



Das Lebensmittelministerium



## Berichte aus der Pflanzenproduktion

Schriftenreihe der  
Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft  
Heft 11 - 7. Jahrgang 2002

# **Berichte aus der Pflanzenproduktion**



## **Inhaltsverzeichnis**

Dr. Olaf Nitzsche, Dr. Stefanie Krück, Berno Zimmerling, Dr. Walter Schmidt Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau <b>Boden- und gewässerschonende Landbewirtschaftung in Flusseinzugsgebieten</b>	<b>1</b>
Berno Zimmerling und Dr. Walter Schmidt Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau <b>Beitrag der konservierenden Bodenbearbeitung zum vorbeugenden Hochwasserschutz</b>	<b>23</b>
Dr. Wilfried Schliephake Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau <b>Vermeidung von Stickstoffverlusten durch effiziente Nährstoffverwertung</b>	<b>52</b>



### 1 Einleitung

Eine Quelle der diffusen oberflächlichen Nährstoffeinträge in Gewässer (insbesondere Phosphor) ist die im Wesentlichen auf Ackerflächen auftretende Bodenerosion (UMWELTBUNDESAMT 1994). Dies bedeutet, dass eine Minderung der Phosphor-Einträge in die Gewässer durch eine Reduzierung von Bodenerosion auf Ackerflächen erreicht werden kann.

Auch aus landwirtschaftlicher Sicht ist eine Reduzierung von Bodenerosion erforderlich, um eine nachhaltige landwirtschaftliche Produktion zu gewährleisten, da mit dem Abtrag von Bodenmaterial eine Minderung bzw. letztendlich der Verlust der Ertragsfähigkeit von Böden einhergeht. So werden unter mitteleuropäischen Klimabedingungen in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat im Durchschnitt etwa 1 Tonne Boden\*ha<sup>-1</sup>\*Jahr<sup>-1</sup> gebildet (FRIELINGHAUS 1998). Dies kann in vielen Fällen erosionsbedingte Bodenabträge nicht ausgleichen. Für Böden mit Lößbedeckung ist jeder Bodenverlust ein irreversibler Prozess (SCHMIDT & STAHL 1999). Darüber hinaus betrifft die Bodenerosion i.d.R. die besonders fruchtbare Oberkrume des Bodens, die zudem mit Nährstoffen und Humus angereichert ist. Zur Minderung von Bodenerosion existiert international umfangreiches Wissen. Eine Vielzahl von Maßnahmen sind bekannt und wurden zum Teil regional erprobt. In Tabelle 1 sind bekannte Maßnahmen zur Erosionsminderung erläutert und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit, Umsetzbarkeit und Akzeptanz analysiert.

Die Ursache starker Bodenerosion ist in der Regel eine nicht angepasste Landnutzung (KTBL 1998, BOARDMAN ET AL. 1990). Oft hatten die in der Vergangenheit favorisierten Erosionsschutzkonzepte die Aufgabe der ackerbaulichen Nutzung von Flächen zugunsten von Grünland bzw. Wald zur Grundlage. Dies führte und führt oft zu erheblichen Interessenkonflikten mit Flächennutzern bzw. -eigentümern. In den meisten mitteleuropäischen Regionen besteht insbesondere aufgrund struktureller Änderungen in der Tierhaltung (Bestandesdichten, Fütterung) ein erheblicher und zunehmender Überhang von Grünland, so dass für weitere Grünlandflächen i.d.R. keine wirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit besteht. Die Aufforstung von Flächen verursacht Kosten, denen kurz- und mittelfristig keine entsprechende wirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit gegen-

übersteht. Die Folge ist, dass solche Erosionsschutzmaßnahmen oft auf geringe Akzeptanz bei Flächennutzern und -eigentümern stoßen und nur durch restriktive gesetzliche Vorgaben bzw. mit öffentlichen Förderungen durchsetzbar sind.

Erosionsschutzkonzepte, die eine Beibehaltung der ackerbaulichen Nutzung ermöglichen, erzielen dagegen eine wesentlich höhere Akzeptanz bei Landwirten und daher eine bessere Umsetzbarkeit. In der Vergangenheit war z. B. die Untergliederung von Flächen mit dem Ziel einer Verkürzung von Hanglängen ein wichtiges Instrument (Tabelle 1). Die Wirksamkeit dieser Maßnahme ist jedoch begrenzt und steht darüber hinaus dem durch die agrarpolitischen und ökonomischen Rahmenbedingungen bewirkten Trend zu größeren Betriebsstrukturen mit der Notwendigkeit zur Nutzung schlagkräftiger und damit größerer Technik entgegen.

Strategien, die auf höhenlinienparallele Bearbeitung und Aussaat setzen bzw. einen Streifenanbau quer zur Hangneigung vorsehen, fanden in der Vergangenheit kaum Anwendung (Tabelle 1). Insbesondere bei Flächen, die ein sehr unruhiges Relief aufweisen, wie es z. B. im Sächsischen Lößhügelland die Regel ist, versagen diese Konzepte zudem in ihrer Wirksamkeit. Bei zu großen Hangneigungen ist zudem bei Reihenkulturen wie Mais oder Zuckerrüben der höhenlinienparallele Anbau technologisch oft nicht möglich, da z. B. die Erntegeräte nicht in der Lage sind, die Spur zu halten. Die Bodenbearbeitung quer zum Hang hat u.a. zum Ziel, kleine Barrieren zu schaffen, die ein Abfließen des Wassers erschweren. Bei sehr intensiven Niederschlägen verkehrt sich dieser Nutzen oft in sein Gegenteil, da die Dämme dem Wasser nicht mehr standhalten und durchbrechen. Dies führt dazu, dass der Bodenabtrag auf solchen Flächen noch verstärkt wird. Besonders ausgeprägt und anschaulich ist dieses Phänomen auf Kartoffelflächen, was beim Durchbrechen der Kartoffeldämme zu steigenden Bodenabträgen und Schäden führen kann.

Die erosionsmindernde Fruchtfolgegestaltung ist in ihrer Wirkung begrenzt (Tabelle 1). Der Verzicht auf bestimmte Kulturen (z. B. Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln) erbringt oftmals nicht die gewünschte Wirkung, da auch in anderen Kulturen, wie Getreide, Raps usw. starke Erosionsereignisse auftreten können. Zudem ist der

Verzicht auf die oben genannten Reihenkulturen oftmals aus betrieblichen Gründen nur schwer möglich, da aus ökonomischen Gründen kaum alternative Kulturpflanzen zum Anbau zur Verfügung stehen und somit sehr enge Getreidefruchtfolgen notwendig würden, die z. B. einen erhöhten Pflanzenschutzmitteleinsatz nach sich ziehen.

Sehr viel besser ist die Wirkung von Zwischenfrüchten einzuschätzen (Tabelle 1), die den Boden als grüne Pflanze oder als Mulchmaterial der abgestorbenen Pflanze nach der Ernte der Hauptfrucht bis zu Aussaat der Folgefrucht

bedecken, also in einem Zeitraum, in dem der Boden oftmals unbedeckt wäre. Bisher hat der Anbau von Zwischenfrüchten in der Praxis noch einen zu geringen Umfang, u.a. weil oftmals nur die Kosten für die Aussaat veranschlagt werden, aber nicht der ackerbauliche und bodenschützende Nutzen. Ähnliches gilt für Untersaaten z. B. im Mais. Bei diesen kommt aber erschwerend hinzu, dass sie pflanzenbaulich schwer zu führen sind und teilweise Ertragsdepressionen der Hauptkultur hervorrufen können. Zudem ist der Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten auf Standorte begrenzt, die eine ausreichende Wasserversorgung bieten.

**Tabelle 1: Maßnahmen zur Verminderung von Bodenabträgen von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Ziele, Wirkung und Akzeptanz in der Landwirtschaft**

<b>Maßnahme</b>	<b>Ziel und Wirkung</b>	<b>Akzeptanz</b>
Wege- und Grabenbau, Rückhaltebecken	"Unschädliche" Ableitung von Oberflächenabfluss, Schutz vor Hochwasser, keine Erosionsminderung auf Ackerflächen, bedingte Eintragsminderung in Fließgewässer	Sehr kostenintensiv, oftmals unter Hochwasser- und Siedlungsschutzaspekten umgesetzt, sehr geringe Auswirkung auf die landw. Nutzung
Flurneueordnung, Flur- und Schlaggestaltung, Hanglängenverkürzung	Verkürzung von Fließwegen auf Ackerflächen, dadurch Reduzierung der erosiven Wassermenge, Sediment- und Nährstoffrückhalt an Strukturelementen, geringe Erosionsminderung auf Ackerflächen	Geringe Akzeptanz, da oft für die Bearbeitung ungünstigere Schlaggrößen und Strukturen entstehen
Streifenanbau, Streifeneinsaaten quer zum Hang	Verkürzung von Fließwegen, Sedimentrückhalt, relativ geringe Erosionsminderung	Geringe Akzeptanz, technisch aufwändig, bei unruhigem Relief wenig praktikabel
Höhenlinienparallele Bearbeitung	Schaffung von kleinen Barrieren quer zum Hang zur Abflussminderung, geringe Erosionsminderung, insb. bei extremen Niederschlägen, Erosionssteigerung nach Durchbrechen der kleinen Barrieren (insb. im Kartoffelanbau)	Akzeptanz vorhanden, bei unruhigem Relief wenig praktikabel, bei starken Hangneigungen (> 10 %) technisch oft nicht möglich
Verlängerung der Bewuchszeiträume durch Fruchtfolgegestaltung, Zwischenfruchtanbau, Untersaaten	Durch längere Zeitspannen mit Bodenbedeckung wird die Erosionsgefährdung von Ackerflächen gemindert, in Zeiträumen ohne Bodenbedeckung (direkt nach der Aussaat) keine Verbesserung des Erosionsschutzes	Hohe Akzeptanz, aber Fruchtfolgegestaltung ist stark durch ökonomische und klimatische Rahmenbedingungen vorgegeben, Untersaaten ackerbaulich oft schwer zu führen, erhöhte Kosten
Schonung der Bodenstruktur, Vermeidung gefälleparalleler Fahrspuren	Förderung der Wasserinfiltration und Vermeidung von prädisponierten Abflusssinnen	Hohe Akzeptanz, aber noch geringer Wissensstand bzgl. Vorsorge gegen Bodenstrukturen
Bodenbedeckung mit Mulchmaterial durch konservierende (pfluglose) Bodenbearbeitung mit anschließender Mulchsaat	Schaffung einer ganzjährigen Bodenbedeckung zur Infiltrationsförderung und Erosionsminderung, wichtigstes Verfahren des landwirtschaftlichen Bodenschutzes, starke Wirkungszunahme bei dauerhaftem Verzicht auf Pflugeinsatz	Steigende Akzeptanz, z.T. noch ungeklärte Fragen zu acker- und pflanzenbaulichen Anpassungsstrategien, aber zunehmende Umsetzung in die Praxis

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Ein innovatives Konzept zur Erosionsminderung auf Ackerflächen stellt die Anwendung konservierender (d. h. pflugloser) Bodenbearbeitungsverfahren mit Mulchsaat dar (Tabelle 1) (SOMMER 1999). Wie im Folgenden gezeigt wird, bewirken diese Verfahren eine drastische Reduzierung bis hin zur Verhinderung von Bodenerosion, unabhängig von der Hanglänge und der angebauten Kulturart und erlauben so die weitere ackerbauliche Nutzung ohne Ertragseinbußen auch auf stark erosionsgefährdeten Standorten. Entsprechend der Handlungsempfehlungen für die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 BBodSchG stellt die konservierende Bodenbearbeitung das wichtigste Werkzeug für den Erosionsschutz auf Ackerflächen dar (FRIELINGHAUS ET AL. 2001, SCHMIDT ET AL. 2001). Die folgenden Definitionen verdeutlichen die Unterschiede zwischen den verschiedenen, heute praktizierten Bodenbearbeitungsverfahren. Diese lassen sich in drei Gruppen einteilen (Abbildung 1):

- Bodenbearbeitung mit Pflug - konventionelle Bodenbearbeitung,
- Bodenbearbeitung ohne Pflug - konservierende Bodenbearbeitung,
- Direktsaat.

Wesentliches Kennzeichen der Bodenbearbeitung mit dem Pflug ist die Lockerung und Wendung des Bodens auf Krumentiefe (bis ca. 30 cm Bodentiefe) (KTBL 1998). Neben der damit verbundenen Nährstoffmobilisierung werden beim Pflügen organische Reststoffe und Unkraut in den Boden eingearbeitet. Pflugarbeit hinterlässt eine reststofffreie, vegetationslose Ackeroberfläche als Voraussetzung für die störungsfreie Aussaat der Folgefrucht mit herkömmlicher Drilltechnik (KTBL 1998).

Neben dem Vorteil der weitgehend störungsfreien Bestellung von Feldfrüchten ist das Pflügen jedoch auch mit ökologischen Problemen verbunden. An erster Stelle ist hier die durch die Bodenbearbeitung mit dem Pflug erheblich gesteigerte Bodenerosionsgefährdung durch Wasser und Wind zu nennen. Denn die Oberflächen gepflügter Böden sind nach der Saattbettbereitung bis zum Aufwuchs einer Pflanzendecke schutzlos den Einwirkungen von Wind und Wasser ausgesetzt.

So zerstören auf der Bodenoberfläche aufschlagende Wassertropfen die Bodenaggregate. Dies hat die infiltrationshemmende Verschlammung der Bodenoberfläche zur Folge.

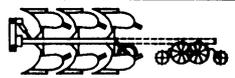
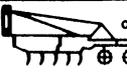
Verfahren	Grundbodenbearbeitung	Saattbettbereitung	Saat	Ablauf der Arbeitsgänge	
Bodenbearbeitung mit Pflug		 oder 		getrennt	
		 oder 	Bodenfräse oder Rotoregge	kombiniert Saattbettbereitung u. Saat zusammengefaßt	
					alle Arbeitgänge kombiniert
Bodenbearbeitung ohne Pflug - konservierend-	 oder 			getrennt	
	 oder 	 oder 		kombiniert Saattbettbereitung u. Saat zusammengefaßt	
					alle Arbeitgänge kombiniert
	—	 			ohne Grundbodenbearbeitung Saattbettbereitung und Saat kombiniert
Direktsaat	—	—		Saat ohne Bodenbearbeitung	

Abbildung 1: Definition der Bodenbearbeitungsverfahren (KTBL 1998)

Auf verschlammten Böden kann nur noch sehr wenig Wasser versickern und fließt deshalb auf geneigten Ackerflächen hangabwärts, wobei es Bodenteilchen mitreißt.

Im Gegensatz dazu verzichtet die konservierende Bodenbearbeitung auf den Pflugeinsatz. Hier kommen nichtwendende, mischende Bodenbearbeitungsgeräte zum Einsatz (siehe Abbildung 1), die den Boden weitgehend in seinem Aufbau belassen. Gleichzeitig verbleiben Ernterückstände wie z. B. Stroh (= Mulchmaterial) nahe oder an der Bodenoberfläche. Die konservierende Bodenbearbeitung hat ein stabiles, wenig verschlammungsanfälliges, gleichzeitig tragfähiges Bodengefüge zum Ziel, als vorbeugenden Schutz z. B. gegen Wassererosion (KTBL 1998). So erfolgt bei konservierender Bodenbearbeitung die Aussaat der Folgefrucht in eine mit Mulch bedeckte Ackerfläche. Diese Mulchdecke wirkt der Verschlämmung wirksam entgegen und fördert dadurch eine gute Wasserversickerung (KTBL 1998).

Direktsaat ist definiert als eine Bestellung ohne jegliche Bodenbearbeitung seit der vorangegangenen Ernte (siehe Abbildung 1). Hierfür sind spezifische Direktsämaschinen erforderlich, die Säschlitze öffnen, in die das Saatgut abgelegt wird (KTBL 1998).

## **2 Wirkungen der konservierenden Bodenbearbeitung zur Minderung der Stoffeinträge in Gewässer**

Die erosionsmindernde Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung kann sowohl durch Beobachtungen auf Praxisflächen nach Starkregenereignissen als auch durch Regensimulationsversuche belegt werden. Mit Hilfe einer Kleinberegnungsanlage wurden in einer Vielzahl von Beregnungsversuchen in unterschiedlichen Feldfrüchten jeweils eine Fläche von 1 m<sup>2</sup> mit einer Intensität von 38 mm\*20 min<sup>-1</sup> beregnet (ZIMMERLING ET AL. 2001). Diese sehr hohe Niederschlagsintensität von 1,9 mm\*min<sup>-1</sup> und die Niederschlagsmenge entsprechen nach Auswertungen des Deutschen Wetterdienstes z. B. in der Untersuchungsregion Dresdner Elbtal einem 20-jährigen Extremereignis (SCHMIDT ET AL. 1996). Bei jedem Beregnungsversuch wurde jeweils ein gepflügter und ein langjährig konservierend bearbeiteter Bereich eines Ackerschlagens beregnet. Abfließendes Wasser und abgespülter Boden wurden im Minutenabstand aufgefangen und gewogen. Die Beregnungssimulationen erfolgten in unterschiedlichen Feldkulturen (Zuckerrüben, Winterweizen, Winterraps, Sommergerste) und

nach unterschiedlichen Vorfrüchten (Winterweizen, Wintergerste, Zuckerrüben, Winterraps, Mais).

Eine Übersicht über die bei den Beregnungsversuchen erzielten Infiltrationsraten und -verläufe ist in dem Beitrag von ZIMMERLING ET AL. (in diesem Heft) zu finden. Die ermittelten Infiltrationsverläufe unterschieden sich bei konservierender Bodenbearbeitung i.d.R. deutlich von denjenigen auf gepflügten Flächen. In den Tabellen 2 und 3 sowie den Abbildungen 2 und 3 sind die Messergebnisse aus zwei Beregnungssimulationen beispielhaft dargestellt. Es wird deutlich, dass bei konservierender Bodenbearbeitung der Abflussbeginn i.d.R. später einsetzt als bei wendender Bodenbearbeitung, was dazu führt, dass insbesondere bei kürzeren Starkniederschlägen bei Pflugverzicht kein Oberflächenabfluss zu verzeichnen ist. So trat beispielsweise im Sächsischen Lößhügelland in der gepflügten Parzelle schon nach 7,6 mm Niederschlag leichter Oberflächenabfluss auf (Tabelle 2), in der Direktsaat-Variante (seit 1992 nicht bearbeitet) aber erst nach 19 mm Regenmenge. Zu diesem Zeitpunkt waren in der Pflug-Parzelle schon 7,5 mm Wasser, also über ein Drittel der Regenmenge oberflächlich abgefließen. In der Variante Konservierend-Locker, die jährlich bis 20 cm Tiefe bearbeitet wurde, trat Oberflächenabfluss erst nach 8 Minuten auf. Nur in der seit 1992 flach bearbeiteten (10 cm Bearbeitungstiefe) Variante Konservierend unterschied sich der Infiltrationsverlauf nur geringfügig von der gepflügten Variante (Abbildung 2, Tabelle 2). Dies könnte auf eine Bearbeitungssohle unterhalb von 10 cm Tiefe und den Einsatz einer sehr intensiv arbeitenden Kreiselegge zur Saatbettbereitung zurückzuführen sein.

Auf dem Verwitterungsboden im Erzgebirge zeigte sich wiederum eine deutliche Infiltrationssteigerung bei konservierender Bodenbearbeitung (Abbildung 3). Hier trat zwar in beiden Bodenbearbeitungsvarianten schon nach 7,6 mm Regenmenge Oberflächenabfluss auf, jedoch war dies in der gepflügten Variante deutlich stärker ausgeprägt. Nach 15,2 mm Niederschlagsmenge waren in der Variante Pflug schon 5,3 mm abgefließen, in der konservierend bearbeiteten nur 0,9 mm (Tabelle 3).

Aus den Abflussverläufen wird darüber hinaus deutlich, dass die Wasserinfiltration bei konservierender Bodenbearbeitung i.d.R. länger auf einem hohen Niveau verbleibt als bei wendender Bodenbearbeitung. Dies hat insbesondere bei langanhaltenden Niederschlägen einen zusätzlich Abfluss reduzierenden Einfluss.

**Tabelle 2:** Verlauf der Bildung von Oberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung bei Niederschlagssimulation im Sächsischen Lößhügelland, Bodenart: Ut4, Kulturart: Winterweizen, Vorrucht: Winterweizen, kumulative Darstellung

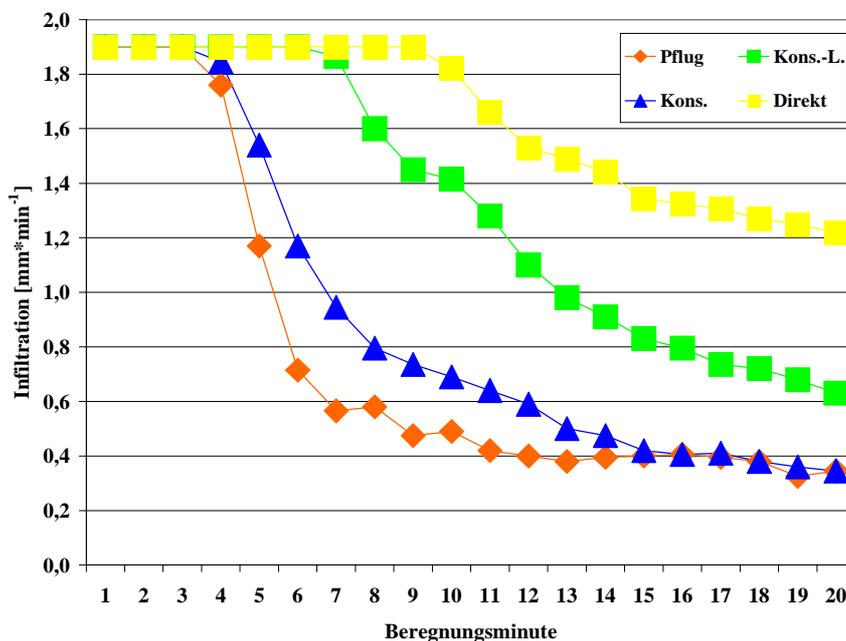
Berechnungsminute	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
Niederschlagsmenge [mm]	3,8	7,6	11,4	15,2	19,0	22,8	26,6	30,4	34,2	38,0
Oberflächenabfluss [mm] (Direktsaat)	0	0	0	0	0,1	0,7	1,6	2,7	3,9	5,3
Oberflächenabfluss [mm] (konservierend)	0	0,1	1,1	3,2	5,6	8,2	11,0	14,0	17,0	20,1
Oberflächenabfluss [mm] (konservierend-locker)	0	0	0	0,3	1,3	2,7	4,6	6,8	9,1	11,6
Oberflächenabfluss [mm] (Pflug)	0	0,1	2,0	4,7	7,5	10,5	13,6	16,6	19,6	22,7

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

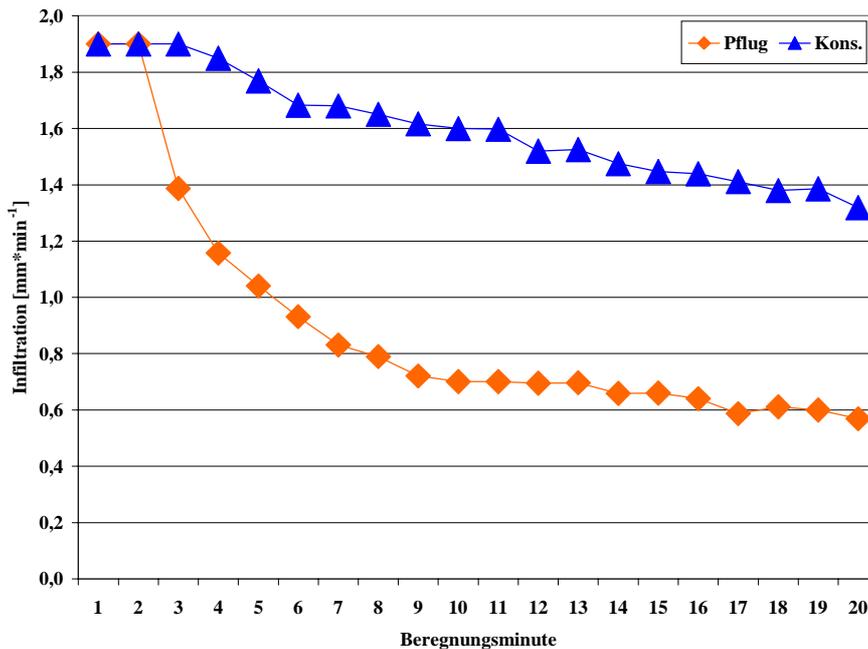
**Tabelle 3:** Verlauf der Bildung von Oberflächenabfluss in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung bei Niederschlagssimulation im Erzgebirge, Bodenart: SI3, Kulturart: Sommergerste, Vorrucht: Silomais, kumulative Darstellung

Berechnungsminute	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
Niederschlagsmenge [mm]	3,8	7,6	11,4	15,2	19,0	22,8	26,6	30,4	34,2	38,0
Oberflächenabfluss [mm] (konservierend)	0,0	0,1	0,4	0,9	1,5	2,1	2,9	3,9	4,9	6,0
Oberflächenabfluss [mm] (Pflug)	0,0	1,3	3,1	5,3	7,6	10,1	12,5	15,0	17,6	20,2

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft



**Abbildung 2:** Wasserinfiltration in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung bei Niederschlagssimulation im Sächsischen Lößhügelland, Bodenart: Ut4, Kulturart: Winterweizen, Vorrucht: Winterweizen (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)



**Abbildung 3:** Wasserinfiltration in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung bei Niederschlagssimulation im Erzgebirge, Bodenart: SI3, Kulturart: Sommergerste, Vorfrucht: Silomais (Kons. = konservierend)

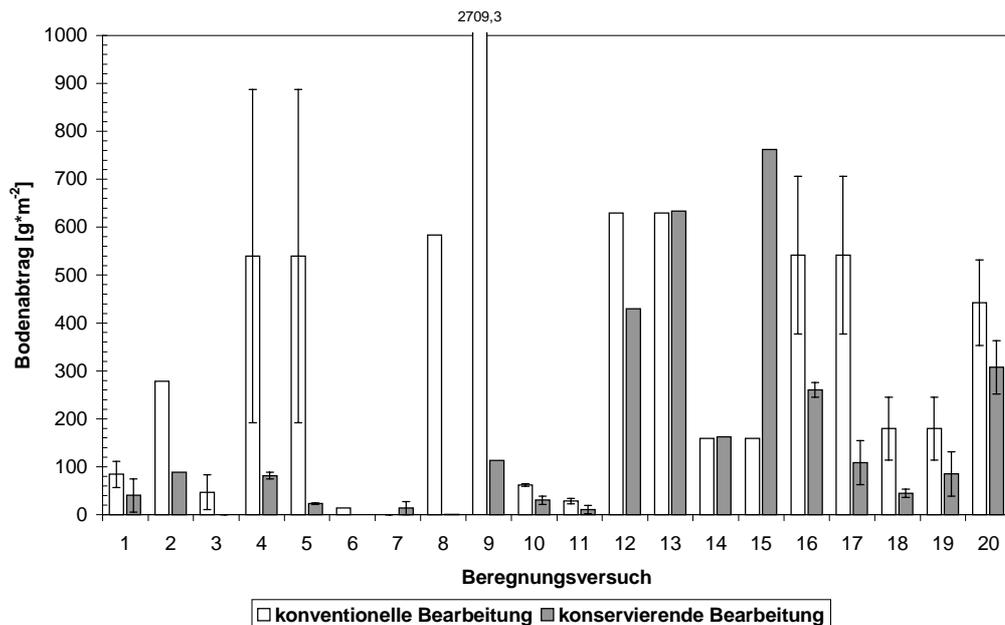
Eine direkte Folge des verringerten Oberflächenabflusses bei konservierender Bodenbearbeitung ist eine geringere Bodenerosion. In Abbildung 4 sind für 20 vergleichende Beregnungsversuche die jeweiligen Bodenabträge in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung dargestellt.

Deutlich wird, dass in 15 von 20 vergleichenden Niederschlagssimulationen eine Verminderung des Bodenabtrags festgestellt wurde. In weiteren 4 Vergleichen trat nahezu kein Unterschied auf (Nr. 6, 7, 13 und 14, Abbildung 4) und nur in einem Fall (Vergleich Nr. 15, Abbildung 4) wurde nach konservierender Bodenbearbeitung ein höherer Bodenabtrag gemessen. Bei dieser Messung handelte es sich um eine Fläche, auf der die Vorfrucht Zuckerrübe stand, so dass wenig Mulchbedeckung auf der Bodenoberfläche verblieb. Die Beregnungsversuche verdeutlichen, dass bei der Umstellung auf eine dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung der Bodenabtrag im Verhältnis zum Oberflächenabfluss i.d.R. überproportional reduziert wurde.

Dies traf auch für die in Abbildung 2 und Tabelle 2 dargestellte Beregnungssimulation zu. Trotz der fast identischen Abfluss- bzw. Infiltrationsverläufe in den Varianten Pflug und Konservierend wurde der Bodenabtrag in der Variante Konservierend im Vergleich zur gepflügten

Variante um über 50 % reduziert (vgl. Tabelle 4).

Um die aus der Minderung der Bodenerosion resultierende Minderung des Phosphorabtrages von Ackerflächen zu bestimmen, wurden bei den Beregnungssimulationen die Phosphorgehalte im abgetragenen Bodenmaterial und im abgeflossenen Wasser erfasst. Bei den Phosphorgehalten im abgespülten Boden wurde zwischen wasserlöslichem Phosphor (4-fache Wasserextraktion, modifiziert nach VAN DER PAAUW & SISSING, 1971) und Gesamtphosphor (HCl-Aufschluss) unterschieden. In Tabelle 4 sind die relativen Phosphorabträge der beiden Fraktionen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungssystem für den in Abbildung 2 und Tabelle 2 dargestellten Beregnungsversuch im Sächsischen Lößhügelland und für den in Abbildung 3 und Tabelle 3 dargestellten Versuch im Erzgebirge dargestellt. In beiden Regionen kann entsprechend der Minderung des Bodenabtrages auch eine erhebliche Reduzierung des Phosphorabtrages durch die Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren konstatiert werden. Die im Vergleich zum Bodenabtrag leicht erhöhten relativen Werte für den Phosphorabtrag resultieren aus einer geringen Steigerung der Phosphorgehalte in den oberen 5 cm der Krume bei dauerhaftem Pflugverzicht.



**Abbildung 4:** Bodenabtrag [ $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ] bei 20 vergleichenden Niederschlagssimulationen auf langjährig konventionell und konservierend bearbeiteten Flächen mit verschiedenen Feldkulturen und nach unterschiedlichen Vorfrüchten, Bodenarten: Ut4, Ut3 und Sl3, Beregnungsmenge: 38 mm in 20 Minuten, (mit Fehlerbalken: 2 Wdh., ohne Fehlerbalken: ohne Wdh.)

**Tabelle 4:** Relative Boden- und Phosphor-Abträge bei Niederschlagssimulation in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung an Standorten im Sächsischen Lößhügelland und im Erzgebirge (Variante Pflug = 100) (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)

Standort	Parameter	Pflug	Kons.-L.	Kons.	Direktsaat
Sächs. Lößhügelland Bodenart Ut4	Boden-Abtrag	100	19,6	48,1	2,2
	P-Gesamt*-Abtrag	100	21,5	52,5	3,0
	P-H <sub>2</sub> O-löslich*-Abtrag	100	23,1	61,7	9,7
Erzgebirge Bodenart Sl3	Boden-Abtrag	100	-	12,0	-
	P-Gesamt*-Abtrag	100	-	12,3	-
	P-H <sub>2</sub> O-löslich*-Abtrag	100	-	16,3	-

\*: Die Fraktionen berücksichtigen auch das im abfließenden Wasser gelöste Phosphat

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Die starke Steigerung der Wasserinfiltration sowie der Rückgang der Bodenerosion und der Phosphorabträge bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung beruhen auf umfangreichen Änderungen im System Boden. Neben bodenphysikalischen werden insbesondere bodenbiologische Parameter beeinflusst. Die Folge ist eine höhere Stabilität der Bodenstruktur und eine bessere Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens. Im Folgenden sollen die eintretenden Änderungen für einzelne Parameter verdeutlicht werden.

Bei Verzicht auf die wendende Wirkung des Pfluges bleiben Pflanzenrückstände der vorherigen Kultur bzw. Zwischenfrucht an der Bodenoberfläche. Diese schützende Mulchschicht bremst die Energie der aufprallenden Regentropfen und vermindert das Zerschlagen von Bodenaggregaten und die Ablösung von erodierbaren Partikeln. Die notwendige Höhe des Mulchbedeckungsgrads zur Erosionsverhinderung wurde in einer Reihe von Untersuchungen ermittelt. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Bedeckungsgrad von mindestens

30 % das Auftreten von Erosion deutlich eingeschränkt (FRIELINGHAUS 1998). Aber auch geringere Bedeckungsgrade wirken schützend, insbesondere wenn sie durch weitere erosionsmindernde Bodeneigenschaften unterstützt werden. An erster Stelle ist in diesem Zusammenhang der Gehalt an organischer Substanz zu nennen, der maßgeblich die Bodenstabilität beeinflusst.

