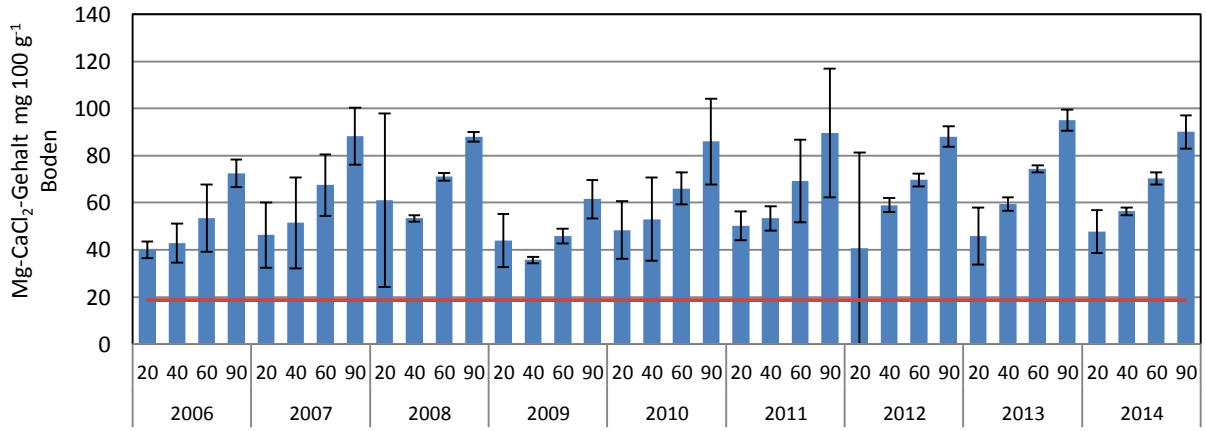
Anlage 1: Boxplot-Auswertung der Dekadenwerte der berechneten Sickerwassermengen im Mittel der Jahre 2004 bis 2014 auf der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des Keupers im Thüringer Becken



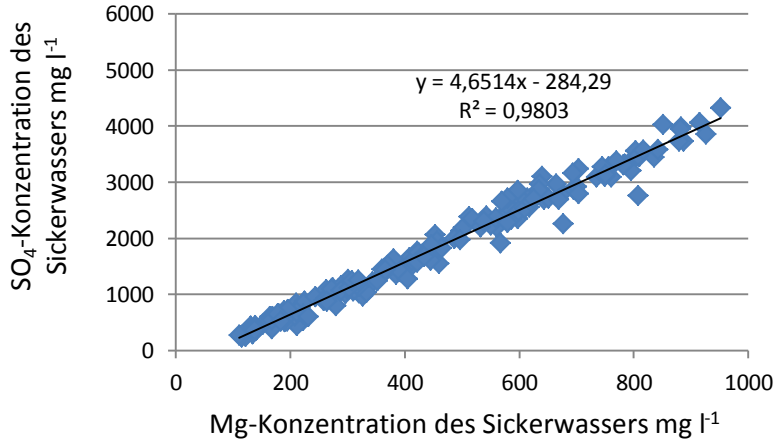
Anlage 2: MRDP-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014,
blauer Pfeil…Gülleapplikation, 20 bis 70 m^3/ha und damit 10 bis 23 kg P/ha



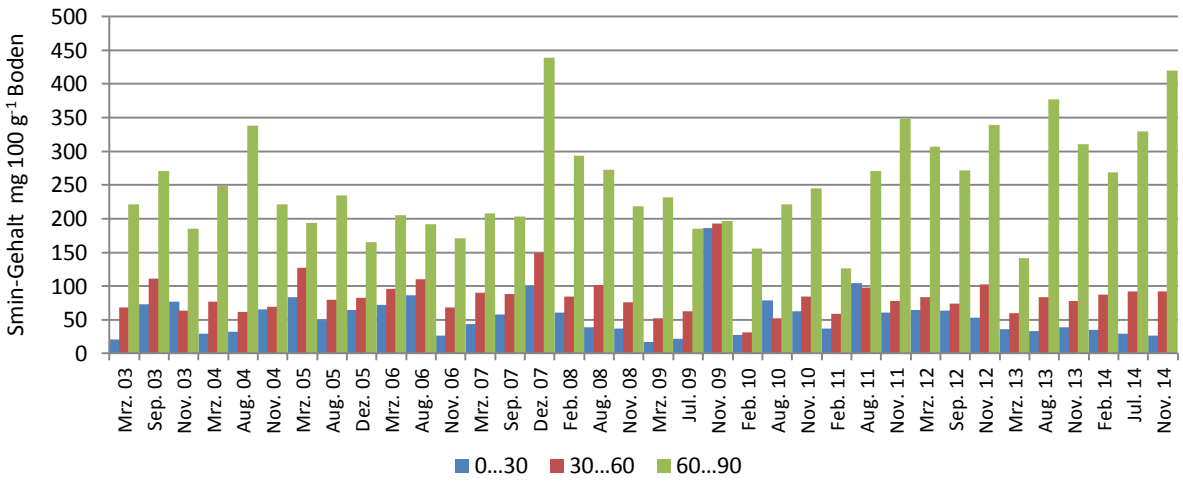
Anlage 3: DOC-Konzentration des Sickerwassers der Pelosol-Schwarzerde aus Tonmergeln des mittleren Keupers im Thüringer Becken im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014



Anlage 4: Mg-$CaCl_2$-Gehalt des Bodens in 0…20, 20…40, 40…60 und 60…90 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf von 2006 bis 2014
Balken…Standardabweichung der drei Messstellen, rote Linie…Beginn Gehaltsklasse E



Anlage 5: Zusammenhang zwischen der SO_4- und Mg-Konzentration des Sickerwassers



Anlage 6: Smin-Gehalt des Bodens in 0…30, …60 und …90 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf von 2003 bis 2014 (jeweils Frühjahr, nach Ernte, vor Winter)

BEWIRTSCHAFTUNGSMODELLE IM VERGLEICH

Dierk Koch (Landesbetrieb für Landwirtschaft Hessen)

1 Einleitung

Die im Lysimeterversuch des Landesbetriebes Landwirtschaft Hessen behandelte Versuchsfrage wurde Anfang der 90 ziger Jahre aufgeworfen. Der unter der Vorgängerorganisation „Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt“ (LUFA) 1993 begonnene Versuch, hat zum Ziel, verschiedene Bewirtschaftungsformen miteinander zu vergleichen. Die aktuell agrarpolitischen Diskussionen über die Wasserrahmenrichtline, Düngeverordnung etc., lässt die damalige Versuchsfrage auch heute noch als „aktuell“ erscheinen. Mehr denn je ist eine umweltgerechte ressourceneffiziente Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln im Focus des öffentlichen Interesses. Da die Diskussion im öffentlichen Diskurs in der Regel emotional sehr beladen erscheint, muss die landwirtschaftliche Forschung mit entsprechenden Versuchen zur Versachlichung dieser Diskussion beitragen.

Die Lysimeteranlage in Kassel-Harleshausen versucht, neben konventionellen und ökologischen Bewirtschaftungsformen auch extensivere und intensivere Betriebsführungsstrategien miteinander zu vergleichen. Nachdem bereits 2013 das Mehrländerprojekt „Kooperation Lysimeter“ (Kooperation Lysimeter, 2013)“ erste Ergebnisse zum Thema Stickstoff publiziert hat, sollen in dieser Fassung die Nährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel abgehandelt werden.

Die Fruchtfolgen der verschiedenen Bewirtschaftungsformen sind entweder dreigliedrig (konventionell) oder sechsgliedrig (ökologisch). Die Fruchtfolgeglieder bestehen aus verschiedenen Kulturen. Aufgrund der Auswahl betriebsspezifischer Kulturen und den unterschiedlich langen Laufzeiten der Fruchtfolge, kann es vorkommen, dass in einem Jahr verschiedene Kulturen angebaut werden. Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse ergibt sich aus der Möglichkeit, die Fruchtfolgeglieder direkt miteinander in Bezug zu setzen. So können in dem jetzt hier vorliegenden Bericht 18 Versuchsjahre dargestellt werden. Für die konventionellen Varianten bedeutet dies insgesamt 6 Fruchtfolgerotationen und für die ökologischen Betriebsformen 3 Fruchtfolgerotationen, die nebeneinander gestellt werden. Die 1992 in Betrieb genommene Anlage wurde in den ersten zwei Jahren als Umstellungsphase betrieben, sodass 1995/96 mit dem eigentlichen Versuch begonnen wurde.

2 Beschreibung der Lysimeteranlage

Die mit Hilfe eines Baggers und einer Edelstahlhülle ausgestochenen monolithischen Bodensäulen, mit den Maßen 1,5 m x 1 m x1 m, sind vom Typ Parabraunerde aus Löß. Zusätzlich werden zwei Quarzkiesbehälter (60 l) in der Lysimeteranlage in Kassel-Harleshausen betreut. Die Bodensäulen sind vor Ort ausgestochen worden, um sie anschließend in ein Betonbett einzusetzen. Insgesamt werden 32 Bodensäulen verwendet, um die acht unterschiedlichen Betriebsformen in vierfacher Wiederholung zu simulieren. Die 32 Behälter stehen in zwei Reihen angeordnet nebeneinander. Zwischen diesen beiden Reihen mit den Bodensäulen wurde nach Bau und Einsetzen der Behälter ein Simulierbeet angelegt, um den Nachbarschaftseffekt so gering wie möglich zu halten. Unterhalb der mittig liegenden Simulierbeete befindet sich ein Keller. In diesem Keller stehen die Auffangbehälter für das Sickerwasser. Diese Auffangbehälter werden täglich abgelesen und einmal im Monat wird eine Probe zur Analyse entnommen. Anschließend werden die Behälter entleert.

3 Standorte (Boden, Klima), Methode und Varianten

3.1 Varianten

Ausgangspunkt der Überlegungen zu dem Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen war die Frage nach der Umweltverträglichkeit verschiedener Bewirtschaftungsstrategien (Tab. 1). Aus diesem Grund unterscheiden sich die Bodenmonolithe aufgrund ihrer Herkunft nicht. Letztendlich konnten neben den zwei Kiesparzellen acht weitere Betriebstypen in dem Versuch in einer vierfachen Wiederholung umgesetzt werden. Mit dem Versuch wurde 1993/94 begonnen, wobei die ersten zwei Jahre nicht in den Betrachtungszeittraum mit einfließen, da sie noch innerhalb des Umstellungszeitraumes der ökologisch wirtschaftenden Betriebsvarianten lagen.

Tabelle 1: Beschreibung der Versuchsvarianten

Nr.	Beschreibung	Kurzbezeichnung	
Kiesbeet			
Variante 1	Ackerbaubetrieb extensiv	A ex	N Düngung gegenüber „A ex“ reduziert Pflanzenschutz reduziert
Variante 2	Ackerbaubetrieb intensiv	A in	N Düngung optimal Pflanzenschutz angepasst
Variante 3	Rindviehbetrieb extensiv	V ex	15 m³ Rindergülle/ha jährlich (außer Kleegras) + N Ergänzung Pflanzenschutz reduziert
Variante 4	Rindviehbetrieb intensiv	V in	30 m³ Rindergülle N Ergänzung Pflanzenschutz angepasst
Variante 5	Ökobetrieb ohne Vieh	Ö vl	keine mineralische N Düngung Kein chemisch synthetischer Pflanzenschutz mineralische Ergänzung an P, K und Mg
Variante 6	Öko Rinderbetrieb extensiv	Ö ex	keine mineralische N Düngung 10 m³ Rindergülle pro Jahr Kein chemisch synthetischer Pflanzenschutz mineralische Ergänzung an P, K und Mg
Variante 7	Öko Rinderbetrieb intensiv	Ö in	keine mineralische N Düngung 25 m³ Rindergülle pro Jahr Kein chemisch synthetischer Pflanzenschutz mineralische Ergänzung an P, K und Mg
Variante 8	Nachwachsende Rohstoffe	R	Optimale N Düngung Klärschlamm und Kompost im Wechsel Pflanzenschutz optimal Ernte- und Nebenernteprodukt abgefahren

3.2 Boden

Der Boden der Parabraunerde aus Löss wurde am 13.05.1992 noch im Freiland beprobt. Das Untersuchungsprogramm umfasste sowohl Nährstoffe, pH-Wert, Humus und Schwermetalle als auch Korngrößenverteilung. Die Proben wurden allerdings nicht aus den ausgestochenen Bodenmonolithen entnommen, sondern unmittelbar daneben, um nicht beeinflusste Bodensäulen zu erhalten.

Die Ergebnisse der Bodenproben sind in der

- **Tabelle 2:** Bodenuntersuchung vor Versuchsbeginn
- **Tabelle 3:** Korngrößenverteilung vor Versuchsbeginn
- **Tabelle 4:** Schwermetallgehalte vor Versuchsbeginn

aufgeführt.

Nach der Ernte 2014 wurde der Oberboden der Lysimeter beprobt für die Analyse auf den Gehalt an leicht löslichen und pflanzenverfügbaren Nährstoffen, die P-Bindungskapazität an Al- und Fe-Oxiden sowie die Kationenaustauschkapazität. Die Ergebnisse dieser Untersuchung enthalten die Tabellen 5 und 6.

Bei dem Boden handelt es sich um einen mittel bis stark tonigen Schluffboden, im Unterboden mit etwas höherem Tongehalt um einen stark schluffigen Tonboden (Heyn, 2011). Die Feldkapazität (geschätzt nach BKA, 2005) beträgt bis in 1 mTiefe ca. 350 mm, die davon nutzbare Feldkapazität bis in 1 m Tiefe 220 mm. Eine hohe Wasserspeicherfähigkeit dieses Lössbodens kann daher unterstellt werden.

Tabelle 2: Bodenuntersuchung vor Versuchsbeginn

	pH	**P**	**K**	**Mg**	**C_{org}**	**N_t**
	$CaCl_2$	**CAL**	**CAL**	**CAL**	**Verbrennung**	**Verbrennung**
cm Tiefe		mg/100 g Boden			%	
0-10	6,5	9,6	16,6	11	1,5	0,16
10-20	6,7	10,0	10,0	9	1,2	0,14
20-30	6,9	9,6	10,8	9	1	0,12
30-40	6,8	4,4	9,1	8	0,6	0,08
40-50	6,8	3,5	6,6	9	0,5	0,08
50-60	6,8	2,2	5,0	9	0,4	0,07
60-70	6,8	1,7	5,0	9	0,3	0,06
70-80	6,9	1,7	5,0	10	0,3	0,05
80-90	6,9	1,3	5,0	12	0,3	0,05
90-100	6,9	1,3	5,0	14	0,2	0,05
100-110	6,9	1,7	5,0	17	0,2	0,05
110-120	6,9	1,7	4,2	20	0,2	0,04
120-130	7,0	1,7	4,2	22	0,2	0,04
130-140	7,0	1,7	5,0	21	0,2	0,03
140-150	7,0	1,7	4,2	23	0,1	0,03

Tabelle 3: Korngrößenverteilung vor Versuchsbeginn

cm Tiefe	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T	Bodenart
	%							
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

Tabelle 4: Schwermetallgehalte vor Versuchsbeginn

cm Tiefe	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
	mg/kg Boden						
0-10	27,1	0,29	29,8	14,6	17,8	0,11	55,5
10-20	26,9	0,27	29,4	14,6	17,8	0,16	54,8
20-30	26,2	0,24	27,8	14,1	18,0	0,12	52,2
30-40	19,0	0,12	24,6	11,1	17,6	0,05	40,4
40-50	16,6	0,11	27,5	11,8	19,5	0,05	42,9
50-60	14,2	0,08	34,6	13,2	24,7	0,04	48,5
60-70	14,6	0,08	36,4	13,0	26,3	0,03	49,6
70-80	13,9	0,11	35,8	13,4	26,5	0,03	49,0
80-90	13,5	0,09	35,8	13,4	27,8	0,03	50,0
90-100	13,0	0,10	35,9	13,9	28,7	0,03	49,2
100-110	13,0	0,09	37,0	13,3	29,8	0,03	51,1
110-120	12,5	0,08	36,4	13,9	30,2	0,03	49,7
120-130	12,4	0,08	36,9	14,0	30,0	0,03	50,4
130-140	12,1	0,10	35,7	14,4	28,8	0,03	49,5
140-150	12,1	0,11	36,7	13,4	31,1	0,03	49,2
Vorsorgewert nach BBod-SchV	70	1	60	40	50	0,5	150

Tabelle 5: Bodenanalyse nach Ernte 2014 in 0 bis 30 cm Tiefe

	pH ($CaCl_2$)	C_{org}	N	$CaCO_3$	P (CAL)	K (CAL)	Mg ($CaCl_2$)	P ($CaCl_2$)	K ($CaCl_2$)	P (ox.)	Fe (ox.)	Al (ox.)	PSC	DPS
		%	%	%	mg/100g	mg/100g	mg/100g	mg/100g	mg/100g	mmol/kg	mmol/ kg	mmol/kg	mmol/kg	%
Variante 1	6,9	1,30	0,14	1,1	9,4	15,5	11,1	0,1	7,8	12,61	46,50	30,28	38,39	32,8
Variante 2	7,0	1,26	0,14	0,7	9,2	13,5	9,7	0,1	6,5	12,82	47,86	31,74	39,80	32,2
Variante 3	7,1	1,38	0,15	<0,5	8,8	14,0	11,6	0,1	6,3	12,47	47,23	31,04	39,14	31,8
Variante 4	7,1	1,44	0,16	1,0	8,8	11,5	11,3	0,1	4,8	11,98	46,07	30,37	38,22	31,3
Variante 5	6,7	1,35	0,15	<0,5	4,0	17,5	11,7	0,1	8,8	9,94	45,71	29,65	37,68	26,4
Variante 6	6,9	1,40	0,15	0,8	3,5	12,5	9,1	0,1	5,8	9,52	46,07	30,0	38,04	25,0
Variante 7	6,9	1,44	0,16	0,9	3,8	12,5	10,3	0,1	6,0	9,19	45,27	29,5	37,38	24,6
Variante 8	6,9	1,67	0,17	<0,5	13,5	20,5	12,5	0,2	10,3	16,87	47,59	36,63	42,11	40,1

PSC = Phosphor-Speicherkapazität; DPS = Phosphor-Sättigungsgrad

Tabelle 6: Kationenaustauschkapazität nach Ernte 2014 in 0 bis 30 cm Tiefe

	Na (AKe)	K (AKe)	Ca (AKe)	Mg (AKe)	Fe (AKe)	Mn (AKe)	Al (AKe)	H+gesamt (AKe)	H+frei (AKe)	Summe (AKe)	Ton
	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	cmol lÄ/kg	%
Variante 1	0,1	0,6	11,7	1,3	<0,05	0,1	<0,05	0,1	<0,1	11,7	13,8
Variante 2	0,1	0,5	11,7	1,1	<0,05	0,1	<0,05	0,1	<0,1	11,4	13,3
Variante 3	0,1	0,5	12,0	1,3	<0,05	0,1	<0,05	0,1	<0,1	11,4	13,2
Variante 4	0,1	0,4	12,4	1,3	<0,05	0,1	<0,05	0,1	<0,1	11,6	12,7
Variante 5	0,1	0,6	10,7	1,2	<0,05	0,1	<0,05	0,2	<0,1	10,2	13,1
Variante 6	0,1	0,5	12,0	1,0	<0,05	0,1	<0,05	0,2	<0,1	10,9	13,7
Variante 7	0,1	0,5	11,9	1,1	<0,05	0,1	0,1	0,2	<0,1	11,2	14,1
Variante 8	0,1	0,7	12,9	1,4	<0,05	0,1	<0,05	0,1	<0,1	12,4	13,9

AKe = effektive Kationenaustauschkapazität

3.3 Wasserhaushalt

Naturräumlich gehört Kassel zum Kassler Becken (343.3), welches wiederrum eine Untereinheit des Naturraumes westhessische Senke (343) ist. Das Kasseler Becken ist ein weitausgestrecktes Tal, welches von dem Zu- und Ablauf der Fulda als größtem Gewässer geprägt wird. Aus östlicher Richtung kommen die Nieste und die Losse als schnell fließende Zuläufe zur Fulda hinzu, aus dem Westen fließen die Ahne und die Drusel aus dem Habichtswald hinzu. Der Ablass all dieser Fließgewässer geschieht über die Fulda, die sich weiter nordöstlich in die Mündener Fulda-Werra-Talung (370.6) weiter fortsetzt.

Auf der Lysimeterstation in Kassel-Harleshausen wurde, im Regenschatten des Habichtswaldes, eine durchschnittliche Regenmenge von 622 l/m² pro Jahr bei einer durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur von 8,9°C in dem Zeitraum von 1995/96 bis 2012/13 gemessen (Tab. 7). Der niederschlagsärmste Monat des Jahres ist der Februar, in dem im Durchschnitt knapp 6 % der Gesamtniederschlagsmenge fällt. Die niederschlagsreichsten Monate stellen der Mai und der Juli dar. In beiden Monaten fallen mehr als 10 % der Gesamtniederschlagsmenge. Die kältesten Monate stellen der Dezember und Januar dar, in denen die durchschnittliche Temperatur im Mittel der Jahre 1995 bis 2013 0,8 bzw. 0,4 °C betragen hat.

Tabelle 7: Niederschlags- und Temperaturverlauf Lysimeteranlage in Kassel-Harleshausen

1995/96	1996/97	1997/98	1998/99	1999/00	2000/01	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13
Niederschlag (mm)																	
473	744	840	899	489	387	688	479	570	694	544	859	630	557	686	509	549	609
Temperatur (°C)																	
7,6	8,5	9,0	9,1	9,3	9,0	9,5	9,3	8,7	8,7	8,8	10,4	9,2	8,8	8,3	8,8	9,0	8,5

Die mittleren Sickerwassermengen im Untersuchungszeitraum von 1995/96 bis 2012/13 lagen bei den beiden Kiesparzellen bei 527 l/m². Damit wurden knapp 83 % des Niederschlagwassers unterhalb der Parzellen aufgefangen (Tab. 8). Die geringste Sickerwassermenge der Kiesparzelle wurde im Jahr 1995/96 mit 345 l/m² vorgefunden. Die höchste Jahressickerwassermenge wurde in der Lysimeteranlage im Jahr 2005/06 mit 687 l/m² aufgefangen (Abb. 1). Die Differenz vom Niederschlag zum Sickerwasser wird der Evaporation zugeteilt, also dem Teil des Niederschlages, welcher direkt verdunstet und nicht in den Boden infiltriert.

Tabelle 8: Mittlere Niederschlags- und Sickerwassermenge von 1995/96 bis 2012/13

	Kiesbeet	A ex	A in	V ex	V in	Ö vl	Ö ex	Ö in	V
Sickerwassermenge (l/m²)	515,8	139,2	102,4	162,2	120,4	128,2	106,2	108,5	94,7
Anteil am Niederschlag (%)	82,9	22,4	16,5	26,1	19,4	20,6	17,1	17,4	15,2

Auf das niederschlagsärmste Jahr 2001/02 mit nur 386 l pro m² folgte jedoch nicht die sickerwasserärmste Periode in 2002/03. Diese ist im Jahr 1995/96 vorzufinden, in dem fast alle Varianten so gut wie kein Sickerwasseraufkommen zu verzeichnen hatten. Das höchste Sickerwasseraufkommen ist in dem Jahr 1998/99 festzustellen, nachdem in den Vorjahren auch die höchsten im Untersuchungszeitraum vorkommenden Niederschlagsmengen mit 890 l/m² (1998/99) und 840 l/m² (1997/98) gefallen sind.

Die höchsten Sickerwassermengen sind in der Variante Aex (extensiver Ackerbau) mit 139,2 l/m² vorgekommen (Tab. 8). Die niedrigsten mittleren Sickerwassermengen sind in der Variante R gemessen worden (Abb. 1 und Tab. 15). An dieser Stelle soll jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass die Spannbreite der vorgekommenen Messwerte sehr hoch ist. So lagen die niedrigsten Sickerwasserjahresaufkommen bei 0 l/m², die höchsten Mengen bei knapp 330 l/m².

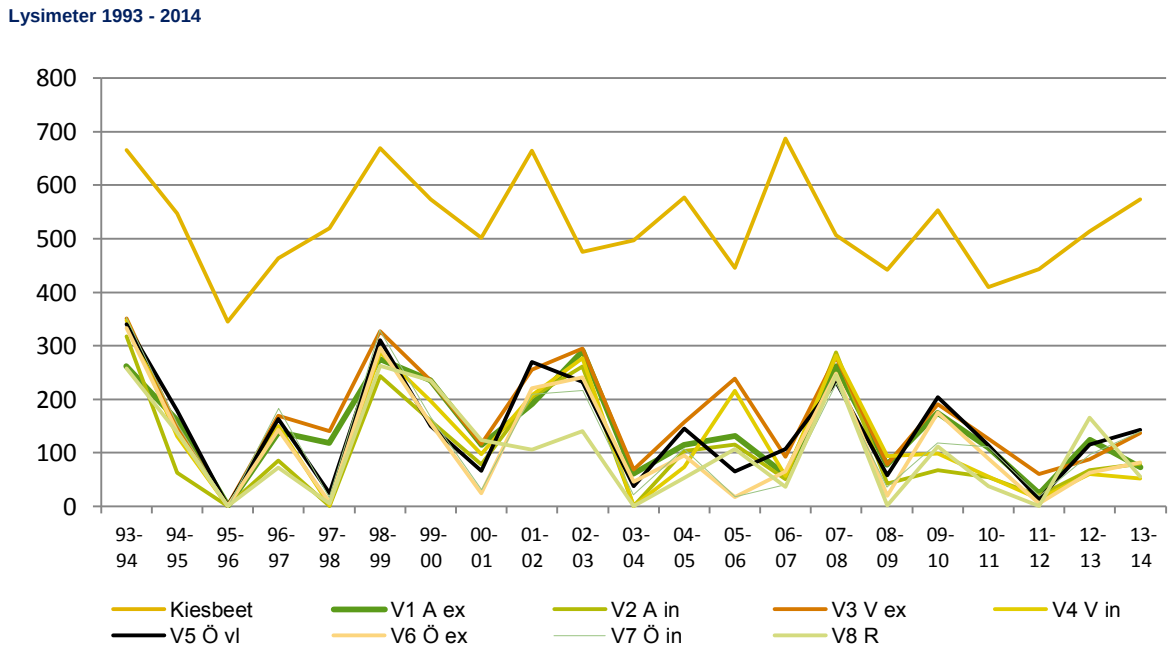


Abbildung 1: Sickerwassermengen aller Varianten (Mittelwert) der Lysimeteranlage in Kassel-Harleshausen inkl. Kiesbeet

Aufgrund der vorliegenden Daten der Sickerwassermengen unterhalb der durchwurzelbaren Zone, die eine Mächtigkeit von ca. 1,4 m und eine Feldkapazität von ca. 35 Vol. % aufweist, errechnet sich eine Austauschrate von 25 % (Tab. 9). Diese Austauschrate beschreibt das Verhältnis zwischen der Sickerwassermenge unterhalb des Wurzelraumes und dem Wasserspeichervolumen des Wurzelraumes. Damit legt das Bodenwasser theoretisch eine Strecke von ca. 35 cm pro Jahr im Boden zurück.

Tabelle 9: Austauschrate des Bodenwassers der verschiedenen Varianten

Variante	V1 A ex	V2 A in	V3 V ex	V4 V in	V5 Ö vl	V6 Öex	V7 Ö in	V8 R	Mittel
Austauschrate Bodenwasser (%)	28	21	33	25	26	22	22	19	25

3.4 Berechnung der Nährstoffkonzentration und der Auswaschungsmenge im Sickerwasser

Die Sickerwassermenge wird täglich festgestellt. Die Proben zur Untersuchung auf die unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen wurden monatlich entnommen. Die Berechnung der Nährstoffkonzentrationen des Sickerwassers im gesamten Betrachtungszeitraum erfolgte unter der Gewichtung über die Wassermenge der monatlichen Einzelproben und der Wiederholungen (Heyn, 2011). So konnten die unterschiedlichen Konzentrationen in den einzelnen Wiederholungen berücksichtigt werden. Ein Beispiel hierfür liefert die Tabelle 10.

Tabelle 10: Beispiel für die Berechnung der Nährstoffkonzentration

	Sickerwasser-menge	**P-Konzentration im Sickerwasser**	**P-Austrag = P-Fracht**	**P-Austrag = P-Fracht**
Wiederholung	l/m²	mg/l	mg/m²	kg/ha
a	0		0,00	0,00
b	2,7	1,20	3,24	0,03
c	6	0,73	4,38	0,04
d	0		0,00	0,00
Variantenmittel	2,18	0,97	1,91	0,019

rückgerechnete Konzentration über → Wassermenge: 0,88 mg/l

= ((2,7 l/m² x 1,2 mg/l + 6 l/m² x 0,73 mg/l) / 4) / 2,18 l/m²

3.5 Fruchtfolge

Die im Versuch umgesetzten Fruchtfolgen sind je nach Variante unterschiedlich. Die konventionellen Varianten verfügen über drei Fruchtfolgeglieder. In die Auswertung einbezogen wurden die Anbaujahre 1995/96 bis 2012/13 (Tab. 11). Die Auswahl dieses Zeitfensters begünstigt die Vergleichbarkeit von einzelnen Früchten und ganzen Fruchtfolgerotationen. So konnten bei den Bewirtschaftungsformen die Fruchtfolgen der konventionellen Varianten sechs Mal und bei den ökologischen Varianten drei Mal wiederholt werden.
Obwohl nicht einzelne Kulturen hinsichtlich ihres Sickerwasseraufkommens mit einander verglichen werden konnten, so war dies über die Fruchtfolgerotation dann wiederum möglich. Die Kulturen und Fruchtfolgen werden in der Tabelle 11 abgebildet. Zentraler Bestandteil der Fruchtfolgen der Varianten im ökologischen Anbau ist das Kleegrass, welches in der viehlosen ökologischen Betriebsvariante einjährig und in den anderen zwei Betriebsformen zweijährig angebaut wird. Sowohl in den viehlosen, wie aber auch den viehhaltenden Betriebsvarianten liegt der Leguminosen Anteil bei über 50 % in der Fruchtfolge. Bei solchen hohen Anteilen in der Fruchtfolge ist nicht nur eine gewisse Leguminosenmüdigkeit zu erwarten, sondern auch ein hoher Stickstoffpool im Boden.

Tabelle 11: Angebaute Früchte und Fruchtfolgen

Jahr	FJ/FG	A ex	A in	V ex	V in	Ö vl	Ö ex	Ö in	R
93/94	1/1	RAW	ZR	ZF RAS SM	ZF RAS SM	KG Still.	KG	KG	RAW
94/95	1/2	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
95/96	1/3	GS	GS ZF Senf	GS	GS ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
96/97	1/4	KG Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
97/98	1/5	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW
98/99	1/6	GW	GW ZF Senf	GW ZF RAS	GW ZF RAS	RW	RW	RW	GW
99/00	2/1	RAS	ZR	SM	SM	KG Still.	KG	KG	RAS
00/01	2/2	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
01/02	2/3	GW	GW ZF Ölre.	GW	GW ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
02/03	2/4	KG Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
03/04	2/5	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW
04/05	2/6	GW	GW ZF Senf	GW ZF RAS	GW ZF RAS	RW	RW	RW	GW
05/06	3/1	RAW	ZR	SM	SM	KG Still.	KG	KG	RAW
06/07	3/2	WW	WW	WW	WW	WW ZF Leg.	KG	KG	WW
07/08	3/3	GW	GW ZF Senf	GW	GW ZF RAS	GS ZF Leg.	WW ZF Leg.	WW ZF Leg.	RW
08/09	3/4	Kg Still.	ZR	KG Still.	SM	Möhre	Möhre	SM	RAW
09/10	3/5	WW	WW	WW	WW	EF	EF	EF	WW
10/11	3/6	GW	GW ZF	GW ZF	GW ZF	RW	RW	RW	RW
11/12	4/1	RAW	ZR	SM	SM	KG	KG	KG	SM
12/13	4/2	WW	WW	WW	WW	WW ZF	KG	KG	WW
13/14	4/3	GW ZF	GW ZF	GW ZF	GW ZF	GS ZF	WW ZF	WW ZF	GW Grünr.
14/15	4/4	AB	SM	AB	SM	AB	Möhre/ ZF	Möhre/ ZF	SM
15/16	4/5	WW	WW	WW	WW	WW	AB	AB	WW
16//17	4/6	WW	GW	WW ZF	GW ZF	RW	WW	WW	GW Grünr.

WW = Winterweizen; GW = Wintergerste; GS Sommergerste; RW = Winterroggen; RAW = Winterraps; RAS, Sommerraps; ZR = Zuckerrübe, SM = Silomais; EF = Futtererbse; KG = Kleegras; ZF = Zwischenfrucht; ÖLre = Ölrettich; Sen = Senf; Leg = Leguminosengemenge (Ackerbohne-Erbsen-Gemenge)

3.6 Düngung der Varianten

Entsprechend der Betriebsvariante wurden die in der Tabelle 12 und 13 aufgeführten Dünger gewählt. In den konventionellen Varianten wurden die Stickstoffdünger Kalkammonsalpeter, Ammonsulfatsalpeter und Harnstoff verwendet. Die Phosphordüngung wurde, wenn nicht über den organischen Dünger, über das Triplesuperphosphat gedüngt. In den ökologischen Varianten wurde neben der Rindergülle das in der FIBL Liste enthaltene Hypherphos eingesetzt. Die Magnesium- und Schwefelversorgung wurde über Kieserit, Kaliumsulfat, Patentkali oder das Ammonsulfatsalpeter vorgenommen. Tabelle 14 enthält die im Mittel der Jahre zugeführten Nährstoffmengen.

