Vergleichende Untersuchungen der Infiltrationseigenschaften von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden.

Eine Fallstudie aus dem Main-Tauber Kreis, Baden-Württemberg

Hartmann K, Lilienthal H, Abu-Hashim M, Al-Hassoun R, Eis Y, Stöven K, Schnug E

Mai, 2009

Julius Kühn-Institut
Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen

Diese Studie entstand mit finanzieller Unterstützung des Bundesamtes für Naturschutz.

Bundesamt
für Naturschutz

Kontakt:

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI)
Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde
Bundesallee 50
38116 Braunschweig

Tel: 0531-596-2102
Fax: 0531-596-2199
E-Mail: pb@jki.bund.de
Homepage: http://www.jki.bund.de

Inhaltsangabe

1 EINLEITUNG 1
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET 3
2.1 Lage und Größe 3
2.2 Geologie und Böden 5
2.3 Landnutzung 5
2.4 Klima und Hydrologie 6
2.5 Eignung des Untersuchungsgebietes 10
2.6 Untersuchungsstandorte 11
3 MATERIAL UND METHODEN 14
3.1 Bodenphysikalische Analysen 15
3.1.1 Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit 15
3.1.2 Messung der Eindringwiderstände 16
3.1.3 Messung der Bodendichte und des -wassergehaltes 17
3.1.4 Texturananalyse 17
3.2 Bodenchemische Analysen 18
3.3 Bodenbiologische Analysen 19
3.3.1 Erhebung der Regenwurmanzahl und –dichte 19
3.3.2 Bodenmikrobielle Analysen 21
3.4 Aufbereitung der Bodenkarten 23
3.4.1 Konvertierung der Bodeninformationen 24
3.4.2 Bestimmung der hydrologischen Bodengruppen 27
3.5 Ableitung des potentiellen Wasserrückhalte-vermögens 28
4 ERGEBNISSE 31
4.1 Bodenphysikalische Analysen 32
4.1.1 Infiltrationsrate 32
4.1.2 Eindringwiderstände 34
4.1.3 Bodendichte und Bodenwassergehalt 36
4.1.4 Bodentextur 38
4.2 Bodenchemische Analysen 40
4.3 Bodenbiologische Analysen 41
4.3.1 Erhebung der Regenwurmanzahl und –dichte 41
4.3.2 Bestimmung der mikrobiellen Aktivität 45
4.4 Wasserrückhalt des Untersuchungsgebietes 48
5 DISKUSSION 52
6 ZUSAMMENFASSUNG 55
7 LITERATUR 57

1 EINLEITUNG

Die extremen Hochwasserereignisse in jüngster Zeit (1997 Oder, 2001 Weichsel, 2002 Elbe, 2005 Alpenraum, 2006 Elbe) führten zu großen wirtschaftlichen Schäden. Die Kosten für einen technischen Hochwasserschutz (z. B. Dammerhöhungen, Rückhaltebecken) werden zukünftig die öffentlichen Haushalte so stark belasten, dass die Entwicklung alternativer Strategien für einen präventiven Hochwasserschutz zunehmend an Bedeutung gewinnen wird.

Die Ursachen für diese Hochwasserereignisse sind vielfältig. Neben ungünstigen Wetterlagen, spielen Versiegelung und Bodenverdichtung und damit die Reduzierung der Wasserinfiltration in den Boden eine wichtige Rolle. Die Verschlechterung der Infiltrationskapazität von Böden stellt eine Art unsichtbare, *schleichende Versiegelung* dar. Die *schleichende Versiegelung* resultiert aber nicht nur aus der Degradation der Boden- und Porenstruktur, bedingt durch den Einsatz immer größerer und schwerer Maschinen, sondern auch in dem Verlust biologischer Aktivität, ursächlich begründet durch vereinfachte Fruchtfolgen und starken Einsatz von Pflanzenschutzmitteln.
Eine wichtige Rolle für die Bodenstruktur und die Bildung von Makroporen spielen Regenwürmer, deren Vorkommen aber durch die „moderne“ Landwirtschaft immer mehr zurückgeht. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Anzahl von Regenwürmern in ökologisch bewirtschafteten Böden etwa siebenfach größer ist, als in konventionell geführten Betrieben. Ferner zeigte sich, dass in auf ökologisch bewirtschafteten Böden die Infiltrationskapazität etwa doppelt so hoch, wie in konventionellen Betrieben ist (Schnug und Haneklaus, 2002).
Landwirtschaftlich genutzte Böden besitzen, je nach Bewirtschaftungsart, ein unterschiedlich gut ausgenutztes Infiltrationspotenzial, dass für einen vorbeugenden Hochwasserschutz genutzt werden kann; denn kann die Infiltrationskapazität von Böden durch eine Umstellung der Bewirtschaftung erhöht werden, können erhebliche Wassermengen zeitlich im Boden zwischengespeichert werden und Hochwasserspitzen

werden abgemildert. Der Landwirtschaft, als größtem Flächennutzer in Deutschland, kommt daher eine besondere Bedeutung für den vorbeugenden Hochwasserschutz zu. Durch erhöhte Hochwassergefährdung unter den vorhergesagten Klimaänderungen (Arbeitskreis KLIWA, 2007) muss angenommen werden, dass diese Bedeutung zukünftig noch gestärkt wird.

Hohe Infiltrationsraten von Böden können das Risiko von lokalen Überschwemmungen minimieren. Als entscheidende Faktoren, die einen Einfluss auf die Infiltrationskapazität haben gelten:

- Bodentextur und –struktur
- Bio- und Makroporen
- Fruchtfolge und Bodenbedeckung
- Lagerungsdichte und Verdichtungsgrad
- Landnutzungs- und Bodenbewirtschaftungssysteme
- Wurzelentwicklung, organische Bodensubstanz und biologische Aktivität
- Bodenfeuchte
- Porosität und Permeabilität
- Topografie

In einer Projektstudie sollte für das Einzugsgebiet des Brehmbachs eine Abschätzung vorgenommen werden, inwieweit eine Umstellung der Wirtschaftsweise positiv für einen präventiven Hochwasserschutz eingesetzt werden kann. Dafür wurden die für die Infiltration bedeutenden Faktoren in einer Fallstudie ermittelt. Die Ergebnisse dieser Studie können überregional übertragen werden, und leisten somit einen wichtigen Beitrag für die Entwicklung eines vorbeugenden Hochwasserschutz, wie er im Koalitionsvertrag der Bundesregierung vereinbart wurde (Bundesregierung 2005).

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Kapitel gibt nähere Informationen über die Lage und die naturräumlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes.

2.1 Lage und Größe

Das Untersuchungsgebiet liegt im Nordosten Baden-Württembergs, in Tauberfranken im Main-Tauber-Kreis (Abbildung 2-1). Naturräumlich befindet es sich in der Großlandschaft der *Neckar- und Tauber-Gäuplatten* und im Grenzbereich der naturräumlichen Haupteinheiten des *Baulands* und des *Tauberlands* (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007).