Eine verminderte Bodenbearbeitungsintensität kann aufgrund der verlangsamten Abbauraten eine Zunahme des Gehaltes an organischer Substanz zur Folge haben (BAEUMER 1992). Der Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung führt darüber hinaus auch zu einer veränderten Verteilung der Gehalte organischer Substanz im Boden (BAEUMER 1992). Mit abnehmender Bearbeitungstiefe verschiebt sich der Akkumulationshorizont immer weiter nach oben, bis hin zu einer deutlichen Akkumulation in der Schicht 0 bis 5 cm. Bei wendender Bodenbearbeitung mit dem Pflug hingegen ist bis in die Pflugtiefe eine relativ homogene Verteilung des Humusgehaltes festzustellen. Dies wurde z. B. auch in Untersuchungen im Sächsi-

schen Lößhügelland (Abbildung 5), in der Leipziger Tieflandsbucht (Abbildung 6) und im Erzgebirge sowie an weiteren Standorten (Daten nicht dargestellt) deutlich. Jedoch zeigte sich im Herbst 2000 auf der Versuchsfläche im Sächsischen Lößhügelland in der Variante Konservierend in der Oberkrume auch ein geringerer Gehalt an organischer Substanz als in der Variante Pflug. Dies kann möglicherweise auf eine gestörte Bodenstruktur aufgrund der dauerhaft in der gleichen Tiefe (10 cm) durchgeführten Bearbeitung in einer Zuckerrübenfruchtfolge zurückzuführen sein und liefert einen Erklärungsansatz für den relativ hohen Oberflächenabfluss in dieser Variante (vgl. Abbildung 2, Tabelle 2).

Neben der organischen Substanz war bei dauerhafter Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung auch eine deutliche Zunahme der mikrobiellen Biomasse in der Oberkrume festzustellen (KRÜCK ET AL. 2001, NITZSCHE ET AL. 2001). Dies wird in den Abbildungen 7 und 8 beispielhaft für die beiden Untersuchungsstandorte im Sächsischen Lößhügelland und im Leipziger Tiefland dargestellt.

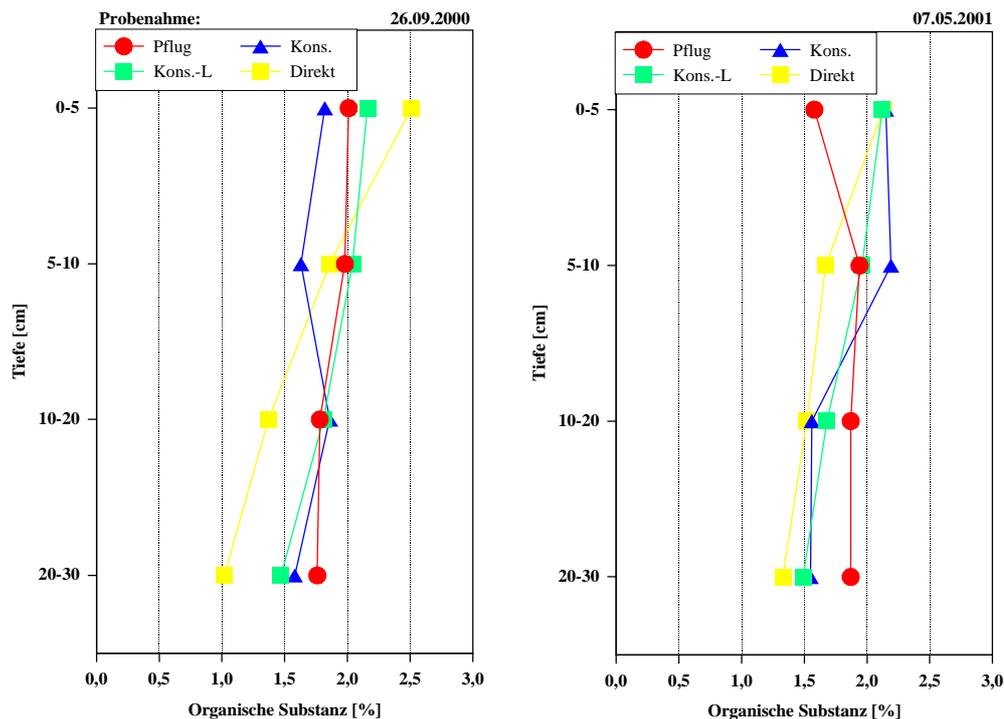
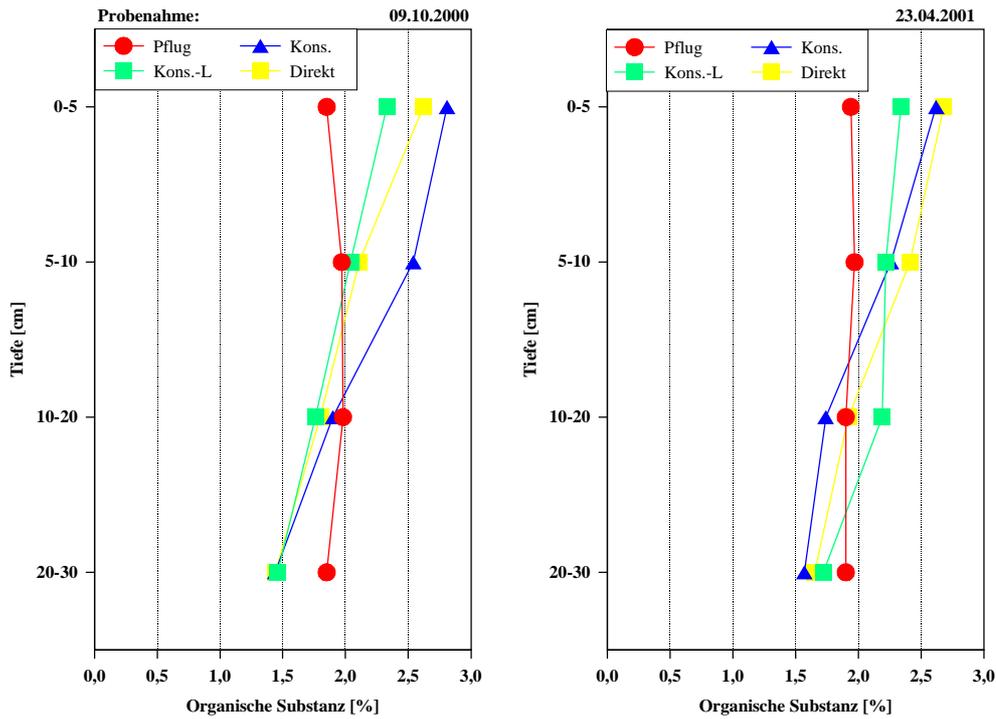
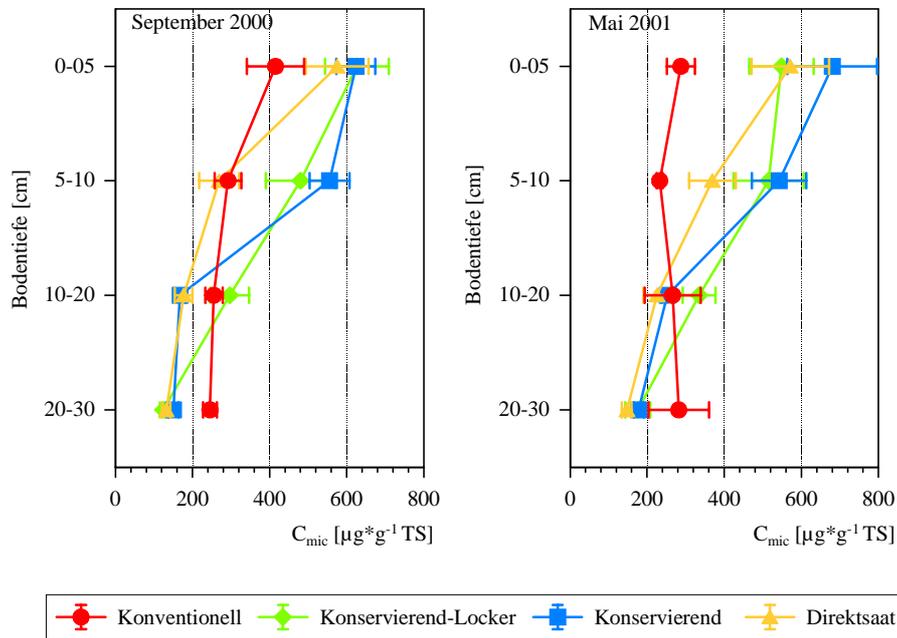


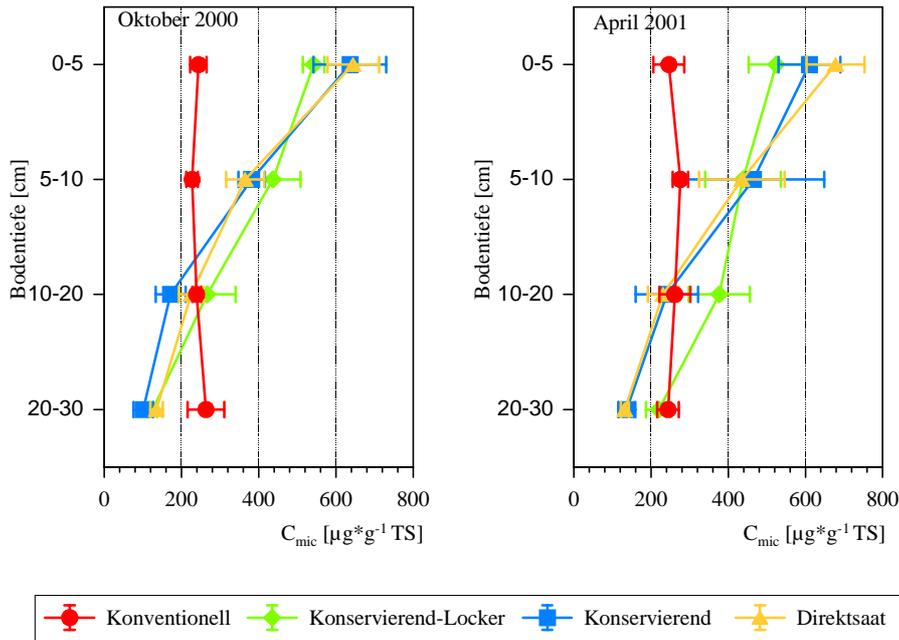
Abbildung 5: Gehalt an organischer Substanz in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Bodentiefe, Sächsisches Lößhügelland, Bodenart Ut4 (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)



**Abbildung 6:** Gehalt an organischer Substanz in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Bodentiefe, Leipziger Tieflandsbucht, Bodenart Uls-Lu (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)



**Abbildung 7:** Mikrobielle Biomasse in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Bodentiefe, Sächsisches Lößhügelland, Bodenart Ut4



**Abbildung 8:** Mikrobielle Biomasse in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Bodentiefe, Leipziger Tiefland, Bodenart Uls-Lu

Auch die Abundanz der Regenwürmer steigt bei Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung deutlich, wie dies wiederum für die beiden oben genannten Standorte nachgewiesen werden konnte (Abbildung 9 und 10). Insbesondere die tiefgrabenden (anektischen) Regenwurmart, die für die Ausbildung eines kontinuierlichen vertikalen Porensystems verantwortlich sind, profitierten besonders deutlich vom Pflugverzicht.

Die Abundanz dieser Arten wurde von drei bis vier Tieren je Quadratmeter bei Einsatz des Pfluges auf bis zu 36 Tiere je Quadratmeter in den dauerhaft nicht gepflügten Varianten angehoben. Diese Arten sind auf organisches Material an der Bodenoberfläche als Nahrungsquelle angewiesen, so dass sie bei einem Pflugverzicht ideale Entwicklungsbedingungen vorfinden und ihre Zunahme damit eindeutig zu erklären ist.

An beiden Untersuchungsstandorten konnte parallel mit der Zunahme der Regenwurmbundanz auch eine Zunahme der vertikalen Makroporen in der Krume festgestellt werden (Tabelle 5 und 6).

Die Steigerung des Gehaltes organischer Substanz in der Oberkrume, die verstärkte Lebendverbauung des Bodens und die höhere Bodenruhe bei konservierender Bearbeitung führen zu einem höheren Anteil an wasserstabilen Bodenaggregaten. Diese setzen den aufprallenden Regentropfen einen höheren Widerstand entgegen und bewirken so eine geringere Verschlammungsneigung der Bodenoberfläche. Auf gepflügten Flächen führt die starke Verschlammungsneigung der Bodenoberfläche zu einem Rückgang der Infiltrationskapazität des Bodens. Durch steigenden Oberflächenabfluss wird der Bodenabtrag überproportional verstärkt, da Bodenpartikel sehr leicht abgelöst werden können und zusätzlich abtragsmindernde Unebenheiten bzw. Mulchmaterial fehlen. Das abgelöste Bodenmaterial kann darüber hinaus zu einer Verstopfung der vorhandenen Makroporen führen und so die Infiltration mindern. Dagegen wird auf konservierend bearbeiteten Flächen aufgrund der geringeren Verschlammungsneigung ein höherer Matrixfluss aufrechterhalten. Darüber hinaus kann bei hohen Niederschlagsintensitäten verstärkt Wasser in den Makroporen in tiefere Bodenschichten geleitet werden.

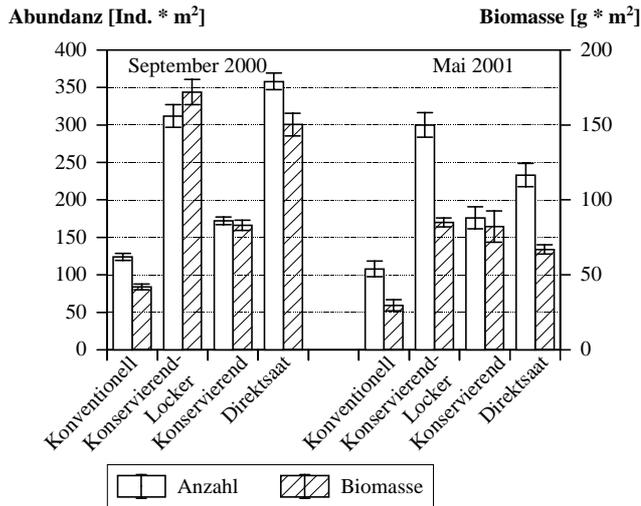


Abbildung 9: Regenwurmabundanz und -biomasse in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung, Sächsisches Lößhügelland, Bodenart Ut4

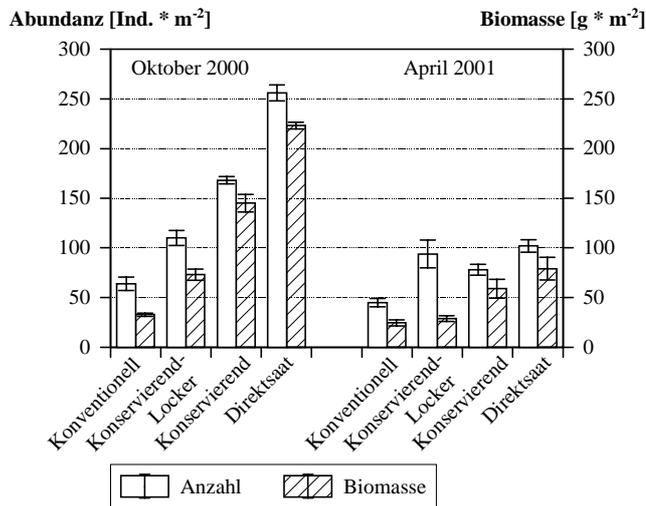


Abbildung 10: Regenwurmabundanz und -biomasse in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung, Leipziger Tiefland, Bodenart Uls-Lu

Tabelle 5: Anzahl vertikaler Makroporen > 1 mm Durchmesser in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Tiefenstufe, Sächsisches Lößhügelland, Bodenart Ut4 (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)

Bodentiefe	Anzahl vertikaler Poren > 1mm * m <sup>2</sup>			
	Pflug	Kons.-L	Kons.	Direkt
0 cm	617	899	1022	1022
10 cm	264	493	1022	775
20 cm	300	952	811	1286
30 cm	317	864	1128	1286
40 cm	987	881	652	1040
50 cm	1427	1040	617	775

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

**Tabelle 6:** Anzahl vertikaler Makroporen > 1 mm Durchmesser in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Tiefenstufe, Leipziger Tiefland, Bodenart Uls-Lu (Kons. = konservierend; L. = mit Lockerung)

Bodentiefe	Anzahl vertikaler Poren > 1mm * m <sup>2</sup>			
	Pflug	Kons.-L	Kons.	Direkt
0 cm	282	705	458	916
10 cm	194	493	775	987
20 cm	159	811	1375	1075
30 cm	53	1005	1533	1251
40 cm	1427	1745	1692	1674
50 cm	1604	1498	1427	1322

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Die dargestellten Ergebnisse belegen die Wirksamkeit der konservierenden Bodenbearbeitung im Hinblick auf die Verminderung der Bodenerosion und den Oberflächenabfluss. Darüber hinaus wird deutlich, dass nicht zuvorderst die angebaute Kulturart die Erosionsgefährdung bestimmt. Wesentlich ist aber, dass alle Anbaumaßnahmen auf die jeweilige Kulturart, den Boden und die Witterung abgestimmt sind. So können - dies zeigen Praxiserfahrungen und Abtragsversuche - auch spätdeckende Reihenkulturen wie Zuckerrüben und Mais mit der richtigen Anbaustrategie ohne eine erhöhte Erosionsgefahr selbst auf stark geneigten Flächen angebaut werden. Auch Einschränkungen hinsichtlich der Bodenart ergeben sich nicht.

Mittlerweile liegen in Sachsen und anderen Bundesländern umfangreiche positive Praxiserfahrungen zur Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung auf Lössböden und Verwitterungsböden vor. Dass diese Erfahrungen auch auf Sandböden z. B. im pleistozänen Tiefland weitgehend übertragbar sind, zeigte sich in Brandenburg. Nach SEYFARTH et al. (1999) ist die konservierende Bodenbearbeitung auch auf diesen Böden mit den beschriebenen Vorteilen verbunden.

### 3 Einzugsgebietsbezogene Modellierung der Bodenerosion

Es liegt in der Natur der vorab dargestellten Erhebungen, dass es sich um Punktmessungen handelt. Die direkte Ableitung von grossflächigen Auswirkungen der Bestellverfahren aus diesen Messungen ist schwierig, insbesondere im Hinblick auf Fließ- und Bodenabtragsprozesse im Hangverlauf. Aus diesem Grund muss zur Bewertung der einzugsgebietsbezogenen Vorgänge auf Modellanwendungen zurückgegriffen werden.

Nachfolgend soll eine Erosionsabschätzung auf Einzugsgebietsebene für die vorab dargestellten erosionsmindernden Bearbeitungsverfahren unter Nutzung des Modells EROSION 2D/3D dargestellt werden. Bei dem Modell EROSION 2D/3D handelt es sich um ein prozessorientiertes, physikalisch begründetes, computergestütztes Modell zur Simulation der Erosion durch Wasser einschließlich des Eintrages in das Gewässernetz. Das Modell zeichnet sich aus durch (SCHMIDT ET AL. 1999):

- eine ereignisbasierte Prozessbeschreibung,
- eine Prognose von On-site- und Off-site-Effekten (Erosion/Deposition, Sediment- und Stoffeintrag in Oberflächengewässer),
- eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung,
- die Prognose von Langzeiteffekten,
- wenige, flächenhaft verfügbare Eingabeparameter,
- eine einfache Handhabung (graphische Benutzeroberfläche, Hilfsfunktionen),
- die Übertragbarkeit auf andere Standorte.

Das Modell bildet die Einflüsse der Bodennutzung und -bearbeitung auf das Ausmaß der Erosion als Funktion der folgenden, zeitlich veränderlichen Größen ab:

- Lagerungsdichte,
- Gehalt an organischer Substanz,
- Anfangswassergehalt,
- Erosionswiderstand,
- Oberflächenrauigkeit,
- Bedeckungsgrad.

Diese Größen sind, neben Angaben zur Topographie, zur Landnutzung usw. (s. Tabelle 7) für Modellierungen mit EROSION 2D/3D als Parameter einzugeben. Sie sind, sofern keine Ana-



**Tabelle 7: Eingabeparameter sowie Datenverfügbarkeit für die Wassererosionsabschätzung mit EROSION 2D/3D**

<b>Eingabeparameter</b>	<b>Quelle***</b>	<b>Datenverfügbarkeit</b>	<b>Auflösung</b>	<b>Nutzbarkeit</b>
Niederschlagsdaten: - Einzelniederschlag - Niederschläge eines Referenzjahres*	a) - eigene Aufzeichnungen b) - DWD c) Sachsen: Parameterkatalog im Handbuch EROSION 2D/3D (SCHMIDT ET AL. 1996)	a) hoher Messaufwand b) Ang. des DWD flächendeckend c) flächendeckend	a) abhängig vom Messaufwand b) 5-min-Intensität in mm/min c) 10-min-Intensität in mm/min	a) direkt nach Aufbereitung b) direkt ohne Einschränkung c) direkt
Reliefdaten: - Hanglänge - Hangneigung - Exposition	a) Topographische Karten (1:10.000) b) ATKIS-DGM (BZ: LVA) c) Rasterdaten 10 N (BZ: LVA)	a) flächendeckend b) flächendeckend c) flächendeckend	a) Maßstab: 1:10.000 b) 20 m c) entspr. a)	a) E2D: direkt, E3D Umwandlung in Raster-DGM erforderlich b) direkt, Rundungsfehler c) Raster-Vektor-Konvertierung u. Umwandlung in Raster-DGM erforderlich
Bodennutzung	a) ATKIS-DLM 25 (BZ: LVA) oder b) Rasterdaten 10 N (BZ: LVA) oder c) CIR-Bodennutzungsdaten (BZ: LfUG) oder d) Luft-/Satellitenbilder (BZ: LfUG) oder e) Schlagkarten (BZ: LfL)	a) flächendeckend b) flächendeckend c) flächendeckend d) flächendeckend e) einzelbetrieblich	a) Ackerland, Grünland, Wald etc. b) Ackerland, Grünland, Wald etc. c) Einzelschlag, Fruchtarten d) Einzelschlag, Fruchtarten e) Einzelschlag, Fruchtarten	a) EDBS nach ArcView Shape oder ArcInfo b) Raster-Vektor-Konvertierung erforderlich (GIS-Nachbereitung) c) ggf. Aktualisierung erforderlich d) und e) Digitalisierung u. ggf. Aktualisierung erforderlich

Fortsetzung der Tabelle 7

Eingabeparameter	Quelle***	Datenverfügbarkeit	Auflösung	Nutzbarkeit
Bodenparameter (abhängig von der Bodenbearbeitung): - Körnung - Lagerungsdichte - C <sub>org</sub> -Gehalt - Bodenfeuchte - Bedeckungsgrad - Hydr. Rauigkeit** - Erosionswiderstand** - Korrektur-/Skinfaktor**	- eigene Bodenuntersuchungen und Felderhebungen - Parameterkatalog im Handbuch EROSION 2D/3D (SCHMIDT ET AL. 1996)	grob flächendeckend	- Körnung: feststehend - Lagerungsdichte: veränderlich je nach Bearbeitungsform und -zeitpunkt - Bodenfeuchte: veränderlich im Jahresverlauf - Bedeckungsgrad: veränderlich im Jahresverlauf - Rauigkeitswert, Erosionswiderstand und Korrektur- /Skinfaktor: veränderlich je nach Bearbeitungsform, Mulchbedeckung usw.	Standort- und ereignisabhängige Zuordnung zu Nutzungseinheiten erforderlich

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

- \*: durchschnittliche, regionaltypische Sequenz erosionswirksamer Niederschläge mit einer Intensität von mindestens 0,1 mm/min von Mai bis September
- \*\* : experimentell im Rahmen des sächsischen Bodenerosionsmessprogramms auf unterschiedlich bearbeiteten Ackerflächen und für verschiedene Bodenarten ermittelt (s. Handbuch EROSION 2D/3D (SCHMIDT ET AL. 1996))
- \*\*\*: Datenbezugsquellen (BZ): LVA: Landesvermessungsamt Sachsen; LfUG: Sächsisches Amt für Umwelt und Geologie; LfL: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, ATKIS: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem, CIR: Corrected Infrared-Luftbilder, DGM: Digitales Geländehöhenmodell, DLM: Digitales Landschaftsmodell, DWD: Deutscher Wetterdienst, EDBS: Einheitliche Datenbankschnittstelle (Parametererläuterungen s.a. Handbuch EROSION 2D/3D (SCHMIDT ET AL. 1996))

Zunächst wurde für die tatsächliche Nutzung im Jahr 1996 der Bodenabtrag im Talsperreneinzugsgebiet für ein extremes Niederschlagsereignis mit einer Wiederkehrdauer von zehn Jahren simuliert (Tabelle 8). Darauf aufbauend wurden zwei weitere Simulationen unter der Annahme durchgeführt, dass die gesamte Ackerfläche im Einzugsgebiet in einem Jahr mit Mais bestellt ist.

Eine Simulation erfolgte hierbei unter der Annahme, dass die gesamte Ackerfläche konventionell mit dem Pflug bearbeitet wird ("worst-case") (Tabelle 9, Abbildung 12), die zweite Simulation nimmt für die gesamte Ackerfläche die Durchführung von konservierender Bodenbearbeitung an (Tabelle 10, Abbildung 13). In beiden Szenarien wurde als Zeitpunkt ein Termin im Mai vor dem Auflaufen des Pflanzenbestandes (Saatbettzustand) bei hoher Bodenfeuchte (Feldkapazität) gewählt und ein 10-jähriges Niederschlagsereignis simuliert. Diese "worst-case"-Bedingungen erlauben es, besonders erosionsanfällige Bereiche eines Einzugsgebietes auszugrenzen, für die dann ggf. weitere Erosionsschutzmaßnahmen ergriffen werden können.

Die Abbildungen 12 und 13 zeigen nur die Netto-Schlagausträge für die zwei berechneten Szenarien. Diesen Werten liegt eine Modellrechnung auf Basis eines 25-Meter-Rasters zugrunde. Die Gesamtausträge aus den Teil-einzugsgebieten für den Iststand des Jahres 1996 und die zwei gewählten Szenarien sind in den Tabellen 8 bis 10 dargestellt.

Entsprechend Abbildung 12 (Erosionsbereiche sind in gelben bis roten Farben dargestellt, Depositionsbereiche in grünen bis blauen Farben) erreichen die Bodenverluste unter den voranstehenden Bedingungen (d. h. Saatbettzustand nach flächenhaft praktizierter konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug) Größenordnungen bis über  $250 \text{ t*ha}^{-1}$ . Ein Großteil der Ackerschläge zeigt Bodenverluste von über 25 bis  $250 \text{ t*ha}^{-1}$ . Im Durchschnitt

verlassen das Einzugsgebiet unter den getroffenen Annahmen  $91.470 \text{ t}$  Boden, bzw.  $15,05 \text{ t*ha}^{-1}$  oder  $49,69 \text{ t*ha}^{-1}$  wenn der Bodenabtrag nur auf die Ackerflächen bezogen wird (Tabelle 9).

Unter der Annahme einer flächendeckend konservierenden Bestellung von Mais fällt auf, dass selbst bei dem simulierten Extremereignis auf einem Großteil der Ackerschläge nur noch mit Bodenabträgen unter  $2,5 \text{ t*ha}^{-1}$  zu rechnen ist (Tabelle 10, Abbildung 13). Im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung ergibt sich somit eine Austragsminderung von 95 %. Die durchschnittlichen Abträge dieses Szenarios liegen i.d.R. sogar unter den für den Iststand mit nur geringer Mais- und erheblicher Getreidenutzung simulierten Abträgen (Tabelle 8). Bei der gegebenen Kulturartenverteilung und flächenhaft konservierender Bodenbearbeitung wären also noch deutlich geringere Austräge zu erwarten. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass bei konsequenter Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung selbst auf stark erosionsgefährdeten Standorten ausgesprochen große Abtragsminderungen erreichbar sind und dies auch den Anbau von Reihenkulturen wie Mais oder Zuckerrüben nicht infrage stellt.

Die mit dem Modell Erosion 3D berechneten Gebietsausträge entsprechen den Einträgen in das Gewässernetz bzw. in diesem Fall in die Talsperre Saidenbach und ihre Vorsperren. Die potenzielle Entlastung durch Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung (selbst unter "worst-case"-Bedingungen, d. h. flächenhafter Maisanbau) wird deutlich, wenn die absoluten Bodenausträge für das Gesamtgebiet gegenübergestellt werden. Bei konventioneller Bodenbearbeitung und vollständigem Maisanbau wurden  $91.470 \text{ t}$  Gebietsaustrag errechnet (Tabelle 9), bei konservierender Bodenbearbeitung nur noch  $4.578 \text{ t}$  (Tabelle 10). Selbst unter der Ist-Nutzung des Jahres 1996 waren die errechneten Austräge mit  $8.947 \text{ t}$  bei sehr viel geringerer Maisanbaufläche deutlich höher (Tabelle 8).

Tabelle 8: EROSION 3D-Simulationsergebnisse für Einzugsgebiet (EZG) Saidenbach und Teil-einzugsgebiete, Nutzung: *Iststand 1996, 10-jähriges Niederschlagsereignis*

Teilgebiet (vgl. Abb. 11)	Name	Sediment- volumen [t]	Fläche [ha]	Netto- austrag [t*ha <sup>-1</sup> ]	Ackerflä- che [ha]	Netto- austrag Acker [t/ha]
1	Vorsperre Saidenbach	3222,8	1879,18	1,72	667,32	4,83
2	Talsperre Saidenbach	833,0	712,65	1,17	139,78	5,96
3	Vorbecken Forchheim	1716,0	1785,06	0,96	448,65	3,82
4	Vorsperre Haselbach	743,0	458,87	1,62	156,44	4,75
5	Dörnthalener Teich	415,0	447,93	0,93	107,91	3,85
6	Kunstteich	663,2	339,00	1,96	153,10	4,33
7	Vorsperre Lippersdorf	1354,0	444,91	3,04	167,70	8,37
<b>Gesamt- gebiet</b>	<b>EZG Saidenbach</b>	<b>8947,0</b>	<b>6076,60</b>	<b>1,47</b>	<b>1840,9</b>	<b>4,86</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Tabelle 9: EROSION 3D-Simulationsergebnisse für Einzugsgebiet (EZG) Saidenbach und Teil-einzugsgebiete, Nutzung: *alle Ackerflächen Mais, Saatbettzustand, Bodenbearbeitung: konventionell, 10-jähriges Niederschlagsereignis, "worst-case"*

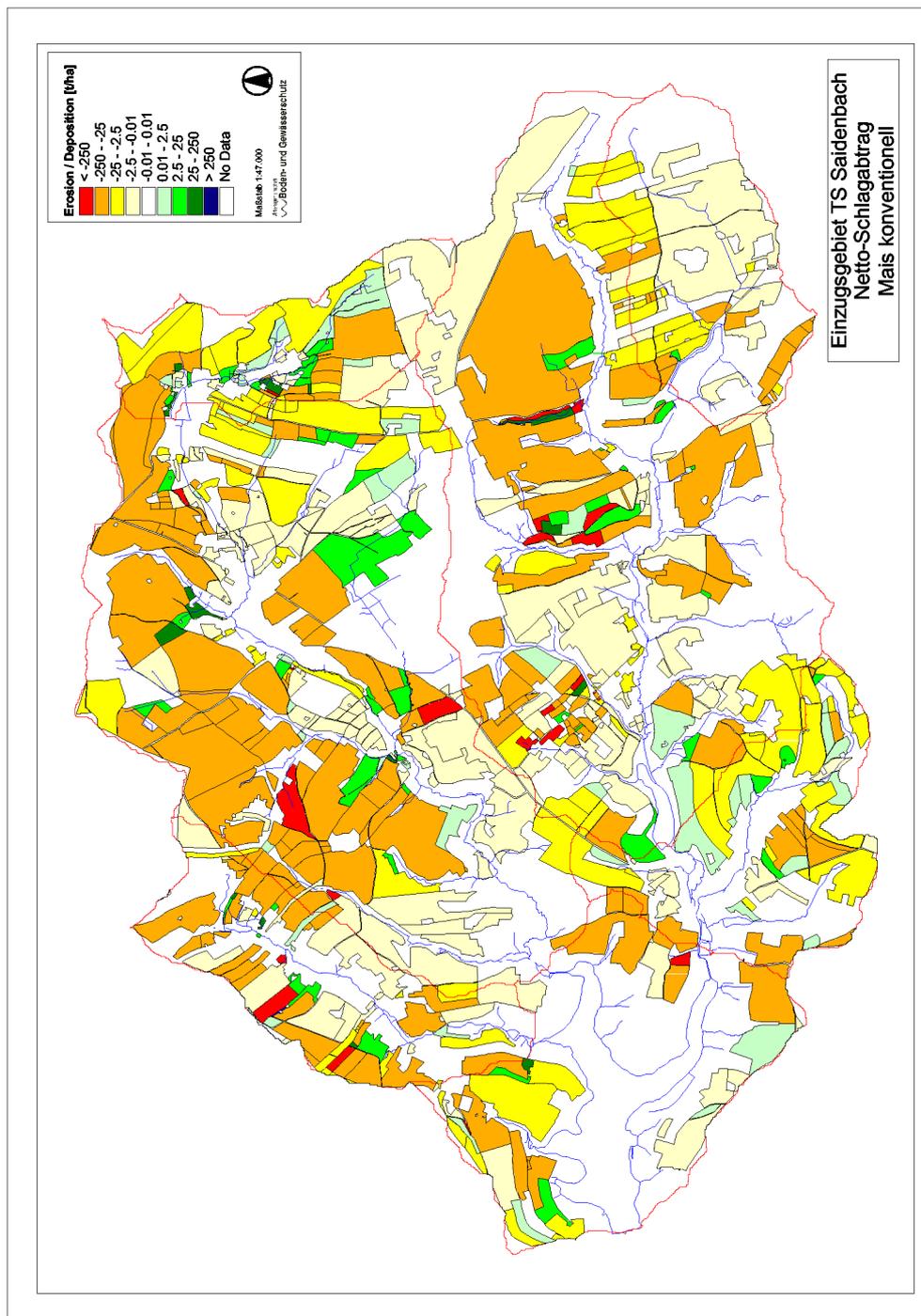
Teilgebiet (vgl. Abb 11)	Name	Sediment- volumen [t]	Fläche [ha]	Netto- austrag [t*ha <sup>-1</sup> ]	Ackerfläche [ha]	Netto- austrag Ak- ker [t/ha]
1	Vorsperre Saidenbach	41440,0	1879,18	22,05	667,32	62,10
2	Talsperre Saidenbach	3720,0	712,65	5,22	139,78	26,61
3	Vorbecken Forchheim	24329,0	1785,06	13,63	448,65	54,23
4	Vorsperre Haselbach	4880,0	458,87	10,63	156,44	31,19
5	Dörnthalener Teich	1741,0	447,93	3,89	107,91	16,13
6	Kunstteich	3560,0	339,00	10,50	153,10	23,25
7	Vorsperre Lippersdorf	11800,0	444,91	26,52	167,70	72,97
<b>Gesamt- gebiet</b>	<b>EZG Saidenbach</b>	<b>91470,0</b>	<b>6076,60</b>	<b>15,05</b>	<b>1840,9</b>	<b>49,69</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Tabelle 10: EROSION 3D-Simulationsergebnisse für Einzugsgebiet (EZG) Saidenbach und Teil-einzugsgebiete, Nutzung: *alle Ackerflächen Mais, Saatbettzustand, Bodenbearbeitung: konservierend, 10-jähriges Niederschlagsereignis*

