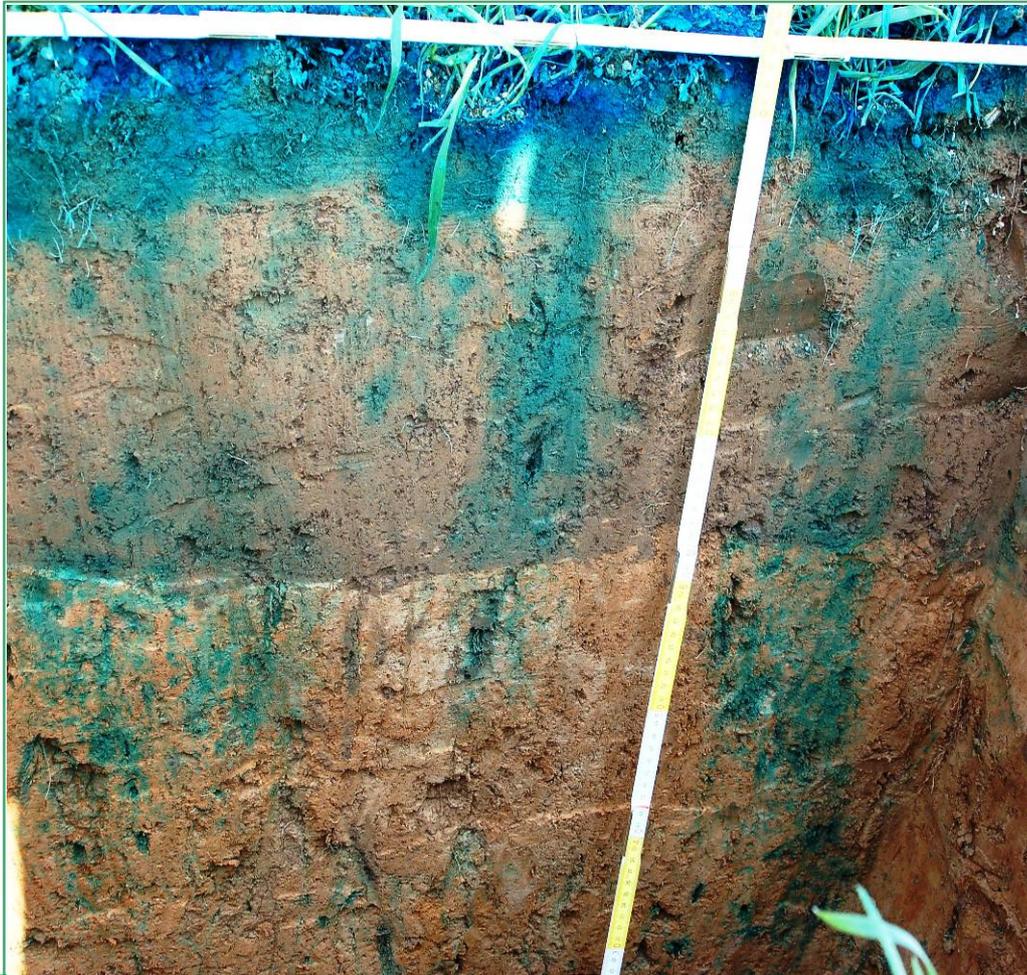




Das Lebensministerium



## Stoffaustrag und Bodenbearbeitung

Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Heft 29/2008

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

**Veränderte Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffausträge bei bodenschonender  
Bewirtschaftung – Risikoanalyse und -vorsorge**

Dr. Galina Machulla, Dr. Olaf Nitzsche, Dr. Walter Schmidt

## Inhaltsverzeichnis

<b>Einleitung und Problemstellung</b> .....	<b>1</b>
<b>1 Stand des Wissens</b> .....	<b>3</b>
1.1 Makroporen gebundener Stofftransport .....	4
1.1.1 Entstehung und Eigenschaften von Makroporen .....	4
1.1.2 Makroporenfluss beeinflussende Rahmenbedingungen .....	6
1.1.3 Pflanzenschutzmitteltransport mit dem Makroporenfluss .....	7
1.1.4 Nitrattransport mit dem Makroporenfluss .....	9
<b>2 Material und Methoden</b> .....	<b>11</b>
2.1 Material .....	11
2.1.1 Standort und Versuchsanlage .....	11
2.1.2 Versuchsdesign und -ablauf .....	15
2.1.3 Probenahme .....	18
2.1.4 Charakteristik der applizierten Stoffe .....	19
2.2 Methoden .....	21
2.2.1 Bodenbedeckungsgrad, Bodenfeuchte .....	21
2.2.2 Bodenphysikalische Methoden .....	22
2.2.3 Bodenchemische Methoden .....	22
2.2.4 Tracerbestimmung .....	23
2.2.5 Boden(mikro)biologische Methoden .....	23
2.2.6 Statistische Auswertung .....	24
<b>3 Ergebnisse</b> .....	<b>24</b>
3.1 Oberflächenabfluss und Bodenabtrag .....	24
3.2 Stofftransport im Boden .....	33
<b>4 Zusammenfassende Betrachtung</b> .....	<b>50</b>
<b>5 Schlussfolgerungen</b> .....	<b>53</b>
<b>6 Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich eines potenziellen Austragsrisikos mit dem vertikalen Stofffluss</b> .....	<b>56</b>
<b>7 Möglichkeiten zu Vermeidung der sickwassergebundenen Stoffverlagerung ...</b>	<b>57</b>
<b>8 Literaturverzeichnis</b> .....	<b>59</b>
<b>9 Anhang</b> .....	<b>66</b>

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ausgewählte Standortcharakteristika der Versuchsfläche Lüttewitz .....	12
Tabelle 2:	Bodenbearbeitung, Düngung und Herbizideinsatz in der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterweizen der Jahre 2006/2007 .....	14
Tabelle 3:	Bodenwassergehalt (Vol %) vor und nach der Regensimulation (0 - 20 cm) .....	25
Tabelle 4:	Rahmenbedingungen der Beregnungsversuche.....	26
Tabelle 5:	Einsetzen des Oberflächenabflusses nach dem Beregnungsstart.....	27
Tabelle 6:	Gesamtoberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung.....	28
Tabelle 7:	Wasserinfiltration und Sedimentabtrag in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung..	30
Tabelle 8:	Nährstoff- und Tracersubstanzmenge (Mittelwerte) im Oberflächenabfluss .....	31
Tabelle 9:	Phosphor- (wasserlösliche und HCL-lösliche) und C <sub>T</sub> -Frachten im Sediment bei Beregnung am 16-17.10.2006 in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung .....	31
Tabelle 10:	Gesamtaustrag von Glyphosat und AMPA mit Oberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung .....	33
Tabelle 11:	Massenmittelpunkte (cm) für Wasser, Brillant Blau und Bromid .....	40
Tabelle 12:	Tiefenbezogene Traceranteile (Maxima) im Vergleich zur ausgebrachten Menge ....	45
Tabelle 13:	Gesamteintrag von Glyphosat und AMPA in den Boden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung.....	47
Tabelle 14:	Mittelwerte der C <sub>T</sub> - und N <sub>T</sub> -Gehalte in Bodenmischproben der Regenwurm- gänge und der Bodenmatrix (3 Wiederholungen) im Ober- und Unterboden (cm).....	48

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Temperatur- und Niederschlagsgang an Klimamessstation Nossen (Sächsisches Lösshügelland, Agrarmeteorologisches Messnetz Sachsen).....	15
Abbildung 2: Lage der Versuchsfläche Lüttewitz, der Bodenbearbeitungsvarianten und der Beregnungspartellen integriert in die Bodentypenkarte.....	16
Abbildung 3: Anordnung der Beregnungspartellen (in vierfacher Wiederholung) zum jeweiligen Versuchstermin .....	17
Abbildung 4: Anordnung der Beregnungspartellen, Abgrabungsflächen und Probenahmepunkten.....	19
Abbildung 5: Mittelwerte des Oberflächenabflusses .....	27
Abbildung 6: Wasserinfiltration und Bodenabtrag während der Beregnungssimulationen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitung .....	29
Abbildung 7: Glyphosataustrag im Oberflächenwasser .....	32
Abbildung 8: Wassergehalt der untersuchten a) nicht beregneten und b) beregneten Flächen....	34
Abbildung 9: NO <sub>3</sub> -N-Gehalt der untersuchten a) nicht beregneten und b) beregneten Flächen ...	36
Abbildung 10: Verteilung vom Brillant Blau (n=10) im Bodenprofil nach Regensimulationen.....	37
Abbildung 11: Verteilung vom Bromid im Bodenprofil nach Regensimulationen.....	38
Abbildung 12: (a) Verteilung von Brillant Blau Konzentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 16.10.2006 .....	41
Abbildung 13: (a) Verteilung von Brillant Blau Konzentrationen( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 26-27.03.2006 .....	42
Abbildung 14: (a) Verteilung von Brillant Blau Konzentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 17-19.09.2007 .....	43
Abbildung 15: Tiefenverteilung von Glyphosat Im Boden nach Regensimulationen .....	46
Abbildung 16: Glyphosateintrag in den Boden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und dem Beregnungstermin.....	46
Abbildung 17: Tiefenbezogene Dehydrogenasenaktivität in Bodenproben aus den Regenwurmgängeln und Bodenmatrix.....	49
Abbildung 18: Entwicklung der Bodenatmung (CO <sub>2</sub> -Bildung) nach Zugabe von Glyphosat zu Makroporen- und Matrixbodenproben (abzüglich der unbehandelten Proben) .....	49

## **Abkürzungen für Institutionen**

BLA-GEO	Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie
LfL	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

## **Einleitung und Problemstellung**

Ein für Sachsen typischer, von Westen nach Osten verlaufender Löss- und Sandlössgürtel mit seinen guten bis sehr guten Böden (Ackerzahl > 50) weist einen hohen Anteil von über 85 % an ackerbaulich genutzten landwirtschaftlichen Flächen auf (LFL 1999). Die Landschaft in diesen fruchtbaren Ackergebieten ist z. T. durch bewegte Hügelreliefs mit tief eingeschnittenen Hohlformen geprägt und wird aus geografisch-wirtschaftlicher Sicht der naturräumlichen Einheit „Mittelsächsisches Lösshügelland“ zugeordnet (BASTIAN 2007). Die mittel (5 – 10 %) und stark (10 – 15 %) geneigten Flächen in den Regierungsbezirken Dresden und Leipzig umfassen rund 95 % der gesamten Landwirtschaftsflächen. Etwa 60 % der gesamten sächsischen Ackerfläche sind aufgrund der Flächenneigung und der hohen Verschlammungsanfälligkeit von Lössböden bei Starkniederschlägen extrem erosionsgefährdet (SCHMIDT 1994).

Erosionsbedingte Bodenverluste von mehr als 1 t/ha/a bewirken im Zeitraum von 50 - 100 Jahren eine irreversible Humusverarmung, weil sich die organische Bodensubstanz nur sehr langsam reproduziert. Auch der für sächsische Ackerflächen relevante potenzielle Abtrag von 5 - 20 t/ha/a sowie das an der verschlammten Bodenoberfläche abfließende Niederschlagswasser führen auf den landwirtschaftlichen Flächen zu erheblichen Stoffverfrachtungen (ZIMMERLING 2004). Zu den verlagerten Stoffen gehören auch die im Ackerbau produktionsbedingt angewandten Dünge- und Pflanzenschutzmittel. In der Konsequenz kann die Bodenerosion an den betroffenen Standorten wie auch den benachbarten Arealen eine empfindliche Verringerung der Leistungsfähigkeit der Böden verursachen (ECKELMANN et al. 2006). Aus diesem Grunde ist es im Sinne einer nachhaltigen, die natürlichen Ressourcen schonenden landwirtschaftlichen Produktion sowie des Grundsatzes einer boden- und grundwasserschutzorientierten Vorsorge geboten, solche schädlichen, die Umweltqualität mindernden stofflichen Austräge und Einträge im Ackerbau zu verringern bzw. zu verhindern.

In den bisherigen Untersuchungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft wurden im Rahmen des Agrarumweltprogramms "Umweltgerechte Landwirtschaft" die Gefährdung der Lössböden durch Wassererosion wie auch die dafür geeigneten Bodenbearbeitungs- und Anbauverfahren auf ihre Effektivität als Vorsorge- und Schutzmaßnahmen bewertet (LFL 2002, SCHMIDT 2004). Als Ergebnis wird der Einsatz der pfluglosen konservierenden Bodenbearbeitung und Direktsaatverfahren zur Minderung von Erosion und damit verbundener punktueller sowie diffuser Schadstoffeinträge in Gewässer empfohlen. Zum Erreichen des durch die Europäische Union erklärten Ziels, der Erosion und Kontamination wie auch anderen Formen der Bodendegradation strategisch entgegenzuwirken (BBODSCHG 1998, EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003), ist eine Umstellung auf erosionsmindernde innovative Produktionsverfahren und eine nachhaltige Bodennutzung unumgänglich. Gegenwärtig werden in Sachsen annähernd 50 % der Ackerfläche konservierend bearbeitet. Jedoch erschweren Unsicherheiten wie anfängliche Ertragsdepressionen, Schnecken- und Krankheitsbefall, langsamere Erwärmung schwerer Böden, Mangel an konkreten Managementstrategien für konservierende Anbausysteme und die Annahme eines höheren Austrages der Pflanzen-

schutzmittel und Nährstoffe mit dem Sickerwasser die Akzeptanz einer Umstellung auf die pfluglose Bodenbearbeitung in der landwirtschaftlichen Praxis. Es ist deshalb notwendig, die für eine langfristige umweltverträgliche landwirtschaftliche Produktion und für den gleichzeitigen Schutz der Medien Boden und Wasser entsprechenden standortangepassten und optimierten, in der Praxis umsetzbaren bewirtschaftungs- und anbautechnischen Anforderungen zu formulieren. Gleichzeitig sollen Lösungsmöglichkeiten bei Zielkonflikten entwickelt und gefördert werden.

Der Übergang zu bodenschutzorientierten konservierenden Bearbeitungsverfahren erfordert die Bereitstellung einer aussagekräftigen Datenbasis mit Angaben über die Effektivität und Nachhaltigkeit der neuen Verfahren. Für Ackerflächen in Sachsen, die zum Teil bereits seit über 10 Jahren konservierend bearbeitet werden, gibt es jedoch bisher noch keine unter Praxisbedingungen erzielten verlässlichen Aussagen zum Ausmaß des vertikalen und oberflächenabflussgebundenen Stofftransportes. Wissensdefizite bestehen außerdem bezüglich einer Prognose der Veränderung von Bodenfunktionspotenzialen infolge der Wandlung des Wasserhaushaltes. Unbekannt ist weiterhin die Auswirkung der höheren Wassergehalte in den pfluglos bearbeiteten Böden auf das mikrobiell bedingte und stark wasserabhängige Zersetzungspotenzial des Ober- und Unterbodens gegenüber den eingetragenen Pflanzenschutz- und Düngemitteln.

In dem hier vorgestellten Projekt wurde der Einfluss von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auf den Wasser- und Stofftransport in einer Fruchtfolge unter Praxisbedingungen untersucht und bewertet. Der Innovationswert dieses Vorhabens besteht in der Ermittlung des Verlagerungsrisikos von praxisüblichen Pflanzenschutzmitteln und essentiellen Nährstoffen auf den langjährig pfluglos bearbeiteten Praxisflächen im Vergleich zu gepflügten Flächen. Hierbei sollte eine experimentelle Datengrundlage geschaffen werden, um die Hypothese einer schnellen Stoffverlagerung zu überprüfen und um Handlungsstrategien zur Prävention von sowohl horizontalen als auch vertikalen Verlagerungsprozessen von Agrochemikalien zu erarbeiten. Dazu wurde eine Extremsituation (worst-case-Szenario) bezüglich erosionswirksamer Niederschlagsereignisse auf einem Praxis Schlag innerhalb der bestehenden Bewirtschaftungssysteme mittels einer Berechnungsanlage simuliert. Die dabei erzielten Ergebnisse zur provozierten oberflächenabfluss- und sickerwasserbedingten Stoffverfrachtung sollen als Grundlage für Beratungsempfehlungen für eine bodenerosionsmindernde, nachhaltig umweltgerechte Landnutzung in der Lössregion herangezogen werden.

Folgende Ziele stehen im Vordergrund der bodenkundlichen Aufgabenstellung:

- Erfassung und Bewertung der oberflächenabflussgebundenen Stofffrachten (Pflanzenschutzmittel, Nährstoffe) und Stoffverluste (Humus, abgetragener Boden) bei unterschiedlichen aktuellen Bodenwassergehalten, Deckungsgraden der Vegetation sowie gängigen Anbauverfahren als Folge simulierter Starkregenereignisse.
- Gleichzeitige Bewertung des Verlagerungsrisikos von Nährstoffen und gängigen Pflanzenschutzmitteln mit dem vertikalen Wasserfluss im Boden in Abhängigkeit von langjährig differenzierter Bodenbearbeitung.

- Erfassung des bodenökologischen Zustandes konventionell und langjährig konservierend (Mulchsaat, Direktsaat) bearbeiteter Ackerflächen anhand von Erhebungen physikalischer, chemischer und biologischer Bodenparameter auf einem Repräsentativstandort.
- Prognose der zu erwartenden Stoffausträge und Stoffeinträge infolge der etablierten Bewirtschaftungssysteme.
- Ableitung und Herausarbeitung von Bewirtschaftungsprioritäten aus Sicht des Boden- und Gewässerschutzes im Zuge der Optimierung der konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren.

Die unter Praxisbedingungen zu gewinnenden Ergebnisse sollen die bestehenden Landnutzungskonzepte im Sinne des Erosions- und stofflichen Bodenschutzes charakterisieren und weiterhin zur Umsetzung und Optimierung der standortangemessenen und vor allem ressourcenschonenden Produktionsverfahren in der Landwirtschaft beitragen.

## **1 Stand des Wissens**

Die pfluglosen Bodenbearbeitungsverfahren werden gegenwärtig weltweit auf 45 Mio. ha praktiziert (HOLLAND 2004). Die Prävention vor einer physikalischen und der darauf folgenden chemischen und biologischen Bodendegradierung sowie vor den enormen Bodenverlusten als Resultat von Wasser- und Winderosion initiierte seit den 50er-Jahren die Einführung und Erprobung einer nicht wendenden, konservierenden Bodenbearbeitung. Gegenwärtig weisen die nord- und südamerikanischen Ackerflächen den größten bodenschonend bewirtschafteten Flächenanteil auf, während die Etablierung von erosionsmindernden Verfahren in den europäischen Ländern teilweise zögerlich von staten geht.

Erkenntnisse über die naturgemäße Erosionsneigung vieler fruchtbarer Ackerböden einerseits und Erfassung negativer umweltrelevanter, weit über die Agroökosysteme reichenden Auswirkungen der Bodenerosion andererseits (SCHMIDT 1994) führten dazu, dass in Sachsen bereits seit 1993 auf die Vorteile der konservierenden Bodenbearbeitung hingewiesen und deren Anwendung gezielt gefördert wird. Die erosionsmindernde Wirkung der pfluglosen Bewirtschaftungsverfahren wie der Mulch- und Direktsaat beruht vor allem auf einer Verbesserung der Wasserinfiltration in den Bodenkörper (NITZSCHE et al. 2001, MACHULLA et al. 2007). Eine wichtige Rolle spielen hierbei die stabilere Aggregatstruktur der Oberkrume und der aufgrund des 2- bis 3-fach höheren Aufkommens an Makroporen wasserdurchlässigere Unterboden (BRAK 2008). Vor allem die biogenen, durch die Pflanzenwurzeln und Regenwürmer erzeugten Makroporen stellen ein bis weit in den Unterboden reichendes System der Fließwege dar, welches unter bestimmten Voraussetzungen als präferenzzieller Wassertransportweg fungiert.

## **1.1 Makroporen gebundener Stofftransport**

### **1.1.1 Entstehung und Eigenschaften von Makroporen**

Bis Mitte der 90er-Jahre war die Anzahl an Studien zum vertikalen, präferenziellen Wasser- und Agrochemikalientransport im Boden verglichen mit den Untersuchungen des erosionsgebundenen Oberflächenabflusses bei weitem nicht so zahlreich (JARVIS 2007, REICHENBERGER et al. 2007). Bezüglich des Letzteren stellten FLURY (1996) und KLADIVKO et al. (2001) in Literaturübersichten fest, dass nicht nur das Niederschlagswasser, sondern auch, wie es zahlreiche Untersuchungen zeigen, die an der Bodenoberfläche ausgebrachten und in Wasser gelösten Agrochemikalien (z. B. Pflanzenschutzmittel, Stickstoffdünger) schnell in die benachbarten Areale verlagert werden können. Aufgrund des Datenmaterials zu Untersuchungen auf nordamerikanischen Ackerböden postuliert FLURY (1996), dass der Oberflächenabfluss und der Tiefentransport zwei gegenseitig abhängige Prozesse sind - die Erhöhung des Oberflächenabflusses wird unweigerlich eine Minimierung der Wassersickerung nach sich ziehen. Dadurch würden alle Anstrengungen zur Reduzierung des Oberflächenabflusses zwangsläufig zur Erhöhung des Austragsrisikos mit den versickerten Niederschlägen führen. Diese Feststellung dürfte aber unter den europäischen Bedingungen keine Allgemeingültigkeit besitzen, weil der Oberflächenabfluss keine dominante Komponente in der Wasserbalance darstellt, nicht einmal auf den oberflächenabflussgefährdeten Flächen.

Bis Anfang der 90er-Jahre ist bei der Betrachtung von Fließvorgängen im Wesentlichen nur der Matrixfluss berücksichtigt worden. Es zeigte sich jedoch, dass es bereits bei einem hydraulischen Potential von -10 cm zu einem ungleichmäßigen Wasserfluss im Bodenkörper bereits bei einer Beregnung mit der Intensität von  $1 \text{ mm h}^{-1}$  kommt. Diese Ungleichmäßigkeit zeichnet sich durch ein bevorzugtes Fließen des Wassers durch die Makroporen aus und ist umso stärker ausgeprägt, je höher die Wassersättigung des Bodens ist (ZIMMERMANN 2003, JARVIS 2007). SEILER et al. (2002) zeigten ebenfalls, dass sich der vertikale Wasserfluss im Boden in einen Matrixfluss und in einen Bypass-Fluss aufspaltet. Der Matrixfluss bewegte sich mit zirka 0,7 m pro Jahr, der Bypass-Fluss hingegen mit 0,5 m pro Tag fort. KÄTTERER et al. (2001) wiesen nach, dass starker Regen den präferenziellen Fluss durch vertikal angeordnete Grobporen fördert, während bei kleinen Niederschlagsmengen der Matrixfluss dominiert. Die horizontale und vertikale Verlagerung der in der Landwirtschaft produktionsbedingt ausgebrachten Dünge- und Pflanzenschutzmittel werden also zusätzlich durch die Niederschlagsintensität geprägt.

KUNG et al. (2000a, 2000b) kamen mittels Tracerversuchen zu der Schlussfolgerung, dass präferenzielles Fließverhalten sowohl bei Pflug wie Direktsaat zu finden war. Während im anfänglich trockenen Boden die hydraulische Leitfähigkeit der luftgefüllten Makroporen im Vergleich zu Matrix vernachlässigbar ist, erhöht sie sich bei zunehmender Bodenfeuchte zunächst in den engeren Makroporen. Dadurch wird ein Druckpotenzial erzeugt, bei welchem die hydraulische Leitfähigkeit rapide steigt und die Makroporen befähigt werden, das Wasser kontinuierlich und vertikal, unter Umgehung der trockenen Bodenmatrix zu leiten. Bei einem niedrigen Bodenwassergehalt kommt

es zu einem „Filmfluss“ an der Makroporenoberfläche, wobei das Wasser bei einem hydraulischen Potenzial von über -10 cm schneller in den Makroporen als in der Matrix fließt.

Zu den Wasser leitenden Makroporen gehören Poren mit einem Durchmesser von größer als 0,3 mm. Die größten Makroporen mit einem Durchmesser von 2 - 12 mm werden durch die anektischen und endogäischen Regenwürmer erzeugt. Bis zu 13.000 verzweigter Regenwurmgangsysteme konnten in 1 m<sup>3</sup> Boden gezählt werden (PIERRET et al. 1999). Feinere Poren (0,1 - 2,5 mm Durchmesser) werden durch Pflanzenwurzeln geschaffen und können in Lössböden eine Länge von über 1 m erreichen (TIPPKÖTTER 1983) und somit einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zum präferenziellen Wasserfluss leisten. Das Quellen und Schrumpfen vom Boden führt zur Bodenaggregatbildung einerseits und zur Entstehung von Spalten und Rissen andererseits, welche ebenfalls präferenziell das Wasser leiten können. Weiterhin ist die Entstehung des Makroporensystems ein Nebenprodukt der Aggregatbildung. Die Größe der Aggregate bestimmt dabei auch die Größe der Zwischenräume bzw. der Poren. So sind die größeren Aggregate mit jeweils größeren Poren assoziiert. Eine signifikante Erhöhung kontinuierlich verlaufender, den Stofftransport beeinflussender Makroporen wurde insbesondere in langjährig (> 15 Jahre) konservierend bearbeiteten Ackerböden nachgewiesen (KAY und VANDENBYGAART 2002), wobei der Anteil an Feinporen abnimmt. Der Anteil an kontinuierlichen, bis an den Unterboden und das Grundwasser reichenden Makroporen wird in Höhe von 2 % des Porenvolumens angenommen (Fox et al. 2004)

Die Makroporen unterscheiden sich von der Bodenmatrix nicht nur in Bezug auf solche physikalischen Charakteristiken wie Durchmesser, Kontinuität und Oberflächengröße, sondern auch hinsichtlich biologischer und chemischer Eigenschaften. Makroporen stellen die so genannten biologischen „hot-spots“ in Böden dar, z. T. aufgrund einer besseren Versorgung mit den Nährstoffen und dem Sauerstoff, aber auch wegen des bevorzugten Wurzelwachstums entlang der Regenwurmgänge oder Aggregatflächen. Der Boden der Makroporenwände ist durch die höheren Gehalte an organischem und mikrobiell gebundenem C, eine hohe mikrobielle Aktivität und Diversität charakterisiert (PIERRET et al. 1999). Noch wenig ist über die mikrobiologisch bedingte Degradierung von organischen Kontaminanten in den Makroporen und über die damit verbundene potenzielle Auswaschung bekannt. In den wenigen diesbezüglichen Studien wurde in den Makroporen eines Bt-Horizontes eine 10-fach höhere Mineralisationsrate für 2,4-D als in der Bodenmatrix festgestellt. Jedoch nicht immer schlägt sich eine höhere mikrobielle Biomasse der Makroporenwände in entsprechend hohen Zersetzungsraten nieder wie das für die Herbizide Mecoprop und Isoproturon festgestellt wurde (VINTHER et al. 2001).

Die mit Tonpartikeln und Humus angereicherte Makroporenoberfläche und der unmittelbar angrenzende Boden beherbergen nicht nur die zahlreichere Mikroflora, sondern sie sind chemisch sehr reaktiv und können sowohl organische als auch anorganische Stoffe binden (FREIER 2000). EDWARDS et al. (1992) stellten in dem durch den Regenwurmgang laufenden Wasser eine Reduzierung der Herbizidkonzentration um 20 bis 90 % fest. Weiterhin kann die Wandauskleidung wasser-

abweisend sein, wodurch die Adsorption von Stoffen und deren Diffusion in die Matrix unterbunden wird. Ein geringerer Flächenanteil pro Volumeneinheit sowie eine kurze Verweilzeit des durchfließenden Wassers in den großen Makroporen im Vergleich zu der Zeit, die notwendig ist für die Sorption gelöster Stoffe an die Bodenmatrix, verhindern ebenfalls den Stoffaustausch zwischen dem abfließenden Wasser und dem Boden. Die spezifischen Eigenschaften der Makroporenwand wie auch die kinetische Natur des Wasserflusses (Film- oder Pulsfluss) sind für die Zusammensetzung und Qualität des Sickerwassers von unmittelbarer Bedeutung. Aber auch der partikelgebundene Transport einiger Pflanzenschutzmittel (VILLHOLTH et al. 2000) sowie im gepflügten Boden vor allem Phosphate (SCHELDE et al. 2006) stellen eine nicht zu vernachlässigende Quelle der stofflichen Einträge in den Unterboden und ins Grundwasser dar.

### **1.1.2 Makroporenfluss beeinflussende Rahmenbedingungen**

Mehrere experimentelle Untersuchungen haben gezeigt, dass die Intensität der Niederschläge eine entscheidende Rolle für das Zustandekommen des präferenziellen makroporengelassenen Wasserflusses ist. Gerade infolge von starken Niederschlägen wurde ein beträchtlicher vertikaler Transport der auf die Bodenoberfläche ausgebrachten Herbizide beobachtet (ISENSEE und SADEGHI 1995, 1996). Zusätzlich zu der Regenintensität agieren die Ausgangsbodenfeuchte, die Regendauer und die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Bodenmatrix als Steuerfaktoren für die Entstehung des Makroporenflusses. So fanden SHIPITALO et al. (2000), dass Wasserfluss und Herbizidtransport in den Regenwurmgingen am stärksten ausgeprägt waren, wenn kurz nach dem Ausbringen von Chemikalien intensive Niederschläge auf den ursprünglich trockenen Boden fielen. Das Austragsrisiko für Chemikalien ist dann gemindert, wenn nach deren Applikation trockenes Wetter folgt und die Spritzlösung in die Bodenoberfläche diffundiert oder mit leichten Niederschlägen eingewaschen werden kann (ISENSEE et al. 1990). Die auf diese Weise fixierten Pflanzenschutzmittel können dann nicht mehr mit dem makroporengelassenen Wassertransport ausgetragen werden. Die stoffliche Zusammensetzung des Sickerwassers wird außerdem entscheidend durch die Bodentextur und -struktur beeinflusst. Im Vergleich zu Sandböden findet in feintexturierten Böden aufgrund der wasserabweisenden Porenwandbeschaffenheit und der damit verbundenen niedrigen Diffusionskoeffizienten lediglich ein eingeschränkter lateraler Stofftransport statt, wodurch das perkolierende Wasser eine höhere Fracht an Agrochemikalien aufweisen kann.

Grundsätzlich beeinflussen folgende bodenkundlichen und ökologischen Faktoren die wassertransportgebundene Auswaschung von Agrochemikalien:

- Bodenwassergehalt zum Zeitpunkt der Ausbringung,
- Bodenstruktur,
- physiko-chemische Eigenschaften applizierter Agrochemikalien,
- Regenstärke und
- partikulärer Kottransport.

Durch eine gezielte Gestaltung solcher Faktoren wie

- Bodenbearbeitungsverfahren,
- Zeitpunkt der Applikation,
- Art der Bewässerung,

lässt sich der Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffaustrag im Sinne der boden- und umweltschonenden landwirtschaftlichen Produktion regulieren.

### **1.1.3 Pflanzenschutzmitteltransport mit dem Makroporenfluss**

Studien zum an Makroporen gebundenen Pflanzenschutzmitteltransport wurden primär durch die Annahme des höheren Stoffaustrages aus pfluglos bearbeitetem Ackerboden initiiert. Generell ist der Stofftransport im Boden von den Eigenschaften der transportierten Stoffe, insbesondere von deren Sorptionscharakteristiken, Bioverfügbarkeit und -transformation, abhängig. Die bei den konservierenden Bearbeitungsverfahren veränderten Eigenschaften wie die mikrobielle Aktivität, der Gehalt und die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz sowie die Bodenstruktur beeinflussen ebenfalls das Austragsverhalten von Stoffen. In den Übersichtsarbeiten von FLURY (1996) und KLADIVKO et al. (2001) sind zahlreiche Lysimeter- und Felduntersuchungen zur Pflanzenschutzmittelauswaschung zusammengestellt. Der hierbei untersuchte Transport von Lösungen in Böden weist eine Abhängigkeit von Faktoren wie Bodeneigenschaften, Klima, Witterung, Flächenneigung und Reliefposition auf. Eine geringfügige Veränderung nur eines dieser Faktoren kann sich gravierend auf die Stofftransporte auswirken. Zusätzlich führt die räumliche und temporäre Variabilität der Bodenparameter zur Erhöhung der Komplexität bezüglich der Charakterisierung von ökosystemaren Stoffflüssen.