Das 1100 ha umfassende Untersuchungsgebiet liegt im 88 km² großem Einzugsgebiet des *Brehmbachs*. Es umfasst dessen Einzugsgebiet bis zum Zufluss des Baches *Dörre Wieslein*, wenige hundert Meter östlich von dem Dorf *Brehmen*. Bis zu diesem Zufluss kann in vier Teileinzugsgebiete (TEG) unterschieden werden (TEG oberer Brehmbach, TEG mittlerer Brehmbach, TEG Dörre Wieslein, TEG Neugereut). Der Brehmbach entspringt 2-3 km westlich des Dorfes und gelangt nach 18 km in die Tauber, die wiederum in den Main mündet.

Die Teileinzugsgebiete befinden sich zwischen 310 – 430 m über NN und weisen eine mittlere Hangneigung von 5° auf (Tabelle 2-3).

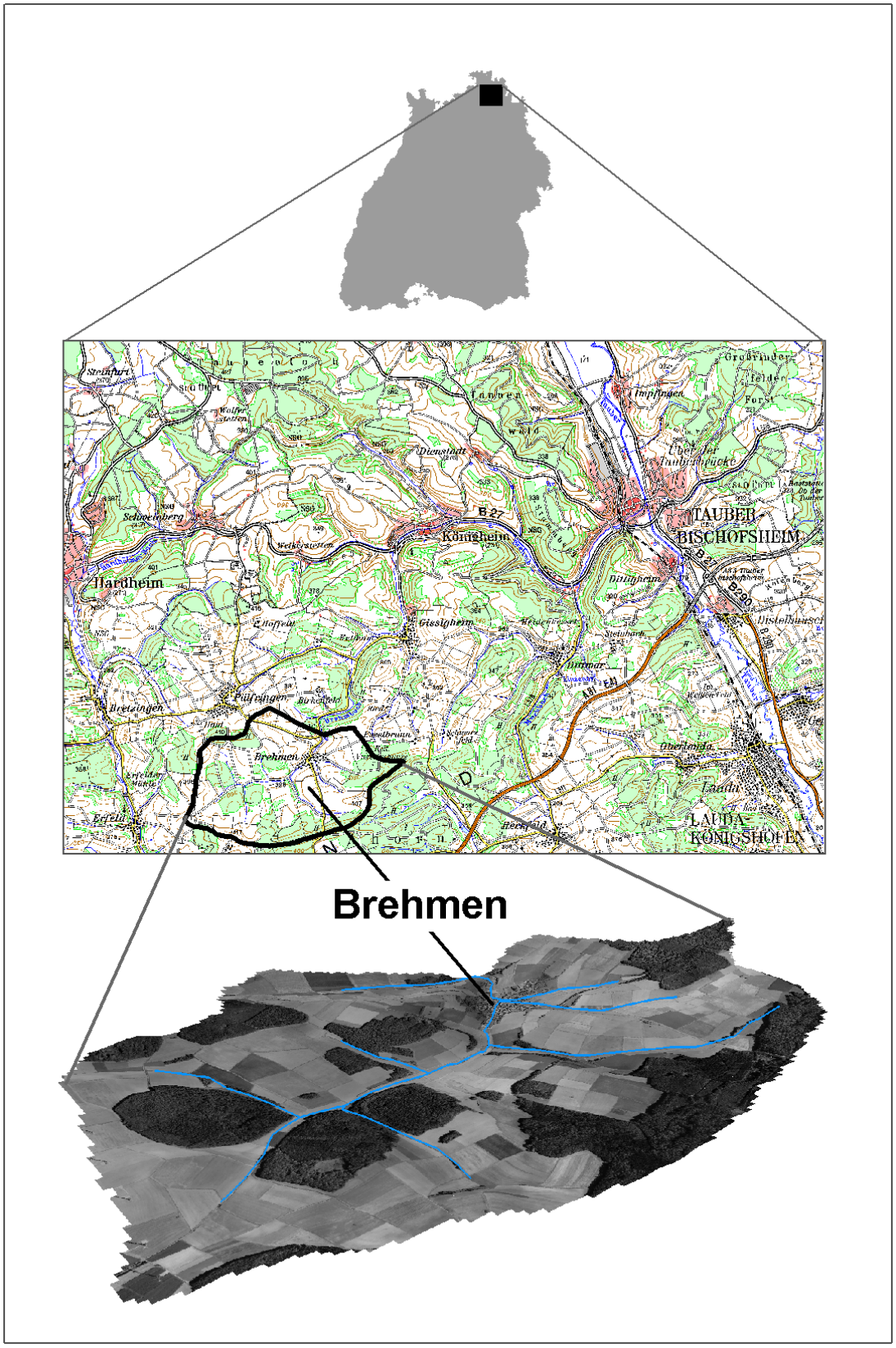

Abbildung 2-1: Lage des Untersuchungsgebietes südwestlich von Tauber-Bischofsheim.

2.2 Geologie und Böden

Die Region ist durch den (oberen) Muschelkalk geprägt, der z. T. von einer geringen Lößschicht überdeckt ist (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007; MLR, 2008). Vereinzelt treten auch Lehm- und Gipskeuper als bodenbildendes Material auf.

In Geländedepressionen sind Parabraunerden mit flacher Lössbedeckung zu erwarten, wohingegen in exponierter Lage Rendzinen, als flachgründige Kalksteinböden häufig sind (Liedtke und Marcinek, 1995). Zudem sind in den Flussniederungen Auenböden mit unterschiedlicher Mächtigkeit ausgeprägt. In dem Untersuchungsgebiet sind kleinräumige Bodenmosaike aus Braunerde, Pelosol, Rendzina, Parabraunerde, Pseudogley und Kolluvien häufig (Abbildung 2-4, Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007).

Das Bodensubstrat ist lehm- und tonreich und weist einen stark wechselnden Skelettanteil auf (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007). Die Böden werden dementsprechend als Ton, lehmiger Ton oder Lehmböden klassifiziert. Die Ackerzahl variiert stark und hat im Mittel einen Wert von 30 - 50 (nach Bodenschätzung).

2.3 Landnutzung

In der Vergangenheit und auch heutzutage werden die Gäuplatten stark landwirtschaftlich genutzt (Liedtke und Marcinek, 1995; MLR, 2008). Auch das Untersuchungsgebiet ist zum größten Anteil landwirtschaftlich geprägt (Tabelle 2-1). Der Flächenverbrauch der Landwirtschaft liegt bei circa 660 ha, dies entspricht 60% der Gesamtfläche, die forstliche Nutzung nimmt 353 ha und somit ein Drittel des Untersuchungsgebietes ein. Die verbleibenden Flächen sind bebaut (1%) oder werden als Grünland (7%) genutzt.

Für diese Studie wurde das Einzugsgebiet des Brehmbachs zwischen der Quelle und dem Zufluss des Baches *Dörre Wieslein* ausgewählt, wobei in die vier erwähnten Teileinzugsgebiete (TEG) unterschieden werden kann (Abbildung 2-3, Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007). Alle Einzugsgebiete weisen eine starke landwirtschaftliche Nutzung von circa 40 – 85% auf (Tabelle 2-1). Die durchschnittliche Schlaggröße des Untersuchungsgebietes liegt bei circa 3 ha, wobei der größte Schlag 16,6 ha groß ist.