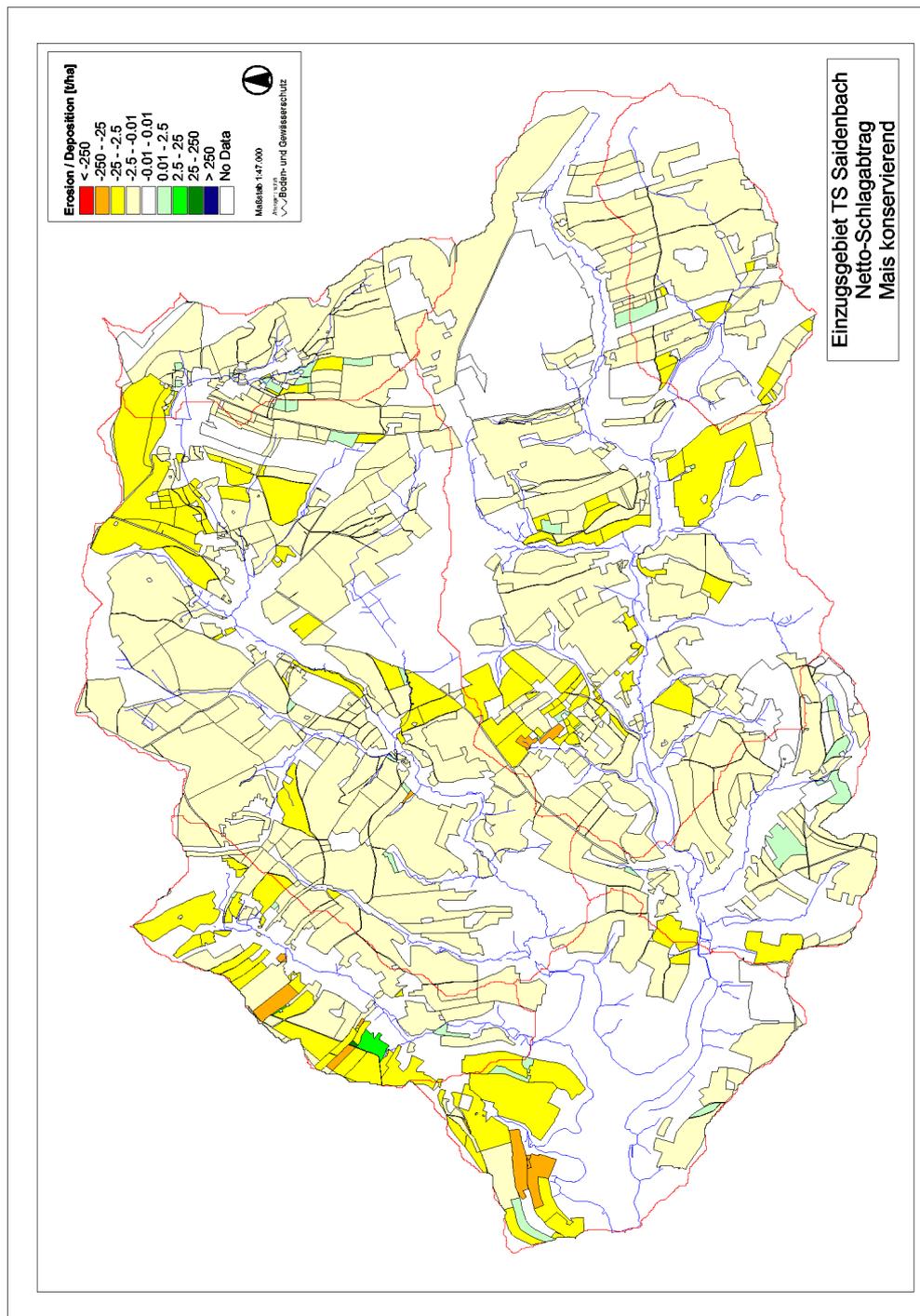
Teilgebiet (vgl. Abb 11)	Name	Sediment- volumen [t]	Fläche [ha]	Netto- austrag [t*ha <sup>-1</sup> ]	Ackerfläche [ha]	Netto- austrag Ak- ker [t/ha]
1	Vorsperre Saidenbach	1373,6	1879,18	0,73	667,32	2,06
2	Talsperre Saidenbach	978,8	712,65	1,37	139,78	7,00
3	Vorbecken Forchheim	861,8	1785,06	0,48	448,65	1,92
4	Vorsperre Haselbach	113,0	458,87	0,25	156,44	0,72
5	Dörnthalener Teich	210,2	447,93	0,47	107,91	1,95
6	Kunstteich	99,4	339,00	0,29	153,10	0,65
7	Vorsperre Lippersdorf	941,2	444,91	2,12	167,70	5,82
<b>Gesamt- gebiet</b>	<b>EZG Saidenbach</b>	<b>4578,0</b>	<b>6076,60</b>	<b>0,75</b>	<b>1840,9</b>	<b>2,49</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft



**Abbildung 12:** Erosionssimulation mit dem Modell EROSION 3D, Ackerflächen des EZG der Talsperre Saidenbach, Erzgebirge, Nutzung: auf allen Ackerflächen Mais, konventionelle Bodenbearbeitung, 10-jähriges Niederschlagsereignis

Darstellung auf Grundlage der Topographischen Karte 1 : 10000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Sachsen; Genehmigungsnr. DN R 01/01, Änderungen und thematische Erweiterungen durch den Herausgeber. Jede weitere Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen.



**Abbildung 13:** Erosionssimulation mit dem Modell EROSION 3D, Ackerflächen des EZG der Talsperre Saldenbach, Erzgebirge, Nutzung: auf allen Ackerflächen Mais, konservierende Bodenbearbeitung, 10-jähriges Niederschlagsereignis

Darstellung auf Grundlage der Topographischen Karte 1 : 10000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Sachsen; Genehmigungsnr. DN R 01/01, Änderungen und thematische Erweiterungen durch den Herausgeber. Jede weitere Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen.

Die Ergebnisse einer weiteren Erosionssimulation für den Lößbereich (Bodenart: großteils Ut4) sind in Tabelle 11 dargestellt. Es wird deutlich, dass der Umfang der Bodenerosion und damit die Gebietsausträge auch auf Lößflächen durch die konservierende Bodenbearbeitung sehr wirksam reduziert werden können. Eine Begrünung von Tiefenlinien beeinflusst den Austrag des Gesamtgebietes nur unwesentlich. Allerdings bewirkt die Tiefenlinienbegrünung in Kombination mit der konservierenden Bodenbearbeitung eine weitere Reduktion der Bodenerosion. Damit ist im vorgestellten Beispiel die Bodenerosion am wirksamsten durch konservierende Bodenbearbeitung, ergänzt durch dauerhafte Begrünungsmaßnahmen in den Tiefenlinien, zu vermindern. Neben einem 10-jährigen Extremereignis wurden auch die Bodenabträge für ein Referenzjahr simuliert, welches für die Klimaregion (Dresdner Elbtal) 22 potenziell erosive Einzelniederschläge aufweist. Auch hier zeigt sich die stark erosionsmindernde Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung.

#### 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Sowohl die Ergebnisse der Berechnungsversuche als auch die einzugsgebietsbezogenen Simulationen mit dem Modell EROSION 3D verdeutlichen die erosionsmindernde und damit gewässerentlastende Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung.

Jedoch bestehen auch Hinderungsgründe für die Umsetzung dieses innovativen ackerbaulichen Verfahrens. Bei der Änderung des Bodenbearbeitungsverfahrens handelt es sich nicht nur um den Austausch eines Bodenbearbeitungsgerätes, sondern um eine Änderung des Bewirtschaftungssystems. Das bedeutet,

dass eine Anpassung verschiedener acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen erfolgen muss, um dieses Anbausystem langfristig erfolgreich zu gestalten (KÖLLER UND LINKE 2001).

Wesentliche Änderungen sind z. B. im Bereich der Fruchtfolgegestaltung, des Strohmanagements und der Stoppelbearbeitung sowie der Pflanzenschutzstrategie erforderlich. Die konservierende Bodenbearbeitung erfordert und ermöglicht darüber hinaus eine wesentlich flexiblere Reaktion auf aktuelle Feldzustände als es beim Einsatz des Pfluges der Fall ist. Dies bedeutet, dass dem Landwirt ein besserer acker- und pflanzenbaulicher Kenntnisstand und erhöhte Managementqualitäten abverlangt werden. Wie bei jedem neuen Verfahren, müssen auch beim Einstieg in die konservierende Bodenbearbeitung Erfahrungen gesammelt und die Verfahren an den jeweiligen Standort und die regionalen Bedingungen angepasst werden.

Im Zusammenhang mit der konservierenden Bodenbearbeitung wird oftmals der Einsatz von Herbiziden kritisiert. Praxiserfahrungen von sächsischen Betrieben verdeutlichen jedoch, dass der Herbizideinsatz bei einem Verzicht auf den Pflug nicht steigen muss, wenn grundlegende acker- und pflanzenbauliche Gesichtspunkte, wie z. B. die Fruchtfolgegestaltung und die verbesserte Anpassung der Bodenbearbeitungsintensität und der Bearbeitungstermine an die aktuellen Bedingungen berücksichtigt werden.

Eine flächenhafte Umsetzung dieser erosionsmindernden und gewässerschonenden Bodenbearbeitungsverfahren erfordert eine weitere umfassende Klärung und Ausarbeitung der erforderlichen acker- und pflanzenbaulichen Anpassungsstrategien.

**Tabelle 11: Bodenverluste bei einem 10-jährigen Niederschlagsereignis in Abhängigkeit von Erosionsschutzmaßnahmen in einem 410 ha großen, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet; Sächsisches Lößhügelland (nach SCHMIDT ET AL. 1999)**

Bewirtschaftung/Maßnahme	Bodenverlust	
	Starkregen mit 10-jähriger Wiederkehrzeit (Saatbettzustand) [t/ha]	Referenzjahr (22 Einzelereignisse) Mais [t/(ha x a)]
Konventionelle Bodenbearbeitung	124,3	22,1
Konventionelle Bodenbearbeitung mit Begrünung der Tiefenlinien	100,2	nicht berechnet
Konservierende Bodenbearbeitung	2,8	0,3
Konservierende Bodenbearbeitung mit Begrünung der Tiefenlinien	2,3	nicht berechnet

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Darüber hinaus ist die Vermittlung der bodenschutzrelevanten fachlichen Hintergründe sowie des Standes von Wissen und Technik durch eine zielgerichtete Beratung der Flächenbewirtschafteter wesentliche Voraussetzung für eine weiter steigende Akzeptanz für dieses moderne Bodenschutzkonzept im Sinne des Vorsorgegedankens nach Bundes-Bodenschutzgesetz. Dieser Ansatz ist praxisgerecht und Erfolg versprechend, da er dynamisch ist und nicht auf ein angeordnetes, sondern auf ein aktives und bewusstes Handeln der Landwirte setzt (SCHMIDT et al. 2001).

Diese Erkenntnisse werden z. B. im Einzugsgebiet der Trinkwasser-Talsperre Saidenbach im Erzgebirge direkt umgesetzt. So werden annähernd 80 % der Ackerflächen (Stand 2001) durch die Landwirtschaftsbetriebe konservierend bewirtschaftet. Mit verantwortlich hierfür ist die dort tätige "Interessengemeinschaft gewässerschonende Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Talsperre Saidenbach". In dieser, auf Initiative der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen 1997 gegründeten Arbeitsgemeinschaft, arbeiten Landwirte und Fachbehörden (z. B. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Amt für Landwirtschaft, Landratsamt, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft usw.) mit der Zielrichtung der dauerhaften Umsetzung erosionsmindernder, gewässerschonender Anbauverfahren zusammen.

Zusätzlich kann die Umsetzung dieser erosionsmindernden Verfahren durch die Etablierung von Förderprogrammen beschleunigt werden. Hier ist beispielhaft auf das von der EU und dem Freistaat Sachsen kofinanzierte Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ zu verweisen, das seit 1993 angeboten wird. Im Sinne der umfassenden Anwendung von erosionsmindernden Anbauverfahren werden hier im Teilprogramm „Umweltgerechter Ackerbau“ erosionsmindernde Anbauverfahren wie Zwischenfruchtanbau, konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat sowie Untersaaten gezielt gefördert. Mit dem Programm wird ein Anreiz gegeben, neuartige bodenschonende und -erhaltende Anbauverfahren zu erproben, und diese mittel- bis langfristig möglichst dauerhaft anzuwenden. Im Anbaujahr 2000/2001 wurden im Rahmen dieses Programmes bereits über 20 % der sächsischen Ackerfläche (~ 150 Tsd. ha) als Mulchsaatfläche mit 25 EUR\*ha<sup>-1</sup> gefördert. Schätzungsweise werden unter Einbeziehung der nicht geförderten Fläche gegenwärtig annähernd 40 % der Ackerflächen Sachsens konservierend bestellt (SCHMIDT ET AL. 2001). Dabei wird i. d. R. zu einzelnen Frucht-

arten, und damit auf wechselnden Ackerflächen auf den Pflug verzichtet. Die Anwendung der dauerhaft konservierenden Bodenbearbeitung mit Mulchsaat im gesamten Fruchtfolgeverlauf nimmt jedoch stark zu und wird in Sachsen in vielen Betrieben bereits mehrjährig erfolgreich auf z. T. großen Flächenumfängen praktiziert.

Für die Bereitstellung von Versuchsflächen gilt unser Dank der Südzucker AG, GB Landwirtschaft.

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des BMBF im Rahmen des Förderschwerpunktes "Elbe-Ökologie" gefördert.

## 5 Literatur

- BAEUMER, K. (1992): Allgemeiner Pflanzenbau, 3. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 544
- BOARDMAN, J., FOSTER, I.D.L., DEARING, J.A. (Hrsg.) (1990): Soil erosion on agricultural land. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, S. 686
- FRIELINGHAUS, M. (1998): Bodenbearbeitung und Bodenerosion. In: Bodenbearbeitung und Bodenschutz. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.), KTBL-Arbeitspapier 266, S. 31 - 55.
- FRIELINGHAUS, M., BRANDHUBER, R., GULLICH, P., SCHMIDT, W. (2001): Vorsorge gegen Bodenerosion. In: Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. BMVEL (Hrsg.), S. 44 - 101
- KTBL-Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.) (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz. Arbeitspapier S. 266, 130
- KÖLLER, K., LINKE, C. (2001): Erfolgreicher Ackerbau ohne Pflug. 2. Auflage, DLG-Verlag, Frankfurt/Main, S. 176
- KRÜCK, S., NITZSCHE, O., SCHMIDT, W., UHLIG, U. (2001): Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenleben und Bodenstruktur. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96 (2), S. 747 - 748
- NITZSCHE, O., KRÜCK, S., SCHMIDT, W., RICHTER, W. (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
- SCHMIDT, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berliner Geographische Abhandlungen, Heft 61

- SCHMIDT, J., VON WERNER, M., MICHAEL, A., SCHMIDT, W. (1996): EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser: Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Freiberg/Sachsen
- SCHMIDT, J., VON WERNER, M., MICHAEL, A., SCHMIDT, W. (1999): Planung und Bemessung von Erosionsschutzmaßnahmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wasser & Boden 51 (12), S. 19 - 24
- SCHMIDT, W., STAHL, H. (1999): Tolerierbarer Bodenabtrag – kein Beitrag für einen wirksamen Bodenschutz. Mitt. Bodenkdl. Gesellsch. 91, 3, S. 1507 - 1510
- SCHMIDT, W., STAHL, H., NITZSCHE, O., ZIMMERLING, B., KRÜCK, S., ZIMMERMANN, M., RICHTER, W. (2001). Konservierende Bodenbearbeitung - die zentrale Maßnahme eines vorbeugenden und nachhaltigen Bodenschutzes. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96 (2), S. 771 – 772
- SEYFARTH, W., JOSCHKO, M., ROGASIK, J., HÖHN, W., AUGUSTIN, J., SCHROETTER, S. (Hrsg.) (1999) Bodenökologische und pflanzenbauliche Effekte konservierender Bodenbearbeitung auf sandigen Böden. ZALF-Bericht Nr. 39, Müncheberg, S. 136
- SOMMER, C. (1999): Konservierende Bodenbearbeitung - ein Konzept zur Lösung agrarrelevanter Bodenschutzprobleme. Bodenschutz 1/1999, S. 15 - 19
- Umweltbundesamt [Hrsg.] (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. Projektgruppe "Nährstoffeinträge in die Nordsee". Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 208
- VAN DER PAAUW, F., SISSING, H.A. (1971): An effective water extraction method for the determination of plant-available soil phosphorus. Plant and Soil 34 (2), 467 - 481
- ZIMMERLING, B., NITZSCHE, O., SCHMIDT, W., KRÜCK, S., ZIMMERMANN, M. (2001): Wasserinfiltration auf konventionell und konservierend bearbeiteten Ackerböden bei Simulation von Intensivniederschlägen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96 (2), S. 791 - 792

## 1 Einleitung und Zielstellung

Nach aufgetretenen Hochwasserereignissen, für die zunehmend eine anthropogen bedingte Klimaveränderung verantwortlich gemacht wird, werden zum Schutz vor zukünftigen Schäden verstärkt wasserbauliche Maßnahmen geplant und ergriffen. Zum einen wird versucht, abfließendes Wasser direkt nach der Entstehung durch den kostenintensiven Neu- und Ausbau von Rückhaltebecken und Talsperren zurückzuhalten oder aber man reagiert auf vermehrt bzw. erhöht auftretende Hochwasserwellen so, dass lediglich eine möglichst sichere Ableitung der Hochwasserwelle in den Flüssen, z. B. durch die weitere Verstärkung von Hochwasserschutzdämmen, weiterhin gewährleistet ist.

Es ist jedoch davon auszugehen, dass Maßnahmen zum Rückhalt am Entstehungsort die größte Wirkung zeigen (BJARSCH 2001; RÖTTSCHER u. TÖNSMANN 2001) und daher den Vorrang vor allen anderen Schutzmaßnahmen haben sollten (UNO 2000). Hochwasserentstehung ist primär ein Problem der Fläche. Deshalb sollte bei Entwicklung künftiger Hochwasserschutzkonzepte auch der dominierenden Flächennutzung eine besondere Bedeutung zukommen (KLEEBERG u. ROTHER 1996).

Neben der zunehmenden Versiegelung der Oberflächen in Siedlungsgebieten wird die in den letzten Jahrzehnten praktizierte Form der landwirtschaftlichen Nutzung für Hochwasserereignisse mitverantwortlich gemacht. Diese soll, neben der Beseitigung von wasserretentionsfördernden Strukturen (u. a. Flurgehölze, Wiesenstreifen) sowie der Umwandlung von Grün- in Ackerland, durch den Einsatz immer schwererer Maschinen zu einer flächenhaften Bodenverdichtung (z. B. Pflugsohlen) und einer Degradierung der Bodenstruktur geführt haben. Die Folgen einer solchen intensiven landwirtschaftlichen Nutzung sind in einem geringeren Infiltrations- und Wasserspeichervermögen von Böden zu sehen (VAN DER PLOEG ET AL. 2000; 2001 A, B).

Deshalb lag der Schluss nahe, Strategien zu entwickeln, um auch auf bisher konventionell genutzten landwirtschaftlichen Flächen das vorhandene Porenvolumen des Bodens als Wasserspeicher und damit zur Abflussverzögerung zu reaktivieren bzw. effizienter zu nutzen. Wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug wird durch das KTBL (1998) als konventionelle

Bodenbearbeitung definiert. Mit der heute zur Verfügung stehenden Pflugtechnik wird der Oberboden jährlich bis zu 30 cm Tiefe gewendet. Dieses Bodenbearbeitungssystem findet großflächig Anwendung, da es effektiv Pflanzenreste und organische Dünger in den Boden einarbeitet, Unkräuter beseitigt und eine saubere Bodenoberfläche mit ausgezeichneten Bedingungen für eine präzise Aussaat mit herkömmlichen Maschinen schafft (EHLERS und CLAUPEIN 1994).

Im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt von 1999 bis 2001 finanzierten Forschungsvorhabens (Projektpartner: Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau sowie Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Lehrstuhl Abwassertechnik der BTU Cottbus, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau) wurde am Beispiel des deutschen Einzugsgebietes der Lausitzer Neiße untersucht, in welchem Umfang dezentrale Wasserrückhalte- und -versickerungsmaßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft (z. B. in Form sog. Mulden-/Rigolensysteme) sowie der Landwirtschaft einen Beitrag für einen vorbeugenden Hochwasserschutz leisten können (SIEKER 2002).

Im Mittelpunkt der im Rahmen des Projektes durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft durchgeführten Untersuchungen stand die Prüfung der potenziell hochwassermindernden Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung. Grundlage für diesen Arbeitsansatz ist deren erosionsmindernder bzw. -verhindernder Effekt (SCHMIDT ET AL. 2000). Konservierende Verfahren sind durch eine Bearbeitung des Bodens **ohne die wendende Wirkung des Pfluges** definiert (KTBL 1998). Dieser Arbeitsansatz beruht vorrangig darauf, dass, infolge einer geringeren Oberflächenverschlammungsanfälligkeit und dem Aufbau eines vertikal-kontinuierlichen Makroporensystems, eine verbesserte Wasserinfiltration möglich ist. Dies lässt den Schluss zu, dass bei Intensivniederschlägen durch eine flächenhaft praktizierte konservierende Bodenbearbeitung der rasche, hochwasserwirksame Oberflächenabfluss von Ackerflächen (bei gleichzeitig erhöhtem Wasserrückhaltevermögen) im Sinne eines vorsorgenden Hochwasserschutzes bzw. einer Hochwasserminderung reduziert werden kann (SCHMIDT ET AL. 2001).

Zur Prüfung dieser Hypothese wurden im Rahmen des Projektes auf jeweils nebeneinander angelegten dauerhaft konservierend bzw. konventionell bearbeiteten Versuchspartellen Infiltrationsversuche mit einer Kleinberegnungsanlage durchgeführt. Zusätzlich wurde für ein Testeinzugsgebiet eine Niederschlag-Abfluss-Modellierung durchgeführt, um die Auswirkungen der festgestellten Infiltrationsunterschiede zwischen den Bodenbearbeitungssystemen auf Hochwasserabflüsse herauszuarbeiten.

Projektergebnisse zur Infiltration, einschließlich der damit verbundenen Auswirkung auf Hochwasserabflüsse, von konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerflächen werden im Folgenden vorgestellt. Im Anschluss daran wird in einer Literaturübersicht über Ursachen, Wirkungen und Möglichkeiten einer effizienteren Wasserversickerung auf Ackerböden durch konservierende Bodenbearbeitung berichtet.

Diese Literaturübersicht bietet die Möglichkeit, die Wertigkeit der Projektergebnisse, auch in Bezug auf eine Übertragbarkeit über das betrachtete Untersuchungsgebiet hinaus, besser einschätzen zu können.

## **2 Projektergebnisse**

### **2.1 Standort und Methodik**

Die Untersuchungen wurden von März 2000 bis Mai 2001 im Oberlausitzer-, Mulde- und Mittelsächsischen Lößhügelland durchgeführt. Die Lößbedeckung führt in Verbindung mit gleichartigen Reliefeigenschaften zu vergleichbaren Oberflächenabfluss- und Infiltrationsverhältnissen in den drei Testgebieten. Deshalb wurden alle Ergebnisse bei der Auswertung zu einer Grundgesamtheit zusammengefasst.

Auf insgesamt zehn Schlägen erfolgte nebeneinander in Hanglage die Anlage von Varianten mit konventioneller und dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung. Auf diesen Bearbeitungsvarianten wurden insgesamt 20 vergleichende Untersuchungen zu verschiedenen Fruchtarten und Zeitpunkten mit bis zu zwei Niederschlagssimulationen pro Bearbeitungsvariante durchgeführt. Zur Beregnung wurde ein transportabler Niederschlagssimulator verwendet, der mit einer schwenkbaren Flachstrahldüse (VeeJet 80/100) ausgestattet war. Die Niederschlagsintensität betrug  $1,9 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ . Die Beregnung dauerte 20 min. Eine abgegrenzte Fläche von  $1 \text{ m}^2$  diente zur Bestimmung des Oberflächenabflussanteils.

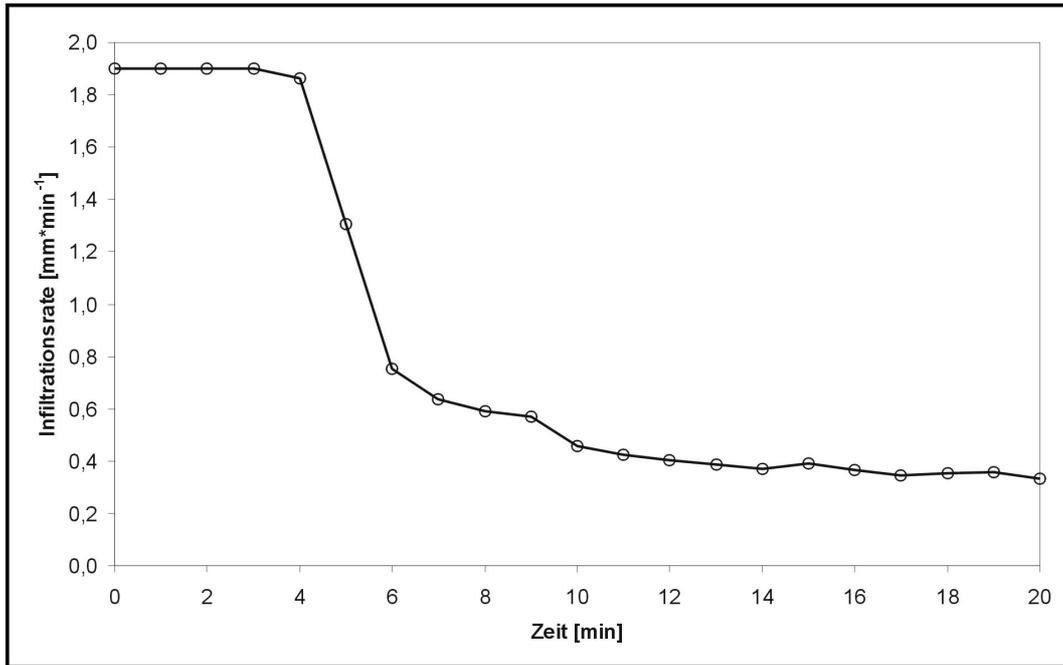
Die Differenz aus Niederschlagsmenge und Oberflächenabflussrate bildet die Infiltrationsrate.

Zur statistischen Auswertung der Infiltrationsergebnisse wurde ein Verfahren herangezogen, welches zum Vergleich von zwei unabhängigen Stichproben mit kleinen Umfängen und großen Spannweiten geeignet ist (in SACHS 1999). Es wurden Differenzen gepaarter Beobachtungen gebildet (konservierend-konventionell), der Median und das dazugehörige 90 %-Konfidenzintervall berechnet sowie der Vorzeichentest von DIXON und MOOD (1946) ( $\alpha = 10 \%$ ) durchgeführt. Als Streuungsmaß dient die Angabe der dazugehörigen Medianstandardabweichung (MAD). Die in den Feldversuchen ermittelten und statistisch geprüften Werte bildeten die Grundlage für im Rahmen des Projektes durchgeführten Niederschlag-Abfluss-Modellierungen mit dem Modell NASIM der Firma Hydrotec für Einzugsgebiete an der Lausitzer Neiße. Damit sollte die Hochwasserwirksamkeit flächenhaft praktizierter konservierender Bodenbearbeitung abgeschätzt werden.

Für die Diskussion hinsichtlich einer Veränderung des Wasserrückhaltes war von besonderem Interesse, ob sich die Infiltrationsverläufe zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung unterscheiden. Hierzu mussten die Infiltrationsverläufe parametrisiert werden. In Abbildung 1 ist ein typischer gemessener Infiltrationsverlauf auf einem konventionell bearbeiteten Ackerboden (Zuckerrüben) dargestellt.

Zunächst infiltrierte die gesamte Niederschlagsmenge (Abbildung 1). Ab der vierten Minute setzte Oberflächenabfluss ein. Im weiteren Verlauf nahm die Infiltration rasch ab und näherte sich konstanten Endinfiltrationsraten an. Folglich musste für dieses Beispiel der Infiltrationsverlauf so parametrisiert werden, dass eine Unterscheidung hinsichtlich Oberflächenabflussbeginn, Steilheit der Infiltrationsabnahme und Höhe der Endinfiltration möglich war.

Auf verschlammungsanfälligen Böden (wie z. B. Lößböden) werden Infiltrationsansätze mit exponentieller Abnahme empfohlen (MWENDRA u. FEYEN 1993). Damit wird eine Parametrisierung der Endinfiltrationsrate und der Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme erreicht. Eine Beschreibung der konstanten Initialinfiltrationsraten ist damit jedoch nicht möglich.



**Abbildung 1:** Typischer Infiltrationsverlauf eines Löß-Bodens bei konventionell bearbeiteter Ackerfläche (Beregnungsversuch mit Kleinberegnungsanlage, Beregnungsmenge 38 mm in 20 min).

Zur Beschreibung der Kurvenverläufe wurde daher ein Ansatz abgeleitet, mit dem die Infiltration als ein s-förmiger Verlauf beschrieben werden konnte (ZIMMERLING ET AL. 2001). Hierzu wurde die Gleichung von VAN GENUCHTEN (1980) genutzt und die Parameter so transformiert, dass nachstehende Gleichung zur Beschreibung von Infiltrationsverläufen herangezogen werden kann.

$$i = i_f + \frac{i_i - i_f}{(1 + (\alpha * 10^t)^n)^m}$$

mit

$$m = 1 - \frac{1}{n}$$

Mit dieser Infiltrationsgleichung lässt sich die Infiltrationsrate ( $i$ ) in Abhängigkeit von der Zeit ( $t$ ) über den gesamten Simulationszeitraum berechnen.

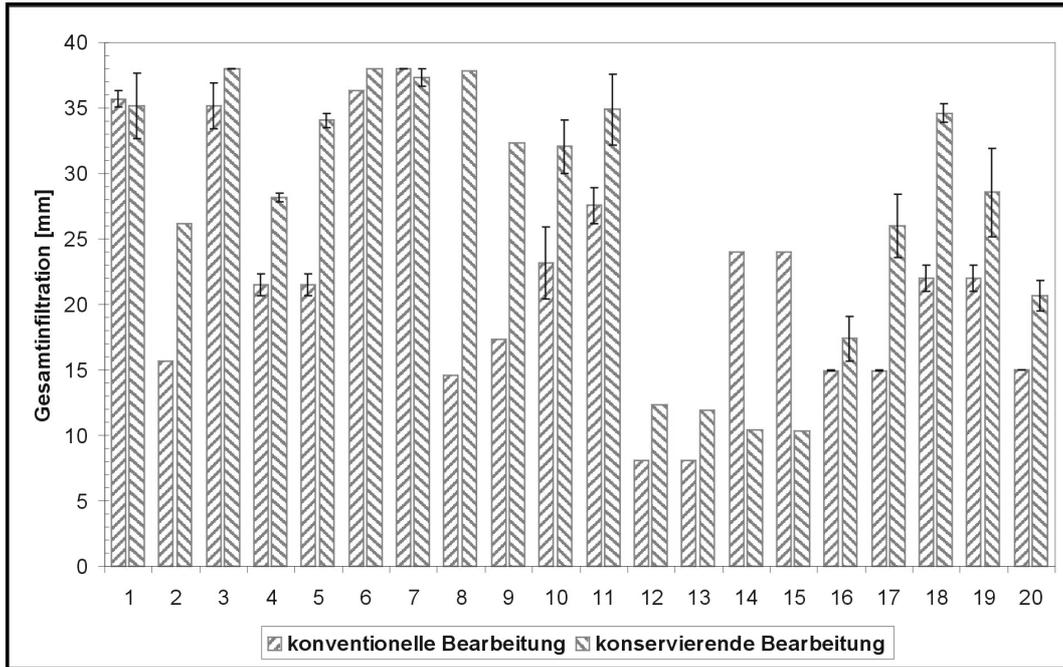
Die Anfangs- bzw. Initialinfiltrationsrate ( $i_i$ ) entspricht der Niederschlagsintensität und die Endinfiltrationsrate ( $i_f$ ) kann als direkt gemessen betrachtet werden. Weiterhin werden zur Beschreibung des s-förmigen Kurvenverlaufs die Parameter  $\alpha$  und  $n$  benötigt, die unverändert aus der van-Genuchten-Gleichung (VAN GENUCHTEN 1980) übernommen wurden. Auf

eine Veränderung des Parameters  $\alpha$  reagiert der Kurvenverlauf mit einer Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns. Die Steilheit der Infiltrationsabnahme und die Endinfiltrationsraten bleiben konstant. Der Parameter  $n$  hat Einfluss auf die Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme. Unter Zuhilfenahme der transformierten van-Genuchten-Gleichung ist es möglich, Unterschiede im Infiltrationsverlauf zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung hinsichtlich Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns ( $\Delta \log \alpha$ ), der Steilheit der exponentiellen Abnahme ( $\Delta n$ ) und der Endinfiltrationsrate ( $\Delta i_f$ ) herauszuarbeiten.