Zu den bis Ende des letzten Jahrhunderts am meisten untersuchten Herbiziden gehören u. a. Atrazin, Alachlor, Aldicarb und Cyanazin. Mehrere Studien haben ergeben, dass unterschiedliche Konzentrationen dieser Mittel gefunden wurden, am häufigsten innerhalb der Wurzelzone jedoch der Wirkstoff Atrazin (SADEGHI und ISENSEE 1996, 1997). Dieser Umstand hängt mit seiner hohen Halbwertszeit von 60 Tagen zusammen. Das verdeutlicht, dass sich unterschiedliche Herbizide bezüglich des Eintrages in den Unterboden oder in das 75 - 160 cm tiefliegende Dränagesystem sehr differenziert und ungleichsinnig verhalten. Weiterhin wurden stark variierende Atrazinkonzentrationen im angrenzenden, aber auch im nicht angrenzenden Grundwasser ermittelt (ISENSEE et al. 1990; ISENSEE und SADEGHI 1995, 1996). Nach einer Infiltration von lediglich 1 cm der Niederschläge, die unmittelbar nach dem Ausbringen von drei unterschiedlichen Pflanzenschutzmitteln stattgefunden haben, wurden innerhalb eines Tages alle diese Mittel im Dränagewasser in der Tiefe von 75 cm gefunden. Dies verdeutlicht die Annahme, dass Pflanzenschutzmittel mit unterschiedlichen Sorptionseigenschaften tatsächlich durch präferentielle Flüsse ausgewaschen werden können (KUNG et al. 2000a). Dagegen berichten FORTIN et al. (2002), dass unabhängig von dem Bodenbearbeitungsverfahren das bei Maisanbau auf sandlehmigen und tonschluffigen Böden ausgebrachte Atra-

zin und Metolachlor in der 1,20 m Tiefe liegenden Dränage in gleicher Konzentration nachweisbar war.

Obwohl die Anzahl der Wasser leitenden Makroporen in den konservierend bearbeiteten Böden höher ist, kann eine beträchtliche Menge an applizierten Pflanzenschutzmitteln von der hier vorhandenen Mulchschicht aufgenommen und durch die Mikroorganismen degradiert werden.

In europäischen Studien zu Pflanzenschutzmitteln wurde außerdem das Transportverhalten von Isoproturon, Metolachlor, Pendimethalin und Terbutylazin untersucht (DEFRA 2003). Hinzu kamen die Beobachtungen zum Umweltverhalten des weltweit angewandten nicht selektiven Herbizids Glyphosat (FOMSGAARD et al. 2003, KJÆR et al. 2005, VEREECKEN 2005) sowie der die Fließwege kennzeichnenden Tracersubstanzen. KÄTTERER et al. (2000) zeigten bei konventioneller Bodenbearbeitung, dass 75 % eines oberflächlich aufgetragenen Farbtacers über präferenzielle Fließwege und nicht über die Bodenmatrix in die Tiefe verfrachtet worden ist.

Das gleichzeitige Auftreten von unterschiedlichen Herbiziden sowie Tracersubstanzen im Sickerwasser ungeachtet ihrer chemischen Eigenschaften und des Sorptionsverhaltens wurde an mehreren Standorten mit lehmigen und schluffigen Böden beobachtet und vor allem dem Austrag durch präferenzielle Fließwege zugeordnet (KUNG 2000a, 2000b). Das Vorhandensein von Pflanzenschutzmitteln im Dränagewasser ist von der Regen-/Beregnungsstärke abhängig. Insbesondere die ersten Portionen des Sickerwassers weisen die höchsten Pflanzenschutzmittelkonzentrationen auf, welche im weiteren Verlauf der Wasserinfiltration eine stark abnehmende Tendenz zeigen (WARNEMUENDE et al. 2007). Durch den Einsatz des Herbizids Glyphosat in der Landwirtschaft wurde eine Verminderung des Eintrages in die Umweltmedien Boden und Wasser erhofft, da es im Vergleich zu Herbiziden wie z. B. Atrazin, Linuron, Alachlor stärker im Boden sorbiert wird und weniger toxisch ist. Sorbierte Stoffe können jedoch auch mittels präferenziellen Wasserflusses ausgetragen werden. Dabei hat das Sorptionsverhalten der Herbizide Metribuzin, Alachlor und Atrazin in Lysimeterversuchen mit einem Lehmboden nicht die Durchbruchzeit in der Tiefe von 2,4 m, jedoch aber die bis dahin transportierte Menge beeinflusst. Das ebenfalls an der Bodenoberfläche ausgebrachte Glyphosat wurde in diesen Versuchen in der Tiefe von 2,4 m nicht nachgewiesen (MALONE et al. 2004). Versuche mit Glyphosat auf sandigen Böden in Dänemark (KJÆR et al. 2005) haben gezeigt, dass es aufgrund des Fehlens von Makroporen und folglich des präferenziellen Flusses ebenfalls zu keinem Tiefeneintrag von Glyphosat und seinem Metaboliten AMPA (Amino-Methylphosphonsäure) kommt. An einem lehmigen Standort wies das Sickerwasser dagegen bei winterlichen Niederschlägen in Höhe von 20 bis 40 mm d<sup>-1</sup> mehrmals Konzentrationen auf, die z. T. weit über 0,1 µg l<sup>-1</sup> lagen und maximal 2,1 µg l<sup>-1</sup> betragen. Dabei überschritten die Herbizidkonzentrationen insbesondere nach starken Niederschlagsereignissen die inländischen und die internationalen (EU) gesetzlich festgelegten Grenzwerte für Pflanzenschutzmittelmengen im Wasser. Ein solches Auswaschen und ein solcher Tiefentransport von Agrochemikalien wurde auch unter den nordamerikanischen Klimaverhältnissen in den Frühjahrsmonaten beobachtet (KLADIVKO et al. 2001). Eine Be-

wässerung von 10 mm genügte, um in den Ackerböden Herbizide in die 75 cm tief gelegenen Drainagen zu transportieren (KLADIVKO et al. 1991).

Der Gesamtaustrag von Pflanzenschutzmitteln mit Bodensickerwasser beträgt jedoch in den meisten Studien weniger als 1 % der ausgebrachten Menge (SINGH et al. 2002). Ein weit höheres Risiko stellt der Austrag mit dem Oberflächenabfluss dar, denn dabei kann bis zu 8 % der ausgebrachten Menge gelöst im Wasser oder partikulär gebunden ausgetragen werden (WARNEMUENDE et al. 2007). Um die Kontamination von Böden und Oberflächengewässern zu mindern, wird das Anlegen von bewachsenen Streifen am Feldrand in Fließrichtung und an Gewässerrändern sowie die Vermeidung der Pflanzenschutzmittelanwendung auf sehr trockene oder feuchte Böden empfohlen.

Hinsichtlich des Transportes von Pflanzenschutzmitteln im Boden können die Literaturergebnisse wie folgt zusammengefasst werden:

- Auf die Pflanzenschutzmittelauswaschung in den Unterboden haben die konservierenden im Vergleich zu den konventionellen Bodenbearbeitungsverfahren entweder keinen oder aber einen erhöhenden Effekt.
- Die Masse der mit Sicker- und Drainagewasser verlagerten Pflanzenschutzmittel ist geringer als ihr oberflächengebundener Transport.
- Der Pflanzenschutzmittelaustrag im Sickerwasser scheint von der Formulierung des Präparates abhängig zu sein. Die in der Praxis verwendeten Formulierungen, die in präferenziellen Fließwegen nicht verfrachtet worden sind, können im späteren Verlauf der Vegetationsperiode dennoch einen Austrag mit Sickerwasser erfahren.

#### **1.1.4 Nitrattransport mit dem Makroporenfluss**

Die Höhe der Nitratauswaschung wird durch die im Boden verfügbare Menge Nitrat, durch die Sickerwassermenge, die Anzahl der Regenwurmgänge und die Transportprozesse im Boden bestimmt. Generell erhöht sich die Sickerwassermenge mit der Zunahme der Regenwurmanzahl und demzufolge der Anzahl der Makroporen. Modellversuche auf einem sandigen Lehm mit künstlich erzeugten vertikalen, an der Bodenoberfläche und der Drainage endenden Makroporen zeigen, dass ein Wasseranteil von 35 - 40 % der gesamten Sickerwassermenge durch diese Makroporen in den Unterboden gelangen kann. Insbesondere diejenigen Makroporen, die an die Bodenoberfläche oder kurz darunter reichen und/oder in der Nähe der Drainagen verlaufen, leisten einen erheblichen Beitrag zum Tiefentransport von Wasser und der darin gelösten Stoffe (SHIPITALO und GIBBS 2000, AKAY und FOX 2007).

In den meisten Agrarökosystemen treten Regenwürmer auf, die durch ihre Tätigkeit den Kreislauf der Nährstoffe sowie die hydrologischen Prozesse beeinflussen. So führte eine „Beimpfung“ mit Regenwürmern von mit Mais und Sojabohnen bestellten Untersuchungsflächen auf einem schluffreichen sowohl gepflügten als auch nicht gepflügten Boden zu einer Zunahme an Sickerwas-

ser von 4,5 bis 45,2 % (SCHUSTER et al. 2003). Dadurch kann es unabhängig von der Bodenbearbeitung zu Auswaschungsverlusten von 10 % des ausgebrachten Stickstoffs kommen.

Mehrere Studien (WELLS und KROTHER 1989, EDWARDS et al. 1992, MAGESAN et al. 1995) haben gezeigt, dass Nitrat kurz nach der Düngerausbringung durch den Makroporenfluss in den Unterboden und Grundwasser verfrachtet werden kann. Dabei wirkt sich die Umstellung auf konservierende Bearbeitungsverfahren einerseits positiv in Bezug auf die Reduzierung des erosionsgebundenen, oberflächengebundenen Sedimenttransportes sowie Nitrat- und Phosphataustrag aus, andererseits besteht für die konservierend bearbeiteten Böden aufgrund eines höheren Anteils an kontinuierlichen Makroporen ein erhöhtes Austragspotenzial für  $\text{NO}_3\text{-N}$  in den Unterboden und das Grundwasser. Dadurch kann es zur Verschlechterung der Grundwasserqualität kommen.

Die maximalen ermittelten Werte für Lehmböden betragen 1,47 % der ausgebrachten N-Menge. Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser lagen für die Weizenanbauregionen der USA über mehrere Jahre im Bereich 5 - 15  $\text{mg l}^{-1}$ . Dabei traten Werte über 20  $\text{mg l}^{-1}$  nur vereinzelt auf (SHARPLEY und SMITH 1994, GUPTA et al. 2004, THOMA et al. 2005). Nach starken Niederschlägen, die unmittelbar der Düngapplikation folgten, traten im Grundwasser Nitratkonzentrationen von 4,68  $\text{mg l}^{-1}$  auf (PILBEAM et al. 2004). Obwohl die Wasserperkolationsrate bei pfluglos bearbeitetem Boden im Vergleich zum gepflügten Boden grundsätzlich höher ist, waren die Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren bezüglich des verfrachteten Nitrats aus mineralischen Düngemitteln nicht signifikant. Die an das Sickerwasser gebundenen Stickstoffverluste können, wie für die Maisanbauggebiete in Wisconsin (USA) für einen Zeitraum von vier Jahren ermittelt worden ist, für die konservierend bearbeiteten Flächen 201  $\text{kg N ha}^{-1}$ , für den gepflügten Boden 179  $\text{kg N ha}^{-1}$  und für die native Prärie 0,6  $\text{kg N ha}^{-1}$  erreichen (BRYE et al. 2001). Zu den gleichen Ergebnissen kamen ZHU et al. (2003) in langjährigen Lysimeterversuchen mit Schlufflehm in Pennsylvania und NISSEN und WANDLER (2003) in Versuchen mit 50 cm hohen Bodenblöcken aus gepflügten und nicht gepflügten Flächen der Mais- und Sojaanbauggebiete in Illinois. Obwohl die Sickerwassermengen aus dem nicht gepflügten Boden stets höher als diejenigen aus dem gepflügten waren, unterschieden sich die Bearbeitungsvarianten bezüglich der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen und der N-Gesamtausträge in einer Tiefe von 50 bzw. 120 cm nicht signifikant. SHIPITALO et al. (2000) folgerten aus 60-jährigen Lysimeterversuchen in den nördlichen Appalachen der USA, dass die Bodenbearbeitungssysteme das Nitratauswaschungsverhalten nicht beeinflussen.

Die stark erhöhten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Bodensickerwasser der konservierend bearbeiteten Ackerflächen wurden dagegen insbesondere im Frühjahr nach Stallmistausbringung festgestellt. Nach einer Stallmistausbringung im Herbst wurde zwar ebenfalls ein Anstieg des Nitratgehaltes im Grundwasser gemessen, der jedoch zu 78 % aus der Düngergabe im Frühjahr herrührte (STODDARD et al. 2005). Im Maisanbau in den nördlichen Mittelstaaten der USA mit einer hügeligen Landschaft und schluffreichen Lehmböden erwiesen sich die Bodenbearbeitungssysteme ohne Einarbeitung der Ernterückstände bezüglich der Verluste gelöster Nährstoffe sowohl mit dem Oberflächenabfluss wie

auch mit dem makroporengelassenen Tiefentransport als anfällig. Dagegen wirkte sich die Bodenbearbeitung mit einer Einarbeitung der Ernterückstände in einem erhöhten Sedimenttransport und dem damit gebundenem Stofftransport aus (ZHAO et al. 2001). Diese Ergebnisse befinden sich im Einklang mit denen, die unter ähnlichen geografischen und pedologischen Bedingungen beim Gersteanbau in kanadischen Prärieprovinzen (Alberta) erzielt wurden (LITTLE et al. 2005). Alle Untersuchungen zeigten, dass das Wasser in bearbeiteten wie auch in unbearbeiteten Böden präferenziell versickert, sich die Ausprägung des präferenziellen Flusses im Oberboden aber bodenbearbeitungsspezifisch unterscheiden kann.

In diesem Zusammenhang werden die folgenden Ausbringungsstrategien von N-Düngemitteln zur Prävention der Nitratauswaschung empfohlen:

- Ausbringung in die Pflanzenreihen,
- Verteilung der Ausbringungsmenge in mehrere Gaben,
- Ausbringung nahe an die Zielpflanze,
- Beachtung einer optimalen Ausbringungszeit,
- Einhaltung einer bedarfsgerechten Düngungsmenge,
- Ausbringung stabiler N-Dünger (Depotdüngung).

In den Langzeitstudien zeigt sich jedoch, dass der größere Anteil der tiefenverlagerten Nitratmenge der Mineralisierung organischer Bodensubstanz und den organischen Düngemitteln entstammt (ELLIOT und COLEMAN 1988, LARSSON und JARVIS 1999, STODDARD et al. 2005).

Der Einfluss der Bestellverfahren auf die Nitratauswaschung wird in der Literatur sehr unterschiedlich beurteilt. Die in Publikationen vorhandenen Ergebnisse zeigen, dass sich die wendende Bodenbearbeitung und Direktsaat bezüglich der Nitratauswaschung nicht systematisch unterscheiden. Daher lassen sich generelle Schlussfolgerungen nicht ziehen. Andere Einflussfaktoren, wie der Boden, das Klima und die Fruchtfolge, scheinen die Höhe der Nitratauswaschung stärker zu prägen als die Art des Bestellsystems.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Material**

#### **2.1.1 Standort und Versuchsanlage**

##### Versuchsfläche

Die Untersuchungen zum Wasser- und Agrochemikalientransport fanden auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen am Standort Lüttewitz statt. Das Areal ist im Mittelsächsischen Lösshügelland in der „Lommatzcher Pflege“ 4 km südlich von Lommatzsch in Richtung Döbeln gelegen. Eine 10 - 15 Meter mächtige, einen präglazialen Untergrund vollständig abdeckende jungpleistozäne Lössbedeckung (Lösse und Sandlösse der Weichsel-Kaltzeit) ist für diese Region charakteristisch und für die Landschaftsentwicklung in geökologischer und kulturlandschaftlicher Sicht bestimmend. Seit dem Ende des Neolithikums ist die Lommatzcher Pflege ein intensiv ackerbaulich

genutztes Gebiet und bildet in Sachsen die Region mit der höchsten Ertragsfähigkeit (BASTIAN & SYRBE 2005). Die mittlere Jahrestemperatur am Versuchsstandort liegt bei 8,1 °C und die mittleren Jahresniederschläge bei 643 mm (LFL 2002).

**Tabelle 1: Ausgewählte Standortcharakteristika der Versuchsfläche Lüttewitz**

Parameter		Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Lage		Lüttewitz - Lommatzcher Pflege H: 5667 003, R: 4586 201, 270-280 m ü. NN		
Klimadaten		Ø: 8,1 °C; 643 mm		
Ct (%)	0-10 cm	1,11	1,40	1,52
Carbonatgehalt*		c0	c0	c0
Sand (%)		5	4	7
Schluff (%)	0-30 cm	81	76	75
Ton (%)		14	19	19
Bodenart *		Ut3	Ut4	Ut4
Bodensubtyp*		Parabraunerde-Pseudogley (Ah/Al-Sw/IIBt-Sd) WRB: Stagnic Luvisol		
Bodenzahl		Ø 70 Punkte		
Bodenbearbeitung		seit 1992 konservierend		
Anbau		2003 – WW 2004 – WW 2005 – ZR/WW	2006 – WW 2007 – WW 2008 – ZR**/WW***	

\* nach KA 5 (AG BODEN 2005), \*\*/\*\* Zuckerrübe/Winterweizen

Der Grundwasserflurabstand beträgt im langjährigen Mittel (1928 - 2006) 350 cm und weist im erfassten Zeitraum eine Variationsbreite von 211 bis 557 cm auf (Messstelle: Lüttewitz/04720, LfUG Sachsen).

Der Lüttewitzer Schlag „Gasthof“ mit den Versuchsvarianten Pflug, Mulchsaat und Direktsaat (Tab. 1) misst auf dem kupierten, teils sehr hängigem Gelände eine Fläche von ca. 30 ha mit einem Geländeanstieg von Süden nach Norden von 274 m ü. NN auf 281 m ü. NN und einer an der tiefsten Stelle im südlichen Bereich der Fläche, in Ost-West-Richtung verlaufenden Senke mit ca. 250 m ü. NN. Die pedologische Typisierung umfasst entsprechend der Bodenkartierung von TEIWES (1997) die charakteristischen Bodentypen des Mittelsächsischen Lösshügellandes Parabraunerde, Braunerde-Parabraunerde, Kolluvisol und Ranker. Dieser ist nur in einem kleinen Bereich anzutreffen, wo die Lössdecke durch Erosion stark ausgedünnt ist und ältere Gesteine bzw. deren Verwitterungsprodukte an der Bodenoberfläche zu finden sind. Der Löss ist meist bis in den Untergrund carbonatfrei. Die neuzeitliche Bodenerosion hat vielfach zu einer Verkürzung der entwickelten Parabraunerdeprofile geführt. In den Senken und im Bereich von Hangverflachungen überdeckt das sedimentierte Bodenmaterial die ehemaligen Parabraunerden in Form von Kolluvisolen. Aufgrund der Toneinwaschungshorizonte im Unterboden weisen einige Parabraunerden und Kolluvisole insbesondere in Senken hydromorphe Merkmale auf und es kommt zu einer zeitweiligen Staunässe im Verlauf der Vegetationsperiode.

Mit durchschnittlich 70 Punkten liegt die Bodenzahl des mittelhumosen Ackerbodens in Lüttewitz sehr hoch. Dieser Standort repräsentiert ein typisches Landschaftselement des Mittelsächsischen Lösshügellandes.

#### Standortbewirtschaftung

Die Versuchsanlage Lüttewitz ist ein Bestandteil der Untersuchungsflächen zu den ökologischen und ökonomischen Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungssysteme, die vom Geschäftsbereich Landwirtschaft der Südzucker AG in Zusammenarbeit mit dem Institut für Zuckerrübenforschung in Göttingen seit dem Jahr 1990 durchgeführt werden (SÜDZUCKER AG 2002). Die Versuchsfäche mit den Bodenbearbeitungsvarianten Pflug, Mulch, Mulch-Locker und Direktsaat wurde im Jahr 1992 angelegt. Die Bearbeitungsvarianten sind als Süd-Nord ausgerichtete, 98 m breite und 600 bis 1.100 m lange Schlagstreifen angeordnet. Die für die Region typischen ackerbaulichen Bewirtschaftungsmaßnahmen der Jahre 2006 und 2007 sind in der Tabelle 2 zusammengefasst.

Die Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransport in Schluffböden fanden auf konventionell mit Pflug, auf konservierend flach bearbeiteten sowie ohne Bearbeitung in Direktsaat bestellten Varianten statt, die im weiteren als Variante „Pflug“, „Mulchsaat“ und „Direktsaat“ bezeichnet werden. Die Pflug-Variante ist durch den jährlichen Einsatz des Pfluges gekennzeichnet. Die Saatbettbereitung erfolgte mit Grubber und Gütler-Walze, die Aussaat mit Drillmaschine bzw. Einzelkornlegegerät. Im Gegensatz zu der wendenden Bodenbearbeitung werden die Mulchsaat- und Direktsaatverfahren mit den Synonymen konservierende oder nicht wendende Bodenbearbeitung bezeichnet. Bei dem Mulchsaat-Verfahren wird auf jede Krumbasislockerung verzichtet, bei Saatbettbereitung wird der Boden mit einem Grubber bis maximal 10 cm Tiefe durchmischt. Die Aussaat erfolgte mit einer Mulch- bzw. Direktsaatmaschine. Beim Direktsaat-Verfahren wird die Aussaat durch eine Direktsaatmaschine in die Reste der Vorfrucht grundsätzlich ohne Stoppel- und Bodenbearbeitung durchgeführt. Die die Bodenoberfläche bedeckende Mulchschicht stellt dabei ein Gemisch aus Boden und pflanzlichen Rückständen dar.

**Tabelle 2: Bodenbearbeitung, Düngung und Herbizideinsatz in der Fruchtfolge Zuckerrübe – Winterweizen - Winterweizen der Jahre 2006/2007**

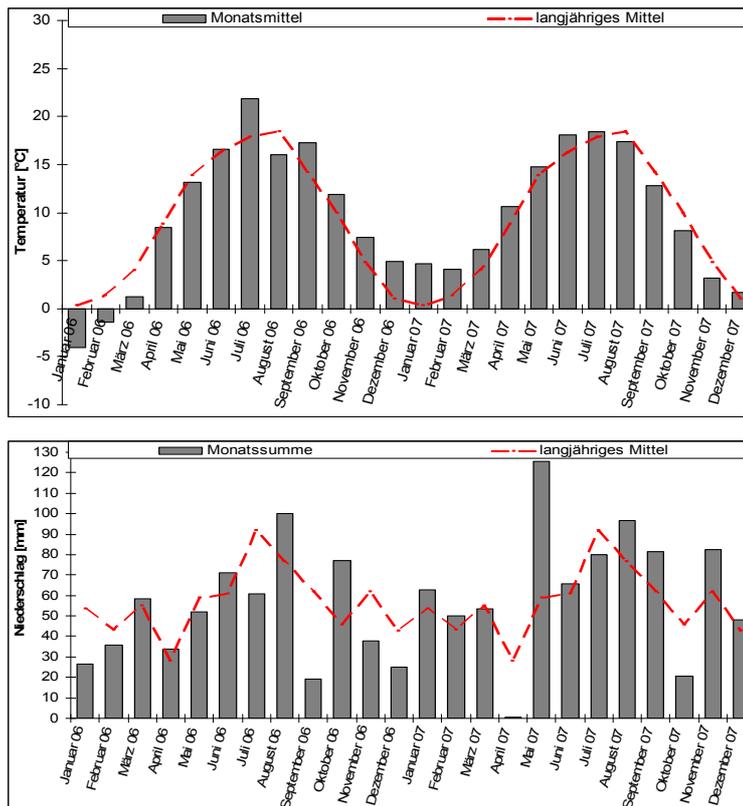
Bearbeitung	Variante		
	Pflug	Mulch	Direktsaat
Grundbodenbearbeitung	Pflug (28 cm) 08.10.2005		
Saatbettbereitung	Grubber		
	09.10.2005		
<b>Aussaat</b>	<b>Winterweizen, Sorte Cubus, - 29.10.2005</b>		
	Direktsaatmaschine		
Düngung	06.04.2006		
	24.04.2006		
	03.05.2006		
	12.05.2006		
	02.06.2006		
Pflanzenschutz- behandlung	24.04.2006		
	12.05.2006		
	15.05.2006		
	08.06.2006		
		14.08.06	06.09.2006
Ernte	31.07.2006		
Stoppelbearbeitung	Grubber (5 cm)	- 23.08.2006	
Pflügen	Pflug (25 cm) 13.09.2006		
Saatbettbereitung		Köckerling Grubber (10 cm) 23.09.2006	
<b>Aussaat</b>	<b>Winterweizen, Sorte Hermann - 23.09.2006</b>		
	JD Sämaschine 750A		Claydon
Anwalzen	Güttler Walze		Güttler Walze
	25.09.2006		
Düngung	14.03.2007		
	27.03.2007		
	10.04.2007		
	08.05.2007		
Pflanzenschutz- behandlung	28.10.2006		
	27.03.2007		
	10.04.2007		
	11.05.2007		
	13.08.2007		
	27.08.2007		
Ernte	01.08.2007		
Stoppelbearbeitung	Grubber (5 cm)	- 27.08.2007	
Grundbodenbearbeitung		Grubber (10 cm) - 14.09.2007	
	Pflug (25 cm) 15.09.2007		
<b>Aussaat</b>	<b>Zwischenfrucht, Gelbsenf - 15.09. 2007</b>		

Bei der Umstellung auf die konservierende Bodenbearbeitung kann es zu Veränderungen im Auftreten tierischer und mikrobieller Schaderreger sowie bei der Unkrautflora kommen (NITZSCHE und SCHMIDT 2005). Dies erfordert Anpassungsstrategien im acker- und pflanzenbaulichen Bereich sowie beim Pflanzenschutzregime. Des Weiteren bestehen verfahrensabhängige Unterschiede

hinsichtlich des Aufgangs nach der Saatbettbereitung. Die Ursache dafür ist meistens eine nicht optimale Verteilung der Ernterückstände auf den pfluglos bewirtschafteten Ackerflächen. Strohmaten und eine ungleiche Verteilung in der Breite beeinträchtigen die Saatkornablage vor allem bei Getreide und Zuckerrüben sehr stark (LFL 2004).

### Witterungsverhältnisse

Verglichen zum langjährigen Mittel waren im Untersuchungszeitraum die Monatsmittel der Temperatur insbesondere zwischen Juni 2006 und Juli 2007 um bis zu 5 °C höher (Abb. 1).



**Abbildung 1: Temperatur- und Niederschlagsgang an Klimamessstation Nossen (Sächsisches Lösshügelland, Agrarmeteorologisches Messnetz Sachsen)**

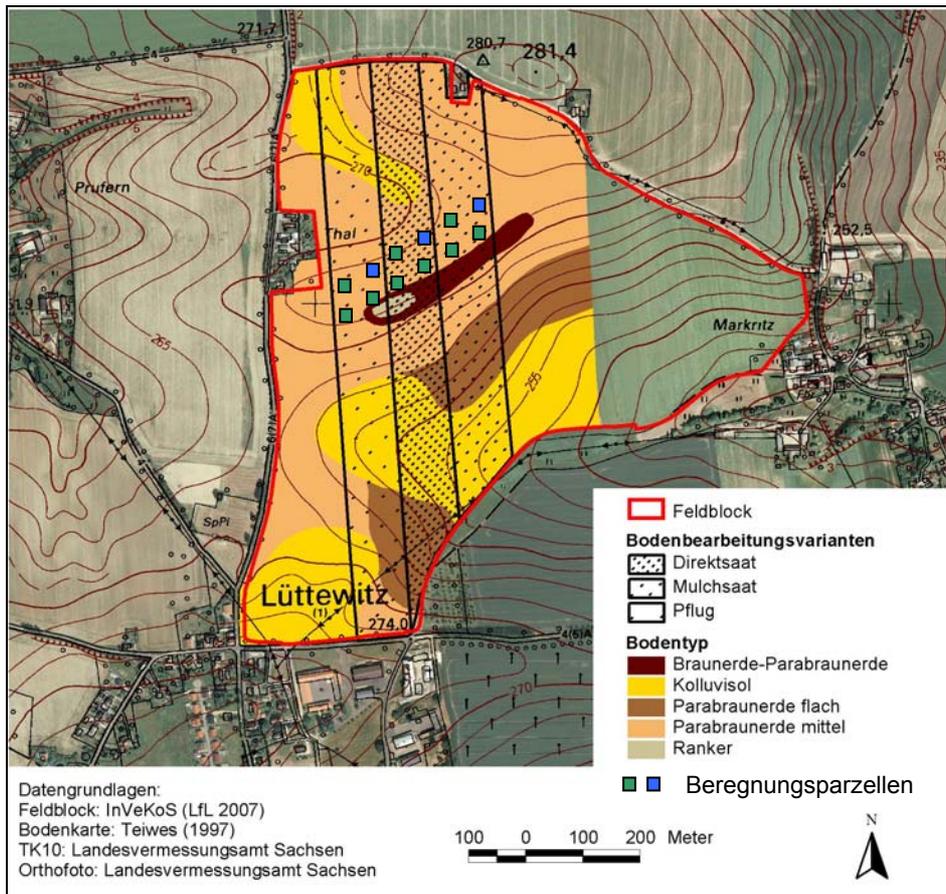
Bezüglich der Niederschläge gab es mehrere überdurchschnittlich trockene, aber auch feuchte Phasen.

### 2.1.2 Versuchsdesign und -ablauf

#### Feldversuche

Für die den oberflächengebundenen und den Tiefentransport von Agrochemikalien erfassenden Beregnungsversuche wurde derjenige Teil des Schlages ausgewählt, welcher entsprechend der vorliegenden Bodenkarte eine einheitliche Bodendecke und Hangneigung aufwies. Die zu bereg-

nenden 1 m<sup>2</sup> großen Versuchspartellen wurden am Mittelhang des Schlages in 4-facher Wiederholung angelegt (Abb. 2).

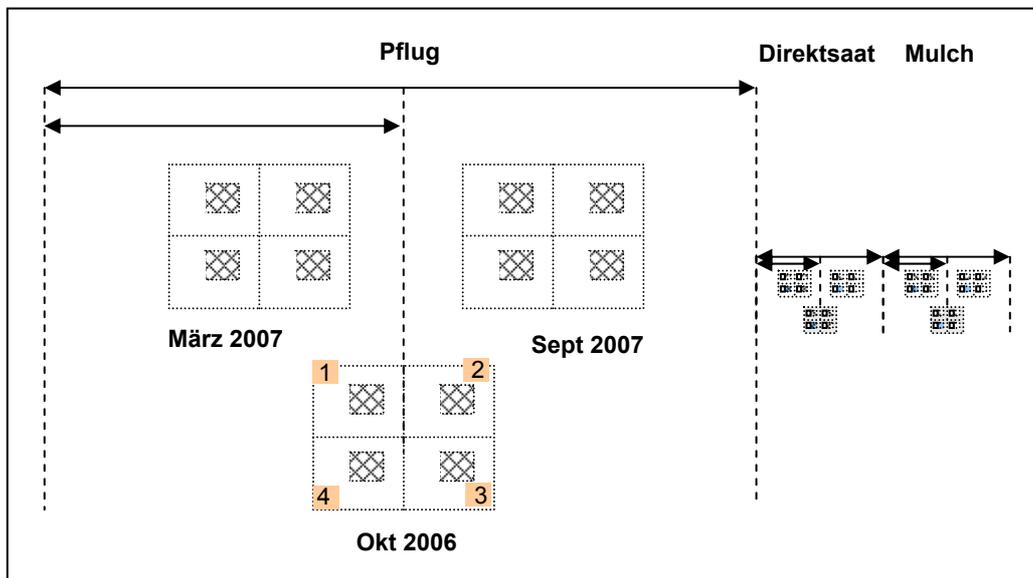


**Abbildung 2: Lage der Versuchsfläche Lüttewitz, der Bodenbearbeitungsvarianten und der Berechnungspartellen integriert in die Bodentypenkarte**

Die Beregnungsversuche fanden am 16./17. Oktober 2006, 26./27. März 2007 und 17./19. September 2007 auf schwach geneigten Versuchsflächen im Zeitraum nach der Aussaat bzw. der Ernte statt. Die produktionsbedingten Düngemittel- und Herbizidausbringung im Winterweizenanbau der Jahre 2006/2007 fanden auf dem Schlag „Gasthof“ unmittelbar (März 2007) bzw. 10 Tage (Oktober 2006) nach den Versuchen statt (Tab. 2).