Tabelle 2-1: Die vier Teileinzugsgebiete (TEG) des Untersuchungsgebietes mitsamt der räumlichen Nutzung in ha (ATKIS und Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007).

	TEG Oberer Brehmbach		**TEG Mittlerer Brehmbach**		**TEG Dörre Wieslein**		**TEG Neugereut**	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Acker	310	59	191	62	95	85	64	42
Wald	194	37	79	25	11	10	69	46
Bebauung	0	0	14	4	0	0	0	0
Sonderkulturen	1	0	0	0	0	0	2	1
Grünland	19	4	29	9	5	5	17	11
Gesamt	**524**	**100**	**313**	**100**	**111**	**100**	**152**	**100**

2.4 Klima und Hydrologie

Die Gäuplatten liegen trotz der größeren Höhenlage im Bereich gemäßigter Temperaturverhältnisse (Liedtke und Marcinek, 1995). Dementsprechend ist das Untersuchungsgebiet klimatisch durch gemäßigte Temperaturverhältnisse geprägt, wobei die jährliche Durchschnittstemperatur 8,6°C beträgt und die Temperaturen des wärmsten Monats im Durchschnitt um 17°C und des kältesten Monats um 0°C liegen (Abbildung 2-2; DWD, 2008).

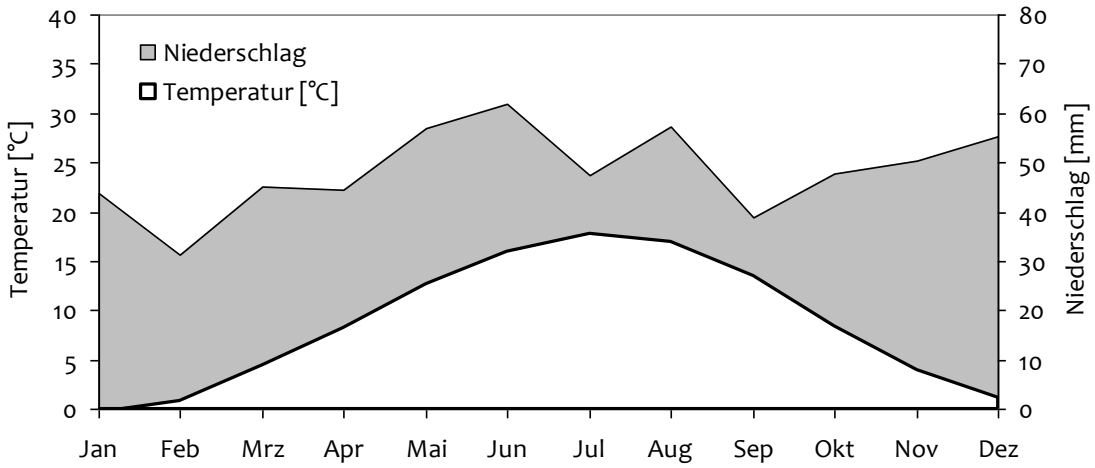

Abbildung 2-2. Klimadiagramm von Tauberbischofsheim des klimatischen Mittels von 1961-1990, 179 m über NN (DWD, 2008).

Das 30jährige klimatische Mittel des Deutschen Wetterdienstes (2008) gibt für Tauberbischhofsheim, der zum Untersuchungsgebiet nächst gelegener Wetterstation, einen jährlichen Niederschlag von 580 mm an. Dies entspricht in etwa der potentiellen Verdunstung bei Grasbewuchs (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007).

Die TEG weisen einen relativ geringen mittleren Abfluss auf. Die Teileinzugsgebiete Dörre Wieslein und Neugereut besitzen die geringsten Abflüsse. Der mittlere Hochwasserabfluss übersteigt den mittleren Abfluss jedoch um ein Vielfaches und entspricht im TEG des mittleren Brehmbachs 1,32 $m^3 s^{-1}$ (1320 $l s^{-1}$) (Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Abflusskennwerte der Teileinzugsgebiete (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2007)

		TEG Oberer Brehmbach	TEG Mittlerer Brehmbach	TEG Wieslein	TEG Neugereut
Mittlerer Hochwasserabfluss	MHQ [$m^3 s^{-1}$]	0,60	1,32	0,21	0,36
Mittlerer Abfluss	MQ [$m^3 s^{-1}$]	0,03	0,07	0,01	0,01
Mittlerer Niedrigwasserabfluss	MNQ [$m^3 s^{-1}$]	0,02	0,01	0,00	0,00