### Infiltrationsunterschiede

In der Abbildung 2 sind die Ergebnisse der Gesamtinfiltration zwischen konventioneller und mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung dargestellt.

Insgesamt wurden große Streuungen in der Gesamtinfiltration festgestellt. In den konventionellen Bearbeitungsvarianten streuten die Infiltrationswerte von minimal 8,1 mm im zwölften bzw. dreizehnten Versuch bis zu maximal 38 mm im siebenten Versuch sowie in den konservierenden Varianten von minimal 10,3 mm im fünfzehnten Versuch bis zu ebenfalls 38 mm im dritten Versuch.



**Abbildung 2:** Gesamteinfiltration [ $l \cdot m^{-2}$  bzw. mm] bei 20 vergleichenden Niederschlagssimulationen auf mehrjährig konventionell und konservierend bearbeiteten Flächen mit verschiedenen Feldkulturen und nach unterschiedlichen Vorfrüchten, Sächsisches Lößgebiet, Beregnungsmenge: 38 mm in 20 Minuten (mit Spannweite: 2 Wdh., ohne Spannweite: ohne Wdh.)

Bei 16 Versuchen versickerte auf der konservierenden Variante ein größerer Anteil des Niederschlagswassers. Nur in vier Versuchen konnte keine höhere Infiltration bei konservierender Bodenbearbeitung nachgewiesen werden. Von diesen vier Versuchen waren zwei durch eine insgesamt sehr hohe Infiltration gekennzeichnet (erster Versuch: 99,2 %; siebenter Versuch: 98,4 %). Zudem infiltrierte hier in jeweils einer Wiederholung auf der konservierenden Beregnungsvariante eine größere bzw. gleiche Wassermenge, als bei der konventionellen Vergleichsvariante.

In der Tabelle 1 sind die Ergebnisse (Median, Konfidenzintervall, Medianstandardabweichung (MAD), Spannweite, Vorzeichentest) der insgesamt 20 vergleichenden Versuche zu den Differenzen der Infiltrationskennwerte dargestellt.

Die Differenz in der Gesamteinfiltration ( $\Delta\Sigma_i$ , Tabelle 1) zwischen der konservierenden und der konventionellen Bearbeitung betrug im Median +4,6 mm. Da das dazugehörige Konfidenzintervall mit +4,2 bis +7,1 mm vollständig im positiven Bereich lag, kann von einer erhöhten Infiltration bei konservierender Bearbeitung ausgegangen werden. Dies wurde auch

durch den Vorzeichentest bestätigt. Hinsichtlich des Oberflächenabflussbeginns ( $-1 \cdot (\Delta \log \alpha)$ ) kann bei der konservierenden Bearbeitung im Konfidenzintervall von einer Verschiebung um +1,3 bis +3,1 min bzw. im Median um +2,2 min ausgegangen werden. Auch der Vorzeichentest bestätigt den verzögerten Oberflächenabflussbeginn (Tabelle 1).

Eine Veränderung in der Steilheit der exponentiellen Abnahme konnte nicht nachgewiesen werden, da die untere Grenze des Konfidenzintervalls 0 beträgt und die Nullhypothese beim Vorzeichentest nicht abgelehnt werden konnte. Selbst die obere Grenze (+0,03) würde nur geringfügige Veränderungen im Kurvenverlauf zur Folge haben.

Das Konfidenzintervall für die Änderung der Endinfiltrationsraten ( $\Delta i_r$ ) liegt mit +0,21 bis +0,43  $mm \cdot min^{-1}$  vollständig im positiven Bereich, so dass mit einer Erhöhung der Endinfiltrationsraten bei konservierender Bearbeitung gerechnet werden kann. Dies wurde durch den Vorzeichentest bestätigt. Im Median ergibt sich eine Erhöhung der Endinfiltrationsrate um +0,3  $mm \cdot min^{-1}$  (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Differenzen der Infiltrationskennwerte bei konventioneller und mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung auf Löß-Böden in Sachsen ( $\Delta\Sigma i$ : Gesamtinfiltration;  $\Delta\log \alpha$ : Oberflächenabflussbeginn;  $\Delta n$ : Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme;  $\Delta i_f$ : Endinfiltrationsrate)

	$\Delta\Sigma i$ [mm]	$\Delta\log \alpha$ [min]	$\Delta n$ [-]	$\Delta i_f$ [mm*min <sup>-1</sup> ]
<b>Median</b>	<b>+4,6*</b>	<b>-2,2*</b>	<b>0</b>	<b>+0,3*</b>
<b>Konfidenzintervall</b>	+4,2 bis +7,1	-3,1 bis -1,3	0 bis +0,03	+0,21 bis +0,43
<b>MAD<sup>1</sup></b>	4,45	2,15	0,07	0,24
<b>Spannweite</b>	-13,7 bis +23,2	-13,1 bis +3,5	-0,9 bis +0,47	-0,63 bis +1,53

Ergebnis des Vorzeichentests:

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

\* Annahme von  $H_1$  (Unterschiede) / <sup>1</sup> Medianstandardabweichung

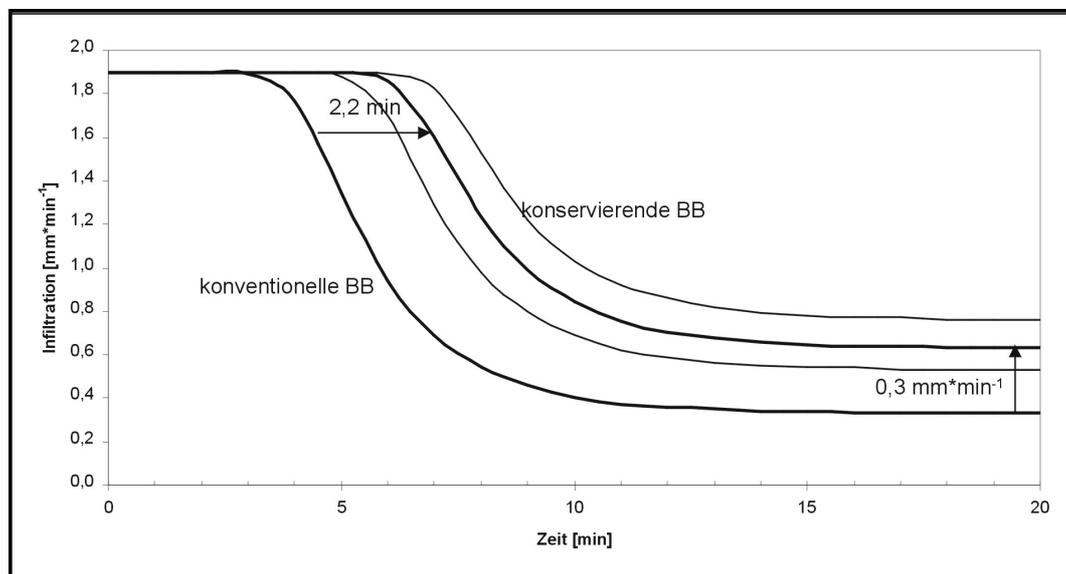
### 2.3 Auswirkungen auf Hochwasserereignisse

Auf der Basis dieser Ergebnisse kann für das bereits in Abbildung 1 gezeigte Beispiel eine Prognose des Infiltrationsverlaufs gegeben werden, wenn anstatt der konventionellen Bearbeitung der Schlag mehrjährig konservierend bearbeitet worden wäre (Abbildung 3).

Für dieses Beispiel ist davon auszugehen, dass bei konservierender Bodenbearbeitung auf Grundlage des Konfidenzintervalls 5,1 bis 9,8 mm Niederschlag mehr in den Boden infiltriert wäre. Im Umkehrschluss bedeutet dies für das simulierte Niederschlagsereignis von 38 mm eine Minderung des Oberflächenabflusses um 51 bis 98 m<sup>3</sup>\*ha<sup>-1</sup>.

Für ein Testeinzugsgebiet im Lausitzer Lößhügelland (Größe: 162 km<sup>2</sup>, davon 57 % Ackerland), dessen Ackerfläche bisher fast vollständig konventionell bearbeitet wurde, wurde im Rahmen des Projektes eine Niederschlag-Abfluss-Simulation durchgeführt. Nach Kalibrierung für den Ist-Zustand (konventionelle Bodenbearbeitung) an einem mittleren Sommer-Hochwasserereignis mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von zwei bis drei Jahren erfolgte die Simulation des Abflussgeschehens bei angenommener vollständiger konservierender Bodenbearbeitung der Ackerfläche.

Hierzu wurde im Modell die Infiltrationskurve entsprechend der festgestellten Unterschiede verändert (WILCKE, in SIEKER 2002).



**Abbildung 3:** Prognose des Infiltrationsverlaufs nach Umstellung der Ackerfläche von konventioneller auf mehrjährig konservierende Bodenbearbeitung (BB) auf Basis der Median-differenzen (dicke Linie) sowie der Differenzen an der unteren und oberen Grenze des Konfidenzintervalls (dünne Linien).

Die Abbildung 4 zeigt die mit dem Niederschlag-Abfluss-Modell ermittelte Hochwasserganglinie sowohl bei konventioneller als auch bei konservierender Bodenbearbeitung. Für die konservierende Bodenbearbeitung wurden die Infiltrationsunterschiede für die untere und obere Grenze des Konfidenzintervalls angenommen.

Aus Abbildung 4 geht hervor, dass bei diesem Niederschlagsereignis die konservierende Bodenbearbeitung zu einer Abnahme des Hochwasserscheitelabflusses um ca. 20 % führen würde.

### 3 Ursachen, Wirkungen und Möglichkeiten einer effizienteren Wasserversickerung auf Ackerböden

Die Projektergebnisse zeigen, dass bei Intensivniederschlägen in konservierend bearbeiteten Ackerböden eine signifikant höhere Niederschlagsmenge als bei konventioneller Bearbeitung infiltriert. Die erhöhte Infiltration bei konservierender Bearbeitung ist auf einen verzögerten Oberflächenabflussbeginn und erhöhte Endinfiltrationsraten zurückzuführen. Wie die

Niederschlag-Abfluss-Simulation für das im Projekt untersuchte Testeinzugsgebiet zeigt, führt die konservierende Bodenbearbeitung zu einer Verbesserung des natürlichen Wasserückhaltes in diesem durch Lößauflagen geprägten und damit auch mit anderen sächsischen Lößregionen vergleichbaren Gebiet. Dies äußert sich in einer Minderung des Hochwasserscheitelabflusses. Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass die umfassende bzw. einzugsgebietsweite Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung ein Bestandteil eines vorbeugenden Hochwasserschutzkonzeptes bilden sollte. Welche Veränderungen im Boden bei Umstellung der konventionellen Bearbeitung auf konservierende Verfahren auftreten und für die festgestellte Zunahme der Infiltration verantwortlich sind, wird in diesem Abschnitt an Hand von Ergebnissen einer Literaturübersicht, in der zum Vergleich eigene Ergebnisse eingearbeitet wurden, erläutert. Außerdem werden die Auswirkungen einer erhöhten Infiltration auf das Abflussgeschehen bei Hochwasser diskutiert sowie aufgezeigt, dass durch eine Optimierung des Verfahrens der konservierenden Bodenbearbeitung die infiltrationsfördernden Effekte erhöht werden können.

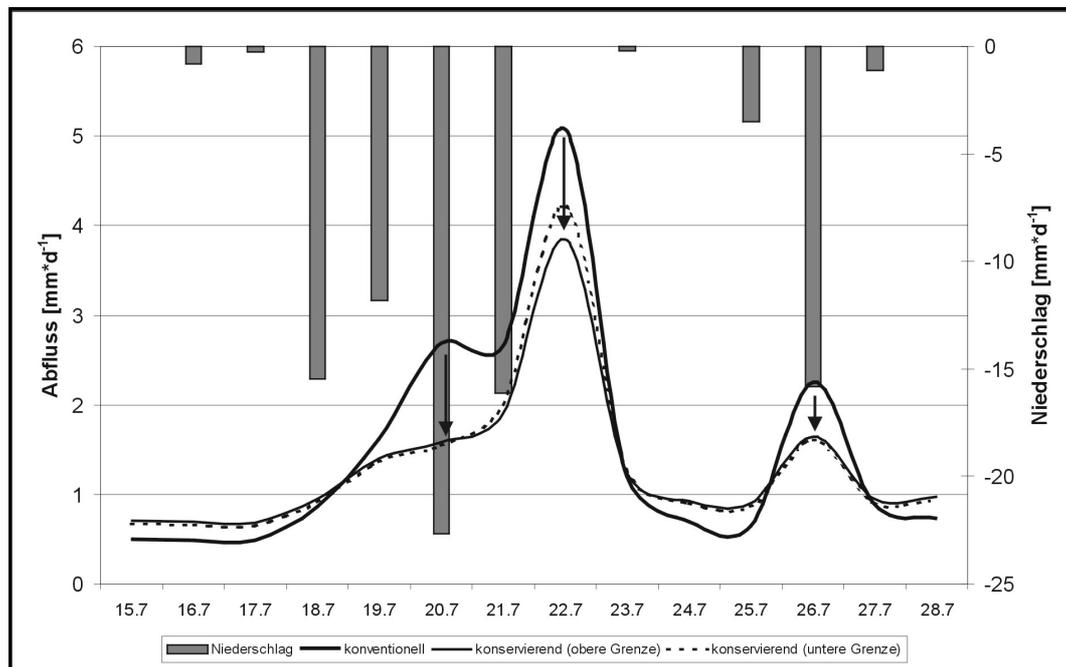


Abbildung 4: Gebietsabfluss bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung der Ackerflächen (Ergebnis einer Niederschlagsabflussmodellierung mit dem Modell NASIM für ein Testeinzugsgebiet, SIEKER 2002)

### 3.1 Veränderungen von Bodeneigenschaften

Durch Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung kann mit Veränderungen infiltrationsbeeinflussender Bodeneigenschaften gerechnet werden. Sie haben ihren Ursprung in der Verringerung der Intensität der Bodenbearbeitung, ohne dabei den Oberboden zu wenden, und einer damit verbundenen Anreicherung von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche bzw. in oberflächennahen Bodenbereichen (KAY u. VANDENBYGAART 2002; SALINAS-GARCIA et al. 2002). So berichten TEBRÜGGE u. DÜRING (1999) in einer Übersicht darüber, dass sich die Bodenbearbeitungstiefe von 25 cm beim Pflug in Abhängigkeit vom technologischen Verfahren im Mittel auf etwa 10 cm Tiefe bei der konservierenden Bodenbearbeitung verringert. Damit ist eine Anreicherung von Pflanzenresten in der obersten Bodenschicht bzw. auf der Bodenoberfläche verbunden.

Neben den rein physikalischen Wirkungen durch die geringere Intensität und Tiefe der Bodenbearbeitung wirkt sich die geringere Bearbeitungsintensität in Verbindung mit der Anreicherung von Pflanzenresten auf der Oberfläche bzw. in oberflächennahen Bereichen auch auf eine Steigerung der biologischen Aktivität aus, da der biologisch aktive Oberboden nicht regelmäßig nach unten gewendet wird und das Mulchmaterial eine Nahrungsgrundlage für Bodenlebewesen darstellt sowie das Bodenklima verbessert (CHABANNE ET AL. 2001; EDWARDS u. BOHLEN 1996; KLADIVKO 2001). So tritt eine verstärkte mikrobiologische Aktivität auf, wie an Ergebnissen zur Bodenatmung bzw. zur mikrobiellen Biomasse nachgewiesen werden konnte (ARSHAD ET AL. 2001; CASSIOLATO ET AL. 2001; FRANZLUEBBERS u. ARSHAD 1997; DALAL ET AL. 1991; FRIELINGHAUS ET AL. 1997; KARLEN ET AL. 1994). In der Literatur beschriebene Veränderungen von Bodenmatrixeigenschaften des Oberbodens, der Oberflächeneigenschaften und des Makroporensystems, die durch die oben dargestellten Prozesse stattfinden, werden im Folgenden erläutert und deren mögliche Beeinflussung des Infiltrationsprozesses diskutiert.

#### 3.1.1 Physik der Oberbodenmatrix

In der Tabelle 2 sind aus der Literatur bekannte Ergebnisse zu Unterschieden der Trockenrohichte der Unterkrume (in Einzelfällen auch des gesamten Oberbodens einschließlich der Unterkrume) zwischen konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden dargestellt.

Lagen Ergebnisse verschiedener konservierend bearbeiteter Varianten (z. B. Direktsaat, Lockerung mit Grubber, Lockerung mit Zinkenrotor) bzw. Ergebnisse verschiedener Behandlungen innerhalb eines Bodenbearbeitungsverfahrens (z. B. verschiedene Düngungsstufen) vor, so wurden in Abhängigkeit von der Bodenart diese Ergebnisse zu einem Mittelwert zusammengefasst.

Aus den Ergebnissen zur Dichte der konservierenden und konventionellen Bodenbearbeitung erfolgte die Bestimmung von Verhältniszahlen. Diese sind in der Tabelle 2 der Größe nach angegeben. Demnach bedeutet z. B. eine Verhältniszahl größer 1, dass bei der jeweils konservierend bearbeiteten Variante von einer höheren Lagerungsdichte auszugehen ist, als bei der konventionellen Variante.

Aus der Tabelle 2 geht hervor, dass bei der Mehrzahl von Veröffentlichungen die Trockenrohichte des Oberbodens zunimmt, nachdem die konventionelle auf konservierende Bodenbearbeitung umgestellt wurde. Im Falle einer flachen, lockernden und mischenden Bodenbearbeitung ist im Vergleich zur konventionellen Bearbeitung die Dichtezunahme erst in der Unterkrume möglich, da die Oberkrume regelmäßig mechanisch gelockert wird. Wie der grau hinterlegte Wert in Tabelle 2 zeigt, wurde auch im Projekt eine höhere Lagerungsdichte der Unterkrume bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung festgestellt.

#### 3.1.2 Oberflächenverschlämmungsanfälligkeit

Die höhere Mulchbedeckung führt einerseits direkt zu einem Schutz vor einer Oberflächenverschlämmung, da das auf der Bodenoberfläche liegende Pflanzenmaterial die Bodenaggregate direkt vor Regentropfenaufschlag schützt. Somit ist von einer unmittelbaren infiltrationsfördernden Wirkung bei konservierender Bodenbearbeitung auszugehen (BAUMHARDT u. LASCANO 1996; BRUCE ET AL. 1992; EHLERS 1978; FRIELINGHAUS ET AL. 1997; GHUMAN u. SUHR 2001; JONES ET AL. 1969; MANNERING u. MEYER 1963; ONSTAD u. OTTERBY 1979; RAWLS u. RICHARDSON 1983; RUAN et al. 2001; WEST et al. 1991).

Die Anreicherung von Pflanzenresten auf der Oberfläche bzw. in der obersten Bodenschicht führt aber nicht nur zu einem direkten Schutz der Bodenaggregate vor Zerstörung durch Tropfenaufschlag. Sie hat auch Auswirkung auf die Stabilität der Aggregate selbst.

**Tabelle 2:** Verhältniszahlen zur Trockenrohdichte der Unterkrume aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und von der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	Dichte
MORAN ET AL. 1988	Australien	sandy loam	8	<b>0,78</b>
CARTER ET AL. 1994	Australien, Victoria	sandy clay loam	10	<b>0,87</b>
HEISLER ET AL. 1998	Deutschland, Niedersachsen	toniger Schluff	-	<b>0,96</b>
LAL ET AL. 1994	USA, Ohio	silt loam	28	<b>0,96</b>
GHUMAN, SUR 2001	Indien, Punjab	sandy loam	5	<b>0,97</b>
SIDIRAS ET AL. 2001	Griechenland	-	-	<b>0,97</b>
BLEVINS ET AL. 1983	USA, Kentucky	silt loam	10	<b>0,98</b>
LOPEZ-FANDO, PARDO 2001	Spanien	-	12	<b>1,00</b>
BEARE ET AL. 1994A	USA, Georgia	sandy clay loam	13	<b>1,01</b>
MAHBOUBI ET AL. 1993	USA, Ohio	silt loam	28	<b>1,01</b>
CARTER ET AL. 1999	Kanada	sandy loam	8	<b>1,02</b>
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silt loam	5	<b>1,02</b>
CHANG, LINDWALL 1989	Kanada, Alberta	clay loam	20	<b>1,02</b>
SALINAS-GARCIA ET AL. 2002	Mexiko	clay	6	<b>1,03</b>
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	coarse sandy	4	<b>1,03</b>
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	sandy loam	4	<b>1,03</b>
WU ET AL. 1992	USA, Minnesota	silt loam	>6	<b>1,03</b>
LAL ET AL. 1989A	USA, Ohio	silty loam	12	<b>1,03</b>
KATSVARIO ET AL. 2002	USA, NewYork	silt loam	3	<b>1,04</b>
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	silty loam	4	<b>1,04</b>
CARTER 1988	Kanada, Quebec	sandy loam	<5	<b>1,06</b>
GREGORICH ET AL. 1993	Kanada	clay loam	3	<b>1,06</b>
CHANG, LINDWALL 1992	Kanada, Alberta	loam	8	<b>1,06</b>
FRIELINGHAUS ET AL. 1997	Deutschland, Brandenburg	loamy sand.	-	<b>1,07</b>
ISMAIL ET AL. 1994	USA, Kentucky	silt loam	20	<b>1,07</b>
COMIA ET AL. 1994	Schweden	clay	18	<b>1,08</b>
JOSA, HERETER 2001	Spanien	silt loam	-	<b>1,08</b>
HORNE ET AL. 1992	Neuseeland	silt loam	10	<b>1,08</b>
HAO ET AL. 2000	Kanada, Alberta	clay loam	4/5	<b>1,09</b>
LAURINGSON ET AL. 2001	Estland	loam	-	<b>1,09</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,12</b>
FRANCIES, KNIGHT 1993	New Zealand	silt loam	9	<b>1,12</b>
DOUGLAS, GOSS 1987	SouthernEngland	silty clay	3	<b>1,13</b>
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silty clay loam	10	<b>1,14</b>
WU ET AL. 1992	USA, Wisconsin	silt loam	>6	<b>1,14</b>
CULLEY ET AL. 1987	USA, Minnesota	clay loam	4	<b>1,15</b>
ZACHMANN ET AL. 1987	USA, Minnesota	silt loam	5	<b>1,18</b>
LINDSTROM, ONSTAD 1984	USA, Minnesota	loam	-	<b>1,21</b>
LINDSTROM ET AL. 1984	USA, Minnesota	loam	3	<b>1,21</b>
DOUGLAS, GOSS 1987	SouthernEngland	clay loam	4	<b>1,24</b>
WU ET AL. 1992	USA, Minnesota	sandy clay loam	>6	<b>1,27</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>2,04</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

So berichten BRUCE ET AL. (1992); CHANEY u. SWIFT (1984); MACKAY u. KLADIVKO (1985); ROBINSON u. PHILLIPS (2001) über Zusammenhänge von Pflanzenmaterialeintrag, organischem Substanzaufbau, Aggregatstabilität und Verschlammungsneigung. Diese Zusammenhänge werden im Folgenden erläutert.

Tabelle 3 (Aufbau analog zu Tabelle 2) zeigt, dass in der obersten Bodenschicht bei konservierender Bodenbearbeitung gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung erhöhte organische Kohlenstoffgehalte nachgewiesen wurden. Dies entspricht auch den Projektergebnissen (in Tabelle 3 grau hinterlegt). In erster Linie ist offensichtlich die Zunahme der organischen Substanz auf die Anreicherung von Pflanzenresten in der obersten Bodenschicht zurückzuführen. So konnte durch Untersuchungen, bei denen die auf der Bodenoberfläche zurückbleibenden Pflanzenreste oder Gründünger entfernt bzw. hinzugefügt wurden, die höchsten Gehalte an organischer Substanz in der obersten Schicht auf den Parzellen mit einem Eintrag von Pflanzensubstanz nachgewiesen werden (BEYER ET AL. 2001; GERZABEK ET AL. 2001; MRABET u. LALOU 2001; ZACHMANN ET AL. 1987).

Die Pflanzenreste werden durch Bodenorganismen zerkleinert, zersetzt und mit mineralischen Bodenteilchen vermischt (LEE u. FOSTER 1991; MACKAY u. KLADIVKO 1985; OADES 1984). Neben der Bodenfauna sind auch Pilzhyphen und Bakterien (GUPTA u. GERMIDA 1988; MOLOPPE ET AL. 1987; SWABY 1950) sowie Pflanzenwurzeln (CHENG ET AL. 1990) an der Aggregierung beteiligt. Gegenüber dem klassischen Modell der Bodenaggregierung von TISDALL u. OADES (1982) (primär entstandene Mikroaggregate werden durch Wurzeln/Pilz-

hyphen temporär verbunden, dauerhafte Bindung durch Polysaccharide, aromatische Verbindungen mit mehrwertigen Kationen und stark sorbierende Polimere zu Makroaggregaten) entstehen dabei nach OADES 1984 zunächst Makroaggregate (> 0,25 mm). In diesen Aggregaten erfolgt in den äußeren Bereichen ein schneller mikrobieller Abbau von organischer Substanz. Nach diesem Initialstadium nimmt der Abbau plötzlich ab. Grund hierfür ist, dass die organische Substanz im Innern der Aggregate durch Pilzhyphen und zurückbleibende Tonteilchen eingeschlossen wird und dadurch zunächst vor weiterem Abbau geschützt ist.

Nach dem Initialstadium verbleiben an der Oberfläche bzw. in oberflächennahen Schichten folglich kleinere Aggregate zurück, die durch eine Anreicherung mit stabilisierter und fest mit mineralischen Bodenteilchen verbundener organischer Substanz gekennzeichnet sind. Vorrangig sind dies die größten Mikroaggregate (0,1 - 0,25 mm). Dieser Prozess wird prinzipiell bestätigt von BEARE ET AL. (1994A,B); GERZABEK ET AL. (2001); OADES u. WATERS 1991; ROSCOE ET AL. (2000).

SIX ET AL. 2001 wiesen nach, dass die stabilisierte organische Substanz in den Aggregaten überwiegend den Pflanzenresten entstammt und diese Aggregate dann eine sehr hohe Stabilität vor Zerstörung besitzen.

Deshalb führt eine erhöhte Aggregatstabilität ebenfalls zu einer geringeren Verschlammungsanfälligkeit. Werden derartig mit organischer Substanz stabilisierte Aggregate z. B. durch mechanische Beanspruchung in Form von Bodenbearbeitung zerstört, setzt sofort der weitere mikrobielle Abbau ein (ELLIOT 1996; GUPTA u. GERMIDA 1988).

**Tabelle 3:** **Verhältniszahlen zum Kohlenstoffgehalt (C) der obersten Bodenschicht aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und von der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.**

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	C
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	silt loam	16	<b>0,94</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	loam	7	<b>0,98</b>
ZACHMANN ET AL. 1987	USA, Minnesota	silt loam	5	<b>1,01</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	clay	5	<b>1,03</b>
DALAL ET AL. 1991	Queensland	clay	20	<b>1,04</b>
HAVLIN ET AL. 1990	USA, Kansas	silty clay loam	12	<b>1,05</b>

Fortsetzung Tabelle 3

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	C
CULLEY ET AL. 1987	USA, Minnesota	clay loam	4	<b>1,06</b>
DORAN 1980	USA, Minnesota	clay loam	9	<b>1,07</b>
CARTER ET AL. 1994	Australien, Victoria	sandy clay loam	10	<b>1,09</b>
COMIA ET AL. 1994	Schweden	clay	18	<b>1,09</b>
ARSHAD ET AL. 1999	Kanada, British Columbia	sandy loam	6	<b>1,10</b>
DORAN 1980	USA, Nebraska	silty clay loam	3	<b>1,10</b>
DORAN 1980346	USA, Oregon	silt loam	9	<b>1,10</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	clay loam	4	<b>1,11</b>
CARTER ET AL. 1999	Kanada	sandy loam	8	<b>1,13</b>
ROTH, EGGERT 1991	Deutschland, Niedersachsen	silt loam		<b>1,13</b>
CARTER 1992	Kanada	sandy loam	3-5	<b>1,16</b>
FREDE ET AL. 1994	Deutschland, Mainebene	(Löss)	10	<b>1,16</b>
PARMALEE ET AL. 1990	USA, Georgia	sandy clay loam	17	<b>1,17</b>
CAMPARDELLA, ELLIOT 1992	USA, Nebraska	loam	20	<b>1,18</b>
KRÜCK ET AL. 2001/NITZSCHE ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>1,18</b>
DORAN 1980	USA, West Virginia	silt loam	5	<b>1,20</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,23</b>
HORNE ET AL. 1992	Neuseeland	silt loam	10	<b>1,23</b>
DORAN 1980	USA, Nebraska	silt loam	10	<b>1,25</b>
LAL ET AL. 1994	USA, Ohio	silt loam	28	<b>1,29</b>
ARSHAD ET AL. 1999	Kanada, British Columbia	silt loam	15	<b>1,34</b>
HERNANZ ET AL. 2002	Spanien	loam	12	<b>1,34</b>
BEARE, BRUCE 1993	USA, Georgia	loamy sand	-	<b>1,35</b>
FRIELINGHAUS ET AL. 1996	Deutschland	sand	4	<b>1,38</b>
HAVLIN ET AL. 1990	USA, Kansas	silt loam	12	<b>1,39</b>
SALINAS-GARCIA ET AL. 2002	Mexico	clay	6	<b>1,47</b>
FRANZLUEBBERS ET AL. 1995	USA, Texas	silty clay loam	10	<b>1,50</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>1,50</b>
DORAN 1980	USA, Nebraska	loam	9	<b>1,50</b>
ZIBILSKA ET AL. 2002	USA, Texas	Sandy clay loam	9	<b>1,51</b>
DIAZ-ZORITA, GROVE 2002	USA, Kentucky	silt loam	8	<b>1,51</b>
DORAN 1980	USA, Kentucky	silt loam	9	<b>1,55</b>
GHUMAN, SUR 200129	Indien, Punjab	sandy loam	5	<b>1,57</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	sand	8	<b>1,57</b>
MRABET ET AL. 2001/MRABET, LAHLOU 2001	Marokko	clay	10	<b>1,61</b>
DE M. SA ET AL. 2001	Brasilien, Parana State	clay	22	<b>1,70</b>
ISMAIL ET AL. 1994	USA, Kentucky	silt loam	20	<b>1,72</b>
CASSIOLATO ET AL. 2001	Brasilien, MS	-	8	<b>1,76</b>
FRANCIES, KNIGHT 1993	New Zealand	silt loam	9	<b>1,81</b>
BEARE ET AL. 1994	USA, Georgia	sandy clay loam	13	<b>1,82</b>
BLEVINS ET AL. 1983	USA, Kentucky	silt loam	10	<b>1,97</b>
LOPEZ-FANDO, PARDO 2001	Spanien	-	12	<b>2,00</b>
MAHBOUBI ET AL. 1993	USA, Ohio	silt loam	28	<b>2,03</b>
RHOTON 2000	USA, Mississippi	silt loam	8	<b>2,06</b>
WEST ET AL. 1991	USA, Georgia	-	5	<b>2,24</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Aufgrund des höheren Eintrags von organischer Substanz in der obersten Bodenschicht und der damit verbundenen gestiegenen Aktivität von Bodenorganismen mit ihrer zerkleinernden, zersetzenden und mit mineralischen Bodenteilchen vermischenden Tätigkeit sowie der herabgesetzten Gefahr der mechanischen Zerstörung von Aggregaten mit stabilisierter organischer Substanz durch eine intensive Bearbeitung ist demnach mit einer höheren Aggregatstabilität in

der obersten Bodenschicht und somit mit einer geringeren Verschlammungsanfälligkeit bei konservierender Bodenbearbeitung zu rechnen. Dies wird in der Literatur bestätigt (Tabelle 4) (Aufbau wie Tabelle 2). Mit Ausnahme eines Wertes zur Aggregatstabilität sind alle Verhältniszahlen größer als 1. Auch bei Verhältniszahlen zur Aggregatstabilität zeigt sich eine Übereinstimmung mit den Projektergebnissen (in Tabelle 4 grau hinterlegt).