Die Beregnungspartellen waren gleichmäßig auf einer Fläche von ca. 24 x 24 m innerhalb der 98 m breiten Parzellen so verteilt (Abb. 3), dass zu jedem weiteren Beregnungsversuch eine durch die vorhergehende Beregnung und Bodenprobenahme nicht gestörte Fläche zur Verfügung stand. Die Parzellen wurden vor und nach der Beregnung bis zur Probenahme abgedeckt, um gleiche Ausgangs-, Beregnungs- und Beprobungsbedingungen zu gewährleisten und um keine Veränderung durch eventuelle zwischenzeitliche Niederschläge zuzulassen.

Auf die Beregnungsparzellen 1, 2 und 3 jeder Bearbeitungsvariante wurden das Düngemittel Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL), das nicht selektive Herbizid Durano (Wirkstoff Glyphosat) und zur chemischen Kennzeichnung der Fließwege KBr appliziert. Die Beregnungsparzelle 4 wurde zusätzlich zur visuellen Kennzeichnung der Fließwege mit dem Farbstoff Brillant Blau (BB) behandelt.



**Abbildung 3: Anordnung der Beregnungsparzellen (in vierfacher Wiederholung) zum jeweiligen Versuchstermin**

Die Ausbringung von AHL, Durano und KBr auf die Bodenoberfläche erfolgte durch ein gleichmäßiges Aufsprühen der gelösten Stoffe mit einer Rückenspritze und von Brillant Blau mit einer Sprühflasche. Es wurden die folgenden in 400 ml Wasser gelösten Mengen an Teststoffen pro Quadratmeter appliziert: 2,5 ml AHL (entspricht der praxisüblichen Aufwandmenge von 25 l/ha), 0,2 ml Durano (entspricht der praxisüblichen Aufwandmenge von 2l/ha), 190 g KBr und 300 g BB.

Die Dosierungen von Agrochemikalien entsprechen der Praxisgabe in der Landwirtschaft. Der Stoffapplikation und einer Einwirkungszeit von ca. 20 Minuten folgte eine Parzellenberegnung mit einer Dauer von 20 Minuten und einer Intensität von 1,9 mm/min. Eine Voraussetzung für den präferentiellen Fluss ist das Auftreten einer lokalen Wassersättigung durch Starkregenereignisse bzw. durch oberflächlichen Wasserstau. Mit einer steigenden Beregnungs-/Infiltrationsintensität nimmt der präferentielle Fluss (transportaktiver Anteil) am Gesamttransport zu. Die gewählte Niederschlagsmenge von 38 mm entspricht einem Extremniederschlagsereignis, das im Untersuchungsgebiet mit einer statistischen Wiederkehrzeit von etwa 20 Jahren auftritt (SCHMIDT et al. 1996). Die Starkregenereignisse wurden mit Hilfe einer Kleinberegnungsanlage durchgeführt. Die Regenmenge und -intensität wurden dabei über eine schwenkbare Flachstrahldüse (Typ VeeJet 80/100) gesteuert.

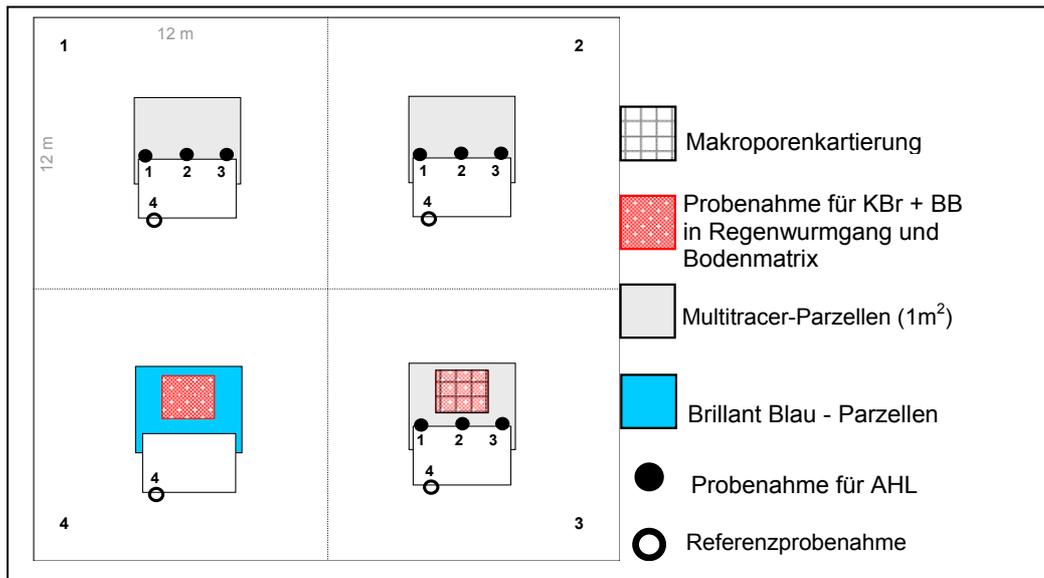
### Bebrütungsversuch

Die Mineralisierung der auf einen Boden applizierten organischen Stoffe kann in Brutversuchen durch Bodenatmungsmessungen ermittelt werden. Aus dem dabei gemessenen Verlauf der Atmungskurven können Schlussfolgerungen zur Persistenz insbesondere von ökologisch relevanten Xenobiotika abgeleitet werden. Weil das Wasser und die darin gelösten Stoffe sich durch die Bodenmatrix und/oder die Regenwurmgänge bewegen, ist es von ökologischer Bedeutung, ob diese Bodenbereiche ein Zersetzungspotenzial gegenüber dem Wirkstoff Glyphosat aufweisen. Zu diesem Zweck wurden aus Ober- (0 - 30 cm) und Unterboden (40 - 60 cm) der Matrix und dem Boden der Regenwurmgänge für jede Bearbeitungsvariante Mischproben hergestellt. Den auf 60 % der maximalen Wasserkapazität eingestellten Mischproben wurde in 5-facher Praxisdosierung das Herbizid Durano (Glyphosat) eingemischt (entspricht 2 l/ha x 5). Die so aufbereiteten Bodenproben wurden 10 Tage bei 25 °C bebrütet. Nach 1, 4, 7 und 10 Inkubationstagen (11 Tage bei der Pflugvariante) erfolgte die Erfassung des gebildeten CO<sub>2</sub>.

### **2.1.3 Probenahme**

Zwecks Wasserabfluss- und Bodenabtragsmessungen wurde das während der Beregnungssimulationen oberflächlich abfließende, den abgespülten Boden beinhaltende Wasser im Minutentakt in 2 l-Plastikflaschen aufgefangen. Die Infiltrationsrate wurde aus der Differenz zwischen der Beregnungsmenge und dem Oberflächenabfluss bestimmt. Falls die analytische Aufarbeitung insbesondere bezüglich der Stickstofffrachten nicht unmittelbar nach der Probenahme möglich war, wurden diese bei -18 °C aufbewahrt.

Zu einer tiefenbezogenen Bodenprobennahme an zwölf beregneten Versuchspartzen wurden einen Tag nach der Beregnung ca. 1,20 m tiefe Schürfe quer zur Fließrichtung ausgehoben (Abb. 4). Die Bodenbeprobung nach der Regensimulation am 17./18./19. September 2007 fand erst am 22. - 26. Oktober statt. Die Tiefe der Probenahme am jeweiligen Termin richtete sich nach der maximalen Eindringungstiefe des Farbstoffes und dem Stand des Stauwassers. Für die Untersuchungen zur Tiefenverteilung der N-Düngemittel, Herbizide und KBr wurde aus den Bodenprofilwänden der Partzen 1, 2, 3 in Tiefenabständen von 10 cm mit einer Kleinschaufel eine Bodenmischprobe entnommen.



**Abbildung 4: Anordnung der Beregnungspartellen, Abgrabungsflächen und Probenahme-punkten**

Diese Beprobung fand in dreifacher Wiederholung für jede beregnete Fläche statt. An der der Beregnungsfläche abgewandten Wand wurden nach dem gleichen Vorgehen die Referenzproben (ohne Stoffapplikation) entnommen. Für die Stoffanalytik der beregneten Flächen ergab sich hierbei eine 9-fache und der nicht beregneten Flächen eine 4-fache Wiederholung pro Bearbeitungsvariante.

Zusätzlich erfolgte mittels eines 10 cm tief reichenden 2 cm-Hohlbohrers in der Beregnungspartelle 3 auf der Fläche 60 x 60 cm<sup>2</sup>, die zur Makroporenkartierung frei gelegt wurde, eine tiefenbezogene Bodenprobenahme. Aus dieser Fläche wurden fünf Bodenproben der Bodenmatrix (ohne sichtbare Makroporen) und fünf weitere dem Bodenbereich mit jeweils einem Regenwurm-gang (Makropore > 5 mm) im Zentrum entnommen. Die Bodenmatrix- und Regenwurm-gangproben dienen der Ermittlung der enzymatischen Bodenaktivität, Bodenatmung sowie Wasser- und Bromidgehalte.

Die Bodenprobenahme auf der Beregnungspartelle 4 diente der Ermittlung des Fließverhaltens von Wasser, KBr und Brillant Blau. Zu diesem Zweck wurden bei einer maximalen Beprobungstiefe von 1 m alle 10 cm im 1 m Transekt Proben entnommen. Diese wurden in Kühlboxen transportiert und bis zu der endgültigen Analytik bei -20° C gelagert.

#### 2.1.4 Charakteristik der applizierten Stoffe

##### Ammonitrat-Harnstoff-Lösung (AHL)

Im Vergleich zu anderen N-Düngemitteln wird Ammonitrat-Harnstoff-Lösung auf dem Versuchsschlag in Lüttewitz zur N-Grundversorgung am häufigsten angewandt. Die Gaben variieren im

Bereich zwischen 25 und 112 l/ha. Das Mittel lässt sich sehr gut mit Wasser vermischen und eignet sich dadurch uneingeschränkt als Zielstoff für Beregnungsversuche.

Die Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung beinhaltet 28 % an Gesamtstickstoff, welcher zu 14 % aus Carbamidstickstoff, 7 % Nitratstickstoff und 7 % Ammoniumstickstoff besteht. Die Dichte der Lösung beträgt bei einer Temperatur von 20° C 1,28 g/cm<sup>3</sup>.

#### Herbizid Glyphosat (Präparat Durano)

Seit dem Jahr 2000 werden zahlreiche, im Handel unterschiedlich bezeichnete, den Wirkstoff Glyphosat (N-(Phosphonomethyl)glycin) beinhaltende Mittel verstärkt zur nicht selektiven Unkrautbekämpfung eingesetzt. Gegenwärtig gehört Glyphosat in Deutschland zu den mengenmäßig bedeutendsten Pflanzenschutzmitteln und findet in der Landwirtschaft als Blattherbizid gegen Quecke, Ausfallkulturen, Trespens, verschiedene Wurzel- und Samenunkräuter sowie bei nicht-landwirtschaftlichen Vegetationskontrollmaßnahmen eine weite Verbreitung. Glyphosat wirkt ausschließlich über die oberirdische Biomasse. Eine Bodenwirkung und eine damit lang anhaltende Wirkung sind nicht vorhanden. Der Wirkstoff wird vorwiegend über die grünen Blätter aufgenommen und innerhalb der Pflanze transportiert. Weil nach dem Triebabschluss auch ein Transport mit dem Saftstrom in die unterirdischen Pflanzenorgane stattfindet, können auch sonst nur schwer bekämpfbare Ungräser/Unkräuter (Quecke, Distel etc.) erfasst werden. Zur Stabilisierung der Spritzbrühe wird den Glyphosat-Herbiziden schwefelsaures Ammoniak (SSA) zugesetzt. Die Beimischung von AHL trägt zu Förderung der Strohverrottung bei.

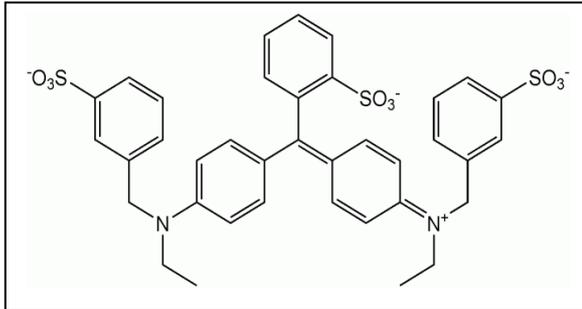
Nach den Angaben der Hersteller ist dieses Produkt sehr umweltverträglich und hinsichtlich der Oberflächengewässergefährdung wenig bedenklich, da der Koc-Wert mit 884 – 60.000 l/kg sehr hoch liegt und das Mittel einem relativ schnellen Abbau (Halbwertszeit/Wasser, aerobisch < 7 Tage, Halbwertszeit/Boden 2 – 174 Tage) unterliegt. Der Koc beschreibt die Verteilung eines Wirkstoffs zwischen der organischen Substanz im Boden und in wässriger Lösung. Hohe Koc-Werte zeigen eine starke Bindung der Wirkstoffe an die organische Substanz an. Die Gefahr der Auswaschung ist daher geringer als bei solchen Wirkstoffen mit niedrigeren Koc-Werten. Unabhängig von seiner Toxizität ist ein Wirkstoff nur dann gewässerrelevant, wenn er aufgrund seiner Eigenschaften, seiner Anwendungshäufigkeit und -menge, durch besondere Boden- oder Witterungsumstände und/oder durch Anwendungsfehler in ein Gewässer gelangt und dort in relevanten Konzentrationen verbleibt. Probleme können auch dann auftreten, wenn es kurz nach der Mittelapplikation durch nachfolgende Niederschlagsereignisse zu einem Eintrag in die Oberflächengewässer kommt. Es wird parallel zu Glyphosat das Hauptabbauprodukt AMPA (CH<sub>6</sub>NO<sub>3</sub>P - Aminomethylphosphonsäure) mitbestimmt. Diese Verbindung ist im Gegensatz zu Glyphosat schwer abbaubar.

Aufgrund seines perspektivisch weltweiten Einsatzes, wiederholter Anwendung in Lüttewitz sowie leichter Handhabung bei Feldapplikation aufgrund hoher Wasserlöslichkeit wurde das Präparat Durano für die Simulationsversuche zum Stofftransport als geeignet angesehen.

## Tracersubstanzen

Um Kosten für die aufwendigen Pestizid- und Nitratbestimmungen und eine hohe Probenzahl zu optimieren, werden in zahlreichen Simulationsversuchen Referenzsubstanzen vor allem die nicht adsorbierenden, konservativen (Bromide, Chloride) und adsorbierenden (z.B. Brillant Blau FCF) Tracersubstanzen verwendet. Während die Durchbruchkurven für die inerten Tracer Br- und Cl- das Transportszenario für Nitrat repräsentieren, simulieren Farbtracer das Verhalten von Pestiziden, die eine niedrigere Löslichkeit und eine höhere Retardation als Br- und Cl- aufweisen.

### *Brillant Blau FCF (E 133)*



Das anionische Brillant Blau - (4-(N-ethyl-3-sulfobenzylamin)phenyl)-(4-N-ethyl-3-sulfobenzylamin) cyclohexa-2,5-dienyliden)toluen-2-sulfonsäure Dinatriumsalz - ist ein blauer, synthetisch hergestellter Farbstoff, welcher sich ausgezeichnet als Farbtracer für die Markierung von präferenziellen Fließwegen

eignet und vielfach der gezielten Probenahme dient (FLURY und FLÜHLER 1994).

Obwohl Brillantblau sorbierend ist, wird unter präferenziellen Fließbedingungen eine hohe Mobilität und Einfärbung erreicht. In Beregnungsversuchen wurden Brillantblaumengen von 6 g bis 300 g pro m<sup>2</sup> appliziert (KASTEEL et al. 2002, ZIMMERLING 2004, KOSZINSKI 2006).

### *Kaliumbromid*

In Versuchen zum Stofftransport ist Bromid unter den eingesetzten Tracern einer der etabliertesten (FLURY 1996). Br<sup>-</sup> steht als Anion kaum in Wechselbeziehung mit den zum größten Teil negativ geladenen Bodenbestandteilen und kann insofern für das Monitoring der Wasserbewegung Verwendung finden. Ein weiterer Vorteil für die Verwendung von Br<sup>-</sup> ist seine geringe natürliche Hintergrundkonzentration im Regen- (<0,004 bis 1,0 g Br<sup>-</sup> m<sup>-3</sup>) bzw. im Grundwasser (<0,01 bis 0,3 g Br<sup>-</sup> m<sup>-3</sup>) (BURGHARDT 2003).

## **2.2 Methoden**

### **2.2.1 Bodenbedeckungsgrad, Bodenfeuchte**

Zur Ermittlung des Bodenbedeckungsgrades erfolgt die Datenaufnahme mittels einer 15 m langen und in 100 gleich große Abschnitte durch Markierungen unterteilten Leine. Letztere wird auf dem zu untersuchenden Feld diagonal zu den Pflanzenreihen gespannt. Beim Entlanggehen werden die Schnittpunkte von Pflanzenteilen, die die Markierungen schneiden, gezählt. Die Pflanzenteile sollen größer als 3 mm sein und die Markierungen vollständig geschnitten werden. Jeder Schnittpunkt entspricht dabei einem Prozentpunkt der Bodenbedeckung. Durch die Länge der Leine werden verschiedene Bedeckungszustände wie z. B. Fahrspuren, unterschiedlich dichte Vegetation oder

Ernterückstände auf dem Acker erfasst, so dass eine subjektive Auswahl der Testfläche weitgehend vermieden wird (WINNIGE und CORZELIUS 1998). Die Aufnahme fand für jede Bodebearbeitungsvariante in 4-facher Wiederholung statt.

Die Bestimmung des Bodenwassergehaltes erfolgte in 0 cm bis 20 cm Bodentiefe mittels eines TDR-Gerätes (Time-Domäne-Reflektometrie) vor und nach der simulierten Beregnung in 12 Wiederholungen pro Variante.

## **2.2.2 Bodenphysikalische Methoden**

Bodenwassergehalt, Trockensubstanz: Die Bestimmung des Wassergehaltes (in Gew. %) und der Trockensubstanz von Bodenproben erfolgte gravimetrisch nach Trocknung des feldfrischen Bodenmaterials bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz;

Lagerungsdichte des Bodens (Rohdichte): Die Bestimmung an Stechzylinderproben (Volumen 250 cm<sup>3</sup>, fünffache Wiederholung) durch Trocknung bei 105 °C und Wägung (DIN 19683, Blatt 12);

Porengrößenverteilung: Die Einstellung der Saugspannungen in den Stechzylinderproben wurde entsprechend pF=1,8, 2,5 3,0 und 4,2 mit Hilfe einer Druckmembranapparatur nach Richards und anschließender gravimetrischen Bestimmung der jeweiligen Wassergehalte (DIN 19683, Blatt 5) durchgeführt;

Gesättigte Wasserleitfähigkeit: Die Messung der durch Stechzylinderproben (Volumen 250 cm<sup>3</sup>) bei konstanter Potenzialdifferenz in einer vorgegebenen Zeit geflossenen Wassermenge (DIN 19683, Blatt 9).

## **2.2.3 Bodenchemische Methoden**

Die bodenchemischen Analysen erfolgten größtenteils nach den standardisierten Verfahren des VDLUFA-Methodenbuches (1991). Folgende Parameter sind dabei ermittelt worden:

Gesamtkohlenstoff (DIN ISO 10694): Bestimmung an gesiebten Proben durch Freisetzung bei trockener Verbrennung im reinen Sauerstoffstrom bei 950°C im Analysegerät der Firma LECO „Elementaranalysator CHN-1000“ (TruSpec CN, Leco Corporation, St. Joseph, MI, USA).

NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N: Die Bestimmung im Oberflächenabfluss erfolgte ohne Verdünnung. Aus den Bodenproben wurden mit CaCl<sub>2</sub> Extrakte gewonnen und die N-Gehalte nach dem VDLUFA Standardverfahren (VDLUFA-Methodenbuch, Methode A 6.1.4.1) mittels SKALAR-CFA-Apparatur (SAN Plus, Skalar Analytical B.V., Breda, Niederlande) bestimmt.

Verfügbare P- und K-Gehalte: Bestimmung im Calcim-Acetat-Lactat-Extrakt (CAL) nach der VDLUFA-Methode A 6.2.1.1. mittels SKALAR-CFA-Apparatur.

H<sub>2</sub>O- und HCl-extrahierbarer Phosphor: Die P-Extraktion aus dem abgeschwemmten Boden erfolgte nach VAN DER PAAUW (1971) and FIEDLER (1964). Die P-Konzentration wurde photometrisch bei 880 nm gemessen (Specord 200, Carl Zeiss, Analytik Jena AG).

Glyphosat: Die Rückstände des Wirkstoffs Glyphosat und seines Hauptmetaboliten AMPA wurden mit Ammoniaklösung aus dem Bodenmaterial extrahiert. Nach Einstellung des Extraktes bzw. Filtrates auf pH 2,0 ± 0,4 wurden beide Stoffe mit Hilfe eines (mit Eisen beladenen) Chelex-100-Ligandenaustauscherharzes isoliert. Die mitelierten Eisenionen wurden durch Chromatographie an einem Anionenaustauscher entfernt. Die Endbestimmung erfolgte hochdruckflüssigchromatographisch mit einem Fluoreszenzdetektor. Hierbei wurde Glyphosat in einer Nachsäulen-Derivatisierung zum primären Amin oxidiert und anschließend mit O-Phtaldialdehyd (OPA) zu einer fluoreszierenden Verbindung umgesetzt. Da bei dem Metabolit der Oxidationsschritt entfällt, wurden Glyphosat und AMPA getrennt bestimmt (DFG 1991).

#### **2.2.4 Tracerbestimmung**

Bromid: Zu 10 g Boden wurden 20 bzw. 40 ml H<sub>2</sub>O zugegeben. Diese Bodensuspension wurde 16 h bei 275 Umdrehungen pro Minute in horizontaler Lage geschüttelt. Die Bromidgehalte wurden mittels Corning Chloridanalysator 926 nach der Vorschrift des Herstellers in Filtraten gemessen. Für die späteren Bilanzierungen wurde nur das Anion Br<sup>-</sup> von KBr einbezogen.

Brillant Blau: 1 g Boden wurde in Abhängigkeit der erwarteten Tracerkonzentration mit 10 bis 40 ml Aceton-Wasser-Gemisch (1 : 4) versetzt und 3 h bei 275 Umdrehungen pro Minute in horizontaler Lage geschüttelt und anschließend durch Falten- und Spritzenvorsatzfilter (0,45 µm Porenweite) in die Einwegküvetten filtriert. Die Bestimmung der Farbstoffkonzentration erfolgte mittels UV-VIS-Spektrophotometers Typ SPECORD 200 (Carl Zeiss Technology, Analytik Jena) bei 630 nm nach vorhergehender Herstellung der BB-Eichreihe.

#### **2.2.5 Boden(mikro)biologische Methoden**

Makroporenkartierung: Die Aufnahme der Makroporen im März 2007 erfolgte auf einer Fläche von 30 x 35 cm bis zu einer Tiefe von 70 cm bei der Pflug- und der Direktsaatvariante und bis zu einer Tiefe von 90 cm bei der Mulchsaatvariante. Die dazu als Schablone dienende transparente Folie hatte zur visuellen Unterstützung der Kartierung ein Raster von 5 x 5 cm. Die Makroporen wurden in den sechs auf der Schablone gleichmäßig verteilten Quadraten mit jeweils 1 dm<sup>2</sup> Fläche gezählt und in die entsprechenden Größenklassen (AG BODEN 2005) eingeteilt.

Dehydrogenasenaktivität (DHA) nach CASIDA (1964): Der feldfrische Boden wurde mit einer Triphenyltetrazoliumchlorid-(TTC) und Glucoselösung versetzt und für 24 Stunden bei 28 °C inkubiert. Das freigesetzte, rot gefärbte Triphenylformazan (TPF) wurde im filtrierten Extrakt mit Rotisol photometrisch bei 520 nm gemessen (µg TPF g<sup>-1</sup> Boden).

Bodenatmung - CO<sub>2</sub>-Bildung (SCHINNER ET AL. 1991): Der mit Wasser (60 % der MWK) und Herbizid Durano (Gabe - 20 l/ha) versetzte Boden wurde 11 Tage bei 25 °C bebrütet. Das entweichende Kohlendioxid wird in Natronlauge (NaOH) absorbiert und durch den Zusatz von Bariumchloridlösung (BaCl) als Bariumcarbonat (BaCO<sub>3</sub>) ausgefällt. Die unverbrauchte Lauge wird nach Zugabe des Indikators Phenolphthalein mit HCl zurücktitriert. Die Kohlendioxidfreisetzung (mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> Boden) wird aus dem verbrauchten Volumen der Maßlösung kalkuliert.

### 2.2.6 Statistische Auswertung

Die deskriptive Statistik und die Korrelationsanalyse wurden mit Hilfe der Programme EXCEL 2003 und SPSS 14.0, die Kalkulation und zweidimensionale Darstellung der Brillant Blau-Verteilung im Transekt mit Surfer 8.03 (Golden Software, Inc. 2003, USA) durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit bei der Ermittlung von Korrelationskoeffizienten nach Spearman (KÖHLER et al. 1996) wurde mit 5 % (falls nicht anders ausgewiesen) angenommen. Beim Vorliegen einer Normalverteilung von Daten und der Varianzhomogenität wurde eine Varianzanalyse durchgeführt. Andernfalls kamen bei Mittelwertsvergleichen nicht parametrische Tests zu Anwendung.

Die Lage bzw. der Radiusvektor  $r_c$  der Massenmittelpunkte - Mittelwerte aller Stoffgehalte an einem Messpunkt im 1 m Transekt - für das Wasser und die Tracer wurden entsprechend der Formel:

$$\vec{r}_c = \frac{\sum_i \vec{r}_i m_i}{\sum_i m_i}$$

ermittelt, wobei  $m_i$  die Stoffmenge,  $r_i$  der dazu gehörende Radiusvektor sind.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Oberflächenabfluss und Bodenabtrag

#### Bodenfeuchte, Bedeckungsgrad

Das Wasseraufnahmevermögen eines Bodens ist für das Auftreten und die Stärke der Erosion maßgeblich verantwortlich. Unter anderem hängt dieses Aufnahmevermögen von dem Wassergehalt ab, welcher vor den einsetzenden Niederschlägen noch im Boden vorhanden ist. Die drei Beregnungsversuche in den Jahren 2006/2007 wurden auf unterschiedlich feuchtem Boden durchgeführt (Tab. 3).

**Tabelle 3: Bodenwassergehalt (Vol %) vor und nach der Regensimulation (0 - 20 cm)**

Parameter	Beregnungstermin*	Pflug	Mulch	Direktsaat
Bodenfeuchte (im Feld)				
vor der Beregnung (a)	Oktober 2006	24,4 ± 1,5	27,2 ± 1,2	27,6 ± 1,3
	März 2007	28,4 ± 1,0	30,9 ± 1,2	33,2 ± 1,4
	September 2007	28,9 ± 1,3	30,6 ± 2,1	32,7 ± 0,9
nach der Beregnung (b)	Oktober 2006	30,1 ± 2,7	33,8 ± 2,3	32,8 ± 1,3
	März 2007	33,3 ± 1,6	36,9 ± 1,5	37,0 ± 1,8
	September 2007	37,4 ± 0,3	38,3 ± 1,6	35,5 ± 1,8
Differenz (b-a)	Oktober 2006	5,7	6,6	5,2
	März 2007	4,9	6,0	3,8
	September 2007	8,5	7,7	2,5

\* Beregnungstermine: Oktober 2006 – 16./17. Oktober  
März 2007 – 26./27. März  
September 2007 – 17./18./19. September/Probenahme: 22. bis 26. Oktober

Die an drei Untersuchungsterminen ermittelten Daten zeigen, dass der Wassergehalt der konservierend bewirtschafteten Flächen stets bis zu rund 4 % höher als im gepflügten Boden war. Die geringsten Wassergehalte wurden im Oktober 2006 in den oberen 20 cm vor der Regensimulation gemessen und lagen zwischen 24 und rund 28 %. Im März und September des Jahres 2007 war der Bodenwassergehalt mit den Werten zwischen 28,4 und 32,7 % rund 5 % höher im Vergleich zum ersten Untersuchungstermin. Der Grund dafür ist in der Menge der Niederschläge zu sehen, die vor dem Versuchszeitpunkt gefallen sind. So sind im Laufe der 10 Tage vor den entsprechenden Untersuchungsterminen 13,7, 29,5 und 26,7 mm gefallen (Angaben der Wetterstation Nossen). Die Simulierung von Starkregenereignissen bei unterschiedlichen Bodenfeuchtezuständen war beabsichtigt, da einerseits die Frühjahrs- und Herbstausbringungen von Herbiziden und Düngemitteln auf unterschiedlich feuchte Böden auch in der Praxis erfolgen, andererseits der aktuelle Bodenwassergehalt aber gerade zum Zeitpunkt der Chemikalienapplikation eine entscheidende Rolle für deren präferenziellen Transport in den Unterboden spielt. So stellten SHIPITALO et al. (1990) für einen trockenen Boden im Vergleich zu einem Boden, der kurz zuvor beregnet wurde, einen höheren Herbizidaustrag aus der Bodensäule von 30 cm fest.

Das Wasseraufnahmevermögen variierte sowohl innerhalb eines jeden Termins als auch innerhalb der einzelnen Bearbeitungsvarianten stark. Die Hangneigung der Untersuchungsfläche war mit wenigen Ausnahmen geringer als 5 % (Tab. 4).

**Tabelle 4: Rahmenbedingungen der Beregnungsversuche**

Parameter	Beregnungstermin	Pflug	Mulch	Direktsaat
Hangneigung	Oktober 2006	4,0	0 - 2,4	3,4 - 4,0
	März 2007	5,0 - 7,5	1,5 - 3,3	3,3 - 4,5
	September 2007	4,5 - 5,0	1,9 - 2,5	3,8 - 4,2
Hangneigungsstufen*		mittelschwach	sehr schwach geneigt	schwach
Bedeckungsgrad**	Oktober 2006	0,5 ± 0,6	33 ± 4,9	83 ± 2,4
	März 2007	96 ± 1,1	84 ± 3,6	81 ± 6,6
	September 2007	18 ± 3,3	20 ± 1,9	98 ± 0,4

\* nach AG BODEN (2005)

\*\*Bedeckungsgrad durch hauptsächlich Stroh (Oktober 2006, September 2007), hauptsächlich Pflanzen (März 2007)

Durch die Wasseraufnahme erhöhte sich nach den simulierten Starkniederschlägen im September 2007 die Bodenfeuchte in den Varianten Pflug und Mulchsaat trotz der hohen Ausgangsgehalte um 8,5 bzw. 7,7 % (Tab. 3), was als Folge der Stoppelbearbeitung mit Grubber und der damit verbundenen Auflockerung der Oberkrume und einem dadurch leichteren Eindringen des Wassers in den Boden zu erklären ist. Der Oberboden der Direktsaatvariante nahm dagegen lediglich 2,5 % auf. Die Ursache hierfür liegt in der beträchtlichen Wasseraufnahme durch die erntefrische Mulchaufgabe, aber auch in der makroporengelassenen Ableitung des Sickerwassers in den 20 cm tieferen Bodenbereich. Die geringe Wasseraufnahme in der Pflugvariante im März 2007 ist mit dem hohen Bodenbedeckungsgrad durch die 30 cm hohen Weizenpflanzen zu erklären.

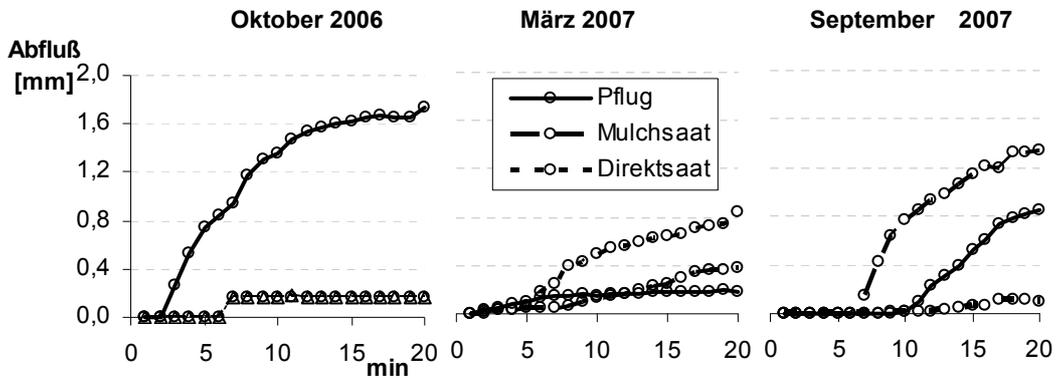
Die Variationskoeffizienten für alle Bodenfeuchtemessungen im Feld betragen 2,8 bis 8,9 % und bestätigen den repräsentativen Charakter der Versuchspartellen.

#### Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss gestaltete sich an den drei Untersuchungsterminen sehr differenziert (Abb. 5).

Während der ersten Beregnungssimulation im Oktober 2006 setzte der Oberflächenabfluss von dem gepflügten Boden bereits nach 3 Minuten ein (Tab. 5) und zeigte eine kontinuierliche Zunahme. Dabei flossen 22,5 l, d.h. 59 % des verregneten Wassers ab (Anhang 1). Diese Wassermenge überstieg diejenige der pfluglos bearbeiteten Flächen um das 10-Fache. In den Mulchsaat- und Direktsaatvarianten spielten der hohe Bedeckungsgrad durch die Mulchaufgabe (Tab. 4) sowie die 27 bzw. 37 % höheren  $C_r$ -Gehalte der oberen 10 cm Boden (Anhang 5) eine das Bodenkrümelgefüge schützende Rolle. In der Pflugvariante dagegen resultiert das sechs Wochen vor der Beregnung zurückliegende Pflügen in der Zerstörung des Krümelgefüges, wodurch es zu einer schnellen

Verschlämmung der Bodenoberfläche und folglich zu einem Oberflächenabfluss bereits nach 3,8 mm intensiver Niederschläge kommt. Die extrem hohen Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit (Anhang 2, Anhang 3) von 875 cm d<sup>-1</sup> an der Oberfläche und 800 cm d<sup>-1</sup> in 10 - 20 cm Tiefe kamen aufgrund einer schnellen Verschlämmung der Oberfläche nicht zum Tragen.



**Abbildung 5: Mittelwerte des Oberflächenabflusses**

In den zwei darauf folgenden Beregnungsversuchen traten zwischen den Bearbeitungsvarianten weniger gravierende Unterschiede auf, wobei die jeweils höchsten Wassermengen von 8,6 bzw. 13,4 l von der Direktsaatvariante im März und von der Mulchsaatvariante im September 2007 abgeflossen sind (Anhang 1). Diese Volumina stellen 21 bzw. 35 % des verregneten Wassers dar. Der höhere Abfluss von der Direktsaatvariante hing vermutlich mit dem Bodenfeuchtegehalt von 33,2 % zusammen (Tab. 3), weil der infolge der Schneeschmelze bis 84,9 % der maximalen Wasserkapazität (Anhang 2) aufgesättigte Oberboden nur eingeschränkt für die weiteren Niederschläge aufnahmefähig war.

**Tabelle 5: Einsetzen des Oberflächenabflusses nach dem Beregnungsstart**

Beregnung	ab der ..... Minute		
	Pflug	Mulch	Direktsaat
Oktober 2006	3	7	6
März 2007	2	2	2
September 2007	10	7	9

Die Erklärung für den erhöhten Abfluss im September liegt in der Beeinträchtigung der Krümelstabilität als Folge der Stoppelbearbeitung mit dem Grubber, aber auch in der vorliegenden hohen Wassersättigung des Bodens. Die frisch gepflügte Variante wies zustandsgemäß für die Dauer von 10 Minuten eine gute Wasserableitung im Oberboden auf. Alle Varianten betrachtet, erwiesen sich Aggregate eines feuchteren Bodens im Vergleich zum trockenen als wesentlich stabiler und die Oberflächenverschlämmung trat deswegen erst nach 7- bis 10-minütigem Starkregen ein (Tab. 5).

Die geometrischen Mittel der Variationskoeffizienten für die Messungen des Oberflächenabflusses in den Varianten Pflug, Mulchsaat und Direktsaat betragen 51, 30 und 29 %. Aufgrund dieser hohen Schwankungen innerhalb der Wiederholungen konnten die festgestellten Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten nicht statistisch gesichert werden. Die Gesamtbetrachtung des abgeflossenen Wassers (Tab. 6) ergibt jedoch bezüglich der beträchtlichen Reduzierung des Oberflächenabflusses durch die nicht wendenden Bodenbearbeitungsverfahren ein eindeutiges Bild.

**Tabelle 6: Gesamtoberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung**

	Abfluss (ml)		
	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Geomittel der drei Berechnungstermine	5154	4372	2642
Relativ zur Pflugvariante	1	0,85	0,51
Abflusssumme der drei Berechnungstermine*	91972	56637	34290
Relativ zur Pflugvariante	1	0,62	0,37

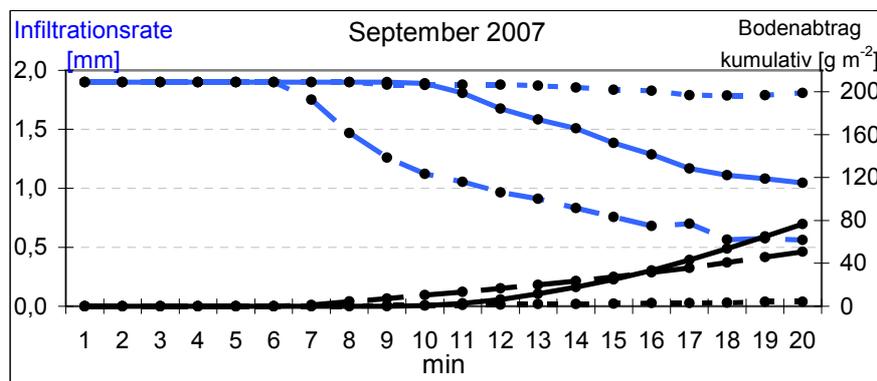
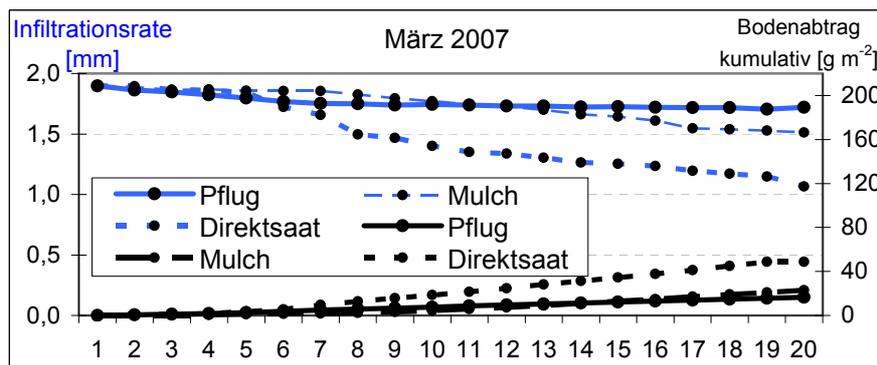
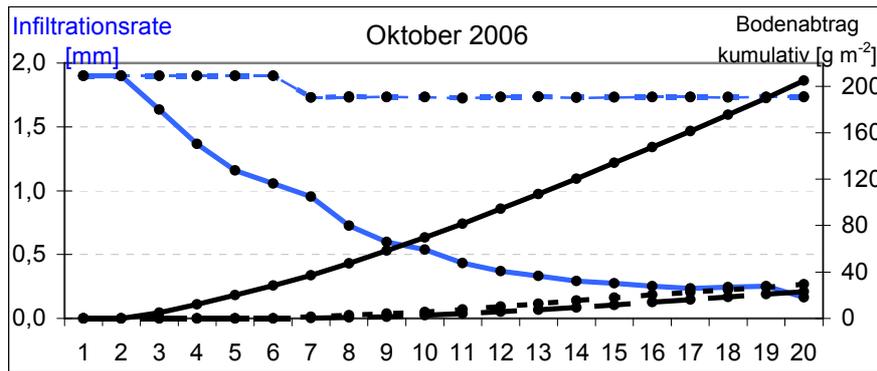
\* verregnete Menge pro Variante an drei Versuchsterminen: 342.000 ml

Die Mulch- und Direktsaatvarianten können die Wasserverluste mit dem oberflächengebundenen, erosionswirksamen Abtrag im Vergleich zur gepflügten Variante um 38 bzw. 63 % reduzieren.

#### Infiltration, Sedimentabtrag

Die Höhe der Infiltration verhält sich entgegengesetzt zum Oberflächenabfluss (Abb. 6, Anhang 1). Die infiltrierte Wassermenge variiert in der Pflugvariante zwischen 10,1 und 37,6 l, in der Mulchsaatvariante zwischen 19,0 und 36,1 und in der Direktsaatvariante zwischen 26,4 und 38 l. Hierbei wird das bessere Wasseraufnahmevermögen von pfluglos bewirtschafteten Flächen offensichtlich. Die geometrischen Mittelwerte der Infiltration für alle drei Berechnungsversuche unterscheiden sich in der Abfolge von Pflug- über Mulchsaat- zu Direktsaatvariante um 21 und 32 % (Tab. 7). Bei Betrachtung der Summen des infiltrierte Wassers übersteigt diese Menge das vom gepflügten Boden aufgenommene Wasser bei der Mulchsaatvariante um 14 und bei der Direktsaatvariante um 23 %.

Die bezüglich des Wasseraufnahmevermögens festgestellten Unterschiede belegen den eindeutigen Vorteil der langjährigen konservierenden Bodenbewirtschaftung. Unabhängig vom Bodenzustand (trocken oder feucht) können die Mulch- und insbesondere die Direktsaatvarianten bis zu 30 % mehr Wasser als der gepflügte Boden aufnehmen. Diese Ergebnisse befinden sich im Einklang mit den Erhebungen zum Oberflächenabfluss und den langjährigen Messungen des Bodenwassergehaltes am Standort Lüttewitz (NITZSCHE et al. 2002), in welchen festgestellt wurde, dass sogar bei einer Hangneigung von 8 % Direktsaat-Flächen im Vergleich zu den gepflügten Flächen eine bis zu 66 % höhere Wasseraufnahme zeigen.



**Abbildung 6: Wasserinfiltration und Bodenabtrag während der Beregnungssimulationen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitung**

Unabhängig von der Bearbeitungsvariante setzte der Oberflächenabfluss bei der im März 2007 durchgeführten Regensimulation bereits zwei Minuten nach dem Beginn der Beregnung ein. Das deutet auch auf ein für die pfluglos bearbeiteten Flächen vorhandenes Risiko des Wasser- und Bodenabtrages im Falle von starken Niederschlägen auf bereits gesättigten Böden mit einer Pflanzen- und Mulchbedeckung von rund 30 % im Untersuchungszeitraum 2006 - 2007 bzw. 44 - 55 % in den Jahren 1999 - 2001 (NITZSCHE et al. 2002) hin.

Das mit dem Oberflächenabfluss geführte Sediment überstreicht folgende Wertebereiche: Pflugvariante - 6 bis 286 g m<sup>-2</sup>, Mulchsaatvariante - 15 bis 52 g m<sup>-2</sup> und Direktsaatvariante - 0 bis 62 g m<sup>-2</sup> (Anhang 1). Die Minderung des erosionsbedingten Bodenabtrages infolge der konservierenden Bodenbearbeitung und in der Direktsaatvariante beträgt im Vergleich zur Pflugvariante 33 bzw. 61 % (Tab. 7). Die Summenwerte der Sedimentausträge für die drei Versuchstermine zeigen diesbezüglich einen signifikanten Unterschied.

**Tabelle 7: Wasserinfiltration und Sedimentabtrag in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung**

	Infiltration (ml)			Sediment (g m <sup>-2</sup> )		
	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Geomittel der drei Berechnungstermine	25725	31101	33966	47	27	18
Relativ zur Pflugvariante	1	1,21	1,32	1	0,57	0,39
Summe der drei Berechnungstermine*	250028	285363	307710	863,3 a**	289,5 ab	244,4 b
Relativ zur Pflugvariante	1	1,14	1,23	1	0,34	0,28

\* verregnete Menge pro Variante an drei Versuchsterminen: 342.000 ml

\*\*signifikante Unterschiede ( $p < 0,5$ ), Waller-Duncan-Test

#### Stofffrachten im Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss führt u. a. die Nährstoffe P, N und K mit, die entweder in gelöster Form in Wasser oder in gebundener Form im abgeschwemmten Boden zu finden sind. Weil diese Stoffe im Oberflächenwasser eine zu vermeidende Fracht darstellen, ist es von Interesse, welcher diesbezügliche Beitrag von den unterschiedlich bewirtschafteten Flächen zu erwarten ist. In Tabelle 8 und Anhang 6 sind die auf eine Berechnungsfläche von 1 m<sup>2</sup> bezogenen Stofffrachten zusammengestellt.

Weil die Phosphorverbindungen hauptsächlich partikulär mit dem Bodensediment verfrachtet werden, wiesen nur etwa die Hälfte der Wasserproben Phosphor auf. Die gemessenen P-Konzentrationen im Wasser überstreichen einen Wertebereich zwischen 0,01 und 0,14 mg l<sup>-1</sup>. Die Maximalverluste an wasserlöslichen P-Verbindungen wurden mit insgesamt 0,61 mg m<sup>-2</sup> für die Mulchsaatvariante im Vergleich zu 0,46 mg m<sup>-2</sup> für die Pflugvariante und 0,43 mg m<sup>-2</sup> für die Direktsaatvariante festgestellt. Dagegen sind die mit dem Bodensediment ausgetragenen Phosphormengen um ein Vielfaches höher. Aus Tabelle 9 ist zu ersehen, dass die zwei unterschiedlich löslichen P-Verbindungen den höchsten Austrag in der Variante Pflug aufweisen. Der P-Gesamtaustrag beträgt hierbei rund 152 mg m<sup>-2</sup>, die Phosphorfrachten von den pfluglos bewirtschafteten Flächen sind mit 18,7 und 24,9 mg m<sup>-2</sup> um das 6- bis 8-Fache geringer.

**Tabelle 8: Nährstoff- und Tracersubstanzmenge (Mittelwerte) im Oberflächenabfluss**

Datum	Variante	P mg m <sup>-2</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg m <sup>-2</sup>	NH <sub>4</sub> -N mg m <sup>-2</sup>	N <sub>min</sub> mg m <sup>-2</sup>	K mg m <sup>-2</sup>	Br <sup>-</sup> mg m <sup>-2</sup>
Okt 06	Pflug	0,15	187	16,2	203	2937	4637
Mrz 07		0,00	40	8,7	48	847	758
Sep 07		0,00	75	3,7	78	627	685
Okt 06	Mulch- saat	0,00	10	1,8	12	288	352
Mrz 07		0,03	41	16,9	58	904	763
Sep 07		0,18	145	12,8	158	1409	2967
Okt 06	Direkt- saat	0,03	9	3,9	13	293	702
Mrz 07		0,00	105	73,5	179	2741	2564
Sep 07		0,17	11	1,2	12	143	401

Die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Oberflächenwasser bewegen sich im Bereich zwischen 8 und 22 mg l<sup>-1</sup>, wobei die ersten Abflussvolumina stets die höchsten Konzentrationen aufweisen. Die NO<sub>3</sub>-N-Frachten entsprechen im Wesentlichen den Mengen des Oberflächenabflusses und sind für die Variante Pflug mit 790 mg m<sup>-2</sup> am höchsten, gefolgt von 547 bzw. 366 mg m<sup>-2</sup> für die Mulchsaat- und Direktsaatvariante.

**Tabelle 9: Phosphor- (wasserlösliche und HCL-lösliche) und C<sub>t</sub>-Frachten im Sediment bei Beregnung am 16-17.10.2006 in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung**

Variante	P							C <sub>t</sub>		
	wasserlöslich			HCl-Auflösung			Σ	%		
	MW <sup>1</sup>	s <sup>2</sup>	VarK <sup>3</sup>	MW	s	VarK		MW	s	VarK
Pflug	9,8	1,8	18	142	37	26	151,8	4,1	0,8	18
Mulchsaat	0,9	0,1	16	17,8	2	11	18,7	1,1	0,6	52
Direktsaat	1,4	1	70	23,5	13	55	24,9	0,8	0,5	56

<sup>1</sup> MW - Mittelwert, <sup>2</sup> s - Standardabweichung, <sup>3</sup> VarK - Variationskoeffizient (%)

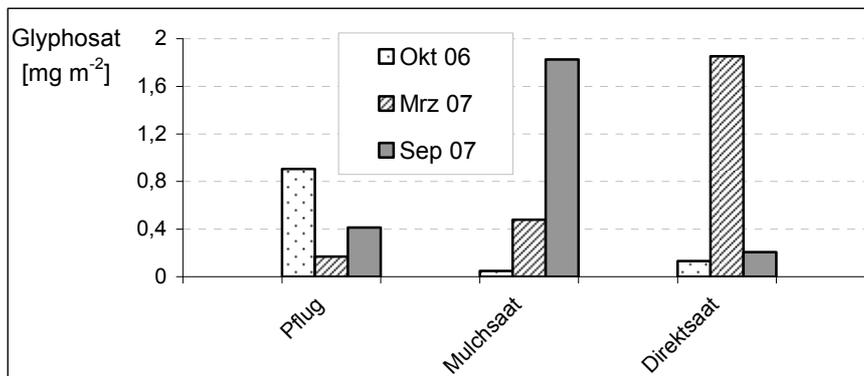
Die NH<sub>4</sub>-N-Frachten waren dagegen mit 234 mg m<sup>-2</sup> in der Direktsaatvariante am höchsten (Anhang 6). Möglicherweise hängt dieser Sachverhalt mit einem geringeren Kontakt des aufgetragenen Düngemittels mit der Bodenoberfläche zusammen, die bei Direktsaat ganzjährig eine Mulchauflage vorhanden ist. Letztere verhindert den Kontakt bzw. die Bindung des NH<sub>4</sub>-N an den Boden und erleichtert dadurch den Austrag mit dem Niederschlagswasser. Insgesamt betrachtet ordnen sich die N<sub>min</sub>-Frachten wie folgt an: Pflug - 863 mg m<sup>-2</sup>, Mulchsaat - 625 mg m<sup>-2</sup> und Direktsaat - 601 mg m<sup>-2</sup>. Die N<sub>min</sub>-Immission in die benachbarten Ökosysteme wird aufgrund der konservierenden Bodenbearbeitung folglich um rund 30 % reduziert.

Für die drei Berechnungstermine betrachtet, wurden von dem gepflügten Boden rund 25 % und von den pfluglos bewirtschafteten Flächen 17 (Mulchsaat) und 15 % (Direktsaat) des applizierten mineralischen Stickstoffs oberflächlich ausgetragen.

Ähnlich ist auch die durch die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung bewirkte Austragsminderung für die Elemente K und Br und den bodenbürtigen  $C_t$  (Tab. 9). Hier ist eine Reduzierung um 20 bis 40 % möglich, wobei der artifizielle Quellenursprung für K und B zu berücksichtigen ist. Die größtenteils signifikanten ( $p < 0,01$ , 2-seitig) Korrelationskoeffizienten für die  $NO_3-N$  - Br-Beziehung in der wässrigen Phase variierten zwischen 0,21 und 0,94 und ließen keine Tendenz bezüglich des Termins oder der Bearbeitungsvariante erkennen. Der Korrelationskoeffizient von 0,92 für die Werte im Sediment unterstreicht die Aussagekraft des Bromids zu Kennzeichnung des  $NO_3-N$ - Austragsverhaltens.

Aus den dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass die pfluglosen Bearbeitungsverfahren entscheidend zum nachhaltigen Boden- und Gewässerschutz beitragen, indem sie sich fördernd auf die Wasserinfiltration und mindernd auf den Boden- und Nährstoffabtrag auswirken.

Der Glyphosataustrag mit Oberflächenwasser (Abb. 7, Anhang 7) spiegelt in seiner Dynamik den mengenmäßig unterschiedlichen Wasserabfluss von den Untersuchungsparzellen wider (Abb. 5). Der Korrelationskoeffizient dieser Beziehung beträgt 0,51.



**Abbildung 7: Glyphosataustrag im Oberflächenwasser**

Der in der deutschen Trinkwasserverordnung festgelegte Grenzwert von  $0,1\ \mu g\ l^{-1}$  pro Einzelwirkstoff wird im Oberflächenabfluss überschritten, wenn, wie bei der hier simulierten worst-case-Situation, kurz nach der Herbizidapplikation ein Regenereignis folgt.

Obwohl in der Summe aller Berechnungstermine die pfluglos bearbeiteten Flächen 47 bis 58 % höhere Herbizidaustragsmengen aufweisen (Tab. 10), sind die absoluten Werte der Austragsmengen generell gering. Mit dem Oberflächenabfluss wurden lediglich 0,07 bis 2,53 % der applizierten

Herbizidmenge ausgetragen. Die entsprechenden Mittelwerte für die pfluglosen und für die mit dem Pflug bewirtschafteten Varianten betragen 1 bzw. 0,69 %. Die höhere, an den Oberflächenabfluss gebundene Herbizidfracht, die auch bei konservierender Bodenbearbeitung auftreten kann, ist mit dem aufgrund der Mulchaufgabe reduzierten Kontakt zum Boden und der damit verbundenen leichten Herbizidabspülung von der Mulchoberfläche zu erklären. Ergänzend dazu kann es infolge der im Vergleich zu der Pflugvariante höheren Bodenwassersättigung und -lagerungsdichte (Anhang 4) zum beträchtlichen Oberabfluss und folglich Herbizidaustrag kommen, was aus den Konzentrationswerten der Wasserproben nach der ersten und dritten Regensimulation ersichtlich ist (Anhang 7). In diesem Zusammenhang ist die Extremsituation einer Beregnung direkt nach Applikation des Wirkstoffes von Bedeutung, die den worst case darstellt. Unter praxisüblichen Bedingungen ist mit einer längeren Zeitspanne zwischen Applikation und Niederschlag zu rechnen, so dass in der Zwischenzeit der Abbau des Wirkstoffes bereits vorangeschritten ist bzw. bei leichteren Niederschlägen eine Einwaschung in die Bodenmatrix erfolgen kann.

Das Glyphosat-Abbauprodukt AMPA wurde ebenfalls im Oberflächenabfluss festgestellt. Die höchsten Mengen von  $155 \mu\text{g m}^{-2}$  wurden im März 2007 in der Direktsaatvariante festgestellt und dürften der Glyphosatapplikation im Herbst des Jahres 2006 entstammen, welche 6 Monate vor dem Beregnungsversuch stattgefunden hat. Bis März 2007 war der Wirkstoff offenbar weitgehend abgebaut und auch das Abbauprodukt AMPA im Abfluss der Beregnungsversuche kaum noch nachzuweisen.

**Tabelle 10: Gesamtaustrag von Glyphosat und AMPA mit Oberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung**

	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Glyphosat ( $\text{mg m}^{-2}$ )			
Summe der 3 Beregnungstermine	1,49	2,35	2,19
Relativ zum Pflug	1,00	1,58	1,47
AMPA ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )			
Summe der 3 Beregnungstermine	4	9	156

### 3.2 Stofftransport im Boden

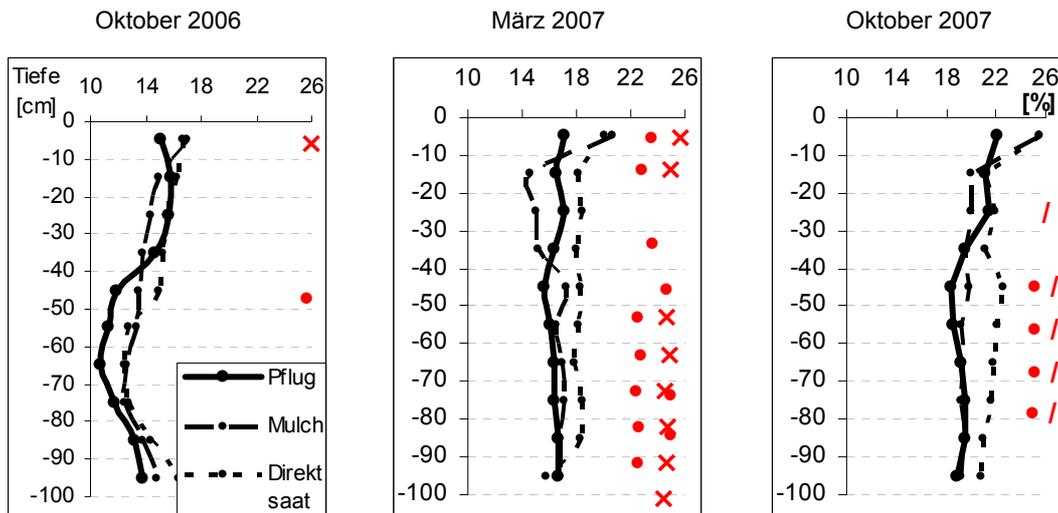
#### Wasser- und Nitrattransport

Die Untersuchungen des Bodenwassergehaltes vor und nach der Regensimulation (Anhang 8, 9,10) haben gezeigt, dass unabhängig vom Versuchstermin der dauerhaft im Mulchsaatverfahren bewirtschaftete Boden und insbesondere der Boden der Direktsaatvariante einen signifikant höheren Wassergehalt als der gepflügte Boden aufweisen (Abb. 8). Ab der Tiefe von 40 cm verfügten die Mulchsaatvariante über einen 0,2 - 2 % und die Direktsaatvariante einen 1,1 - 3,3 % höheren Wasservorrat, wodurch den Pflanzen im pfluglos bewirtschafteten Boden im Vergleich zu der gepflügten Fläche bis zu 18 bzw. 30 Liter Wasser pro  $\text{m}^2$  (für die gemittelte Rohrockendichte von  $1,5 \text{ g cm}^{-3}$  und die Bodentiefe 40 - 100 cm kalkuliert) mehr zur Verfügung stehen würde. Diese zusätz-

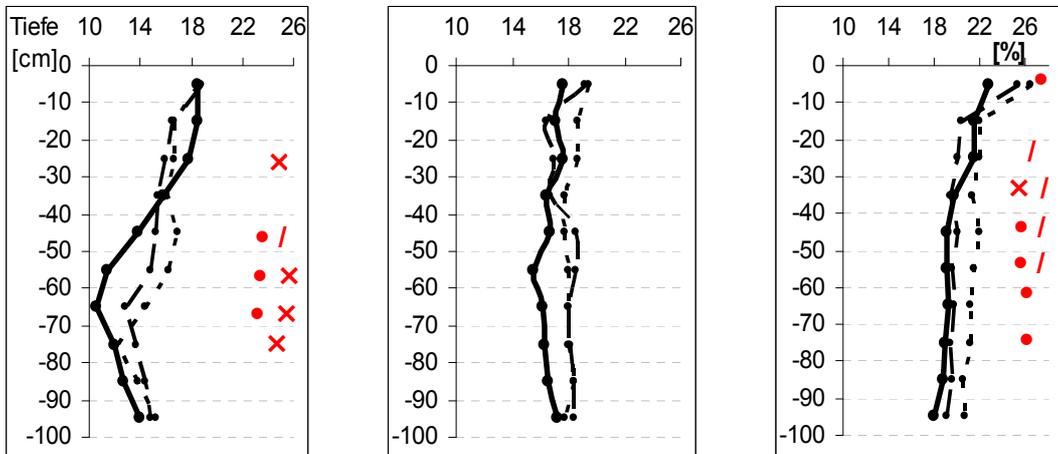
lichen Wasserreserven wirken sich insbesondere während der niederschlagsarmen Perioden zu Anfang der Vegetationszeit als sehr ertragsrelevant aus.

Nach der Regensimulation im Oktober 2006 war der Wassergehalt der oberen 40 cm des gepflügten Bodens um 3 % erhöht. Im Unterboden wurden hingegen keine Veränderungen festgestellt.

a



b



Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ) zwischen den Bearbeitungsvarianten:

X - Mulchsaat vs. Pflug, • - Direktsaat vs. Pflug, / - Mulchsaat vs. Direktsaat

**Abbildung 8: Wassergehalt der untersuchten a) nicht berechneten und b) berechneten Flächen**

In der Mulch- und der Direktsaatvariante war der Wassergehalt nach Beregnung besonders in einer Tiefe ab 50 cm erhöht. Diese Wasseraufnahme betrug hier bis zu 3,4 % und im Oberboden maximal 2 %. Nach der Beregnung im März 2007 war die Wasseraufnahme insbesondere in der Mulchvariante ausgeprägt. Im Vergleich zum Zustand vor der Beregnung wurde das Wasser hier bereits ab einer Tiefe von 10 cm in der gesamten gemessenen Tiefe gespeichert.

Die Ermittlungen des Wassergehaltes im Oktober 2007 zeigen, dass der untersuchte Lössboden infolge des langjährigen Praktizierens des Direktsaatverfahrens im Vergleich zu wendenden Bodenbearbeitung signifikant mehr Wasser aufnehmen konnte. In der Mulchsaatvariante blieb dieser Effekt aufgrund des höheren Oberflächenabflusses aus.

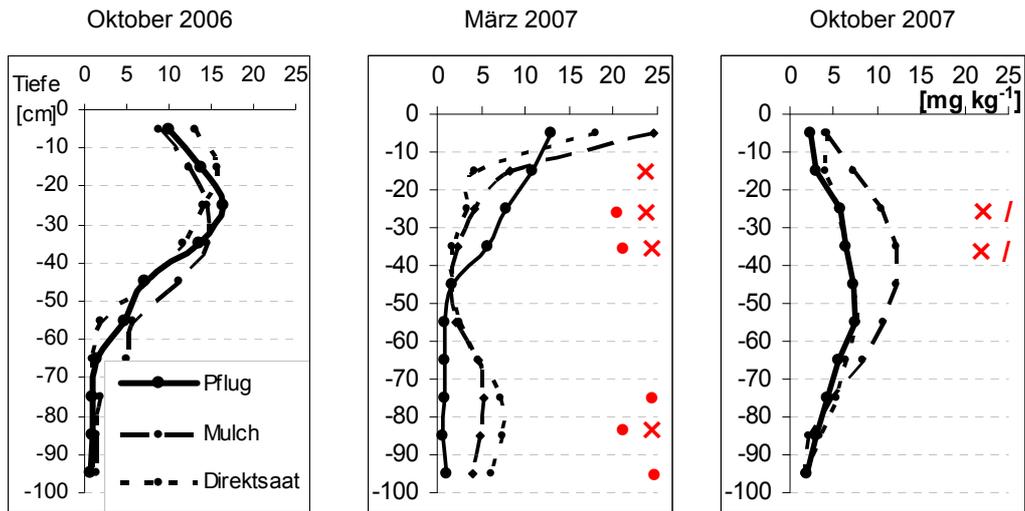
Die hier erzielten Ergebnisse zeigen deutlich, dass das Niederschlagswasser auf den pfluglos und im Direktsaatverfahren bewirtschafteten Flächen in den Bodenkörper tiefgründig infiltrieren und hauptsächlich in der Bodenschicht zwischen 40 und maximal 100 cm bevorratet werden kann. Das erklärt auch die höheren Wurzellängendichten des Zuckerüben- und Weizenbestandes in konservierend bearbeiteten Variante im Vergleich zu Pflugfurche, die an diesem Standort in den Jahren 1999 - 2001 ermittelt werden konnten (NITZSCHE et al. 2002).

Die tiefenbezogenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte (Abb. 9) zeigten im Wesentlichen das gleiche Verhalten wie das den Boden durchsickernde Niederschlagswasser. Die Mulchsaat- und Direktsaatvarianten wiesen zum Beregnungstermin am 26-27.03.2007 in der 10 - 30 cm Tiefe signifikant geringere und in einer Tiefe von 70 - 100 cm signifikant höhere Nährstoffgehalte auf. Dieser Sachverhalt ist möglicherweise durch die Düngemittelausbringung verursacht worden, die am 14.03.2007 erfolgte. Die darauf folgenden Niederschläge in Höhe von 29,5 mm können im Verlauf von 12 Tagen zu der konstatierten Nährstoffverteilung im Bodenprofil geführt haben.