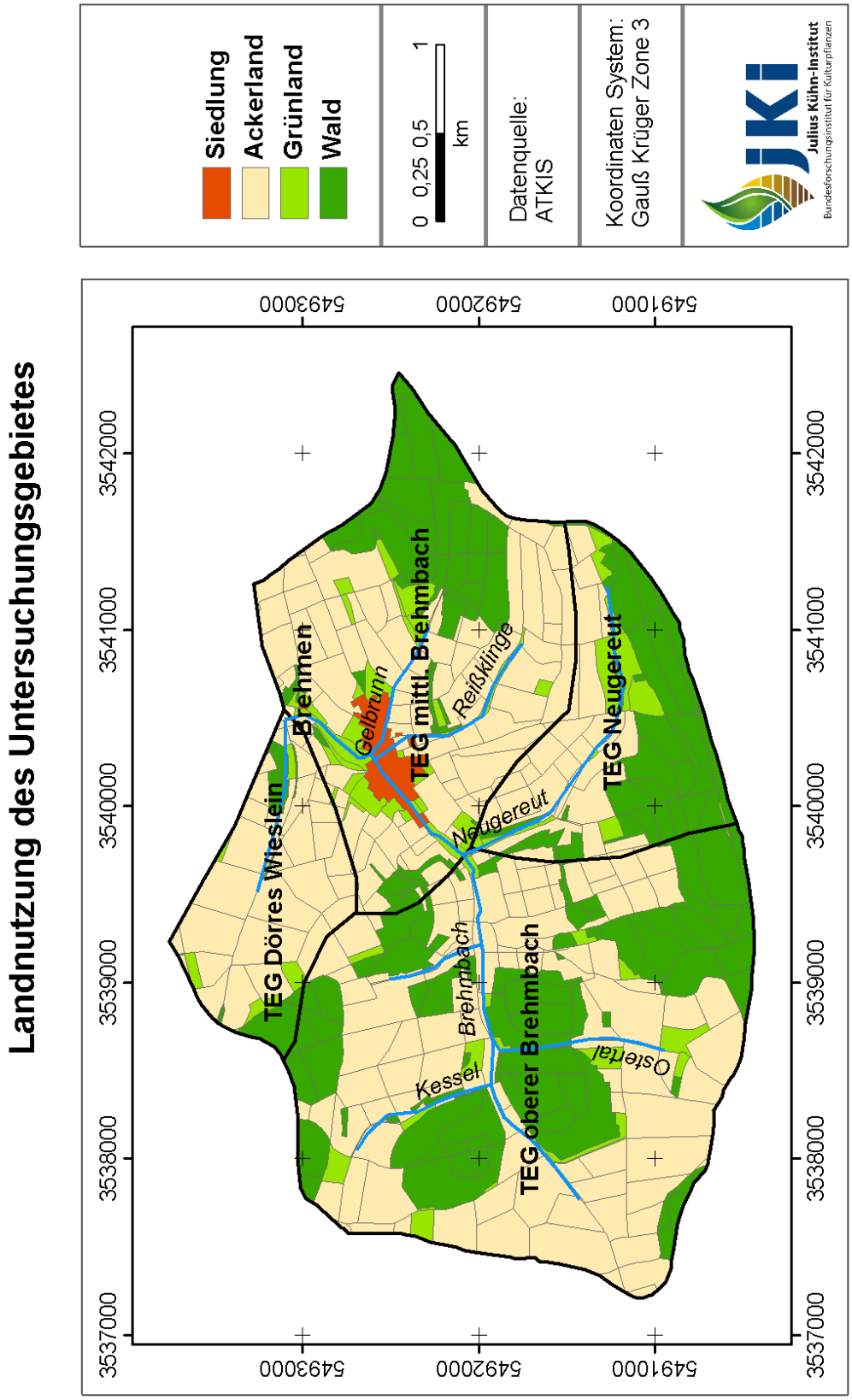

Abbildung 2-3: Landnutzung des Untersuchungsgebietes und der Teileinzugsgebiete.

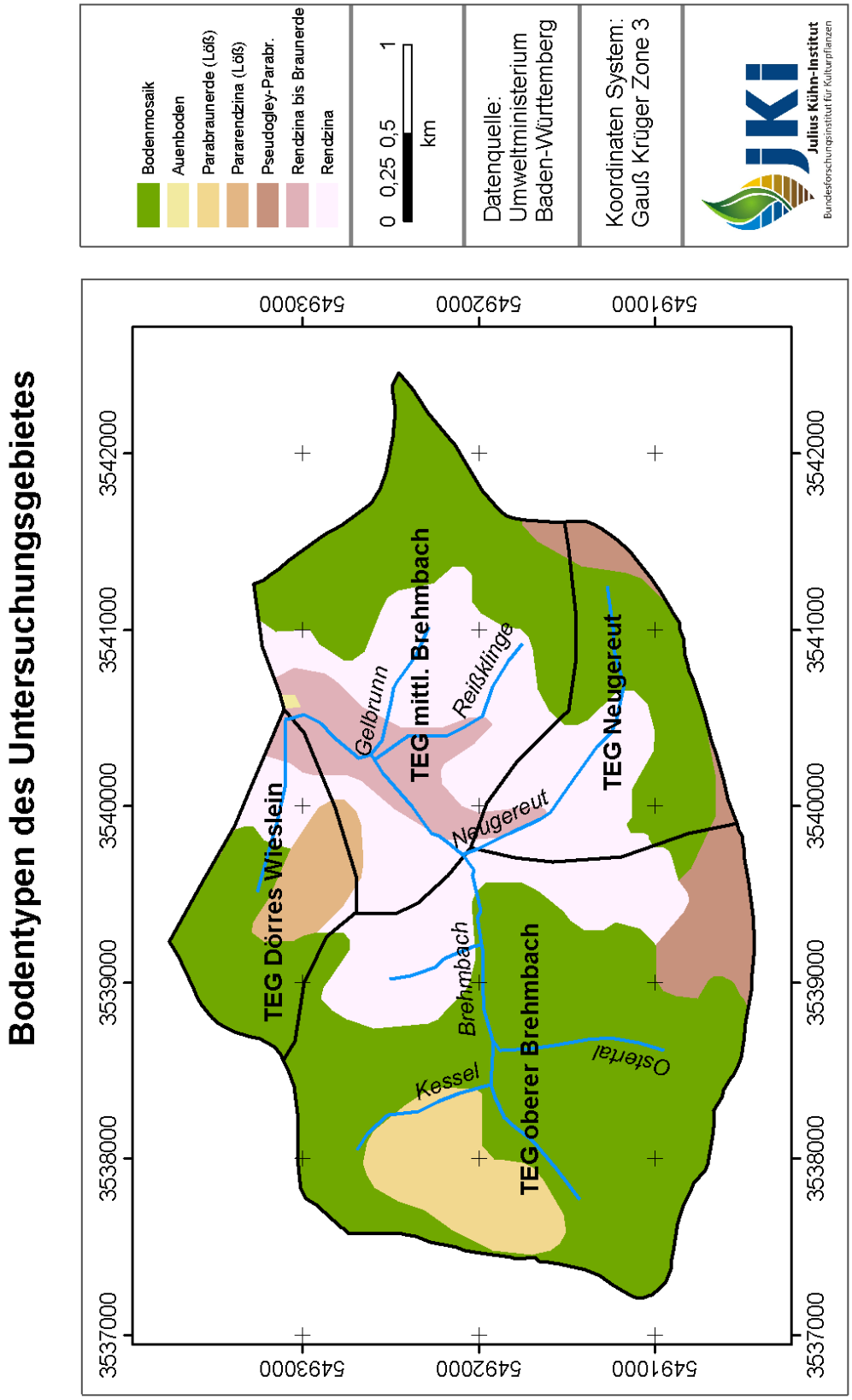

Abbildung 2-4: Bodentypen des Untersuchungsgebietes.

Tabelle 2-3: Charakterisierung des Untersuchungsgebietes.

Eigenschaften	EG des Untersuchungsgebietes
Fläche	1100 ha, davon - Ackerfläche: 663 ha (60%) - Wald/Forst: 353 (32%) - Grünland: 70 ha (7%) - Siedlung/Bebauung: 14 ha (1%)
Teileinzugsgebiete (TEG) (siehe auch Tabelle 2-1)	TEG Oberer Brehmbach: 524 ha TEG Mittlerer Brehmbach: 313 ha TEG Dörre Wieslein: 111 ha TEG Neugereut: 152 ha
Höhenlage	310 – 430 m über NN
Mittlere Hangneigung (25 m Höhenmodell)	5° (Min: 0°, Max: 16,6°)
Bodenartengruppe	Lehm bis Tonböden mit variierenden Skelettanteilen
Hauptbodentypen	Rendzina, Parabraunerde und Braunerden
Ackerzahl	32 – 55
Mittlere Schlaggröße	3 ha (Max: 16,6 ha)
Mittlerer Jahresniederschlag	560 mm
Mittlere Jahrestemperatur	8,6°C (Min: -0,3°C; Max: 17,7°C)

2.5 Eignung des Untersuchungsgebietes

Das Einzugsgebiet des Brehmbachs eignet sich gut, den Einfluss der Bewirtschaftung hinsichtlich der bodenphysikalischen Eigenschaften im direkten Vergleich konventionell/ökologisch zu untersuchen.