Tabelle 12: Mineralische Düngung der Varianten

	N	P	K	Mg	S	Ca
V1 A ex	KAS; ASS	TSP	60er Kali	Kieserit	ASS Kieserit	kohlens. Kalk
V2 A in	KAS; ASS	TSP	60er Kali	Kieserit	ASS Kieserit	kohlens. Kalk
V3 V ex	KAS; ASS	TSP	60er Kali	Kieserit	ASS Kieserit	kohlens. Kalk
V4 V in	KAS; ASS	TSP	60er Kali	Kieserit	ASS Kieserit	kohlens. Kalk
V5 Ö vl		Hyper-phos	Kalimagnesia 50er Kali	Kalimagnesia Kieserit	Kalimagnesia Kieserit 50er Kali	kohlens. Kalk
V6 Ö ex		Hyper-phos	Kali-magnesia 50er Kali	Kalimagnesia Kieserit	Kalimagnesia Kieserit 50er Kali	kohlens. Kalk
V7 Ö in		Hyper-phos	Kali-magnesia 50er Kali	Kalimagnesia Kieserit	Kalimagnesia Kieserit 50er Kali	kohlens. Kalk
V8 R	ASS; HS; KAS	TSP	60er Kali	Kieserit	ASS Kieserit	kohlens. Kalk

Tabelle 13: Organische Düngung der Varianten

	Rindergülle m³/ha *a	**Grüngutkompost** t/ha *a	**Klärschlamm** t/ha *a
V1 A ex	-	-	-
V2 A in	**-**	**-**	**-**
V3 V ex	15 - 20 m	-	-
V4 V in	20 - 30 m³	-	-
V5 Ö vl	-	-	-
V6 Ö ex	20 - 25 m³	-	-
V7 Ö in	20 - 50 m³	-	-
V8 R	-	15 - 20 t	2,5 - 5 t

Tabelle 14: Nährstoffmengen aus organischer und mineralischer Düngung im Mittel von 18 Jahren

	organische Düngung (kg/ha*a)				**mineralische Düngung** (kg/ha*a)			
	P	**K**	**Mg**	**S**	**P**	**K**	**Mg**	**S**
V1 A ex					29,3	87,6	7,2	36,2
V2 A in					36,1	137,4	14,1	60,1
V3 V ex	7,9	36,4	9,2	4,7	21,4	51,7	4,2	33,1
V4 V in	18,5	85,8	21,8	11,1	20,7	44,4	2,8	30,6
V5 Ö vl					17,1	74,7	1,3	30,0
V6 Ö ex	5,0	25,5	6,0	2,8	20,1	102,4	0,3	39,9
V7 Ö in	10,0	54,9	13,3	5,8	13,2	72,6	1,0	32,8
V8 R	30,0	45,3	45,2	5,6	23,6	126,6	11,3	30,0

4 Ergebnisse

4.1 Phosphorkonzentration, Phosphorfracht und Phosphor-Flächenbilanz

Die Ergebnisse der jährlichen Bodenuntersuchung der pflanzenverfügbaren P-Gehalte des Oberbodens sind in der Abbildung 2 dargestellt.

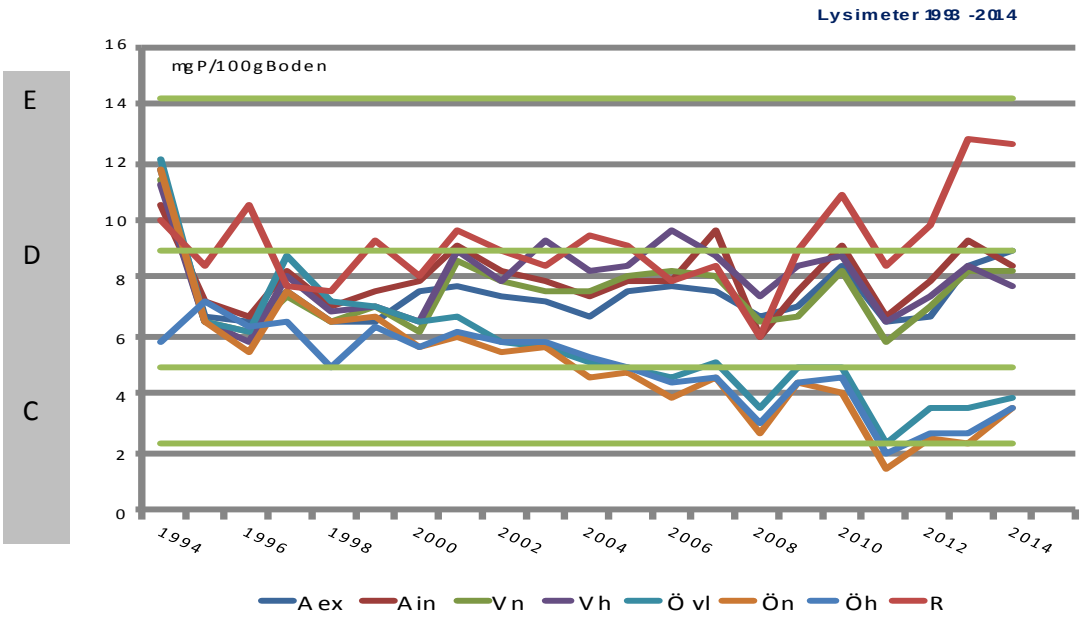


Abbildung 2: Bodenuntersuchung nach der Ernte

Bei den in Abbildung 3 dargestellten und im Folgenden behandelten Phosphorkonzentrationen handelt es sich um die rechnerisch ermittelte Konzentration, wie sie in der Tabelle 10 anhand eines Beispiels, dargelegt wurde.

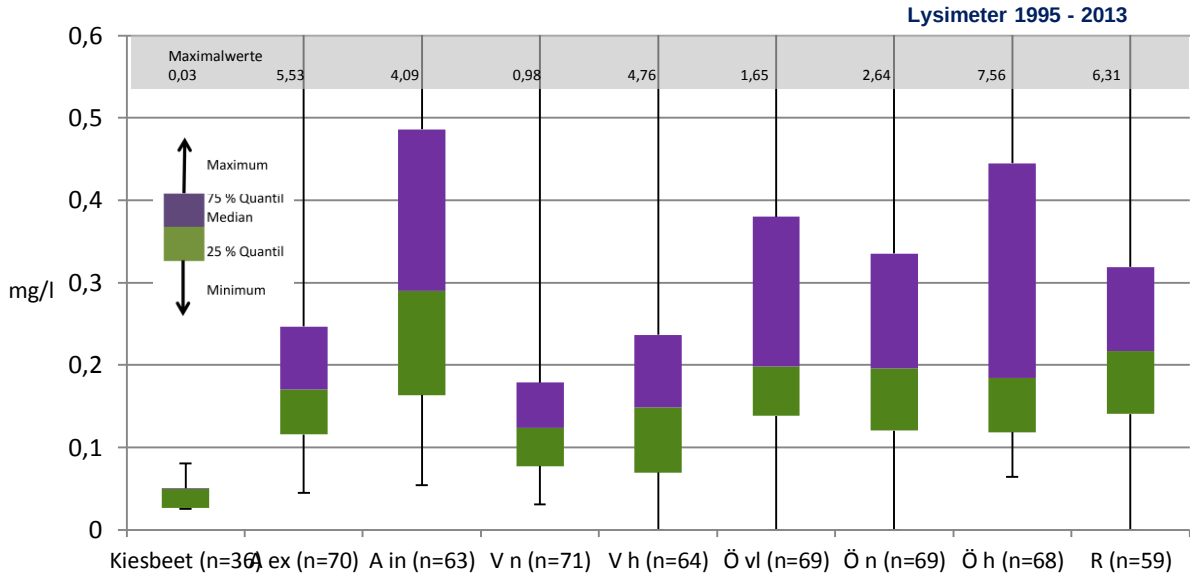


Abbildung 3: Rückgerechnete mittlere P-Konzentration (mg/l) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

Die ermittelten Gesamtphosphorkonzentrationen im Sickerwasser liegen in den zwei Kiesparzellen bei 0,04 mg/l. Die Bandbreite der in diesen Parzellen berechneten Konzentrationen reicht von 0,03 bis 0,08 mg/l. Diese Werte stellen die Konzentrationen im Sickerwasser der Kiesparzellen dar, die durch den Niederschlag in das System eingetragen werden. Deutlich höhere Werte erreichen alle Betriebsvarianten, die höchsten Werte weisen der intensiv geführte Ackerbaubetrieb (0,22 mg/l) und die ökologischen Betriebsvarianten (0,19 mg/l in Övl; 0,17 mg/l in Ön und 0,16 mg/l in Öh) auf. In der Tabelle 15 werden diese Ergebnisse dargestellt. In der Abbildung 3 konnten die rückgerechnete „maximale Konzentrationen“ der 8 Varianten plus Kieszellen nicht dargestellt werden. Diese lagen in der Betriebsform „extensiver Veredlungsbetrieb“ mit 1 mg/l am niedrigsten und bei der Variante „viehstarker Ökobetrieb“ mit 8 mg/l am höchsten aller Maximalkonzentrationen. Die von der LAWA definierte Konzentration von 0,1 mg/l gilt als diejenige, die eine mäßige Belastung im Oberflächengewässer anzeigt (Umweltbundesamt, 2014). Dieser Vergleichswert für Oberflächengewässer wurde jedoch von allen Varianten im Mittel der meisten Jahre überschritten. Lediglich die Variante des extensiven Veredlungsbetriebes unterschreitet diesen LAWA-Vergleichswert relativ häufig im Jahresmittel.

Die in dem Zeitraum von 1995/96 bis 2012/13 errechneten P-Frachten sind in der Tabelle 4 und Abbildung 15 dargestellt.

Bei der Betrachtung der Jahresmittel findet man einen Bereich von 0,15 bis 0,24 kg/ha vor. In den Kiesbeeten liegt die Auswaschungsmenge im Jahresmittel bei 0,22 kg/ha*a. Die höchsten Werte erreichen der viehlose Öko Ackerbaubetrieb (0,24 kg/ha*a). Die höchsten Jahresschwankungen zeigt der extensive Ackerbaubetrieb, die geringsten Schwankungen der extensive Veredlungsbetrieb. Die konventionellen und die ökologischen viehhaltenden Betriebsformen weisen mit 0,15 kg/ha*a bis 0,18 kg/ha*a ähnlich niedrigere Auswaschungsmengen vor. Trotz der in allen Varianten vorgenommenen P-Düngung, die sowohl in mineralischer als auch in organischer Form getätigt wurde, sind die P-Mengen im Sickerwasser gleich oder z.T. niedriger als die natürliche Deposition, die in den beiden Kiesparzellen (0,22 kg P/ha*a) ermittelt wurde.

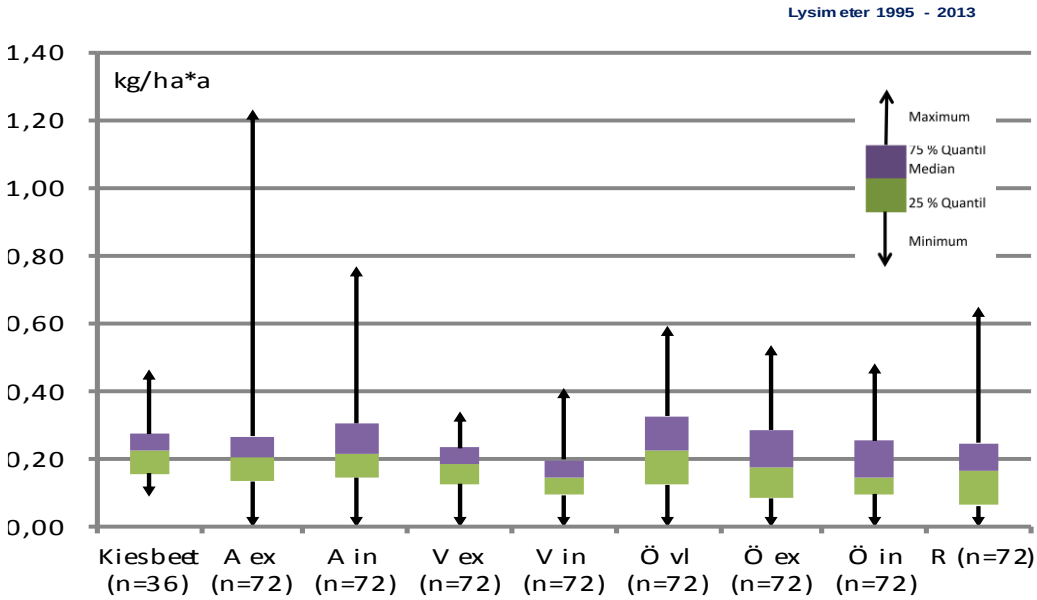


Abbildung 4: Mittlere P-Auswaschung (kg/ha *a) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

Die Tatsache, dass die Konzentrationen in den landwirtschaftlich bewirtschafteten Varianten zwar höher, die P-Frachten in kg/ha dann aber niedriger als in den Kiesparzellen sind, verwundert zunächst einmal. Der Blick auf die Sickerwassermengen in der

gibt möglicherweise einen Erklärungsansatz. Die unterschiedlichen Mengen an Sickerwasser in der Verbindung mit den entsprechenden Konzentrationen führen zu den Phosphorfrachten im Sickerwasser. So führt die um durchschnittlich 4,4 fache höhere Sickerwassermenge in den Kiesparzellen zwar zwangsläufig zu niedrigeren Konzentrationen jedoch aufgrund der hohen Sickerwassermenge wiederum zu erhöhten Frachten.

In den berechneten Phosphorsalden (Abb. 5) wurden auf der Abfuhrseite die Entzüge der angebauten Kulturpflanzen dargestellt. Auf der Seite des Zufuhrs an Phosphor wurde die mineralische und organische Düngung in die Betrachtung mit einbezogen. Das sich hieraus ergebende Bild ist in der Abbildung 5 dargestellt. Die sich aus der Differenz ergebenden Salden sind als Bilanzwerte in den lila gehaltenen Säulen dargestellt. Fast alle Betriebsvarianten haben im langjährigen Versuch eine positive Phosphorbilanz, bis auf den ökologischen Betrieb mit dem höheren Viehbesatz (Ö in).

Neben der Rindergülle, die viehhaltende Betriebsformen erhalten haben, ist bei diesen Betriebsvarianten auch eine mineralische Ergänzungsdüngung mittels des im ökologischen Anbau zugelassenen Hypher-Phosphates durchgeführt worden. Höhere Erträge ermöglichten hier auch einen höheren Entzug durch die angebauten Kulturen. Diese konnten durch den kombinierten Einsatz von mineralischer und organischer Düngung jedoch mehr als ausgeglichen werden.

Auffallend bei der Betrachtung der Bilanz ist natürlich die Betriebsvariante nachwachsende Rohstoffe (R). Diese verfügt deutlich über die höchste Menge an Phosphor, welche über die organische oder mineralische Düngung zugeführt wurde, die zweithöchste Phosphor- Abfuhr über die Ernteprodukte und den höchsten Bilanzüberschuss. In der Betriebsvariante 8 lag die Annahme zugrunde, dass alle Biomasse vom Betrieb „veräußert“ werden soll und der Ausgleich für die Düngung über die Zufuhr von Siedlungsabfällen vorgenommen werden soll.

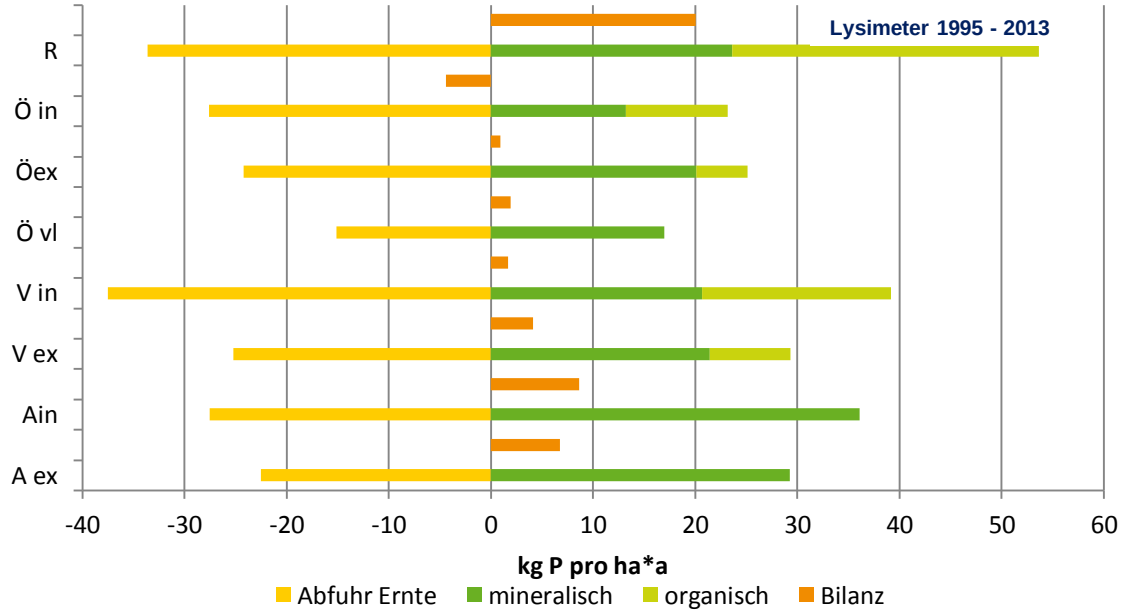


Abbildung 5: P-Bilanz - mittlere P-Düngung (mineralisch u. organisch), P-Entzüge und P-Salden; kg/ha von 1995 bis 2013 (18 Versuchsjahre)

Hierzu wurden in dieser Variante Klärschlamm und Grüngutkompost in den höchsten zulässigen Mengen pro Zeiteinheit zugeführt. Da dies gleichzeitig mit einer mineralischen Düngung von Triple Superphosphat (46 % P_2O_5) begleitet wurde, ergab sich die mittlere jährliche Zufuhr von 54 kg P pro Hektar. Mit der Ernteabfuhr der gesamten zuwachsenden Biomasse werden insgesamt 34 kg P pro Hektar abgeführt, sodass im Vergleich mit den anderen Varianten der „Rekordbilanzüberschuss“ von 20 kg P pro ha*a entsteht. Dies würde nach dem jetzigen Stand der Düngeverordnung (Dezember 2015) im Rahmen der zulässigen Bilanzüberschreitungen liegen. Der höhere P-Überschuss führte aber nicht zu einer höheren P-Konzentration des Sickerwassers oder einer erhöhten P-Auswaschung.

4.2 Kaliumkonzentration, Kaliumfracht und Kalium-Flächenbilanz

Die ermittelten pflanzenverfügbaren (CAL-Methode) K-Gehalte im Oberboden weisen keinen eindeutigen Trend einer Über- oder Unterversorgung irgendeiner Bewirtschaftungsvariante auf (Abb. 6). Die Vermutung, dass die viehhaltungsintensiveren Varianten „V in“ und „Ö in“ in der Entwicklung der Kaliumversorgung besser gestellt sind im Vergleich zu den Bewirtschaftungsvarianten mit einem geringeren Großviehbesatz, kann in diesem Versuch nicht bestätigt werden. Bei der Betrachtung der Abbildung 6 fallen die hohen Ausschläge z.B. der Variante „A in“ auf, die jeweils immer nach einem Zuckerrübenjahr auftreten. Bestimmte Schwankungen fallen jedoch auch in allen anderen Varianten deutlicher aus, als dass sich irgendein Trend erkennen lässt.

Unternimmt man jedoch den Versuch, eine lineare Trendbetrachtung auf die vorliegenden Daten anzulegen, kommt man zu den folgenden Ergebnissen: In allen Bewirtschaftungsvarianten ist ein leicht positiver Trend in der Entwicklung der Bodengehalte zu vermerken, bis auf die viehlose Ökovariante (Övl). Trotz der mineralischen Ausgleichsdüngung über die im ökologischen Landbau zugelassenen Mineraldünger Patentkali und Kaliumsulfat ist in der Variante „Ö vl“ ein leicht negativer Trend von ungefähr 0,3 mg/100 g Boden pro Jahr festzuhalten. Besonders die Varianten „A in“ und „V in“ und die Varianten „Ö in“ verzeichnen bei dieser Betrachtung die höchsten Gehaltssteigerungen.

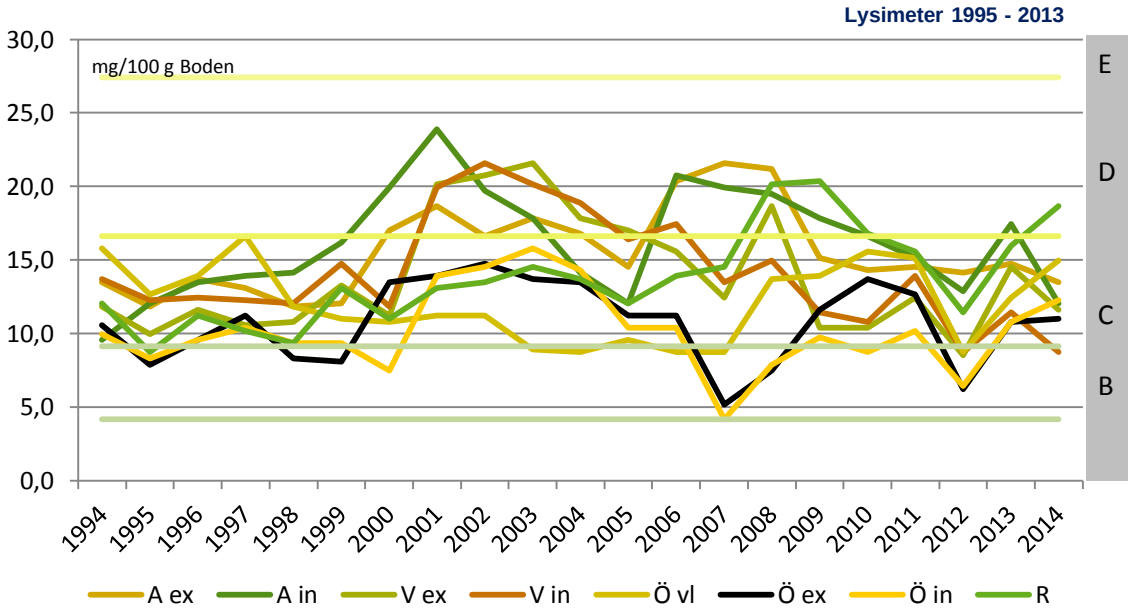


Abbildung 6: Kalium (CAL)-Bodengehalte mg/100g Boden von 1994 bis 2014

In der Abbildung 7 werden die Konzentrationen an Kalium dargestellt, die im Sickerwasser untersucht worden sind. Die Mittelwerte reichen von einer Bandbreite von 0,4 mg/l im Kiesbeet bis 1,47 mg/l in den Varianten des intensiveren Ackerbaus (A in). Die Nährstoffkonzentrationen beim Kalium im Sickerwasser erreichen Maximalwerte, die nicht mehr in der Abbildun 7**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellt werden können. Sie sind daher als Zahlenwert am obersten Rand der Abbildung zu sehen. Die Position des Medianes und der Quantile 25 % und 75 % gibt allerdings Aufschluss über die Verteilung der Werte. Hohe Ausschläge treten ausnahmslos in den Sickerwasserperioden 1995/96 und 2011/12 auf. Die Sickerwassermengen waren in diesen Jahren besonders niedrig, was die hohen Konzentrationen erklärt.

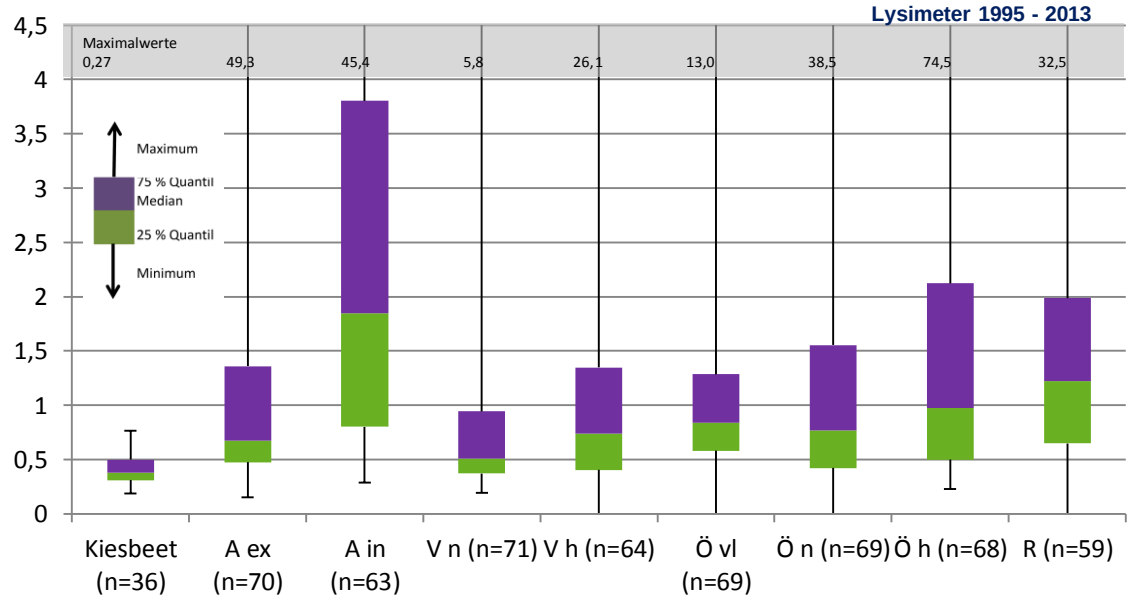


Abbildung 7: Rückgerechnete mittlere K-Konzentration (mg/l) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

In der Abbildung 8 werden die Kaliummengen dargestellt, die im Laufe der Jahre gemessen und berechnet worden sind. Hinterlegt ist dies mit den jeweiligen Jahresdurchschnittsniederschlägen. Die hohen Kaliumkonzentrationen am Beginn der Betrachtungsperiode 1995/96 führen nicht zu hohen Kaliumfrachten im Sickerwasser. Über fast die gesamte Betrachtungsperiode von achtzehn Jahren liegen die Kaliumfrachten in den beiden Kiesparzellen über denen der Bewirtschaftungsvarianten. Im Mittel werden in den Kiesbeeten über die 18 Jahre 2,08 kg K/ha*a unterhalb der durchwurzelbaren Zone verlagert. Im direkten Vergleich der Bewirtschaftungseinheiten fällt die Variante des intensiven Ackerbaubetriebes (A in) mit 1,51 kg K/ha*a auf. Diese weist in der Mehrzahl der Jahre die höchsten Frachtmengen an Kalium auf, was natürlich die Frage nach der Ursache aufkommen lässt. Diese Ursache dürfte in der Fruchtfolge und der damit zusammenhängenden Fruchtfolgedüngung zu suchen sein. Im Betrachtungszeitraum wurden insgesamt in sechs Jahren Zuckerrüben angebaut (siehe Tab. 11). Diese Zuckerrüben wurden entsprechend den Empfehlungen des Landesbetriebes Landwirtschaft Hessen (LLH) mit durchschnittlich 226 kg K in Form von 60er Kali gedüngt. Dies führt nicht nur zu der bereits **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** aufgezeigten, im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungsvarianten, höheren Bodengehalte, sondern wohl auch zu den Kaliumfrachten im Sickerwasser unterhalb von 1,5 m von 1,5 kg K/ha*a. Die im Untersuchungszeitraum festgestellten Kalium-Frachtmengen entsprechen den Literaturangaben, die z.B. von SCHEFFER und SCHACHTSCHNABEL (1998) mit unter 5 kg/ha*a angegeben werden.

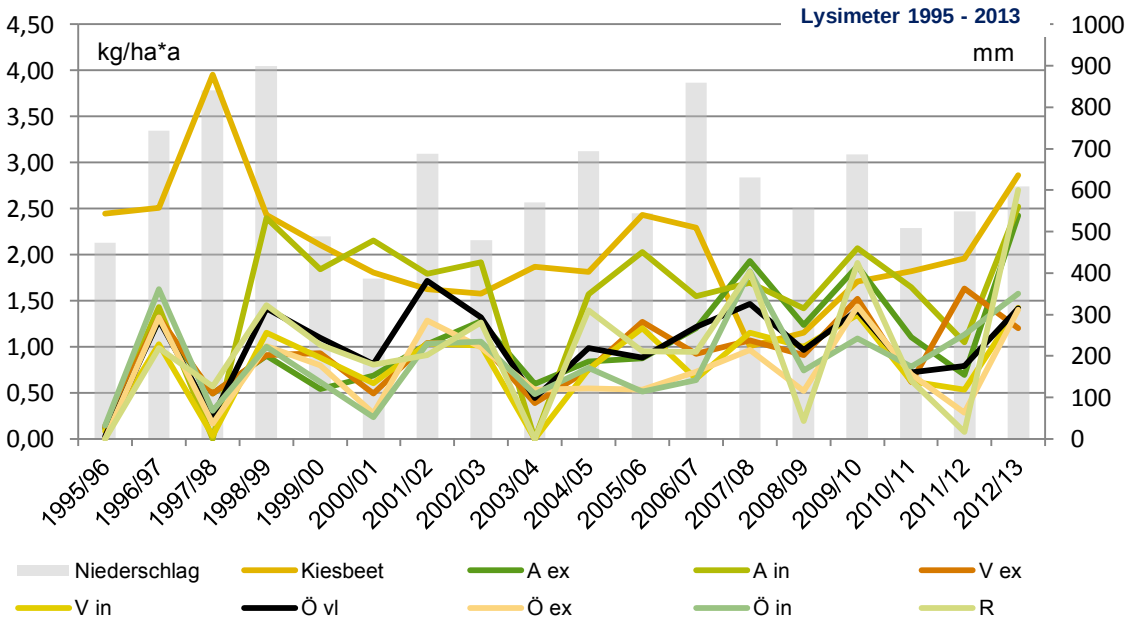


Abbildung 8: K-Auswaschung (kg/ha*a) und mittlerer Niederschlag (mm) von 1995/96 bis 2012/13

Die mittleren Kalium-Bilanzen zeigen zwischen den Bewirtschaftungsvarianten einige Unterschiede (Abb. 9). Bis auf die Varianten des ökologischen Landbaus mit Viehhaltung (Ö ex) und (Ö in) weisen alle anderen Betriebsvarianten einen positiven K-Saldo auf. Diese positiven Bilanzen reichen von 13 kg/ha*a in der Variante (R) bis zu 71 kg/ha*a in der Variante (A in). Durch die Ernteabfuhr der gesamten erzeugten Biomasse von der Fläche generiert der Betriebstyp der Variante R den höchsten Export von Kalium von der Fläche (158 kg/ha*a). Da die Zufuhr einer mineralischen Ergänzungsdüngung mit 60 er Kali und organischer Düngung mit Klärschlamm und Kompost stattgefunden hat, kam es zu einer nahezu ausgeglichenen Bilanz.

Der höchste Bilanzüberschuss in der Variante A erklärt sich durch die relativ hohe mineralische Ausgleichsdüngung mit 138 kg/ha 60er Kali. Da dem nur eine geringe Abfuhr von 66 kg K/ha entgegensteht, kommt es zu diesem hohen Bilanzüberschuss der, wie oben erwähnt, auf die dreigliedrige Fruchtfolge mit Zuckerrüben zurückzuführen ist.

Die negativen Salden der beiden Varianten des ökologischen Landbaus fallen mit -2 kg K/ha*a (Ö ex) und -14 kg/ha*a (Ö in) niedriger aus, als man das vielleicht für ökologisch bewirtschaftete Betriebe erwarten würde. Diese sind auf den Einsatz von organischer (Rindergülle) und insbesondere mineralischer Düngung (Kaliumsulfat Aex 103 kg K/ha und Ain 72 kg K/ha) zurückzuführen. Der Einsatz von mineralischer Düngung, auch wenn auf der FIBL Liste stehend und damit im ökologischen Landbau zugelassen, dürfte in der landwirtschaftlichen Praxis sehr wahrscheinlich eher seltener vorkommen (LfL, 2003).

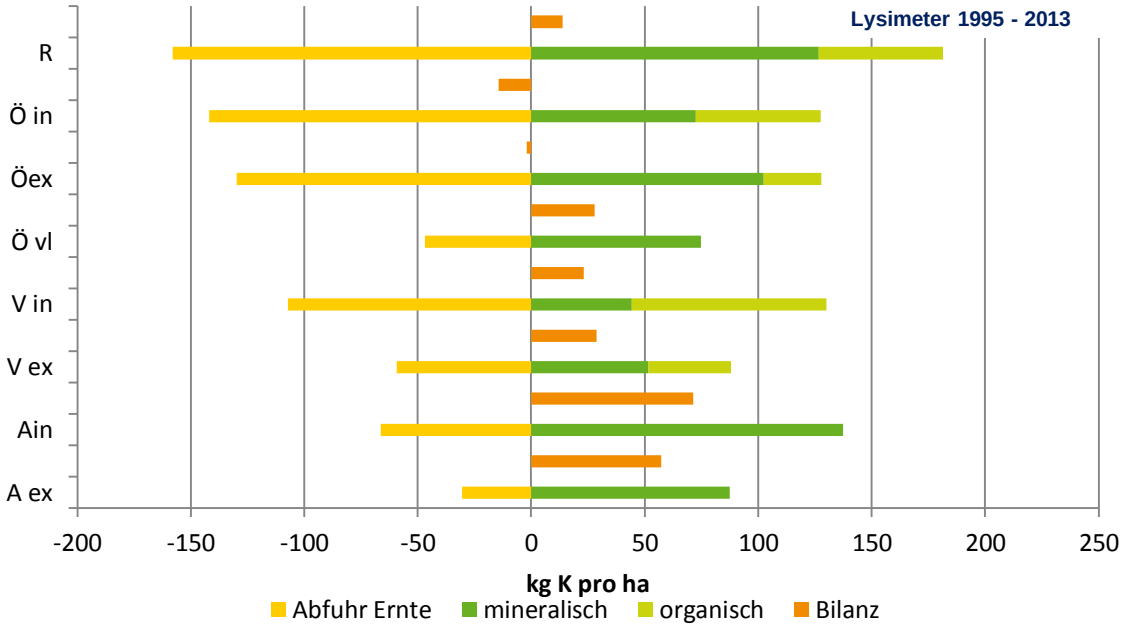


Abbildung 9: Mittlere K-Düngung (mineralisch u. organisch), K-Entzüge (Erntegut) und K-Salden; kg/ha von 1995 bis 2013 (18 Versuchsjahre)

4.3 Magnesiumkonzentration, Magnesiumfracht und Magnesium-Flächenbilanz

Magnesiummangel tritt bei vielen unserer Kulturböden, vor allen auf diluvialen sandigen, stark ausgewaschenen und sauren Böden mit geringer KAK auf (Bergmann, 1988). Magnesiummangel ist aber vor allen Dingen nicht auf den Parabraunerden aus Löß in Harleshausen zu beobachten. Dies kann man unschwer der Abbildung 10 entnehmen. Hier bewegen sich alle Varianten in der Versorgungsstufe „D“ oder „E“. Zu keinem Zeitpunkt wird während des Betrachtungszeitraums die Versorgungstufe „C“ erreicht. Allerding lässt sich bei allen Varianten ein leicht negativer Trend ab dem Jahr 2008 erkennen. Bis auf die Variante „R“ (maximale Biomasseproduktion) senken sich die Bodengehalte in den übrigen Bewirtschaftungsvarianten ab. Am deutlichsten ist dieser Trend bei den ökologischen Betriebsformen zu erkennen. Alle drei Varianten weisen gegen Ende des Betrachtungszeitraumes die niedrigsten Gehaltswerte auf. In der Variante „R“ kann man eine moderate Steigung der Bodengehalte in den achtzehn Versuchsjahren beobachten. Hier steigern sich die Magnesiumwerte von 11 auf 12,3 mg/100 g Boden.