**Tabelle 4:** Verhältniszahlen zur Aggregatstabilität (AS) in der obersten Bodenschicht aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	AS
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	clay	5	<b>1,00</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	silt loam	16	<b>1,01</b>
MRABET ET AL. 2001/ MRABET, LAHLOU 2001	Marokko	clay	10	<b>1,02</b>
HAO ET AL. 2000	Kanada, Alberta	clay loam	4/5	<b>1,04</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	loam	7	<b>1,04</b>
GHUMAN, SUR 2001	Indien, Punjab	sandy loam	5	<b>1,05</b>
FRANZLUEBBERS, ARSHAD 1996	Kanada, Alberta/Brit. Columbia	clay loam	4	<b>1,06</b>
SIDIRAS ET AL. 2001	Griechenland	-	-	<b>1,08</b>
BEARE, BRUCE 1993	USA, Georgia	loamy sand	-	<b>1,10</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>1,11</b>
SCHJONNING, RASMUSSEN 1989	Dänemark	loam	5-18	<b>1,13</b>
KRÜCK ET AL. 2001/NITZSCHE ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>1,19</b>
MRABET, LAHLOU 2001	Marokko	clay	4	<b>1,20</b>
RÖTH, EGGERT 1991	Deutschland, Niedersachsen	silt loam	-	<b>1,29</b>
HORNE ET AL. 1992	Neuseeland	silt loam	10	<b>1,33</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,39</b>
LAL ET AL. 1989A	USA, Ohio	silty loam	12	<b>1,39</b>
EPPERLEIN 2001	Deutschland, Uckermark	loam sand	7	<b>1,40</b>
PAGLIAI ET AL. 1995	Italien	silt loam	8	<b>1,41</b>
FRANKEN, LOH 1987	Deutschland, Kölner Tiefl.-bucht	silt loam	1	<b>1,48</b>
CARTER 1992	Kanada	sandy loam	3-5	<b>1,49</b>
PAGLIAI ET AL. 1995	Italien	clay	8	<b>1,50</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	loam	13	<b>1,63</b>
ARSHAD ET AL. 1999	Kanada, British Columbia	silt loam	10-12	<b>1,68</b>
WEST ET AL. 1991	USA, Georgia	-	5	<b>1,74</b>
LAL ET AL. 1994	USA, Ohio	silt loam	28	<b>1,80</b>
GREGORICH ET AL. 1993	Kanada	clay loam	3	<b>1,98</b>
RHOTON 2000	USA, Mississippi	silt loam	8	<b>2,04</b>
HERNANZ ET AL. 2002	Spanien	loam	12	<b>2,4</b>
MAHBOUBI ET AL. 1993	USA, Ohio	silt loam	28	<b>2,87</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

### 3.1.3 Makroporensystem

Wie bereits erwähnt, führt die konservierende Bodenbearbeitung zu einer Förderung von Bodenorganismen (KLADIVKO 2001). Dabei spielt neben der Mulchaufgabe (verbessertes Nahrungsangebot und Bodenklima) auch die geringere Intensität der Bearbeitung eine wichtige Rolle. Von einer geringeren Intensität der Bodenbearbeitung profitiert insbesondere die Bodenmakrofauna einschließlich der auch als „Ökosystemingenieure“ bekannten Regenwürmer (LAVELLE 2000; LAVELLE ET AL. 1997; WYSS ET AL. 1992). Eine Zusammenstellung der Verhältniszahlen in Tabelle 5 (Aufbau wie Tabelle 2) macht deutlich, dass von einer Zunahme der Regenwurmabundanz (RW) bei konservie-

render Bodenbearbeitung auszugehen ist. Arbeiten zur Regenwurmabundanz von KRÜCK et al. 2001 bzw. NITZSCHE et al. 2001 (in Tabelle 5 grau hinterlegt) auf einem Bodenbearbeitungsversuch, auf dem auch ein Teil der Infiltrationsmessungen erfolgten, verdeutlichen, dass auch auf den sächsischen Standorten bei Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung die Regenwurmabundanz entsprechend zunimmt.

Dabei legen die tiefgrabenden Regenwürmer vertikale Röhren im Boden an. EHLERS (1975) fand in deutschen Ackerböden aus Löss derartige Regenwurmgänge bis zu einer Tiefe von 180 cm. Die Gänge hatten durchschnittliche Durchmesser von 5 bis 8 mm und erreichten maximal 11 mm.

**Tabelle 5:** Verhältniszahlen zur Regenwurmabundanz (RW) aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lokkerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	RW
WYSS ET AL. 1992	Schweiz	silty-sandy loam	3	<b>0,37</b>
NUUTINEN 1992	Südfinnland	sandy loam	8-9	<b>0,58</b>
PITKÄNEN, NUUTINEN 1998	Finnland	silty clay loam	15	<b>0,84</b>
KATSVARIO ET AL. 2002	USA, NewYork	silt loam	3	<b>1,01</b>
NUUTINEN 1992	Südfinnland	clay loam	8-9	<b>1,10</b>
EDWARDS, LOFTY 1982	Kanada, Quebec	clay loam	3-7	<b>1,18</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>1,22</b>
EDWARDS, LOFTY 1982	Kanada, Quebec	sandy loam	3-7	<b>1,27</b>
GERARD, HAY 1979	Großbritannien	sandy clay loam	6	<b>1,28</b>
EDWARDS, LOFTY 1982	Kanada, Quebec	silty clay loam	3-7	<b>1,33</b>
CARTER 1988	Kanada, Quebec	sandy loam	<5	<b>1,45</b>
GERARD, HAY 1979	Großbritannien	loam	6	<b>1,48</b>
FRIELINGHAUS ET AL. 1997	Deutschland Brandenburg	loamy sand.	-	<b>1,60</b>
NUUTINEN 1992	Südfinnland	silty clay	8-9	<b>1,60</b>
HEISLER ET AL. 1998	Deutschland, Niedersachsen	silt loam	-	<b>1,85</b>
EPPERLEIN 2001	Deutschland, Uckermark	loam sand	7	<b>2,00</b>
KLADIVKO ET AL. 1997	USA, Indiana/Illinois	L, SL, SiL, SiCL	2-17	<b>2,16</b>
MACKAY, KLADIVKO 1985	USA, Indiana	silt loam	8	<b>2,26</b>
KRÜCK ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>2,40</b>
EL TITTI, IPPACH 1989	Deutschland	-	10	<b>3,26</b>
PARMALEE ET AL. 1990	USA, Georgia	sandy clay loam	17	<b>3,47</b>
HOUSE, PARMALEE 1985	USA, Georgia	loam	17	<b>4,12</b>
BOHLEN ET AL. 1995	USA, Ohio	silt loam	50	<b>4,33</b>
SPRINGLETT 1992	Neuseeland, Nordinsel	-	-	<b>9,00</b>
DEIBERT ET AL. 1991	USA, North Dakota	loam	12	<b>10,90</b>
VANDENBYGAART ET AL. 1998	-	-	4	<b>46,60</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Zusätzlich werden durch den Pflugverzicht sowohl diese Regenwurmgänge, als auch durch z. B. alte Pflanzenwurzeln entstandene, kontinuierlich Makroporen im Oberboden nicht mehr regelmäßig unterbrochen (DICK ET AL. 1989; MEEK ET AL. 1992; VANDENBYGAART ET AL. 2000) oder an der Bearbeitungsgrenze verschmiert (THOMAS u. PHILLIPS 1979). Die Folge ist eine Anreicherung von kontinuierlichen Makroporen bei konservierender Bodenbearbeitung, die von der Oberfläche bzw. oberflächennahen Bereichen bis in den Unterboden reichen können (CHERVET ET AL. 2000; EDWARDS ET AL. 1988; EHLERS 1975; HAERD ET AL. 1988; HEISLER ET AL. 1998; PAGLIAI ET AL. 1995). In Tabelle 6 sind die aus veröffentlichten Ergebnissen ermittelten Verhältniszahlen für

Makroporenanteile zwischen der konservierenden und konventionellen Bodenbearbeitung dargestellt. Da offensichtlich ein größerer Anteil auch über eine geringere Makroporosität (Verhältniszahlen kleiner als 1) berichteten, wurden den Ergebnissen zugrunde liegende Makroporenäquivalentdurchmesser hinzugefügt.

Bei den Verhältniszahlen, die kleiner als 1 sind, wird deutlich, dass hier auch weite bzw. enge Grobporen in die Makroporenbetrachtungen mit einbezogen wurden. Diese Porenbereiche sind jedoch vorrangig bodenbearbeitungsinduziert und spiegeln daher die Abnahme der Lagerungsdichte in der Unterkrume und nicht die durch Regenwürmer und Pflanzenwurzeln gebildeten Makroporen wider.

**Tabelle 6:** Verhältniszahlen zur Makroporosität (MP) aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	MP	Ø [mm]
LINDSTROM ET AL. 1984	USA, Minnesota	loam	3	<b>0,53</b>	0,06
LINDSTROM, ONSTAD 1984	USA, Minnesota	loam	-	<b>0,57</b>	0,06
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	silty loam	4	<b>0,70</b>	0,03
RASMUSSEN 1999	Finnland	clay	-	<b>0,70</b>	0,3
CARTER 1988	Kanada, Quebec	sandy loam	<5	<b>0,74</b>	0,05
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	coarse sandy	4	<b>0,92</b>	0,03
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silt loam	5	<b>0,93</b>	1
CHANG, LINDWALL 1989	Kanada, Alberta	clay loam	20	<b>1,02</b>	0,02
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,02</b>	2,4
PITKÄNEN, NUUTINEN 1998	Finnland	silty clay loam	15	<b>1,04</b>	-
SCHJONING, RASMUSSEN 2000	Dänemark	sandy loam	4	<b>1,11</b>	0,03
CARTER ET AL. 1994	Australien, Victoria	sandy clay loam	10	<b>1,30</b>	0,3
HOUSE ET AL. 2001	USA, Kentucky	silt loam	17-18	<b>1,67</b>	5-0,12
WU ET AL. 1992	USA, Wisconsin	silt loam	>6	<b>1,78</b>	-
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	sand	8	<b>1,94</b>	1
WU ET AL. 1995	USA, Wisconsin	silt loam	6	<b>2,00</b>	-
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silty clay loam	10	<b>2,12</b>	1
EHLERS 1975	Deutschland	silt loam	4	<b>2,2</b>	2-11
WU ET AL. 1992	USA, Minnesota	sandy clay loam	>6	<b>2,33</b>	-
VANDENBYGAART ET AL. 2000		-	-	<b>2,50</b>	-
KRÜCK ET AL. 2001/NITZSCHE ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>2,90</b>	1
LAL ET AL. 1989A	USA, Ohio	silty loam	12	<b>3,30</b>	2
DREES ET AL. 1994	USA, Kentucky	silt loam	17	<b>4,32</b>	1
FREDE ET AL. 1994	Deutschland, Mainebene	Löss	10	<b>5,45</b>	1

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Bei Verhältniszahlen größer 1 kann davon ausgegangen werden, dass tatsächlich die erhöhte Makroporosität auf die Bodenmakrofauna und -flora zurückzuführen ist. Auch wenn bei den eigenen Arbeiten im Unterboden kaum Veränderungen in der Makroporosität festzustellen sind (in Tabelle 6 grau hinterlegt), so konnte in Infiltrationsversuchen durch Anfärbung der Fließwege mit einem Lebensmittelfarbstoff die höhere Makroporenkontinuität in vertikaler Richtung bei mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung nachgewiesen werden (ZIMMERLING u. SCHMIDT, in SIEKER 2002).

### 3.2 Infiltrationsbeeinflussung

#### 3.2.1 Oberbodenmatrix

In Tabelle 7 sind die Verhältniszahlen zur gesättigten Wasserleitfähigkeit in der Unterkrume

(entspricht dem Tiefenbereich des Oberbodens, der bei konservierender Bearbeitung nicht mehr regelmäßig bearbeitet wird) zwischen konservierender und konventioneller Bodenbearbeitung dargestellt. Die Verhältniszahlen kleiner 1, zu denen auch die eigenen Ergebnisse gezählt werden (in Tabelle 7 grau hinterlegt), verdeutlichen, dass die festgestellte Abnahme der Lagerungsdichte im Oberboden bei konservierender Bodenbearbeitung mit einer Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit in der Bodenmatrix einhergeht.

Auch wenn in Tabelle 7 eine größere Anzahl von Verhältniszahlen größer 1 aufgeführt ist, muss berücksichtigt werden, dass es sich bei diesen Angaben um Messungen der Wasserleitfähigkeit des Gesamtbodens handelte, die folglich auch vorhandene Makroporen mit einschließen.

**Tabelle 7:** Verhältniszahlen zur gesättigten Wasserleitfähigkeit ( $k_f$ ) aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer	$k_f$
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silt loam	5	<b>0,19</b>
LINDSTROM, ONSTAD 1984	USA, Minnesota	loam		<b>0,28</b>
LINDSTROM ET AL. 1984	USA, Minnesota	loam	3	<b>0,28</b>
WU ET AL. 1992	USA, Wisconsin	silt loam	>6	<b>0,34</b>
DOUGLAS, GOSS 1987	Southern England	clay loam	4	<b>0,37</b>
GREGORICH ET AL. 1993	Kanada	clay loam	3	<b>0,43</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>0,53</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	sand	8	<b>0,6</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	sand	8	<b>0,75</b>
CARTER ET AL. 1999	Kanada	sandy loam	8	<b>0,76</b>
HEARD ET AL. 1988	USA, Indiana	silty clay loam	10	<b>0,77</b>
CULLEY ET AL. 1987	USA, Minnesota	clay loam	4	<b>0,78</b>
WU ET AL. 1992	USA, Minnesota	sandy clay loam	>6	<b>1</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	loam	13	<b>1,04</b>
LOZANO ET AL. 2001	Spanien	silt loam		<b>1,07</b>
CHANG, LINDWALL 1992	Kanada, Alberta	loam	8	<b>1,13</b>
HORNE ET AL. 1992	Neuseeland	silt loam	10	<b>1,19</b>
BLEVINS ET AL. 1983	USA, Kentucky	silt loam	10	<b>1,27</b>
CHANG, LINDWALL 1989	Kanada, Alberta	clay loam	20	<b>1,43</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>1,73</b>
PAGLIAI ET A. 1995	Italien	silt loam	8	<b>3,48</b>
PAGLIAI ET A. 1995	Italien	clay	8	<b>3,82</b>
PITKÄNEN, NUUTINEN 1998	Finnland	silty clay loam	15	<b>3,92</b>
COMIA ET AL. 1994	Schweden	clay	18	<b>4,78</b>
MAHBOUBI ET AL. 1993	USA, Ohio	silt loam	28	<b>20,9</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Nach bodenphysikalisch begründeten Infiltrationsansätzen (z. B. GREEN u. AMPT 1911) bedeutet eine Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit der Oberbodenmatrix, dass bei konservierender Bodenbearbeitung von einer Abnahme der Infiltration in die Oberbodenmatrix auszugehen ist.

Die physikalischen Veränderungen in der Oberbodenmatrix sind offensichtlich ein Grund dafür, dass ein erheblicher Anteil der in Tabelle 8 aufgeführten Verhältniszahlen zur Infiltration kleiner als 1 ist und somit in der Literatur auch zahlreiche Beweise dafür gefunden wurden, dass gegenüber der konventionellen bei konservierender Bodenbearbeitung die Infiltra-

tion abnimmt. Der Tabelle 8 liegen gemessene Gleichgewichtsendinfiltrationsraten zugrunde, die es erlauben, trotz unterschiedlicher Methoden und Dauer der Infiltrationsmessungen (u.a. bei natürlichen und künstlichen Niederschlägen, Überstauungsmethoden mit Doppelringinfiltrometer) vergleichende Betrachtungen anzustellen.

Tabelle 8 zeigt aber auch, dass trotz der Abnahme der Wasserleitfähigkeit in der Unterkrume bei konservierender Bodenbearbeitung (Tabelle 7) häufig eine höhere Infiltration festgestellt wurde. Auf diesem scheinbaren Widerspruch wird im Folgenden eingegangen.

**Tabelle 8:** Verhältniszahlen zu den Gleichgewichtsendinfiltrationsraten  $[i_i]$  aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl  $>1$  bzw.  $<1$  bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	$i_f$
RASMUSSEN 1999	Finnland	clay	-	<b>0,25</b>
LOZANO ET AL. 2001	Spanien	silt loam	-	<b>0,30</b>
KATSVARIO ET AL. 2002	USA, NewYork	silt loam	3	<b>0,45</b>
HORNE ET AL. 1992	Neuseeland	silt loam	10	<b>0,5</b>
LINDSTROM, ONSTAD 1984	USA, Minnesota	loam	-	<b>0,82</b>
ROTH, EGGERT 1991	Deutschland, Niedersachsen	silt loam	-	<b>0,88</b>
FRIELINGHAUS ET AL. 1996	Deutschland	sand	4	<b>0,9</b>
ALVES, SUZUKI 2001	Brasilien, Grosso da Sul State	clay		<b>0,93</b>
FRIELINGHAUS ET AL. 1997	Deutschland Brandenburg	loamy sand.	-	<b>0,98</b>
CHANG, LINDWALL 1992	Kanada, Alberta	loam	8	<b>1,00</b>
LAL, VAN DOREN 1990	USA, Ohio	silt loam	25	<b>1,12</b>
GHUMAN, SUR 2001	Indien, Punjab	sandy loam	5	<b>1,15</b>
LAL, VAN DOREN 1990	USA, Ohio	silt loam	25	<b>1,18</b>
FRANCIES, KNIGHT 1993	New Zealand	silt loam	9	<b>1,4</b>
HOUSE ET AL. 2001	USA, Kentucky	silt loam	17-18	<b>1,44</b>
ARSHAD ET AL. 1999	Kanada, British Columbia	silt loam	12	<b>1,6</b>
LAL ET AL. 1989	USA, Ohio	silty loam	7	<b>1,88</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,93</b>
BEARE, BRUCE 1993	USA, Georgia	loamy sand	-	<b>2,03</b>
CHANG, LINDWALL 1989	Kanada, Alberta	clay loam	20	<b>2,06</b>
KRÜCK ET AL. 2001/NITZSCHE ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>2,43</b>
FRANZLUEBBERS 2002	USA, Georgia	sandy loam	25	<b>3,27</b>
PFEIL 1998	Deutschland, Kraichgau	Löss	8	<b>8,93</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

### 3.2.2 Oberflächenverschlämmung

Für die Beschreibung realer Infiltrationsverhältnisse in Ackerböden sind physikalisch begründete Ansätze (z. B. GREEN u. AMPT 1911) nur unzureichend geeignet (MWENDRA u. FEYEN 1993). Die Wasserinfiltration kann durch eine Oberflächenverschlämmung deutlich herabgesetzt werden, obwohl unterhalb die Ackerkrume nach wie vor ein deutlich größeres Porenvolumen mit für die Wasserinfiltration eigentlich günstigen bodenphysikalischen Eigenschaften vorherrscht. Die Infiltration wird sowohl von der verschlammten Schicht selbst als auch vom darunter liegenden unzerstörten Oberboden beeinflusst (MUALEM ET AL. 1990). Zum einen nimmt die Fließrate und die Wasseraufnahmefähigkeit der verschlammten Schicht aufgrund des geringen Porenvolumens selbst stark ab (BRADFORD ET AL. 1987; PHILLIP 1998; ROTH et al. 1995; SMITH ET AL. 1999). Zum anderen werden Kapillarsperreneffekte bei der vertikalen Versickerung von der verschlammten Schicht in die darunter gelegene Ackerkrume wirksam (HILLEL u. GARDNER 1969; HILLEL u. TALPAZ 1977; MILLER u. GARDNER 1962).

Die Verringerung der Verschlammungsanfälligkeit bei der konservierenden Bodenbearbeitung durch die Mulchbedeckung und die höhere Aggregatstabilität führen offensichtlich dazu, dass sich Oberflächenverschlammungen in Abhängigkeit von der Dauer und der Erosivität eines Niederschlages nicht oder erst wesentlich später bilden. Dies ist offensichtlich ein Grund dafür, dass ein Teil der in Tabelle 8 aufgeführten Verhältniszahlen zur Gleichgewichtsendinfiltrationsrate Werte größer 1 aufweisen und eine geringere Oberflächenverschlammungsanfälligkeit folglich oft eine Ursache für eine festgestellte erhöhte Infiltration bei konservierender Bodenbearbeitung ist. Auch bei den eigenen Untersuchungen konnte eine deutlich erhöhte Endinfiltrationsrate festgestellt werden (in Tabelle 8 grau hinterlegt).

### 3.2.3 Makroporen

Makroporeninfiltration tritt auf, wenn die Infiltrabilität der Bodenoberfläche, z. B. durch eine entsprechend hohe Niederschlagsintensität, überschritten wird. Das Wasser beginnt auf der Oberfläche abzufließen. Dieses Wasser kann in an der Bodenoberfläche offene Makroporen infiltrieren. Bei gegebener Porenkontinuität wird das überschüssige Wasser über die Makroporen in tiefere Schichten abgeleitet. Außerdem kann bei gesättigten Verhältnissen mit ausreichend hohem hydraulischen Potenzial in der Bodenmatrix Wasser aus derselben in Makro-

poren übertreten (BEVEN u. GERMANN 1981). GJETTERMANN ET AL. (1997) berichtet darüber, dass Niederschläge selbst bei geringen Intensitäten mit zunehmender Aufsättigung der Bodenmatrix oberhalb von Stauschichten zum Übertritt von Wasser aus der Matrix in Makroporen und zur vertikalen Verlagerung in tiefere Bodenschichten beitragen kann. Dies entspricht auch der von ANDREINI u. STEENHUIS (1990); QUISENBERRY u. PHILLIPS (1976), RITSEMA u. DEKKER (1995) sowie von THOMAS u. PHILLIPS 1979 festgestellten Auslösung von präferentiellem Fluss an derartigen Schichtgrenzen. Der Fließvorgang in Makroporen steht nahezu nur noch unter dem Einfluss der Gravitation und der hydraulischen Leitfähigkeit der Makropore (GERMANN 1990).

Entsprechend berichteten CLOTHIER ET AL. (1981) sowie EDWARDS ET AL. (1979), dass Makroporeninfiltration zu einer Verzögerung des Oberflächenabflusses führt. Trotz der höheren Dichte der Oberbodenmatrix bei konservierender Bodenbearbeitung ist im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung so eine höhere Infiltration möglich, da die im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Böden dichter lagernde Unterkrume in Makroporen durchflossen werden kann (LAL u. VAN DOREN 1990; SHIPITALO u. EDWARDS 1996; WU ET AL. 1995; ZACHMANN ET AL. 1989; ZACHMANN u. LINDEN 1989). Im Unterboden kann dann entlang der Makroporenwandungen das Wasser durch eine laterale Bewegung in die Bodenmatrix eintreten und somit im Boden gespeichert werden, da die umgebende Bodenmatrix bei nicht vollständiger Wassersättigung das in Makroporen fließende Wasser lateral absorbiert (BOUMA 1981; TROJAN u. LINDEN 1998).

CARTER ET AL. (1999) bzw. DUNN u. PHILLIPS (1991) wiesen darauf hin, dass sich in konservierend bearbeiteten Böden in Makroporen (Durchmesser größer als 0,75 mm) Wasserflüsse bis zu einem Anteil von 83 bis 97 % bzw. bis zu 45 % ereignen können. Auch JARVIS ET AL. 1991 konnte bis zu 80 % der Wasserflüsse in Makroporen nachweisen. Aus Berechnungsversuchen ist bekannt, dass solche Makroporenflüsse insbesondere bei Extremereignissen von Bedeutung sind (EDWARDS ET AL. 1992; TROJAN u. LINDEN 1994). So berichteten beispielsweise EDWARDS ET AL. (1990) und (1989), dass es nur bei 12 natürlichen Niederschlagsereignissen (77 % des gesamten Niederschlages) während einer Wachstumsperiode zu Makroporenfluss in Poren mit einem Durchmesser größer als 5 mm kam. Der Makroporenfluss hatte einen durchschnittlichen Anteil von nur 4 % am gesamten Wasserfluss im

Boden. Außerdem muss davon ausgegangen werden, dass nicht das gesamte Makroporensystem für derartige Flüsse verantwortlich ist, sondern nur der Anteil an kontinuierlichen Makroporen (CARTER 1988; DOUGLAS 2000). ZIMMERLING u. SCHMIDT (in SIEKER 2001) konnten durch Tracerversuche für Böden im sächsischen Lößgebiet nachweisen, dass sich durch eine dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung der Anteil an vertikal-kontinuierlichen Makroporen erhöht.

Aufgrund der Veränderungen im Makroporensystem kann für die in Tabelle 8 dargestellten Verhältniszahlen der Gleichgewichtsendinfiltrationsraten mit Werten größer 1 festgestellt werden, dass offenbar neben der geringeren Verschlammungsanfälligkeit bei konservierender Bodenbearbeitung auch der Makroporen-

fluss zur Zunahme der Gleichgewichtsendinfiltrationsraten beiträgt.

Insbesondere nach Überschreitung der Infiltrabilität der Bodenmatrix setzt offensichtlich zusätzlich der Mechanismus der Makroporeninfiltration ein, so dass die Oberflächenabflussbildung zeitlich verzögert wird. Entsprechend wirkt sich offensichtlich die Makroporeninfiltration nicht nur auf Unterschiede in der Endinfiltration aus. Dies wird auch in Tabelle 9 deutlich, in der die aus Ergebnissen zur Gesamtinfiltration ermittelten Verhältniszahlen aus der Literatur anteilig mehr Verweise auf eine höhere Infiltration bei konservierender Bodenbearbeitung finden als bei den Betrachtungen der Endinfiltrationsraten. Auch hier ordnen sich die eigenen Ergebnisse zu Unterschieden in der Gesamtinfiltration entsprechend ein (in Tabelle 9 grau hinterlegt).

**Tabelle 9:** Verhältniszahlen zur Gesamtinfiltration ( $\Sigma_i$ ) aus konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden (entsprechend der Größe geordnet, Verhältniszahl >1 bzw. <1 bedeutet Zu- bzw. Abnahme bei konservierender Bearbeitung). Bei Vorliegen von Ergebnissen verschiedener konservierender Verfahren (z. B. Direktsaat und Lockerung mit Grubber) bzw. Behandlungen (z. B. verschiedene Düngungsstufen) wurden die Ergebnisse vor Berechnung der Verhältniszahlen in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren und der Bodenart zu jeweils einem Mittelwert zusammengefasst.

Autoren	Standort	Textur	Dauer [a]	$\Sigma_i$
GILLEY ET AL. 1997	USA, Iowa	silty clay loam	1	<b>0,84</b>
PITKÄNEN, NUUTINEN 1998	Finnland	silty clay loam	15	<b>0,94</b>
MARTIN 1999	Frankreich, Normandie	silty loam	1	<b>0,99</b>
DICK ET AL. 1989	USA, Ohio	silt loam	25	<b>1,02</b>
SHANTHOLTZ, LILLARD 1969	USA, Virginia	silt loam	-	<b>1,03</b>
MÜLLER, LÜTKE ENTRUP 2001	Deutschland, NRW	silt loam	1	<b>1,04</b>
JONES ET AL. 1969	USA, Virginia	silt loam	-	<b>1,05</b>
KARLEN ET AL. 1994	USA, Minnesota	silt loam	12	<b>1,06</b>
LAL, VAN DOREN 1990	USA, Ohio	silt loam	25	<b>1,11</b>
LIU ET AL. 2000	China, Sichuan Province	-	<4	<b>1,12</b>
YU ET AL. 2000	Thailand	loamy sand/sandy loam	-	<b>1,12</b>
RAWLS, RICHARDSON 1983	-	-	-	<b>1,13</b>
EDWARDS ET AL. 1990	USA, Ohio	silt loam	50	<b>1,16</b>
LAL, VAN DOREN 1990	USA, Ohio	silt loam	25	<b>1,19</b>
SHIPITALO ET AL. 2000	USA, Ohio	-	60	<b>1,20</b>
EDWARDS ET AL. 1988	USA, Ohio	silt loam	>20	<b>1,20</b>
WEST ET AL. 1991	USA, Georgia	-	5	<b>1,26</b>
ZIMMERLING, SCHMIDT 2002	Deutschland, Sachsen	silt loam	2-11	<b>1,32</b>
PFEIL 1998	Deutschland, Kraichgau	Löss	8	<b>1,33</b>
TEBRÜGGE, DÜRING 1999	Deutschland	loam	13	<b>1,625</b>
KRÜCK ET AL. 2001/NITZSCHE ET AL. 2001	Deutschland, Sachsen	silt loam	8	<b>1,79</b>
WÜRFEL 2000	Deutschland, Kraichgau	Löss		<b>1,83</b>
Waddell, Weil 19961	USA, Maryland	sandy loam	5	<b>2,55</b>

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

### 3.3 Beitrag zum vorbeugenden Hochwasserschutz

Auf der Grundlage der festgestellten Infiltrationsunterschiede führte die Niederschlag-Abfluss-Modellierung eines Testgebiets für ein konkretes extremes Niederschlagsereignis im Sommer zu dem Ergebnis, dass durch eine flächenhafte konservierende Bodenbearbeitung der Hochwasserscheitelabfluss gemindert werden konnte (siehe Kapitel 2.3).

Bei der Übertragung dieses Ergebnisses auf andere Einzugsgebiete und Niederschlagsereignisse muss jedoch berücksichtigt werden, dass in Abhängigkeit von den Bedingungen verschiedene Mechanismen bei einer Hochwasserentstehung wirksam werden können. Zum einen können Hochwasserereignisse durch Oberflächenabfluss (Infiltrationsüberschuss, Sättigungsflächen) ausgelöst werden. Zum anderen werden auch Hochwasserentstehungsmechanismen infolge unterirdischer Abflusskomponenten („Groundwater Ridging“, „Piston-Flow“-Effekt, lateraler Makroporenfluss) diskutiert. Diese einzelnen Mechanismen können bei einer Hochwasserbildung in größeren Einzugsgebieten auch überlagert werden (UHLENBROOK U. LEIBUNDGUT 1997).

RIBOLZI ET AL. (2001) stellten mit Tracermethoden fest, dass in einem verschlammungsanfälligen landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet selbst bei höheren Bodenwassergehalten der Oberflächenabfluss (überwiegend Infiltrationsüberschuss) mit bis zu 82 % Vorrang vor unterirdischen Abflusskomponenten an Hochwasserentstehungen hatte. Selbst in Einzugsgebieten, in denen unterirdische Abflusskomponenten i.d.R. für Hochwasserabflüsse verantwortlich sind, können nach Starkniederschlägen mit Intensitäten  $>2 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$  Hochwässer infolge Infiltrationsüberschuss und daraus resultierendem Oberflächenabfluss auftreten (WENK 2000). DICK ET AL. (1989) wiesen auf verschlammungsanfälligen Böden nach, dass 96 % des jährlichen Oberflächenabflusses auf Niederschläge mit einer Intensität  $>1 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$  zurückzuführen waren.

YU ET AL. (2000) berichtet über Ergebnisse zu 200 natürlichen Oberflächenabflussereignissen von nur 3,6 % geeigneten und sandigen, folglich nur wenig verschlammungsanfälligen Böden in Thailand. Im Schnitt aller Versuche betrug in der konservierenden Variante das Oberflächenabflussvolumen 37 % und die maximale Abflussrate der Abflusswasserwelle 44 % im Vergleich zur konventionell bearbeiteten Variante. Die maximale Abflussrate trat bei den

konservierend bestellten Varianten zudem zeitlich verzögert auf. Dies traf insbesondere für Extremereignisse zu.

In Versuchen aus den USA, deren Böden eine vergleichbare Textur mit den selbst untersuchten Böden Sachsens besaßen, wurde in 75 cm Tiefe eine um 36 % erhöhte vertikale Wasserbewegung in konservierend bearbeiteten Böden ohne Vegetationsdecke gemessen (SHIPITALO U. EDWARDS 1993). Die Differenzen waren für die späten Frühlings- und die Sommermonate (Juni bis September) am größten. In einer Vergleichsstudie, bei der die Oberflächen durch eine geschlossene Vegetationsdecke gekennzeichnet waren, konnte in 50 cm Tiefe bei konservierender Bearbeitung eine um 31 % höhere vertikale Wasserbewegung im Vergleich zur konventionellen Bearbeitung nachgewiesen werden (SHIPITALO ET AL. 1994). Dies entspricht etwa den Ergebnissen ohne Bewuchs. Werden aber die absoluten Sickerwassermengen verglichen, ergibt sich für die bewachsenen Böden eine um 75 % verringerte Sickerwassermenge im Vergleich zu den unbewachsenen. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch von HALL ET AL. (1989) erzielt.

Somit ist davon auszugehen, dass ein erheblicher Anteil des mehr infiltrierten Niederschlagswassers im Boden gespeichert, durch Evapotranspiration in den Frühlings- und Sommermonaten an die Atmosphäre abgegeben und so dem Abflussprozess entzogen wird. Auch die von CHICHESTER (1977) erzielten Ergebnisse von Untersuchungen bestätigen diese Aussage, da sich die großen Differenzen im Oberflächenabfluss und in der oberflächennahen Sickerwassermenge in größeren Tiefen nur noch im geringen Maße widerspiegeln (um 6 % höhere Tiefenversickerung bei konservierender Bodenbearbeitung). Diese Tiefenversickerung entstammte kaum den Niederschlagsereignissen mit hoher Intensität und kurzer Dauer im Sommer (14 % der gesamten Jahressickerwassermenge), sondern vielmehr den Ereignissen der Wintermonate.

Auch ROSE ET AL. (1983) bestätigen, dass die Ursachen für eine, im Vergleich zur infiltrierten Wassermenge geringeren vertikalen Wasser- versickerung zum Grundwasser bei der konservierenden Bodenbearbeitung durch die Wasserspeicherung im Boden und die Evapotranspiration liegen. Demzufolge ist auch nicht davon auszugehen, dass die erhöhte Infiltration zu einem verstärkten schnellen Ausdrücken von Wasser aus dem Grundwasseraquifer („Groundwater Ridging“, „Piston Flow“) oder aber durch lateralen Makroporenfluss in die Vorfluter führen muss.