Es bestanden gute Kontakte des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) zum landwirtschaftlichen Betrieb von Uwe Wüst (Naturschutzhof 2006). Herr Wüst bewirtschaftet seine Felder im Sinne der *Demeter* Prinzipien biologisch-dynamisch. Die Schläge werden mit minimaler Bodenbearbeitung bewirtschaftet und keinerlei Dünge- oder Pflanzenschutzmittel werden appliziert. Lediglich ein Präparat aus Heilpflanzen, Rindermist, Quarzmehl und Wasser wird auf die Felder ausgebracht. Die biologisch-dynamische Bewirtschaftung kann der ökologischen Landwirtschaft zugeordnet werden und wird im Folgenden als ökologisch bezeichnet. Durch die Mithilfe des BfN und Herrn Wüst ergab sich die Möglichkeit, einen Systemvergleich zwischen ökologischer

und konventioneller Bewirtschaftungsweise auf direkt benachbarten Schlägen durchzuführen. .

2.6 Untersuchungsstandorte

Für die Studie wurden mehrere Untersuchungsflächen entsprechend der Bewirtschaftungsweise, Boden- und Lageverhältnissen ausgewählt.

Jeweils fünf Flächen mit konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung wurden untersucht und auf ihre Eigenschaften verglichen. Die Felder wurden derart ausgesucht, dass jeweils ein Feld unter konventioneller und ein Feld unter ökologischer Bewirtschaftung in direkter Nähe lagen (Abbildung 2-5, Abbildung 2-6), ähnliche Bodenverhältnisse und Hangneigung wurden ebenfalls bei der Auswahl berücksichtigt.

Abbildung 2-5: Zwei Versuchsflächen (Vgl. 1). Die Versuchsflächen befanden sich in direkter Nähe, um einen Vergleich der Messungen zu ermöglichen.

Aus den 10 untersuchten Feldern ergaben sich somit fünf Vergleiche zwischen den beiden Bewirtschaftungsweisen.
Die Flächen unter ökologischer Landwirtschaft werden von dem Demeter Betrieb von U. Wüst bewirtschaftet, die fünf konventionellen Flächen von Landwirten aus der Region. Die Bodenbearbeitung war unter der ökologischen Bewirtschaftung pfluglos, wohingegen auf vier von fünf konventionell bewirtschaften Schlägen der 15-20 cm tief

gepflügt wurde. Die Bodenbearbeitung mit dem Pflug unter der konventionellen Bewirtschaftung stellt die gängige Praxis in der Region dar. Der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Infiltrations- und weitere Bodeneigenschaften wurde exemplarisch an einem Feld (Vergleich 3) untersucht.

Im Allgemeinen wird die Fruchtfolge in der ökologischen als auch in der konventionellen Bearbeitung von Getreide dominiert (Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4: Fruchtfolgen der Untersuchungsflächen.

Vergleich	Bewirt-schaftung	2008	2007	2006	2005
Vgl. 1	ökologisch konventionell	Dinkel W-Weizen	Roggen W-Raps	Einkorn W-Gerste	Buchweizen W-Gerste
Vgl. 2	ökologisch konventionell	Dinkel W-Weizen	Buchweizen W-Raps	Dinkel S-Gerste	Senf/Erbsen W-Weizen
Vgl. 3	ökologisch konventionell°	W-Rübsen W-Roggen	Triticale W-Weizen	Roggen W-Raps	Dinkel W-Gerste
Vgl. 4	ökologisch konventionell	Hafer Dinkel	Dinkel W-Raps	Hirse W-Gerste	Dinkel S-Gerste
Vgl. 5	ökologisch konventionell	Öllein Mais	Einkorn W-Weizen	Menggetreide W-Raps	Grassamen

° pfluglose Bodenbearbeitung

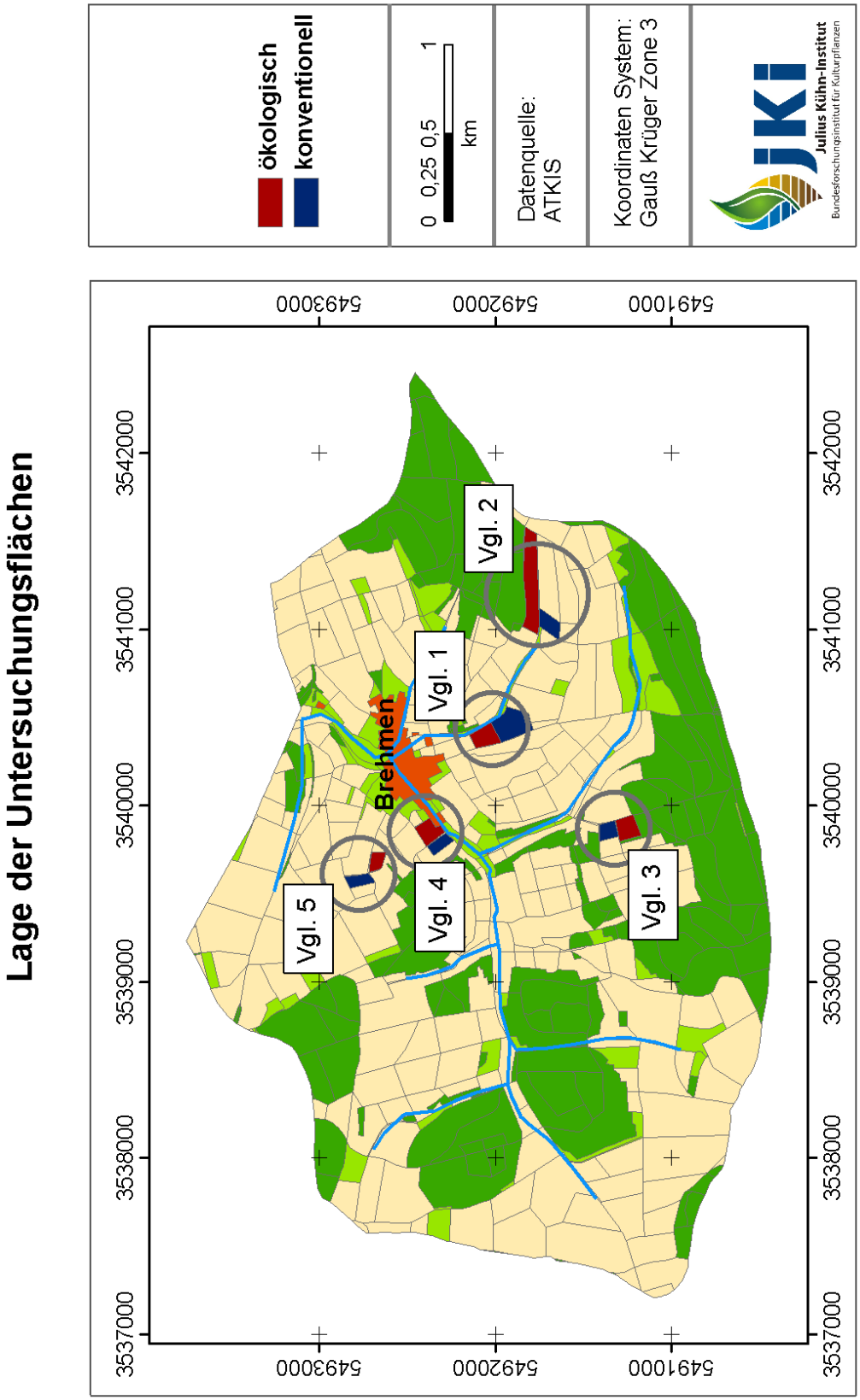

Abbildung 2-6: Lage der Untersuchungsflächen und Darstellung der fünf Vergleiche zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung.