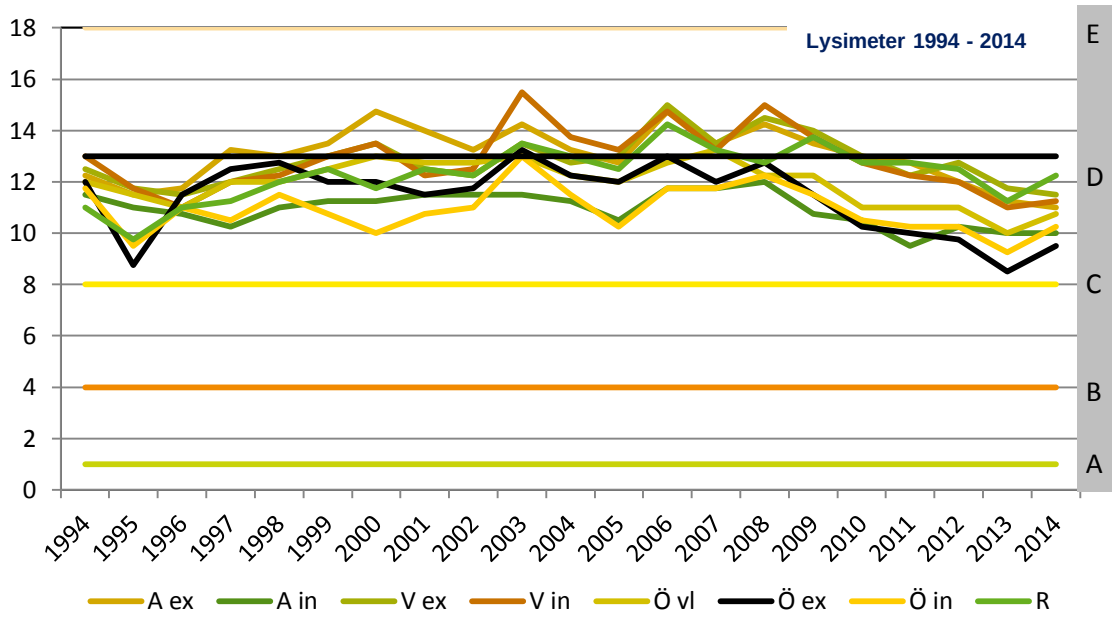


Abbildung 10: Magnesium (CAL) Bodengehalte mg/100g Boden von 1994 bis 2014

Die Konzentration von Magnesium im Sickerwasser zeigt eine große Spannweite (Abb. 11). Sie schwankt, dargestellt am Beispiel der Variante „A in“, zwischen einem Minimum von 6 mg/l und einem Maximum von 126 mg/l. Diese intensive Ackerbauvariante weist damit die größten Konzentrationsunterschiede auf. Die Mittelwerte aller Varianten liegen zwischen 11 und 17 mg/l. Die natürliche Deposition in den Kiesparzellen weist hingegen einen Wert von 0,45 mg/l auf, der knapp unterhalb dem Wertebereich liegt, den SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) als häufigste Konzentration für Ackerböden (5 bis 25 mg/l) angibt.

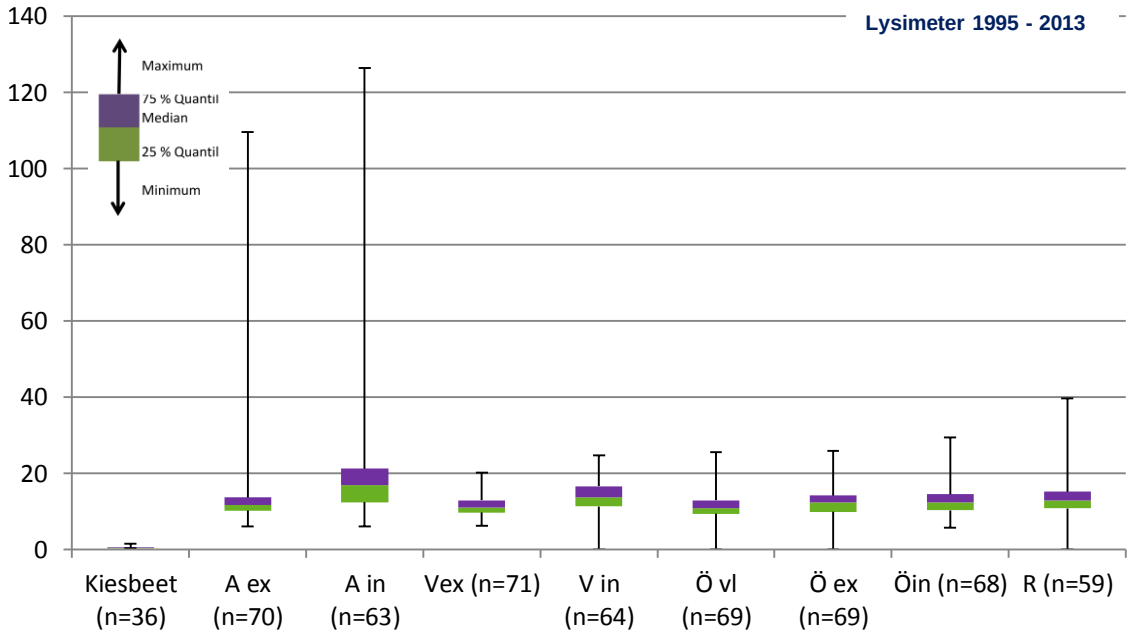


Abbildung 11: Rückgerechnete mittlere Mg-Konzentration (mg/l) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

Die Auswaschungsmengen weisen die Autoren der oben genannten Literaturquelle mit 6 bis 22 kg/ha*a aus. Im Betrachtungszeitraum des Versuches der Lysimeteranlage liegen die Mittelwerte aller Varianten unterhalb von 20 kg/ha (Abb. 12). Allerdings ist der große Schwankungsbereich zu erwähnen, der beispielsweise in der Variante „A in“ einen Wertebereich von 0 kg/ha*a bis zu 76 kg/ha*a erreichen kann. Die Maximalausschläge erreichen fast alle Varianten im Anbaujahr 2007/08. Neben der Variante „A in“ weisen auch einige andere Varianten eine Menge an Magnesium von über 50 kg/ha im Sickerwasser auf. Die Ursache hierfür dürfte vielschichtig sein und kann zurzeit noch nicht geklärt werden.

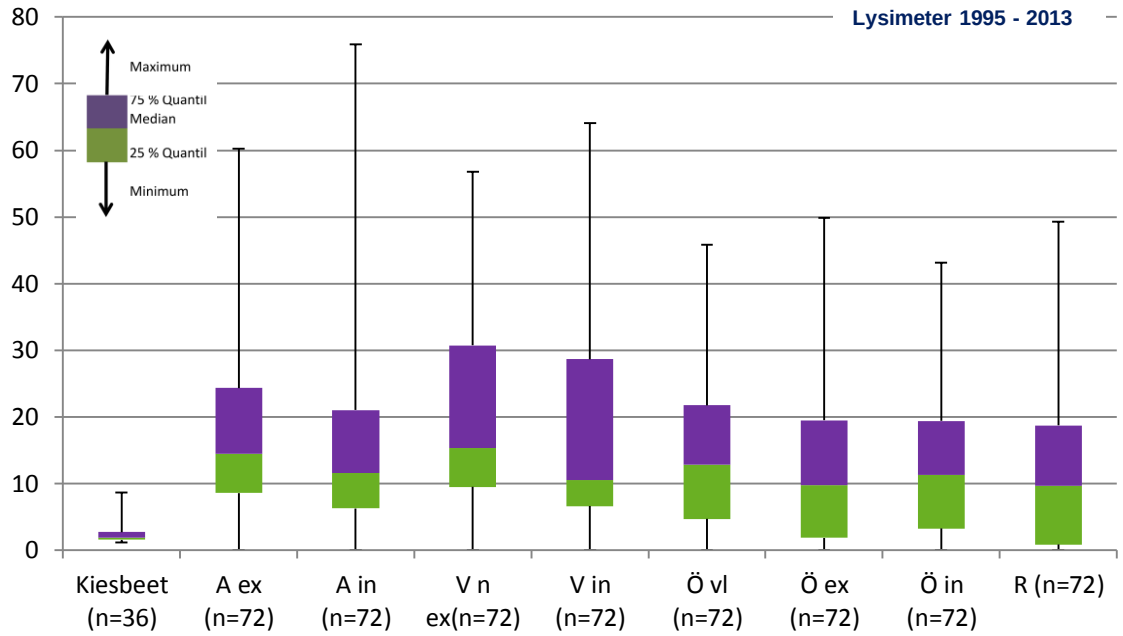


Abbildung 12: Mittlere Mg-Auswaschung (kg/ha*a) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

Die Abbildung 13 weist die Saldenbildung für den Nährstoff Magnesium aus. Die mineralische Ausgleichsdüngung der Varianten erfolgte mit Kieserit und Kalimagnesia. Die organische Düngung wurde mit Rindergülle vorgenommen.

Die Betriebsvariante „optimale Biomasseerzeugung“ weist den höchsten Bilanzüberschuss auf und ähnlich dem Kalium, sind es die drei Varianten des ökologischen Landbaus, die eine negative Bilanz aufweisen. Die Varianten des reinen konventionellen Ackerbaus haben eine nahezu ausgeglichene Bilanz, während die rindviehhaltenden Betriebe eine leichte positive Bilanz vorzuweisen haben.

Betrachtet man nun die Magnesiummengen, die im Sickerwasser unterhalb von 1,5 m Bodensäule aufgefangen worden sind und hinterlegt dies mit der Magnesiumbilanz, fällt auf, dass hohe Bilanzüberschüsse nicht unbedingt zu einer erhöhten Auswaschung führen müssen und das negative Bilanzen keine Garantie dafür sind, dass keine Auswaschung stattfindet. Beispielhaft wird dies an der Betriebsform „nachwachsende Rohstoffe“ (R) deutlich, die die höchsten Bilanzüberschüsse (40 kg Mg/ha) aufweist, jedoch Nährstofffrachten im mittleren Bereich (12 kg Mg/ha*a) produziert.

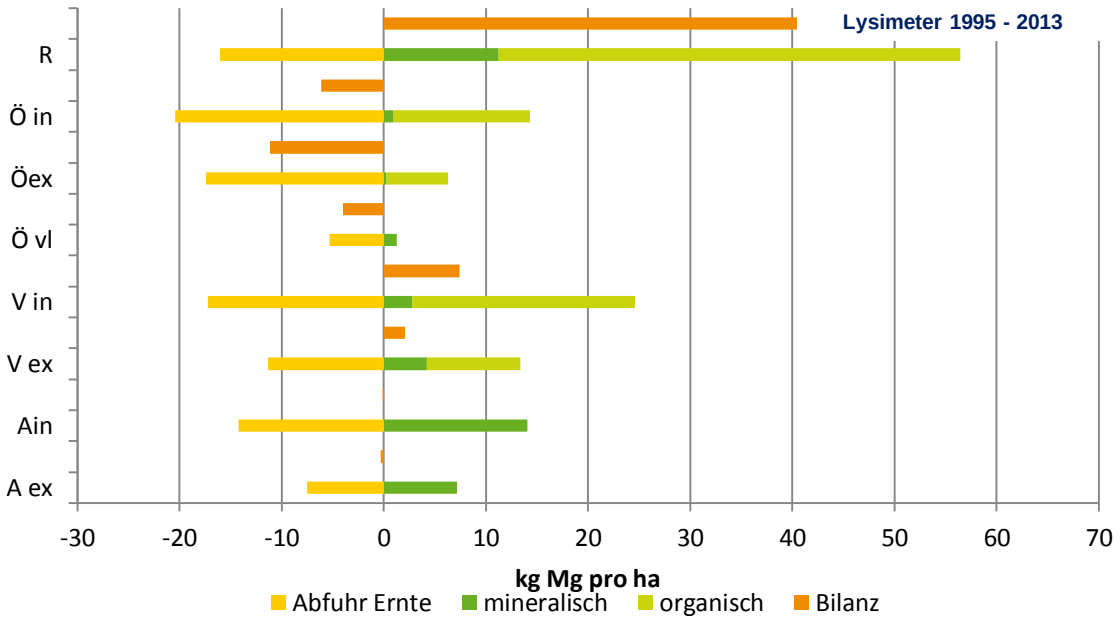


Abbildung 13: Mittlere Mg-Düngung (mineralisch u. organisch), Mg-Entzüge (Erntegut) und Mg-Salden; kg/ha von 1995 bis 2013 (18 Versuchsjahre)

4.4 Schwefelkonzentration, Schwefelfracht und Schwefel-Flächenbilanz

Die natürliche Konzentration von Schwefel im Sickerwasser der Kiesparzellen liegt im Mittel der achtzehn Jahre des Versuches bei 2,49 mg SO_4/l. Die Trinkwasserverordnung definiert einen Wert von 250 mg SO_4/l als Indikatorparameter (Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz, 2001).

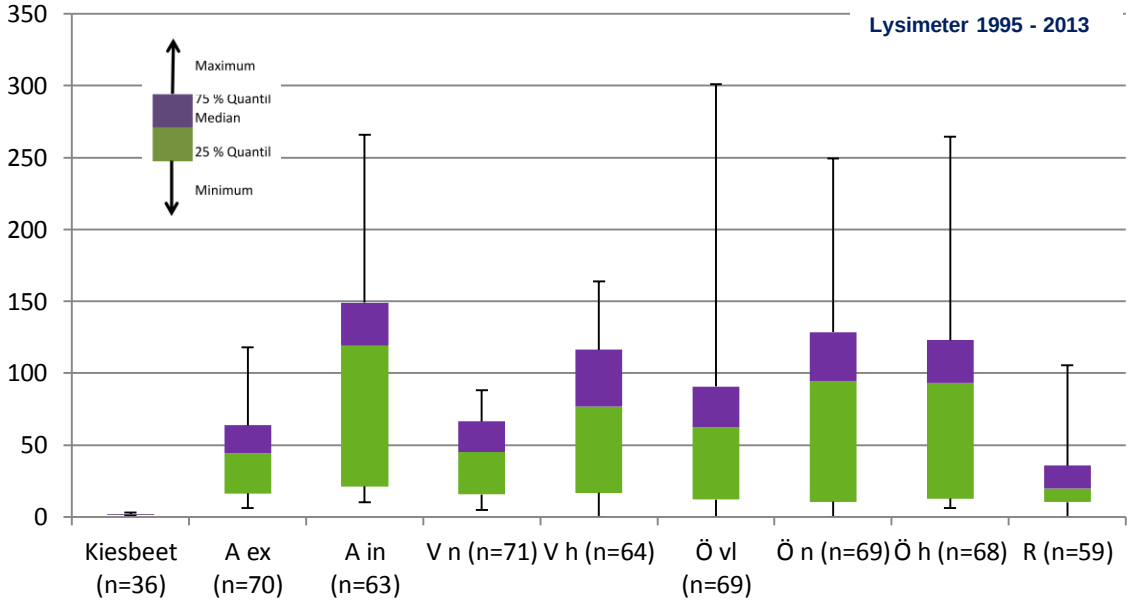


Abbildung 14: Rückgerechnete mittlere SO_4-Konzentration (mg/l) im Sickerwasser aller Bewirtschaftungsvarianten nach 18 Versuchsjahren

Die Betriebsvariante „R“ verfügt über die niedrigsten Schwefelgehalte im Sickerwasser, während der viehlose Ackerbaubetrieb „A in“ 107 mg SO_4/l aufweist.

Dass die Schwefeldüngung in bestimmten landwirtschaftlichen Kulturen zur Sicherung der Nährstoffversorgung etabliert ist, ist unbestritten. Dass diese Notwendigkeit der Schwefeldüngung auf die Verminderung der Schwefelgehalte in der Atmosphäre zurückzuführen ist, wird vielfach bestätigt. Dieser Rückgang der Schwefelgehalte in der natürlichen Deposition kann in der achtzehnjährigen Messreihe in den Kiesparzellen nachgewiesen werden. Von anfänglich 7 kg/ha*a in 1995/96 ging diese auf knapp 2 kg/ha*a fast linear zurück. Selbst Schwankungen sind in dieser Zahlenreihe kaum zu erkennen erkennen (Abb. 15**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Schwankungen können dafür in allen Betriebsvarianten mehr oder weniger stark nachvollzogen werden. Weniger stark ausgeprägt sind die Schwankungen in der Variante „R“, mehr ausgeprägt sind diese in der Variante „A in“. Nicht zu erklären ist allerdings die hohe Menge an Schwefel, die in allen Varianten im Jahr 2007/08 vorzufinden ist.

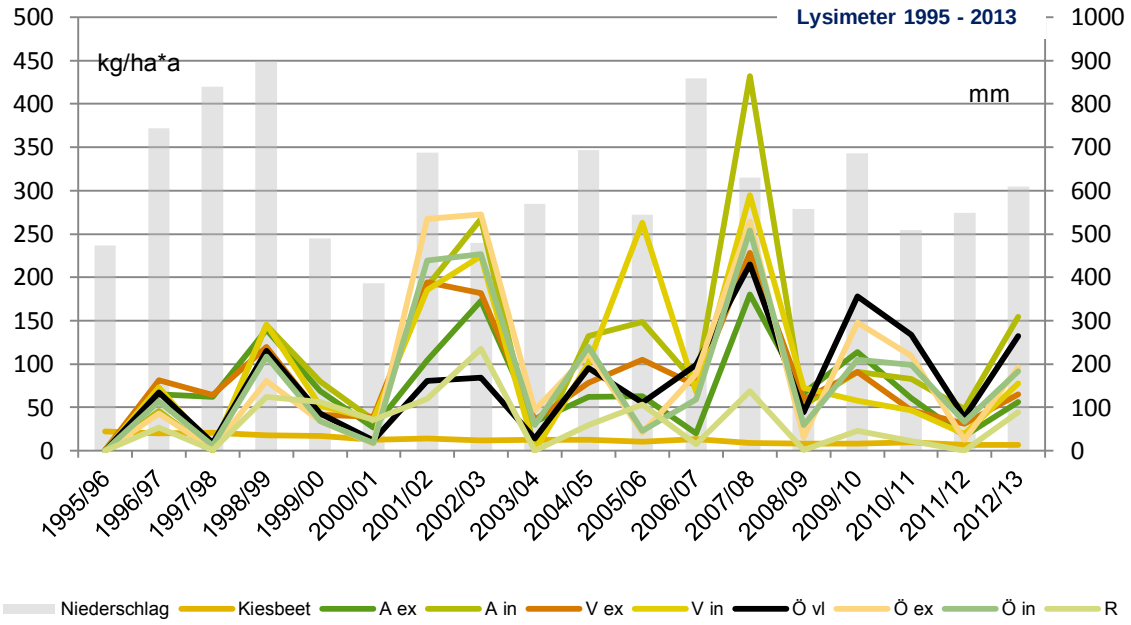


Abbildung 15: SO_4-Auswaschung (kg/ha *a) und mittlerer Niederschlag (mm) von 1995/96 bis 2012/13

Aufgrund der Düngung aller Kulturen mit Ammonsulfatsalpeter (ASS) zu der ersten Gabe zu Vegetationsbeginn und der Magnesiumausgleichsdüngung über Kieserit verfügen alle konventionellen Varianten über eine hohe Zufuhr an Schwefel. So kommt z.B. für die Variante „A in“ im Mittel über den Betrachtungszeitraum eine mineralische Düngung von 60 kg S/ha*a zustande. Die konventionelle Variante mit dem geringsten Einsatz an schwefelhaltigen mineralischen Düngern weist eine Zufuhr von 15 kg S/ha*a auf. Selbst die ökologischen Varianten erhielten über die Zufuhr von Patentkali oder Kaliumsulfat ca. 30 kg S/ha*a („Ö vl“) als „Mineraldünger“. Neben der mineralischen Schwefelgabe erhielten die viehhaltenden Varianten („Vex“, „Vin“, „Ö ex“, „Ö in“) eine weitere, wenn auch geringe Schwefelgabe über den Einsatz der Rindergülle. Geringe Mengen Schwefel wurden über den Klärschlamm und den Kompost auf den Betriebstyp „R“ ausgebracht.

Da die mittlere Abfuhr durch die Ernteprodukte und/oder Nebenernteprodukte bei ca. 11 kg S/ha*a betrug (nur die Variante „R“ erzielte eine wesentlich höhere Menge), sind die Bilanzen aller Varianten positiv (Abb. 16). Die Spannweite reicht von 52 kg S/ha in der Variante „A in“ bis 15 kg S/ha*a in der Variante „R“.

Diese hohen Bilanzüberschüsse an Schwefel dürften dann maßgeblich auch für die relativ hohen Schwefelmengen im Sickerwasser verantwortlich sein.

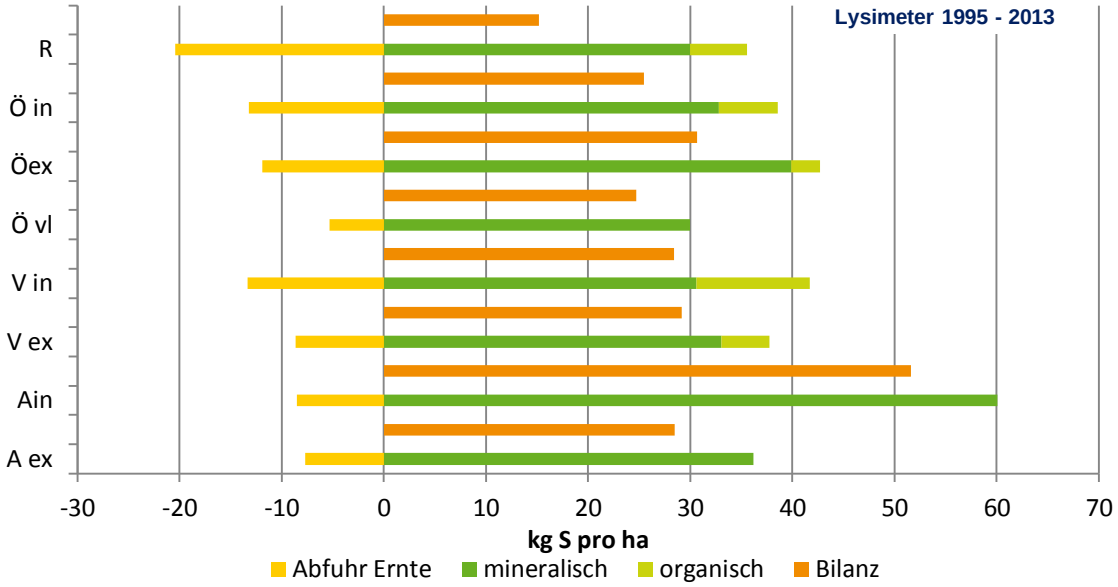


Abbildung 16: Mittlere S-Düngung (mineralisch u. organisch), S-Entzüge (Erntegut) und S-Salden; kg/ha von 1995 bis 2013 (18 Versuchsjahre)

Die langjährigen Werte der Nährstoffauswaschung der verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten sind in der Tabelle 15 zusammengefasst.

Tabelle 15: Sickerwassermenge, Nährstoffkonzentration und Nährstofffrachten der verschiedenen Varianten von 1995/96 bis 2012/13

				Var. 1	Var. 2	Var. 3	Var. 4	Var. 5	Var. 6	Var. 7	Var. 8
			Kies-beet	A ex	A in	V ex	V in	Ö vl	Ö ex	Ö in	R
	Sickerwasser-menge	l pro Jahr	515	139	102	162	120	128	106	108	95
P	Nährstofffracht	kg/ha	0,22	0,22	0,22	0,18	0,15	0,24	0,18	0,18	0,18
	rückgerechnete Konzentration	mg/l	0,04	0,16	0,22	0,11	0,12	0,19	0,17	0,16	0,19
K	Nährstofffracht	kg/ha	2,08	1,06	1,51	0,93	0,81	1,01	0,75	0,87	0,98
	rückgerechnete Konzentration	mg/l	0,40	0,76	1,47	0,57	0,67	0,79	0,71	0,80	1,04
Mg	Nährstofffracht	kg/ha	2,18	17,98	17,77	20,07	18,08	14,75	13,23	13,27	12,47
	rückgerechnete Konzentration	mg/l	0,45	12,11	16,78	11,41	13,97	11,53	11,57	12,11	13,63
SO_4	Nährstofffracht	kg/ha	12,90	72,80	110,10	85,40	95,50	78,60	90,10	83,60	33,10
	rückgerechnete Konzentration	mg/l	2,49	52,31	106,89	52,62	79,34	61,30	84,79	77,06	34,95

5 Zusammenfassung

In der Lysimeteranlage in Kassel-Harleshausen läuft seit 1992/93 ein Versuch, in dem die Auswirkung unterschiedlicher Betriebsformen auf das Austragungsverhalten von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel, unter einer 1,5 m³ mächtigen Parabraunerde aus Löß, untersucht wird.

Zu den Varianten mit unterschiedlichen Betriebsformen gehören intensive und extensive Bewirtschaftungsvarianten von Ackerbau-, Veredlungs- und Ökobetrieben. Aufgrund der Tatsache, dass ökologische Betriebe 2 Umstellungsjahre haben, bevor sie als anerkannte Ökobetriebe gelten, wurden die ersten beiden Jahre der Versuchsanlage nicht mit in der vorliegenden Abhandlung berücksichtigt. Über das Auftreten von Stickstoff unterhalb der durchwurzelten Zone hat bereits die Kooperation Lysimeter (2013) berichtet. In den konventionellen Varianten wurde eine dreigliedrige, in den ökologischen Varianten eine sechsgliedrige Fruchtfolge umgesetzt. Dieses Vorgehen vereinfacht den Vergleich nach Beendigung einer bzw. zwei Fruchtfolgerotationen.

Die Phosphorgehalte im Oberboden zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen den ökologischen und den konventionellen Varianten. Während die „ökol. Betriebsvarianten“ Gehalte von ca. 4 mg/100 g Boden aufweisen, liegen die „konventionellen Betriebsvarianten bei ca. 8 und mehr mg/100 g Boden. Die Phosphorkonzentration in mg/l Sickerwasser weisen bei allen Varianten sehr hohe Schwankungsbereiche auf. Die Mediane nahezu aller Varianten lagen zwischen 0,10 mg bis 0,20 mg P pro Liter Sickerwasser. Allerdings konnten auch Maximalwerte von bis zu 8 mg P pro Liter (Variante 7) im Sickerwasser gefunden werden. Zu beobachten ist, dass mit steigender Bewirtschaftungsintensität die Konzentrationen von Phosphor im Sickerwasser ansteigen. Bemerkenswert ist jedoch auch, dass die reinen Ackerbauvarianten höhere Konzentrationen lieferten, als die Veredlungsbetriebe (Aex + Ain vs. Vext + Vint). Die mittleren Phosphorfrachten aller Varianten lagen zwischen 0,15 kg und 0,24 kg pro Hektar.

Die Kalium-Konzentration in der Betriebsvariante intensiver Ackerbau mit dem Fruchtfolgeglied Zuckerrüben und der daraus resultierenden Kaliumdüngung erreichte die höchsten Werte im Sickerwasser. Daraus ergeben sich auch die höchsten Kaliumfrachten unterhalb der Durchwurzelungszone, mit ca. 1,5 kg pro Hektar und Jahr. Die Menge an nach unten verlagertem Kalium ist bei allen Varianten (2,08 kg/ha Kiesparzelle und 0,75 kg/ha in dem ökologischen Viehhaltungsbetrieb mit niedrigem GV Besatz) als gering anzusprechen.

Die Austragungsraten bei Magnesium sind um einiges höher als beim Kation Kalium. Hier liegen die berechneten Mengen unterhalb der Wurzelzone im Mittel zwischen 10 kg bis 20 kg pro Hektar und Jahr. Den Medianwert findet man fast einheitlich bei allen Varianten bei ca. 10 kg pro Hektar und Jahr.

Beim Schwefel findet man einen deutlichen Zusammenhang zwischen den Mengen an auftretendem Sickerwasser und der daraus berechneten Schwefelfracht. Die Schwefelbilanz im Boden, also die Differenz des zugeführten Düngeschwefels (org. und min. Dünger) und der Abfuhr durch das Erntegut, ist in allen Betriebsvarianten positiv. In der Variante intensiver Ackerbaubetrieb (Ain) wurden im Mittel des Betrachtungszeitraumes knapp 52 kg Schwefel pro Hektar als Bilanzüberhang ermittelt. Der in der Trinkwasserverordnung definierte Grenzwert von 83 mg Schwefel pro Liter wird im Mittel in keiner der Varianten Ain und Öex erreicht.

Literatur

Bergmann, W. (1988). Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Boden, A.-H.-A. (2005). Bodenkundliche Katierungsanleitung BKA 5. Hannover: Bundesanstalten für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Heyn, J. (2011). Bewirtschaftungssysteme im Vergleich (Vortrag). Kassel Harleshausen: Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen.

Klausing, O. D. (1988). Naturräume Hessens. Wiesbaden: HLUG.

Leopold, J., Mäder, R., Wilbois, K.-P., Gräber, H., Hermanwoski, S., & Zapf, C. (2016). Betriebsmittelliste 2016 für Deutschland für den ökologischen Landbau in Deutschland. FIBL: FIBL.

LHL, L. H. (2015). Pflanzenproduktion des Landesbetriebes Landwirtschaft Hessen. Abgerufen am 01. Mai 2016 von Erläuterungen zum Bodenuntersuchungsbefund: https://www.llh.hessen.de/downloads/landwirtschaft/pflanzenproduktion/grundnaehrstoffe/Erl%C3%A4uterungen%20zum%20Bodenuntersuchungsbefund%20-%20Acker-%20und%20Gr%C3%BCnland.pdf

Kooperation Lysimeter. (2013). Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-auswascung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerung für die Minimierung der N-Befrachtung derGewässer. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.

Scheffer, F; Schachtschabel, P. (1998). Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Auflage. Stuttgart: Enke Verlag.

Umweltbundesamt. (06. 11 2014). Umweltbundesamt. Abgerufen am 20. Mai 2016 von https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/ueberwachung-bewertung/chemisch

Bundesmisiterium für Justiz und Verbraucherschutz. (10. März 2001). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (TrinkwV 2001). Abgerufen am 12. Juni 2016 von https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf: https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf

PHOSPHOR-, KALIUM-, MAGNESIUM- UND SCHWEFEL-AUSWASCHUNGEN EINES LEHMIGEN SANDBODENS IN DER ALTMARK UNTER ACKERBAULICHER NUTZUNG

Dr. Nadine Tauchnitz und Dr. Matthias Schrödter (Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt)

Dr. Holger Rupp und Prof. Ralph Meißner (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg, Falkenberg 55, 39615 Altmärkische Wische)

1 Zielstellung

Mit dem Ziel, die Auswaschung der Makronährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im Sickerwasser eines lehmigen Sandes zu erfassen, wurden langjährige Messreihen (1992-2012) von unterschiedlich bewirtschafteten Lysimetern an der Lysimeterstation in Falkenberg ausgewertet. Hierfür fanden die Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache ohne Düngung, konventioneller Landbau mit mineralischer und organischer Düngung sowie ökologischer Landbau mit ausschließlicher organischer Düngung Berücksichtigung.

Es wurden folgende Untersuchungsparameter für die Interpretation und Bewertung der Nährstoffauswaschung unter den entsprechenden Standortverhältnissen (Klima- und Bodeneigenschaften) herangezogen:

- Sickerwassermengen und Nährstoff-Konzentrationen im Sickerwasser zur Erfassung der Nährstoff-Frachten
- Nährstoffgehalte des Düngers und der Pflanzen sowie Trockenmasseerträge zur Ermittlung der Nährstoffsalden sowie
- pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte im Oberboden zur Beurteilung der Nährstoffversorgung der Böden im zeitlichen Verlauf.

2 Material und Methoden

2.1 Lysimeteranlage

Die Lysimeterstation Falkenberg des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung-UFZ befindet sich im nördlichen Teil des Landkreises Stendal in Sachsen-Anhalt (H-Wert: 5858543, R-Wert: 4487464). Die Station wurde im Jahr 1981 errichtet. Für die Untersuchungen wurden nicht wägbare Lysimeter mit einer quadratischen Oberfläche von 1 m² und einer Tiefe von 1,25 m genutzt (Abb. 1). Unter den standörtlichen Gegebenheiten wird bei vorhandener Tiefe der Lysimeter der sickerwassergebundene Verlust aus dem Wurzelraum erfasst. Die Lysimeter wurden schichtweise befüllt. Hierfür wurde das Bodenmaterial am Entnahmestandort nach Ober- und Unterboden getrennt abgetragen und lagenweise in 10 cm Schichten eingebaut. Vor Beginn der Versuche wurde eine ausreichende Ruhephase eingehalten, um eine Beeinflussung durch die aus der schichtweisen Befüllung resultierende Störung zu vermeiden. In den untersten 25 cm befindet sich ein Dränrohr, welches mit einer abgestuften Filterschicht aus Sand, Kies und Schotter (200 mm) überschüttet wurde und der Entwässerung dient (Meissner et al., 1991). Das anfallende Sickerwasser entwässert über das Dränrohr in einen Kanister, der über einen Kellergang zu erreichen ist.

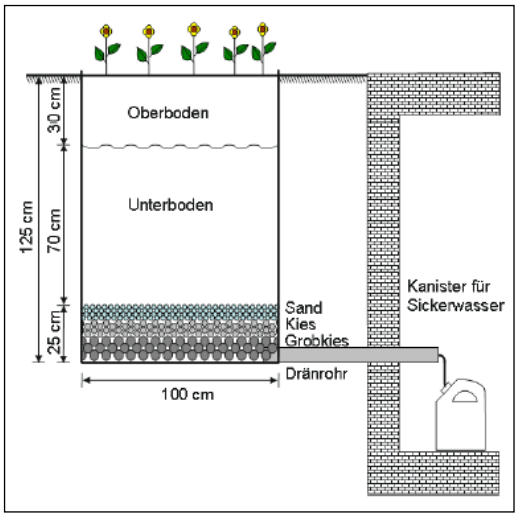




Abbildung 1: Schematischer Aufbau eines Gravitationslysimeter an der Lysimeterstation in Falkenberg nach Godlinski, 2005 (links) und Sickerwasserauffanganlage (rechts)

Die Ermittlung der Sickerwassermenge erfolgte manuell durch Wägung in monatlichen Abständen.