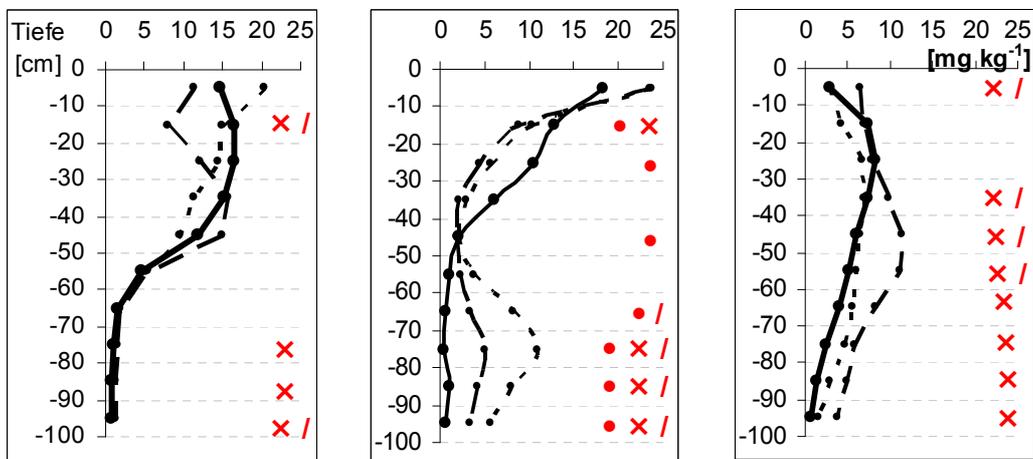
Hiermit deutet sich bereits ohne Regensimulation in Rahmen produktionsbedingter Düngemittelanwendungen eine schnellere Bodenpassage für Wasser und die darin gelösten Stoffe in den Varianten Mulch- und Direktsaat an. Die simulierten Starkniederschläge bekräftigen diese Annahme, dass sowohl das applizierte als auch das zum Zeitpunkt der Versuche im Boden vorhandene Nitrat mit Wasser bis in eine Tiefe von 100 cm transportiert werden kann. Dabei waren im feuchten Boden (Beregnungen im März und September 2007) sowohl die Eintragstiefe als auch die N-Frachten in den Mulch- und Direktsaatvarianten wesentlich größer als diejenige der Pflugvariante.

Die Stickstoffaustragsmengen in den Mulch- und Direktsaatvarianten entsprachen den infiltrierten Wassermengen (Abb. 6, 8) nicht, d. h. die jeweils geringere Sickerwassermenge hat eine größere Fracht transportiert. Die starken termin- und variantenabhängigen Unterschiede der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodenwasser können mit dem jeweiligen aktuellen, der Beregnung vorangehenden Stickstoffstatus der Versuchsflächen erklärt werden.

a



b



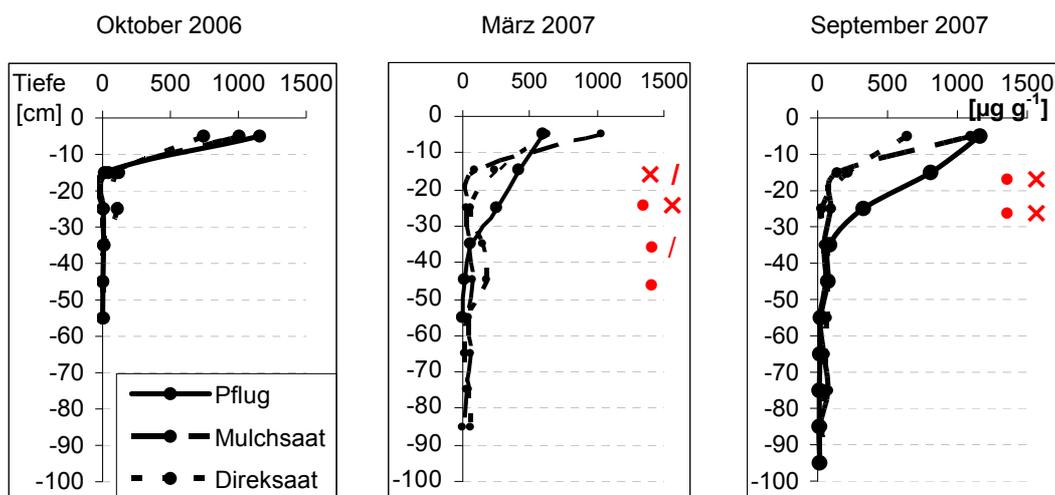
Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ) zwischen den Bearbeitungsvarianten:

x - Mulchsaat vs. Pflug, • - Direktsaat vs. Pflug, / - Mulchsaat vs. Direktsaat

**Abbildung 9:  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt der untersuchten a) nicht berechneten und b) berechneten Flächen**

#### Transport von Brillant Blau und Bromid

In Abbildung 10 sind die Mittelwerte der tiefenbezogenen Verteilung von Brillant Blau im Bodenprofil dargestellt. Es ist zu sehen, dass der höhere Anteil des applizierten Stoffes im Krumbereich des gepflügten und wassergesättigten Bodens (Berechnungstermine März und September 2007) verbleibt. Die Mulch- und die Direktsaatvarianten weisen ein diesbezügliches Rückhaltevermögen nur in den obersten 10 cm auf. Dagegen konnten im Unterboden dieser Varianten bis zu einer Tiefe von 80 cm stets tendenziell höhere Farbstoffkonzentrationen nachgewiesen werden. Die Konzentrationsunterschiede zur Pflugvariante waren dabei aber nur für die Direktsaatvariante im März 2007 in der Tiefe bis 50 cm signifikant.



Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ) zwischen den Bearbeitungsvarianten:

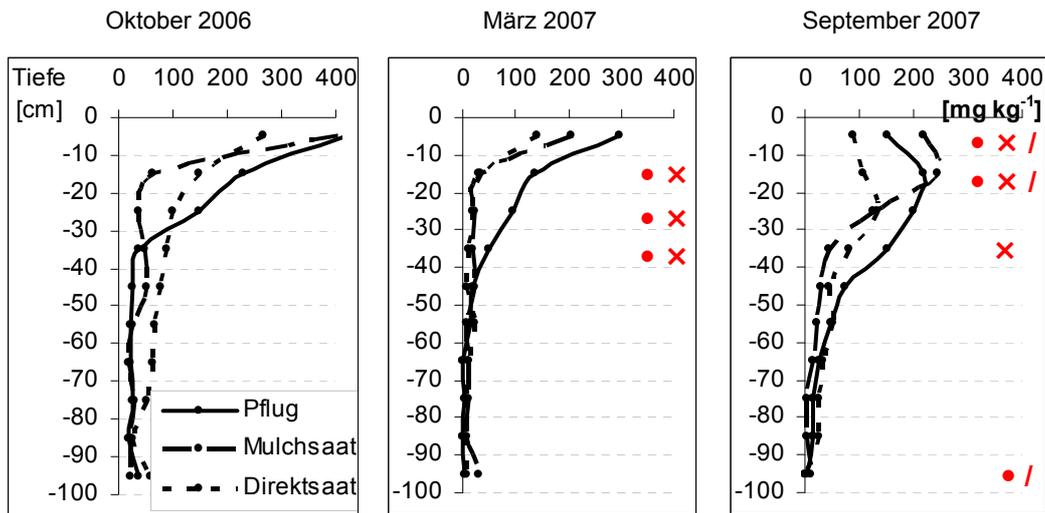
× - Mulchsaat vs. Pflug, • - Direktsaat vs. Pflug, / - Mulchsaat vs. Direktsaat

#### Abbildung 10: Verteilung vom Brilliant Blau ( $n=10$ ) im Bodenprofil nach Regensimulationen

Die festgestellte Verlagerung des an der Bodenoberfläche ausgebrachten Farbstoffes bekräftigt die Ergebnisse der Niederschlagswasserverteilung im Boden und bestätigt die Annahme eines tendenziell schnelleren und tiefer gehenden Wassertransportes in langjährig pfluglos und in Direktsaatverfahren bearbeiteten Ackerböden (Anhang 16).

Die Bromidverteilung gestaltet sich nahezu gleichsinnig bei jedem Versuchstermin (Abb. 11). Im gepflügten Boden verbleibt die größere Menge des Bromids in den oberen 30 - 40 cm. Für die Mulchsaatvariante trifft das für die oberen 10 cm zu. Die Unterschiede der ohne Pflugeinsatz bewirtschafteten Varianten zur Pflugvariante sind im Oberboden mit Ausnahme der Ergebnisse vom Beregnungsversuch im Oktober 2006 signifikant. Der erhöhte Br-Gehalt im Unterboden ist lediglich für die Direktsaatvariante und Tiefe 30 - 50 cm signifikant gesichert, ansonsten ist dieser tendenziell bis zur Profilssole vorhanden.

Ein Vergleich der vertikalen Wasser-, Stickstoff- und Brilliant Blau-Verteilung ergibt für einige Profiltiefen sowohl Übereinstimmungen als auch einen nicht adäquaten Verteilungsverlauf. Der Zusammenhang zwischen den Bromidgehalten und dem Wasser- sowie  $\text{NO}_3\text{-N}$  wird durch variierende Korrelationskoeffizienten belegt (Anhang 11), die nahezu für alle Datenreihen signifikant sind.



Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ) zwischen den Bearbeitungsvarianten:

x - Mulchsaat vs. Pflug, • - Direktsaat vs. Pflug, / - Mulchsaat vs. Direktsaat

**Abbildung 11: Verteilung vom Bromid im Bodenprofil nach Regensimulationen**

Generell lässt sich die tiefenbezogene Bromidverteilung zu maximal 32 % aus der Wasserverteilung und zu 70 % aus dem  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhalten erklären. Der Zusammenhang zwischen dem  $\text{NO}_3\text{-N}$  und Bodenwasser war nicht für alle Varianten und Termine signifikant (Anhang 12). Daher kann das Stickstoffverhalten im Boden kaum aus dem des Wassers und nur eingeschränkt aus dem des Bromids extrapoliert werden. Da der Sorptionskoeffizient für  $\text{NO}_3\text{-N}$  höher als derjenige des Bromids ist, können die auf dem Br-Verhalten basierenden Einschätzungen der Menge des ausgewaschenen  $\text{NO}_3\text{-N}$  um 25 % und seine Austragstiefe bedeutend überschätzt werden (CLAY et al. 2004).

Die aufgezeichneten Unterschiede im Wasser- und Stofftransportverhalten werden besonders in der Darstellung des Brillant Blau-Fließmusters und der Massenmittelpunkte sichtbar (Abb. 12, 13, 14). Der Farbtracer verteilte sich ungleichmäßig im Bodenkörper. Im trockenen gepflügten Boden (Berechnung im Oktober 2006) verblieb die größte Menge in den oberen 20 cm. Ab einer Tiefe von 30 cm konnte keine Färbung der Bodenmatrix mehr beobachtet werden (Abb. 12a). Die horizontale Differenzierung des Fließmusters im 100 cm Transekt lässt Transportwege erkennen, die etwa 30 cm von einander entfernt und den Furchenbalken zugeordnet werden können. Nach der Regensimulation im März 2007 wurde Brillant Blau bis zu einer Tiefe von 60 cm transportiert. Hier kann aufgrund der Breite der „Fließzungen“ und des um 3 % höheren Bodenwassergehaltes angenommen werden, dass neben dem präferenziellen Fließen auch ein Matrixfluss und eine laterale Stoffausbreitung zu verzeichnen waren. Im Oktober 2007 traten zusätzlich zu den Fließwegen an den Pflugführungsbahnen weitere Fließkanäle auf, die infolge des Grubbereinsatzes zur Stoppelbearbeitung entstanden sind. An diesem Termin wurde Brillant Blau in beträchtlichen Mengen und bis zur Tiefe von 100 cm eingetragen (Abb. 10). Offenbar begünstigen die hohe Bodenausgangfeuchte und ein Starkregenereignis in Kombination mit den bis zur Probenahme fallenden Niederschlägen (59,2 mm) auch im gepflügten Boden einen tiefgründigen Eintrag von gelösten Stoffen.

Unabhängig vom Bodenwassergehalt ist der Farbstofftransport in der Mulch- und der Direktsaatvariante durch die Dominanz des präferenziellen Fließens über mehrere Tiefenstufen eindeutig gekennzeichnet, wie das aus dem Verlauf von Isolinien ersichtlich ist. Dabei wurde der Tracertransport durch den Makroporenfluss umso ausgeprägter, je höher die Bodenfeuchte war (Abb. 13a, 14a). Während sich der Makroporen gebundene Stofftransport im trockenen Boden mit einem mittleren Bodenwassergehalt von 14,1 % lediglich andeutet (Abb. 12a) und maximal zu einer Transporttiefe von 40 cm führt, bewirken die Wassergehalte von 17,1 und 20,6 % (Berechnungen im März und Oktober 2007) einen Traceraustrag bis zu einer Tiefe von 100 cm und punktuell sogar darüber hinaus. Da der Anschluss von Makroporen an die Bodenoberfläche in der Mulchsaatvariante durch den Einsatz des Grubbers, z. B. zur Stoppelbearbeitung zerstört wird, verbleibt der Farbstoff im trockenen Boden größtenteils in den oberen 30 cm. Dagegen ist beim Direktsaatverfahren ebenfalls ein präferenzialer Stofftransport zu beobachten (Abb. 12a).

Die Lage der Massenmittelpunkte im Transekt (Abb. 12b, 13b und 14b) sowie die gemittelten Massenmittelpunkte (Tab. 11) kennzeichnen sehr anschaulich das unterschiedliche Farbstofftransportverhalten in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und dem Beregnungstermin. Während in der Pflug- und der Mulchvariante die Massenmittelpunkte an allen Untersuchungsterminen im Bereich der oberen 10 cm verbleiben, wurde Brillant Blau in der Direktsaatvariante stets tiefer eingetragen. Der präferentielle Fluss kommt hier durch ausgeprägte Minima im Verlauf der Massenmittelpunktlinie zum Ausdruck.

**Tabelle 11: Massenmittelpunkte (cm) für Wasser, Brillant Blau und Bromid**

Beregnungstermin	Variante	H <sub>2</sub> O	Brillant Blau	Br
Oktober 06	Pflug	n. b. <sup>1</sup>	5,1	n. b
	Mulch	n. b	5,8	n. b
	Direktsaat	n. b	9,2	n. b
März 07	Pflug	14,7	7,2	10,7
	Mulch	21,9	7,4	16,2
	Direktsaat	22,2	13,1	18,7
September 07	Pflug	24,5	7,5	15,2
	Mulch	24,5	8,2	13,3
	Direktsaat	24,7	11,6	16,4

<sup>1</sup>nicht bestimmt

Das Wasser des simulierten Niederschlages bewegte sich im Vergleich zum Farbstoff und Bromid am schnellsten, wobei die Massenmittelpunkte im Bereich von 20 - 30 cm Tiefe lagen. Lediglich nach der Beregnung im März 2007 deutet der Verlauf der Massenmittelpunkte-Linie in der Direktsaatvariante den präferenziellen Fluss an (Abb. 13b).

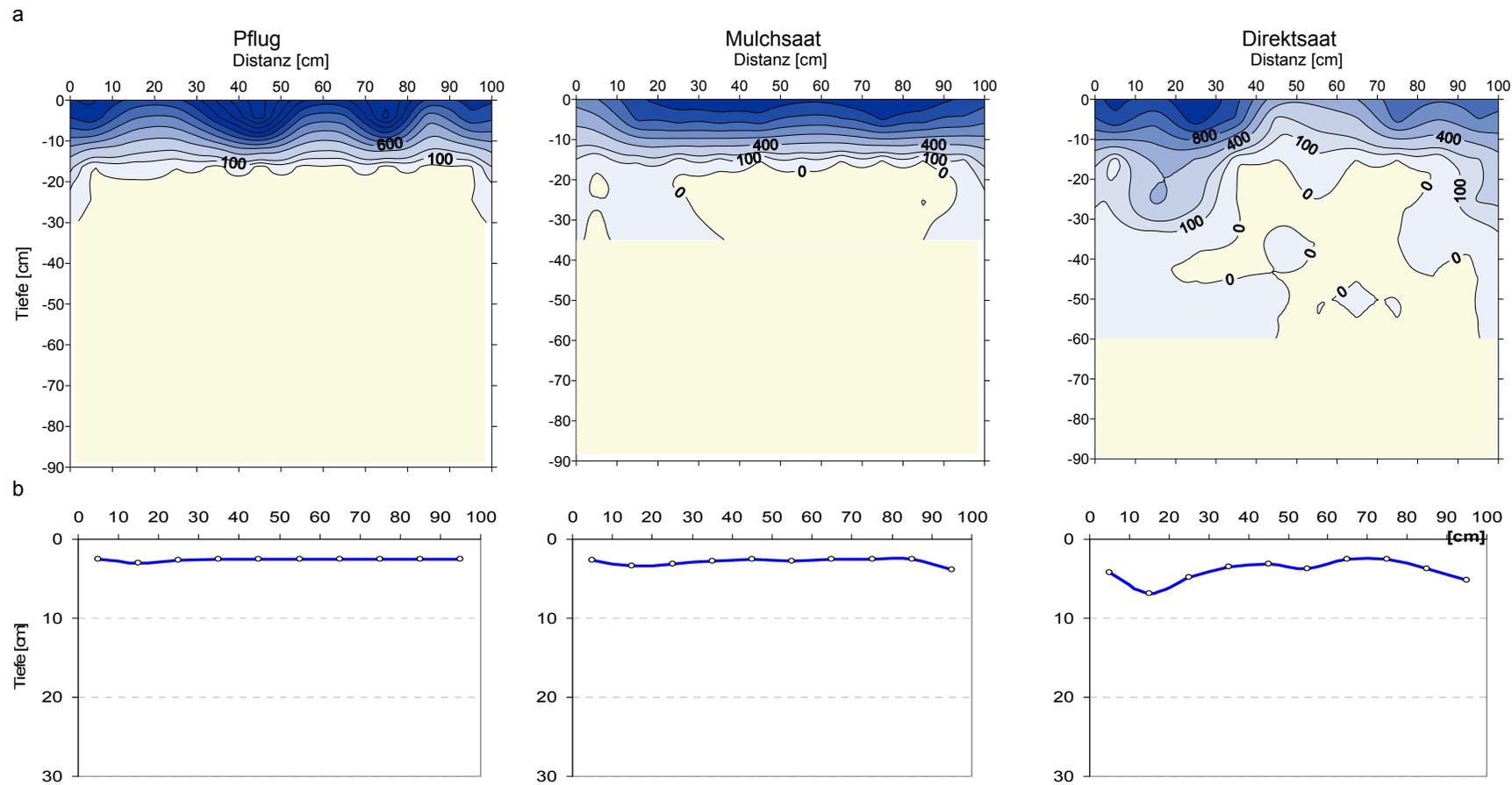
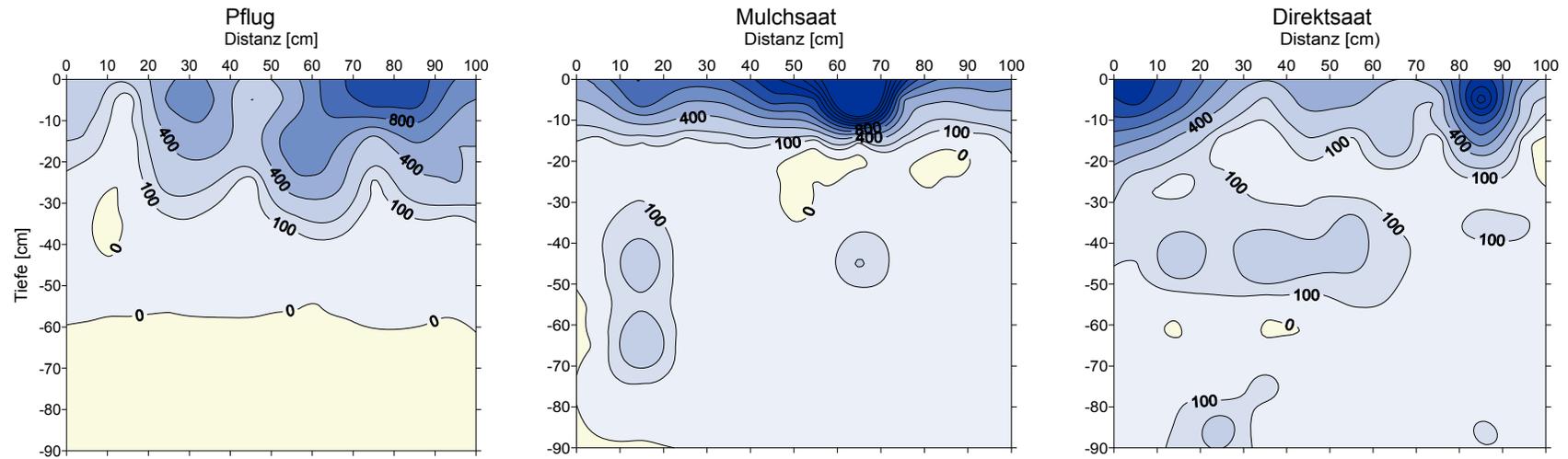


Abbildung 12: (a) Verteilung von Brilliant Blau Konzentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 16.10.2006

a



b

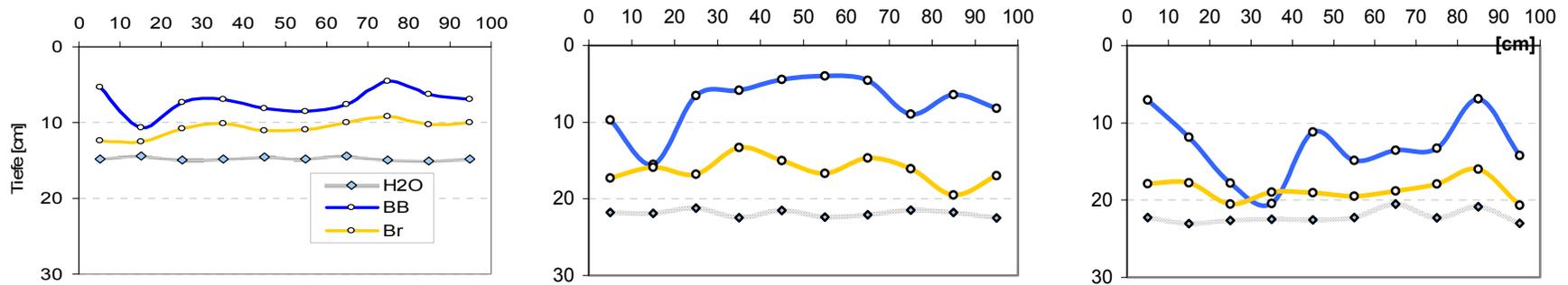


Abbildung 13: (a) Verteilung von Brillant Blau Konzentrationen( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 26-27.03.2006

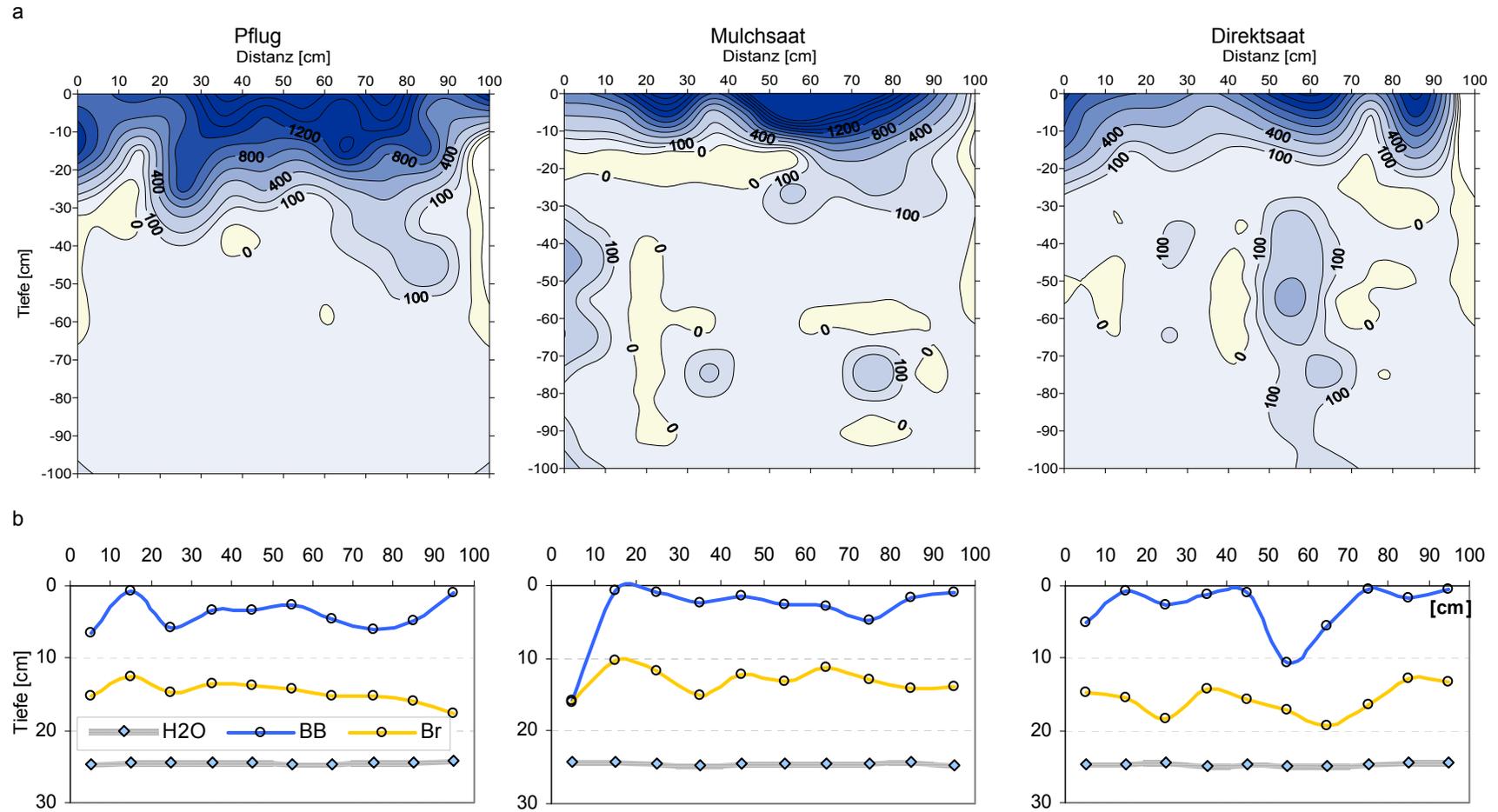


Abbildung 14: (a) Verteilung von Brillant Blau Konzentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) und (b) Massenmittelpunkte im Transekt, Beregnung am 17-19.09.2007

Das Bromid wird deutlich tiefer als der Farbstoff eingetragen, welcher gegenüber dem konservativen Tracer einen mit den Literaturangaben übereinstimmenden Retardationsfaktor von 1,7 aufweist (ÖHRSTRÖM et al. 2004). Die Br-Massenmittelpunkte-Front im Bereich von 11 bis 19 cm befindet sich zwischen derer des Wassers und des Farbstoffes. Der oszillierende Verlauf der Massennmittelpunkte-Linie lässt einen Makroporen gebundenen Br-Transport vermuten.

Die Annahme des präferenziellen Stofftransportes kann anhand von Untersuchungen der Matrix- und der Makroporenwandproben in erster Linie für Brillant Blau bekräftigt werden (Anhang 13). Der Farbstoff weist in der Mulchsaatvariante im Tiefenbereich 20 - 80 cm und in der Direktsaatvariante in der Tiefe 60 - 80 cm signifikant höhere Konzentrationen im Boden der Makroporenwände auf. Dagegen waren die diesbezüglichen Wasser- und Bromidgehalte in den Makroporen lediglich tendenziell höher als in der Bodenmatrix.

Die Untersuchungen von Bodenproben, die in 10 cm Rastern aus der Profilwandfläche 1 x 1 m auf der Parzelle 4 entnommen wurden, haben gezeigt, dass das Wasser sich bevorzugt schneller durch die Makroporen als durch die Bodenmatrix bewegt, wenn der Boden im Frühjahr nahezu gleichmäßig mit Wasser aufgefüllt ist. Dadurch können Niederschläge insbesondere in den pfluglos bewirtschafteten Böden im Bereich ab der Unterkrume gespeichert werden. Die im Wasser gelösten Stoffe werden hierbei im Vergleich mit dem gepflügten Boden ebenfalls tiefer und in größeren Mengen in den Boden eingetragen (Tab. 12). Der Maximale Anteil an Brillant Blau im unteren Profilbereich (ab 60 cm) lag stets unter 1 %, die Bromidgehalte variierten zwischen 0,6 und 11,7 % der ausgetragenen Menge. Wie bereits der Verlauf der Massennmittelpunkte-Linie gezeigt hat, wurden die größeren Br-Mengen in der Direktsaatvariante am Beregnungstermin im März 2007 nachgewiesen.

**Tabelle 12: Tiefenbezogene Traceranteile (Maxima) im Vergleich zur ausgebrachten Menge**

Variante	Tiefe cm	Brillant Blau Br		Brillant Blau Br	
		März 2007		September 2007	
		%			
Pflug	60	0,02	1,8	0,11	2,9
	70	n.b.*	n.b.	0,10	1,8
	80	n.b.	n.b.	0,02	1,2
	90	n.b.	n.b.	0,02	0,6
	100	n.b.	n.b.	0,03	0,8
Mulchsaat	60	0,11	3,8	0,15	1,6
	70	0,13	3,2	0,38	1,1
	80	0,11	2,5	0,46	1,0
	90	0,01	2,3	0,06	0,7
	100	n.b.	n.b.	0,11	0,7
Direktsaat	60	0,07	11,7	0,36	3,4
	70	0,06	8,4	0,12	2,9
	80	0,10	7,7	0,09	2,1
	90	0,18	6,9	0,07	1,7
	100	n.b.	n.b.	0,06	1,4

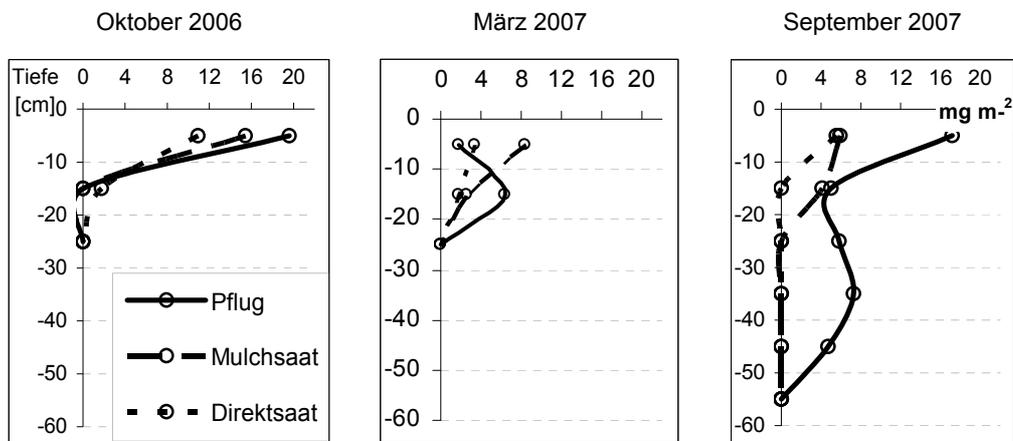
\* nicht bestimmt

Auch im gepflügten Boden kann es zu einem Stoffeintrag in den Unterbodenbereich kommen. Dies war in Lüttewitz nach ergiebigen herbstlichen Niederschlägen zum Beregnungstermin im September 2007 zu beobachten. Die Hauptmenge an aufgetragenem Tracer verbleibt jedoch im durchwurzelbaren Bodenbereich und kann durch die Pflanzen im Falle von Nährstoffen besser ausgeschöpft werden und im Falle von Pflanzenschutzmitteln aufgrund des Rhizosphäreneffekts effektiver abgebaut werden. Dies trifft insbesondere für die Mulchsaat- und Direktsaatvarianten zu, die im Unterkrumenbereich oft eine höhere Wurzellängendichte als die Pflugvariante aufweisen können (NITZSCHE et al. 2002). Diese Beobachtungen sind von ausschlaggebender Bedeutung, um das Ausstragsrisiko für Agrochemikalien auf geeigneten Lössstandorten zu prognostizieren (s. Kapitel 6).