3 MATERIAL UND METHODEN

Alle im Folgenden dargestellten Messungen wurden Anfang Mai 2008 durchgeführt.
In der Studie wurden die Flächen bodenphysikalisch, bodenchemisch und bodenbiologisch untersucht.
Die Digitalisierung von Bodendaten der Bodenschätzung ermöglichte eine Berechnung des potentiellen Wasserrückhaltevermögens des Bodens bei veränderten Bewirtschaftungsweisen und eine regionale Übertragbarkeit der Messwerte.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Methoden und verwendeten Materialien vorgestellt.

3.1 Bodenphysikalische Analysen

Die 10 Standorte wurden auf die bodenphysikalischen Eigenschaften: gesättigte Wasserleitfähigkeit, Eindringwiderstände, Bodendichte, Bodenwassergehalt und Körnungsgrößen untersucht, deren Messmethodik in den folgenden Unterkapiteln beschrieben werden.

3.1.1 Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit

Die Messung der gesättigten Leitfähigkeit ist ein Maß für die maximale Infiltrationsrate. Die gesättigte Leitfähigkeit, auch als kf_{MAX}-Wert bekannt, gibt an wie viel Wasser pro Zeiteinheit durch eine definierte Bodensäule sickert. Bei einem wassergesättigten Boden ist der kf_{MAX} Wert maximal und die Gravitation ist dann die ausschlaggebende Kraft für die Wasserbewegung (Lal und Shukla, 2004).

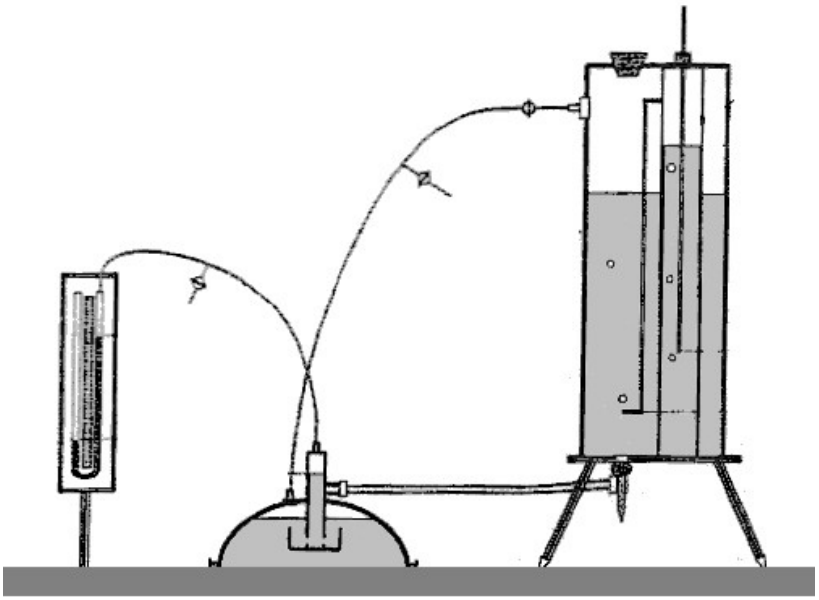

Abbildung 3-1: Der Aufbau des Haubeninfiltrometer. Ein konstanter Wasserüberstau in der Haube (Bildmitte) ermöglicht die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit des Bodens (verändert nach Schwärzel und Punzel, 2007).

Der kf_{MAX} Wert wurde mit einem Haubeninfiltrometer (Schwärzel und Punzel, 2007) für die Testfelder gemessen. Dabei wird die ungestörte Bodenoberfläche mit einer konstanten Wassersäule von 483 cm² Kontaktfläche überstaut und die Versickerungsrate des Wassers in den Boden gemessen (Abbildung 3-1). Bei konstanter Sickerwasserrate ist die gesättigte Wasserleitfähigkeit erreicht und vermerkt.
An jedem Standort wurden drei Wiederholungen durchgeführt und gemittelt, lediglich beim Vergleich 5 konnten im ökologisch bewirtschafteten Feld aufgrund schwieriger Bodenverhältnisse nur zwei Wiederholungen durchgeführt werden.

3.1.2 Messung der Eindringwiderstände

Die Messungen der Eindringwiderstände geben Aufschluss über mögliche Verdichtungen im Untergrund. Zur Messung der Eindringwiderstände des Bodens wurde ein Penetrometer (*Penetrologger* der Firma *Eijkelkamp*) verwendet (Abbildung 3-2). Gemessen wird der benötigte Druck, der nötig ist, einen Metallstab in den Boden zu drücken. Für jeden Standort wurden jeweils 10 Messungen durchgeführt und gemittelt. Die maximale Tiefe der Messungen betrug 80 cm, bei steinigen Böden konnte nur bis zur maximal möglichen Eindringtiefe gemessen werden.

Abbildung 3-2: Verwendeter Penetrologger der Firma Eijkelkamp zur Messung der Eindringwiderstände in den Boden (Links: Skizze mit des Penetrologgers mitsamt Tiefenbezugsplatte; Rechts: Anwendung im Feld).

3.1.3 Messung der Bodendichte und des -wassergehaltes

Die Bodendichte wurde für jeden Schlag in drei Tiefen (0-10 cm, 10-20 cm, 20–30 cm) mit jeweils drei Wiederholungen mittels 100 cm³ Stechzylindern bestimmt. Die Proben wurden vor und nach der Trocknung gewogen und die Lagerungsdichte bestimmt (DIN 18125).

$$LD = \frac{m_f}{V_g}$$

Mit

LD = Lagerungsdichte [g cm^{-3}]

m_f = Trockenmasse des Bodens [g]

V_g = Gesamtvolumen des Bodens [cm³]

Der aktuelle Bodenwassergehalt wurde aus dem Frisch- und Trockengewicht der Stechzylinder bestimmt (DIN 18121). Der gemessene Bodenwassergehalt ist lediglich eine Momentaufnahme des Ist-Zustandes kann aber für den Vergleich zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen Aufschluss über das Wasserspeichervermögen geben.

$$\Theta = \frac{m_w}{m_f} \times 100$$

Mit

Θ = Bodenwassergehalt [mm dm^{-1} oder %]

m_f = Trockenmasse des Bodens [g]

m_w = Frischgewicht des Bodens[g]

3.1.4 Texturananalyse

Die Texturanalyse dient zum Vergleich der Bodentexturen der Standorte. Die Bodentextur wurde gemäß DIN ISO 11277:2002-08 ermittelt, wobei der Feinbodenanteil mit dem Aräometerverfahren (DIN ISO 11277:2002-08, Anhang B) bestimmt wurde.