2.2 Standort und Bewirtschaftung

Der Füllboden der Lysimeter setzt sich bis in 30 cm Tiefe aus der Bodenart Sl4 und bis in 100 cm Tiefe aus Sl2 (KA5) zusammen (Tab. 1). Der Bodenentnahmestandort befindet sich in unmittelbarer Nähe von Falkenberg nahe der Ortschaft Bretsch (12 km von Falkenberg entfernt). Es handelt sich dabei um eine Pseudogley-Parabraunerde. Der Standort gehört der Bodenregion (BR) der Altmoränenlandschaften an und ist den Bodengroßlandschaften (BGL) der Grundmoränenplatten und Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands zuzuordnen. Der anstehende Hauptgrundwasserleiter am Bodenentnahmestandort gehört zu den Lockergesteinen und ist folglich ein Porengrundwasserleiter. Dieser besteht aus quartären Kiesen und Sanden (LAGB, 1999) und repräsentiert damit einen typischen Lockergesteinsstandort des Elbeeinzugsgebiets (Meissner et al., 1998).

Tabelle 1: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Kennwerte des Lysimeterfüllbodens (nach Godlinski et al., 2007; Meissner et al., 2010)

Tiefe	Bodenart	Gehalte an			TRD	nFK bei pF 2,5	KAK_{pot}	kf	C_{org}	N_t	pH $CaCl_2$	Ca-CO_3
		Ton	Schluff	Sand								
cm		%			g cm^{-3}	Vol. %	$cmol_c$ kg^{-1}	cm d^{-1}	%	%		%
0-30	Sl4	12,1	14,3	73,6	1,48	15	12,8	21	1,0	0,13	5,8	0,02
30-100	Sl2	7,4	17,4	75,2	1,84	11		43	0,2	0,04	5,6	

TRD: Trockenrohdichte, nFK: nutzbare Feldkapazität, kf: Durchlässigkeitsbeiwert, KAK_{pot}: potentielle Kationenaustauschkapazität, C_{org}: organischer Kohlenstoff, N_t: Gesamt-Stickstoff

Klimatisch befindet sich der Untersuchungsstandort in der gemäßigt-humiden Zone Zentraleuropas innerhalb der Übergangszone von maritimen zum kontinentalen Klima. Die langjährige (1961-1990) Jahresdurchschnittstemperatur der 6 km von Falkenberg entfernten DWD-Station in Seehausen beträgt 8,5 °C und der mittlere Jahresniederschlag 539 mm (DWD, 2007). Im Untersuchungszeitraum (1992-2012) wurde in Falkenberg ein durchschnitt-

licher Jahresniederschlag von 577 mm erfasst. Dabei betrug die durchschnittliche Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode (April bis September) 319 mm. Die Jahresdurchschnittstemperatur (1992-2012) lag mit 9,3 °C etwas über dem langjährigen Mittel. In der Vegetationsperiode wurde eine durchschnittliche Temperatur von 15 °C ermittelt.

Die Bewirtschaftung der Lysimeter erfolgte konventionell nach den Richtlinien des integrierten Landbaus (Konv) und ökologisch (Ökol) mit den aus Tabelle 2 ersichtlichen Fruchtfolgegliedern. Dabei wurde jede Bewirtschaftungsvariante mit je zwei Wiederholungen angelegt.

Tabelle 2: Fruchtfolgen in den Bewirtschaftungsvarianten

Dauerbrache (DB)	**Konventionell (Konv)**	**Ökologisch (Ökol)**
Grasgemisch (ausdauerndes Weidelgras, Rotschwingel, Weißes Straußgras)	Winterweizen + ZF[1]	Kartoffeln
	Kartoffeln	Winterweizen + ZF[2]
	Wintergerste + ZF[1]	Körnererbsen + ZF[2]
	Mais	Winterweizen + ZF[2]
	Zuckerrüben	Hafer + US (Kleegras)

ZF: Zwischenfrüchte, [1] Ölrettich, [2] Mais/Sonnenblumen, US: Untersaat

Als Vergleichsvariante zu den bewirtschafteten Varianten diente eine begrünte Dauerbrache (DB) ohne Düngung. Die Düngung erfolgte nach dem damaligen regionalen praxisüblichen Düngeregime (Tab. 3). Auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wurde bei allen Versuchsvarianten verzichtet.

Tabelle 3: Düngung der Bewirtschaftungsvarianten

	Düngung	
	Mineralisch	**Organisch**
Dauerbrache (DB)	-	-
Konventionell (Konv)		
Winterweizen + ZF[1]	KAS, Kornkali, Triple Phosphat	-
Kartoffeln	KAS, Kornkali, Triple Phosphat	Stallmist (300 dt/ha)
Wintergerste + ZF[1]	KAS, Kornkali, Triple Phosphat	-
Mais	KAS, Kornkali, Triple Phosphat	-
Zuckerrüben	KAS, Kornkali, Triple Phosphat	Stallmist (250 dt/ha)
Ökologisch (Ökol)		
Kartoffeln	-	Stallmist (300 dt/ha)
Winterweizen + ZF[2]	-	Rinderjauche (470 dt/ha)
Körnererbsen + ZF[2]	-	-
Winterweizen + ZF[2]	-	Rinderjauche (470 dt/ha)
Hafer + US (Kleegras)	-	-

2.3 Untersuchungsparameter

Die Nährstoffgehalte (Gesamtphosphor-P_t, Kalium-K, Magnesium-Mg, Sulfat-SO_4^{2-}) der monatlichen Sickerwassersammelproben wurden ionenchromatographisch im Labor bestimmt. Zudem wurden die Frischmasse- und Trockenmasseerträge der Lysimeter sowie die Nährstoffentzüge (P, K, S) der Pflanzen erfasst. In regelmäßigen Abständen wurde der Oberboden in einer Tiefe von 0 bis 15 cm beprobt und auf die pflanzenverfügbaren P- und K-Gehalte (DL-Methode) sowie Mg-Gehalte ($CaCl_2$-Methode) analysiert. Eine Ermittlung der Nährstoffgehalte (P, K, Mg, S) im Wirtschaftsdünger erfolgte ebenfalls ionenchromatographisch im Labor.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Nährstoffsalden

3.1.1 Phosphor

Im Untersuchungszeitraum wurden langjährige mittlere P-Salden von -19 kg/ha*a (Ökol) und +3 kg/ha*a (Konv) erfasst (Tab. 4). Dabei war bei der ökologischen Variante die P-Zufuhr mit durchschnittlich 16 kg/ha*a im Vergleich zur konventionellen Variante niedriger. Bei beiden Varianten wurde eine hohe Streuung der P-Salden zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren von -51 bis +50 kg/ha*a (Ökol) und -67 bis +134 kg/ha*a (Konv) ermittelt.

Tabelle 4: Nährstoff-Zufuhren und -Salden der Bewirtschaftungsvarianten konventioneller (Konv) und ökologischer Landbau (Ökol)

	Phosphor				Kalium				Magnesium				Schwefel			
	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv	Ökol	Konv
	Zufuhr		Saldo		Zufuhr		Saldo		Zufuhr		Saldo		Zufuhr		Saldo	
Jahr	[kg/ha*a]															
1992	36	20			198	150			24	30			15	15		
1993	5	55	-39	-18	24	409	-250	-222	5	44	-9	+26	32	33		
1994		20	-51	-22	0	150	-295	+14		27	-22	+5	0	15		
1995	5	169	-25	+134	86	276	-105	-12	5	90	-9	+87	8	15		
1996	1	20	-28	-20	43	150	-88	-69	2	27	-2	+7	4	21		
1997		20	-28	-12	0	150	-185	-113		30	-5	+18	0	15		
1998	66	75	+48	+24	168	290	+6	-57	54	50	+52	+31	44	59		
1999	0	20	-29	-17	34	150	-92	-16	2	27	-12	+4	0	15	-18	-13
2000		58	-34	+38	0	188	-248	-38		48	-15	+46	0	15	-18	+4
2001	3	20	-34	-16	38	150	-162	-119	6	27	-4	+9	1	28	-13	+9
2002	0	20	-29	-42	14	150	-152	-121	1	30	-4	+12	1	15	-12	+0,3
2003		20	-20	-33	0	298	-154	-117		31	-5	+18	0	33	-13	+23
2004	36	20	+23	-9	198	150	+103	+40	24	27	+23	+9	15	15	+8	+0,2
2005	5	62	-26	+38	85	460	-63	+267	5	48	-9	+46	8	15	-6	+1
2006		20	-35	-15	0	150	-210	-63		27	-22	+13	0	30	-16	+7,4
2007	5	20	-35	-67	85	150	-96	-62	5	30	-9	+11	8	15	-12	+0,1
2008	2	55	-21	+15	43	409	-58	+32	1	44	-3	+31	4	33	-6	+21
2009		20	-22	+3	0	150	-130	+53		27	-5	+16	0	15	-11	+1
2010	66	86	+50	+67	279	429	+173	+291	23	47	+21	+45	4	15	-3	-2
2011	0	20	-33	+1	50	150	-173	+39	2	27	-9	+17	8	18	-6	-11
Mittel	16	41	-19	+3	67	228	-115	-14	11	37	-3	+24	8	22	-10	+3

3.1.2 Kalium

Die langjährigen mittleren K-Salden unterschieden sich zwischen den Bewirtschaftungsvarianten mit stark negativen Salden von im Mittel -115 kg/ha*a bei der ökologischen Variante und -14 kg/ha*a bei der konventionellen Variante (Tab. 4). In den einzelnen Versuchsjahren wurde eine weite Spannbreite der Salden von -295 (Ökol) bis +291 (Konv) kg/ha*a registriert.

Bei der Variante Ökol ist langfristig der Trend einer in Bezug zum Pflanzenbedarf zu geringen K-Zufuhr erkennbar.

3.1.3 Magnesium

Die langjährigen mittleren Mg-Salden beider Bewirtschaftungsvarianten lagen bei -3 kg/ha*a (Ökol) und +24 kg/ha*a (Konv) (Tab. 4). Bei der konventionellen Variante wurden in allen Versuchsjahren positive Mg-Salden erfasst. Demgegenüber waren die Mg-Salden bei der ökologischen Variante in den meisten Versuchsjahren negativ.

3.1.4 Schwefel

Die langjährigen mittleren S-Salden waren bei der konventionellen Variante durch die zusätzliche Zufuhr von S als Begleitstoff im Mineraldünger (Kornkali) leicht positiv (Tab. 4). Demgegenüber wurde bei der ökologischen Variante bei ausschließlicher S-Zufuhr im Wirtschaftsdünger ein negativer S-Saldo erfasst.

3.2 Nährstoffgehalte im Boden

3.2.1 Phosphor

Die P_{DL}-Gehalte im Oberboden (0-15 cm) der einzelnen Bewirtschaftungsvarianten sind aus Abbildung 2 ersichtlich. Unterschiede der P-Versorgung waren in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung sichtbar. Bei den Varianten Ökol und DB wurden P_{DL}-Gehalte im Bereich von 5 bis 11 mg/100 g Boden und damit eine P-Versorgung in den Gehaltsklassen B bis D erfasst. Die P_{DL}-Gehalte zeigten nur sehr geringe Schwankungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes. Die konventionelle Bewirtschaftungsvariante wies im Vergleich zur ökologischen Variante deutlich höhere P_{DL}-Gehalte im Oberboden mit den Gehaltsklassen D bis E auf. Das ist vermutlich auf die höheren P-Salden und die Zufuhr von P über den Mineraldünger bei dieser Variante zurückzuführen (vgl. Tab. 4). Im zeitlichen Verlauf der Versuchsjahre wurden bei der konventionellen Variante ausgeprägte Schwankungen der P_{DL}-Gehalte im Oberboden beobachtet (Abb. 2).

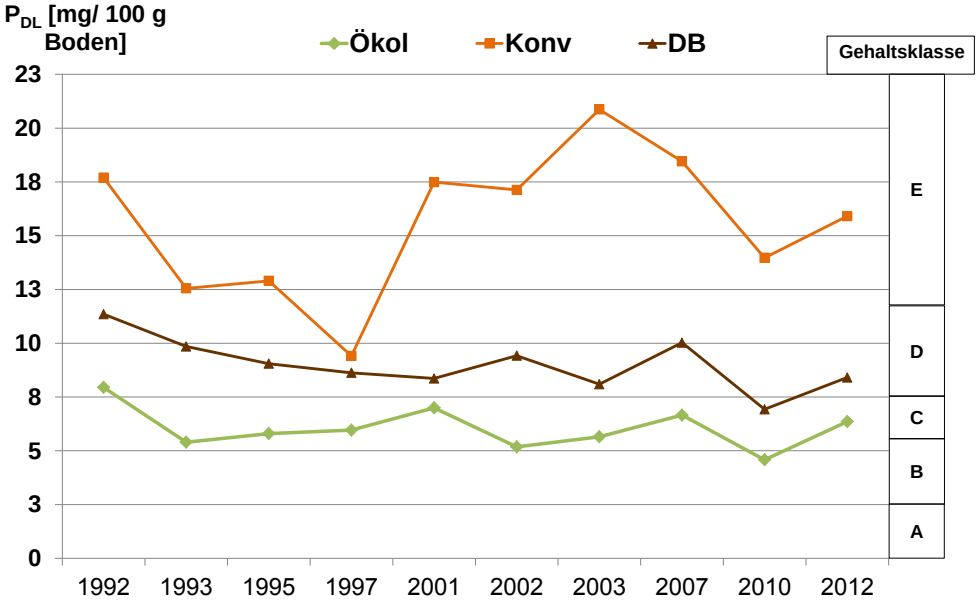


Abbildung 2: Pflanzenverfügbare Phosphorgehalte (DL-Methode) im Oberboden (0-15 cm) der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau

3.2.2 Kalium

Die ermittelten pflanzenverfügbaren K-Gehalte zeigten bei der ökologisch bewirtschafteten Variante eine im Vergleich zu den anderen Bewirtschaftungsvarianten schlechtere K-Versorgung mit Gehalten überwiegend in den Gehaltsklassen B und C (Abb. 3).

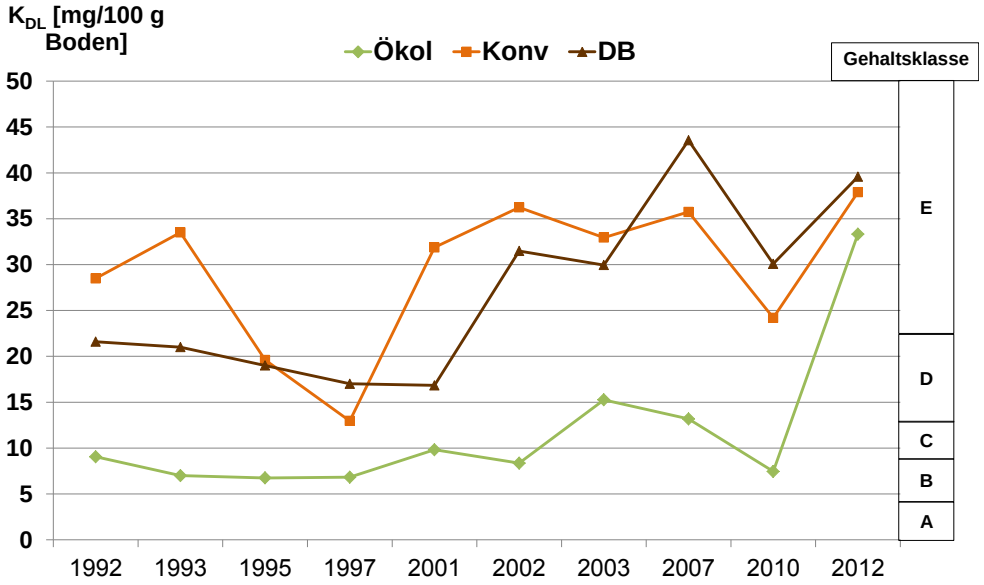


Abbildung 3: Pflanzenverfügbare Kaliumgehalte (DL-Methode) im Oberboden (0-15 cm) der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau

Ursache hierfür ist vermutlich die insgesamt niedrige K-Zufuhr von durchschnittlich 67 kg/ha*a ausschließlich über die organische Düngung und die stark negativen K-Salden bei dieser Variante (vgl. Tab. 4). Der im Zeitraum 2010 bis 2012 beobachtete starke Anstieg der K_{DL}-Gehalte im Oberboden bei der Variante Ökol könnte auf die hohe K-Zufuhr (279 kg/ha) und den entsprechend positiven K-Saldo (+173 kg/ha) im Jahr 2010 zurückzuführen sein. Bei den Varianten Konv und DB war eine hohe K-Versorgung entsprechend der Gehaltsklassen D und E nachweisbar. Die K-Gehalte im Oberboden wiesen im zeitlichen Verlauf der Versuchsjahre deutliche Schwankungen auf (Abb. 3).

3.2.3 Magnesium

Die höchsten Mg-Gehalte im Oberboden und eine Versorgung überwiegend in der Gehaltsklasse E waren bei der konventionellen Variante nachweisbar (Abb. 4). Bei dieser Variante war ein leicht ansteigender Trend der Mg-Gehalte innerhalb des Untersuchungszeitraumes zu beobachten, der vermutlich auf die Mg-Düngung und die ausschließlich positiven Mg-Salden (+4 bis +87 kg/ha*a) zurückzuführen ist (Tab. 4). Die niedrigsten Mg-Gehalte mit Gehaltsklassen von B bis D zeigte die Variante Ökol. Eine gute Mg-Versorgung entsprechend der Gehaltsklassen C bis E wies die ungedüngte DB auf. Das ist vermutlich auf die Bodeneigenschaften des Füllbodens mit einem dem Ton- und Schluffgehalt entsprechenden standortbedingten Gehalt an austauschbarem Magnesium zurückzuführen (vgl. Tab. 1). Der deutliche Anstieg der Mg-Gehalte im Oberboden der DB zum Ende des Versuches kann nicht erklärt werden.

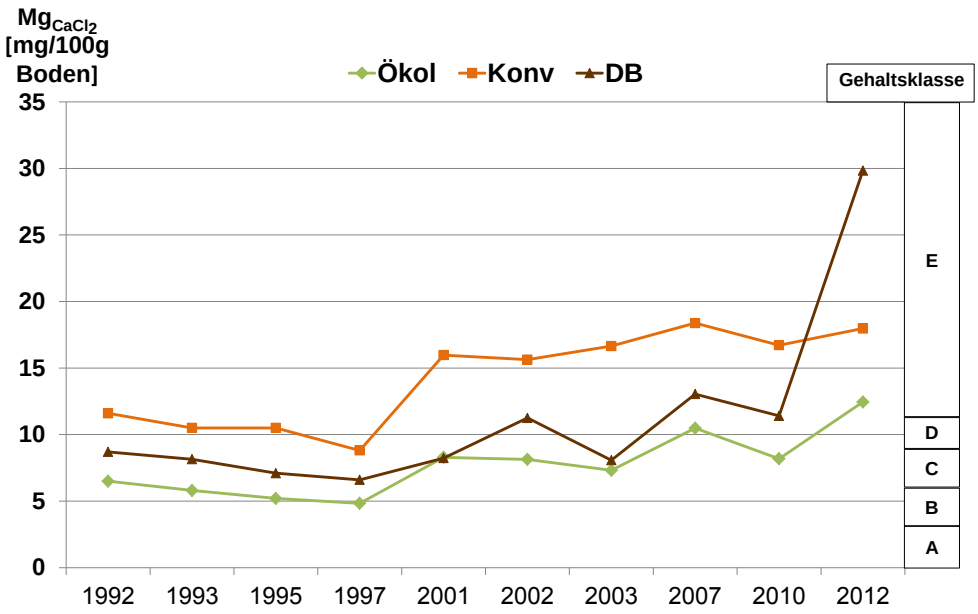


Abbildung 4: Pflanzenverfügbare Magnesiumgehalte ($CaCL_2$-Methode) im Oberboden (0-15 cm) der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau

3.3 Sickerwassermengen und Bodenwasseraustausch

Die mittleren jährlichen Sickerwassermengen im Untersuchungszeitraum lagen im Bereich von 87 bis 123 mm (Tab. 5). Der niedrigste Sickerwasseranfall wurde unter Dauerbrache mit einer hohen jährlichen Schwankungsbreite von 0 mm Sickerwasser bei 441 mm Jahresniederschlag bis maximal 312 mm Sickerwasser bei 762 mm Jahresniederschlag festgestellt. Zwischen den jährlichen Sickerwasser- und Niederschlagsmengen war ein linearer Zusammenhang nachweisbar (r = 0,6, n=20), der sich insbesondere im hydrologischen Winterhalbjahr (1.11. bis 30.04.) zeigte (r =0,77, n=20) und im hydrologischen Sommerhalbjahr (1.05. bis 31.10.) abnahm (r=0,63, n=20). Die höchsten mittleren jährlichen Sickerwassermengen zeigte die Bewirtschaftungsvariante Ökol mit 123 mm. Auch hier war eine hohe jährliche Schwankungsbreite von 0 mm Sickerwasser bei 441 mm Jahresniederschlag bis maximal 246 mm bei 762 mm Niederschlag feststellbar. Die Austauschraten des Bodenwassers lagen bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 10 dm im Mittel der Versuchsjahre bei 34 % (DB), 44 % (Konv) und 47 % (Ökol) und sind als gering einzustufen.

Tabelle 5: Sickerwassermengen der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau und Niederschläge (P)

	DB	Ökol	Konv	
Jahre[1]	Sickerwasser [mm*a^{-1}]			P [mm*a^{-1}]
1992	68	73	65	551
1993	110	121	111	701
1994	312	246	226	762
1995	124	106	74	508
1996	0	0	13	441
1997	1	30	30	434
1998	26	87	46	650
1999	168	198	161	506
2000	46	67	119	607
2001	12	68	94	596
2002	106	200	188	733
2003	55	80	129	431
2004	11,2	50	28	500
2005	34	144	31	506
2006	44	91	127	456
2007	103	145	129	784
2008	202	221	250	656
2009	14	80	43	460
2010	147	245	244	667
2011	148	198	213	595
Mittel	**87**	**123**	**116**	**577**

[1] Hydrologisches Jahr: 01.11.-31.10.

3.4 Nährstoffauswaschungen

3.4.1 Phosphor

Die ermittelten P_t-Konzentrationen im Sickerwasser sind mit durchschnittlich 0,03 mg/l vergleichsweise gering und zeigten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Bewirtschaftungsvarianten (Abb. 5). Die höchsten Konzentrationen wurden vergleichbar zu Angaben aus der Literatur im Winter zum Ende der Sickerwasserperiode sowie im Frühjahr und im Sommer nach stärkeren Niederschlägen registriert und werden auf die in diesen Zeiträumen geringen Sickerwasserraten in Verbindung mit einer hohen biologischen Aktivität im Boden zurückgeführt (Turner and Haygarth, 2000). In diesem Zeitraum waren auch wenige Überschreitungen der für Fließgewässer als Grenzwert vorgegebenen 0,15 mg/l P_t nachweisbar (LAWA, 2007). Dabei wurde bei der ökologischen Variante die höchste Anzahl der Werte >0,15 mg/l P_t erfasst.
Anhand früherer Lysimeteruntersuchungen am Standort Falkenberg (Godlinski, 2005) wurden P_t-Konzentrationen im Sickerwasser in einer vergleichbaren Größenordnung ausgewiesen. Allerdings waren bei intensiv genutzten und gedüngten Varianten, insbesondere unter Graslandnutzung, die mittleren P_t-Konzentrationen im Sickerwasser mit bis zu 0,5 mg/l deutlich höher.

Die P_t-Konzentrationen im Sickerwasser zeigten bei allen Bewirtschaftungsvarianten keine signifikanten Korrelationen zu den P-Gehalten im Oberboden und den P-Salden (Tab. 6).

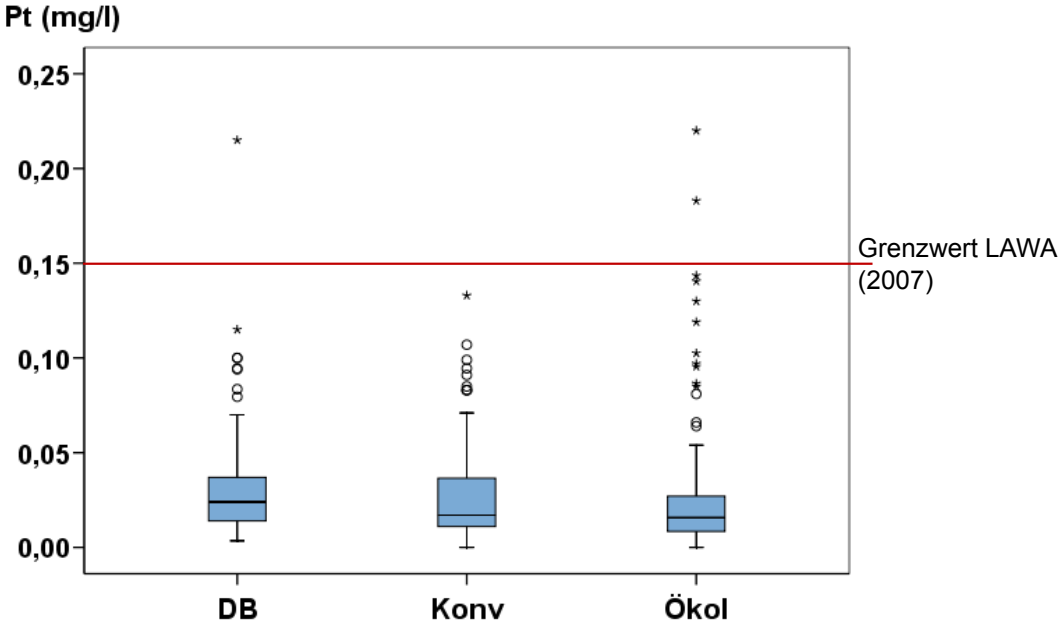


Abbildung 5: Gesamtphosphor(P_t)-Konzentrationen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau im Untersuchungszeitraum (Median, Min, Max, 25-, 75 % Quantil und Ausreißer, n=102 (DB), n=121 (Konv), n=118 (Ökol))

Tabelle 6: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen Gesamtphosphor(P_t)-Konzentrationen im Sickerwasser (SW) und P_t-Auswaschungen zu relevanten Parametern der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau (*p<0,05; **p<0,01)

Parameter	**Spearman Korrelationskoeffizient**					
	P_t-Konzentration SW [mg/l]			**P_t-Auswaschung** [kg/ha*a]		
	DB	**Konv**	**Ökol**	**DB**	**Konv**	**Ökol**
SW-Menge [mm]	-0,06	-0,02	-0,16	0,98 (**)	0,96 (**)	0,96 (**)
P-Gehalt Oberboden [mg/100 g]	0,57	0,13	-0,35	0,21	-0,03	-0,77 (*)
P-Saldo [kg/ha*a]	-	-0,01	-0,35	-	-0,02	-0,29

Die im Untersuchungszeitraum erfassten P_t-Auswaschungen im Sickerwasser lagen im Bereich von 17 bis 39 g/ha*a (Abb. 6, Tab. 7) und bestätigen die für die Böden des Standortes angegebene geringe P-Auswaschungsgefährdung (Godlinski, 2005). Die höchsten Auswaschungen waren bei der konventionellen Bewirtschaftungsvariante nachweisbar. Im Winterhalbjahr wurden 79 (Konv) bis 94 % (DB) der gesamten Jahresfracht ausgewaschen (Tab. 7). Die P-Auswaschungen zeigten bei allen Varianten keinen Zusammenhang zu den P-Salden (siehe Tab. 6). Eine signifikante negative Korrelation wurde zwischen P-Gehalt im Oberboden und P-Auswaschung bei der Variante Ökol erfasst.

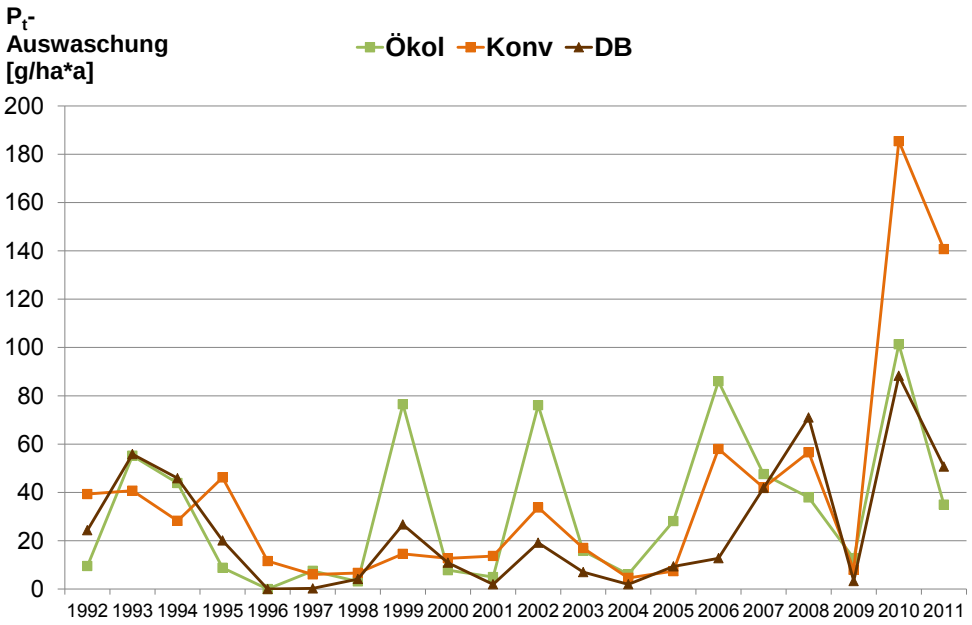


Abbildung 6: Gesamtphosphor(P_t)-Auswaschungen im Versuchszeitraum der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer Landbau (Ökol)

Die ermittelten langjährigen P-Auswaschungen stimmen gut mit den Auswaschungen im Dränabfluss eines Dränmessfeldes in Lückstedt (in der Nähe der Lysimeterstation) bei vergleichbaren Bodeneigenschaften überein. Hier wurden Auswaschungen von 35 g/ha*a (Mittel von zwei Versuchsjahren) erfasst (Tauchnitz et al., 2015).

Tabelle 7: Gesamtphosphor(P_t)-Auswaschungen der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), Konventioneller (Konv) und Ökologischer (Ökol) Landbau

Variante	**Mittlere SW-Menge*** [mm]	**P_t-Auswaschung** [g/ha*a]			**Anteil Auswaschung im WHJ** [%]
		MW	Min	Max	MW
DB	87	25	0	88	94
Konv	116	39	5	185	79
Ökol	123	33	0	101	89

* Auswertezeitraum: Mai 1991 bis April 2012, SW: Sickerwasser, MW: Mittelwert, WHJ: Winterhalbjahr

Die P-Auswaschung von Mineralböden wird durch die Fixierung von P an Calcit-, Al- und Fe-Oxiden sehr stark beeinflusst (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Als Maß für die Sorptionskapazität der Böden für P dient die Summe der oxalatextrahierbaren Al- und Fe-Oxide. In Anlehnung an Untersuchungen von Godlinski (2005) zur Abschätzung der Phosphorausträge anhand von Lysimeterversuchen am Standort Falkenberg wird eine hohe P-Sorptionskapazität der Lysimeterfüllböden und damit geringere P-Auswaschungsgefährdung deutlich (Tab. 8), welche die ermittelten langjährigen Ergebnisse bestätigt.

Tabelle 8: Phosphorgehalte [Mittelwert (Min-Max)] im Boden ausgewählter Lysimeter in Falkenberg (nach Godlinski, 2005)

Variante	P_{ges} [mg/kg]	DL-P [mg/kg]	$P_{(ox)}$ [mg/kg]	$AL_{(ox)}$ [mg/kg]	$Fe_{(ox)}$ [mg/kg]	DPS [%]
Nutzung						
Dauerbrache	529 (476-579)	98 (72-133)	344 (237-446)	646 (512-804)	1427 (1112-1817)	45 (37-57)
Integrierter Landbau	631 (497-737)	138 (55-243)	467 (302-701)	700 (519-1062)	1628 (1095-2367)	55 (37-78)
Gestaffelte Mineraldüngung						
SL-Ackerland	469 (391-574)	68 (32-145)	324 (245-452)	769 (463-982)	1484 (928-2070)	40 (25-53)

DPS: P-Sättigungsgrad

Die P-Deposition am Standort betrug durchschnittlich 0,3 kg/ha*a (Zeitraum 1999-2011) und war somit etwa 10-fach höher als die ermittelte P-Auswaschung.

3.4.2 Kalium

Die K-Konzentrationen des Sickerwassers schwankten in einem weiten Bereich von 0,7 (DB) bis 62 mg/l (Konv) und mittleren (Median) Konzentrationen von 2,6 (DB) bis 4,7 mg/l (Konv) (Abb. 7). Im Vergleich der Varianten zeigte die konventionelle Variante signifikant höhere K-Gehalte im Sickerwasser (Man-Whitney-U-Test, n=2, p<0,05). K-Peaks im Sickerwasser (Ausreißer) wurden nach längeren Zeiträumen ohne Sickerwasseranfall mit dann einsetzendem Sickerwasseraustritt erfasst. Bei den Varianten Konv und Ökol waren negative Korrelationen zwischen Sickerwassermenge und K-Konzentration im Sickerwasser nachweisbar (Tab. 9). Ein Zusammenhang zwischen K-Konzentrationen im Sickerwasser und Gehalten im Oberboden sowie zum K-Saldo der Bewirtschaftungsvarianten war nicht feststellbar.