#### Glyphosateintrag in den Boden

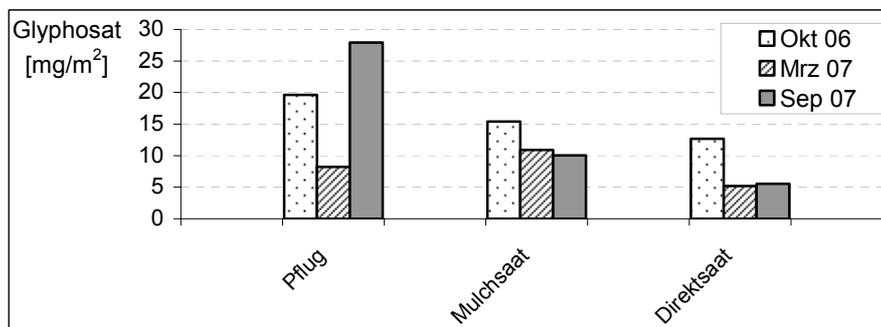
Die Untersuchungen von Bodenproben ergaben, dass sich die pro m<sup>-2</sup> applizierten 72 mg Glyphosat nach allen drei Regensimulationen lediglich in der Bodentiefe 0 - 40 cm verteilt haben (Abb. 15). Die geringste Verteilungstiefe von 20 cm wurde im trockenen Boden (Beregnung im Oktober 2006) beobachtet, während das Herbizid im Boden, welcher bereits einen hohen Wassergehalt aufwies und bis zu der Probenahme weiterhin natürlichen Niederschlägen ausgesetzt war, bis in die Tiefe von 50 cm eingewaschen werden konnte. Dieser Sachverhalt war nur im gepflügten Boden nach der Beregnung im September und der Probenahme im Oktober 2007 zu beobachten. Naturgemäß wirkt sich hierbei das kurz zuvor erfolgte Pflügen gegenüber dem präferentiellen Fließen als fördernd aus. Im Vergleich zu den Mulch- und Direktsaatvarianten wies der gepflügte Boden aber

auch nach der ersten Berechnungssimulation eine größere Herbizidmenge im Oberboden auf (Abb. 16).



**Abbildung 15: Tiefenverteilung von Glyphosat im Boden nach Regensimulationen**

Demzufolge können die Mulchsaat- und die Direktsaatverfahren in der Gesamtbetrachtung des Herbizideintrages in den Boden (Tab. 13) als schonende Bewirtschaftungsverfahren im Sinne des stofflichen Bodenschutzes angesehen werden. Bei diesen Verfahren gelangten 11 bis 17 % und beim Pflugeinsatz 32 % des applizierten Glyphosat in den Oberboden (Tab. 13).



**Abbildung 16: Glyphosateintrag in den Boden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und dem Beregnungstermin**

Die erfassten AMPA-Mengen variieren zwischen den Versuchsvarianten nur unwesentlich und waren ausschließlich im Krumbereich (0 bis 30 cm) nachweisbar. Die tendenziell höheren Werte in den Mulchsaat- und der Direktsaatvarianten können hier möglicherweise auf intensivere Mineralisierungsprozesse zurückgeführt werden. Einen Anhaltspunkt dazu bieten die Angaben zur mikrobiellen Biomasse und der Bodenatmung, welche im Krumbereich der pfluglos bewirtschafteten Varianten gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung deutlich (25 bis 50 %) erhöht waren.

Die dargestellten Untersuchungen von Glyphosat wurden an Bodenproben einer derjenigen Parzelle pro Variante durchgeführt, die den niedrigsten Oberflächenabfluss und demzufolge die größte Wasser- und vermutlich Stoffinfiltration aufwies. Diese ohne Feldwiederholung erzielten Ergebnisse sind deshalb als Basis für eine Prognoseerstellung bezüglich der Herbizidverlagerung nur im eingeschränkten Maße geeignet.

**Tabelle 13: Gesamteintrag von Glyphosat und AMPA in den Boden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung**

	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Glyphosat ( $\text{mg m}^{-2}$ )			
Summe der 3 Berechnungstermine	68,5	35,9	23,9
Relativ zum Pflug	1,00	0,54	0,35
Relativ zu Applikationsmenge (%)	31,7	16,6	11,1
AMPA ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )			
Summe der 3 Berechnungstermine	28,4	34,8	32,9

Die in der Literatur vorhandenen Ergebnisse zu Verlagerung des Herbizids Glyphosat in die ungesättigte Bodenzone sind nicht zahlreich und widersprüchlich. So stellten STADLBAUER und FANK (2005) in Lysimeterversuchen in der Steiermark fest, dass bei wendender Bodenbearbeitung der Wirkstoff Glyphosat in 40 cm Tiefe auch noch mehrere Monate nach der Ausbringung nachweisbar war. Im Sickerwasserfluss war das Herbizid jedoch zu keinem Zeitpunkt vorhanden. Auf der Grundlage des vorhandenen deutlichen Makroporenflusses und Deuteriumuntersuchungen schlussfolgern die Autoren, dass eine raschere Verlagerung von Glyphosat und AMPA in höheren Konzentrationen bis in den Kiesbereich nicht ausgeschlossen werden kann.

Trotz des nachgewiesenen Makroporenflusses beobachteten MALONE et al. (2004) in Lysimeterversuchen mit zwei Schlufflehm Böden keinen Glyphosataustrag bis in 2,4 m Tiefe, während FORMSGAARD et al. (2003) und STONE & WILSON (2006) das Herbizid in einzelnen Sickerwasserproben in ökologisch relevanten Konzentrationen z. T. über  $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$  nachweisen konnten.

VERECKEN (2005) kam in einer Übersichtsarbeit zu der Schlussfolgerung, dass Ergebnisse langzeitiger Beobachtungen zu Glyphosatauswaschung sowohl in den USA als auch in Europa eher ein sporadisches Auftreten des Mittels im Grundwasser belegen.

#### Mikrobielle Aktivität in den Makroporen und der Bodenmatrix

Die festgestellten vom Bodenbearbeitungssystem abhängigen Unterschiede im Wasser-, Nitrat- und Tracertransport beruhen auf der ebenfalls unterschiedlichen Beschaffenheit von Porensystemen. Verglichen mit dem gepflügten Boden weisen Böden, die dauerhaft im Mulchsaat- und Direktsaatverfahren bewirtschaftet wurden, eine signifikant höhere Anzahl an makroskopisch sichtbaren

Bodenporen auf (Anhang 14). Bereits ab der Tiefe von 10 cm erhöht sich hier die Makroporenanzahl um das 2- bis 3-Fache. Diese deutlich höhere Makroporenanzahl ist sowohl im Ober- als auch im Unterboden bis zu einer Tiefe von 80 cm zu beobachten. Die Porenanzahl im darunter liegenden Profilbereich ist mit derjenigen im gepflügten Boden in der Tiefe von 70 cm vergleichbar.

**Tabelle 14: Mittelwerte der  $C_t$ - und  $N_t$ -Gehalte in Bodenmischproben der Regenwurmangänge und der Bodenmatrix (3 Wiederholungen) im Ober- und Unterboden (cm)**

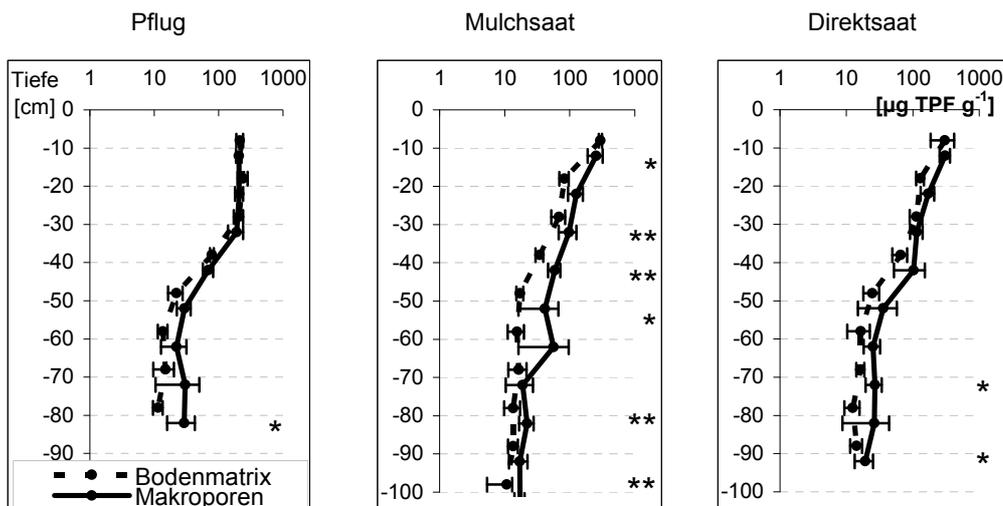
Proben	Tiefe cm	$C_t$		$N_t$
			%	
Makroporen	0-30	1,11 ± 0,03	a*	0,15 ± 0,01
	40-60	0,37 ± 0,00		0,04 ± 0,01
Bodenmatrix	0-30	1,04 ± 0,02	b	0,13 ± 0,01
	40-60	0,35 ± 0,01		0,03 ± 0,01

\* - signifikante Unterschiede,  $p < 0,01$ , Tukey-Test

Die Erhöhung der Porenanzahl ist im Mulchsaatverfahren mit einer Zunahme vor allem der Mittel- und Grobporen und im Direktsaatverfahren mit einer Erhöhung des Feinporenanteils verbunden (Anhang 15). Die höchste Anzahl an Regenwurmangängen wurde in der Mulchsaatvariante festgestellt. Wie die Anhänge 13 und 15 veranschaulichen, dienen gerade diese biogenen, kontinuierlich bis zur ermittelten Tiefe von 1 m verlaufenden Makroporen und deren angrenzende Bodenbereiche in erster Linie als Fließ- und Transportwege für Wasser und Stoffe. In diesem Zusammenhang ist es von ökologischer Relevanz zu wissen, ob im stoff- und wasserangereicherten Makroporenbereich die eingewaschenen mineralischen und organischen Verbindungen von den hier vorhandenen Mikrobiozönosen als Nährstoffquellen verwertet werden.

Die untersuchten Bodenproben der Regenwurmangänge und des anliegenden Bereiches weisen im Vergleich zu den Bodenbereichen ohne Grobporen (Bodenmatrix) 6 bzw. 10 % höheren  $C_t$ - und  $N_t$ -Gehalte auf (Tab. 14).

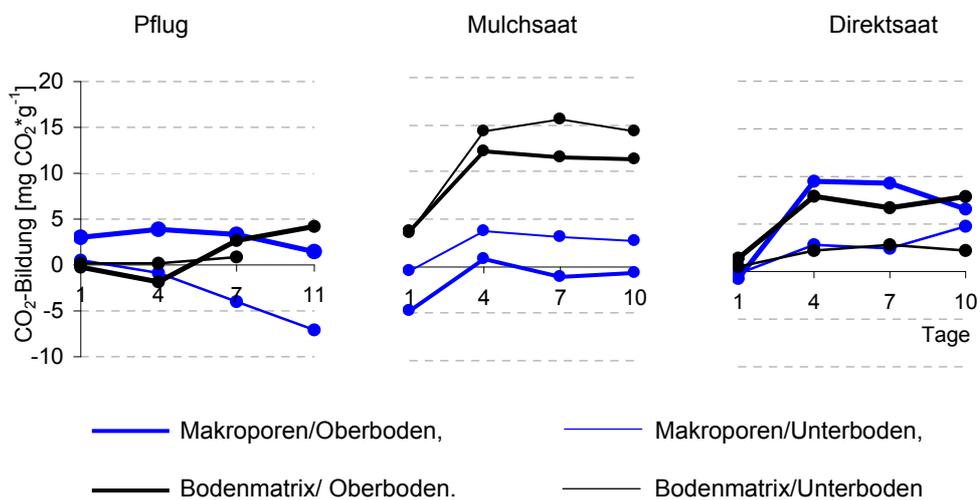
Der festgestellte bessere Nährstoffstatus und die bis zu 7 % höheren Wassergehalte in den dem Regenwurmengang nahen Bodenbereichen begründen eine hier wesentlich höhere mikrobielle metabolische Aktivität, die am Beispiel der Dehydrogenasenaktivität und der Bodenatmung ermittelt wurde. Auf Grund der Entwicklung dieser Parameter können Schlussfolgerungen bezüglich des mikrobiell bedingten Zersetzungspotenzials eines Bodens abgeleitet werden. Wie die Abbildung 17 demonstriert, weisen die Bodenproben der Makroporenwände insbesondere in der Mulchsaatvariante eine bis zu 70 % höhere Dehydrogenasenaktivität auf. Die nur für wenige Tiefenstufen signifikant höhere Dehydrogenasenaktivität in der Pflug- und der Direktsaatvariante war in den biogenen Makroporen im Mittel dennoch 40 % höher als in der Bodenmatrix.



\* signifikant bei  $p < 0,05$ , \*\* signifikant bei  $p < 0,01$  (Mann-Whitney-U-Test)

**Abbildung 17: Tiefenbezogene Dehydrogenasenaktivität in Bodenproben aus den Regenwurmgängern und Bodenmatrix**

Die enge Dehydrogenasenaktivität-Wassergehalt-Beziehung in den pfluglos bewirtschafteten Varianten wird durch die signifikanten ( $p < 0,01$ ) Korrelationskoeffizienten in Höhe von 0,90 und 0,92 bestätigt. Die nachgewiesene höhere Dehydrogenasenaktivität in der unmittelbaren Nähe der Regenwurmgänge und die diesbezüglich fördernde Wirkung der pfluglosen Bodenbewirtschaftung korrespondiert mit der gemessenen  $\text{CO}_2$ -Bildung in dem mit Glyphosat versetzten Boden.



**Abbildung 18: Entwicklung der Bodenatmung ( $\text{CO}_2$ -Bildung) nach Zugabe von Glyphosat zu Makroporen- und Matrixbodenproben (abzüglich der unbehandelten Proben)**

Wie aus Abbildung 18 zu ersehen ist, bewirkt die Herbizidzugabe von 10 l/ha in den Proben von der gepflügten Parzelle eine signifikante ( $p < 0,05$ , Mann-Whitney-U-Test) Depression der Bodenatmung im unteren Makroporenbereich und in der Matrix im Oberboden einen leichten  $\text{CO}_2$ -Anstieg. Dagegen war die Mikrobiozönose in der Mulchsaatvariante, vor allem in der Bodenmatrix im Stande sehr schnell und intensiv die applizierte Substanz zu verwerten. Dieser Sachverhalt kann sowohl für die an die Xenobiotika angepasste und tolerante Mikroflora als auch für einen in Folge einer besseren Nährstoffversorgung (z. B. Nitrat) effizienten Kometabolismus sprechen. Dies trifft ebenfalls für den Oberboden der Direktsaatvariante zu.

Diese Untersuchungsergebnisse befinden sich im Einklang mit den Angaben aus der Literatur. So fanden AMADOR et al. (2003) und SAVIN et al. (2004) erhöhte Nitratkonzentrationen entlang der Wände der Regenwurmgänge, da die Mineralisierung an diesen Stellen durch die Beschichtung mit Schleim und anderen organischen Substanzen verstärkt abläuft. Des Weiteren zeigten BUNDT et al. (2001), dass die organische Substanz entlang der Fließgänge um 10 - 70 % und die biologische Aktivität um 9 - 22 % höher sind als in der Bodenmatrix. Die Konsequenz dieser vorteilhaften ökologischen Bedingungen in bestimmten Bodenbereichen ist eine bessere mikrobiell bedingte Glyphosat-Mineralisation. Hierbei wurden auch keine Beeinträchtigungen der Aktivität und der Zusammensetzung von Mikrobiozönosen beobachtet (BUSSE et al 2001, SCHROLL et al. 2006).

Die erzielten Ergebnisse belegen, dass bezüglich der Stoffmineralisierung in Mikrobereichen des Bodens eine große räumliche und bearbeitungsbedingte Heterogenität vorherrscht. Die langjährige Bewirtschaftung des untersuchten Lössbodens im Mulchsaat- und Direktsaatverfahren wirkt sich auf das Zersetzungspotenzial gegenüber von Xenobiotika fördernd aus.

#### **4 Zusammenfassende Betrachtung**

Im Rahmen der vorliegenden, projektgebundenen Untersuchungen wurden die nachfolgende Bodenparameter zur Charakterisierung und Indikation des präferenziellen Stofftransportes unter einer konventionellen und konservierenden Bodenbearbeitung erfasst. Eine solche Beurteilung des Stoffaustrages und -eintrages steht vor dem Hintergrund, eine an einen Lössstandort angepasste, erosionsmindernde und hinsichtlich des Stoffaustrages optimierte Bewirtschaftungsweise empfehlen zu können.

Die in Folge einer Starkregensimulation bestimmten Parameter, wie z. B. Oberflächenabfluss, Bodenabtrag, Infiltrationsrate sowie die horizontale und vertikale Stoffverteilung, im Boden von langjährig gepflügten und pfluglos (Mulchsaat- und Direktsaatverfahren) bewirtschafteten Flächen am Standort Lüttewitz wiesen zu drei Untersuchungsterminen (im Herbst 2006, 2007 und Frühjahr 2007) ein differenziertes Verhalten auf.

Das ist darauf zurückzuführen, dass die Berechnungsrahmenbedingungen wie der Bodenbedeckungsgrad, die Bestandshöhe, der Bodenwassergehalt und die Lagerungsdichte, durch welche im starken Maße im Verlauf eines Starkregenereignisses die Infiltration, der Oberflächenabfluss und der Sedimentabtrag auf den Ackerböden aus Löss beeinflusst werden, einerseits mit der Jahreszeit und andererseits mit den aktuellen acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen variieren. Grundsätzlich konnten jedoch sowohl die bisherigen Ergebnisse von früheren Berechnungsversuchen der LFL (2002) als auch die in der Literatur veröffentlichten experimentellen Befunde in ihrer Kernaussage dahingehend bestätigt werden, dass die Umstellung auf eine pfluglose Bodenbearbeitung eine Minderung des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages sowie eine Erhöhung der Wasserinfiltration in den Boden infolge der Entstehung einer verschlammungsresistenteren Krümelstruktur im Oberboden und einer ganzjährig vorhandener Mulchauflage aus Ernterückständen zur Folge hat.

Eine weitere Erkenntnis, die für die konservierende Bearbeitung von Lössböden spricht, ist das hohe Aufkommen an Makroporen, die das der Pflug-Variante um ein 2,5-Faches übersteigt. Die bis zu einer Tiefe von 100 cm nachgewiesenen zahlreichen Makroporen, die aufgrund der positiven, nahrungsbedingten Auswirkung der Mulchauflage auf die Aktivität und Anzahl von tiefgrabenden Regenwurmarten und aufgrund einer den Regenwurmgang schonenderen, nicht wendenden Bodenbearbeitung entstanden sind, haben in den Varianten Mulchsaat und Direktsaat zur Entstehung von infiltrationsfördernden und stabilen Porensystemen beigetragen. Diese Porensysteme dienen als Fließwege für das Niederschlagswasser mit den darin gelösten Stoffen bis in den Unterboden und führen auf den konservierend bearbeiteten Flächen in Kombination mit einer stärkeren Durchwurzelung des Unterbodens zu einer besseren Wasser- und Nährstoffversorgung der Pflanzen. Es können auf diesem Wege unter ungünstigen Bedingungen, wie sie in dem Experiment simuliert wurden, aber auch die im landwirtschaftlichen Produktionsprozess eingesetzten Dünge- und Pflanzenschutzmittel eingewaschen werden. Damit können die Makroporen wesentlich zu den Stoffflüssen im Boden beitragen.

Detaillierte Informationen über das räumliche Transportverhalten von Bodenwasser und den darin gelösten Stoffen im Bodenprofil können mit Hilfe des stark sorbierenden Farbtacers Brillant Blau und des nicht sorbierenden Bromids, d. h. über die Ermittlung der tiefenbezogenen Konzentrationsverteilung dieser Stoffe erhalten werden. Die diesbezüglichen erstellten, auf einer Rasterbeprobung basierenden Fließschemata, visualisieren deutliche Unterschiede in der vertikalen Wasser- und Tracerverteilung zwischen der gepflügten und den pfluglosen Bodenbearbeitungsvarianten. Die Isokonzentrationslinien kennzeichnen eindeutig das in den konservierend bewirtschafteten Varianten bevorzugte Fließen - vor allem von Tracersubstanzen - auf präferenziellen Transportbahnen, die auf die in diesen Bewirtschaftungssystemen festgestellten Makroporen zurückgeführt werden können. Generell ist im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftungsweise in den konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten ein tieferes Durchdringen (bis in eine Tiefe von 40 bis 80 cm) des Niederschlagswassers nachweisbar. Die hier ausgeprägte, kleinräumig vertikal und horizontal diffe-

renzierte Verteilung der Tracersubstanzen kann als Indikator für einen bezüglich der Transportwege funktionsstarken Bodenkörper herangezogen werden. Bei einem durch Pflugbearbeitung homogenisierten Boden besteht durch eine schneller einsetzende Oberflächenverschlammung eher die Gefahr einer wassererosionsgebundenen Auswaschung von Stoffen als bei einem im Mulchsaat- oder Direktsaatverfahren bestellten Boden.

In den konservierend bewirtschafteten Bodenbearbeitungsvarianten wird aufgrund einer höheren Makroporenanzahl ein höherer Anteil vom untersuchten mineralischen Pflanzennährstoff (Nitrat-) Stickstoff mit dem präferenziellen Fluss im Unterboden verteilt. Vergleichenden amerikanischen Untersuchungen (EDWARDS et al. 1989) zufolge besteht in den konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten dennoch keine erhöhte Gefahr eines Stickstoffaustrags in den unteren Bereich des Bodens, weil über die radiale Infiltration im Bereich der Makroporen die im Bodenwasser gelösten Stoffe in die Bodenmatrix aufgenommen werden können. Die Transportbahnen bzw. die Makroporen haben durch ihren erhöhten Gehalt an organischer Substanz u. a. die Eigenschaft, Stoffe zu sorbieren. Aus den in den Makroporen vorherrschenden optimalen Lebensbedingungen für die Bodenmikroflora resultiert die in diesem Bereich im Gegensatz zur Bodenmatrix höhere Umsatzaktivität gegenüber den adsorbierten Stoffen. So findet bei abnehmender Bodenbearbeitungsintensität eine Zunahme der Dehydrogenasenaktivität statt. Deswegen können die als Düngemittel ausgebrachten Pflanzennährstoffe in den konservierend bearbeiteten Varianten durch höhere Gehalte an organischer Substanz sowie durch eine metabolisch aktivere Mikroflora stärker und in größeren Mengen im Boden gebunden und umgesetzt und im Gegensatz zur Pflug-Variante nur in geringen Raten innerhalb des Nährstoffkreislaufes freigesetzt werden. Zudem verbleiben die durch die Düngungsmaßnahmen ausgebrachten Nährstoffe im durchwurzelteten Bodenbereich. Folglich besteht in der Mulchsaat- und der Direktsaat-Variante trotz der im Vergleich zur Pflug-Variante festgestellten zeitweilig höheren Gehalte an mineralischem Stickstoff im Unterkrumenbereich aufgrund der stärkeren Durchwurzelung der Unterkrume ein geringeres Potenzial für den wassergebundenen vertikalen wie auch horizontalen Austrag.

Der verstärkte Abbau von im landwirtschaftlichen Produktionsprozess verwendeten organischen Pflanzenschutzmitteln im Bereich der Makroporen wird mit der Untersuchung zur Bodenatmung in den Makroporen und der Bodenmatrix mit und ohne Zugabe der Modellsubstanz Glyphosat bestätigt. Der mit dem Makroporenfluss nicht ausgewaschene und im Oberboden verbliebene Wirkstoff Glyphosat unterliegt hier, vor allem in den wenigen oberen Zentimetern, einer starken Sorption und einer dadurch schnellen Fixierung sowie einem experimentell nachweisbaren, mikrobiellen Abbau (DOMSCH 1992) und ist daher als relativ immobil einzustufen. Aufgrund der Untersuchungen der bodenzymatischen Aktivität und der Bodenatmungsaktivität, die als Maß für die Intensität von mikrobiellen Stoffumsetzungen im Boden angesehen werden, ist vor allem in der Mulchsaat-Variante ein hohes Potenzial dazu vorhanden, den Wirkstoff in seinen Metaboliten AMPA umzusetzen.

Die Ergebnisse der durchgeführten Stoffapplikations- und Niederschlagssimulationsversuche demonstrieren eine im Vergleich zur wendenden Bodenbearbeitung positive Auswirkung der pfluglosen Bearbeitungsverfahren auf die für die Bodenerosionsanfälligkeit relevanten physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften. Darauf basierend kann von einer Verbesserung der Bodenqualität sowie der entsprechenden Regulationsfunktionen gesprochen werden, durch die ein Stoffrückhalt im durchwurzelten Bodenbereich und in der Landschaft bewirkt wird und die letztlich einer Optimierung der Produktionsfunktion von Ackerböden im Rahmen einer umweltgerechten, boden- und gewässerschonenden Landwirtschaft dienen.

## **5 Schlussfolgerungen**

Die Bodenerosion durch oberflächlich abfließendes Niederschlagswasser ist in einigen Regionen Sachsens von besonderer Bedeutung. Neben den Verlusten an Bodenmaterial, die zu erheblichen Einbußen im Hinblick auf die Ertragsfähigkeit von Böden führen, stehen vor allem die Austräge von Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) und Pflanzenschutzmitteln aus der Landschaft, insbesondere von den Ackerflächen, im Vordergrund. Solche verfrachteten Stoffe können über den Pfad Oberflächenabfluss die Wasserqualität der Oberflächengewässer und über den Pfad Niederschlagsinfiltration die Qualität des Grundwassers empfindlich beeinträchtigen. Im Bundes-Bodenschutzgesetz ist festgestellt, dass im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis Bodenabträge möglichst zu vermeiden sind (§ 17).

Dank ihrer hohen Bodenfruchtbarkeit wird die sächsische Lössregion vorrangig auch in Zukunft intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Aufgrund der in dieser Region vielerorts vorhandenen z. T. sehr hohen Bodenerosionsgefährdung besteht hier die Gefahr von hohen Stoffausträgen. Durch den Übergang von der konventionellen Bodenbearbeitung zu konservierenden Bodenbearbeitungssystemen kann in erheblichem Umfang eine nachhaltige Reduzierung des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages erreicht werden. Zu den diesbezüglichen die Boden- und Nährstoffverluste mindernden Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren gehören die Mulchsaat- und Direktsaatverfahren, welche seit 1993 in Sachsen gezielt gefördert werden und sich bereits nach wenigen Jahren Anwendung als sehr wirksame vorsorgende Erosionsschutzmaßnahmen bewährt haben. Diese vorteilhafte boden- und umweltschonende Auswirkung von dauerhaft pfluglosen Bodenbearbeitungsverfahren spiegeln sich in einer wachsenden Akzeptanz und den zunehmenden Flächenanteilen, die nicht mehr wendend bearbeitet werden, wider. Annähernd 50 % der Ackerfläche Sachsens wurden im Jahre 2007 pfluglos bzw. konservierend, davon ca. 15 % dauerhaft, bearbeitet (MÜLLER und SCHMIDT 2007). Aufgrund der nach wie vor vorhandenen Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge in die Gewässersysteme und der naturgemäßen Wechselwirkung zwischen einem geminderten Wasseroberflächenabfluss und einer erhöhten Wasserinfiltration in pfluglos bearbeiteten Böden bestehen diesen Verfahren gegenüber einige Unsicherheiten bezüglich des hier angenommenen vertikalen Stofftransportes über den Pfad Sickerwasser.

Im Rahmen des vorgestellten Projektes wurden die Auswirkungen der langjährig praktizierten Verfahren Mulchsaat und Direktsaat auf den Wasser- und Stofffluss an einem Lössstandort untersucht und mit den konventionell bearbeiteten Flächen verglichen. Die vertikale, niederschlagsgebundene Verlagerung von Stickstoff und Glyphosat sowie der Tracersubstanzen Brillant Blau und Bromid stand im Mittelpunkt der Untersuchungen. Dazu wurde innerhalb der bestehenden Bewirtschaftungssysteme mittels einer Beregnungsanlage ein erosionswirksamer Niederschlag auf einem Praxisschlag erzeugt, um eine Extremsituation (worst-case-Szenario) bezüglich des Stoffaustrages zu simulieren. Die hierbei provozierte oberflächenabfluss- und sickerwasserbedingte Stoffverfrachtung wurde durch die Erhebung folgender Parameter erfasst: abgeflossene Wassermenge, Sedimentaustrag, Nährstoff- und Herbizidfrachten im Wasser und Sediment, Tiefenverteilung von Wasser, applizierter N-Düngemittel sowie Glyphosat, Tracerkonzentrationen im Bodenprofil und mikrobielle Aktivität in biogenen Poren im Vergleich zur Bodenmatrix.

Aus den Beregnungsversuchen ergaben sich folgende Erkenntnisse und Schlussfolgerungen:

1. Der trockene, gepflügte Boden ist nicht im Stande, aufgrund der schnell einsetzenden Oberflächenverschlammung bei Regenereignissen mit hoher Intensität das Niederschlagswasser vollständig aufzunehmen. Auf den pfluglos bewirtschafteten Flächen wirkt sich die in der meisten Zeit des Jahres vorhandene Mulchaufgabe abflussmindernd aus. Das Auftreten eines Oberflächenabflusses bzw. Transportes ist an zwei Bodenzustände gebunden:
  - Schutz vor Aggregatzerfall und Verschlammung. Diese Wirkung setzte erst bei einer signifikanten Flächenbedeckung von über 20 % ein. Darüber hinaus wurde eine Aggregat stabilisierende Wirkung durch die bei mehrjährigem Pflugverzicht in den oberen 10 cm des Bodens um 27 % (konservierende Bearbeitung) bzw. 37 % (Direktsaat) höheren C<sub>t</sub>-Gehalte geschaffen.
  - Auch der wassergesättigte Boden lässt im Falle von Starkregenereignissen nur eine verminderte Infiltration zu. Damit ist der verstärkte Oberflächenabfluss von den konservierend bewirtschafteten Flächen in einer Höhe von 35 % des Niederschlages zu begründen
2. Im Vergleich zum gepflügten Boden wurde der Oberflächenabfluss in der Summe dreier Beregnungstermine auf geneigten und langjährig im Direktsaatverfahren bewirtschafteten Flächen um 51 % und bei Bewirtschaftung im Mulchsaatverfahren sogar um 85 % gemindert. Die entsprechende Erhöhung des infiltrierten Wasservolumens ergab 23 bzw. 14 %.
3. Die infiltrierten Niederschläge werden in konservierend bearbeiteten Böden vor allem vom Bodenbereich der Tiefe 50 - 100 cm aufgenommen und bevorratet, so dass hier stets 2 bis

4 % höhere Bodenwassergehalte als im gepflügten Boden nachgewiesen werden konnten. Durch die simulierten Starkniederschläge wird die diesbezügliche Differenz um nahezu 8 % erhöht.

4. Die Sedimentausträge werden durch den Pflugverzicht noch drastischer als der Oberflächenwasserabfluss gemindert und betragen im Vergleich zum gepflügten Boden lediglich 57 und 39 %.
5. Der höchste  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag von 39 % der ausgebrachten Menge bestand mit dem Oberflächenabfluss von den gepflügten Flächen. Die Umstellung auf die pfluglose Bodenbearbeitung führte zur Reduzierung der diesbezüglichen Fracht um 31 % bzw. 52 % in der Mulchsaat- bzw. der Direktsaatvariante. Die Minderung der K- und  $\text{Br}^-$ -Fracht bewegte sich im vergleichbaren Bereich.
6. Ein diffuser Phosphoraustrag fand nahezu ausschließlich in kolloidaler Form mit dem ausgetragenen Bodenmaterial statt. Die Menge an aktuell (wasserlöslich) und potenziell (HCl-löslich) mobilisierbaren P-Verbindungen in dem von den gepflügten Flächen verfrachteten Sediment überstieg diejenige der Mulch- und Direktsaatvarianten um das 6 – 8-Fache.
7. Mit dem Oberflächenabfluss wurden maximal 2,53 % der applizierten Herbizidmenge ausgetragen. Die in den pfluglos bewirtschafteten Varianten höhere Herbizidfracht hängt für das stark sorbierende Herbizid mit einem aufgrund der Mulchaufgabe reduzierten Kontakt zum Boden und einem dadurch ungehinderten Abspülen des Präparates von der Mulchoberfläche zusammen. Auf diese Weise können unter den simulierten worst-case-Bedingungen im abfließenden Niederschlag solche Glyphosatkonzentrationen zu Stande kommen, die für die Oberflächengewässer belastungsrelevant sind.
8. Der präferenzielle Stofftransport im untersuchten Lössboden wurde mit Hilfe des Farbstoffes Brillant Blau eindeutig festgestellt. Eine hohe Bedeutung für den diesbezüglichen Eintrag an sorbierbaren und nicht sorbierbaren Stoffen kam den Makroporen und den Pflugführungsbahnen zu. Während im pfluglos bearbeiteten Boden der Makroporenfluss dominierte, stellten die Fließwege im gepflügten Boden eine Kombinationsabfolge von Furchenbalken angeschlossen an die unter der Pflugsole liegenden Makroporen dar.
9. Der Massentransport und das Diffusionsverhalten des Niederschlagswassers und der darin gelösten Stoffe wurden substanzspezifisch beeinflusst. Während sich das Wasser nach dem präferenziellen Fließen aufgrund der Diffusion in die Bodenmatrix nahezu gleichmäßig lateral verteilte, wiesen die oszillierend verlaufenden Massenmittelpunktlinien für Brillant Blau und Bromid und die hohen Variationskoeffizienten der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte eine ausgeprägte Heterogenität in der räumlichen Verteilung auf.