3.2 Bodenchemische Analysen

Die bodenchemische Analyse ermöglicht generelle Informationen über die Nährstoffversorgung des Bodens.

Für die Untersuchungsflächen wurden an repräsentativen Standorten Bodenproben des Oberbodens (0-30 cm) entnommen und auf den Carbonat-, verfügbare Phosphat- (P), verfügbare Kalium- (K) Magnesium- (Mg), Kohlenstoff- (C) und Stickstoffgehalte (N) analysiert. Darüber hinaus wurde mittels einer pH Elektrode der pH Wert des Oberbodens bestimmt.

Tabelle 3-1: Untersuchte Bodenparameter der bodenchemischen Analyse und deren Nachweismethode.

Bodenparameter	Methode
P	CAL Methode nach Schüller, 1969; Spektralphotometer
K	CAL Methode nach Schüller, 1969; Flammenphotometer
Mg	0,025 mol l^{-1} $CaCl_2$-Lösung nach Schachtschabel, 1956 ; AAS
C	Elementaranalyse
N	Elementaranalyse
Carbonat	Scheibler (DIN ISO 10693)
PH	0,01 M $CaCl_2$-Lösung

Durch die Methodik des Bayerischen Landesamts für Landwirtschaft (2003) konnte die Nährstoffversorgung von P, K und Mg in verschiedene Nährstoffgehaltsstufen unterteilte werden. Dabei ist der Umrechnungsfaktor von verfügbarem P zu P_2O_5 2,29 und von K zu K_2O 1,20.

3.3 Bodenbiologische Analysen

Der Boden ist ein Lebensraum für zahlreiche Organismen von Einzellern bis hin zu tief grabenden Tieren. Die Organismen sind miteinander und dem übrigen Agrarökosystem verknüpft und stehen in Wechselwirkung zueinander (z.B. Foth, 1990). Eine bodenbiologische Analyse ermöglicht Aussagen über den „Gesundheitszustand“ des Bodens.

In dieser Arbeit wurden die Standorte zum einen auf Kenndaten der Regenwurmvorkommen (Unterkapitel 3.3.1), sowie der mikrobiellen Aktivität (Unterkapitel 3.3.2) untersucht.

3.3.1 Erhebung der Regenwurmanzahl und –dichte

Regenwürmer gehören zu den größeren Bodenlebewesen. Sie tragen maßgeblich zu Bodenstruktur und Nährstoffumverteilung im Boden bei (Edwards, 2004). Die zwischen 5 und 110 mm breiten Gänge (Hamblin, 1985) sind von großer Bedeutung für die Wasserinfiltration in den Boden (Edwards, 2004). Dieser Faktor ist von besonderer Wichtigkeit für die Fragestellung dieser Untersuchung.
Aus diesem Grunde wurde für diese Arbeit Regenwurmpopulationen in acht Felder gemäß DIN ISO 23611-1:2007-02 untersucht. Dabei wurde ein Quadratmeter auf 30 cm abgetragen und alle Regenwürmer aus dem Boden entnommen. Auf die abgetragene Fläche wurde zum Beginn der Messung und 15 min später eine Formalinlösung aufgebracht, die Regenwürmer aus den unteren Bodenschichten an die Oberfläche zwingt. Über 30 Minuten wurde die Probenahmestelle beobachtet und erscheinende Regenwürmer entnommen.

Die Regenwürmer wurden nach Bouché (1977) in drei ökologische Gruppen eingeteilt:

- **Epigäische Arten**, deren Lebensraum hauptsächlich in der organisch angereicherten Bodenauflage ist, und die dementsprechend in Ackerböden selten anzufinden sind. Sie haben wenig direkten Effekt auf die Bodenstruktur (Shipitalo und Bayon, 2004).
- **Endogäische Arten**, deren Hauptvorkommen in 10-15 cm Bodentiefe zu finden sind. Dort kann ein intensives Netzwerk von Wurmgängen bestehen (Shipitalo und Bayon, 2004).
- **Anektische Arten**, die in Mineralboden vertikale Gänge von tiefer als 2 m erschaffen und somit tiefgehende Bioporen ermöglichen (Shipitalo und Bayon, 2004).

Zudem wurden die Regenwürmer auf geschlechtsreife (Clittelum vorhanden) untersucht und das individuelle Gewicht wurde mit einer Laborwaage gemessen.

Abbildung 3-3: Ein anektischer Regenwurm erscheint nach Zugabe von Formalinlösung. Diese Regenwürmer bilden tiefe, vertikale Gänge und sind für eine erhöhte Infiltrationsrate von besonderer Bedeutung.

3.3.2 Bodenmikrobielle Analysen

Mikroorganismen und ihre Aktivitäten nehmen eine Schlüsselstellung bei allen Stoffumsatzprozessen im Boden ein. Sie reagieren sensitiv auf Veränderungen von Bodeneigenschaften, die auf Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückgeführt werden können. Vor diesem Hintergrund wurde bei der durchgeführten, vergleichenden Betrachtung von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen eine Bestimmung bodenmikrobiologischer Parameter durchgeführt.
Im Labor wurde die Dehydrogenase -, Phosphatase – und Protease Aktivität mit jeweils zwei Wiederholungen gemessen.

Dehydrogenase-Aktivität (DHA)
Die Dehydrogenase-Aktivität dient als Indikator für alle mit oxidativer Aktivität in Zusammenhang stehenden, mikrobiellen Prozesse durch Bodenmikroorganismen.
Die Bestimmung erfolgte modifiziert nach Thalmann (1968) beschrieben von Schinner *et al.* (1993), unter Zugabe von Triphenyltetrazoliumchloridlösung (TTC) und anschließender 24stündiger Inkubation bei 30°C. Das freigesetzte und extrahierte Triphenylformazan (TPF) wurde photometrisch gemessen.

Alkalische Phosphatase-Aktivität (APA)
Alkalische Phosphatase wird von Mikroorganismen bei der Mineralisierung von organisch gebundenem Phosphor gebildet. Die APA wurden gemäß einer modifizierter Methode nach Tabatabai (1982) beschrieben von Schinner *et al.* (1993) gemessen. Unter Zugabe von p-Nitrophenylphosphatlösung wurde der Boden 1h bei 37°C inkubiert und die freigesetzte Menge an p-Nirophenol photometrisch bestimmt.

Protease-Akivität (PTA)
Proteine stellen im Boden eine leicht mobilisierbare Stickstoffquelle dar. Die vor allem durch Bakterien und Pilzen gebildeten Proteasen dienen als Katalysator für den Abbau von proteinhaltigen Verbindungen zu Aminosäuren im Boden. Nach Ladd und Butler

(1972), beschrieben von Schinner *et al.* (1993) erfolgte die Bestimmung der Protease-Aktivität unter Zugabe von Na-Caseinat und anschließender Inkubation von 2 h bei 50°C. Die freigesetzten Aminosäuren wurden mit Trichloressigsäure extrahiert und photometrisch bestimmt.