MARTIN (1999) stellte bei Abflussmessungen während natürlicher Niederschläge fest, dass der Oberflächenabfluss bei konservierender Bodenbearbeitung generell zunimmt, wenn feuchtere Bodenbedingungen vor dem Ereignis herrschten. Die Untersuchungen wurden auf 20 m<sup>2</sup> Parzellen (nach Ernte) mit verschlämungsanfälligen Böden aus Löss in Nordfrankreich durchgeführt. Da es sich bei den konservierenden Varianten um einjährige Versuche handelte und die natürlichen Niederschläge nur wenig erosiven Charakter hatten, konnte nur in einer konservierenden Variante eine Oberflächenabflussreduktion gegenüber der konventionellen Bearbeitung nachgewiesen werden (ca. 47 % von konventioneller Bearbeitung). MARTIN (1999) verweist darauf, dass die ermittelten Unterschiede vor allem durch die höhere Oberflächenrauigkeit der konservierenden Variante und niedrigere Bodenwassergehalte (Evapotranspiration durch Winterzwischenfrucht) bedingt waren. Über eine zeitliche Verzögerung und Verringerung des Oberflächenabflussanteils infolge erhöhter Oberflächenrauigkeit bei konservierenden Verfahren berichten auch SCOPPEL U. FINDELING (2001).

Diese Ausführungen zeigen, dass insbesondere während der typischen Niederschlagsereignisse mit hoher Intensität in den Frühjahrs- und Sommermonaten (vergleichbar mit der im Kapitel 2.3 betrachteten Niederschlag-Abfluss-Simulation) Auswirkungen der konservierenden Bodenbearbeitung hinsichtlich einer Hochwasserminderung erwartet werden können, indem die Oberflächenabflussbildung verhindert wird bzw. mit geringerem Wasservolumen deutlich zeitlich verzögert einsetzt. Die erhöhte Infiltration führt in dieser Zeit nicht zur Auslösung von Hochwasserentstehungsmechanismen infolge unterirdischer Abflusskomponenten, da dieses Wasser überwiegend im Bodenkörper gespeichert und über die Evapotranspiration wieder an die Atmosphäre abgegeben wird.

KATZENMAIER ET AL. 2001, NIEMEYER U. BRONSTERT 2001 sowie SCHRÖDER U. AUERSWALD (2000) verweisen darauf, dass zwar im Sommer der Oberflächenabfluss infolge von Infiltrationsüberschuss einen großen Einfluss auf die Abflussbildung hat, jedoch im Winter Hochwasserereignisse nicht wegen Infiltrationsüberschuss auftreten. Entsprechend schließen SHIPITALO ET AL. (2000) sowie EDWARDS U. AMERMANN (1984) eine Wirkung bei typischen Winterniederschlägen aus. Beregnungsversuche von MANNERING U. MEYER (1963), MARTIN U. KAINZ (1988) sowie PITKÄNEN U. NUUTINEN (1998) zeigten, dass die Endinfiltrationsraten im Feuchtlauf deutlich niedriger

sind als im Initiallauf. Daraus ist zu schließen, dass unter feuchteren Bedingungen bereits bei niedrigeren Niederschlagsintensitäten Oberflächenabfluss einsetzen kann. Entsprechend machte MRABET ET AL. (2001) deutlich, dass unter feuchteren Bodenbedingungen zwar der Gesamtoberflächenabfluss generell zunimmt, aber im direkten Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung immer noch eine größere Wassermenge infiltriert.

Insbesondere scheint eine Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung hinsichtlich einer verbesserten Wasserrückhaltung während der Schneeschmelze auf gefrorenen bzw. nur teilweise oberflächennah aufgetauten Böden ausgeschlossen zu sein. Aufgrund der höheren Aggregatstabilität bei mehrjähriger konservierender Bodenbearbeitung ist aber auch in dieser Zeit eine geringere Verschlämungsneigung denkbar. Außerdem kommen CRUSE ET AL. (2001) zu dem Schluss, dass eine Mulchdecke bei diesen Bedingungen einen bestmöglichen Schutz vor Wassererosion bietet. SCHILLINGER (2001) wies nach, dass die Wasserspeicherung im Winter bei konservierender Bodenbearbeitung auf einem oberflächlich aufgetauten Boden deutlich geringer ist. Auch wenn SCHILLINGER (2001) dieses Ergebnis hinsichtlich einer Infiltrationshemmung interpretiert, so könnte doch die geringere Feuchte auch darauf hindeuten, dass das auf der gefrorenen Schicht aufgestaute Wasser Makroporenfluss auslöste und somit die noch gefrorene Bodenschicht in Makroporen passierte. Demnach wäre es denkbar, dass die konservierende Bodenbearbeitung auch zu einer Verringerung des Sättigungsflächenabflusses im Winterhalbjahr führen kann.

Dies könnten Gründe dafür sein, dass POTTER (1991) (Berechnungen fortgesetzt von VAN DER PLOEG ET AL. 2001b) am Fluss Pecatonica seit Einführung infiltrationsfördernder Maßnahmen in der Forst, auf dem Grünland und der Ackerfläche in den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts nicht nur während der Sommer- und Herbstniederschläge, sondern auch nach der Schneeschmelze positive Auswirkungen konservierender Maßnahmen im Einzugsgebiet auf eine Minderung von Hochwasserwellen feststellte. Hochwasserereignisse, die durch die Schneeschmelze und sich anschließende Niederschläge mit geringer Intensität ausgelöst wurden, sind nach POTTER (1991) im oben genannten Untersuchungsgebiet in ihrer Häufigkeit zurückgegangen, und selbst das Abflussvolumen der Hochwasserwellen hat abgenommen. Somit ist davon auszugehen, dass auch im Winter eine erhöhte Infiltration stattgefunden

haben muss. In Verbindung mit einer zwar nur geringfügigen Erhöhung des Basisabflusses wird deutlich, dass das infiltrierte Wasser im Winter vertikal bis in den Grundwasserleiter verlagert worden ist. Somit ist die Abflussvolumenreduktion der Hochwasserwelle in diesem Fall auf eine zeitliche Verzögerung des gesamten Abflussprozesses durch eine Abnahme der Direktabflusskomponenten zurückzuführen. Demnach spielen offenbar in diesem Einzugsgebiet Prozesse, die durch eine erhöhte Wasserinfiltration Hochwasser in Einzugsgebieten verursachen können (Lateraler Makroporenfluss, „Piston-Flow“ und „Groundwater Ridding“), keine Rolle.

### **3.4 Optimierung des Verfahrens der konservierenden Bearbeitung**

Bisher gemachte Ausführungen zeigen, dass durch eine flächenhafte Anwendung konservierender Verfahren Auswirkungen auf eine Hochwasserminderung insbesondere im Sommerhalbjahr durch eine verbesserte Infiltration erwartet werden können und daher die konservierende Bodenbearbeitung Bestandteil künftiger Hochwasserschutzkonzepte sein sollte. Es kann allerdings davon ausgegangen werden, dass erst durch eine weitere Optimierung des Verfahrens der konservierenden Bearbeitung größtmögliche Effekte hinsichtlich einer verbesserten Infiltration zu erwarten sind. Hierzu zählen nach Ansicht von ZIMMERLING u. SCHMIDT (in SIEKER 2002):

- die Dauer der konservierenden Bearbeitung,
- die Ausnutzung von Fruchtfolgeeffekten und
- das anzuwendende technologische Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung.

#### **3.4.1 Dauer**

Aufgrund von hier nicht dargestellten Infiltrationsmessungen auf sächsischen Ackerböden mit nur einjähriger konservierender Bodenbearbeitung (ZIMMERLING u. SCHMIDT, in SIEKER 2002) muss davon ausgegangen werden, dass erst durch eine mehrjährige Anwendung der konservierenden Bodenbearbeitung eine erhöhte Infiltration erreicht werden kann. Bei einjähriger konservierender Bodenbearbeitung kann sich noch kein ausreichender Schutz vor Oberflächenverschlammungen durch praxisübliche Bodenbedeckungen mit Mulchmaterial sowie noch keine Veränderungen im Oberboden hinsichtlich Gehalt an organischer Substanz und Aggregatstabilität einstellen. Dieses Ergebnis wird auch durch Untersuchungen von SCOPPEL u. FINDELING (2001) bestätigt.

Unterhalb der Lockerungsschicht muss mit einer Zunahme der Lagerungsdichte und Abnahme der Wasserleitfähigkeit gerechnet werden. Dies führt eigentlich zu einer Behinderung der vertikalen Wasserbewegung. Deshalb ist es notwendig, dass ein vertikal-kontinuierliches Makroporensystem vorhanden ist, welches aufgestautes Wasser in den Unterboden abführen kann. Mit einem verbesserten vertikal-kontinuierlichen Makroporensystem kann jedoch noch nicht bei einer nur einjährigen konservierenden Bearbeitung gerechnet werden (ZIMMERLING u. SCHMIDT in SIEKER 2002).

#### **3.4.2 Fruchtfolge**

Fruchtfolgen können sich wie folgt auf infiltrationsbeeinflussende Bodeneigenschaften auswirken. EDWARDS ET AL. (1992) berichten darüber, dass die Fruchtfolge einen Einfluss auf die Lagerungsdichte hat. Weiterhin kann die Bodenbedeckung durch geeignete Fruchtarten während kritischer Zeiträume gezielt erhöht werden (BASIC ET AL. 2001). Spezielle Fruchtfolgen führen auch zu einer verstärkten Akkumulation von Pflanzenresten (HAVLIN ET AL. 1990). Deshalb wurde in Abhängigkeit von der Fruchtfolge auch über eine erhöhte Regenwurmabundanz bzw. -biomasse (MACKAY u. KLADIVKO 1985; WYSS ET AL. 1992) und über erhöhte organische Substanzgehalte im Boden berichtet (LOPEZ-FANDO u. PARDO 2001).

Einen entscheidenden Einfluss hat die Fruchtfolge dementsprechend auch auf die Aggregatstabilität (GOMEZ ET AL. 2001; SCHJONING u. RASMUSSEN 1989). SEKERA (1951) berichtet, dass die Stabilität der Aggregate in Reihenfolge Hackfrüchte, Getreide, Klee, Raps, Gräser und Klee gras zunimmt. Außerdem können bestimmte Fruchtarten durch ihr Wurzelsystem ebenfalls vertikal ausgerichtete Makroporen bilden, in denen Makroporenflüsse auftreten können (MEEK ET AL. 1992). Zusätzlich kann durch den Anbau von Zwischenfrüchten die Infiltration gesteigert werden, indem der Bodenwasserspeicher schneller durch Evapotranspiration entleert wird (MARTIN 1999).

Durch die Wahl geeigneter Fruchtfolgen kann folglich die Wasserversickerung erhöht werden, da hierdurch eine geringere Lagerungsdichte, eine geringere Verschlammungsanfälligkeit und eine Erhöhung des vertikal-kontinuierlichen Makroporenanteils erreicht werden kann. Zusätzlich wird durch eine optimale Fruchtfolgegestaltung (z. B. durch den Anbau von Zwischenfrüchten) eine schnellere Entleerung des Bodenwasserspeichers (Evapotranspiration) erreicht, so dass bei einem extremen Nieder-

schlagsereignis ein größeres Volumen im Boden zur Wasserspeicherung zur Verfügung steht.

### 3.4.3 Technologisches Verfahren

Eine weitere Möglichkeit zur Erhöhung der Infiltration bietet eine Optimierung der Art des angewandten technologischen Verfahrens innerhalb der konservierenden Bearbeitung. Insbesondere zu dieser Problematik zeigen sich noch große Wissensdefizite. Beispielsweise wurden von ZIMMERLING u. SCHMIDT (in SIEKER 2002) z. T. erhebliche Unterschiede in der Infiltration in Abhängigkeit von der Tiefe der Bodenbearbeitung, von der Art des Bearbeitungsgerätes bzw. von der Anzahl der Bearbeitungsgänge festgestellt, die jedoch noch keine exakten Aussagen über ein optimales technologisches Bearbeitungsverfahren zulassen.

MUNKHOLM ET AL. (2001) bestätigen jedoch, dass in einer konservierenden Bearbeitungsvariante im Rahmen der Fruchtfolge eine einmalig durchgeführte nichtwendende Lockerungsmaßnahme einer schadverdichteten reliktschen Pflugsohle sich über mehrere Jahre positiv auf bodenphysikalische Parameter (Eindring- und Scherwiderstand) auswirkte.

Auch ist davon auszugehen, dass durch eine geringere Bearbeitungsintensität weniger stabile Aggregate mechanisch zerstört werden. Somit führt eine Minimierung der Bearbeitungsintensität zu einem verminderten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz und damit zu einer geringeren Verschlammungsneigung (ELLIOT 1996; GUPTA u. GERMIDA 1988).

## 4 Fazit

Physikalische Veränderungen der Bodenmatrix z. B. in Form von Oberflächenverschlammung, dichtere Lagerung des Bodens usw. führen zu einer Herabsetzung der potenziell erreichbaren maximalen Infiltrationsrate eines Bodens. Aufgrund der deutlich geringeren Verschlammungsanfälligkeit der Bodenoberfläche bei konservierender Bodenbearbeitung wird die Infiltration jedoch weitaus weniger durch eine Verschlammung behindert.

Da konservierend bearbeitete Böden eine höhere Anzahl vertikal-kontinuierlicher Makroporen besitzen, kann zusätzlich überschüssiges Wasser in Makroporen schnell von der Bodenoberfläche in tiefere Schichten abgeleitet werden, indem es durch „by-pass“-Fluss die dichtere lagernde Matrix im Oberboden passiert.

Sowohl eigene Ergebnisse als auch Beispiele aus der Literatur belegen, dass die konservierende Bodenbearbeitung gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung zu einer verbesserten Infiltration insbesondere auf verschlammungsanfälligen Standorten führt und so das Porenvolumen des Bodens effizienter als Wasserspeicher zur Abflussverzögerung genutzt werden kann. Die konservierende Bodenbearbeitung hat einen Einfluss auf die Ausbildung von Hochwasserabflüssen und sollte daher in optimierter Form hinsichtlich Dauer, Fruchtfolge und technologischem Verfahren zukünftig in vorbeugende Hochwasserschutzkonzepte eingebunden werden.

Unser Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens (15877).

## 5 Literatur

- ANDREINI, M.S., STEENHUIS, T.S., 1990. Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. *Geoderma*. 46, S. 85 - 102.
- ARSHAD, M.A., CLAYTON, G.W., FRANZLUEBBERS, A.J., LUPWAYI, N.Z., SOON, Y.K., 2001. Impact of conservation tillage on soil quality and crop yield in the cold regions of northwestern Canada. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture*. XUL. Cordoba. S. 215 - 218.
- ARSHAD, M.A., FRANZLUEBBERS, A.J., AZOOZ, R.H., 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil Till. Res.* 53, S. 41 - 47.
- BASIC, F., KISIC, I., BUTORAC, A., NESTROY, O., MESIC, M., 2001. Runoff and soil loss under different tillage methods on Stagnic Luvisols in central Croatia. *Soil Till. Res.* 62, S. 145 - 151.
- BAUMHARDT, R.L., LASCANO, R.J., 1996. Rain infiltration as affected by weat residue amount and distribution in ridged tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, S. 1908 - 1913.
- BAYER, C., MARTIN-NETO, L., MIELNIECZUK, J., PILLON, C.N., SANGOI, L., 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 1473 - 1478.
- BEARE, M.H., BRUCE, R.R., 1993. A comparison of methods for measuring water-stable aggregates: Implications for determining environmental effects on soil structure. *Geoderma*. 56, S. 87 - 104.

- BEARE, M.H., CABRERA, M.L., HENDRIX, P.F., COLEMAN, D.C., 1994a. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 777 - 786.
- BEARE, M.H., CABRERA, M.L., HENDRIX, P.F., COLEMAN, D.C., 1994b. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 787 - 795.
- BEVEN, K., GERMAN, P., 1981. Water flow in soil macropores II A combined flow model. *J. Soil Sci.* 32, S. 15 - 29.
- BJARNSCH, B., 2001. Hochwasserverlauf in ostdeutschen Tieflandsflüssen. *Wasser & Boden.* 53, S. 28 - 33.
- BLEVINS, R.L., THOMAS, G.W., SMITH, M.S., FRYE, W.W., CORNELIUS, P.L., 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled soil and conventionally tilled corn. *Soil Till. Res.* 3, S. 135 - 146.
- BOHLEN, P.J., EDWARDS, W.M., EDWARDS, C.A., 1995. Earthworm community structure and diversity in experimental agricultural watersheds in Northwestern Ohio. The significance and regulation of soil biodiversity. *Plant and Soil.* 170, S. 233 - 239.
- BOUMA, J., 1981. Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agricultural Water Management.* 3, S. 235 - 250.
- BRADFORD, J.M., FERRIS, J.E., REMLEY, P.A., 1987. Interrill soil erosion process: I. Effect of surface sealing on infiltration, runoff and soil splash detachment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, S. 1566 - 1571.
- BRUCE, R.R., LANGDALE, G.W., WEST, L.T., MILLER, W.P., 1992. Soil surface modification by biomass inputs affecting rainfall infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, S. 1614 - 1620.
- CAMPARDELLA, C.A., ELLIOT, E.T., 1992. Particulate soil organic matter across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, S. 777 - 783.
- CARTER, M.R., 1988. Temporal variability of soil macroporosity in a fine sandy loam under mouldboard ploughing and direct drilling. *Soil Till. Res.* 12, S. 37 - 51.
- CARTER, M.R., 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macroaggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil Till. Res.* 23, S. 361 - 372.
- CARTER, M.R., ANGERS, D.A., TOPP, G.C., 1999. Characterizing equilibrium physical condition near the surface of a fine sandy loam under conservation tillage in a humid climate. *Soil Sci.* 164, S. 101 - 110.
- CARTER, M.R., MELE, P.M., STEED, G.R., 1994. The effects of direct drilling and stubble retention on water and bromide movement and earthworm species in a duplex soil. *Soil Sci.* 157, 224-231.
- CASSIOLATO, A.M.R., VALPASSOS, M.A.R., ALVES, M.C., CAVALCANTE, E.G.S., 2001. Changes on a microbial activity and soil chemical properties due to different soil management systems. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 503 - 507.
- CHABANNE, A., BOYER, J., MICHELLON, R., SEGUY, L., 2001. Impact of plant covers on *Pelargonium x asperum* yields and soil biology (macrofauna) in Reunion (France). In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 389 - 393.
- CHANEY, K., SWIFT, R.S., 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil Sci.* 35, S. 223 - 230.
- CHANG, C., LINDWALL, C.W., 1989. Effect of long-term minimum tillage. *Can. J. Soil Sci.* 69, S. 443 - 449.
- CHANG, C., LINDWALL, C.W., 1992. Effects of tillage and crop rotation on physical properties of a loam soil. *Soil Till. Res.* 22, S. 383 - 389.
- CHENG, W., COLEMAN, D.C., BOX, J.E., 1990. Root dynamics, production and distribution in agroecosystems on the Georgia Piedmont using minirhizotrons. *J. Appl. Ecol.* 27, S. 592 - 604.
- CHERVET, A., MAURER-TROXLER, C., STURNY, W.C., 2000. Vier "unterirdische Großvieheinheiten" pro Hektar. Lassen Sie die Regenwürmer ruhig pflügen!. *Landwirtschaft ohne Pflug.* 1, S. 9 - 11.
- CHICHESTER, F.W., 1977. Effects of increased fertilizer rates on nitrogen content of runoff and percolate. *J. Environ. Qual.* 6, S. 211 - 217.
- CLOTHIER, B.E., WHITE, I., HAMILTON, G.J., 1981. Constant-rate infiltration: Field experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, S. 245 - 249.
- COMIA, R.A., STENBERG, M., NELSON, P., RYDBERG, T., HAKANSSON, I., 1994. Soil and crop responses to different tillage systems. *Soil Till. Res.* 29, S. 335 - 355.
- CRUSE, R.M., MIER, R., MIZE, C.W., 2001. Surface residue effects on erosion of thawing soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 178 - 184.

- CULLEY, J.L.B., LARSON, W.E., RANDALL, G.W., 1987. Physical properties of a typic haplaquoll under conventional and no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, S. 1587 - 1593.
- DALAL, R.C., HENDERSON, P.A., GRASBY, J.M., 1991. Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 years of zero-tillage. *Soil Biol. Biochem.* 23, S. 435 - 441.
- DE M. SA, J.C., CERRI, C.C., DICK, W.A., LAL, R., VENSKE FILHO, S.P., PICCOLO, M.C., FEIGL, B., 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for tillage chronosequence in a brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 1486 - 1499.
- DEIBERT, E.J., UTTE, R.A., SCHWERT, D.P., 1991. Tillage system influence on earthworms (Lumbricidae) in North Dakota. *N. Dak. Farm. Res.* 48, S. 10 - 12.
- DIAZ-ZORITA, M., GROVE, J.H., 2002. Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic Paleudalfs. *Soil Till. Res.* 66, S. 165 - 174.
- DICK, W.A., ROSEBERG, R.J., MCCOY, E.L., EDWARDS, W.M., HAGHIRI, F., 1989. Surface hydrologic response of soils to no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, S. 1520 - 1526.
- DORAN, J.W., 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, S. 765 - 771.
- DOUGLAS, E.M., VOGEL, R.M., KROLL, C.N., 2000. Trends in floods and low flows in the United States: impact of spatial correlation. *J. Hydrol.* 240, S. 90 - 105.
- DOUGLAS, J.T., GOSS, M.J., 1987. Modification of pore space by tillage in two stagnogley soils with contrasting management histories. *Soil Till. Res.* 10, S. 303 - 317.
- DREES, L.R., KARATHANASIS, A.D., WILDING, L.P., BLEVINS, R.L., 1994. Micromorphological characteristics of long-term no-till and conventionally tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 508 - 517.
- DUNN, G.H., PHILLIPS, R.E., 1991. Macroporosity of a well-drained soil under no-till and conventional tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, S. 817 - 823.
- EDWARDS, C.A., BOHLEN, B.J., 1996. *Biology and ecology of earthworms.* 3. Chapman & Hall. London.
- EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., 1982. Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 14, S. 515 - 521.
- EDWARDS, J.H., WOOD, C.W., THURLOW, D.L., RUF, M.E., 1992. Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludalf soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, S. 1577 - 1582.
- EDWARDS, W.M., AMERMAN C.R., 1984. Subsoil characteristics influence hydrologic response to no-tillage. *Trans. ASAE.* 27, S. 1055 - 1058.
- EDWARDS, W.M., NORTON, L.D., REDMONT, C.E., 1988. Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, S. 483 - 487.
- EDWARDS, W.M., SHIPITALO, M.J., OWENS, L.B., DICK, W.A., 1993. Factors affecting preferential flow of water and atrazine through earthworm borrows under continuous no-till corn. *J. Environ. Qual.* 22, S. 453 - 457.
- EDWARDS, W.M., SHIPITALO, M.J., OWENS, L.B., NORTON, L.D., 1989. Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term not-till cornfields. *J. Soil Water Conserv.* 44, S. 240 - 243.
- EDWARDS, W.M., SHIPITALO, M.J., OWENS, L.B., NORTON, L.D., 1990. Effects of *Lumbricus terrestris* L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma.* 46, S. 73?.
- EDWARDS, W.M., VAN DER PLOEG, R.R., EHLERS, W., 1979. A numerical study of the effects of non-capillary sized pores on infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, S. 851 - 856.
- EHLERS, W., 1975. Observation on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Sci.* 119, S. 242 - 249.
- EHLERS, W., 1978. Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Wasseraufnahme der Pflanzen. *Kali-Briefe.* 14, S. 123 - 136.
- EL TITTI, A., IPACH, U., 1989. Soil fauna in sustainable agriculture: Results of an integrated farming system at Lautenbach, F.R.G. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 27, S. 561 - 572.
- ELLIOT, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, S. 627 - 633.
- EPPERLEIN, J., 2001. Development of the biological activity in different tillage systems. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 477 - 483.
- FRANCIES, G.S., KNIGHT, T.L., 1993. Long-term effects of conventional and no-tillage on selected soil properties and crop yields in Canterbury, New Zealand. *Soil Till. Res.* 26, S. 193 - 210.
- FRANKEN, H., LOH, M., 1987. Der Einfluß ackerbaulicher Maßnahmen auf die Dynamik der Aggregatstabilität. *Z. f. Kulturtechnik und Furbereinigung.* 28, S. 35 - 41.

- FRANZLUEBBERS, A.J., 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Till. Res.* 66, S. 197 - 205.
- FRANZLUEBBERS, A.J., ARSHAD, M.A., 1996. Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. *Can. J. Soil Sci.* 76, S. 387 - 393.
- FRANZLUEBBERS, A.J., ARSHAD, M.A., 1997. Soil microbial biomass and mineralizable carbon in water-stable aggregates as affected by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, S. 1090 - 1097.
- FRANZLUEBBERS, A.J., HONS, F.M., ZUBERER, D.A., 1995. Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, S. 460 - 466.
- FREDE, H.-G., BEISECKER, R., GÄTH, S., 1994. Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. *Z. f. Pflanzenähr. Bodenkd.* 157, S. 197 - 203.
- FRIELINGHAUS, M., HÖFLICH, G., JOSCHKO, M., ROGASIK, H., SCHÄFER, H., 1997. Auswertung eines Langzeitexperimentes zur konservierenden Bodenbearbeitung auf Sandböden und Einschätzung des Erfolgs. *Archiv Acker-Planzenbau Bodenkd.* 41, S. 383 - 402.
- FRIELINGHAUS, M., KÜHN, G., SCHÄFER, H., 1996. Erfahrungen mit konservierender Bodenbearbeitung hinsichtlich des Schutzes vor Wasser- und Winderosion. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 80, S. 149 - 152.
- GERARD, B.M., HAY, R.K.M., 1979. The effect on earthworms of ploughing, tined cultivation, direct drilling and nitrogen in a barley monoculture system. *J. Agric. Sci.* 93, S. 147 - 155.
- GERMANN, P., 1990. Macropores and hydraulic hillslope processes. In: Anderson, M.G.; Burt, T.P. (Eds.). *Process studies in hillslope hydrology*. John Wiley & Sons. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore. S. 327 - 364.
- GERZABEK, M.H., HABERHAUER, G., KIRCHMANN, H., 2001. Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 352 - 358.
- GILLEY, J.E., DORAN, J.W., KARLEN, D.L., KASPAR, T.C., 1997. Runoff, erosion, and soil quality characteristics of a former Conservation Reserve Program site. *J. Soil and Water Cons.* 52, S. 189 - 193.
- GHUMAN, B.S., SUR, H.S., 2001. Tillage and residue management effects on soil properties and yields of rainfed maize and wheat in a subhumid subtropical climate. *Soil Till. Res.* 58, S. 1 - 10.
- GJETTERMANN, B., NIELSEN, K.L., PETERSEN, C.T., JENSEN, H.E., HANSEN, S., 1997. Preferential flow in sandy loam soils as affected by irrigation intensity. *Soil Technol.* 11, S. 139 - 152.
- GOMEZ, E., FERRERAS, L., TORESANI, S., AUSILIO, A., BISARIO, V., 2001. Changes in some soil properties in a Vertic Argiudoll under short-term conservation tillage. *Soil Till. Res.* 61, S. 179 - 186.
- GREEN, W.H., AMPT, G.A., 1911. Studies on soil physics. I.-The Flow of air and water through soils. *J. Agric. Sci.* 4, S. 1 - 24.
- GREGORICH, E.G., REYNOLDS, W.D., CULLEY, J.L.B., MCGOVERN, M.A., CURNOE, W.E., 1993. Changes in soil physical properties with depth in a conventionally tilled soil after no-tillage. *Soil Till. Res.* 26, 289 - 299.
- GUPTA, V.V.S.R., GERMIDA, J.J., 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20, S. 777 - 786.
- HALL, J.K., MURRAY, M.R., HARTWIG, N.L., 1989. Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *J. Environ. Qual.* 18, S. 439 - 445.
- HAO, X., CHANG, C., LARNEY, F.J., NITSCHELM, J., REGITNIG, P., 2000. Effect of minimum tillage and crop sequence on physical properties of irrigated soil in southern Alberta. *Soil Till. Res.* 57, S. 53 - 60.
- HAVLIN, J.L., KISSEL, D.E., MADDUX, L.D., CLAASSEN, M.M., LONG, J.H., 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, S. 448 - 452.
- HEARD, J.R., KLADIVKO, E.J., MANNERING, J.V., 1988. Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soils under long-term conservation tillage in India. *Soil Till. Res.* 11, S. 1 - 18.
- HEISLER, C., ROGASTIK, H., BRUNOTTE, J., JOSCHKO, M., 1998. Konservierende Bodenbearbeitung und biologische Aktivität. *Landbauforschung Völkrode.* 4, S. 199 - 212.
- HERNANZ, J.L., LOPEZ, R., NAVARRETE, L., SANCHEZ-GIRON, V., 2002. Long-term effects of tillage systems and rotation on soil structural stability and organic stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66, S. 129 - 141.

- HILLEL, D., GARDNER, W.R., 1969. Steady infiltration into crust-topped profiles. *Soil Sci.* 108, S. 137 - 142.
- HILLEL, D., TALPAZ, H., 1977. Simulation of soil water dynamics in layered soils. *Soil Sci.* 123, S. 54 - 62.
- HORNE, D.J., ROSS, C.W., HUGHES, K.A., 1992. Ten years of maize/oates rotation under three tillage systems in a silt loam in New Zealand. I. A comparison of some soil properties. *Soil Till. Res.* 22, S. 131 - 143.
- HOUSE, G.J., PARMALEE, R.W., 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Till. Res.* 5, S. 351 - 360.
- HOUSE, M.L., POWERS, W.L., EISENHAEUER, D.E., MARX, D.B., FEKERSILLASSIE, 2001. Spatial analysis of machine-wheel traffic effects on soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 1376 - 1384.
- ISMAIL, I., BLEVINS, R.L., FRYE, W.W., 1994. Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 193 - 198.
- JARVIS, N.J., BERGSTRÖM, L., DIK, P.E., 1991. Modelling water and solute transport in macroporous soil. II Chloride breakthrough under non-steady flow. *J. Soil Sci.* 42, S. 71 - 81.
- JONES, J.N., MOODY, J.E., LILLARD, J.H., 1969. Effects of tillage, no-tillage, and mulch on soil water and plant growth. *Agron. J.* 61, S. 719 - 721.
- JOSA, R., HERETER, A., 2001. Increase in topsoil water content during spring due to lack of tillage in a pea-cereal crop rotation. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 141 - 144.
- KARLEN, D.L., WOLLENHAUPT, N.C., ERBACH, D.C., BERRY, E.C., SVAN, J.B., EASH, N.S., JORDAHL, J.L., 1994. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil Till. Res.* 32, S. 313 - 327.
- KATSVARIO, T., COX, W.J., VAN ES, H., 2002. Tillage and rotation effects on soil physical characteristics. *Agron. J.* 94, S. 299 - 304.
- KATZENMAIER, D., FRITSCH, U., BRONSTERT, A., 2001. Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung und dezentraler Versickerung auf die Hochwasserentstehung. In: Heiden, S.; Erb, R.; Sieker, F. (Eds.). *Hochwasserschutz heute - Nachhaltiges Wassermanagement.* Erich Schmidt Verlag. Berlin. S. 327 - 355.
- KAY, B.D., VANDENBYGAART, A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66, S. 107 - 118.
- KLADIVKO, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Till. Res.* 61, S. 61 - 76.
- KLADIVKO, E.J., AKHOURI, N.M., WEESIS, G., 1997. Earthworm populations and species distribution under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois. *Soil Biol. Biochem.* 29, S. 613 - 615.
- KRÜCK, ST., NITZSCHE, O., SCHMIDT, W., 2001. Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. *Landwirtschaft ohne Pflug.* 1, S. 18 - 21.
- KTBL, 1998. *Bodenbearbeitung und Bodenschutz-Schlussfolgerungen für die gute fachliche Praxis.* Arbeitspapier. S.266.
- LAL, R., LOGAN, T.J., FAUSEY, N.R., 1989a. Long-term tillage and wheel traffic effects on a poorly drained Mollic Ochraqualf in northwest Ohio. 1. Infiltrability, surface runoff, sub-surface flow and sediment transport. *Soil Till. Res.* 14, S. 341 - 358.
- LAL, R., LOGAN, T.J., FAUSEY, N.R., 1989b. Long-term tillage and wheel traffic effects on a poorly drained Mollic Ochraqualf in northwest Ohio. 2. Infiltrability, surface runoff, sub-surface flow and sediment transport. *Soil Till. Res.* 14, S. 359 - 373.
- LAL, R., MAHBOUBI, A.A., FAUSEY, N.R., 1994. Long-term tillage and rotation effects on properties of a central Ohio soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 517 - 522.
- LAL, R., VAN DOREN, D.M. JR., 1990. Influence of 25 years of continuous corn production by three tillage methods on water infiltration for two soils in Ohio. *Soil Till. Res.* 16, S. 71 - 84.
- LAURINGSON, E., TALGRE, L., KUILL, T., VIPPER, H., 2001. The influence of stubble loosening on soil properties, weediness and yield. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 223 - 226.
- LAVELLE, P., 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Sci.* 1651, S. 73 - 86.
- LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, W., ROGER, P., INESON, P., HEAL, O.W., DHILLION, S., 1997. Soil function in a changing world. The role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, S. 159 - 193.
- LEE, K. E., FOSTER, R.C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29, S. 745 - 775.
- LINDSTROM, M.J., ONSTAD, C.A., 1984. Influence of tillage systems on soil physical parameters and infiltration after planting. *J. Water Conserv.* 39, S. 149 - 152.