10. Eine höhere Bodenfeuchte förderte den Makroporenfluss, da der Potenzialgradient zwischen dem infiltrierenden Niederschlagswasser und dem Bodenwasser in den Poren in diesem Zustand am geringsten ist. Bei einem hohen und tiefenbezogen nahezu gleichmäßigen Bodenwassergehalt wie im März 2007 wurden die gelösten Substanzen wesentlich tiefer in den Boden transportiert als in einem trockenen Boden.
11. Signifikant höhere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Bodenbereich von 60 - 100 cm wurden am Beregnungstermin im März 2007 insbesondere in der Direktsaatvariante festgestellt. Da diese Bodenregion durch die Wurzelsysteme der Kulturpflanzen aufgeschlossen wird, kann hier von einer Abschöpfung des Stickstoffes ausgegangen werden.
12. Die maximale gemessene Eintragstiefe für Glyphosat von 40 cm wurde im gepflügten Boden nachgewiesen. Hierher gelangten 32 % des unter worst-case-Bedingungen applizierten Mittels. In den pfluglos bearbeiteten Varianten waren es 11 und 16 % der ausgebrachten Menge, die sich vorwiegend in den oberen 20 cm verteilt haben.
13. Die pfluglos bearbeiteten Böden wiesen bezüglich der mikrobiellen Aktivität eine nur kleinräumige Heterogenität auf. Die Makroporenwände und der umgebende Boden beherbergten im Vergleich zum gepflügten Boden eine metabolisch deutlich aktivere Mikroflora, welche befähigt war, das dem Boden zugegebene Herbizid Glyphosat als Energie- und Nährstoffquelle zu verwerten und auf diesem Wege zu mineralisieren.

## **6 Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich eines potenziellen Austragsrisikos mit dem vertikalen Stofffluss**

Zu Kernaufgabe des vorgestellten Projektes gehört die Klärung des vertikalen Transportverhaltens von pflanzlichen Nährstoffen, in erster Linie des Nitrat-Stickstoffes, und des Totalherbizids Durano mit dem Wirkstoff Glyphosat bei der konventionellen und der konservierenden Bodenbearbeitung.

Die Versuche mit einem konservativen und einem reaktiven Tracer haben gezeigt, dass gerade im langjährig nicht wendend bearbeiteten Lössboden präferenzielle Stofftransportwege biogenen Ursprungs entstanden sind, entlang welcher unter bestimmten hydro-meteorologischen Rahmenbedingungen die Modellsubstanzen bis in die Tiefe von 100 cm eingetragen werden können. Dieses Szenario ist als Extremsituation anzusehen, die unter den gegebenen klimatischen Bedingungen nicht häufiger als einmal in 20 Jahren auftritt.

Eine der Tracersubstanzen gleichwertige Verfrachtung des in Form von AHL applizierten Nitrates und des Wirkstoffes Glyphosat konnte in den Versuchen mit simulierten Starkniederschlägen, die unmittelbar der Stoffausbringung folgten, nicht nachgewiesen werden. Für das im Unterboden der konservierend bearbeiteten Flächen nachgewiesene Nitrat besteht die Möglichkeit, sowohl durch

die bis dahin reichenden pflanzlichen Wurzelsysteme der Haupt- und der Zwischenfrucht als auch durch die zumindest in den Makroporen metabolisch aktive Bodenmikroflora aufgenommen zu werden. Damit dürfte das Austragsrisiko für Nitrat gemindert werden, zumal die Ergebnisse der LfL aus Untersuchungen der letzten Jahre zeigen, dass durch konservierende Bodenbearbeitung im Herbst eine Verringerung des mineralischen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalts in Lössböden um durchschnittlich ca.  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$  möglich ist (LfL, unveröffentlicht). Der Grund dafür ist im Vergleich zum Pflugeinsatz eine geringere N-Fracht aus der bei nicht wendender Bodenbearbeitung langsamer verlaufenden Remineralisierung des Stickstoffs aus den Ernterückständen.

Der Wirkstoff Glyphosat weist im Gegensatz zu  $\text{NO}_3\text{-N}$  eine hohe Adsorption und kurze Halbwertszeiten für die meisten Böden aus, das wurde ebenfalls für einige sächsische Böden bestätigt (GRUNEWALD et al. 2001), in welchen das Glyphosat eine Halbwertszeit von maximal 17 Tagen aufwies. Darauf basierend wird die Verlagerungsfähigkeit und das Auswaschungsrisiko als gering eingestuft. Werden die abiotischen und biotischen Bodencharakteristika betrachtet, die zur Bewertung der Filter- und Pufferfunktion eines Bodens gegenüber den Schadstoffen dienen (LFUG 2005, BLA-GEO 2004, HOCHFELD et al. 2003), so ergibt sich für den untersuchten Lössboden aufgrund seiner Eigenschaften, wie z. B. des Humusgehaltes, der Bodenart und der biologischen Aktivität ein hohes Bindungs- und Eliminierungspotential. Das gemeinsame Wirkungsgefüge, bestehend aus den das Umweltverhalten bestimmenden Stoffeigenschaften und den o. g. Bodeneigenschaften, spricht gegen eine Verlagerung des Wirkstoffes Glyphosat aus dem durchwurzelteten Bodenbereich, was am Standort Lüttewitz, auch auf Grund der Bodenuntersuchungen bestätigt wurde.

Eine endgültige Gewissheit zum Austrag der aus der landwirtschaftlichen Produktion stammenden anorganischen und organischen Stoffe könnte durch eine standortspezifische Grundwasseruntersuchung erlangt werden. Es muss jedoch eine exakte Zuordnung der Austragspfade für die darin enthaltenen Belastungen gegeben sein, da zahlreichen Untersuchungen zu Folge der Stoffaustrag in der Landschaft über den Pfad des Oberflächenabflusses überwiegt und eindeutig für die gepflügten Flächen charakteristisch ist.

## **7 Möglichkeiten zu Vermeidung der sickerwassergebundenen Stoffverlagerung**

Unabhängig von der Wahl des Bodenbearbeitungssystems ist die wichtigste Voraussetzung für die Vermeidung von Stickstoff-Verlusten mit den Sickerwasserströmen aus den Düngungsmaßnahmen die bedarfsgerechte Düngung und ggf. die Splittung der Düngegaben entsprechend des Pflanzenbedarfs. Von ausschlaggebender Bedeutung hierfür sind die Berücksichtigung von Rest-N-Vorräten und die Prognose der N-Mineralisierung sowie die Kalkulation der eventuell mit Zwischenfrüchten erreichten N-Konservierung. Auch die optimierte Düngung unter Einsatz der teilflächendifferenzierten Ausbringung (Precision Farming) sowie die bodennahe Applikation in wachsenden Beständen bzw. die Bodeninjektion auf bestandesfreien Flächen bewirken eine deutliche Reduzierung des Austragsrisikos und der Nährstoffverluste während der Ausbringung.

In pfluglos bearbeiteten Böden besteht im Vergleich zu gepflügten Böden nur dann ein erhöhtes Risiko des verstärkten makroporengelassenen Transportes der auf der Bodenoberfläche ausgebrachten Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, wenn unmittelbar nach der Applikation ein Starkregenereignis einsetzt. Prozesse wie die Stoffdiffusion, -adsorption, -mineralisierung, die Verflüchtigung und letztlich die Aufnahme durch die Pflanzen können in diesem Fall in der kurzen Zeit zwischen Ausbringung der Stoffe und Niederschlagsbeginn noch nicht stattgefunden haben, weshalb der größte Anteil der applizierten Stoffe gegenüber dem sickerwassergebundenen Transport exponiert bleibt. Auch wenn die Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln an bestimmte anbautechnische Abläufe gebunden ist, so stellt die Vermeidung des Ausbringens vor starken Niederschlägen schon bei konventioneller Bodenbearbeitung eine wichtige Grundlage für die Terminwahl dar. Im Rahmen der konservierenden Bodenbearbeitung ist aufbauend auf den hier vorgestellten Ergebnissen noch größeres Gewicht auf diesen Aspekt zu legen.

Wenn zwischen der Ausbringung der Dünge- und Pflanzenschutzmittel ein ausreichender zeitlicher Abstand besteht, so ist bei konservierender Bodenbearbeitung von einem vergleichbaren oder sogar verringerten Austragsrisiko im Vergleich zu wendenden Bodenbearbeitungssystemen auszugehen.

Eine Optimierungsvariante der Düngemittelapplikation gerade in Direktsaatsystemen stellt zudem die Unterfußdüngung dar, die dazu beiträgt, die applizierten Stoffe der direkten Niederschlagsexposition zu entziehen bei gleichzeitig sehr präziser Platzierung. Zudem ermöglicht diese Applikationstechnik auch die Anwendung neuer Düngungsstrategien wie der Depotdüngung.

Darüber hinaus sind alle Strategien, die auf eine Reduzierung der N-Verluste abzielen, in konservierenden Systemen ebenso zu empfehlen wie bei Einsatz des Pfluges. Hierzu zählen beispielsweise der Anbau von Zwischenfrüchten zur Konservierung der N-Überschüsse über den Winter, wobei die Entscheidung zwischen den abfrierenden und nicht abfrierenden Zwischenfrüchten und die Wahl der entsprechenden Kultur wie z. B. Ölrettich, Winter-Rübsen, Gelbsenf oder Phacelia, sehr standortspezifisch und in Abhängigkeit von den aktuell vorhandenen Stickstoffüberschüssen und den Ansprüchen der nachfolgenden Hauptkulturart zu treffen sind. Eine weitere Möglichkeit vertikale N-Verluste zu mindern, ist eine differenzierte Aussaat von Winterweizen. So können z. B. durch bis Mitte September ausgesäten Weizen N-Entzüge von 100 bis 150 kg ha<sup>-1</sup> erzielt werden, während bei späteren Aussaatterminen geringere Werte von 100 bis 30 kg ha<sup>-1</sup> zu erwarten sind (SCHLIEPHAKE 2002). Den gleichen Effekt übt eine zügige Stoppelbearbeitung nach der Ernte aus, da dadurch das Keimen von Ausfallgetreide und Unkräuter wie auch die Bildung einer hohen Biomasse und die damit verbundene beachtliche N-Festlegung gefördert wird.

Unabhängig von der Wahl des Bodenbearbeitungssystems ist die Menge des sowohl im Oberflächenabfluss als auch im makroporengelassenen Fluss ausgetragenen Pflanzenschutzmittels der ausgebrachten Mittelmenge annähernd proportional. Sollte es zu einer Verlagerung von Pflanzen-

schutzmitteln kommen, zieht daher die Reduktion der applizierten Herbizidmenge auch eine Frachtminderung im Sickerwasser oder im Oberflächenabfluss nach sich. Zudem kann bei geringeren applizierten Stoffmengen ein etwas höherer Anteil als bei größeren Gaben im Boden sorbiert werden. Dadurch kann sich die ausgewaschene Stoffmenge zur Dosisverringering überproportional reduzieren. Aus diesem Grunde ist die Reduzierung der Applikationsmenge von Pflanzenschutzmitteln im Rahmen des auf Grund der Wirksamkeit und des Resistenzmanagements vertretbaren Bereiches eine der effektivsten Präventionsmaßnahmen gegen die Pflanzenschutzmitteleauswaschung.

Durch die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung ist bei Ausschluss der bereits oben für die Nährstoffapplikation genannten worst-case-Bedingungen nicht mit einer verstärkten Verlagerung aus dem durchwurzelten Bodenbereich heraus zu rechnen. Die verstärkte bodenbiologische Aktivität im Bereich der als präferentielle Fließbahnen dienenden Regenwurmgänge legt darüber hinaus einen schnelleren Abbau der in diesen Bereich gelangten organischen Stoffe nahe.

Für die Reduzierung der an den Oberflächenabfluss gebundenen Verluste von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln hat sich die bereits bekannte hohe Wirksamkeit der konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auch in den hier vorgelegten Untersuchungen bestätigt.

## **8 Literaturverzeichnis**

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 438 S.
- AKAY, O. and G.A. FOX (2007): Experimental investigation of direct connectivity between macropores and subsurface drains during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **71**:1600-1606
- AMADOR, J.A.; J.H. GÖRRES and M.C. SAVIN (2003): Carbon and Nitrogen Dynamics in *Lumbricus terrestris* (L.) Burrow Soil: Relationship to Plant Residues and Macropores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **67**:1755-1762
- BASTIAN, O. und R.-W. SYRBE (2005): Naturräume in Sachsen. In: LANDESVEREIN SÄCHSISCHER HEIMATSCHUTZ E. V. (Hrsg.): Landschaftsgliederungen in Sachsen. Dober, Dresden, S. 9-24.
- BASTIAN, O. (2007): Naturräumliche Gliederung Sachsens. Allgemeiner Exkursionsführer. Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 02.09.-09.09.2007, Dresden, 1-5
- BRÄK, M. (2008): Makroporengelundener Stofftransport in einem konventionell und konservierend bewirtschafteten Lössboden – Multitracer-Feldversuch. Diplomarbeit, Universität Leipzig, 78 S. und Anhang
- BRYE, K.R.; J.M. NORMAN; L.G. BUNDY and S.T. GOWER (2001): Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *J. Environ. Qual.* **30**:58-70
- BUSSE, M.D.; A.W. RATCLIFF; C.J. SHESTAK and R.F. POWERS (2001): Glyphosate toxicity and the effect of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* **33**:1778-1789

- BUNDT, M.; F. WIDMER; M. PESARO; J. ZEYER and P. BLASER (2001): Preferential flow path: biological „hot spots“ in soils. *Soil Biol. Biochem.* **33**:729-738
- BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS BODENFORSCHUNG (2004): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose. Bericht, [www.infoGEO.de](http://www.infoGEO.de), 63 S.
- BURKHARD M. (2003): Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden. Inaugural-Dissertation, Bonn, 192 S.
- CASIDA, L. E. (1964): Soil dehydrogenase activity. *Soil Science* **98**:371-376.
- CLAY, D.E.; Z. ZHENG; Z. LIU; S.A. CLAY and T. P. TROOEN (2004): Bromide and nitrate movement through undisturbed soil columns. *J. Environ. Qual.* **33**:338-342
- DEFRA (2003): Appraisal of DEFRA-funded projects on management practices to reduce diffuse contamination of water by pesticides. Final project report. CSG 15. Departement for Environment, Food and Rural Affairs, London UK. 27 pp.
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg.) (1991): Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln, Mitteilung VI der Senatskommission für Pflanzenschutz-, Pflanzenbehandlungs- und Vorratsschutzmittel, Methodensammlung der Arbeitsgruppe „Analytik“. VCH, Darmstadt, 197 S.
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden: Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, 575 S.
- ECKELMANN, W.; R. BARITZ; S. BIALOUSZ; P. BIELEK; F. CARRE; B. HOUŠKOVÁ; R.J.A. JONES; M.G. KIBBLEWHITE; J. KOZAK; C. LE BAS; G. TÓTH; T. TÓTH; G. VÁRALLYAY; M. YLI HALLA and M. ZUPAN (2006): Common criteria for risk area identification according to soil threats. European Soil Bureau Research Report No.20. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 94pp.
- EDWARDS, W.M.; M.J. SHIPITALO; TRAINA, S.J.; C.A. EDWARDS and L. B. OWENS (1992): Role of *Lumbricus terrestris* (L.) burrows on quality of infiltrating water. *Soil Biol. Biochem.* **24**:1555-1561
- EDWARDS, W.M.; M.J. SHIPITALO; L.B. OWENS and L.D. NORTON (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfields. *J. Soil Water Conserv.* **44**:240-243
- ELLIOT, E.T. and D.C. COLEMANN (1988): Let the soil do the work for us. *Ecol. Bull.* **339**:23-32
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): Landwirtschaft und Umwelt. [http://ec.europa.eu/agriculture/publi/fact/envir/2003\\_de.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/publi/fact/envir/2003_de.pdf)
- FIEDLER H.J. (1964): Die Untersuchung der Böden. Bd. 1, Th. Steinkopff, Dresden. 234 S.
- FLURY, M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *J. Environ. Qual.* **25**:25-45
- FLURY, M. and H. FLÜHLER (1994): Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies - A toxicological overview. *J. Environ. Qual.* **23**:1108-1112
- FOMSGAARD, I.S.; N.H. SPLIID and G. FELDING (2003): Leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil - A lysimeter study. II. Glyphosate. *J. Environ. Sci. Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* **38**:19 - 35

- FORTIN, J.; E. GAGNON-BERTRAND; L. VEZINA and M. ROMPRE (2002): Preferential bromide and pesticide movement to tile drains under different cropping practices. *J. Environ. Qual.* **31**: 1940-1952
- FOX, G.A.; R. MALONE; G.J. SABBAGH and K. ROJAS (2004): Interrelationship of macropores and subsurface drainage for conservative tracer and pesticide transport. *J. Environ. Qual.* **33**:2281-2289
- FREIER, M. (2000): Untersuchungen zur vertikalen Verlagerung von Isoproturon in Makroporen und zum simultanen lateralen Transfer in die Matrix eines Lößbodens. Diplomarbeit, FH Osnabrück, 116 Seiten
- GRUNEWALD, K.; W. SCHMIDT; CH. UNGER AND G. HANSCHMANN (2001): Behavior of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in soils and water of reservoir Radeburg II catchment (Saxony/Germany). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **164**:65-70
- GUPTA, S.; E. MUNYANKUSI; J. MONCRIEF; F. ZVOMUYA and M. HANEWALL (2004): Tillage and manure application effects on mineral nitrogen leaching from seasonally frozen soils. *J. Environ. Qual.* **33**:1238-1246
- HOLLAND, J. M. (2004): The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **103**:1-25
- HOCHFELD, B.; A. GRÖNGRÖFT und MIEHLICH, G. (2003): Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung für Hamburger Böden: Verfahrenbeschreibung und Begründung. Hamburg, Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde. 83 S.
- ISENSEE, A., AND A. SADEGHI (1995): Long-term effect of tillage and rainfall on herbicide leaching to shallow groundwater. *Chemosphere.* 30:671-685
- ISENSEE, A. and A. SADEGHI (1996): Effect of tillage reversal on herbicide leaching to groundwater. *Soil Sci.* **161**:382-389
- ISENSEE, A.; R. NASH and C. HELLING (1990): Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* **19**:434-440
- JARVIS N. J. (2007): A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *Europ. J. Soil Sci.* **58**:523-546
- KÄTTERER, T.; B. SCHMIED; K.C. ABBASPOUR and R. SCHULIN (2001): Single- and dual-porosity modeling of multiple tracer transport through soil columns: Effects of initial moisture and mode of application. *Eur. J. Soil Sci.* **52**:25-36
- KASTEEL, R.; H.-J. VOGEL and K. ROTH (2002): Effect of non-linear adsorption on the transport behaviour of Brilliant Blue in a field soil. *Europ. J. Soil Sci.* **53**:231-240.
- KAY, A.D. A.J. VANDENBYGAART (2002): Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Research* **66**:107-118
- KJÆR, J.; P. OLSEN; M. ULLUM and R. GRANT (2005): Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from danish agricultural field sites. *J. Environ. Qual.* **34**:608-620
- KLADIVKO, E.J.; G.E. VAN SCOYOC; E.J. MONKE; K.M. OATES and W. PASK (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *J. Environ. Quality* **20**:264-270

- KLADIVKO, E.J.; L.C. BROWN and J.L. BAKER (2001): Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Critical reviews in environmental science and technology* **31**:1-62
- KOSZINSKI, S.; V. QUISENBERRY; H. ROGASIK and O. WENDROTH (2006): Spatial variation of tracer distribution in a structured clay field soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **169**:25-37
- KUNG, K.-J.S., E.J. KLADIVKO, T.J. GISH, T.S. STEENHUIS, G. BUBENZER, and C.S. HELLING (2000a): Quantifying preferential flow by breakthrough of sequentially applied tracers: silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**:1296-1304
- KUNG, K.-J.S., T.S. STEENHUIS, E.J. KLADIVKO, T.J. GISH, G. BUBENZER, and C.S. HELLING (2000b): Impact of preferential flow on the transport of adsorbing and non-adsorbing tracers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**:1290-1296
- LARSSON, M.H. and N.J. JARVIS (1999): Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous clay soil. *J. Hydrol.* **215**:153-171
- LITTLE, J.L.; D.R. BENNETT and J.J. MILLER (2005): Nutrient and sediment losses under simulated rainfall following manure incorporation by different methods. *J. Environ. Qual.* **34**:1883-1895
- MACHULLA, G., O. NITZSCHE und W. SCHMIDT (2007): Fünf Tonnen Boden spült ein Starkregen von einem Hektar gepflügten Ackerlandes. *Neue Landwirtschaft*, **11**:58-59
- MAGESAN, G.N.; R.E. WHITE and D.R. SCOTTER (1995): The influence of flow rate on the concentration of indigenous and applied solutes in molepipe drain effluent. *J. Hydrol.* **172**:23-30
- MALONE, R.W.; M. J. SHIPITALO; R. D. WAUCHOPE and H. SUMNER (2004): Residual and contact herbicide transport through field lysimeters via preferential flow. *J. Environ. Qual.* **33**:2141-2148
- MÜLLER, E. und W. SCHMIDT (2007): Wenn Boden weg geht –Erosionsausmaß und Gegenmaßnahmen am Beispiel Sachsen. Vortrag. [www.uba.de/boden-und-altlasten/veranstaltungen/vortrag\\_071205/04\\_Mueller\\_Erosion.pdf](http://www.uba.de/boden-und-altlasten/veranstaltungen/vortrag_071205/04_Mueller_Erosion.pdf)
- NISSEN, T.M. and M.M. WANDER (2003): Management and soil-quality effects on fertilizer-use efficiency and leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **67**:1524-1532
- NITZSCHE, O.; S. KRÜCK und M. ZIMMERMANN (2002): Entwicklung von dauerhaft umweltgerechten Landbewirtschaftungsverfahren im sächsischen Einzugsgebiet der Elbe. Abschlussbericht. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig, 130 S.
- NITZSCHE, O.; S. KRÜCK; W. SCHMIDT and W. RICHTER (2001): Reducing soil-erosion and phosphate losses and improving soil biological activity through conservation tillage systems. In: I World Congress on Conservation Agriculture. Madrid, 1-5 October, 2001. Garcia-Torres, L., Benites, J., Martinez-Vilela, A. (Hrsg): Volume II, S. 185-189
- NITZSCHE, O. und W. SCHMIDT (2005): Einmal pfluglos, immer pfluglos? *DLG-Mit.* **6**:36-38
- ÖHRSTRÖM, P.; Y. HAMED; M. PERSSON and R. BERNDTSSON (2004): Characterizing unsaturated solute transport by simultaneous use of dye and bromide. *J. Hydrol.* **289**:23–35.
- PIERRET, A.; C.J. MORAN and C.E. PANKHURST (1999): Definition of soil properties related to the spatial association of wheat roots and soil macropores. *Plant and soil* **211**:51-58

- PILBEAM C.J., P.J. GREGORY, R.C. MUNANKARMY and B.P. TRIPATHI (2004): Leaching of nitrate from cropped rainfed terraces in the mid-hills of Nepal. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **69**:221-232
- REICHENBERGER, S.; M. BACH; A. SKITSCHAK and H.-G. FREDE (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci. Total Environ.* **384**:1-35
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (Hrsg.) (2004): Bodenschutz in der Landwirtschaft. Starke und Sachse, Dresden, 50 S.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (Hrsg.) (1999): Die landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete im Freistaat Sachsen. Informationsbericht zur Struktur der Landwirtschaft in Sachsen. Dresden, 117S.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2005): Bodenbewertungsinstrument Sachsen. Dresden, 57 S.
- SADEGHI, A. and A. ISENSEE (1996): Impact of reversing tillage practices on movement and dissipation of atrazin in soil. *Soil Sci.* **161**:390-397
- SADEGHI, A. and A. ISENSEE (1996): Alachlor and cyanazine persistence in soil under different tillage and rainfall regimes. *Soil Sci.* **162**:430-438
- SAVIN, M.C.; J.H. GORRES and J.A. AMADOR (2004): Microbial and microfaunal community dynamics in artificial and *Lumbricus terrestris* (L.) burrows. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**:116-124
- SCHELDE, K.; L.W. DE JONGE, M.L. KJAERGAARD and G.H. RUBÆK (2006): Effects of manure application and plowing on transport of colloids and phosphorus to tile drain. *Vadose Zone J.* **5**:445-458
- SCHINNER, F.; R. ÖHLINGER und E. KANDELER (1991): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Berlin, Heidelberg, Springer, 389 S.
- SCHLIEPHAKE W. (2002): Vermeidung von Stickstoffverlusten durch effiziente Nährstoffverwertung. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Berichte aus der Pflanzenproduktion, Heft **11**:52-62
- SCHMIDT, J.; M. VON WERNER; A. MICHAEL und W. SCHMIDT (1996): EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft/Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden/Freiberg, 240 S.
- SCHMIDT, W. (1994): Statusbericht zur Erosion im Freistaat Sachsen 1993. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Leipzig
- SCHMIDT, W. (2004): Bodenschutz in der Landwirtschaft – Handlungsempfehlungen in Sachsen. Landwirtschaftlicher Bodenschutz in Sachsen. Tagungsband zur Fachveranstaltung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG), S. 3-10
- SCHROLL, R.; H.H. BECHER; U. DÖRFLER; S. GAYLER; S. GRUNDMANN; H. P. HARTMANN and J. RUOSS (2006): Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. *Environ. Sci. Technol.* **40**:3305 – 3312

- SEILER, K.-P.; S. VON LOEVENSTERN and S. SCHNEIDER (2002): Matrix and bypass-flow in Quaternary and Tertiary sediments of agricultural areas in south Germany. *Geoderma* **105**:299-307
- SHARPLEY, A.N. and S.J. SMITH (1994): Wheat tillage and water quality in the Southern Plains. *Soil Till. Research* **30**:33-48
- SHIPITALO, M.J.; W.A. DICK; W.M. EDWARDS and L.B. OWENS (1990): Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**:1530-1536
- SHIPITALO, M.J.; W.A. DICK and W.M. EDWARDS (2000): Conservation tillage macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil Till. Research* **53**:167-183
- SHIPITALO, M.J. and F. GIBBS (2000): Potential of earthworm burrows to transmit injected animal wastes to tile drains. *Soil Sc. Soc. Am. J.* **64**:2103-2109
- SHUSTER, W.D.; M.J. SHIPITALO; S. SUBLER; S. AREF and E.L. MCCOY (2003): Earthworm additions affect leachate production and nitrogen losses in typical midwestern agroecosystems. *J. Environ. Qual.* **32**:2132-2139
- SINGH, N.; H. KLOEPEL and W. KLEIN (2002): Movement of metolachlor and terbuthylazine in core and packed soil columns. *Chemosphere* **47**:409-415
- STADLBAUER, H. und J. FANK (2005): Sickerwasserversuche an der Forschungsstation Wagna zur Untersuchung der Verlagerung des Herbizids Glyphosate in der ungesättigten Bodenzone. Bericht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz, 70 S.
- STODDARD, C.S.; J.H. GROVE; M.S. COYNE and W. O. THOM (2005): Fertilizer, tillage, and dairy manure contributions to nitrate and herbicide leaching. *J. Environ. Qual.* **34**:1354-1362
- STONE, W.W. and J.T. WILSON (2006): Preferential Flow Estimates to an Agricultural Tile Drain with Implications for Glyphosate Transport. *J. Environ. Qual.* **35**:1825-1835
- SÜDZUCKER AG (2002): Innovative Bodenbearbeitung: Pflug – Locker – Mulch – Direktsaat. Mannheim/Ochsenfurt. S. 1-7
- TEIWES, K. (1997): Bodenkundliche Bestandsaufnahme auf Feldversuchsflächen der Südzucker AG zur Bodenbearbeitung. Unveröffentlichter Bericht
- THOMA, D.P.; S.C. GUPTA, J.S. STROCK and J.F. MONCRIEF (2005): Tillage and nutrient source effects on water quality and corn grain yield from a flat landscape. *J. Environ. Qual.* **34**:1102-1111
- TIPPKÖTTER, R. (1983): Morphology, spatial arrangement and origin of macropores in some Hapludalfs, West Germany. *Geoderma* **29**: 355-371
- VAN DER PAAUW, F. and H. A. SISSING (1971): An effective water extraction method for the determination of plantavailable soil phosphorus. *Plant Soil* **34**:467-481.
- VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.) (1991): Die Untersuchung von Böden: Methodenbuch. Bd. 1, 4. Aufl., Teil 2. (1997), Darmstadt, VDLUFA
- VERECKEN, H. (2005): Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest. Manag. Sci.* **61**:1139-1151
- VILLHOLTH, K.G.; N.J. JARVIS; O.H. JACOBSEN and H. DE JONGE (2000): Field investigation and modelling of particle-facilitated pesticide transport in macroporous soil. *J. Environ. Qual.* **29**: 1298-1309

- VINTHER, F.P.; L. ELSGAARD and O.S. JACOBSEN (2001): Heterogeneity of bacterial populations and pesticide degradation potentials in the unsaturated zone of loamy and sandy soils. *Biol. Fertil. Soil* **33**:514-520
- WARNEMUENDE, E.A.; J. P. PATTERSON; D.R. SMITH and C.-H. HUANG (2007): Effects of tilling no-till soil on losses of atrazine and glyphosate to runoff water under variable intensity simulated rainfall. *Soil Till. Research* **95**:19-26
- WELLS, E.R. and N.C. KROTHER (1989): Seasonal fluctuation in  $\delta^{15}\text{N}$  of groundwater nitrate in a mantled karst aquifer due to macropore transport of fertilizer-derived nitrate. *J. Hydrol.* **112**:191-201
- WINNIGE, B. und U. CORZELIUS (1998): Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesell.* **88**:569-572
- ZHAO, S.L.; S.C. GUPTA; D.R. HUGGINS and J.F. MONCRIEF (2001): Tillage nutrient source effects on surface and subsurface water quality at corn planting. *J. Environ. Qual.* **30**:998-1008
- Zhu, Y.; R.H. Fox and J.D. Toth (2003): Tillage effects on nitrate leaching measured by pan and wick lysimeters. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* **67**:1517-1523
- ZIMMERLING, B. (2004): Berechnungsversuche zum Infiltrationsverhalten von Ackerböden nach Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung. Dissertation, Universität Hannover. *Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, Bd. 15. 193 S.