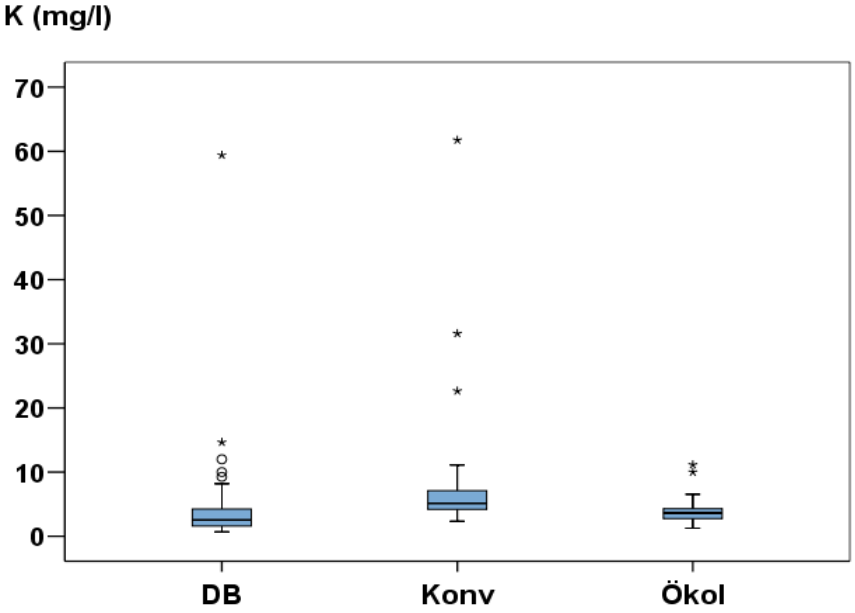


Abbildung 7: Kalium-Konzentrationen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau im Untersuchungszeitraum (Median, Min, Max, 25-, 75 % Quantil und Ausreißer, n=102 (DB), n=121 (Konv), n=118 (Ökol))

Tabelle 9: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen K-Konzentrationen im Sickerwasser (SW) und K-Auswaschungen zu relevanten Parametern der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau (*p<0,05; **p<0,01)

Parameter	**Spearman Korrelationskoeffizient**					
	K-Konzentration SW [mg/l]			**K-Auswaschung** [kg/ha*a]		
	DB	**Konv**	**Ökol**	**DB**	**Konv**	**Ökol**
SW-Menge [mm]	-0,06	-0,37(**)	-0,27(**)	0,98(**)	0,99(**)	0,98(**)
K-Gehalt Oberboden [mg/100 g]	-0,05	-0,41	-0,32	0,31	0,57	0,22
K-Saldo [kg/ha*a]	-	-0,32	-0,37	-	-0,25	-0,2

Die mittleren jährlichen K-Auswaschungen im Sickerwasser der einzelnen Bewirtschaftungsvarianten lagen im Bereich von 2,9 bis 5,3 kg/ha mit den geringsten Auswaschungen unter DB und den höchsten Auswaschungen bei der Variante Konv (Tab. 10). Im zeitlichen Verlauf wurden bei allen Varianten die höchsten K-Auswaschungen im Jahr 1994 verbunden mit hohen Sickerwassermengen und die niedrigsten 1996 bei keinem bzw. geringem Sickerwasseranfall (vgl. Tab. 5) registriert (Abb. 8).Bei der DB wurde ein leicht rückläufiger Trend festgestellt. Von der gesamten Jahresfracht wurde der überwiegende Teil im Winterhalbjahr ausgewaschen (Tab. 10).

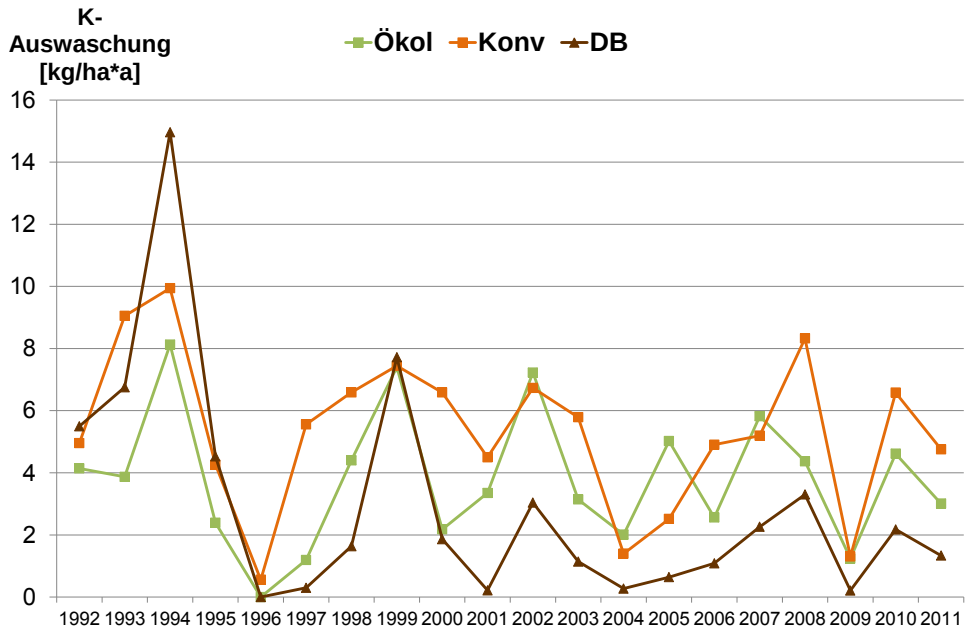


Abbildung 8: Kalium-Auswaschungen im Versuchszeitraum der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau

Tabelle 10: Kalium(K)-Auswaschungen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), Konventioneller (Konv) und Ökologischer (Ökol) Landbau

Variante	Mittlere SW-Menge* [mm]	K-Auswaschung [kg/ha*a]			Anteil Auswaschung im WHJ [%]
		MW	Min	Max	MW
DB	87	2,9	0,0	15,0	93
Konv	116	5,3	0,6	9,9	78
Ökol	123	3,8	0,0	8,1	86

* Auswertezeitraum: Mai 1991 bis April 2012, SW: Sickerwasser, MW: Mittelwert, WHJ: Winterhalbjahr

Die ermittelten geringen K-Auswaschungen bestätigen Literaturangaben, die für Böden mit Tongehalten von mehr als 10 % eine vernachlässigbar geringe K-Auswaschung von unter 5 kg/ha*a ausweisen (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Ursache hierfür ist die hohe K-Fixierungsleistung tonhaltiger Böden. Kalium liegt vor allem spezifisch gebunden in Zwischenschichträumen von Zwei- und Dreischichttonmineralen vor. Demgegenüber können in tonarmen Sandböden sowie in organischen Böden die jährlichen K-Auswaschungen bei hoher K-Düngung weit mehr als 50 kg/ha betragen (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Während austauschbares K schnell in Bodenlösung geht, wird fixiertes Zwischenschicht-Kalium zunehmend freigesetzt, wenn die K-Konzentration in der Bodenlösung sinkt. Umgekehrt kann durch K-Zufuhr bei der Düngung K wieder bis zum Erreichen der Fixierungskapazität spezifisch gebunden in den Zwischenschichträumen fixiert werden. Des Weiteren hängt die Menge an austauschbarem K auch von der Art und Konzentration konkurrierender Kationen, wie beispielsweise Calcium, ab (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Anhand vorliegender Untersuchungen konnte kein Zusammenhang zwischen der K-Auswaschung und den K-Gehalten im Oberboden sowie zu den K-Salden der einzelnen Bewirtschaftungsvarianten festgestellt werden (siehe Tab. 9).

Die K-Deposition am Standort betrug im Zeitraum 1999-2011 im Mittel 2,1 kg/ha*a.

3.4.3 Magnesium

Die Mg-Konzentrationen im Sickerwasser zeigten eine sehr große Spannweite insbesondere bei der Variante DB von 0,01 bis 79 mg/l (Abb. 9). Die höchsten Konzentrationen wurden bei dieser Variante zu Versuchsbeginn erfasst und sind vermutlich auf eine Nutzungsumstellung der Lysimeter zurückzuführen. Danach war ein deutlich abnehmender Trend zu verzeichnen. Die mittleren (Median) Konzentrationen der Varianten lagen im Bereich von 4,8 (DB) bis 6,7 mg/l (Konv). Signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten waren nicht nachweisbar.

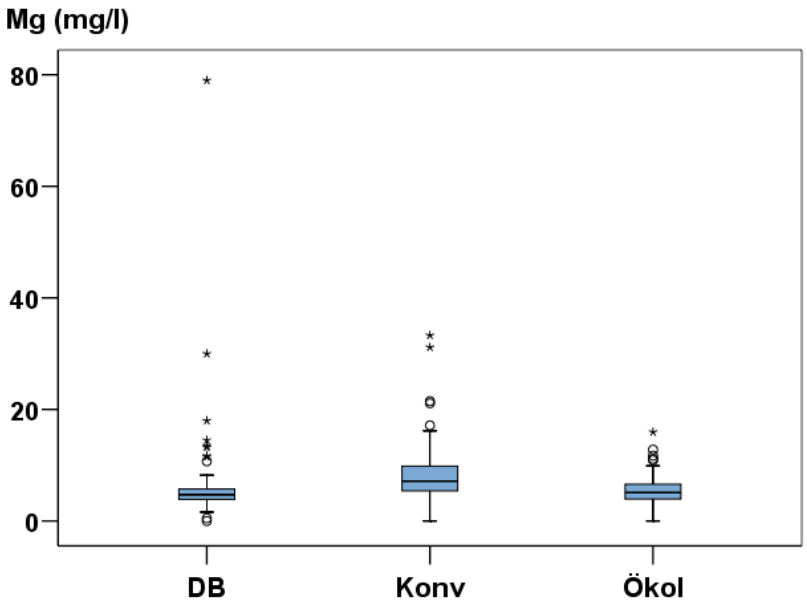


Abbildung 9: Magnesium-Konzentrationen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau im Untersuchungszeitraum (Median, Min, Max, 25-, 75 % Quantil und Ausreißer, n=102 (DB), n=121 (Konv), n=118 (Ökol))

In der Literatur werden für Ackerböden Mg-Konzentration in der Bodenlösung von 5 bis 25 mg/l angegeben (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Dabei wird die Mg-Konzentration in der Bodenlösung vor allem durch den Gehalt an austauschbarem Mg bestimmt. Magnesium ist Bestandteil von Silikaten (Amphibole, Pyroxene), Tonmineralen sowie Dolomit und Calcit. Der Anteil von austauschbarem Mg steigt in mitteleuropäischen Böden mit zunehmendem Ton- und Schluffgehalt sowie aufgrund des höheren Tongehaltes im Unterboden mit zunehmender Profiltiefe an (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Mg-Konzentrationen im Sickerwasser und den Mg-Gehalten im Oberboden war nicht feststellbar (Tab. 11).

Tabelle 11: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen Mg-Konzentrationen im Sickerwasser (SW) und Mg-Auswaschungen zu relevanten Parametern der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau (*p<0,05; **p<0,01)

Parameter	**Spearman Korrelationskoeffizient**					
	Mg-Konzentration SW [mg/l]			**Mg-Auswaschung** [kg/ha*a]		
	DB	**Konv**	**Ökol**	**DB**	**Konv**	**Ökol**
SW-Menge [mm]	0,02	-0,13	-0,23(*)	0,98(**)	0,98(**)	0,98(**)
Mg-Gehalt Oberboden [mg/100 g]	0,38	-0,62	0,03	0,40	0,29	0,70(*)
Mg-Saldo [kg/ha*a]	-	0,38	0,32	-	-0,27	-0,1

Die mittleren jährlichen Mg-Auswaschungen schwankten zwischen den Bewirtschaftungsvarianten von 5,0 bis 8,3 kg/ha (Tab. 12) und lagen damit in der in der Literatur für sandige Böden (S, Sl, Us) bei 700 mm Jahresniederschlag angegebenen Spanne von 6 bis 9 kg/ha*a (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Tabelle 12: Magnesium(Mg)-Auswaschungen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), Konventioneller (Konv) und Ökologischer (Ökol) Landbau

Variante	Mittlere SW-Menge* [mm]	Mg-Auswaschung [kg/ha*a]			Anteil Auswaschung im WHJ [%]
		MW	Min	Max	MW
DB	87	5,0	0,0	16,8	93
Konv	116	8,3	0,7	16,5	81
Ökol	123	6,1	0,0	11,7	88

* Auswertezeitraum: Mai 1991 bis April 2012, SW: Sickerwasser, MW: Mittelwert, WHJ: Winterhalbjahr

Im zeitlichen Verlauf wurde bei allen Bewirtschaftungsvarianten eine große Schwankungsbreite zwischen den Versuchsjahren erfasst (Abb. 10). Während bei der Variante DB die höchste Auswaschung zu Beginn der Versuche im Jahr 1994 bei den höchsten Sickerwassermengen (312 mm/a) auftrat, waren bei den Varianten Konv und Ökol die höchsten Mg-Auswaschungen nicht unmittelbar mit den höchsten Sickerwassermengen verbunden (vgl. Tab. 5). Der überwiegende Anteil der Mg-Auswaschungen (>80 %) erfolgte im Winterhalbjahr (Tab. 12). Bei der ökologischen Variante war ein positiver Zusammenhang zwischen dem Mg-Gehalt im Oberboden und der Mg-Auswaschung feststellbar (siehe Tab. 11). Ein Zusammenhang zwischen Mg-Auswaschung und Mg-Saldo wurde nicht ermittelt.

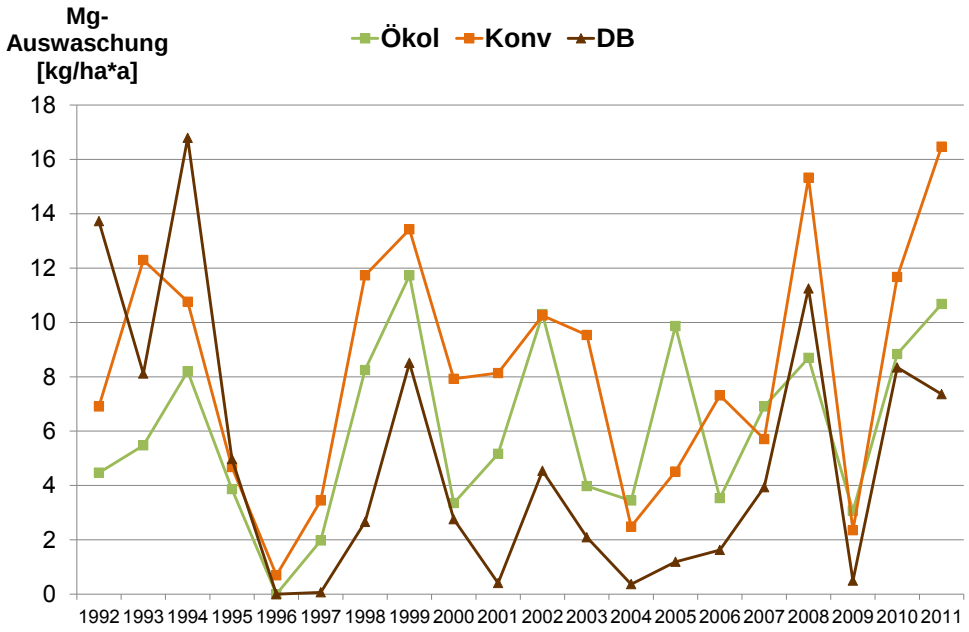


Abbildung 10: Magnesium-Auswaschungen im Versuchszeitraum der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer Landbau (Ökol)

3.4.4 Schwefel

Die SO_4-Konzentrationen im Sickerwasser zeigten eine sehr große Schwankungsbreite von 7 (Ökol) bis 873 mg/l (Konv) und mittleren (Median) Gehalten von 42 (DB) bis 77 mg/l (Konv) (Abb. 11). Die signifikant höchsten Gehalte wurden bei der konventionellen Variante erfasst (Man-Whitney-U-Test, n=2, $p<0,05$). Sulfat zählt nicht zu den bewertungsrelevanten Parametern der WRRL, aber es kann bei zu hohen Konzentrationen zu Störungen bei der Trinkwasseraufbereitung führen (Grenzwert TrinkwV 250 mg/l). Überschreitungen des Grenzwertes wurden insbesondere bei der Variante Konv ermittelt.

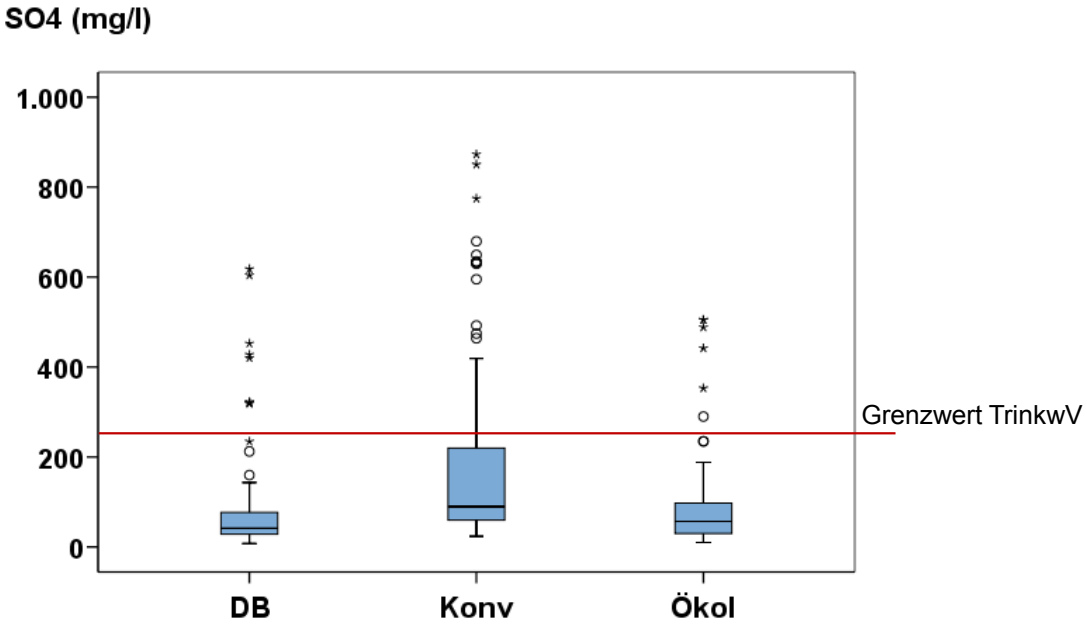


Abbildung 11: Sulfat(SO_4)-Konzentrationen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau im Untersuchungszeitraum (Median, Min, Max, 25-, 75 % Quantil und Ausreißer, n=102 (DB), n=121 (Konv), n=118 (Ökol))

Die Variante DB zeigte aufgrund mangelnder S-Zufuhr über Dünger und der seit 1989 in den neuen Bundesländern abnehmenden S-Deposition einen abnehmenden Trend der SO_4-Konzentrationen im Sickerwasser (Abb. 12). Während die SO_4-S-Deposition am Standort Falkenberg zwischen 1986 bis 1989 noch bei ca. 15 kg/ha*a lag, wird für 2001 eine Deposition von ca. 6 kg/ha*a angegeben (Meissner et al., 2000; Richter, 2003).

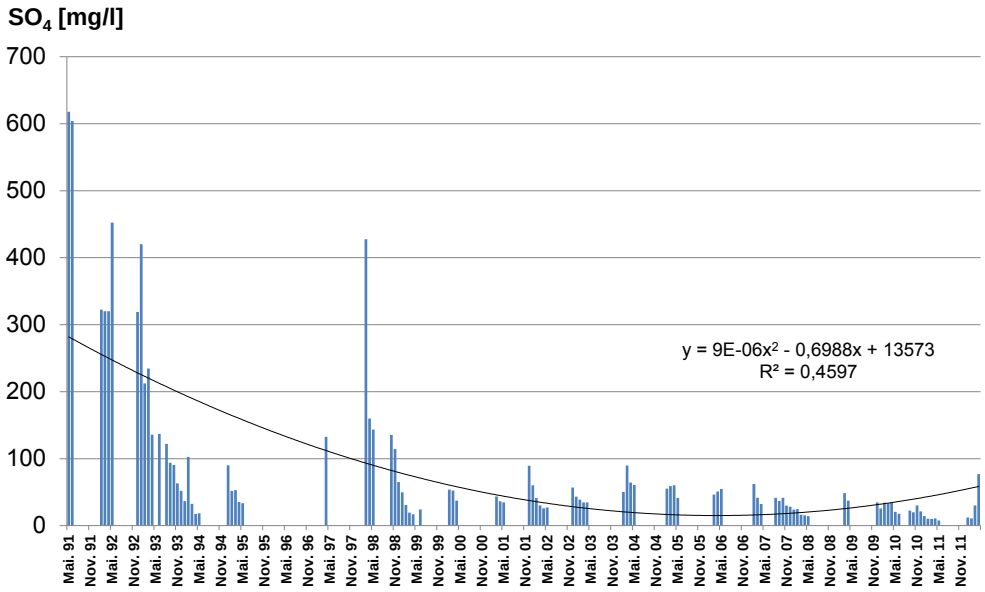


Abbildung 12: Zeitlicher Verlauf der Sulfat(SO4)-Konzentrationen im Sickerwasser unter Dauerbrache

Bei den Varianten DB und Konv wurde ein schwacher negativer Zusammenhang zwischen SO_4 Konzentration im Sickerwasser und Sickerwassermenge festgestellt (Tab. 13), der auf einen möglichen Verdünnungseffekt hindeutet. Dieser wurde in anderen Untersuchungen nicht bestätigt (Knoblauch, 2017; Haferkorn, 2017).

Tabelle 13: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen Sulfat(SO_4)-Konzentrationen im Sickerwasser (SW) und S-Auswaschungen zu relevanten Parametern der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer Landbau (Ökol) (*p<0,05; **p<0,01)

Parameter	**Spearman Korrelationskoeffizient**					
	SO_4-Konzentration SW [mg/l]			**SO_4-S-Auswaschung** [kg/ha*a]		
	DB	**Konv**	**Ökol**	**DB**	**Konv**	**Ökol**
SW-Menge [mm]	-0,22(*)	-0,18(*)	-0,04	0,10	0,32	0,24
S-Saldo [kg/ha*a]	-	0,23	-0,48	-	0,014	-0,28

Die mittleren jährlichen S-Auswaschungen im Sickerwasser zeigten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bewirtschaftungsvarianten (Tab.14, Abb. 13). Die höchsten mittleren Auswaschungen von jährlich 26 kg S/ha*a wurden bei der konventionellen Variante erfasst (Man-Whitney-U-Test, n=2, p<0,05).

Tabelle 14: Sulfat(SO_4)-S-Auswaschungen im Sickerwasser der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), Konventioneller (Konv) und Ökologischer (Ökol) Landbau

Variante	**Mittlere SW-Menge*** [mm]	**SO_4-S-Auswaschung** [kg/ha*a]			**Anteil Auswaschung im WHJ** [%]
		MW	Min	Max	MW
DB	87	7,2	0	38,4	83
Konv	116	26,1	1,8	143,6	78
Ökol	123	6,7	0	37,6	73

* Auswertezeitraum: Mai 1991 bis April 2012, SW: Sickerwasser, MW: Mittelwert, WHJ: Winterhalbjahr

Maximale SO_4-S-Auswaschungen von 144 kg/ha*a wurden im Jahr 1998 bei der konventionellen Variante bei eher geringen Sickerwassermengen von 46 mm (vgl. Tab. 5) registriert. Diese hohe Auswaschung stand vermutlich in Verbindung mit einer relativ hohen S-Zufuhr (44 kg/ha) über organische Dünger im gleichen Jahr (vgl. Tab. 4). Obwohl kein signifikanter Zusammenhang zwischen S-Auswaschung und S-Saldo nachweisbar war (Tab. 13), wird der Einfluss der S-Zufuhr daran deutlich, dass die Variante mit den höchsten S-Salden auch die höchsten Auswaschungen aufwies.
Aus der Literatur ist bekannt, dass SO_4 zu den am leichtesten ausgewaschenen Nährstoff-Anionen zählt. Das im Boden vorwiegend organisch gebundene oder in S-haltigen Gesteinen durch Mineralisation bzw. Verwitterung freigesetzte mobile pflanzenverfügbare SO_4^{2-} wird aufgrund der sehr geringen Sorption während des Winterhalbjahres zum großen Teil ausgewaschen (Scheffer und Schachtschabel, 2002; Richter et al., 2005).

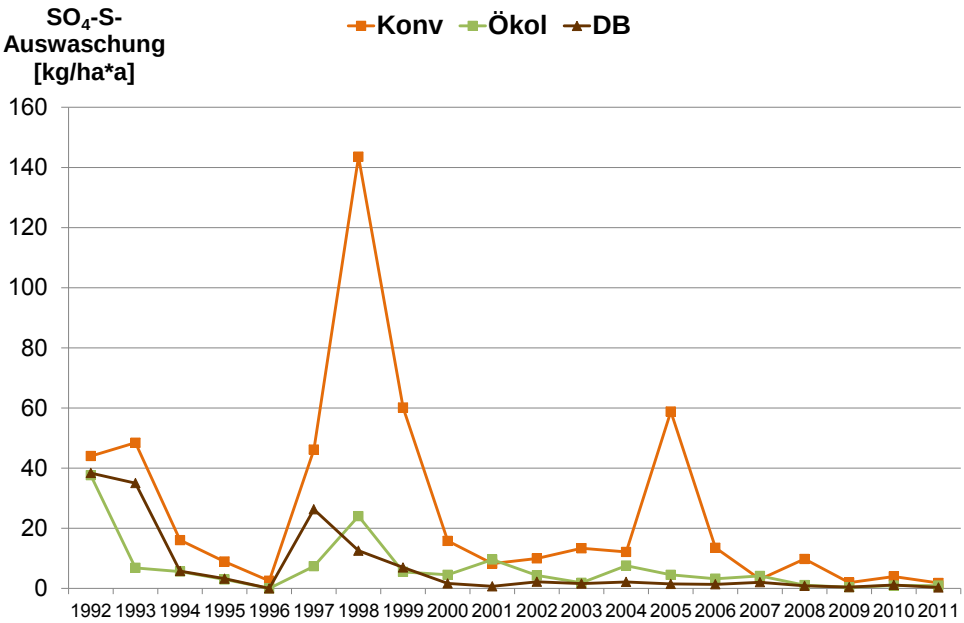


Abbildung 13: Sulfat(SO_4)-S Auswaschungen im Versuchszeitraum der Bewirtschaftungsvarianten Dauerbrache (DB), konventioneller (Konv) und ökologischer (Ökol) Landbau

In vorliegenden Untersuchungen konnte ebenfalls bestätigt werden, dass >70 % der gesamten Jahresauswaschung im Winterhalbjahr erfolgt (Tab. 14). Dennoch traten die höchsten SO_4-S-Auswaschungen nicht unmittelbar in den sickerwasserreichsten Jahren auf (vgl. Tab. 5). Es ist naheliegend, dass die S-Düngung sowie die S-Deposition den Sickerwassereinfluss in den einzelnen Jahren überdecken. Im Vergleich zur Literatur, die für Mitteleuropa je nach SO_4-Vorrat im Boden eine weite Spanne von 20 bis 120 kg/ha (Mittel 50 bis 60 kg/ha) angibt (Scheffer und Schachtschabel, 2002), sind die ermittelten langjährigen S-Auswaschungen in vorliegenden Untersuchungen als gering einzuschätzen. Richter (2003) wies in Lysimeteruntersuchungen von verschiedenen Anbauvarianten in Falkenberg mit vergleichbarer Bodenart eine Spanne von 25 kg/ha*a bis 50 kg/ha*a aus.
Vergleichbar zur konventionellen Variante wurden im Dränabfluss des nahegelegenen Dränmessfeldes in Lückstedt S-Auswaschungen von 26 kg/ha*a (Tauchnitz et al., 2015) erfasst.

4 Zusammenfassung

In einem langjährigen (1992 bis 2012) Lysimeterversuch am Standort Falkenberg (nördliche Altmark, Sachsen-Anhalt) wurden unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten (Dauerbrache ohne Düngung, Ökologischer Landbau mit ausschließlicher organischer Düngung und Konventioneller Landbau mit organischer und mineralischer Düngung) auf ihre Auswaschungen der Nährstoffe P, K, Mg und S im Sickerwasser untersucht. Begleitend wurden zur Interpretation und Bewertung der Nährstoffauswaschungen die Nährstoffgehalte im Oberboden sowie die Nährstoffentzüge der Pflanzen für die Berechnung der entsprechenden Nährstoffsalden erfasst.

Auf Grundlage der langjährigen Untersuchungen wurde folgender Anstieg der Nährstoffauswaschungen festgestellt: **P** (max. **0,04 kg/ha*a**)< **K** (max. **5,3 kg/ha*a**)< **Mg** (max. **8,3 kg/ha*a**)< **S** (max. **26,1 kg/ha*a**). Bei den Nährstoffen P, K und Mg konnte aufgrund der hohen Sorptionskapazität sowie Fixierungsleistung der Böden für diese Nährstoffe kein Zusammenhang zwischen Düngung und Nährstoffsalden zur Nährstoffauswaschung nachgewiesen werden. Dennoch zeigte sich der Einfluss langjährig negativer Nährstoffsalden bei der ökologisch bewirtschafteten Variante anhand von geringeren pflanzenverfügbaren P-, K-

und Mg-Gehalten im Oberboden im Vergleich zum konventionellen Landbau mit ausgeglicheneren Salden. Bei der konventionellen Variante wurde die Höhe der S-Auswaschung von dem im Mineraldünger als Begleitstoff enthaltenem S-Anteil beeinflusst. Demgegenüber war bei langjähriger Dauerbrache aufgrund der in den letzten Jahren abnehmenden S-Deposition und einer fehlenden S-Zufuhr über Dünger ein abnehmender Trend der SO_4-Konzentrationen und SO_4-S-Auswaschungen im Sickerwasser feststellbar.

Literatur

Godlinski, F. (2005): Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. UFZ-Bericht 16.

Godlinski, F., Lennart, B., Meissner, R. (2007). Phosphorausträge aus sandigen Böden unter Grünland: Experiment und Modellanalyse. Wasserwirtschaft, 7-8: 2-7.

Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) (1999). Bodenatlas Sachsen-Anhalt.

Meissner, R., Kramer, D., Taeger, H., Seeger, J., Schonert, P. (1991): Lysimeterversuchsergebnisse über Möglichkeiten zur optimalen wasser- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 35 (6): 425-434.

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, 26-32.

Meissner, R., Richter, G., Seeger, J. (2000): Tendenzen zur Entwicklung der Sulfatbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Elbe, dargestellt anhand langjähriger Lysimeteruntersuchungen. ATV-DVWK Schriftenreihe 22, 170-171.

Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J. (2001): Sickerwassermonitoring mit Hilfe von Lyimetern unterschiedlicher Bauart. Zbl. Geol. Paläont, Teil I, Heft 1/2, 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, 609-621.

Richter, G. (2003): Verlagerung von Sulfat in Böden und Ableitung von Empfehlungen zur Steuerung des Eintrags in das Grundwasser. UFZ-Bericht 15.

Richter, G., Borg, H., Meißner, R. (2005): Feld- und Lysimeterversuche zur Retardation von Sulfat in Böden. In: Grundwasser, Bd. 10 Heft 2, S. 67-73. (ISSN 1430-483X).

Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Springer-Verlag, Heidelberg.

Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Rupp, H., Meissner, R. (2014): Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen über den Dränagepfad, Wasserwirtschaft, 12, 36-41.

Turner, B.L. and Haygarth, P.M. (2000): Phosphorus forms and concentration in leachate

P-, K-, MG- UND S-AUSWASCHUNG AUS LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN BÖDEN IN EINZELJAHREN AM STANDORT GROSS LÜSEWITZ

Constanze Ramp (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern) und Birgit Zachow (Universität Rostock, Fachgebiet Hydrologie und Meteorologie)

1 Zielstellung

An der Lysimeteranlage Groß Lüsewitz werden seit 1972 umfangreiche Messungen zum Wasserhaushalt und seit Beginn der 90er Jahre außerdem zum Stickstoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden durchgeführt. Zum Messprogramm der Anlage gehört auch eine Vielzahl von meteorologischen Kenngrößen. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt auf Stickstoff, daher sind die hier dargestellten Nährstoffdaten zu Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel nur in den angegebenen Zeiträumen miterfasst worden.

Die landwirtschaftliche Fragestellung auf den Lysimetern in Groß Lüsewitz wechselte häufig, so dass keine langjährigen Versuchsreihen ausgewertet werden konnten. Angaben zu den Düngungsmengen, Erträgen und Qualitätsparametern sind aus dem gleichem Grund nicht einheitlich. Die in dieser Arbeit dargestellten Nährstoffe P, K, Mg und S wurden nur in einzelnen Jahren im Sickerwasser untersucht. Daher wird hier lediglich eine Standortgröße für den jeweiligen Austrag für die Lysimeteranlage Groß Lüsewitz abgeleitet.

Im Zeitraum 1991 bis 1997 wurden Untersuchungen zur Verringerung von Nährstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in MV durchgeführt. Von 2007 bis 2010 erfolgte eine ökologische Bewirtschaftung ohne Düngung. Seit 2010 erfolgt die anbautechnische Bewirtschaftung durch die Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV. Es soll untersucht werden, welche kurz- und langfristigen Effekte eine langjährige Düngung mit Gärresten im Vergleich zu einer Mineraldüngung auf den Boden und den Nährstoffaustrag hat.

2 Material und Methoden

2.1 Standort

Lage/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 liegt die Station im Flach- und Hügelland um Warnow und Recknitz (LUNG 2005). Die Umgebung der Anlage wird landwirtschaftlich genutzt. Der Standort befindet sich auf einer kleinen Hügelkuppe und ist deshalb relativ windexponiert. Der Grundwasserstand liegt zwischen 1,50 m und 4,20 m unter der Geländeoberkante (Ayana Gebul 2001).

Klima

Die Lysimeterstation steht unter dem Einfluss eines gemäßigten humiden Klimas. Für den Zeitraum 1973 bis 2007 betrugen die Mittelwerte für den Jahresniederschlag in Erdbodennähe 686 mm, die in 2 m Höhe gemessene Temperatur 8,3º Celsius und die jährliche Grundwasserneubildung 196 mm. Als mittlere Globalstrahlung wurden 366,1 MJ/cm^2 gemessen. Die mittlere reale Verdunstung (über alle 6 Lysimeter) beträgt 500 mm pro Jahr. Dechow (2007) gibt als durchschnittliche Grasreferenzverdunstung 540 mm pro Jahr an.

2.2 Boden

Bei den Profilen der Lysimeter handelt es sich um den **Bodentyp** Pseudogley-Parabraunerde. Die Profile wurden 1969/1970 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).

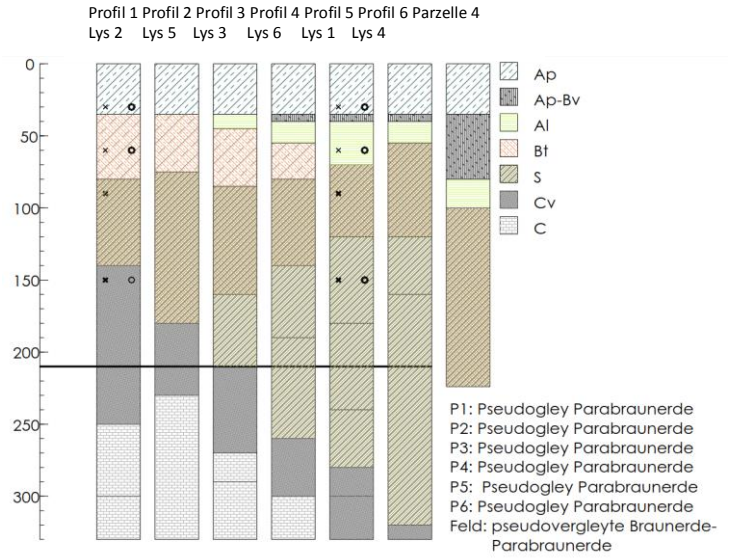


Abbildung 1: Horizonte und Bodentypen der wägbaren Lysimeter sowie eines außerhalb angelegten Profils (Parzelle 4) (Dechow 2007)

Die vorgefundenen Bodenarten sind vorwiegend schluffige und lehmige Sande (Dechow 2007): Bis zu einer Tiefe von 40-50 cm weisen die Lysimeter schluffige Sande (Su3) auf; darunter schließen sich überwiegend lehmige Sande an. Ausnahme bildet das Lysimeter 5 mit ausschließlich lehmigen Sanden (Sl3 und Sl4) (Abb. 2).