- LINDSTROM, M.J., VOORHEES, W.B., ONSTAD, C.A., 1984. Tillage system and residue cover effects on infiltration in northwestern corn belt soils. *J. Soil Water Cons.* 39, S. 64 - 68.
- LIU, G., GAO, M., ZHU, B., 2000. The characteristics of overland flow under varied tillage and cropping systems in Sichuan Basin, China. *Soil Till. Res.* 54, S. 139 - 143.
- LOPEZ-FANDO, C., PARDO, M.T., 2001. The impact of tillage systems and crop rotations on carbon sequestration in a Calcic Luvisol of central Spain. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 135 - 139.
- LOZANO, D., SANS, T., JOSA, R., 2001. Tillage system effect on the hydrological conditions of soil: application of three measurement methods. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 561 - 564.
- MACKAY, A.D., KLADIVKO, E.J., 1985. Earthworms and rate of breakdown of soybean and maize residues in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, S. 851 - 857.
- MAHBOUBI, A.A., LAL, R., FAUSEY, N.R., 1993. Twenty-eight years of tillage effects on two soils in Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, S. 506 - 512.
- MANNERING, J.V., MEYER, D.L., 1963. The effects of various rates of surface mulch on infiltration and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 27, S. 84 - 86.
- MARTIN, PH., 1999. Reducing flood risk from sediment-laden agricultural runoff using intercrop management techniques in northern France. *Soil Till. Res.* 52, S. 233 - 245.
- MARTIN, W., KAINZ, M., 1988. Abhängigkeit des Infiltrationsverlaufs von Bodeneigenschaften bei simuliertem Starkregen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 57, S. 205 - 210.
- MEEK, B.D., RECHEL, E.A., CARTER, L.M., DETAR, W.R., URIE, A.L., 1992. Infiltration rate of a sandy loam soil: effects of traffic, tillage, and plant roots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, S. 908 - 913.
- MILLER, D. E., GARDNER, W.H., 1962. Water infiltration into stratified soil. *Proc. Soil Sci. Soc. Am. J.* 26, S. 115 - 119.
- MOLOPPE, M.B., GRIEVE, I.C., PAGE, E.R., 1987. Contributions of fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. *J. Soil Sci.* 38, S. 71 - 77.
- MORAN, C.J., KOPPI, A.J., MURPHY, B.W., MCBRATNEY, A.B., 1988. Comparison of the macropore structure of a sandy loam surface soil horizon subjected to two tillage treatments. *Soil Use and Mgmt.* 4, S. 96 - 102.
- MRABET, R., LAHLOU, S., 2001. Tillage influence on aggregate stability of Calcixeroll soil in semiarid Morocco. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 249 - 254.
- MRABET, R., SABER, N., EL-BRAHLI, A., LAHLOU, S., BESSAM, F., 2001. Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil Till. Res.* 57, S. 225 - 235.
- MUALEM, Y., ASSOULINE, S., ROHDENBURG, H., 1990. Rainfall induced soil seal. A critical review of observations and models. *Catena.* 17, S. 185 - 203.
- MÜLLER, I., LÜTKE ENTRUP, N., 2001. Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens mit Maßnahmen zum Erosionsschutz in NRW. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 96, S. 639 - 640.
- MUNKHOLM, L.J., SCHJONING, P., RASMUSSEN, K.J., 2001. Non-inversion tillage effects on soil mechanical properties of a humid sandy loam. *Soil Till. Res.* 62, S. 1 - 14.
- MWENDERA, E.J., FEYEN, J., 1993. Tillage and rainfall effects on infiltration and predictive applicability of infiltration equations. *Soil Sci.* 156, S. 20 - 27.
- NIEHOFF, D., BRONSTERT, A., 2001. Influences of land use and land cover conditions on flood generation: A simulation study. In: Marsalek, J.; Watt, E.; Zeman, E. and Sieker, H. (Eds.). *Advances in urban stormwater and agricultural runoff source controls.* NATO Science Series. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 267 - 278.
- NITZSCHE, O., KRÜCK, ST., SCHMIDT, W., RICHTER, W., 2001. Reducing soil-erosion and phosphate losses and improving soil biological activity through conservation tillage systems. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge. I. world congress on conservation agriculture.* XUL. Cordoba. S. 185 - 189.

- NUUTINEN, V., 1992. Earthworm community response to tillage and residue management on different soil types in southern Finland. *Soil Till. Res.* 23, S. 221 - 239.
- OADES, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant Soil.* 76, 319-337.
- OADES, J.M., WATERS, A.G., 1991. Aggregate hierarchie in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29, S. 818 - 825.
- ONSTAD, C.A., OTTERBY, M.A., 1979. Crop residue effects on runoff. *J. Soil and Water Cons.* 34, S. 94 - 96.
- PAGLIAI, M., RAGLIONE, M., PANINI, T., MALETTA, M., LA MARCA, M., 1995. The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage. *Soil Till. Res.* 34, S. 209 - 223.
- PARMALEE, R.W., BEARE, M.H., CHENG, W., HENDRIX, P.F., RIDER, S.J., CROSSLEY JR., D.A., COLEMAN, D.C., 1990. Earthworms and enchytraeids in conventional and no-tillage agroecosystems: A biocide approach to assess their role in organic matter breakdown. *Biol. Fertil. Soils.* 10, S. 1 - 10.
- PFEIL, J.D., 1998. Große Probleme durch Erosion bei starken Niederschlägen. Fleißig gepflügt und dann "Land unter". *Landwirtschaft ohne Pflug.* 3, S. 9 - 10.
- PHILLIP, J.R., 1998. Infiltration into surface-sealed soils. *Water Resources Research.* 34, S. 1919 - 1927.
- PITKÄNEN, J., NUUTINEN, V., 1998. Earthworm contributions to infiltration and surface runoff after 15 years of different soil management. *Applied Soil Ecology.* 9, S. 411 - 415.
- QUISENBERRY, V.L., PHILLIPS, R.E., 1976. Percolation of surface-applied water in the field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40, S. 484 - 489.
- RASMUSSEN, K.J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Till. Res.* 53, S. 3 - 14.
- RAWLS, W.J., RICHARDSON, H.H., 1983. Runoff curve numbers for conservation tillage. *J. Soil Water Conserv.* 38, S. 494 - 496.
- RHOTON, F.E., 2000. Influence of time on soil response to no-till practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, S. 700 - 709.
- RIBOLZI, O., ANDREUX, P., VALLES, V., BOUZIGUES, R., BARIAC, T., VOLTZ, M., 2000. Contribution of groundwater and overland flows to storm flow generation in a cultivated Mediterranean catchment. Quantification by natural chemical tracing. *J. Hydrol.* 233, S. 241 - 257.
- RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W., 1995. Distribution flow: A general process in the top layer of water repellent soils. *Water Resources Research.* 31, S. 1187 - 1200.
- ROBINSON, D.A., PHILLIPS, C.P., 2001. Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clay soils from central and southern Italy. *Soil Till. Res.* 60, S. 1 - 9.
- ROSCOE, R., BUURMAN, P., VELTHORST, E.J., 2000. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: Carbon, nitrogen and  $\delta^{13}C$  distribution in particle-size fractions. *Eur. J. Soil Sci.* 51, S. 445 - 454.
- ROSE, C.W., CICHESTER, F.W., PHILLIPS, I., 1983. Nitrogen-15-labeled nitrate transport in a soil with fissured shale substratum. *J. Environ. Qual.* 12, S. 249 - 252.
- ROTH, C.H., EGGERT, T., 1991. Zur Beziehung zwischen Bodeneigenschaften, Verschlämungsanfälligkeit und Infiltration. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 66, S. 1007 - 1010.
- ROTH, C.H., HELMING, K., FOHRER, N., 1995. Oberflächenverschlämmung und Abflussbildung auf Böden aus Löss und pleistänen Sedimenten. *Z. f. Pflanzenähr. Bodenkdl.* 158, S. 43 - 53.
- RÖTTCHER, K., TÖNSMANN, F., 2001. Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes im Mittelgebirge am Beispiel der Bauna. *Wasser u. Boden.* 53/10, S. 29 - 34.
- SALINAS-GARCIA, J.R., VELAZQUES-GARCIA, J. DE J., GALLARDO-VALDEZ, M., DIAZ-MEDEROS, P., CABALLERO-HERNANDEZ, F., TAPIA-VARGAS, L.M., ROSALES-ROBLES, E., 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico. *Soil Till. Res.* 66, S. 143 - 152.
- SCHILLINGER, W.F., 2001. Minimum and delayed conservation tillage for wheat-fallow farming. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, S. 1203 - 1209.
- SCHJONING, P., RASMUSSEN, K.J., 1989. Long term reduced cultivation. I. Soil strength and stability. *Soil Till. Res.* 15, S. 79 - 90.
- SCHJONING, P., RASMUSSEN, K.J., 2000. Soil strength and soil pore characteristics for drilled and ploughed soils. *Soil Till. Res.* 57, S. 69 - 82.
- SCHMIDT, W., 2001. Beitrag der Landwirtschaft zum Hochwasserschutz. In: Heiden, S.; Erb, R.; Sieker, F. (Eds.). *Hochwasserschutz heute - Nachhaltiges Wassermanagement.* Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 219 - 236.

- SCHMIDT, W., NITZSCHE, O., ZIMMERLING, B., KRÜCK, ST., 2000. Soil erosion control in Saxony. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 93, S. 157 - 160.
- SCHMIDT, W., ZIMMERLING, B., NITZSCHE, O., KRÜCK, ST., 2001. Conservation tillage- A new strategy in flood control. In: Marsalek, J.; Watt, E.; Zeman, E. and Sieker, H. (Eds.). *Advances in urban stormwater and agricultural runoff source controls*. NATO Science Series. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 287 - 293.
- SCOPEL, E., FINDELING, A., 2001. Conservation tillage impact on rainfed maize production in semiarid zones of western Mexico. Importance of runoff reduction. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martinez-Vilela, A. (Eds.). *Conservation agriculture a worldwide challenge*. I. world congress on conservation agriculture. XUL. Cordoba. s. 179 - 184.
- SEKERA, F., 1951. *Gesunder und kranker Boden*. Parey. Berlin.
- SHANTHOLTZ, V.O., LILLARD, J.H., 1969. Tillage system effects on water use efficiency. *J. Soil and Water Cons.* 24, S. 186 - 189.
- SHIPITALO, M.J., DICK, W.A., EDWARDS, W.M., 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil Till. Res.* 53, S. 167 - 183.
- SHIPITALO, M.J., EDWARDS, W.M., 1993. Seasonal patterns of water and chemical movement in tilled and no-till column lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, S. 218 - 223.
- SHIPITALO, M.J., EDWARDS, W.M., 1996. Effects of initial water content on macropore/matrix flow and transport of surface-applied chemicals. *J. Environ. Qual.* 25, S. 662 - 670.
- SHIPITALO, M.J., EDWARDS, W.M., REDMOND, C.E., 1994. Comparison of water movement and quality in earthworm burrows and pan lysimeters. *J. Environ. Qual.* 23, S. 1345 - 1351.
- SIDIRAS, N., BILALIS, D., VAVOULIDOU, E., 2001. Effects of tillage and fertilization on some selected physical properties of soil (0-30 cm depth) and on the root growth dynamic of Winter Barley. *J. Agronomy & Crop Science*. 187, S. 167 - 176.
- SIEKER, F., 2002. *Innovativer Ansatz eines vorbeugenden Hochwasserschutzes durch dezentrale Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft sowie der Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße*. Endbericht. DBU Projekt 15877. Hannover.
- SIX, J., GUGGENBERGER, G., PAUSTIAN, K., HAUMAIER, L., ELLIOTT, E.T., ZECH, W., 2001. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. *European Journal of Soil Science*. 52, 607-618.
- SMITH, R.E., CORRADINI, C., MELONE, F., 1999. A conceptual model for infiltration and redistribution in surface-sealed soils. *Water Resources Research*. 35, S. 1385 - 1393.
- SPRINGLETT, J.A., 1992. Distribution of lumbricid earthworms in New Zealand. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1377-1381.
- SWABY, R.J., 1950. The influence of earthworms on soil aggregation. *J. Soil Sci.* 1, S. 195 - 197.
- TEBRÜGGE, F., DÜRING, R.-A., 1999. Reducing tillage intensity- a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Till. Res.* 53, S. 15 - 28.
- THOMAS, G.W., PHILLIPS, R.E., 1979. Consequences of water movement in macropores. *J. Environ. Qual.* 8, S. 149 - 152.
- TISDALL, J.M., OADES, J.M., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, S. 141 - 161.
- TROJAN, M.D., LINDEN, D.R., 1994. Tillage residue and rainfall effects on movement of anorganic tracer in earthworm affected soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 1489 - 1494.
- TROJAN, M.D., LINDEN, D.R., 1998. Macroporosity and hydraulic properties of earthworm-affected soils as influenced by tillage and residue management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, S. 1687 - 1692.
- UHLENBROOK, S., LEIBUNDGUT, C., 1997. Abflussbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. *Wasser & Boden*. 49(9), S. 13 - 22.
- UNO, 2000. *Guidelines on sustainable flood prevention*. Geneva.
- VAN DER PLOEG, R.R., CZAJKA-KACZKA, A., GIESKA, M., AKKERMANN, M., 2001a. Developments in agriculture and the loss of natural stormwater runoff control in Central Europe. In: Marsalek, J.; Watt, E.; Zeman, E. and Sieker, H. (Eds.). *Advances in urban stormwater and agricultural runoff source controls*. NATO Science Series. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London. S. 255-266.
- VAN DER PLOEG, R.R., GIESKA, M., SCHWEIGERT, P., 2001b. Landschaftshydrologische und Hochwasser relevante Aspekte der ackerbaulichen Bodenbewirtschaftung in der deutschen Nachkriegszeit. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Eds.). *Berichte über die Landwirtschaft*. Landwirtschaftsverlag. Münster-Hiltrup. S. 447 - 465.

- VAN DER PLOEG, R.R., HERMSMEYER, D., BACHMANN, J., 2000a. Postwar changes in land use in former West Germany and the increased number of inland floods. In: Marsalek, J. et al. (Eds.). Flood issues in contemporary water management. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. S. 115 - 123.
- VANDENBYGAART, A.J., FOX, C.A., FALLOW, D.J., PROTZ, R., 2000. Estimating Earthworm-influenced soil structure by Morphometric Image Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, S. 982 - 988.
- VANDENBYGAART, A.J., PROTZ, R., TOMLIN, A.D., MILLER, J.J., 1998. 137Cs as an indicator of earthworm activity in soils. *Appl. Soil Ecol.* 9, S. 171 - 177.
- WADDELL, J.T., WEIL, R.R., 1996. Water distribution in soil under ridge-till and no-till corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, S. 230 - 237.
- WENK, G., 2000. Zur Bedeutung unterirdischer Abflusskomponenten in hydrologischen Untersuchungsgebieten des Unterharzes. In: Deutsch, M.; Pörtge, K.-H., Teltscher, H. (Eds.). Beiträge zum Hochwasser/Hochwasserschutz in Vergangenheit und Gegenwart. Institut für Geographie. Pädagogische Hochschule. Erfurt. S. 109 - 137.
- WEST, L.T., MILLER, W.P., LANGDALE, G.W., BRUCE, R.R., LAFLEN, J.M., THOMAS, A.W., 1991. Cropping system effects on interrill soil loss in the Georgia Piedmont. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 460-466, 1991.
- WINNIGE, B., CORZELIUS, U., FRIELINGHAUS, M., 1998. Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 88, S. 569 - 572.
- WU, L., SWAN, J.B., ALLMARAS, R.R., LOGSDON, S.D., 1995. Tillage and traffic influences on water and solute transport in corn-soybean systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, S. 185 - 191.
- WU, L., SWAN, J.B., PAULSON, W.H., RANDALL, G.W., 1992. Tillage effects on measured soil hydraulic properties. *Soil Till. Res.* 25, S. 17 - 33.
- WÜRFEL, TH., 2000. Erosionsschutz ist Hochwasservorsorge. *Mais.* 28, 149-151.
- WYSS, E., GLASSTETTER, M., KRETZSCHMAR, A., 1992. Tillage treatments and earthworm distribution in a Swiss experimental corn field. *Soil Biol. Biochem.* 24, S. 1635 - 1639.
- YU, B., SOMBATPANIT, S., ROSE, C.W., CIESIOLKA, C.A.A., COUGHLAN, K.J., 2000. Characteristics and modelling of runoff hydrographs for different tillage treatments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, S. 1763 - 1770.
- ZACHMANN, J.E., LINDEN, D.R., 1989. Earthworm effects on corn residue breakdown and infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, S. 1846 - 1849.
- ZACHMANN, J.E., LINDEN, D.R., CLAPP, C.E., 1987. Macroporous infiltration and redistribution as affected by earthworms, tillage and residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, S. 1580 - 1586.
- ZIBILSKE, L.M., BRADFORD, J.M., SMART, J.R., 2002. Conservation tillage induced changes in organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in semi-arid alkaline subtropical soil. *Soil Till. Res.* 66, S. 153 - 163.
- ZIMMERLING, B., SCHMIDT, W., 2002. Erfasste Daten zum DBU Projekt 15877. unveröffentlicht. Leipzig.

## Vermeidung von Stickstoffverlusten durch effiziente Nährstoffverwertung

Dr. Wilfried Schliephake

### 1 Einleitung und Zielstellung

Eine umweltgerechte landwirtschaftliche Bodennutzung zielt auf eine Minimierung der N-Verluste auf das Unvermeidliche. Gefährdungspotentiale im Ackerbau gehen von der Ammoniakemission, der Nitratauswaschung, der Bildung und Freisetzung von  $\text{NO}_x$  während der Nitrifikation/Denitrifikation sowie durch Erosionsprozesse aus. Die größten Stickstoffverluste erfolgen in Form von Ammoniak und von Nitrat. Die Höhe der  $\text{NH}_3$ -Emission wird insbesondere von der Technologie der Ausbringung organischer Dünger beeinflusst. Die Auswaschung von  $\text{NO}_3^-$ -N tritt vor allem in der vegetationslosen Zeit und besonders auf den leichten und flachgründigen Böden auf. Die Höhe der Verluste wird besonders von den Nitratmengen im Boden und dem Sickerwasseranfall bestimmt.

Was die Nitratauswaschung betrifft, so haben die Untersuchungen des  $N_{\min}$  auf den für Sachsen repräsentativen Dauertestflächen in den letzten zehn Jahren (KURZER und SUNTHEIM, 2000) gezeigt, dass nach wie vor beachtliche  $N_{\min}$ -Mengen vor Winter vorhanden sind. Um dem entgegenzuwirken, sind alle acker- und pflanzenbaulichen Möglichkeiten auszuschöpfen.

Mit den vorliegenden Untersuchungen sollen Wege aufgezeigt werden, wie pflanzenverfügbarer N - als Rest- $N_{\min}$  nach der Ernte im Boden verbleiben bzw. bis zum Ende der Vegetation vor allem aus den Ernte- und Wurzelrückständen mineralisiert - vor Verlust geschützt und im folgenden Vegetationsjahr effizient genutzt werden kann. Als praktische Möglichkeiten bieten sich die Erhöhung der N-Bindungsleistung einzelner Winterungen bzw. der Anbau von Zwischenfrüchten vor Sommerungen an.

Von Winterraps ist bekannt, dass er in der Vorwinterentwicklung bei hohem Stickstoffangebot  $> 100 \text{ kg N/ha}$  aufnimmt und verwertet bzw. auch als  $\text{NO}_3^-$  speichert. Im Normalfall finden sich unter diesen Pflanzenbeständen minimale Stickstoffausträge (LICKFETT, 2000). Anders sieht es allerdings mit der Hinterlassenschaft des Raps (aber auch Kartoffeln, Mais, Körnerleguminosen und Gemüse) aus. Nicht verwerteter Dünger-N sowie die auf dem Feld verbliebenen stickstoffreichen Ernte- und Wurzelrückstände führen relativ häufig zu höheren  $N_{\min}$ -Werten, die nur durch entsprechenden Bewuchs vor Verlust geschützt werden können.

Als vorzügliche Vorfrüchte für den ökonomisch günstigen Winterweizen ergibt sich dann jedoch die Situation, dass bei normaler Saatzeit in der ersten Oktoberhälfte derartige Pflanzenbestände lediglich 15 bis 30 kg N/ha bis zum Vegetationsende aufnehmen. Damit bleibt der überwiegende Teil der N-Hinterlassenschaft ungenutzt, was zu einem hohen Verlustpotential führt.

Für die Bearbeitung dieser Problematik wurden deshalb folgende Schwerpunkte gesetzt:

- Einfluss der Aussaatzeit von Winterweizen auf die N-Aufnahme und Stickstoffverluste
- Auswirkungen differenzierter Aussaat auf den N-Bedarf im Frühjahr und die Belastung dieser Bestände durch Krankheiten
- N-Bindungsleistung von verschiedenen Zwischenfrüchten, N-Speicherung über Winter und die anschließende Remineralisierung und Ertragswirksamkeit

### 2 Material und Methoden

#### 2.1 Untersuchungen zur differenzierten Aussaatzeit von Winterweizen

Auf einem sandigen Lehm im LVG Köllitsch und einem anlehmigen Sand in Brinnis wurden dazu an drei, auf einem Lehmboden in Hirschfeld und einem sandigen Lehm in Plaußig an zwei Terminen ausgesät. Die Aussaat erfolgte Ende August/Anfang September (besonders zeitig, mit 250 Körnern je  $\text{m}^2$ ), Mitte September (zeitig, mit 300 Körnern je  $\text{m}^2$ ) und Anfang Oktober (normal mit 350 Körnern je  $\text{m}^2$ ) Vorfrucht war jeweils Winterraps. Angebaut wurden auf den jeweiligen Standorten unterschiedliche Sorten, wobei es sich bei Cardos, Kontrast und Tarso um Ährentypen und bei Charger um einen Bestandestyp handelt. Auf den Teilflächen in Köllitsch wurden zusätzlich Kleinparzellen mit unterschiedlicher N-Düngung angelegt.

#### 2.2 N-Konservierung durch Anbau von Zwischenfrüchten

Zur Prüfung der N-Bindungsleistung verschiedener Zwischenfrüchte wurde im Herbst 2000 eine Versuchsreihe auf dem Prüffeld in Spröda (anlehmiger Sand, Ackerzahl 30) begonnen. Als Versuchsanlage wurde ein Lateinisches Rechteck mit vier Wiederholungen gewählt. Zum Anbau kamen Winterfutterraps, Winterrübsen, Örtlich, Gelbsenf und Phacelia.

Ausgesät wurde am 07.08.2000. Die Probenahme zur Ermittlung der Spross-TM und N-Aufnahme erfolgte im Herbst und im Frühjahr auf jeweils zwei der vier Wiederholungen.

Im LVG Köllitsch (sandiger Lehm, Ackerzahl 62) kamen Ölrettich, Gelbsenf, Sommerroggen und Phacelia in einer Streifenanlage ohne Wiederholung zum Anbau. Die Aussaat erfolgte am 10.08.2000. Nach einer organischen Düngung mit 300 dt/ha Stallmist wurden die Veränderungen im  $N_{\min}$  des Bodens, die Substanzbildung und N-Aufnahme durch die Zwischenfrüchte, der Verbleib des konservierten N bis zum Frühjahr sowie die Verfügbarkeit dieses Stickstoffs für den nachgebauten Silomais verfolgt.

### 2.3 Wirkung unterschiedlicher $N_{\min}$ Gehalte auf N-Speicherung und -Freisetzung

Der Einfluss unterschiedlicher  $N_{\min}$ -Mengen auf das Wachstum und die Stickstoffbindung von Gelbsenf wurde in der Kastenanlage in Leipzig-Möckern geprüft. Zur Verfügung standen hier jeweils 20 Kleinparzellen (2,7 m<sup>2</sup>) mit anlehmigem Sand und Lehm. Der  $N_{\min}$  in 0 bis 90 cm Bodentiefe wurde vor der Aussaat des Senfs untersucht und auf zwei Stufen zu 50 bzw. 100 kg N/ha aufgedüngt. Ausgesät wurde Gelbsenf am 16.08.2000 auf acht Parzellen je Boden und N-Stufe. Vier Parzellen mit 100 kg  $N_{\min}$ /ha blieben brach.

Zum Ende der Vegetation wurde die gebildete Pflanzensubstanz ermittelt. Auf der hohen Stickstoffstufe geschah dies auf einer Teilfläche von 0,45 m<sup>2</sup>. Nach Entnahme einer Mischprobe von 500 g FM für die Laboruntersuchungen wurden die restlichen Pflanzen wieder auf der Erntefläche abgelegt. Auf der niedrigen N-Stufe erfolgte nach der Ertragsermittlung ein Ausgleich der Spross-TM. Umgerechnet auf die Fläche der Parzellen wurden 100 dt TM/ha eingegraben bzw. eingemulcht. Dazu wurde das Pflanzenmaterial in etwa 5 cm lange Stücke gehäckselt. Auf der hohen Stufe verblieben die abgefrorenen Pflanzen auf den Parzellen. Zu Beginn der Vegetation wurde die verbliebene Substanz ermittelt und nach Zerkleinerung ebenfalls eingegraben bzw. eingemulcht.

Der im Frühjahr folgende Silomais wurde auf dem anlehmigen Sand mit 70 bzw. 50 kg N/ha auf dem Lehmboden einheitlich gedüngt.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Differenzierte Aussaatzeit von Winterweizen zur Minderung von N-Verlusten

Einen Überblick zu den erzielten Ergebnissen im Versuchsjahr 2000/2001 geben die Tabelle 1 und 2, in denen wesentliche Resultate der Standorte Köllitsch und Brinnis zusammengestellt sind. Auf die Wiedergabe der einzelnen Ergebnisse von Hirschfeld und Plaußig soll an dieser Stelle verzichtet werden.

Sichtbar wird, dass bei Weizenaussaaten bis Mitte September hohe Bestandsdichten und Sprosstrockenmassen erzielt werden, was natürlich auch zu entsprechend hohen N-Aufnahmen führt. Unter Einbeziehung der anderen Standorte lassen sich für die N-Entzüge des Weizens bis Vegetationsende die in Tabelle 3 gemachten Verallgemeinerungen treffen. Grundlage sind allerdings immer relativ hohe  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden. Zwar liegen keine eigenen Untersuchungsergebnisse vor, doch besagen Erfahrungen der Praxis, dass so genannter „Stoppelweizen“ bei gleichem Aussaattermin häufig in seiner Entwicklung zurück bleibt. Zurückführen lässt sich dies insbesondere auf N-Mangel in der frühen Jugendentwicklung, da zu dieser Zeit die Stroh- und Wurzelreste von den Mikroorganismen des Bodens zersetzt werden und so beachtliche Teile des pflanzenverfügbaren Stickstoffs in die Biomasse eingebunden sind.

Als eine wichtige ackerbauliche Maßnahme erweist sich eine zügige Stoppelbearbeitung nach der Ernte. Dadurch wird das Keimen von Ausfallkörnern und Unkräutern gefördert. Zeitiges Auflaufen führt zu höherer TM-Bildung und beachtlicher N-Festlegung.

Auf diese Weise konnten in den beiden letzten Jahren im LVG Köllitsch durch Ausfallraps N-Mengen gebunden werden (Tabelle 4), die weit über den 40 bis 75 kg N/ha von AUFHAMMER u. a. 1994 ermittelten Beträgen liegen.

**Tabelle 1:** Einfluss differenzierter Aussaatzeit auf die Entwicklung, N-Aufnahme und Ertragsbildung von Winterweizen (Sorte Cardos) auf einem sandigen Lehm

Untersuchungskriterium		1. Aussaat 25.08.00	2. Aussaat 15.09.00	3. Aussaat 11.10.00
<b>Entwicklung der Pflanzen vor Winter</b>				
Pflanzenzahl	(m <sup>2</sup> )	210	210	270
Triebe	(m <sup>2</sup> )	1921	2480	757
Spross-TM	(dt/ha)	41,7	18,1	2,7
N-Entzug Spross	(kg/ha)	109	90	15
N-Entzug durch Spross und Wurzeln	(kg/ha)	131	104	20
Wurzeltiefgang	(cm)	90	65	30
<b>Verlauf des N<sub>min</sub> bei unterschiedlicher Aussaatzeit in 0 - 90 cm</b>				
Probenahme	21.08.00	144	227	163
	21.09.00	94	92	41
	26.10.00	24	101	102
	14.12.00	28	83	120
	15.03.01	14	40	97
	17.08.01	52	27	46
<b>Ertragsbildung in Abhängigkeit von der Aussaatzeit</b>				
N-Düngung	(kg/ha)	150	120	120
ährentragende Halme	(m <sup>2</sup> )	524	648	616
Kornertrag (dt/ha; 86 % TM)	mit N	82	98	105
	ohne N	55	83	91
N-Entzug insges.	(kg/ha)	264	303	341
Rohproteingehalt	(%)	14,7	13,2	13,6
Fallzahl		450	426	412

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

**Tabelle 2:** Einfluss differenzierter Aussaatzeit auf die Entwicklung, N-Aufnahme und Ertragsbildung von Winterweizen (Sorte Kontrast) auf einem anlehmigen Sand

Untersuchungskriterium		1. Aussaat 11.09.00	2. Aussaat 28.09.00	3. Aussaat 16.10.00
<b>Entwicklung der Pflanzen vor Winter</b>				
Pflanzenzahl	(m <sup>2</sup> )	260	360	385
Triebe	(m <sup>2</sup> )	1750	2286	1370
Spross-TM	(dt/ha)	28,6	10,8	3,6
N-Entzug Spross	(kg/ha)	118	62	20
N-Entzug durch Spross und Wurzeln	(kg/ha)	130	72	23
Wurzeltiefgang	(cm)	85	60	20
Wurzellänge je Pflanze	(m)	32,4	13,3	3,8
<b>Verlauf des N<sub>min</sub> bei unterschiedlicher Aussaatzeit in 0-90 cm</b>				
Probenahme	14.09.00	83	67	66
	18.12.00	30	57	113
	08.03.01	22	34	55
	31.07.01	40	40	36
<b>Ertragsbildung in Abhängigkeit von der Aussaatzeit</b>				
N-Düngung	(kg/ha)	80	95	110
ährentragende Halme	(m <sup>2</sup> )	456	605	483
Kornertrag	(dt/ha; 86 % TM)	60	71	73
N-Entzug insges.	(kg/ha)	163	195	176
Rohproteingehalt	(%)	12,0	11,9	12,0
Fallzahl		390	426	470

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

**Tabelle 3: N-Entzüge von Winterweizen bis zum Vegetationsende (kg/ha) in den durchgeführten Untersuchungen**

Aussaat von Winterweizen		
besonders zeitig	zeitig	normal
100 bis 150	30 bis 100	< 30

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

**Tabelle 4: N-Aufnahme durch Ausfallraps vor der Weizenaussaat im LVG Köllitsch (kg/ha)**

Termin	Jahr	
	2000	2001
bis zur Aussaat des Weizens Mitte September	80 (+25)*	100 (+30)
bis zur Aussaat des Weizens Anfang Oktober	115 (+26)	135 (+32)

\*() in Wurzel

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Der  $N_{\min}$  in 0 bis 90 cm Tiefe wurde dadurch auf etwa 40 kg/ha bis Mitte September gesenkt. Das Einarbeiten dieses jungen Pflanzenmaterials in den Boden war allerdings im Herbst 2000 mit zügiger Remineralisierung des Stickstoffs verbunden (Abbildung 1). Er konnte dann zwar nicht mehr vom Weizen verwertet werden, befand sich jedoch zum Ende der Vegetation noch immer in der Ackerkrume. Die Verlagerung über Winter hielt sich an diesem Standort aufgrund des Niederschlagdefizits in Grenzen, so dass er im Verlauf der Entwicklung für den Weizen verfügbar blieb, was letztendlich den hohen Kornertrag ohne N-Düngung erklärt (Tabelle 1, unten).

Auch auf anderen tiefgründigen Lehmböden und bei Niederschlägen, wie sie für viele Standorte in Sachsen normal sind, verbleibt dieser N bis in die nachfolgende Vegetationsperiode im Wurzelbereich des Weizens. Auf leichten und flachgründigen Böden und bei hohen Niederschlägen geht er allerdings meist verloren.

Unterstrichen wird dies durch die Ergebnisse auf dem anlehmigen Sand in Brinnis (Abbildung 2). Der Weizen, Anfang September ausgesät, verminderte den  $N_{\min}$  bis in den Dezember kontinuierlich. Über Winter konnte hier kein Nitrataustrag beobachtet werden. Mit etwa 60 kg/ha wurde bei der Normalsaat ein beachtlicher Betrag aus der Schicht 0 bis 90 cm verlagert.

Auf dem anlehmigen Sand erbrachte der Weizen der ersten Aussaat einen Ertrag von 60 dt/ha. Das ist eine Ernte, die der sonst hier übliche Roggen unter den Anbaubedingungen nur selten realisiert. Mit Kornerträgen von > 70 dt/ha sind die späteren Saattermine jedoch überlegen. Ursache war die deutlich bes-

sere Standfestigkeit. Der Lageranteil auf der Fläche der ersten Aussaat betrug etwa 60 %. Dafür verantwortlich war sowohl der fehlende Einsatz von Wachstumsregulatoren (im Mittel 15 cm längere Halme) als auch der unterlassene Fungizideinsatz (höherer Anteil Halmbruchkrankheiten).

Auf dem Lehmboden in Köllitsch konnten insgesamt sehr hohe Kornerträge erzielt werden. Zwar trat auch hier bei den zeitigen Aussaaten Lager auf. Die etwas niedrigeren Erträge der Augustaussaat wurden vor allem aber durch verstärkten Blattlausbefall im Spätherbst 2000 und der dadurch erfolgten Virusinfektion verursacht

Die Beurteilung der erzielten Erträge sollte derzeit mit gewisser Zurückhaltung erfolgen, da ein schlüssiges Konzept zur Bestandsführung derart früh ausgesäeter Weizenbestände noch nicht vorliegt. Bei angemessenem Einsatz von Wachstumsregler und Fungiziden waren allerdings im Jahr 2001 die zeitigen Saaten den Normalsaaten ebenbürtig. So lagen beispielsweise die Kornerträge auf dem Lehmboden in Hirschfeld einheitlich bei 92 dt/ha.