## 9 Anhang

Anhang 1: Messwerte und statistisch Maßdaten der Beregnungsversuche.....	67
Anhang 2: Ausgewählte bodenphysikalische Parameter (Beregnung am 16.10.2006).....	68
Anhang 3: Mittelwerte der gesättigten mittels Haubeninfiltrrometer ermittelten Wasserleitfähigkeit (cm Tag <sup>-1</sup> ) des Oberbodens (Datenquelle: C. Dörfel, TU Bergakademie Freiberg). ....	69
Anhang 4: Lagerungsdichte des Oberbodens an unterschiedlichen Untersuchungssterminen (Datenquelle: E. Thiel, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ Leipzig/Halle)..	69
Anhang 5: C <sub>t</sub> -Werte (%) der Bearbeitungsvarianten .....	69
Anhang 6: Nährstoff- und Tracersubstanzenmenge im Oberflächenanfluss.....	70
Anhang 7: Glyphosatkonzentration im abfließenden Wasser im Verlauf der Beregnung.....	71
Anhang 8: Wasser- und NO <sub>3</sub> -N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Beregnungstermin 16-17.10.2006 .....	72
Anhang 9: Wasser- und NO <sub>3</sub> -N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Beregnungstermin 26-27.03.2007 .....	73
Anhang 10: Wasser- und NO <sub>3</sub> -N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Beregnungstermin 17-19.09.2007 .....	74
Anhang 11: Korrelationskoeffizienten zwischen den Bromidgehalten im Boden und dem Wasser- /NO <sub>3</sub> -N-Gehalt in Abhängigkeit von der Bearbeitungsvariante und dem Versuchstermin.....	75
Anhang 12: Korrelationskoeffizienten zwischen den NO <sub>3</sub> -N-Gehalten im Boden und dem Wassergehalt in Abhängigkeit von der Bearbeitungsvariante und dem Versuchstermin .....	75
Anhang 13: Wassergehalt (a), Brillant Blau- (b) und Bromid-Konzentrationen (c) in der Bodenmatrix und den Makroporenwänden, Beregnung am 26-27.03.2007, Parzelle 3.....	76
Anhang 14: Tiefengradient und Anzahl von makroskopisch sichtbaren Bodenproben (Mittelwert, Minimum, Maximum) in unterschiedlich bewirtschafteten Böden .....	77
Anhang 15: Tiefenbezogene Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitungs- system (Porengrößen nach AG BODEN 2005).....	77
Anhang 16: Verteilung von Brillant Blau in der Tiefe von 60 cm Unterboden (Beregnung 17- 19.09.2007) .....	78

**Anhang 1: Messwerte und statistisch Maßdaten der Beregnungsversuche**

Datum	Wiederholung	Abfluss (ml)			Infiltration (ml)			Sediment (g m <sup>-2</sup> )		
		Pflug	Mulch-saat	Direkt-saat	Pflug	Mulch-saat	Direkt-saat	Pflug	Mulch-saat	Direkt-saat
Okt. 06	1	27837	2372	2138	10163	35629	35862	286	30	28
	2	20691	2322	2347	17309	35678	35653	176	23	54
	3	18963	1854	2188	19037	36146	35812	121	15	4
	Summe	67491	6547	6673	46509	107453	107327	583	68	85
	MW <sup>1</sup>	22497	2182	2224	15503	35818	35776	194	23	28
	s <sup>2</sup>	4704	285	109	4704	285	109	84	7	25
	VarK <sup>3</sup>	21	13	5	30	1	0	43	32	88
Mrz. 07	1	3404	2083	11553	34596	35917	26447	18	21	62
	2	771	5362	5302	37229	32638	32698	8	32	42
	3	4223	2462	8850	33777	35538	29151	24	15	42
	Summe	8398	9907	25704	105602	104093	88296	50	68	147
	MW <sup>1</sup>	2799	3302	8568	35201	34698	29432	17	23	49
	s <sup>2</sup>	1804	1793	3135	1804	1793	3135	8	9	11
	VarK <sup>3</sup>	64	54	37	5	5	11	48	37	23
Sep. 07	1	4876	18989	0	33124	19011	38000	52	52	2
	2	403	12293	238	37597	25707	37762	6	26	0
	3	10805	8900	1676	27195	29100	36324	172	51	11
	Summe	16083	40183	1914	97917	73817	112086	230	129	13
	MW <sup>1</sup>	5361	13394	638	32639	24606	37362	77	43	4
	s <sup>2</sup>	5218	5134	907	5218	5134	907	86	15	6
	VarK <sup>3</sup>	97	38	142	16	21	2	112	35	136

<sup>1</sup> MW - Mittelwert, <sup>2</sup>s - Standardabweichung, <sup>3</sup>VarK - Variationskoeffizient (%)

**Anhang 2: Ausgewählte bodenphysikalische Parameter (Berechnung am 16.10.2006)**

Bodentiefe cm	Para - meter	max. Pflug			max. Mulchsaat			max. Direktsaat		
		WK M-%	kF cm d <sup>-1</sup>	dB g cm <sup>-3</sup>	WK M-%	kF cm d <sup>-1</sup>	dB g cm <sup>-3</sup>	WK M-%	kF cm d <sup>-1</sup>	dB g cm <sup>-3</sup>
5	MW <sup>1</sup>	36,1	875	1,34	35,4	175	1,33	33,7	219	1,39
	s	3,2	248	0,08	2,1	46	0,05	4,6	47	0,07
	VarK	9	28	6	6	27	4	14	21	5
15	MW	43,4	800	1,24	30,3	156	1,44	38,7	348	1,36
	s	3,6	367	0,06	1,7	58	0,01	9,0	154	0,10
	VarK	8	46	5	6	37	1	23	44	7
30	MW	30,5	179	1,50	28,8	221	1,48	31,9	224	1,46
	s	1,8	111	0,08	1,7	72	0,04	5,5	43	0,06
	VarK	6	62	5	6	33	3	17	19	4
40	MW	28,1	n. b. <sup>2</sup>	1,54	29,3	n. b.	1,51	42,1	n. b.	1,36
	s	0,4		0,02	1,0		0,02	10,3		0,10
	VarK	2		1	4		1	25		8
50	MW	32,9	n. b.	1,46	28,7	n. b.	1,52	29,0	n. b.	1,41
	s	0,4		0,03	0,9		0,02	5,6		0,04
	VarK	1		2	3		2	5		3
70	MW	34,2	n. b.	1,47	29,1	n. b.	1,56	27,7	n. b.	1,48
	s	1,2		0,02	1,1		0,06	4,2		0,03
	VarK	3		2	4		4	4		2

<sup>1</sup> für kF-Wert sind geometrische Mittelwerte angegeben, <sup>2</sup> nicht bestimmt

**Anhang 3: Mittelwerte der gesättigten mittels Haubeninfiltrometer ermittelten Wasserleitfähigkeit (cm Tag<sup>-1</sup>) des Oberbodens**

(Datenquelle: C. Dörfel, TU Bergakademie Freiberg).

Tiefe cm	08.10.2006		27.03.2007		23.10.2007		
	Pflug	Direktsaat	Pflug	Direktsaat	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
Oberfläche	907	413		1255			
30 - 40	952	1819	952	1819	2367	2371	4734

**Anhang 4: Lagerungsdichte des Oberbodens an unterschiedlichen Untersuchungsterminen**

(Datenquelle: E. Thiel, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ Leipzig/Halle)

Tiefe cm	Parameter	28.03.2007			22.10.2007		
		Pflug	Mulchsaat	Direktsaat	Pflug	Mulchsaat	Direktsaat
0-10	MW	1,40	1,44	1,45	1,33	1,23	1,42
	s	0,05	0,02	0,03	0,05	0,05	0,04
	VarK	4	2	2	3	4	3
10-20	MW	1,36	1,50	1,43	1,51	1,47	1,46
	s	0,04	0,02	0,05	0,04	0,02	0,03
	VarK	3	2	4	3	2	2
20-30	MW	1,33	1,49	1,49	1,45	1,48	1,47
	s	0,05	0,07	0,05	0,08	0,01	0,03
	VarK	4	5	3	5	1	2

**Anhang 5: C<sub>t</sub>-Werte (%) der Bearbeitungsvarianten**

Tiefe cm	Pflug			Mulch			Direktsaat					
	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK			
0-10	1,11	0,1	5	1,40	0,34	24	1,52	0,21	14			
10-20	1,11	0,1	8	0,99	0,16	16	0,96	0,02	2			
20-30	1,15	a*	0,1	9	0,86	b	0,07	8	0,92	b	0,01	1
30-40	0,97	a	0,3	26	0,60	b	0,10	17	0,65	b	0,09	14
40-50	0,54		0,3	62	0,37		0,03	7	0,36		0,03	9
50-60	0,33		0,0	6	0,32		0,02	8	0,32		0,01	3
60-70	0,31		0,0	5	0,30		0,03	10	0,31		0,01	4
70-80	0,28		0,0	4	0,27		0,02	8	0,28		0,03	10
80-90	0,27		0,0	4	0,26		0,01	4	0,27		0,02	6
90-100	0,28		0,0	4	0,25		0,01	5	0,26		0,01	4

\* signifikante Unterschiede (p < 0,5), Tukey-Test

**Anhang 6: Nährstoff- und Tracersubstanzenmenge im Oberflächenanfluss**

Datum	Variante	Wiederholung	P mg m <sup>-2</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg m <sup>-2</sup>	NH <sub>4</sub> -N mg m <sup>-2</sup>	N <sub>min</sub> mg m <sup>-2</sup>	K mg m <sup>-2</sup>	Br <sup>-</sup> mg m <sup>-2</sup>
Okt. 06	Pflug	1	0,14	228	29,0	257	3466	6884
		2	0,20	172	10,5	183	2745	3768
		3	0,11	161	9,1	170	2602	3259
Mrz. 07		1	0,00	36	9,3	46	900	753
		2	0,00	43	8,2	51	794	763
Sep. 07		1	0,00	47	2,4	49	380	658
		2	0,00	*	*	*	*	76
		3	0,00	103	5,0	108	873	1322
Okt. 06		Mulchsaat	1	0,00	11	1,8	13	313
	2		0,00	10	2,0	12	306	390
	3		0,00	10	1,8	12	245	299
Mrz. 07	1		0,07	22	6,0	28	487	399
	2		0,00	59	27,8	87	1321	1127
Sep. 07	1		0,19	206	23,4	230	2511	4984
	2		0,05	123	8,5	132	873	2022
	3		0,30	106	6,7	112	842	1896
Okt. 06	Direktsaat		1	0,00	8	5,0	13	282
		2	0,08	12	4,9	17	310	744
		3	0,00	8	1,9	10	289	501
Mrz. 07		1	0,00	61	37,5	99	2450	2055
		2	0,00	141	109,9	250	3192	3058
		3	0,00	115	73,0	187	2581	2578
Sep. 07		1	0,00	3	0,3	3	30	76
		2	0,35	20	2,1	22	256	727

\* für die Analyse nicht ausreichende Materialmenge

**Anhang 7: Glyphosatkonzentration im abfließenden Wasser im Verlauf der Beregnung**

Variante/ Parzelle	Zeit- abstände min	Glyphosat AMPA (µg/l)		
		Σ	Mittelwerte	
Oktober 2006				
Pflug 1	3-5	122		
	6-10	36		
	11-15	21		
	16-20	15	33	3,3
Mulchsaat 2	7-10	21		
	11-15	22		
	16-20	21	21	2,4
Direktsaat 2	7-10	106		
	11-15	44		
	16-20	28	56	3,1
März 2007				
Pflug 2	6-10	359		
	11-15	174		
	16-20	100	221	8,3
Mulchsaat 1	7-10	415		
	11-15	202		
	16-20	150	230	10,5
Direktsaat 2	7-10	485		
	11-15	394		
	16-20	253	349	85,0
September 07				
Pflug 3	10-15	41		
	16-20	37	39	0,8
Mulchsaat 1	7-10	165		
	11-15	101		
	16-20	61	96	2,0
Direktsaat 3	16-20	124	124	3,0

**Anhang 8: Wasser- und NO<sub>3</sub>-N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Berechnungstermin 16-17.10.2006**

Tiefe cm	H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N		
	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK
	%			mg/kg			%			mg/kg			%			mg/kg		
	Pflug						Mulchsaat						Direktsaat					
	nicht beregnet						nicht beregnet						nicht beregnet					
-5	15,1	0,5	3	10,1	4,2	42	17,7	1,2	7	8,7	2,3	26	16,7	1,1	7	15,5	4,8	31
-15	15,8	0,7	5	13,9	2,7	20	15,0	0,5	3	12,5	2,8	22	16,3	1,1	7	15,7	4,6	29
-25	15,7	1,1	7	16,5	7,3	44	14,6	0,4	3	14,6	2,9	20	15,6	0,7	5	14,0	2,5	18
-35	14,7	0,9	6	13,5	5,7	42	13,8	0,8	6	14,6	3,8	26	15,2	0,6	4	11,8	2,9	24
-45	11,9	1,4	12	7,2	6,0	84	13,7	0,8	6	11,2	3,6	32	14,9	0,4	2	7,5	0,7	9
-55	11,3	1,3	11	4,9	5,0	102	12,8	0,6	5	5,7	2,5	44	12,8	1,2	10	1,9	0,4	23
-65	10,7	0,4	4	1,5	0,8	56	12,6	1,0	8	4,9	6,2	126	12,5	2,5	20	1,0	0,2	20
-75	11,7	0,6	5	1,0	0,4	40	12,4	0,0	0	1,9	0,0	0	12,8	0,0	0	0,9	0,0	0
-85	13,1	1,4	10	1,0	0,3	32	13,8	0,0	0	1,5	0,0	0	14,4	0,0	0	1,0	0,0	0
-95	13,8	1,8	13	0,8	0,3	33	14,8	0,0	0	1,5	0,0	0	16,4	0,0	0	0,9	0,0	0
	beregnet						beregnet						beregnet					
-5	18,5	0,6	3	14,7	2,0	13	18,8	1,1	6	11,4	2,0	18	18,5	0,3	1	20,5	2,1	10
-15	18,5	1,5	8	16,4	2,6	16	16,6	0,4	3	8,0	1,1	14	16,7	0,4	2	14,9	2,8	19
-25	17,8	1,2	7	16,5	4,1	25	15,9	0,5	3	12,2	3,4	28	16,7	0,3	2	14,4	2,3	16
-35	15,8	1,4	9	15,2	6,2	40	15,4	0,5	3	15,7	3,7	24	16,1	0,4	3	11,4	1,8	16
-45	13,8	0,9	7	11,9	4,5	38	15,2	0,8	6	14,8	6,4	43	17,0	0,4	2	9,5	0,9	10
-55	11,4	0,7	6	4,7	3,6	77	14,9	1,1	7	5,3	1,8	35	16,3	0,8	5	5,0	0,8	16
-65	10,6	0,6	6	1,5	1,0	64	12,9	1,2	9	1,9	1,0	51	14,4	0,6	4	1,7	0,8	47
-75	11,9	0,9	8	0,9	0,2	19	13,7	0,3	2	1,7	0,3	15	12,1	0,3	3	0,9	0,3	34
-85	12,7	0,7	6	0,8	0,0	2	14,3	0,6	4	1,4	0,2	14	13,9	2,0	14	0,9	0,1	13
-95	13,9	1,1	8	0,8	0,1	6	14,8	0,4	3	1,4	0,2	12	15,2	2,0	13	0,9	0,1	7

**Anhang 9: Wasser- und NO<sub>3</sub>-N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Berechnungstermin 26-27.03.2007**

Tiefe cm	H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N		
	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK
	%			mg/kg			%			mg/kg			%			mg/kg		
	Pflug						Mulchsaat						Direktsaat					
	nicht beregnet						nicht beregnet						nicht beregnet					
-5	17,1	1,28	8	12,9	7,2	56	20,7	1,0	5	24,5	6,3	26	20,1	1,1	5	18,0	9,5	53
-15	16,5	1,71	10	10,8	1,5	14	14,6	5,7	39	8,2	3,9	48	18,2	1,1	6	4,3	1,8	41
-25	17,1	1,96	11	7,8	0,9	12	15,1	3,7	24	4,3	1,2	27	18,5	1,0	6	3,4	2,3	66
-35	16,4	1,68	10	5,8	0,5	9	15,3	4,2	27	2,4	1,4	58	18,0	1,3	7	1,7	1,1	64
-45	15,6	1,07	7	1,8	1,1	61	17,2	0,8	5	1,4	0,5	35	18,4	0,8	4	1,6	0,4	24
-55	16,1	1,71	11	0,9	0,2	20	16,5	1,5	9	2,2	0,8	37	18,2	0,7	4	2,6	1,3	50
-65	16,4	1,26	8	0,9	0,5	59	17,0	1,3	8	4,7	2,2	48	17,9	0,6	3	4,7	2,6	55
-75	16,4	0,81	5	0,8	0,4	56	17,1	0,3	2	5,3	2,1	40	18,4	0,6	3	7,3	3,9	53
-85	16,7	0,10	1	0,7	0,7	107	16,8	0,4	2	4,9	2,0	42	18,3	0,6	3	7,5	2,6	34
-95	16,7	0,62	4	1,0	0,8	74	16,9	0,4	3	4,0	1,9	46	15,8	4,5	28	6,1	2,8	46
	beregnet						beregnet						beregnet					
-5	17,6	0,34	2	18,2	8,0	44	19,1	0,5	2	23,6	9,2	39	19,4	1,1	6	23,8	7,4	31
-15	17,0	0,60	4	12,9	3,4	26	16,5	1,7	11	8,8	2,6	30	18,7	0,5	3	10,2	5,2	51
-25	17,6	0,57	3	10,5	2,7	26	17,0	0,9	6	4,5	1,1	24	18,6	0,9	5	5,7	2,1	37
-35	16,4	0,33	2	6,0	1,2	19	16,7	2,5	15	2,0	0,7	36	17,7	0,1	1	2,9	1,0	34
-45	16,6	0,83	5	2,1	0,8	37	18,6	0,6	3	1,9	0,4	21	17,8	0,4	2	2,1	0,3	14
-55	15,5	0,47	3	1,0	0,1	9	18,5	0,8	5	2,3	0,7	30	18,0	1,1	6	3,8	1,8	48
-65	16,1	0,24	1	0,7	0,2	24	18,0	0,9	5	3,3	1,0	30	18,0	1,5	9	8,2	5,0	61
-75	16,2	0,67	4	0,4	0,4	89	18,1	0,6	4	5,0	2,0	41	18,0	1,8	10	10,9	4,9	45
-85	16,6	0,66	4	1,0	1,0	100	18,4	0,8	4	4,2	1,5	36	18,3	1,7	9	8,0	2,5	31
-95	17,2	0,27	2	0,7	0,5	71	18,4	0,5	3	3,4	1,3	38	17,7	1,2	7	5,8	1,7	30

**Anhang 10: Wasser- und NO<sub>3</sub>-N-Gehalt beregneter und nicht beregneter Referenzflächen am Beregnungstermin 17-19.09.2007**

Tiefe cm	H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N			H <sub>2</sub> O			NO <sub>3</sub> -N		
	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK	MW	s	VarK
	%			mg/kg			%			mg/kg			%			mg/kg		
	Pflug beregnet						Mulchsaat beregnet						Direktsaat beregnet					
-5	23,3	0,9	4	2,9	0,8	28	25,2	1,1	5	6,6	3,1	47	27,3	3,1	11	2,8	0,7	26
-15	21,9	0,5	2	7,4	4,0	53	20,7	1,6	8	6,9	1,5	22	22,6	0,1	1	4,2	1,3	31
-25	21,5	0,8	4	8,2	1,4	17	19,9	0,6	3	7,9	1,0	12	22,0	0,3	1	6,6	1,2	18
-35	19,9	1,0	5	7,3	2,7	37	19,4	0,6	3	9,9	0,9	9	21,4	0,5	2	6,9	0,7	10
-45	19,7	0,1	1	5,9	2,4	40	20,2	0,7	3	11,4	0,6	6	21,2	0,5	2	6,4	1,4	22
-55	19,6	0,8	4	5,2	2,2	41	19,9	1,3	6	11,2	0,3	3	20,7	0,1	0	6,1	1,3	21
-65	19,4	0,9	5	4,0	1,7	44	20,0	0,9	5	8,3	0,6	8	20,6	0,3	1	5,7	1,8	32
-75	18,4	3,3	18	2,5	0,6	25	19,7	1,4	7	5,9	0,7	12	20,5	0,5	3	4,6	2,0	42
-85	17,9	4,8	27	1,3	0,5	36	19,5	1,1	6	4,9	0,7	15	20,2	0,9	4	2,9	1,7	60
-95	17,1	5,4	32	0,8	0,4	55	19,2	1,4	7	3,7	1,2	33	20,4	0,3	1	1,5	0,8	55
	nicht beregnet						nicht beregnet						nicht beregnet					
-5	22,1	2,0	9	2,3	1,9	85	25,6	1,1	4	4,1	1,2	28	25,5	3,0	12	4,2	3,5	84
-15	21,2	1,4	7	3,1	1,5	49	20,1	0,4	2	7,3	4,3	59	21,2	1,2	6	4,1	2,9	70
-25	21,5	1,3	6	5,9	1,8	30	20,1	0,5	3	10,4	2,7	26	22,0	0,9	4	5,5	1,9	34
-35	19,5	1,6	8	6,5	1,7	26	19,6	0,3	1	12,1	2,1	18	21,2	1,0	5	6,3	2,0	33
-45	18,4	1,0	6	7,2	3,9	54	19,8	0,5	2	12,1	1,7	14	22,6	0,7	3	7,4	1,7	23
-55	18,5	1,5	8	7,5	4,9	66	19,2	0,3	1	10,7	3,5	32	22,2	0,6	3	7,7	2,0	27
-65	19,2	0,7	4	5,6	3,4	61	19,4	0,4	2	8,3	3,5	42	21,8	1,0	5	6,5	1,4	22
-75	19,6	0,3	1	4,3	2,9	69	19,3	0,4	2	4,7	2,6	56	21,7	0,4	2	5,4	2,1	39
-85	19,5	0,9	5	3,0	2,5	86	19,6	0,6	3	2,1	0,6	28	20,9	2,0	10	3,4	1,6	46
-95	18,9	1,5	8	2,0	2,2	113	19,2	0,7	4	1,6	0,8	49	20,9	2,0	10	1,7	1,2	72

**Anhang 11: Korrelationskoeffizienten zwischen den Bromidgehalten im Boden und dem Wasser-/NO<sub>3</sub>-N-Gehalt in Abhängigkeit von der Bearbeitungsvariante und dem Versuchstermin**

Variante	Oktober 2006		März 2007		September 2007	
Wassergehalt						
Pflug	,565(**)		,270(*)		,462(**)	
N	66		90		100	
Mulchsaat	,411(**)		,049		,362(**)	
N	61		90		100	
Direktsaat	,426(**)		,216(*)		,330(**)	
N	61		90		100	
NO <sub>3</sub> -N						
Pflug	,577(**)		,834(**)		,583(**)	
N	30		90		88	
Mulchsaat	,794(**)		,316(**)		,034	
N	30		90		90	
Direktsaat	,715(**)		,158		,340(**)	
N	30		90		90	

\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig),

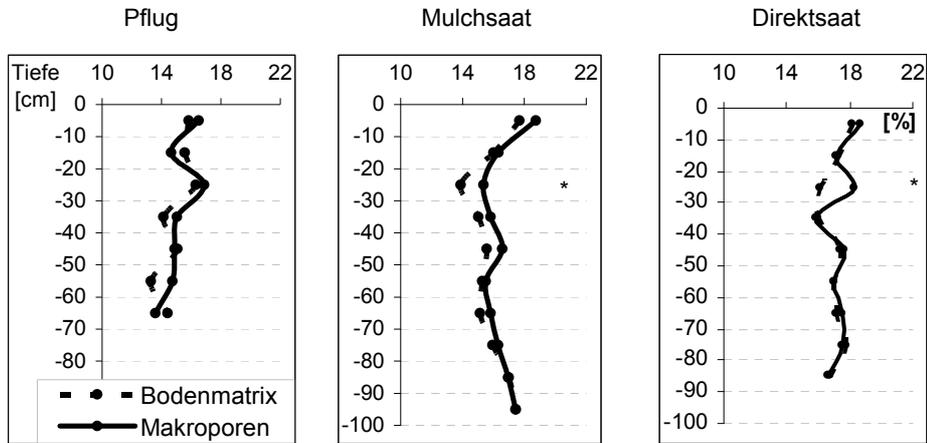
\*\* Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

**Anhang 12: Korrelationskoeffizienten zwischen den NO<sub>3</sub>-N-Gehalten im Boden und dem Wassergehalt in Abhängigkeit von der Bearbeitungsvariante und dem Versuchstermin**

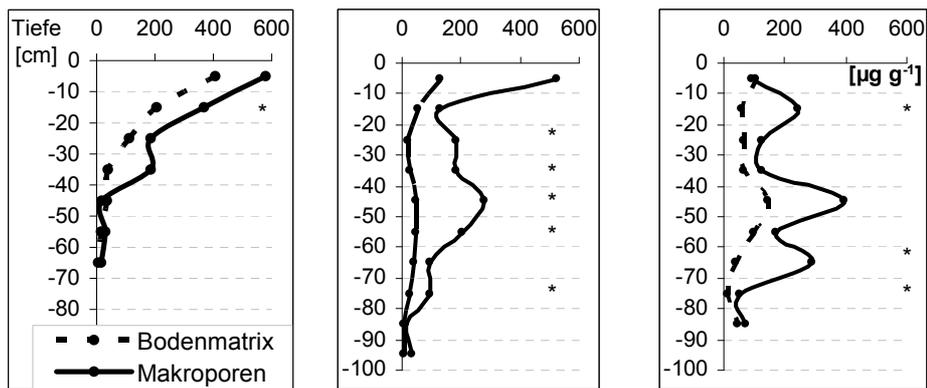
Variante	Oktober 2006			März 2007			September 2007		
Pflug	,753(**)			,297(**)			-,192		
N	66			90			90		
Mulchsaat	,249			,035			-,183		
N	61			90			90		
Direktsaat	,659(**)			,460(**)			-,081		
N	61			90			90		

**Anhang 13: Wassergehalt (a), Brillant Blau- (b) und Bromid-Konzentrationen (c) in der Bodenmatrix und den Makroporenwänden, Beregnung am 26-27.03.2007, Parzelle 3**

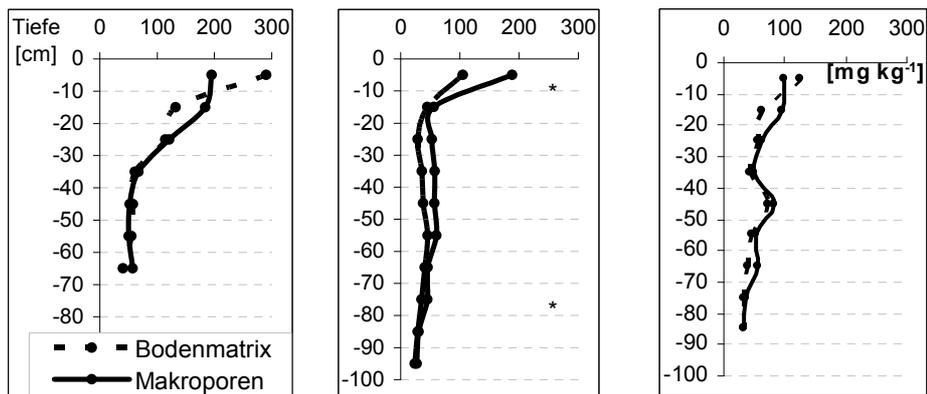
a



b

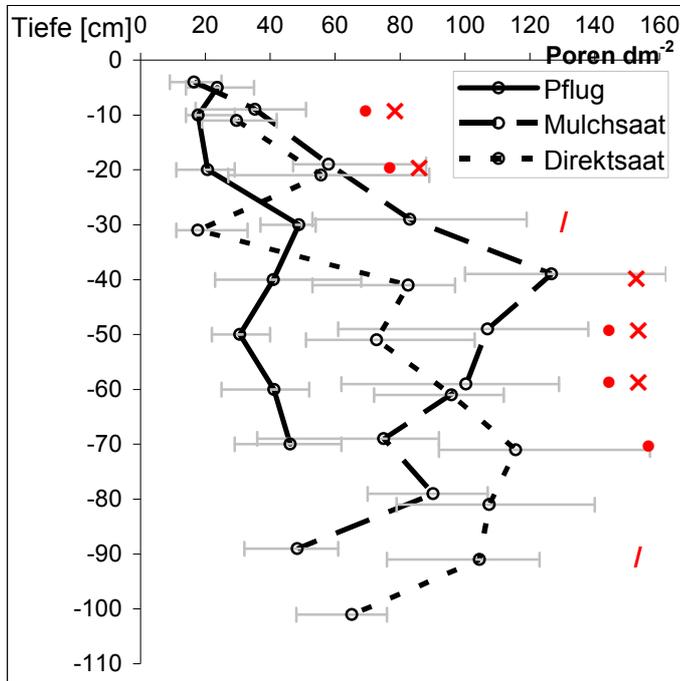


c



signifikant bei  $p < 0,05$

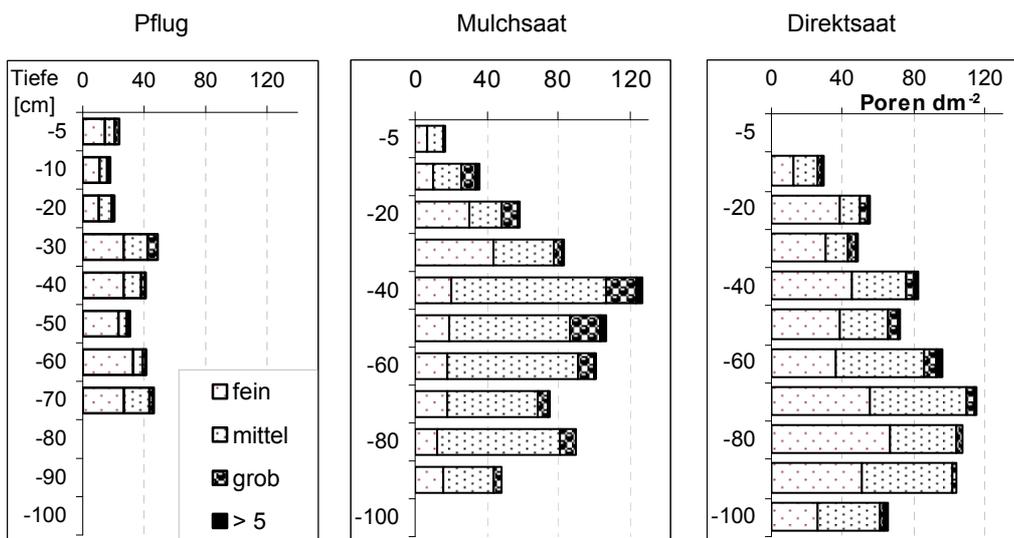
**Anhang 14: Tiefengradient und Anzahl von makroskopisch sichtbaren Bodenproben (Mittelwert, Minimum, Maximum) in unterschiedlich bewirtschafteten Böden**



Signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) zwischen den Bearbeitungsvarianten:

× - Mulchsaat vs. Pflug, • - Direktsaat vs. Pflug, / - Mulchsaat vs. Direktsaat

**Anhang 15: Tiefenbezogene Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitungssystem (Porengrößen nach AG Boden 2005)**



Porengrößen: fein -  $0,5 < 1\text{ mm}$ , mittel -  $1 < 2\text{ mm}$ , grob  $2 < 5\text{ mm}$ , Regenwurmgang -  $> 5\text{ mm}$

**Anhang 16: Verteilung von Brillant Blau in der Tiefe von 60 cm Unterboden (Beregnung 17-19.09.2007)**

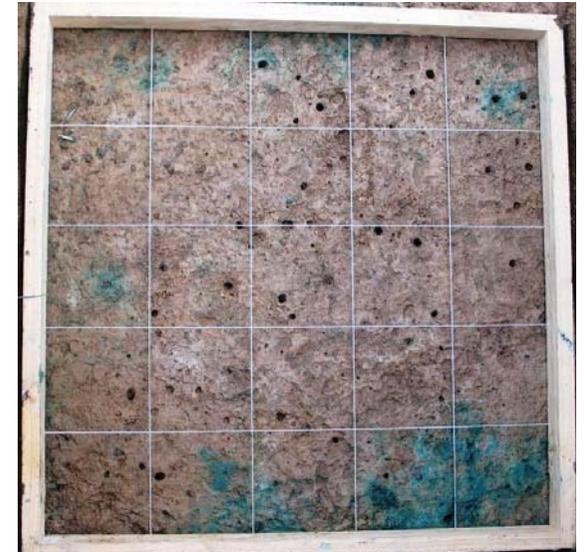
a) Pflugvariante



b) Mulchsaatvariante



c) Direktsaatvariante



## Impressum

**Herausgeber:** Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
Internet: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg>

**Autoren:** Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft  
Fachbereich Produktionsmittel  
Dr. Galina Machulla, Dr. Olaf Nitzsche  
Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig  
Telefon: 0341 9174-200  
Telefax: 0341 9174 211  
E-Mail: [olaf.nitzsche@smul.sachsen.de](mailto:olaf.nitzsche@smul.sachsen.de)

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie,  
Abteilung Pflanzliche Erzeugung  
Dr. Walter-Alexander Schmidt  
Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig  
Telefon: 0341 9174-116  
Telefax: 0341 9174-111  
E-Mail: [walter.schmidt@smul.sachsen.de](mailto:walter.schmidt@smul.sachsen.de)

**Redaktion:** siehe Autoren

**Endredaktion:** Öffentlichkeitsarbeit  
Präsidialabteilung

**ISSN:** 1867-2868

**Redaktionsschluss:** Oktober 2008

Für alle angegebenen E-Mail-Adressen gilt:

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente

### Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.