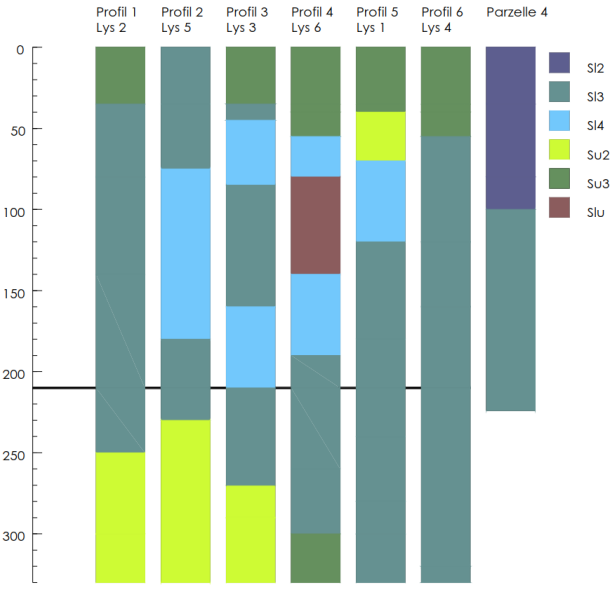


Abbildung 2: Horizontierung der wägbaren Lysimeter sowie eines außerhalb angelegten Profils (Parzelle 4) entsprechend der Bodenart (Dechow 2007)

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 6 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 den folgenden Tabellen 1 und 2 sind ausgewählte bodenphysikalische und –chemische Kennwerte dargestellt.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften der oberen 30 cm im Mittel der Lysimeter von 2011-2013

C_{org} [%]	N_t [%]	pH $CaCl_2$
0,83	0,08	6,5

Tabelle 2: Ausgewählte bodenphysikalische Kennwerte - Lysimeter 1 (Lysimeter 2-6 sind ähnlich) (Ayana Gebul 2001)

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Tongehalt [%]	Grobporenvolumen [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	Sl4	13,7	29,7
Sd(P1)	120-180	Sl3	12,8	26,5
Sd(P2)	180-210	Sl3	10,1	28,2

Im Mittel der 6 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 Hauptwurzelraum der effektiven Durchwurzelungstiefe entspricht.

In der nachfolgenden Tabelle 3 sind die Feld- und nutzbare Feldkapazität (FK und nFK) der einzelnen Lysimeter im Hauptwurzelraum und in der Gesamttiefe (GT) dargestellt.

Tabelle 3: Feld- und nutzbare Feldkapazität der Bodenmonolithe der Lysimeter und untersuchten Profile im Hauptwurzelraum und in der Gesamttiefe (Ayana Gebul 2001)

Lysimeter/Profil		**Tiefe** (cm)	**FK** (mm)	**nFK** (mm)
1	HWR GT	0-70 0-210	170 513	79 166
2	HWR GT	0-80 0-210	210 532	111 208
3	HWR GT	0-85 0-210	210 527	111 193
4	HWR GT	0-55 0-210	137 538	88 176
5	HWR GT	0-75 0-210	172 506	108 175
6	HWR GT	0-80 0-210	185 500	106 185

Die Werte der Tabelle 3 wurden mit Hilfe der Wasserretentionsfunktion berechnet. 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 (Totwasser pF > 4,2) beträchtlich groß (Ayana Gebul 2001).

2.3 Messtechnik

An der Lysimeter-Station werden folgende Messgrößen erfasst (Tab. 4).

Tabelle 4: 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 [mm]	täglich	1972	
Niederschlag, 0 m [mm]	täglich	1972	
Versickerung [mm]	täglich stündlich	1972 1998	Genauigkeit: 10 g (0,01 mm/ m^2)
Analyse Nitratgehalt SiWa [mg/l]	monatlich	1991	
Gewichtsänderung der Monolithen/Bodenwasservorratsänderung [mm]	täglich stündlich	1972 1998	Genauigkeit: 10 g (0,01 mm/m^2)
Reale Evapotranspiration [mm]	Dekaden- & Monatswerte	1972	
Kesselverdunstung [mm]	täglich von April - Oktober	1972	zur Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration
Dynamik des Bodenwassers			
Bodenfeuchte (TDR-Sonden) 40, 75, 150 cm Tiefe [mV]	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Saugspannung (Tensiometer) 30, 60, 90 und 150 cm Tiefe [mbar]	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Saugsonden in 45, 75 und 150 cm Tiefe , mit automatisch gesteuerter Unterdruckanlage [mm]	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 [C°]	stündlich	1998	Lysimeter 1 und 2
Meteorologische Messgrößen			
Globalstrahlung [J/cm²] [W/m²]	täglich stündlich	1980 – 2007 1998	
Strahlungsbilanz [W/m²]	stündlich	1998	
Photos. aktive Strahlung [phar]	stündlich	1998	
Lufttemperatur, 2 m Höhe [C°]	täglich stündlich	1972 1998	und zusätzlich
Lufttemperatur am Boden [C°]	stündlich	1998	
Bodentemperatur in 5 cm Tiefe [C°]	stündlich	1998	
Windgeschwindigkeit in 2 u. 16 m Höhe [m/s]	stündlich	1998	Mast wurde am 10.07.2014 auf 10 m gekürzt = Standardmesshöhe beim DWD
Windrichtung in 16 m Höhe [Grad]	stündlich	1998	
Relative Luftfeuchtigkeit [%]	stündlich	1998	
Wasserdampfdruck der Atmosphäre in 2 m Höhe [mbar]	stündlich	1998	

Auf dem Gelände der Lysimeterstation Groß Lüsewitz befinden sich 6 wägbare Lysimeter, die zentral in Versuchsparzellen mit Grundflächen von 4x6 m angeordnet sind. Die Lysimeter der Station sind zylindrische Gefäße aus Stahlblech, deren Gesamttiefe jeweils 2,50 m beträgt. Sie besitzen einen kreisförmigen Querschnitt mit 1,0 m^2 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.

2.4 Bewirtschaftung und Aufgabenstellungen der Versuche

Sowohl die Lysimeter selbst als auch die umliegenden Parzellen wurden und werden vollständig in Handarbeit mit Spaten, manuell betriebenen Sämaschinen u.a. bearbeitet. Die Bearbeitung soll einen jährlich 25 bis 30 cm tief gepflügten Boden imitieren. 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.

Tabelle 5: Übersicht über die Versuche auf der Lysimeteranlage für die Zeiträume, aus denen Nährstoffdaten vorliegen

1991 - 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)
2007 - 2010		
Ermittlung der N-Austräge nach der Umstellung intensiv bewirtschafteter Flächen auf ökologischen Landbau		
FF:	2007-10	Erbsen / Sommergerste / Kart. / 1jähr. Kleegras / 2jähr. Kleegras / WW
	2008	Senf vor Winterweizen, Erbsen u. Sommergerste, Kleegras vor Kartoffel
2011 - heute		
Untersuchungen zur Düngewirkung und Auswaschungsverlusten von Stickstoff bei Mineral- und Gärrestdüngung		
FF:	2011	Hafer
	2012	Winterweizen
	2013	Winterweizen

Auf der Lysimeteranlage wurde seit Errichtung bis 1990 jährlich die gleiche Kultur angebaut. Hintergrundinformationen zur Bewirtschaftung liegen nicht vor. Erst seit 1991 gibt es Angaben zu den verschiedenen wissenschaftlichen Fragestellungen, den wechselnden Fruchtarten und Düngeregimes (Tabelle5). 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. Es wurden ausschließlich die Düngermengen von Stickstoff erfasst. Seit 2011 wird die gesamte Lysimeteranlage mit der gleichen Kultur bestellt. Entsprechend des neuen Versuchskonzeptes wird nach Anbau von Hafer als Ausgleichsfrucht seit Aussaatjahr 2012 einer rein mineralischen Düngungsstrategie eine Düngung mit Gärresten innerhalb

einer Energiefruchtfolge gegenübergestellt. In den bisherigen Versuchsjahren 2012 und 2013 wurde Winterweizen angebaut.

3 Ergebnisse und Diskussion des Wasserhaushaltes

3.1 Witterungs- bzw. Klimatrend auf der Lysimeteranlage

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 ist in diesem Zeitraum nahezu konstant geblieben (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 angenommen werden.

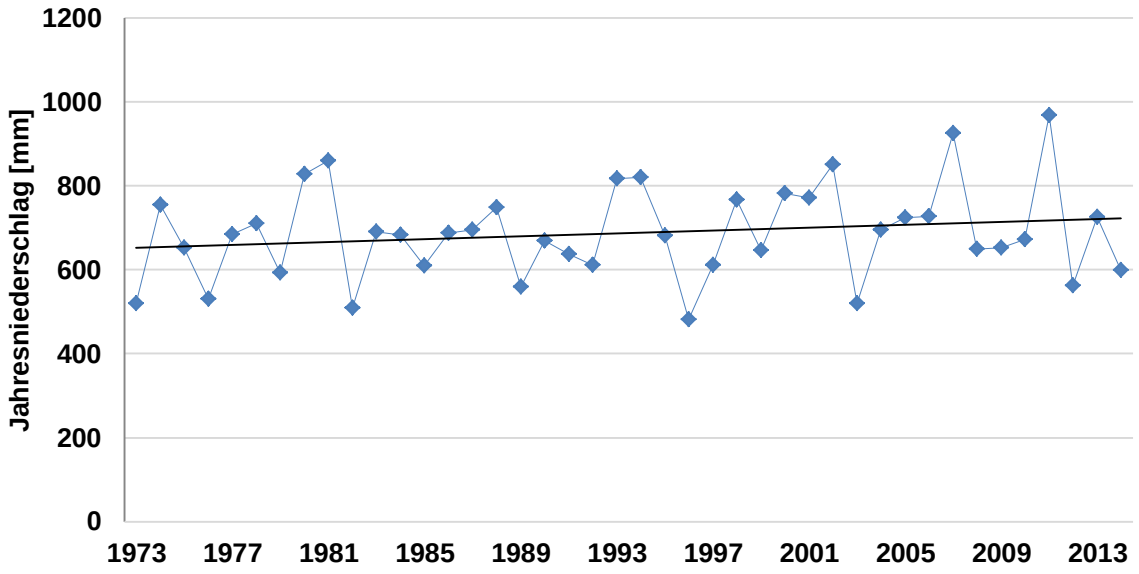


Abbildung 3: Jahresniederschlagsmengen der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973 (Mittelwert: 688 mm)

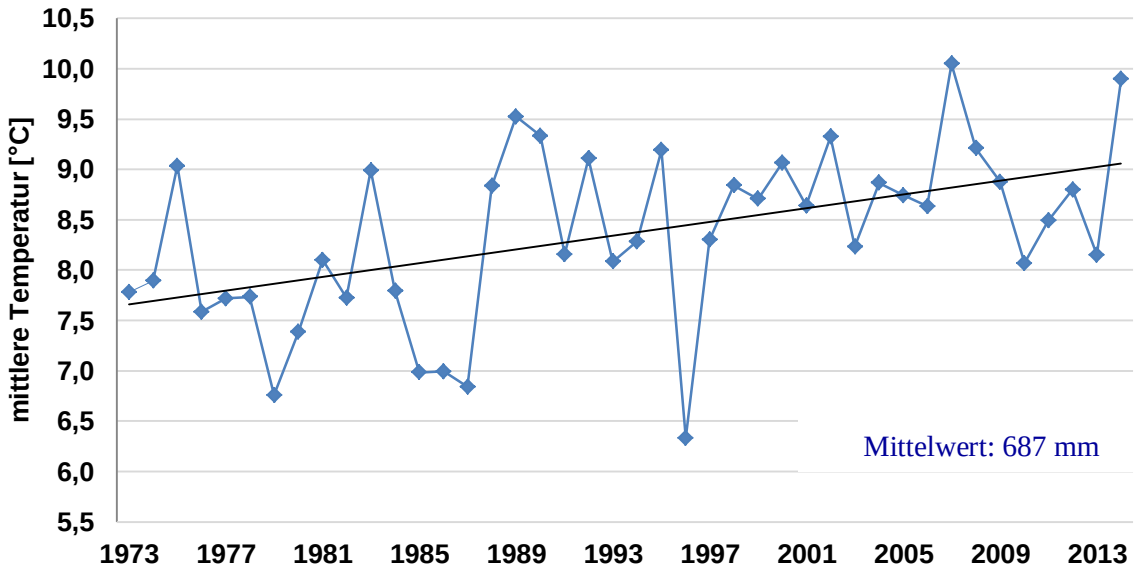


Abbildung 4: Mittlere Jahrestemperatur an der Lysimeterstation in Groß Lüsewitz seit 1973 (Mittelwert: 8,4 °C)

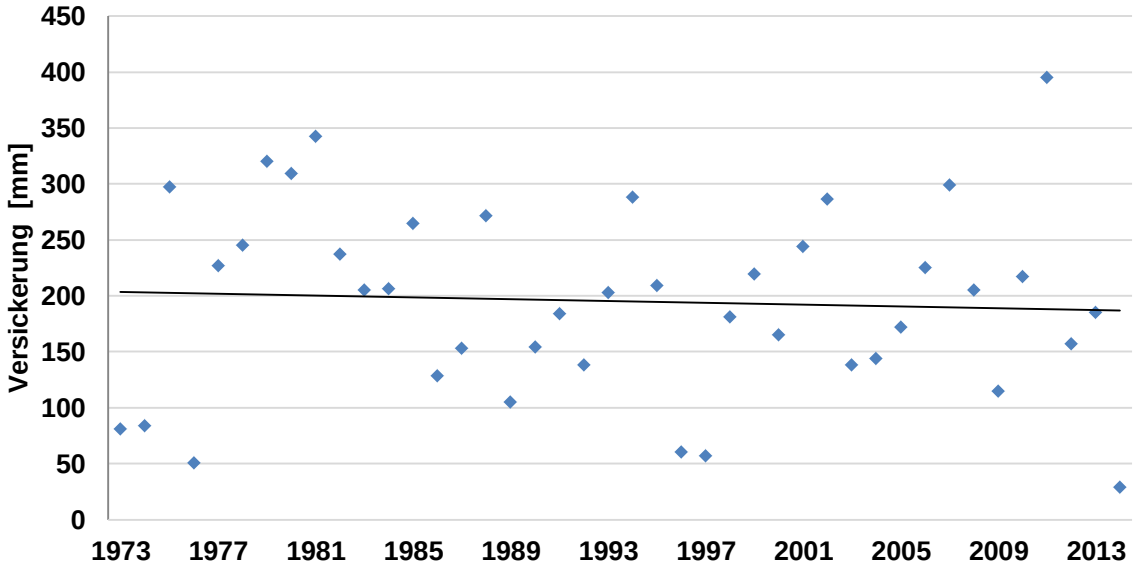


Abbildung 5: Jahreswerte der Grundwasserneubildung der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973 (Mittelwert: 195 mm)

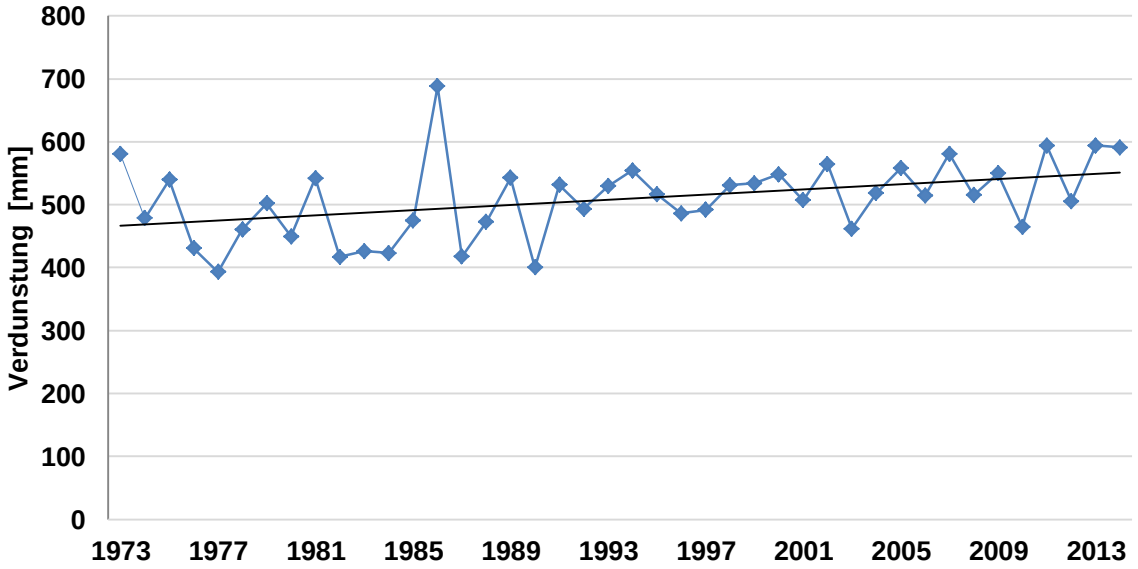
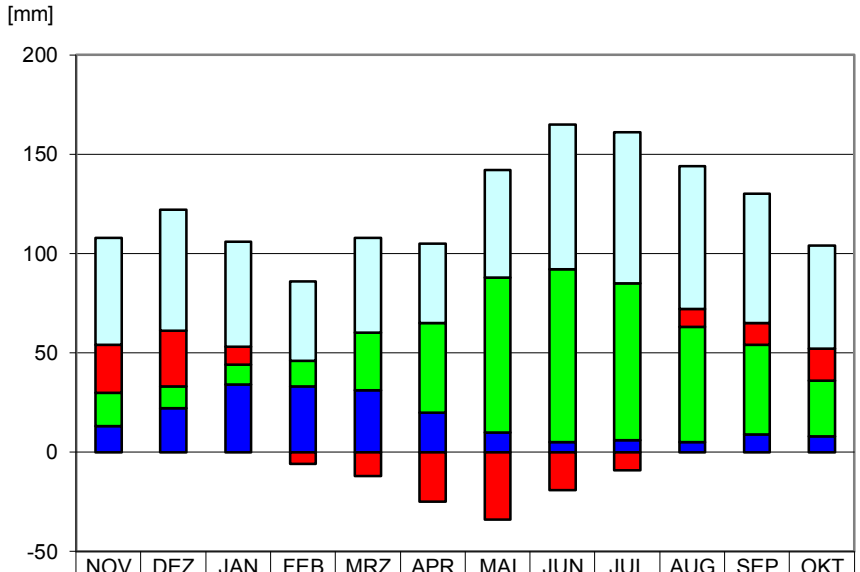


Abbildung 6: Jahreswerte der Verdunstung der Lysimeter in Groß Lüsewitz seit 1973 (Mittelwert: 509 mm)

3.2 Bodenwasserhaushalt/Sickerwassermenge, nutzbares Bodenwasserdargebot, Austauschrate des Bodenwassers

Aus der langjährigen Wasserbilanz der Lysimeter wird ersichtlich, dass es unter den vorherrschenden Bedingungen in 6 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 wurde der höchste Sickerwasseranfall gemessen, 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).



	NOV	DEZ	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT
Niederschlag	54	61	53	40	48	40	54	73	76	72	65	52
mittlere Bodenwasservorratsänderung.	24	28	9	-6	-12	-25	-34	-19	-9	9	11	16
mittlere Evapotranspiration	17	11	10	13	29	45	78	87	79	58	45	28
mittlere Sickerwassermenge	13	22	34	33	31	20	10	5	6	5	9	8

Abbildung 7: Langjährige Wasserbilanz (1973 – 2007) der wägbaren Lysimeter in Groß Lüsewitz

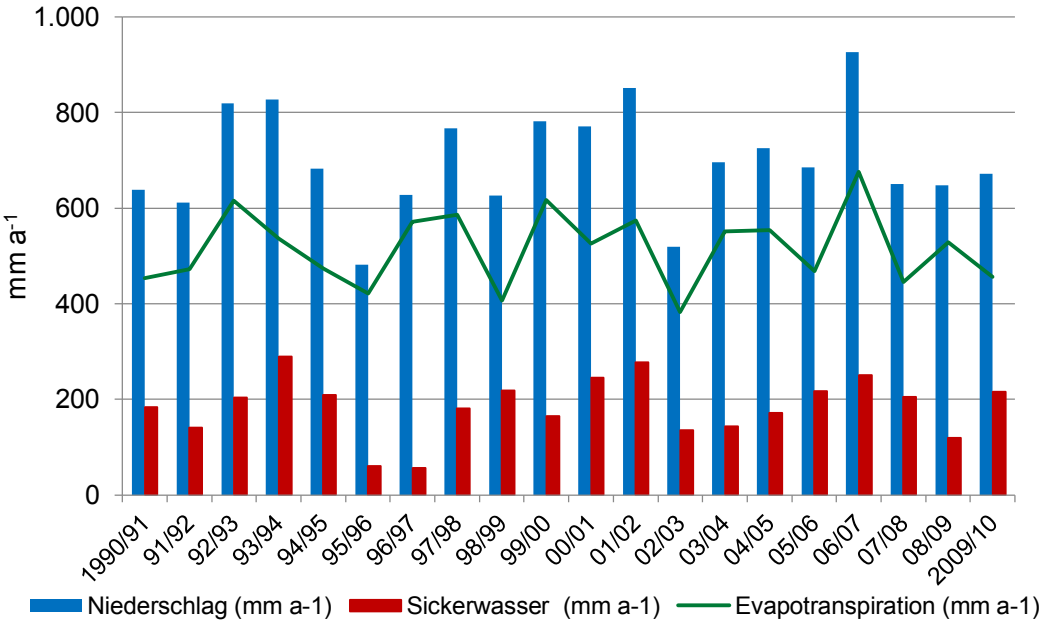


Abbildung 8: Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter für die Einzeljahre 1990/91 bis 2009/10[1]

Als Kenngröße für das Risiko der Auswaschung im Boden vorhandener Nährstoffe dient die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Das Risiko einer 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.

[1] Bezugszeitraum ist sowohl hier als auch in den folgenden Berechnungen jeweils der 01.11.-31.10.

Tabelle 6: Tiefenversickerung (Messwerte Sickerwasser) sowie berechnete Verlagerungstiefe und Austauschrate des Bodenwassers (jeweils im Mittel der 6 Lysimeter)

Jahr	Sickerwasser (mm a^{-1})	Verlagerungstiefe (dm a^{-1})	Austauschrate d. Bodenwassers (%)
1990/91	184	7,44	100
91/92	140	5,67	76
92/93	204	8,25	111
93/94	290	11,73	158
94/95	209	8,46	114
95/96	61	2,45	33
96/97	57	2,31	31
97/98	181	7,32	99
98/99	219	8,86	119
99/00	165	6,68	90
00/01	245	9,91	134
01/02	277	11,21	151
02/03	136	5,50	74
03/04	144	5,83	79
04/05	171	6,92	93
05/06	217	8,78	118
06/07	250	10,12	136
07/08	205	8,29	112
08/09	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

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 6 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 6 Lysimeter aufgebracht. Proben der Bodenlösung der Lysimeter vor Beginn des Tracerversuches wiesen eine Hintergrundkonzentration an Chlorid von 40 - 60 mg/l auf. Nach drei Sickerperioden wurde eine Wiederauffindungsrate von 15 - 26 % Chlorid erreicht. Dies und der Verlauf von Durchbruchskurven machen deutlich, dass der Transportprozess nach 3 Perioden noch nicht abgeschlossen war. Jedoch lassen die zum Ende tendenziell sinkenden Konzentrationen vermuten, dass die Maxima der Durchbruchskurven die untere Lysimetergrenze innerhalb des beprobten Zeitraums passiert haben (Dechow 2007).

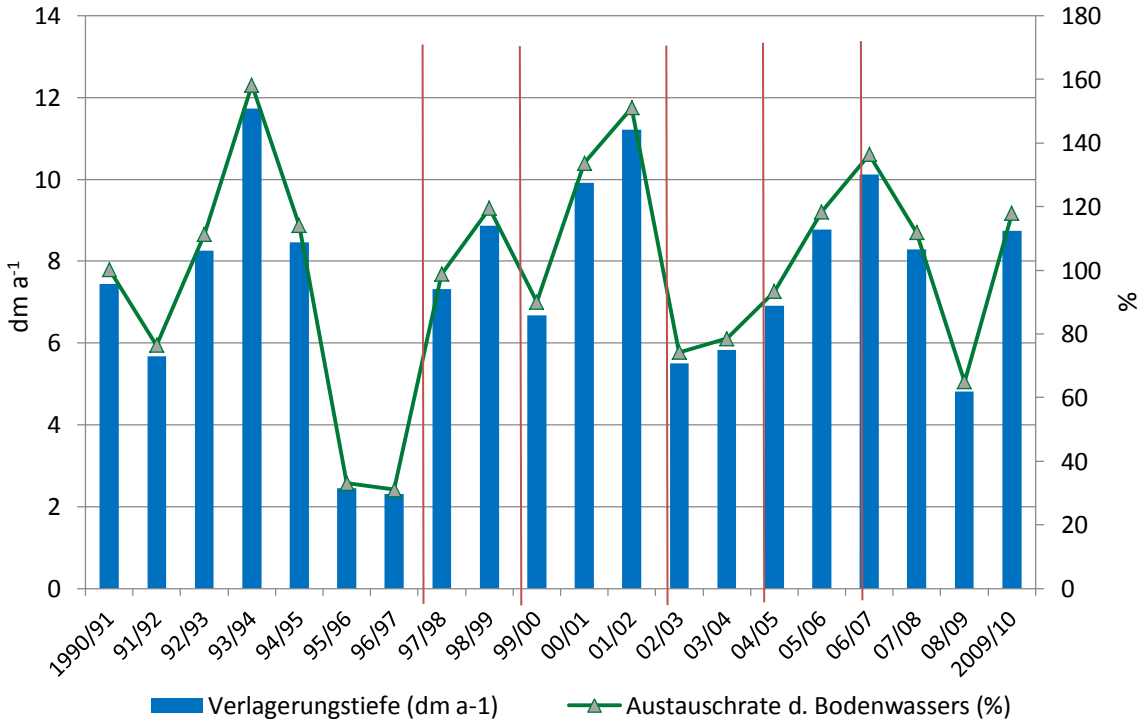


Abbildung 9: Verlagerungstiefe (dm/a) und Austauschrate des Bodenwassers, Mittelwert der 6 Lysimeter (Versuche jeweils durch horizontale rote Linie voneinander abgegrenzt)

Die Größen **Verlagerungstiefe** und **Austauschrate des Bodenwassers** wurden mit folgenden Formeln und Ausgangswerten berechnet:

Formeln

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

(Tiefensickerung = Sickerwassermenge unterhalb Wurzelraum)

2.) Austauschrate des Bodenwassers % = $\frac{\text{Sickerwassermenge unt. Wurzelr. mm *100}}{\text{Wassergehalt bei FK im Wurzelraum (FKwurzel) mm}}$

(FKwurzel = Feldkapazität (mm/dm) * mittl. Durchwurzelungstiefe in der Fruchtf. (dm))

Eingangsgrößen (jeweils Mittel der 6 Lysimeter):

- 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

4 Ergebnisse und Diskussion der untersuchten Nährstoffe

4.1 Phosphor

Die Phosphor-Konzentrationen im Sickerwasser wurden von 1992 bis 1996 sowie 2007 und 2008 gemessen. Die Erträge auf den Lysimetern sind erst ab 1997 und nur bis 2004 dokumentiert. Von den Bilanzgrößen wurde lediglich die Höhe der N-Düngung erfasst, weder zu der Zufuhr anderer Nährstoffe noch zu Ertragsdaten sind Aufzeichnungen vorhanden. Es ist daher nicht möglich die Nährstoffsalden den Austrägen gegenüberzustellen.

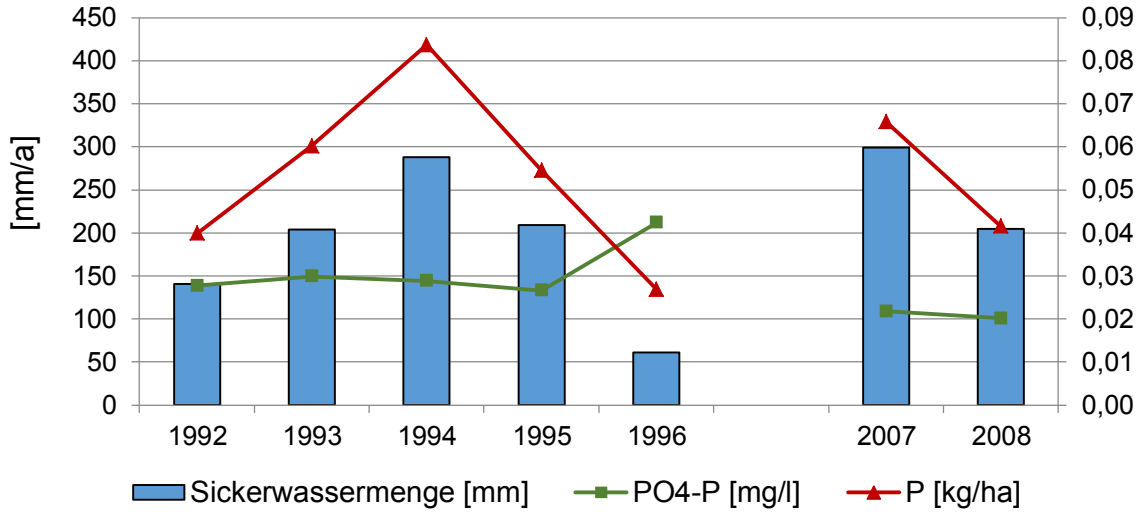


Abbildung 10: Sickerwassermenge, PO_4-P-Konzentration und P-Austrag im Mittel der sechs Lysimeter

Der P-Austrag ist sowohl in den Jahren 1992 bis 1996 als auch 2007 und 2008 abhängig von der Sickerwassermenge. Je höher der Sickerwasseranfall ist desto höher ist der P-Austrag (Abbildung10). Der mittlere Jahresaustrag im Zeitraum 1992 bis 1996 betrug 0,05 kg/ha, wobei es in den Einzellysimetern zu zum Teil erheblichen Schwankungen kam (Tab. 7).

Tabelle 7: P-Austrag [kg/ha] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	1992	1993	1994	1995	1996	2007	2008	2015	2016
1	0,062	0,095	0,117	0,091	0,074	0,076	0,044	0,041	0,054
2	0,020	0,053	0,050	0,030	0,012	0,049	0,023	0,020	0,015
3	0,030	0,048	0,102	0,041	0,014	0,064	0,036	0,019	0,023
4	0,051	0,072	0,093	0,043	0,036	0,090	0,060	0,034	0,043
5	0,035	0,030	0,073	0,066	0,007	0,048	0,037	0,023	0,023
6	0,041	0,063	0,067	0,056	0,018	0,068	0,049	0,042	0,036
Mittel	0,04	0,06	0,08	0,05	0,03	0,07	0,04	0,03	0,03

Tabelle 8: PO_4-Konzentration im Sickerwasser [mg/l] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	1992	1993	1994	1995	1996	2007	2008	2015	2016
1	0,12	0,12	0,12	0,13	0,18	0,08	0,07	0,06	0,08
2	0,05	0,06	0,06	0,05	0,1	0,05	0,04	0,03	0,02
3	0,09	0,08	0,12	0,07	0,10	0,06	0,06	0,04	0,05
4	0,08	0,13	0,10	0,08	0,27	0,09	0,09	0,03	0,03
5	0,09	0,07	0,07	0,09	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05
6	0,08	0,09	0,06	0,07	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05
Mittel	0,09	0,09	0,09	0,08	0,13	0,07	0,06	0,05	0,05

Die mittlere Konzentration im Sickerwasser lag im Zeitraum 1992 bis 1996 bei 0,095 mg PO_4/l*a, was einer PO_4-P-Konzentration von 0,031 mg/l entspricht. Die vorhandene Datenlage lässt keine Aussage über einen möglichen Zusammenhang der Bewirtschaftung und des Austrags zu. Es wurden keine genauen Düngermengen und Erträge dokumentiert. Ein Vergleich mit den Messwerten von 2007 und 2008 zeigt, dass im Mittel der P-Austrag hier ebenfalls bei 0,05 kg/ha lag, allerdings lag die mittlere PO_4-Konzentration im Sickerwasser lediglich bei 0,064 mg/l (entspricht 0,028 PO_4-P mg/l). Auch innerhalb dieser beiden Jahre konnte ein positiver Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und P-Austrag festgestellt werden.

Seit 2015 werden die PO_4-Gehalte des Sickerwassers wieder untersucht. In den Jahren 2011 - 2014 festgestellte mittlere Boden-P-Gehalte im Krumenbereich von durchschnittlich 43 mg P_2O_5 /100g Boden (DL) weisen sehr hohe Bodengehalte aus (Gehaltsklasse E). Trotzdem wurden sowohl geringe P-Konzentrationen im Sickerwasser als auch die geringe P-Austräge ermittelt. Für weitere fachliche Aussagen sollte unbedingt eine längere Messperiode abgewartet werden.

Die von der LAWA ausgewiesene Richtwertgrenze für die PO_4-P-Konzentration in Fließgewässern von 0,1 mg/l ist in allen untersuchten Jahren unterschritten.

4.2 Kalium

Für Kalium sind sowohl von 1992 bis 1995 als auch von 2010 bis 2013 Werte für die Sickerwasserkonzentrationen vorhanden. Lediglich für 2012 und 2013 wurde die gesamte Zu- und Abfuhr teilweise unter zur Hilfenahme von Tabellenwerten auf den Lysimetern erfasst.

Die K-Austräge variieren zwischen den einzelnen Lysimetern und zwischen den Jahren (Tab. 9). Mit Ausnahme des Jahres 1993 ist ein positiver Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und K-Austrag zu erkennen (Abb. 12). Da von 1993 bis 1995 weder die Düngung noch die Erträge genau erfasst wurden, kann keine Aussage über mögliche Ursachen der Entwicklung der K-Konzentration und des K-Austrages gemacht werden. Der mittlere Jahresaustrag der beiden untersuchten Zeiträume liegt bei 7,31 kg K/ha. Für Sandböden wird laut Scheffer & Schachtschabel (1998) ein jährlicher Austrag von 20-50 kg K/ha angegeben, sodass die vorliegenden Werte als gering einzustufen sind.