Hinsichtlich der Düngungsstrategie erwies sich bei den üppig entwickelten Beständen zu Vegetationsbeginn selbst bei niedrigen  $N_{\min}$ -Werten eine verhaltene 1. N-Gabe als vorteilhaft. Von größter Bedeutung war dann allerdings eine ausreichende N-Versorgung in der Zeit des Schossens.

### 3.2 N-Konservierung durch Anbau von Zwischenfrüchten

Typisch für das Jahr 2000 war, dass auf vielen sächsischen Standorten die Zwischenfrüchte erst nach den flächendeckenden Niederschlä-

gen in der zweiten Augushälfte keimten. Für üppige Aufwüchse ist das häufig zu spät. Die bis in den November andauernde Vegetationsperiode ließ dann jedoch noch beachtliche Bestände heranwachsen.

Dies zeigte sich auch auf dem anlehmigen Sand in Spröda (Tabelle 5). An den hier erzielten Ergebnissen soll die N-Bindungsleistung verschiedener Zwischenfrüchte vorgestellt wer-

den. Nach der Vorfrucht Wintergerste waren zur Zeit der Aussaat nur 8 kg  $N_{min}$ /ha in 0 bis 90 cm Bodentiefe vorhanden. Das Getreide hatte den pflanzenverfügbaren Stickstoff voll aufgenommen. Die zur Reife einsetzende Trockenheit unterband die mikrobielle Aktivität und damit jede weitere N-Freisetzung. Deshalb kam zur Förderung des Wachstums eine N-Gabe von 50 kg/ha zur Anwendung.

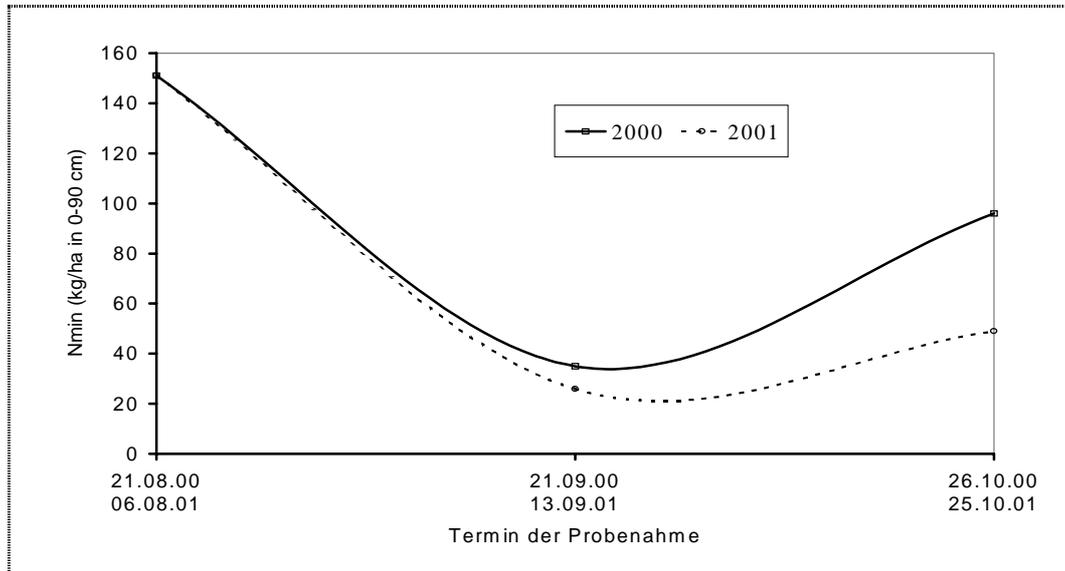


Abbildung 1:  $N_{min}$  unter Ausfallraps auf einem sandigen Lehm in den Jahren 2000 und 2001

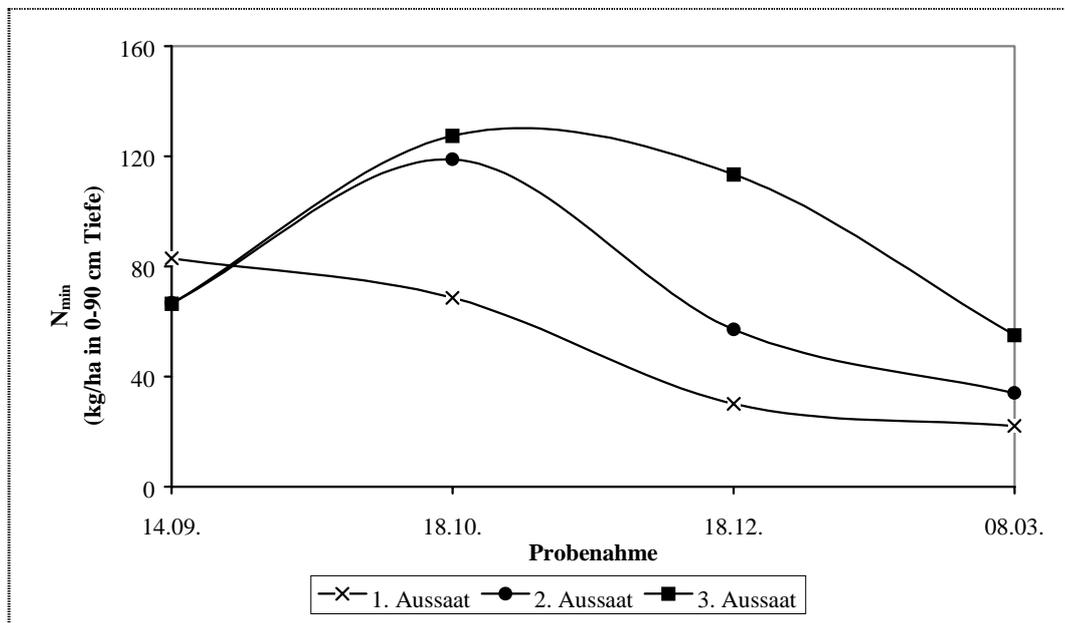


Abbildung 2:  $N_{min}$  nach der Vorfrucht Winterraps und seine Veränderungen bei unterschiedlicher Aussaatzeit des Winterweizens auf einem anlehmigen Sand in Brinnis

**Tabelle 5: TM-Erträge und N-Entzüge von verschiedenen Zwischenfrüchten auf anlehmigem Sand in Spröda im Herbst 2000 und die bis Frühjahr auf dem Boden verbliebenen Trockenmassen sowie der darin gebundene Stickstoff**

Zwischenfrucht	TM dt/ha	N %	N-Entzug kg/ha
<b>Probenahme am 25.10.2000</b>			
Winter-Futtermispel	39	2,58	101
Winter-Rübsen	33	2,55	84
Ölrettich	44	2,50	110
Gelbsenf	33	3,25	107
Phacelia	28	3,78	106
<b>Probenahme am 3.4.2001</b>			
Winter-Futtermispel	43	3,22	138
Winter-Rübsen	23	3,77	87
Ölrettich	41	1,70	70
Gelbsenf	47	1,03	48
Phacelia	21	2,37	50

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

In der Substanzbildung bis Ende Oktober war ein leichter Vorteil bei Ölrettich und Winterfuttermispel vorhanden. Die TM-Erträge von Phacelia fielen am niedrigsten aus. Wie die Zahlen in der Tabelle 5 belegen, wurden die N-Entzüge davon aber nicht beeinflusst. Abgesehen von den Winterrübsen konnten die Zwischenfrüchte mehr als 100 kg N/ha allein im Spross in der kurzen Anbauzeit binden. Eine überschlägige Bilanz ergibt, dass hier neben der Zufuhr durch die Düngung mehr als 60 kg N/ha aus der Mineralisation stammen. Nach der Vorfrucht Getreide und für diesen Standort eine bemerkenswert hohe Freisetzung.

Die verschiedenen Arten der in Spröda angebauten Zwischenfrüchte waren in der Lage, den  $N_{\min}$  auf einem niedrigen Niveau zu halten. Die ermittelten N-Mengen von 15 bis 30 kg/ha entsprechen dem, was nach normalen Wintern auf diesem Standort angetroffen wird. Ohne Zwischenfrucht waren es 55 kg  $N_{\min}$ /ha. Die Verteilung im Profil deutet darauf hin, dass hier mit dem Auffüllen des Bodenwasservorrates bereits Nitrat tiefer als 90 cm transportiert wurde.

Der Verbleib des konservierten N konnte durch erneute Probenahme auf den noch nicht beernteten Wiederholungen im Frühjahr verfolgt werden. Es wird sichtbar (Tabelle 5, untere Hälfte), dass die ermittelten Spross-TM zum Teil höher sind als im Oktober. Das erklärt sich durch die bis in den Dezember hineinreichende Vegetationsperiode, zum Teil aber auch mit aufgetretenen Streuungen zwischen den Wiederholungen. Bei den winterharten Zwischen-

früchten erhöhten sich die N-Gehalte bis zum Frühjahr. Von großem Interesse sind letztendlich die im Pflanzenmaterial gebundenen Stickstoffmengen. Die im Herbst ermittelten Beträge wurden bei den Winterrübsen wieder gefunden und beim Winterfuttermispel lagen sie deutlich darüber. Bei den abgefrorenen Zwischenfrüchten fanden sich im verbliebenen Pflanzenmaterial nur etwa 50 % des im Herbst ermittelten N. Dieser Rückgang lässt sich nur als Verlust verbuchen, da der  $N_{\min}$  des Bodens im Mittel der drei Arten gerade um 10 kg/ha höher war als auf den Parzellen ohne Zwischenfrucht (16 kg  $N_{\min}$ /ha in 0 bis 90 cm).

Als wichtigstes Ergebnis aus diesem Versuchsjahr bleibt festzuhalten, dass bei den abfrierenden Zwischenfrüchten neben der gedüngten N-Menge etwa 20 kg/ha aus der herbstlichen Mineralisation für die nachfolgende Frucht im Frühjahr verblieben. Mit rund 40 kg/ha bei den Winterrübsen und sogar mehr als 80 kg/ha beim Winterfuttermispel erwiesen sich die nichtabfrierenden Zwischenfrüchte als wesentlich vorteilhafter. In welchem Umfang die nachgebaute Frucht davon profitiert, bleibt erst einmal offen. In Untersuchungen von MERBACH u. a. 1996 konnte nach dem Einmulchen von Winterrübsen der angebaute Silomais lediglich 30 % dieses Stickstoffs nutzen.

Die in Köllitsch erzielten TM-Erträge lagen deutlich über denen in Spröda (Tabelle 6). Das insgesamt höhere N-Angebot sowie die erst Ende November erfolgte Beprobung waren dafür verantwortlich. Bis zur Vegetationsruhe wurden im

Mittel 150 kg N/ha in die Spross-TM eingelagert. Der Unterschied zwischen den Arten war jedoch beachtlich. Nicht die gebildete Trockenmasse sondern die wesentlich höheren N-Gehalte erbrachten bei der Phacelia und beim Ölrettich die beachtlichen N-Entzüge.

Im Frühjahr kehren sich die Verhältnisse jedoch um. Die beiden Arten mit der höchsten N-Bindung im Herbst waren über Winter von starkem Substanzabbau und Rückgang bei dem darin gebundenen Stickstoff betroffen. Bei den abgefrorenen Pflanzen mit hohen N-Gehalten (Ölrettich 3,9 %; Phacelia 3,5 %), sind vermutlich größere Mengen wasserlöslicher N-Ver-

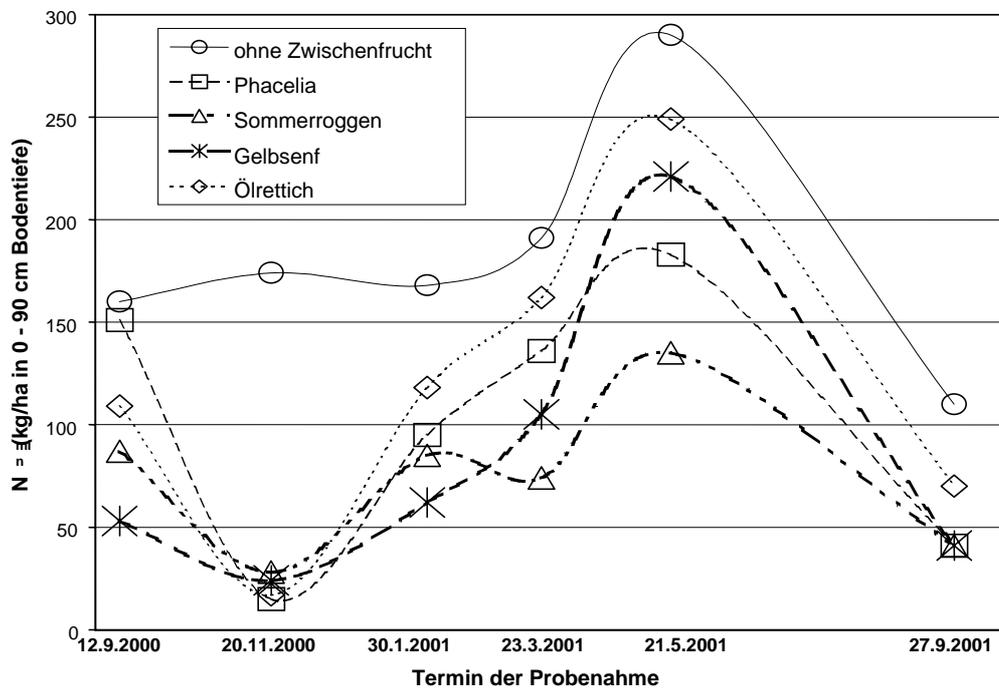
bindungen (z. B. Nitrat, Amine und Amide) mit den Winterniederschlägen in den Boden gelangt (MILLER u. a., 1994). Dort wurden die NH<sub>2</sub>-Verbindungen zügig mineralisiert, was bei mittleren Bodentemperaturen im Dezember von 4,3 °C und im Januar von 1,4 °C (selbst hier waren die Tagesmittel immer im positiven Bereich) plausibel erscheint.

Die beachtliche Zunahme des N<sub>min</sub> von Ende November bis Ende Januar im Boden (Abbildung 3) unter den vier Zwischenfrüchten entspricht etwa dem, was über Winter aus dem Pflanzenmaterial an Stickstoff als NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und löslichem NH<sub>2</sub>-Verbindungen verschwunden war.

**Tabelle 6: TM-Ertrag und der im Spross gebundene N verschiedener Zwischenfrüchte auf einem Auenlehm im Herbst 2000 und die davon bis zum Frühjahr auf dem Boden verbliebenen Beträge (Probenahmen erfolgten am 20.11.2000 und am 2.4.2001)**

Zwischenfrucht	Herbst			Frühjahr		
	TM dt/ha	N %	im Spross gebundener N kg/ha	TM dt/ha	N %	im Spross verbliebener N kg/ha
Phacelia	55	3,51	193	27	1,56	42
Sommerroggen	57	1,95	111	43	1,21	52
Gelbsenf	73	2,00	146	54	1,05	57
Ölrettich	42	3,90	164	29	2,23	65

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft



**Abbildung 3: N<sub>min</sub> im Boden unter Zwischenfrüchten und die Nutzung des daraus freigesetzten Stickstoffs durch Silomais**

Der Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf den  $N_{\min}$ -Gehalt des Bodens wird in Abbildung 3 sichtbar. Die hohen Ausgangswerte sind dabei keine Hinterlassenschaft der Vorfrucht, sondern die hohe N-Bereitstellung erklärt sich durch eine Stallmistgabe von 300 dt/ha nach der Ernte des Getreides. Im Einzelnen ist anzumerken, dass bereits vier Wochen nach der Aussaat eine deutliche Differenzierung zwischen den Teilstücken auftrat. Die Arten mit zügiger Jugendentwicklung (Senf und Sommerroggen) konnten zu diesem Termin den  $N_{\min}$  bereits bemerkenswert vermindern. Zum Ende der Vegetation hatte sich das jedoch ausgeglichen. Der Boden war hier bis in 90 cm Tiefe weitgehend von pflanzenverfügbarem Stickstoff entleert. Auf dem Teilstück ohne Zwischenfrucht verblieben 170 kg N/ha.

Anders als auf dem leichten Standort in Spröda nahm der  $N_{\min}$  auf dem Auenlehm in Köllitsch über Winter unter den abgestorbenen Pflanzenbeständen beachtlich zu, was auch in anderen Untersuchungen regelmäßig beobachtet wurde (ILGEN, 1990). Verluste durch Auswaschung traten bei den 80 mm Niederschlag von November bis März nicht auf. Zwischen den Teilstücken mit und ohne Zwischenfrüchte ergab sich insofern ein Unterschied, dass unter der Brache bis zum Mai etwa 75 % des vor Winter in 0 - 30 cm befindlichen N unterhalb der Tiefe von 60 cm verlagert wurde.

Der nachfolgende Silomais blieb ohne weitere N-Düngung. Die Erträge lagen dann bei 240 bis 250 dt/ha Trockenmasse auf den Teilstücken mit und bei rund 220 dt/ha ohne Zwischenfrüchte. Der  $N_{\min}$ -Gehalt nahm zwar bis zur Ernte im September insgesamt deutlich ab. Es bestätigt sich dabei aber auch die Tatsache, die beispielsweise RENELT 1993 bei Winterweizen beschrieb, dass bei hohen  $N_{\min}$ -gehalten bzw. hohen N-Düngergaben der pflanzenverfügbare Stickstoff aus den tieferen Bodenschichten nur sehr unvollständig aufgenommen wird. So verblieben auf dem Teilstück ohne Zwischenfrucht von den im Mai ermittelten 118 kg  $N_{\min}$ /ha in 60 bis 90 cm Tiefe noch 64 kg/ha bis nach der Ernte. Dieser Nitrat-N wird dann häufig bereits im Herbst mit dem Auffüllen des Bodenwasservorrats in tiefere Schichten verlagert.

### 3.3 Wirkung unterschiedlicher $N_{\min}$ -Gehalte auf N-Speicherung und Wiederfreisetzung

Der Anbau von Gelbsenf auf zwei Böden mit unterschiedlichen  $N_{\min}$ -gehalten zur Aussaat erbrachte eine deutliche Zunahme der Spross-

TM mit steigendem Stickstoffangebot (Tabelle 7). Mit 150 bis 200 kg N/ha erreicht der Gelbsenf auf dem Lehm Boden Mengen, die weit über dem liegen was ein gut entwickelter Winterraps bis zum Winter aufnimmt.

Derartige Erträge erbringen bei den übrigen Nährstoffen ebenfalls beachtlich Entzüge. Davon profitiert - beim Verbleib der Pflanzen auf dem Feld - auch die Folgekultur. Bei deutlich rückläufigem Einsatz der Grundnährstoffe in den letzten Jahren, schaffen die Zwischenfrüchte zwar keinen Ersatz. Durch die Aufnahme auch aus tieferen Bodenschichten und die anschließende Mineralisation dieses Pflanzenmaterials erhöht sich aber kurzfristig die Verfügbarkeit der verbliebenen Nährstoffe in der Ackerkrume.

Für die Vermeidung von N-Verlusten ist letztendlich entscheidend, wie vollständig der  $N_{\min}$  bis zum Winter aufgenommen wird. Mit 20 kg auf dem Sand- bzw. 30 kg  $N_{\min}$ /ha auf dem Lehm gelang das eindrucksvoll (Tabelle 8). Die Werte der zusätzlich angelegten Bracheparzellen veranschaulichen auffallend die Bedeutung von entsprechendem Pflanzenbewuchs. Während sich der Ausgangswert im  $N_{\min}$  auf dem anlehmigen Sand um 29 kg/ha erhöhte, hatte er sich auf dem Lehm sogar verdoppelt.

Für die Beurteilung dieser Werte müssen die Beträge der N-Freisetzung unter Bewuchs herangezogen werden (Tabelle 8, letzte Spalte). Mit mehr als 50 bzw. 120 kg  $N_{\min}$ /ha, die im Wesentlichen aus der Mineralisation stammen, handelt es sich hier um außergewöhnlich hohe Werte. Während sich diese N-Menge auf der Brache des Lehm Bodens wieder findet, war auf dem Sand bereits ein Teil des Nitrat-N bis Anfang Dezember aus der untersuchten Bodentiefe verlagert. Dies deckt sich mit den Erfahrungen auf den leichteren Böden insgesamt, wo schnell die Wassersättigung erreicht wird, so dass relativ häufig schon in der Vegetationsperiode Stickstoff ausgewaschen wird.

Ein Vergleich des  $N_{\min}$  im Dezember unter Gelbsenf und unter Brache macht den Effekt der N-Konservierung noch einmal anschaulich sichtbar (Abbildung 4). Bis Ende April vollziehen sich dann deutliche Veränderungen. Unter der Brache wurden N-Verluste von 99 kg/ha auf dem Sand und sogar von 147 kg/ha auf dem Lehm ermittelt. Ganz anders stellt sich die Situation auf den Flächen mit Zwischenfrucht dar. Bis Ende April erfolgte bereits ein starker Anstieg im  $N_{\min}$ . Auf der niedrigen N-Stufe bei dem Sand- und dem Lehm Boden, wo vor Winter eine einheitliche Menge an Spross-TM eingearbeitet

wurde, war vermutlich die N-Freisetzung gleich. Die um fast 40 kg geringeren N-Mengen auf dem Sand weisen darauf hin, dass auf dem leichten Boden bereits Verluste eingetreten sind.

Der nachgebaute Silomais erbrachte TM-Erträge von 243 dt/ha auf dem anlehmigen Sand und 262 dt/ha auf dem Lehm (Abbildung 5). Die unterschiedliche Einarbeitung des

Pflanzenmaterials vor Winter war hier ohne Einfluss. Mit 179 dt/ha bzw. 204 dt/ha fallen auf beiden Böden die Erträge der Parzellen ohne Zwischenfrüchte signifikant ab. Sowohl auf dem Sand als auch auf dem Lehmboden trugen mehr als 80 kg N/ha, die vor Winter von der Zwischenfrucht aufgenommen wurden, für die Ertragsbildung des Silomais bei. Damit ist die Nährstoffwirkung einer mittleren Stallmistgabe vergleichbar.

**Tabelle 7: TM-Bildung und Nährstoffentzüge von Gelbsenf in Abhängigkeit von Bodenart und N<sub>min</sub> im Herbst 2000**

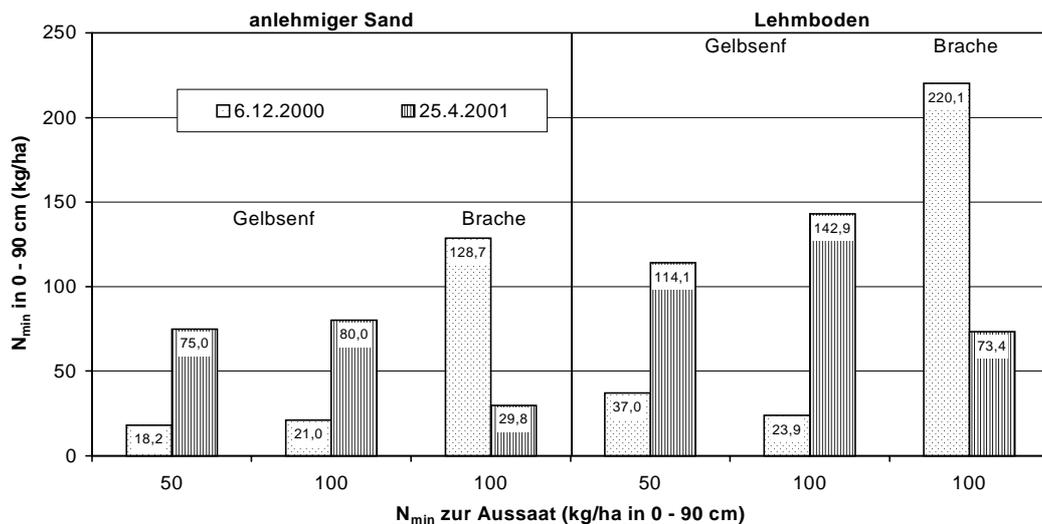
Bodenart	N <sub>min</sub> zur Aussaat kg/ha in 0 - 90 cm	TM-Ertrag dt/ha	Nährstoffentzug (kg/ha)			
			N	P	K	Mg
anlehmiger Sand	50	39	84	10	75	8
	100	64	135	16	164	14
Lehm	50	63	149	24	223	16
	100	84	198	38	354	24

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

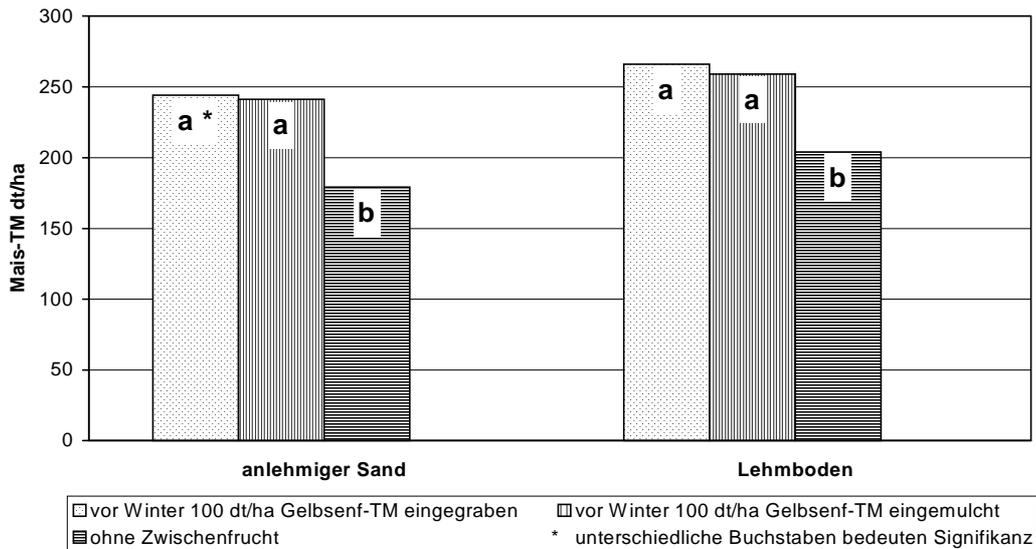
**Tabelle 8: N<sub>min</sub> in Abhängigkeit von der Bodenart und seiner Nutzung in der Zeit vom Spätsommer 2000 bis zum Winter**

Bodenart	Zwischenfruchtanbau	N <sub>min</sub> (kg/ha in 0 - 90 cm)		Differenz	N-Entzug kg/ha	Netto-N-Freisetzung
		15.8.2000	6.12.2000			
anlehmiger Sand	mit	50	18	-32	84	52
	mit	100	21	-79	135	56
	ohne	100	129	29	0	29
Lehm	mit	50	37	-13	149	136
	mit	100	24	-76	198	122
	ohne	100	220	120	0	120

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft



**Abbildung 4: N<sub>min</sub> nach Anbau einer Zwischenfrucht im Vergleich zur Schwarzbrache**



**Abbildung 5:** TM-Ertrag von Silomais nach Zwischenfruchtanbau bei einheitlichem N-Aufwand von 70 kg N/ha auf dem anlehmigen Sand und 50 kg N/ha auf dem Lehm Boden

#### 4 Zusammenfassung

Hohe  $N_{\min}$ -Gehalte des Bodens vor dem Winter stellen ein erhöhtes Verlustrisiko dar. Begünstigt wird dies durch lange Brachezeit nach der Ernte im Spätsommer bzw. durch Anbau von Winterungen mit nur geringer N-Aufnahme bis zum Ende der Vegetation.

Untersuchungen zur Saatzeit von Weizen haben gezeigt, dass bei Aussaat bis Mitte September >100 kg N/ha im Herbst aufgenommen werden. Es werden also Beträge erreicht, wie sie auch von gut entwickeltem Winterraps bekannt sind. Damit kann der  $N_{\min}$  von Vorfrüchten, die besonders vorteilhaft für den Weizenanbau sind (Raps, Kartoffeln, Körnerleguminosen und Gemüse), bis zum Ende der Vegetation wesentlich vollständiger genutzt werden. Zwar können auch Gerste und Roggen >60 kg N/ha bis zum Winter nutzen. Da sie aber ökonomisch nicht so attraktiv für den Landwirt sind und eine Vorverlegung der Aussaat zu noch üppigerem Wachstum und höherem Krankheits- und Auswinterungsrisiko führt, sind sie keine Alternative.

Durch den Anbau von Zwischenfrüchten lassen sich erhebliche N-Mengen konservieren. Unter günstigen Vegetationsbedingungen werden 150 bis 200 kg N/ha in die Pflanzensubstanz eingebunden. Besonders die herbstliche N-Freisetzung kann gut verwertet werden. Problema-

tischer kann die Minderung großer Beträge verbliebenen Reststickstoffs aussehen. Unter schlechteren Voraussetzungen für das Wachstum als beispielsweise im Herbst 2000 sind die TM-Bildung und die N-Aufnahme wesentlich kleiner. Deshalb bleibt die bedarfsgerechte N-Versorgung die wichtigste Voraussetzung für die Vermeidung von Verlusten.

Hohes Stickstoffangebot - bei hohen Rest- $N_{\min}$  bzw. durch zusätzliche N-Gaben - führt zur Anreicherung löslicher N-Verbindung. Nach dem Abfrieren von nicht winterharten Pflanzen werden diese sehr schnell in den Boden eingewaschen. Beim Anbau von Zwischenfrüchten zur N-Konservierung sollte deshalb in den meisten Fällen keine N-Düngung erfolgen, insbesondere da gutes Wachstum mit verstärkter N-Freisetzung aus der organischen Substanz des Bodens einhergeht. Ein Bedarf ergibt sich erst dann, wenn zur Zeit der Aussaat die  $N_{\min}$ -Werte in 0 bis 60 cm Tiefe deutlich unter 50 kg/ha liegen.

Bewährt hat sich auf den trockeneren und tiefgründigen Standorten der Anbau von Gelbsenf und Ölrettich. Zwar kann nach dem Abfrieren in milderen Winterperioden die Freisetzung von Stickstoff bereits einsetzen. Der Vorrat an Bodenwasser wird dann auch auf den besseren sächsischen Böden in jedem Fall wieder aufgefüllt. Auf den leichten und flachgründigen Standorten ist allerdings der Anbau von nicht

abfrierenden Zwischenfrüchten im Hinblick auf die Verlustsenkung vorteilhafter. Der Vorzug besteht darin, dass sie bei günstigen Temperaturen bis zu ihrem Umbruch im Frühjahr weiter wachsen und Stickstoff aufnehmen.

## 5 Literatur

- AUFHAMMER, W., KÜBLER, E., BURY, M., 1994: Stickstoffaufnahme und Stickstoffrückstände von Hauptfrucht- und Ausfallrapsbeständen. *J. Agronomy and Crop Science* 172, S. 255 - 264
- ILGEN, B., 1990: Wachstumsverlauf und N-Aufnahme verschiedener Zwischenfruchtarten in Abhängigkeit vom  $\text{NO}_3\text{-N}$  Angebot im Boden, ETH Zürich, Diss.
- KURZER, H.-J., SUNTHEIM, L., 2000: Ergebnisse der Nitrat-Bodenuntersuchung von Dauerbeständen in Sachsen im Herbst 1999, *Infodienst* 6, S. 38 – 42
- LICKFETT, T., 2000: Stickstoff-Problematik in Rapsfruchtfolgen. In: *Initiativen zum Umweltschutz* Bd. 21. Hrsg. von Ch. Möllers. Stickstoffeffizienz landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. S. 9 - 29; E. Schmidt Verlag
- MERBACH, W., WURBS, A., LATUS, C., 1996: Auswirkung der Stickstoffkonservierung durch Winterrübsen (*Brassica rapa*, var. *Oleifera*) auf die N-Verwertung von nachfolgendem Silomais und die N-Verlagerung in einem leichtem Boden Nordostdeutschlands, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 79, S. 259 - 262
- MILLER, M. H., BEAUCHCHAMP, E. G., LAUZON, J. D., 1994: Leaching of Nitrogen and Phosphorus from the Biomass of Three Cover Crops Species. *J. Environ. Qual.* 23, S. 267 - 272
- RENELT, D., 1993: Berücksichtigung von Vorfrucht und Witterung bei der N-Düngung des Winterweizens auf Sandlöss-Braunschwarzerde im östlichen Harzvorland. Halle, Univ., Landw. Fak., Diss.

## Impressum

- Herausgeber:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Öffentlichkeitsarbeit  
August-Böckstiegel-Straße 1, 01326 Dresden  
**Internet:** WWW.LANDWIRTSCHAFT.SACHSEN.DE/LFL
- Redaktion:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau  
Dr. Olaf Nitzsche, Dr. Stefanie Krück, Berno Zimmerling, Dr. Walter Schmidt  
und Dr. Wilfried Schliephake
- Endredaktion:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Öffentlichkeitsarbeit  
Thomas Freitag, Gisela Hauptmann
- Redaktionsschluss:** Oktober 2002
- Bildnachweis:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
- Satz:** Christlich-Soziales Bildungswerk Sachsen e. V. Miltitz
- Druck:** Sächsisches Digitaldruck Zentrum GmbH Dresden
- Auflage:** 1. Auflage, 300 Stück
- Bezug:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Öffentlichkeitsarbeit  
August-Böckstiegel-Straße 1, 01326 Dresden-Pillnitz  
Telefax: 03 51 / 26 12 - 151  
E-Mail: Gisela.Hauptmann@pillnitz.lfl.smul.sachsen.de
- Schutzgebühr:** 12,78 EUR

## Rechtshinweis

Alle Rechte, auch die der Übersetzung sowie des Nachdruckes und jede Art der phonetischen Wiedergabe, auch auszugsweise, bleiben vorbehalten. Rechtsansprüche sind aus vorliegendem Material nicht ableitbar.

## Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.