Tabelle 9: K-Austrag [kg/ha] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	1993	1994	1995	2010	2011	2012	2013
1	13,1	10,4	5,7	2,2	7,6	4,4	4,5
2	12,6	5,9	2,6	2,5	5,1	2,1	3,0
3	9,2	6,8	2,9	3,1	6,9	3,2	4,7
4	16,6	20,0	9,7	8,4	23,0	9,8	9,0
5	6,4	7,3	3,4	3,3	7,7	3,6	5,1
6	10,4	9,0	4,6	5,1	12,7	4,7	8,9
Mittel	11,39	9,89	4,81	4,09	10,49	4,64	5,87

Tabelle 10: K-Konzentration im Sickerwasser [mg/l] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	1993	1994	1995	2010	2011	2012	2013
1	5,4	3,6	2,5	1,8	2,6	2,9	2,6
2	4,5	2,2	1,3	1,2	1,3	1,3	2,1
3	4,8	2,5	1,6	1,5	1,8	2,1	2,7
4	9,9	7,2	6,0	4,0	5,4	6,4	5,7
5	4,7	2,4	1,5	1,0	1,8	2,2	2,2
6	5,1	2,8	1,9	2,2	3,0	2,8	3,8
Mittel	5,7	3,5	2,5	2,0	2,7	3,0	3,2

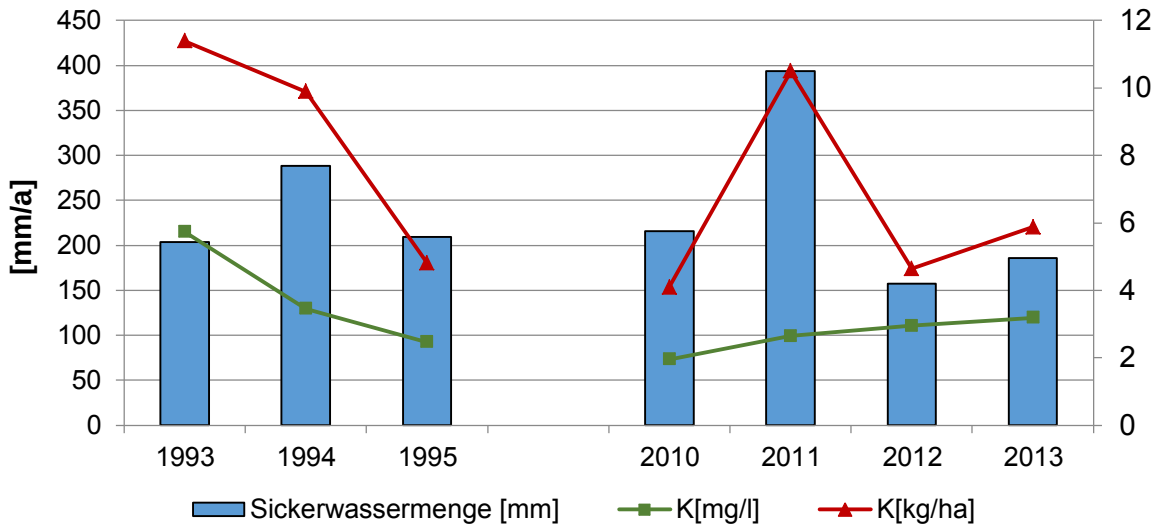


Abbildung 11: Sickerwassermenge, K-Konzentration und K-Austrag im Mittel der sechs Lysimeter

In den Jahren 2012 und 2013 wurde der K-Saldo auf Grundlage von Tabellenwerten und gemessenen Ernteerträgen errechnet und dem Saldo gegenübergestellt (Abb. 12). Die Variante mit rein mineralischer Düngung zeigt in beiden Jahren negative K-Salden. 2012 zeigten auch die mit Gärresten gedüngten Lysimeter im Mittel einen leicht negativen K-Saldo (-6,6 kg/ha). Der große Unterschied zwischen den Salden der beiden Düngungsvarianten im Jahr 2013 ist darauf zurückzuführen, dass aufgrund eines Fehlers in der Versuchsdurchführung durch zusätzlichen mineralischen Dünger eine doppelt so hohe K-Menge in der Gärrestvariante gegeben wurde als in der mineralischen (Tabelle11). Der K-Entzug ist aufgrund ähnlich

hoher Erträge der beiden Varianten auf gleichem Niveau. Da kein K-Gehalt im Erntegut analysiert wurde und ausschließlich mit Tabellenwerten gerechnet wird, ist keine Aussage darüber zu treffen, ob die K-Aufnahme durch eine organische Düngung erhöht sein könnte.

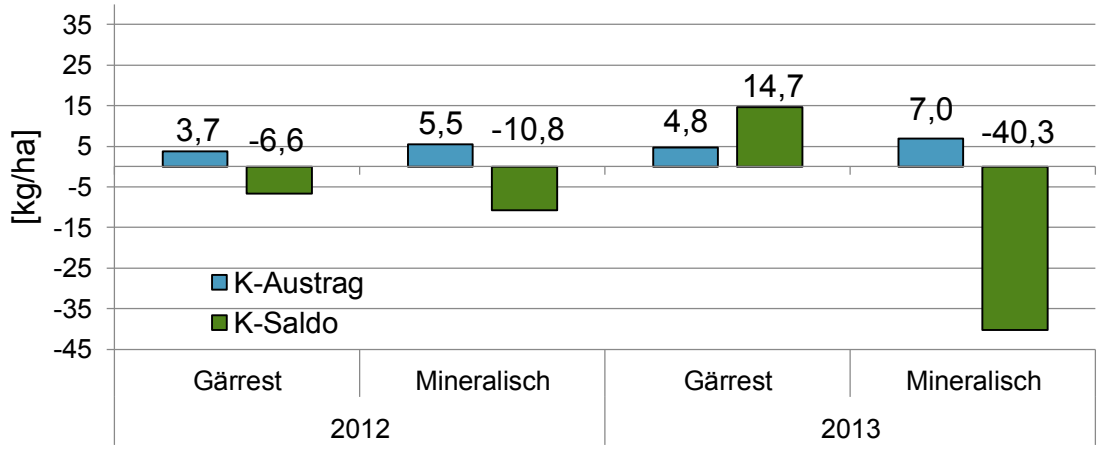


Abbildung 12: K-Austrag und K-Saldo der Düngungsvarianten aus den Jahren 2012 und 2013

Tabelle 11: K-Zu- und -Abfuhr [kg/ha] der Düngungsvarianten in den Jahren 2012 und 2013

Düngungsvariante	2012			2013		
	K-Zufuhr	K-Abfuhr	K-Saldo	K-Zufuhr	K-Abfuhr	K-Saldo
Mineralisch	74,7	85,5	-10,8	74,7	115,0	-40,3
Gärrest	71,0	77,6	-6,6	128,3	113,6	14,7

Die Bodenuntersuchung in den sechs Lysimetern im Jahr 2011 ergab Kaliumwerte von 9-13 mg/100g Boden. Dies entspricht einer Versorgungsstufe von B-C. Im Jahr 2013 lagen die Werte zwischen 10-17 mg K/100g Boden, sodass eine Erhöhung in die Versorgungsstufe D stattgefunden hat. Die Gehalte unterschieden sich zwischen den Düngungsvarianten nicht, trotz der großen Mengenunterschiede in der K-Düngung (siehe Tab. 11). Es ist dennoch zu vermuten, dass die Bodenversorgung durch die Düngung erhöht worden ist. Denn in den Jahren vor 2011 wurden die Lysimeter ökologisch bewirtschaftet und daher kein Mineraldünger ausgebracht.

Ein Vergleich der K-Austräge zwischen den Varianten im Mittel der Jahre zeigt keine Unterschiede. Es ist kein Zusammenhang zwischen dem K-Austrag und dem K-Saldo im selben Jahr zu erkennen. Eine Auswirkung auf die K-Konzentration im Sickerwasser war in diesem Zeitraum aufgrund der Bodenwasseraustauschrate und der Tiefe der Lysimeter nicht zu erwarten. Für gesicherte Ergebnisse werden weitere Versuchsjahre benötigt.

4.3 Magnesium

Die Magnesium-Konzentration im Sickerwasser wird seit 2010 erfasst (Abb. 13). Lediglich für 2012 und 2013 konnte die Zu- und Abfuhr auf den Lysimetern errechnet werden.

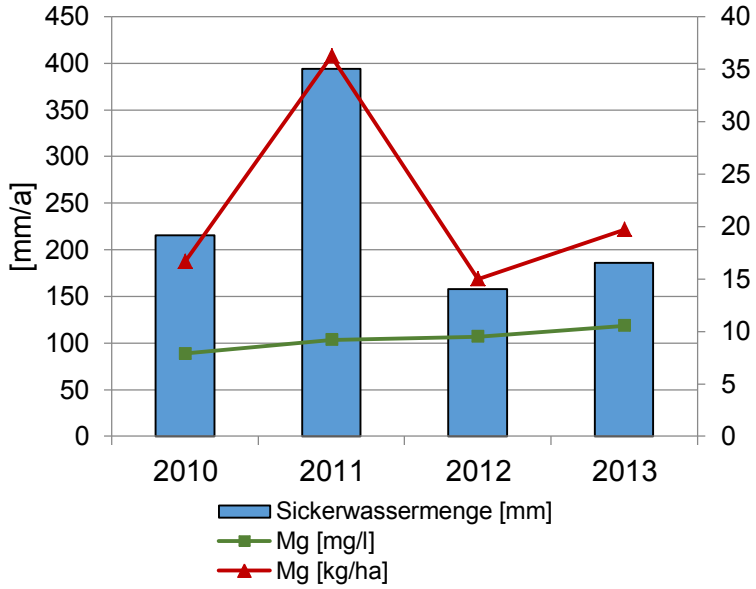


Abbildung 13: Sickerwassermenge, Mg-Konzentration und Mg-Austrag im Mittel der sechs Lysimeter

Die mittlere Konzentration im Sickerwasser der vier Untersuchungsjahre beträgt 9,28 mg Mg/l. Tendenziell kann für die Mg-Konzentration im Sickerwasser eine Zunahme innerhalb der Untersuchungsjahre festgestellt werden (Tab. 13). Die tendenzielle Zunahme der Mg-Konzentration ist nicht beeinflusst von der Art der Düngung, sondern ist im Mittel aller Lysimeter zu verzeichnen. Der Mg-Austrag ist stark abhängig von der Sickerwassermenge (Abb. 13, Tab. 12). Der mittlere Austrag beträgt 21,89 kg Mg/ha. Für einen sandigen Boden wird der Mg-Austrag in der Literatur mit 6-9 kg/ha*a angegeben (Scheffer & Schachtschabel 1998) und ist daher als hoch einzuschätzen. Diese Werte lassen sich eventuell teilweise auf die überhöhte Bodenversorgung zurückführen. Bei der ersten Bodenanalyse 2011 lag die Versorgung mit Mg in der Klasse E, 2012 und 2013 reichte die Spanne von C-E. Bis 2011 wurden die Lysimeter unter ökologischer Bewirtschaftung nicht gedüngt, sodass die beginnende Düngung ab 2011 kein Ansteigen der Bodenwerte bewirkte. Wie bei Kalium konnte auch für Magnesium kein Einfluss der unterschiedlichen Düngungsstrategien (rein mineralisch - mineralisch mit Gärresten) auf die Bodenversorgung in den Jahren 2011 bis 2013 festgestellt werden.

Tabelle 12: Mg-Austrag [kg/ha] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	2010	2011	2012	2013
1	10,7	29,3	15,2	15,7
2	15,2	29,8	13,5	10,8
3	18,4	33,7	13,9	17,9
4	13,8	35,2	14,9	23,1
5	21,1	37,8	14,4	20,7
6	20,9	51,5	17,9	29,8
Mittel	16,7	36,2	15,0	19,7

Tabelle 13: Mg-Konzentration im Sickerwasser [mg/l] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	2010	2011	2012	2013
1	8,9	9,8	10,1	9,1
2	7,2	7,8	8,6	7,5
3	8,9	8,7	8,9	10,2
4	6,6	8,2	9,8	14,6
5	6,8	8,7	8,7	8,9
6	8,9	11,9	10,9	12,9
Mittel	7,9	9,2	9,5	10,5

Die Mg-Zufuhr in Form von Kieserit und Kornkali bei der rein mineralischen Variante und der Gärrestvariante unterschied sich 2012 um 7 kg/ha. Die Abfuhren zeigten keine wesentlichen Unterschiede. Im Jahr 2013 wurde durch einen Düngungsfehler in der Gärrestvariante mehr Mg gedüngt als 2012 und beide Varianten waren somit auf ähnlichem Niveau, auch hier unterschieden sich die Abfuhren aufgrund gleicher Erträge nicht (Tabelle 14). Auch für Mg wurden im Erntegut keine Analysen durchgeführt, sondern auf Tabellenwerte zurückgegriffen. Wie auch bei Kalium kann kein Zusammenhang zwischen dem Mg-Austrag und Mg-Saldo innerhalb eines Jahres aufgrund der Bodenwasseraustauschrate aufgezeigt werden (Abb. 14).

Tabelle 14: Mg-Zu- und -Abfuhr [kg/ha] der Düngungsvarianten in den Jahren 2012 und 2013

	2012			2013		
	Mg-Zufuhr	Mg-Abfuhr	Mg-Saldo	Mg-Zufuhr	Mg-Abfuhr	Mg-Saldo
Mineralisch	27,0	14,7	12,3	27,0	17,9	9,1
Gärrest	19,9	13,3	6,6	25,0	18,0	7,0

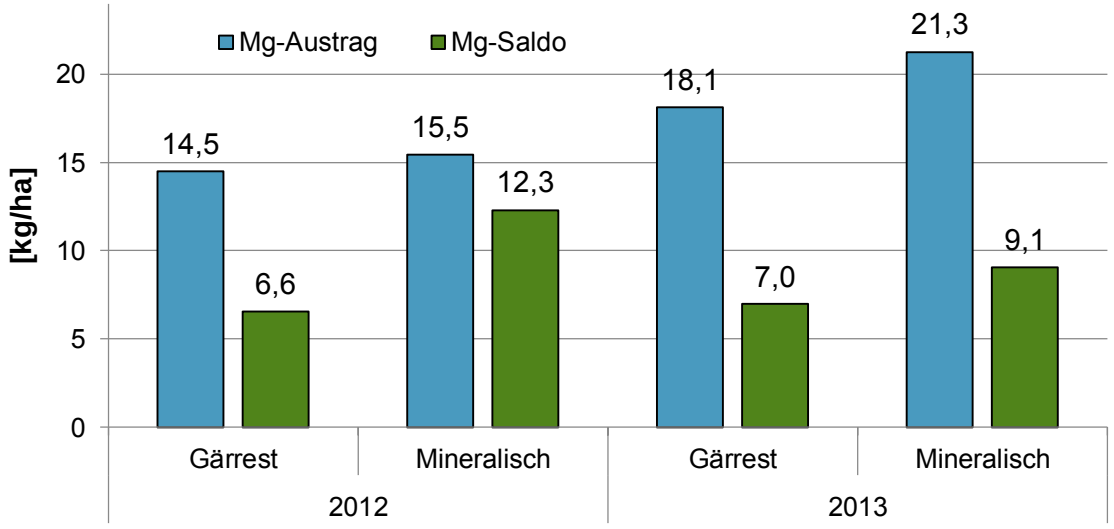


Abbildung 14: Mg-Austrag und Mg-Saldo der Düngungsvarianten aus den Jahren 2012 und 2013

4.4 Schwefel

Die Schwefelkonzentration im Sickerwasser wird seit 2009 erfasst. Die mittlere SO_4-Konzentration im Sickerwasser beträgt im betrachteten Zeitraum 35,28 mg/l. Der mittlere Jahresaustrag liegt bei 23,50 kg S/ha und ist abhängig von der Sickerwassermenge (Abb. 15).

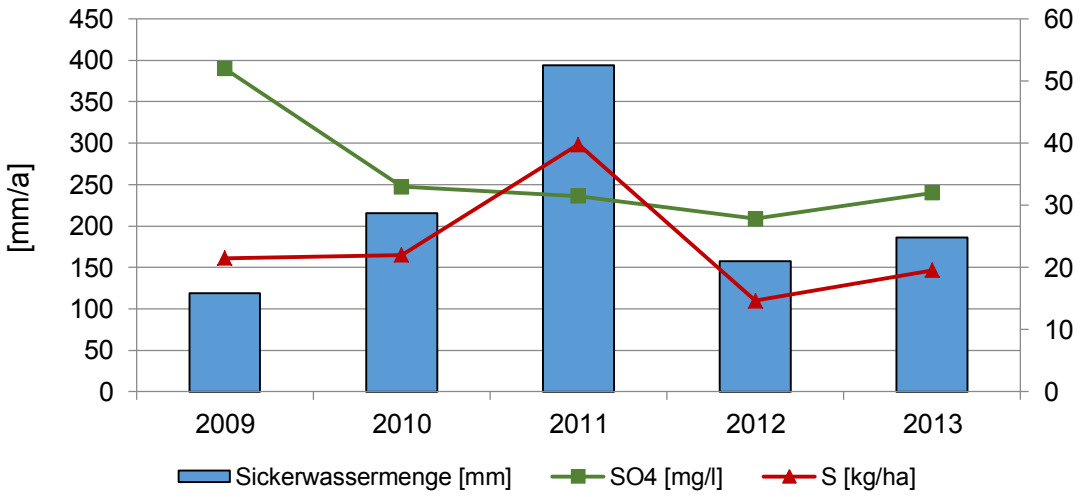


Abbildung 15: Sickerwassermenge, SO_4-Konzentration und S-Austrag im Mittel der sechs Lysimeter

Tabelle 15: S-Austrag [kg/ha] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	2009	2010	2011	2012	2013
1	31,4	20,6	52,7	22,0	25,1
2	16,1	19,1	29,2	9,4	10,1
3	38,9	32,1	50,8	19,9	23,6
4	19,6	17,8	52,3	14,8	18,3
5	14,6	24,4	20,9	9,2	16,3
6	8,4	18,1	32,9	12,7	23,9
Mittel	21,5	22,0	39,8	14,7	19,5

Tabelle 16: S-Konzentration im Sickerwasser [mg/l] der einzelnen Lysimeter in den Einzeljahren

Lysimeter	2009	2010	2011	2012	2013
1	63	52	53	44	44
2	41	27	23	18	21
3	73	46	39	36	40
4	45	26	37	29	35
5	45	24	14	17	21
6	45	23	23	23	31
Mittel	52	33	31,5	27,8	32

Aufgrund fehlender Richtwerte für den S-Gehalt im Erntegut konnten keine konkreten Abfuhren aus den Erntedaten 2012 und 2013 berechnet werden. Als Richtwert für die Schwefelabfuhr durch Winterweizen werden 25-35 kg S/ha angenommen, wobei 60 % dieser Menge für das Korn anzusetzen sind (Schnug 2012). Die S-Zufuhr für die mineralische als auch dir organische Düngungsvariante lag in beiden Jahren bei ca. 35 kg S/ha. Somit ist das S-Saldo nahezu ausgeglichen. Ein Zusammenhang zwischen dem S-Austrag (Tab. 15) und dem S-Saldo ist demnach nicht festzustellen.

5 Schlussfolgerung

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann aufgrund der kurzen Datenreihen und lückenhaften Aufzeichnungen keine Aussage über eventuell bestehende Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftung und Nährstoffaustrag getroffen werden. Eine genaue Erfassung der Zu- und Abfuhr erfolgt erst seit 2011. Da die Bodenwasseraustauschrate im Mittel 101 % beträgt, das heißt in einem Jahr wird das Wasser einen Meter tief verlagert und die Lysimeter eine Tiefe von 2,1 m aufweisen, sind mögliche Effekte im Sickerwasser erst nach 2-3 Jahren zu erwarten. Für repräsentative Aussagen sind langfristige Messreihen notwendig, sowie eine detailliertere Erfassung der Nährstoffabfuhr. Aus den vorliegenden Daten kann lediglich eine Standortgröße für die Austräge der untersuchten Nährstoffe angegeben werden.

6 Zusammenfassung

Die Nährstoffausträge von P, K, Mg und S zeigen in den jeweiligen Zeiträumen einen positiven Zusammenhang zur Sickerwassermenge. Je höher der Sickerwasseranfall ist, desto höher ist der jeweilige Nährstoffaustrag. Aufgrund der Datenlage kann bisher keine Aussage zu einem eventuellen Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung und Nährstoffaustrag getroffen werden.

Im Mittel der vorliegenden Jahresdaten beträgt der P-Austrag von dem Bodentyp Pseudogley-Parabraunerde aus schluffigen bzw. lehmigen Sanden unter den Bedingungen Mecklenburg-Vorpommerns auf der Lysimeterstation Groß Lüsewitz 0,05 kg/ha. Der K-Austrag beträgt im Mittel der Versuchsjahre 7 kg/ha. Der Mg-Austrag beläuft sich auf 22 kg/ha und für den S-Austrag wurde ein Mittelwert von 24 kg/ha gemessen.

Quellen

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. 174 S.

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 Düngeverfahren – Ergebnisse aus Lysimeterversuchen. Forschungsergebnisse an der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV.

Bohne, K., Gall, H. und Zachow, B. (1997): Simulation von Stickstoff-Austrägen aus Lysimetern. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160, S. 5-13.

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. 195 S.

LUNG Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (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. 63 S.

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.

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.

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. 79 S.

http://www.lms-beratung.de/upload/59/1294212632_30690_19228.pdf

Scheffer, Schachtschabel (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart.

Schnug, E. (2012):Faustzahlen für die Landwirtschaft und Ackerbau, 12. Auflage, Habilitationsschrift, zitiert in LU-Wissen (Mai 2012), Beckmann Verlag, S.19-21

TMLNU Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Thüringen (Hrsg.) (2007): Gewässerschonende Landbewirtschaftung in Thüringen. Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Thüringer Gewässer. 45 S.

http://www.thueringen.de/de/publikationen/start.asp?hausid=1&uui=P107R90T&search=Gew%E4sserschonende+LAndbewirtschaftung

Zachow, B. und Miegel, K. (2010): Jahresbericht 2010 „Ermittlung von Daten des Wasserhaushaltes an der Lysimeteranlage Groß Lüsewitz“. 11 S.

UNTERSUCHUNGEN ZUR PHOSPHOR- UND SCHWEFEL-BELASTUNG DES BODENWASSERS UNTER ACKER UND GRÜNLAND - ERGEBNISSE VON ZWEI BAYERISCHEN SAUGKERZENANLAGEN

Dr. Michael Diepolder und Lorenz Heigl (LfL Freising, Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz, Arbeitsbereich Düngung, Nährstoffflüsse und Gewässerschutz)

1 Zielstellung

Auf zwei Versuchsstationen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) werden mittels Saugkerzenanlagen die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser bei Acker- und Grünlandnutzung seit rund 30 Jahren mit genau definierten Versuchsvorhaben erfasst. Am Standort Spitalhof/Kempten stehen nur Grünlandparzellen, die Anlage in Puch/Fürstenfeld-bruck umfasst sowohl Acker- als auch Grünlandnutzung. Der Focus der Untersuchungen liegt seit jeher auf der Quantifizierung der Nitratkonzentrationen, jedoch werden ergänzend dazu ebenfalls die Konzentration an Gesamt-P sowie Gesamt-S mitgemessen, auf die nachfolgend eingegangen wird. Die mittleren P- und S-Frachten können dagegen nur grob quantifiziert werden, da die Sickerwassermengen beider Standorte nicht messtechnisch erfasst, sondern nur abgeschätzt werden. In diesem Beitrag sind Ergebnisse diverser Versuchsvorhaben ab dem Jahre 2000 zusammengefasst. Deren Einzelergebnisse können, soweit bereits veröffentlicht, den Literaturangaben am Ende dieses Einzelbeitrags entnommen werden.

2 Material und Methoden

Nachstehend werden für die einzelnen Messfelder wichtige Standortparameter (Tab. 1) und Bodeneigenschaften, soweit bekannt, skizziert. In Tabelle 2 sind zudem spezielle Nährstoffgehalte und Nährstoffbindungsverhältnisse von Bodenproben aufgeführt, die im März 2015 in einer Tiefe von 0-20 cm am Rande der Anlagen in dreifacher Wiederholung gezogen und an der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) untersucht wurden.

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Naturraum **Standort**	**Alt-Moränenhügelland** **Puch (Fürstenfeldbruck)**	**Allgäuer Alpenvorland** **Spitalhof (Kempten)**
Höhe (m ü. NN)	550	730
∅ Temperatur (°C)	8,0	7,0
∅ Niederschlag (mm)	920	1290
∅ Sickerwasseranfall (mm) 1	280 (Acker) / 220 (Grünland)	- / 570 (Grünland)
Bodentyp	Parabraunerde	Parabraunerde
Bodenart	Ls // Lu-Ut4	Lu (mit Steinen durchsetzt)
Pflanzenbestand Acker	WW-Zwfr.-KM	-
Pflanzenbestand Grünland	Dauergrünland, Leitgras Dt. Weidelgras	Dauergrünland, sehr weidelgrasreich

[1] geschätzt (siehe Fließtext)

Puch – Acker: Bei den Ackerparzellen liegt im karbonatfreien Oberboden mit pH-Wert 6,1 sandiger Lehm als Bodenart vor. Die Ackerzahl beträgt ca. 60, die Fruchtfolge ist Winterweizen-Zwischenfrucht-Körnermais. Von allen drei Standorten hat Puch den niedrigsten Humusgehalt (1,5 % Corg). Der Oberboden weist beim „pflanzenverfügbaren" P und Mg eine optimale, bei K eine hohe Versorgung auf.

Puch Grünland: DIEPOLDER ET AL. (2009) geben für den Oberboden der Grünlandparzellen eine Trockenraumdichte von 1,47 g cm^{-3} sowie ein Sand-Schluff-Tonverhältnis von rund 10:65:25 an. Die Bodenart ist demnach im Bereich schluffiger Lehm bzw. toniger Schluff. Obwohl der Humusgehalt bei gleicher Tiefe etwas höher als bei Ackernutzung liegt (siehe C_{org} in Tab. 2) sind die Standortverhältnisse in Puch für Grünland nach DIEPOLDER ET AL. (2009) dennoch insgesamt als vergleichsweise dichtlagernd und humusarm zu bezeichnen. Der pH-Wert sowie die P_{CAL}- und K_{CAL}-Gehalte liegen bei den Grünlandparzellen in 0-20 cm Tiefe niedriger als bei den Ackerparzellen.

Spitalhof Grünland: Als Bodenart des Saugkerzenfeldes am Spitalhof liegt schluffiger Lehm vor. Im Vergleich zum Grünland in Puch sind die Gehalte an organischer Substanz, austauschbarem Ca sowie oxalatlöslichem P und Al deutlich höher, während die Gehalte an oxalatlöslichem Eisen nur ein Drittel gegenüber dem Standort Puch betragen. Die Versorgung des Oberbodens an „pflanzenverfügbaren" Nährstoffen ist am Spitalhof im Vergleich zu Puch hinsichtlich P auf gleichem Niveau, dagegen bei K deutlich niedriger und bei Mg deutlich höher. Der Spitalhof gilt hinsichtlich der Eignung als Grünlandstandort als ausgesprochene bayerische Gunstlage (4-5 Nutzungen pro Jahr; 100-120 dt TM/ha).

Tabelle 2: Bodeneigenschaften, Nährstoffgehalte und Bindungsverhältnisse jeweils in der Schicht 0-20 cm Tiefe (NACH TLL JENA, MÄRZ 2015, Ø aus 3 Wdhlg.)

Parameter	Einheit	Puch Acker	Puch Grünland	Spitalhof Grünland
pH_{CaCl2}		6,1	5,3	6,3
$CaCO_3$	%	< 0,5	< 0,5	< 0,5
C_{org}	%	1,50	1,99	3,74
CAL-P	mg 100 g^{-1}	6,1	3,6	3,9
$CaCl_2$-P	mg 100 g^{-1}	0,04	0,05	0,06
$P_{oxalatlölich}$	mmol kg^{-1}	14,1	13,1	21,6
$Fe_{oxalatlöslich}$	mmol kg^{-1}	45,4	46,8	15,1
$Al_{oxalatlöslich}$	mmol kg^{-1}	44,9	45,7	57,5
PSC	mmol kg^{-1}	45,2	46,2	36,3
DPS	%	31,2	28,4	59,5
$Ca_{NH4ac\text{-}austauschbar}$	mg 100 g^{-1}	225	214	355
CAL-K	mg 100 g^{-1}	19	13	6
$CaCl_2$-K	mg 100 g^{-1}	11,6	8,4	3,2
$CaCl_2$-Mg	mg 100 g^{-1}	14,6	14,7	22,9
S_{min}	mg 100 g^{-1}	0,3	0,4	0,1

Versuchsvarianten in Puch und am Spitalhof

Puch Acker: Die in diesem Beitrag erstmals beschriebenen Ergebnisse der Jahre 2001-2013 des Saugkerzenfeldes in Puch wurden auf einer ortsfesten Fruchtfolge (Winterweizen-Stroh/Zwischenfrucht-Körnermais) mit vier Varianten (Tab. 3) in sechsfacher Wiederholung gewonnen. Die Varianten 1-3 unterscheiden sich ausschließlich durch die Art der Zwischenfrucht, während bei Variante 4 mit Zwischenfrucht Senf statt einer kombinierten Gülle/KAS-Düngung ausschließlich mineralisch gedüngt wird.

Puch Grünland: Auf dem Saugkerzenfeld unter Grünland wurden seit 2000 bis dato drei Versuchsvorhaben durchgeführt, deren Ergebnisse bereits veröffentlicht sind (DIEPOLDER ET AL., 2006, 2009; DIEPOLDER UND RASCHBACHER, 2012). In diesem Beitrag wird auf zwei Versuchsserien näher eingegangen (siehe Tab. 4 und 5). Die in Tabelle 4 genannten Varianten stehen in vierfacher, die in Tabelle 5 genannten in dreifacher Wiederholung.

Tabelle 3: Ortsfester Versuch Puch (I) mit Winterweizen-Zwischenfrucht-Körnermais

Var.	**Anbauverfahren**	**Düngung** [ha^{-1}]	
1	WW – *Senf* - KM	**Gülle**[1] und mineralische N-Düngung	Zu WW 30 m^3 Rindergülle im zeitigen Frühjahr plus mineralisch 30/30/40 kg N (KAS); nach Ernte WW 20 m^3 Rindergülle; zu Körnermais 50 m^3 Rindergülle plus mineralisch 30/30 kg N (KAS)
2	WW - *ohne Zwifr*. - KM		
3	WW – *WiRübsen* - KM		
4	WW – *Senf* - KM	**mineralisch**	Zum WW 60/60/40 kg N als KAS; nach Ernte WW 40 kg N sowie über Triple-Superphosphat 65 kg P, 40 kg S und über 60er Kali 180 kg K; zu KM 70/30/60 kg N als KAS

[1] Über Gülle ausgebrachte Nährstoffmengen in der zweijährigen Fruchtfolge in kg ha^{-1}:
N_{Gesamt}: $122_{WW}+79_{Zw}+195_{KM}$ = 396; **P:** $30_{WW}+18_{Zw}+46_{KM}$ = 94; **K:** $107_{WW}+72_{Zw}+157_{KM}$ = 336; **Mg:** $27_{WW}+14_{Zw}+35_{KM}$ = 76; **S:** $12_{WW}+8_{Zw}+16_{KM}$ = 36

Tabelle 4: Versuch Puch Grünland 2003-2007 (II) mit unterschiedlicher mechanischer Bodenbelastung bei 4 (5) Nutzungen pro Jahr (aus DIEPOLDER ET AL., 2009)

Var.	**Beschreibung**	**Düngung** [ha^{-1}]
1	„Ohne Belastung“	Je 25 m^3 Rindergülle mit 7,7 % TS zum 1., 2., 4. Aufwuchs (2007 auch zum 5. Aufwuchs) plus 60 kg N als KAS zum 3. Aufwuchs; Ausgebrachte Gesamt-Nährstoffmengen in kg ha : 390 N, 96 P, 267 K, 37 S
2	„Mit Belastung“: Befahren mit Schlepper „Rad an Rad (ca. 6 t Gesamtgewicht, Reifenbreite ca. 50 cm, 1,5 bar Reifendruck, 4-5 km/h) im Herbst 2003, 2004, sowie nach dem 1. Schnitt in 2003-2007, nach dem 2. Schnitt in 2003, 2005, 2006 und nach dem 3. Schnitt in 2003, 2006 und 2007	

Tabelle 5: Versuch Puch Grünland ab 2008, laufend (III); DIEPOLDER U. RASCHBACHER, 2012

	Beschreibung		**Ø Nährstoffzufuhr** [kg ha^{-1} a^{-1}]				
Var.		**Schnitte** [n a^{-1}]	**N**	**P**	**K**	**Mg**	**S**
1	Ohne N-Düngung [1]	3	0	39	187	18	70
2	„170 kg ha^{-1} aus Viehhaltung“ [1]	4	176	39	174	~48	~20
3	Wie 2 plus 183 kg N ha^{-1} (KAS) [1, 2]	4	359	39	174	~48	~20

[1] Gesamt-Nährstoffzufuhr: bei Var. 1 als mineralische PK-Düngung (S und Mg als Begleit-nährstoffe) in 3 Teilgaben pro Jahr; bei Var. 2 und 3 als Gülledüngung mit jährlich 3 Gaben von je 16-22 m^3 ha^{-1} (Ø 7,0 % TS) zum 2. und 4. Aufwuchs sowie im Herbst nach dem letzten Schnitt; S- und Mg-Zufuhr über Gülle geschätzt.

[2] Bei Var. 3 zusätzlich 180 kg N ha^{-1} in 3-4 Teilgaben von je 45-95 kg N ha^{-1} als KAS

Spitalhof Grünland: Seit 2000 liegen für das Saugkerzenfeld am Spitalhof drei veröffentlichte Versuchsvorhaben vor (DIEPOLDER UND RASCHBACHER, 2008, 2011, 2012), von denen zwei Aussagen mit Focus auf die P- und S-Konzentrationen des Sickerwassers erlauben. Der in Tabelle 6 beschriebene Versuch wurde in vierfacher Wiederholung, der in Tabelle 7 beschriebene Versuch läuft aus versuchstechnischen Gründen in zweifacher Wiederholung.

Tabelle 6: Versuch Spitalhof Grünland 2000-2004 (IV); DIEPOLDER UND RASCHBACHER, 2011

		Ø Nährstoffzufuhr [kg ha^{-1} a^{-1}]				
Var.	**Beschreibung**	**Schnitte** [n a^{-1}]	**N**	**P**	**K**	**S** [1]
1	Ohne Düngung (Kontrolle)	3	0	0	0	0
2	Mineralische Düngung (4 x KAS; Superphosphat, Kornkali)	4	200	44	183	~85
3		4	300	44	183	~85
4	Gülledüngung; (4 x 25 m^3 ha^{-1}; Ø 4,3 % TS)	4	230	48	192	25
5	Stallmist (15 t Herbst + 8 t nach 1. Schnitt)	4	125	46	183	~20

[1] Schwefel bei Varianten 2, 3 und 5 nach Literaturangaben abgeschätzt

Tabelle 7: Versuch Spitalhof Grünl. ab 2008, laufend (V); DIEPOLDER U. RASCHBACHER, 2012

			Ø Nährstoffzufuhr [kg ha^{-1} a^{-1}]				
Var.	**Beschreibung**	**Schnitte** [n a^{-1}]	**N**	**P**	**K**	**Mg**	**S**
1	Ohne N-Düngung [1]	3	0	33	212	23	71
2	„230 kg ha^{-1} aus Viehhaltung“ [1]	5	225	40	262	~39	~45
3	Wie 2 plus 90 kg N ha^{-1} (KAS) [1, 2]	5	315	40	262	~39	~45
4	Wie 2 plus 230 kg N ha^{-1} (KAS) [1, 2]	5	455	40	262	~39	~45

[1] Gesamt-Nährstoffzufuhr: bei Var. 1 als mineralische PK-Düngung (S und Mg als Begleit-nährstoffe) in 3 Teilgaben pro Jahr; bei Var. 2-4 als Gülledüngung mit jährlich 4 Gaben von je ca. 25 m^3 ha^{-1} (Ø 4,1 % TS) zum 2. und 4. und 5. Aufwuchs sowie im Herbst nach dem letzten Schnitt; S- und Mg-Zufuhr über Gülle geschätzt. Bei Var 3 und 4 zusätzliche mineralische N-Düngung als KAS.

[2] 90 kg N ha^{-1} zum 3. Aufwuchs; bei Var. 4 plus 4 x 35 N ha^{-1} kurz nach den einzelnen Güllegaben

Alle Versuche befinden sich über Saugkerzenanlagen nach CZERATZKI (1971). Bei diesen Anlagen wird das unter den Parzellen versickernde Bodenwasser durch dauerhaft im Boden installierte Keramik-Saugkerzen, an die mit einer automatisch gesteuerten Vakuumpumpe mehrmals am Tag ein Unterdruck von 0,5 bar angelegt wird, kontinuierlich aufgefangen. Die Saugkerzen sind in ca. 60 cm und 120-130 cm Bodentiefe eingebaut. Die gesamte Ver-

suchsanlage am Spitalhof umfasst 40 (20+20), ab 2008 aus versuchstechnischen Gründen 32 Kerzen. Die Anlage in Puch umfasst dagegen 96 (48+48) Kerzen im Acker- und 64 (32+32) Kerzen im Grünlandteil. Damit standen am Spitalhof pro Variante insgesamt 8 Saugkerzen, in Puch 16 Saugkerzen beim Acker- und beim Grünlandteil bei den einzelnen Versuchsvorhaben 16 bzw. 20-24 Saugkerzen zur Wassergewinnung zur Verfügung.

In regelmäßigen Abständen (ca. 1-3 Wochen) wurden bei den Proben die Nitratkonzentration sowie die Gehalte an Gesamt-Phosphor (TP) und Gesamt-Schwefel analysiert. Bei Schwefel werden die Konzentrationen in Sulfat umgerechnet (Faktor 2,995). Bei der Verrechnung werden die beiden Tiefen zusammengefasst (Gründe: Statistik, zudem kein Tiefeneffekt bei TP, kein eindeutiger Tiefeneffekt bei S).

Die mittleren jährlichen Nährstofffrachten wurden grob abgeschätzt, indem eine standortspezifisch zu Grunde gelegte mittlere jährliche Sickerwassermenge mit den mittleren Nährstoffgehalten der jeweiligen Versuchsserie multipliziert wurde. Für die Abschätzung der mittleren Sicherwassermengen der drei Standorte (Acker Puch, Grünland Puch, Grünland Kempten) wurden Literaturangaben nach MAIDL- UND BRUNNER (1998), eine zeitweise Sickerwassererfassung durch Lysimeter (Puch) und Daten von errechneten Wasserbilanzen von LfL-Wetterstationen herangezogen.

Die statistische Auswertung der Erträge und der Nährstoffgehalte des Sickerwassers wurde mit SAS durchgeführt. Dabei erfolgte die statistische Absicherung der Mittelwerte beim Ackerversuch in Puch mit dem t-Test (GD 5 %), bei den übrigen Versuchen mit dem SNK-Test. Im Detail wurden bei der Auswertung (Bildung von Mittelwerten) der einzelnen Versuche aufgrund der teilweise stark streuenden Einzelwerte der einzelnen Saugkerzen unterschiedliche Auswertungsverfahren angewendet. Aus diesem Grund, sowie der Tatsache, dass es sich um unterschiedliche Zeiträume und Düngungsmengen handelt, sind Vergleiche der mittleren Konzentrationen bzw. Frachten insbesondere zwischen Acker- und Grünlandnutzung nur eingeschränkt möglich. Ebenfalls sind Nährstoffbilanzen nur näherungsweise möglich, da im Erntegut zwar Stickstoff (nach Kjeldahl bzw. Dumas), nicht jedoch P, K, Mg und S bestimmt und daher zur Kalkulation teilweise Literaturwerte (WENDLAND ET AL., 2012) verwendet wurden.

3 Ergebnisse

Tabelle 8 zeigt die für die jeweiligen Varianten der fünf Versuchsserien ermittelten Trockenmasseerträge, die Zu- und Abfuhren an Phosphor und Schwefel, die abgeschätzten P- bzw. S-Saldi sowie die mittleren TP- und SO_4-Konzentrationen im Saugkerzenwasser.

Auf dem Standort Puch bewegten sich die mittleren TP-Konzentrationen im aufgefangenen Bodenwasser in 60-130 cm Bodentiefe bei der Winterweizen-Zwischenfrucht-Körnermais-Fruchtfolge in einer Größenordnung von 0,10 bis 0,19 mg TP l^{-1}, unter Dauergrünland lagen sie bei einer Größenordnung von 0,19 bis 0,33 mg TP $l^{-}1$ tendenziell höher. Wesentlich niedrigere P-Konzentrationen als in Puch wurden auf dem niederschlagsreicherem Standort Spitalhof im Allgäu in 60-120 cm Bodentiefe gemessen. Hier bewegten sich die mittleren P-Konzentrationen in einer Größenordnung von 0,04 bis 0,07 mg TP l^{-1}. Bei allen Versuchen zeigten beide Beprobungstiefen (60 und 120/130 cm) hinsichtlich der mittleren P-Konzentrationen keine signifikanten Unterschiede.

Die mittleren Schwefelkonzentrationen lagen in Puch unter Acker in den Varianten mit Gülle (S org. gebunden) in einer Größenordnung von ca. 15 mg SO_4 l^{-1}. Für den Fall dass Schwefel nicht über Gülle, sondern in einer Höhe von 40 kg S ha^{-1} als Sulfat mit der mineralischen Grunddüngung nach der Winterweizenernte ausgebracht wurde, erhöhte sich die Konzentration signifikant auf über 24 mg SO_4 l^{-1}; dies trotz rechnerisch gleichem und – über die Fruchtfolge betrachtet - ausgeglichenem S-Saldo. Unter Grünland bewegten sich die mittleren S-Konzentrationen in Puch in einer Größenordnung von rund 7 bis 16 mg l^{-1}, sofern Schwefel über Gülle ausgebracht wurde. Am niederschlagsreicheren Standort Spitalhof lagen die mittleren S-Konzentrationen im

aufgefangenen Bodenwasser bei den Versuchsvarianten mit fehlender bzw. geringer S-Zufuhr über Gülle/Stallmist in einem Bereich von 0,9 mg S l^{-1} bis 2,8 mg SO_4 l^{-1} und damit niedriger als in Puch. Auf beiden Grünlandstandorten bewirkten mineralische S-Gaben, welche bei weitem die S-Aufnahme durch die Biomasse überstiegen, einen signifikanten Anstieg der S-Konzentration im Bodenwasser. Dabei betrugen in den Teilversuchen in Puch bei einem positiven S-Saldo von knapp 60 kg S ha^{-1} die Konzentrationen von ca. 26 mg SO_4 l^{-1} mehr als das Dreifache gegenüber den Varianten mit einem mehr oder weniger ausgeglichenen S-Saldo. Interessanterweise wurden auch am Spitalhof in einem Teilversuch (IV) im fünfjährigen Mittel bei positiven S-Salden von rund 50-60 kg S ha^{-1} mittlere Konzentrationen von etwa 23 bis 25 mg SO_4 l^{-1} erreicht. Obwohl gleichfalls weit über Entzug gedüngt, wurden in einem weiteren, dreijährigen Teilversuch (V) auf dem gleichen Standort eine wesentlich niedrigere mittlere S-Konzentration (5,1 mg S l^{-1}) gemessen, welche jedoch immerhin noch signifikant rund um das Drei- bis Fünffache über den Messwerten bei Varianten mit deutlich niedrigerem S-Saldo lag. Teilweise unterschieden sich die mittleren SO_4-Konzentrationen der einzelnen Beprobungstiefen, jedoch lag kein einheitlicher Trend vor.

In Tabelle 9 und 10 wird versucht, die Daten der in Tabelle 8 aufgeführten Einzelversuche zusammenzufassen und daraus Abschätzungen zu mittleren Phosphor- (Tab. 9) bzw. Schwefelfrachten (Tab. 10) beider Standorte vorzunehmen. Dabei sei nochmals darauf verwiesen, dass es sich aufgrund der Methodik (kalkulierte Salden, Abschätzung des mittleren Sickerwasseranfalles, Multiplikation des geschätzten mittleren Sickerwasseranfalls mit den mittleren Konzentrationen) allenfalls nur um eine grobe Abschätzung handeln kann.

Für die Fruchtfolge (WW-Zwfr.-KM) in Puch, einem tiefgründigen Ackerbaustandort mit Bodengehaltsklasse „C“ wurde eine durchschnittliche P-Fracht aus dem Wurzelraum von 0,37 kg P ha^{-1} a^{-1} ermittelt. Dies entspricht knapp 1 % der gedüngten P-Menge.

Auf dem Pucher Grünland, welches ebenfalls hinsichtlich der Bodenkennwerte eine optimale P-Versorgung aufweist, jedoch für einen Grünlandboden noch vergleichsweise humusarm ist (Ansaat 1986), wurde die P-Fracht auf ca. 0,5 bis 0,7 kg P ha^{-1} a^{-1} geschätzt, was in etwa 1-2 % des gedüngten Phosphors entspricht. Eine Beziehung zwischen der Höhe des P-Saldos und der Höhe der P-Konzentration bzw. des kalkulierten P-Austrags ließ sich aus den Einzelversuchen (siehe Tab. 9) nicht ableiten.

Am Spitalhof, einem gegenüber Puch deutlich niederschlags- und humusreicheren, jedoch an CAL-P nicht so hoch versorgten Grünland-Standort, wurden mit rund 0,3 kg P $ha^{-1}a^{-1}$ weniger als 1 % der gedüngten P-Menge aus dem Wurzelraum ausgetragen. Bei fehlender P-Düngung unterschied sich der kalkulierte P-Austrag nicht von den gedüngten Varianten (siehe auch Tab. 8, Versuch IV/1).

Tabelle 8: Versuchsergebnisse der fünf Einzelversuche (* Werte kalkuliert, nicht gemessen)

	Ertrag [1]	**Zufuhr** [2]		**Abfuhr** [3]		**Saldo (geschätzt)**		**Ø Konzentration im Wasser** [4]	
Var. bei Versuch	[dt ha^{-1} a^{-1}]	[kg ha^{-1} a^{-1}]						[mg l^{-1}]	
		P	**S**	**P**	**S**	**P**	**S**	**TP**	**SO_4**
Puch Acker; 2001-2013									
1	95,1 a	47	18	33*	19*	14*	-1*	0,13 a	15,6 b
2	92,2 a	47	18	32*	18*	15*	0*	0,11 a	16,2 b
3	95,0 a	47	18	33*	19*	14*	-1*	0,19 a	13,5 b
4	97,6 a	33	20	34*	20*	-1*	0*	0,10 a	24,6 a
Puch Grünland; 2003-2007									
1	106,5 a	96	38	43*	23*	53*	15*	0,24 a	15,6 a
2	93,6 a	96	38	37*	19*	59*	19*	0,19 a	9,9 b
Puch Grünland; 2008-2010									
1	58,7 b	39	70	23*	11*	16*	59*	0,33 a	25,8 a
2	73,4 b	39	18*	29*	15*	10*	3*	0,32 a	6,9 b
3	104,4 a	39	18*	42*	25*	-3	-7*	0,32 a	8,1 b
Spitalhof Grünland; 2000-2004									
1	57,2	0	0	23*	10*	-23*	-10*	0,06 a	2,0 c
2	114,5	44	85*	46*	25*	-2*	60*	0,05 a	25,4 a
3	130,8	44	85*	52*	31*	-8*	54*	0,07 a	23,1 b
4	95,1	48	25	38*	21*	10*	4*	0,04 a	2,0 c
5	85,6	46	20*	34*	20*	12*	0*	0,06 a	2,8 c
Spitalhof Grünland; 2008-2010									
1	102,6 b	33	71	41*	23*	-8*	48*	0,07 a	5,1 a
2	97,3 b	40	45*	39*	26*	1*	19*	0,06 a	0,9 b
3	102,8 b	40	45*	41*	27*	-1*	18*	0,05 a	1,2 b
4	120,2 a	40	45*	48*	33*	-8*	12*	0,04 a	1,5 b

[1] Erträge bei WW und KM mit 86 % TS, bei Grünland mit 100 % TS angegeben
Bei WW bei Variante 1/2/3/4:92,8 / 89,6 / 93,1 / 96,5 dt ha^{-1} im 6-jährigen Mittel (Jahre 2002, 04, 06, 08, 10 und 2012); Unterschiede zwischen Varianten nicht signifikant (t-test, GD 5 %);
bei KM bei Variante: 1/2/3/4 97,0 / 94,3 / 98,1 / 98,6 dt ha^{-1} im 7-jährigen Mittel (Jahre 2001, 03, 05, 07, 09, 11 und 2013); Unterschiede zwischen Varianten nicht signifikant (t-Test, GD 5 %)

[2] Zufuhr teilweise geschätzt

[3] Abfuhr geschätzt bei Puch Acker unter Annahme von 0,35 kg P bzw. 0,2 kg S dt^{-1},
bei Grünland generell unter Annahme von 0,40 kg P dt^{-1} TM bzw. S-Abfuhr = 0,1x N-Abfuhr

[4] Wasserproben pro Variante bei Versuchen I bis V: 1460 (I), k.A. (II), ca. 380-500 (III), ca. 700-750 (IV), ca. 300-360 (V); Signifikanztests beziehen sich jeweils auf die einzelnen Versuche.

Tabelle 9: Ableitung von mittleren P-Austrägen nach Daten in Tabelle 8

Ort (Versuch)	P-Saldo [1] [kg P ha^{-1} a^{-1}]	P-Konzentr. [mg TP l^{-1}]	Sickerwasser-anfall [1)] [l m^{-2} a^{-1}]	P-Fracht [1] [kg TP ha^{-1} a^{-1}]
Puch Acker (I)	-1…15	0,133	280	0,37
Puch GL (II)	53…59	0,215	220	0,47
Puch GL (III)	-3…16	0,323		0,71
Spitalhof GL (IV)	-23…12	0,056	570	0,32
Spitalhof GL (V)	-8…1	0,055		0,31

[1] P-Saldo geschätzt, mittlerer Sickerwasseranfall und P-Fracht geschätzt (siehe Text Methodik)

Tabelle 10: Ableitung von mittleren S-Austrägen nach Daten in Tabelle 8

Ort (Versuch)	S-Saldo [1] [kg S ha^{-1} a^{-1}]	S-Konzentr. [mg SO_4 l^{-1}]	Sickerwasser-anfall [1)] [l m^{-2} a^{-1}]	S-Fracht [1] [kg S ha^{-1} a^{-1}]
Puch Acker (I)	-1…0	15,1 / 24,6 [2)]	280	14 / 23
Puch GL (II)	15…19	12,8	220	9
Puch GL (III)	-7…3	7,5		6
	59	25,8		19
Spitalhof GL (IV)	-10…4	2,3	570	4
	54…60	24,3		46
Spitalhof GL (V)	12…19	1,2		2
	48	5,1		10

[1] S-Saldo geschätzt, mittlerer Sickerwasseranfall und S-Fracht geschätzt

[2] Bei mineralischer Düngung in Höhe von 40 kg S ha^{-1} als Triple-Superphosphat nach WW

Als mittlere S-Frachten wurden für den Standort Puch bei Ackernutzung mit Gülle rund 13 kg S ha^{-1} a^{-1} bzw. bei mineralischer S-Düngung nach der Weizenernte (P-Grunddüngung alle 2 Jahre mit Triple-Superphosphat) ca. 21 kg S ha^{-1} a^{-1} kalkuliert. Dies entsprach rechnerisch im Mittel in etwa der durch Düngung zugeführten Schwefelmenge.

Die für den Standort Puch kalkulierten mittleren S-Frachten bei Grünlandnutzung bewegten sich in einer Spannweite von ca. 6-9 kg S ha^{-1} a^{-1}, sie stiegen jedoch auf ca. 20 kg ha^{-1} a^{-1} an, wenn mineralischer Schwefel weit über dem Entzug ausgebracht wurde.

Am Spitalhof wurden aus dem Grünland im Falle von S-Salden bis max. 20 kg S ha^{-1} a^{-1} schätzungsweise rund 2-5 kg S ha^{-1} a^{-1} aus dem Wurzelraum ausgetragen (siehe Tab. 10). Bei fehlender S-Düngung unterschied sich der kalkulierte S-Austrag nicht von den organisch gedüngten Varianten (siehe auch Tab. 8, Versuch IV/1). Bei mineralischer S-Düngung und hohem S-Saldo lag dagegen die kalkulierte jährliche S-Fracht teilweise in der Größenordnung des positiven S-Saldos, teilweise auch deutlich darunter. Insgesamt konnte für Schwefel mit den Saugkerzenanlagen nachgewiesen werden, dass eine nicht dem Pflanzenwachstum angepasste Düngung in Sulfatform zu einer deutlichen Belastung des Sickerwassers beitragen kann.

4 Diskussion und Schlussfolgerung

Zur abschließenden Diskussion und Schlussfolgerung sind in Tabelle 11 die im Zeitraum 2000-2013 ermittelten Ergebnisse unterschiedlicher Versuchsvorhaben auf den beiden Saugkerzenanlagen zusammengefasst. Selbst unter Berücksichtigung der bereits geschilderten methodischen Einschränkungen hinsichtlich einer Gesamtauswertung (Zeiträume Einzelversuche, Düngungsstufen, methodische Ansätze der Auswertungen) zeigt sich, dass die mittleren Nährstoffkonzentrationen und die kalkulierten Nährstofffrachten stark von der Bewirtschaftungsform und vom Standort beeinflusst werden.

P: Die gemessenen P-Konzentrationen bzw. kalkulierte P-Frachten unter Ackernutzung sind ähnlich Ergebnissen von AMBERGER (1996), der anhand langjähriger Lysimeteruntersuchungen (1 m Tiefe) in Weihenstephan mit „üblicher, meist dreigliedriger Fruchtfolge“ bei lehmigen Böden mit rund 280 mm mittlerem jährlichem Sickerwasseranfall mittleren P-Konzentrationen im Perlokationswasser von 0,05-0,3 mg TP l^{-1} und die jährlichen P-Austräge auf 0,3-0,5 kg ha^{-1} a^{-1} quantifiziert.

BOHNER UND ROHRER (2013) fanden auf einem Grünlandstandort in der Steiermark/Österreich mit 1035 mm Niederschlag und Bodengehaltsklasse „B“ P-Konzentrationen im Hauptwurzelraum von durchschnittlich etwa 0,01-0,03 mg P l^{-1}, was in der Größenordnung der mittleren P-Konzentrationen am Spitalhof entspricht.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Ergebnisse von Saugkerzenanlagen mit Acker- und Grünlandnutzung in zwei Naturräumen Bayerns

Naturraum	Alt-Moränenhügelland		Allgäuer Alpenvorland
Standort	Puch (Fürstenfeldbruck)		Spitalhof (Kempten)
∅ Niederschlag (mm)	920		1290
Bodentyp	Parabraunerde		Parabraunerde
Bodenart	sandiger L.	schluffiger L.	schluffiger Lehm
Nutzung	Acker (WW - Zw.fr.- KM)	Dauergrünland	
Zeitraum Messungen	2001-2013	2003-2010	2000-2010
∅ P-Konzentration [mg TP l^{-1}]	0,13	0,22-0,32	0,055
∅ S-Konzentration [mg SO_4 l^{-1}]	15,1	7,5-12,8	1,2-2,2
Geschätzter ∅ Sickerwasser-anfall [mm a^{-1}]	280	220	570
Geschätzte ∅ P-Fracht [kg TP $ha^{-1}a^{-1}$]	0,36	0,5-0,7	0,3
Geschätzte ∅ S-Fracht [kg S $ha^{-1}a^{-1}$]	14	6-9	2-4

AMBERGER (1996) vermerkt, das „unter Grünlandnutzung, mit Ausnahme von sehr intensiven Mähweiden, praktisch keine P-Auswaschung auftritt“. Dies lässt sich für den Standort Spitalhof bestätigen. Interessanterweise liegen dagegen in Puch die P-Konzentrationen bzw. geschätzten Auswaschungsraten bei Grünland nicht niedriger, sondern sogar tendenziell höher als bei der Ackerfruchtfolge. Dieses Ergebnis lässt sich nicht schlüssig durch stark unterschiedliche Bodenarten, verfügbare P_{CAL}-gehalte, oder P-Bilanzen erklären. DIEPOLDER ET AL. (2006) vermuten Makroporenflüsse nach Starkregen evtl. in Zusammenhang mit lückigen Grasnarben als Ursache für erhöhte P-Austräge unter Grünland.

Diskutiert werden muss auch die Frage, inwieweit Saugkerzenanlagen hinreichend genau zur Erfassung der komplexen P-Dynamik im Boden geeignet sind, selbst wenn Sickerwas-

sermengen genau bekannt sind. Eine abschließende Antwort darauf kann dieser Beitrag nicht geben. Jedoch war in den vorliegenden Untersuchungen auffallend, dass trotz einer sehr hohen Zahl an Wasserproben bei keinem Einzelversuch (Tab. 8) offensichtliche Differenzen zwischen den Mittelwerten statistisch abgesichert werden konnten. Dies liegt in einer überaus starken Streuung der Werte einzelner Saugkerzen begründet. BOHNER UND ROHRER (2013) stellen in ihren Untersuchungen eine sehr starke Variation der Menge an abgesaugtem Bodenwasser einzelner Saugkerzen fest; bei den mittleren P-Konzentrationen fielen ihnen zudem starke Schwankungen innerhalb eines Jahres und zwischen den Jahren auf. Nicht auszuschließen sind ferner Interaktionen zwischen dem im Bodenwasser gelösten Phosphor und dem nahen Saugkerzenumfeld (Verschlämmung bei älteren Anlagen) sowie evtl. dem Kerzenmaterial selbst. Darüber hinaus ist es aufgrund der komplexen bodenphysikalischen und bodenchemischen Bindungsverhältnissen des im Boden vorhandenen bzw. durch organische und/oder mineralische Düngung zugeführten Phosphors fraglich, ob mit Saugkerzenanlagen mittlere P-Konzentrationen bzw. P-Frachten aus dem Wurzelraum vollständig erfasst werden können, selbst wenn versucht wird, das Bodenwasser täglich mit ca. 0,5 bar abzusaugen. Wahrscheinlich sind gerade zur Erfassung der P-Dynamik im Boden Lysimeteranlagen besser geeignet als Saugkerzenanlagen. Dies auch deswegen, weil mit Saugkerzenanlagen die Auswirkung von Starkregenereignissen (Makroporenfluss) auf den vertikalen Austragpfad vermutlich nicht komplett erfasst wird.

Beregnungsversuche auf einem drainierten Grünlandboden (Pseudogley, P-Bodengehaltsklasse „C“, Drain in 70 cm Tiefe) zeigen, dass nach Starkregenereignissen (30 l m^{-2}) selbst ohne vorherige Düngung durchschnittliche P-Konzentrationen von 0,85 mg TP l^{-1} erreicht wurden (DIEPOLDER UND RASCHBACHER, 2010). Folgte zudem das Starkregenereignis kurz auf die Gülledüngung, so erhöhte sich die mittlere P-Konzentration auf durchschnittlich 3,9 mg TP l^{-1} bei Gülleinjektion und auf 12,0 mg TP l^{-1} bei breitflächiger Applikation (Prallteller). Daraus resultierten mittlere TP-Austräge von 0,045 kg TP ha^{-1} bei der Kontrollvariante; im Falle von Gülledüngung wurden P-Austräge von 0,12 bzw. 0,30 kg TP ha^{-1} gemessen, wobei eine große Spannweite bei den Einzelereignissen zu verzeichnen war. ULRICH UND FORSTER 2012) stellen in ihren Untersuchungen auf zwei drainierten Grünlandflächen mit stark unterschiedlicher Bodenversorgung eine Zunahme der P-Konzentrationen im Drainagewasser mit steigendem Abfluss fest. Im ca. einjährigen Messzeitraum betrug die mittlere P-Konzentration im Drain unter der Fläche mit niedriger P-Versorgung des Bodens (Gehaltsklasse „A“) 0,1 mg TP l^{-1}, dagegen bei sehr hoher P-Versorgung (Gehaltsklasse „E“) 0,3 mg TP l^{-1}. Die gemessenen Maximalkonzentrationen lagen im ersten Fall bei 0,7 mg TP l^{-1}, im zweiten Fall dagegen bei 5,0 mg TP l^{-1}. Vergleicht man diese Zahlen mit den in Tabelle 10 aufgeführten Werten, so fallen sofort die vielfach höheren P-Konzentrationen im Drainagewasser auf. In Auswaschungsversuchen mittels Bodensäulen fanden JALALI UND KARAMNEJAD (2011) in den ersten 10-15 Tagen deutlich höhere P-Konzentrationen im Perlokationswasser.

S: Erwartungsgemäß bestätigen die Untersuchungen in Puch und am Spitalhof, dass Schwefel in weitaus höherem Maße auswaschungsgefährdet ist als Phosphor. Die S-Konzentrationen lagen rund um das 10- bis 40fache (hier bezogen auf die Element- und nicht auf die Oxidform) über den P-Konzentrationen. Dabei bleiben in Tabelle 11 die Ergebnisse von Varianten mit überhöhter Schwefeldüngung unberücksichtigt. Die S-Konzentrationen lagen unter Dauergrünland niedriger als unter Ackernutzung.

AMBERGER (1996) verweist darauf, dass die Schwefelauswaschung ausschließlich als Sulfat erfolgt, von Niederschlägen und Bodeneigenschaften, vor allem aber von den durch Düngung zugeführten Sulfatmengen abhängig ist. Langjährige frühere Weihenstephaner Lysimeterversuche (810 mm Niederschlag) zeigten bei lehmigen Böden ohne Sulfatdüngung einen S-Austrag von rund 100 kg S ha^{-1} a^{-1}, während im Falle von hoher Sulfatdüngung (ca. 100 kg S ha^{-1} a^{-1}) rund 180 kg S ha^{-1} a^{-1} mit dem Sickerwasser ausgetragen wurden, davon 75 % im Winterhalbjahr (AMBERGER, 1996). Auch die Ergebnisse der Saugkerzenanlagen (Tab. 8 und 10) zeigen eine Vervielfachung der S-Konzentration im aufgefangenen Bodenwasser, wenn Schwefel in Sulfatform über den Pflanzenbedarf hinaus gedüngt wurde. DIEPOLDER UND RASCHBACHER (2012 B) beobachteten auf den aktuellen Grünlandversuchen in Puch und am

Spitalhof anhand dreijähriger Ergebnisse einen tendenziellen Anstieg der S-Konzentrationen im Jahresverlauf, wenn Sulfat-Schwefel mit einer mineralischen PK-Düngung mehrmals im Jahr ausgebracht wurde. Diesen interpretieren die Autoren dahingehend, dass zusätzlich zur bereits über der Nährstoffabfuhr liegenden S-Düngung im Jahresverlauf noch Schwefel aus der Humusmineralisierung hinzukam. DIEPOLDER UND RASCHBACHER (2011) kommen aufgrund ihrer Untersuchungen auf Grünland zum Schluss, dass „zwischen Art und Höhe der S-Zufuhr, dem Ertragspotenzial bzw. dem S-Entzug und der Auswaschungsgefährdung von Schwefel ein enger Zusammenhang besteht“ und quantifizieren die Höhe der mittleren jährlichen S-Frachten über den Sickerwasserpfad von nicht gedüngten bzw. organisch gedüngten Grünlandflächen deutlich unter 10 kg S ha^{-1} a^{-1} .

Hinzugefügt sei an dieser Stelle noch, dass sich aufgrund häufig gemessener ausgesprochen niedriger Nitratgehalte unter Dauergrünland im süddeutschen Raum die Frage stellt, ob Saugkerzenanlagen prinzipiell geeignet sind, negative Beeinträchtigungen des Sickerwassers durch Düngungsmaßnahmen aufzuzeigen. Dass dies durchaus zumindest für auswaschungsgefährdete, wenig sorbierte Nährstoffe (Nitrat, Sulfat) der Fall ist, zeigt gerade die Betrachtung der Schwefelkonzentrationen, welche signifikant und in einem weiten Bereich streuten.

5 Zusammenfassung

Mittels Saugkerzenanlagen auf lehmigen Böden (Parabraunerde) wurden die P- und S-Konzentrationen in 60-130 cm Tiefe über 10 Jahre in mehreren Messreihen bei Acker- und Grünlandnutzung erfasst. Für süddeutsche Bedingungen ließ sich unter Ackernutzung bei mittleren P-Konzentrationen von etwa 0,13 mg TP l^{-1} eine mittlere jährliche P-Fracht von rund 0,3-0,4 kg TP pro Hektar ableiten. Die mittleren P-Konzentrationen bei Grünland bewegten sich standortabhängig in einem weiten Bereich von ca. 0,05 bis 0,32 mg TP l^{-1}, die daraus kalkulierten jährlichen P-Frachten bei Schnittnutzung (3-5 Schnitte pro Jahr) in einem Bereich von ca. 0,3 bis 0,7 kg TP pro Hektar.

Die mittleren Sulfat-Konzentrationen betrugen unter Acker 15 mg SO_4 l^{-1} im Saugkerzenwasser. Unter Dauergrünland lagen sie standortabhängig in einem Bereich von 1,2 bis 12,8 mg SO_4 l^{-1}. Daraus ließen sich S-Austräge unter Acker in einer Größenordnung von etwa 15 kg Schwefel pro Hektar und Jahr ermitteln. Die S-Austräge unter Grünland mit Gülledüngung lagen meist deutlich unter 10 kg S ha^{-1} a^{-1}. Eine über dem aktuellen Bedarf liegende mineralische Ergänzungsdüngung mit Sulfat führte sowohl bei Acker- als auch bei Grünland zu einem starken Anstieg der mittleren S-Konzentrationen.

Literatur

AMBERGER, A., 1996: Pflanzenernährung: ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. 4. Neubearb. Aufl., Stuttgart (Hohenheim), Ulmer Verlag, 319 S..

BOHNER, A., ROHRER, V., 2013: Jahreszeitlicher Verlauf der Phosphor-Konzentrationen im Bodenwasser eines Grünlandbodens. In: Bericht über das 18. Alpenländische Expertenforum 2013 „Phosphor im Grünlandbetrieb – Bedeutung und aktuelle Problembereiche“ , S. 33-40, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.

CERATZKI, 1971: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforschung Völkenrode 21, S. 13-14.

Diepolder, M., Peretzki, F., Heigl, L., Jakob, B., 2006: Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung – Ergebnisse von zwei Saugkerzenanlagen in Bayern. Schule und Beratung, Heft 04/06, S. III-3-10. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.

DIEPOLDER, M., RASCHBACHER, S., 2008: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Dauergrünland bei Schnitt- bzw. extensiver Weidenutzung; Schule und Beratung Heft 12/08, S. III-1-2. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

DIEPOLDER, M, RASCHBACHER, S., BRANDHUBER, R., KREUTER, TH., 2009: Auswirkungen mechanischer Bodenbelastung auf Dauergrünland – Neue Versuchsergebnisse. In: Schule und Beratung, Heft 8-9/2009, S. III-27-33, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

DIEPOLDER, M., RASCHBACHER, S., 2010: Projekt „Saubere Seen“ - Untersuchungen zu Phosphorausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Bericht über das 2. Umweltökologische Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“, 79-88. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, A-Irdning.

DIEPOLDER, M., RASCHBACHER, S., 2011: Erträge, Futterqualität und Nährstoffgehalte des Sickerwassers bei unterschiedlicher Grünlanddüngung. Schule und Beratung, Heft 3-4/11, S. III-18-23. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

DIEPOLDER, M., RASCHBACHER, S., 2012 A: Grünlanddüngung und Gewässerschutz. In: Bericht über das 3. Umweltökologisches Symposium 2012 „Wirkung von Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz, S. 65-72, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.

DIEPOLDER, M, RASCHBACHER, S. 2012 B: Grünlanddüngung und Gewässerschutz – Neue Versuchsergebnisse zur Nährstoffbelastung des Sickerwassers. In: Schule und Beratung, Heft 3-4, 2012, S. 34-39, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

JALALI, M.; KARAMNEJAD, L., 2011: Phosphorus leaching in a calcareous soil treated with plant residues and inorganic fertilizer. In J. Plant Nutr. Soil Sc. 2011, 174, S. 220-228.

MAIDL, F.X., BRUNNER, H., 1998: Strategien zur gewässerschonenden Landbewirtschaftung in Bayern. In: KTBL-Arbeitspaper 252, 230 S., KTBL-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag Münster.

ULRICH, H., FORSTER, M., 2012: Untersuchungen zum Phosphoraustrag aus drainierten Grünlandböden im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees. In: Bericht über das 3. Umweltökologische Symposium „Wirkung von Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz“, S. 87-90. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, A-Irdning.

WENDLAND, M, DIEPOLDER, M., CAPRIEL, P., 2012: Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland - Gelbes Heft. 10. Unveränderte Auflage (mit aktualisiertem Anhang); LfL-Information, 96 S., Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
Dorfplatz 1/OT Gülzow • 18276 Gülzow-Prüzen
Telefon: 03843/789-0
Fax: 03843/789-111
poststelle@lfa.mvnet.de
www.lfamv.de