3.4 Aufbereitung der Bodenkarten

Flächendeckende Bodeninformationen in hoher räumlicher Auflösung sind für Deutschland als Bodenschätzungsinformationen verfügbar. Für Baden-Württemberg liegen diese Daten bisher nur analog als Papierausdrucke bei den Finanzämtern vor (Abbildung 3-4). Zwölf Flurstückkarten im Maßstab von 1:1500 wurden gescannt, geo-referenziert und digitalisiert. Die Bodeninformation besteht aus einem sogenannten Klassenzeichen. Das Klassenzeichen wiederum enthält für Ackerland drei Angaben:

a) Die Bodenart
b) Die Entstehung
c) Die Zustandsstufe

Für Grünland setzt sich das Klassenzeichen aus vier Angaben zusammen:

a) Bodenart
b) Bodenstufe (Abschätzung des Humusgehaltes)
c) Klima
d) Wasserverhältnisse

Die Bodenschätzung wurde in den 1930er Jahren als Grundlage für die Besteuerung entwickelt, die beschriebenen Bodenarten sind nicht direkt mit der heute üblichen Texturangaben zu vergleichen, da andere Labormethoden verwendet wurden.
Die Bodenschätzungsdaten lassen sich aber über Tabellen in Daten der heutigen Kartieranleitung 5 (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden, 2005) überführen (Wallbaum, 1991; Preetz, 2003).

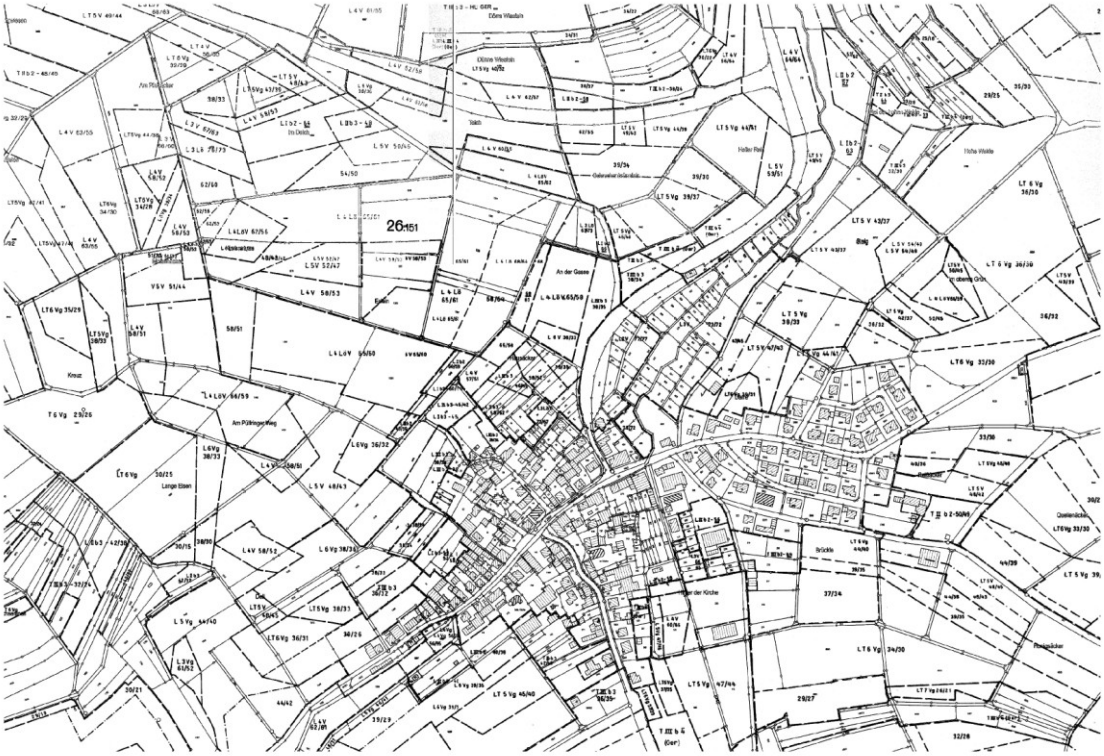

Abbildung 3-4: Ausschnitt der Flurkarte mit Bodenschätzungsinformationen.

3.4.1 Konvertierung der Bodeninformationen

Die Bodenarten der Bodenschätzung müssen in das aktuelle bodenkundliche Klassifikationssystem übersetzt werden. Die Arbeiten von Wallbaum (1991) und Preetz (2003) haben eine Zuordnung der Bodenarten entwickelt. Über die Bodenart der KA 5 lässt sich dann die gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte bestimmen. Die Zusammenfassung des Übersetzungsschlüssels ist in Tabelle 3-2 dargestellt.

Tabelle 3-2: Zuordnung der Bodenarten der Bodenschätzung zu den Bodenarten der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5), sowie die dazugehörigen kf-Werte nach Lagerungsdichte (nach Wallbaum, 1991; Preetz, 2003 und Ad-hoc Boden, 2005).

Bodenart BS/ Entstehung		Bodenarten KA5	kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 1-2	kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 3	kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 4-5
S (= S)	D	Ss	372	270	121
	Al	Ss	372	270	121
	V	Ss	372	270	121
Sl (= l-S)	D	Sl2, Sl3, Su3	134, 96, 83	77, 51, 40	43, 20, 14
(l --) S	D	Sl2, Su2	134, 157	77, 86	43, 46
l -- S	D	Sl2, Su2	134, 157	77, 86	43, 46
l - S	Al	Sl3	96	51	20
(l --) S	Al	Su2 * (1)	157	86	46
l -- S	Al	Sl2, Su2	134, 157	77, 86	43, 46
l - S	V	Sl3	96	51	20
l -- S	V	Sl2	134	77	43
lS (= lS)	D	Sl3, Su3	96, 83	51, 40	20, 14
lS	Lö	Us	34	10	4
l - S	Lö	Sl3, Su3 (2)	96, 83	51,40	20, 14
lS	Al	Sl2, Sl3	134, 96	77, 51	43, 20
lS	V	Sl3, Sl4	96, 104	51, 38	20, 17
SL (= l+S)	D	Sl3, Sl4	96, 104	51, 38	20, 17
t - S	D	Su2	157	86	46
l + S	Lö	Us, Uls	34, 43	10, 17	4, 5
t - S	Lö	Sl3, St2, Us * (3)	96, 156, 34	51, 94, 10	20, 53, 4
l + S	Al	Sl3	96	51	20
t - S	Al	Sl3 *	96	51	20
l + S	V	Sl4	104	38	17
t - S	V	Sl2, Sl3 *	134, 96	77, 51	43, 20
sL (= sL)	D	Sl4	104	38	17
tS	D	Sl2, Sl3, Sl4 *	134, 96, 104	77, 51, 38	43, 20, 17
t + S	D	Ls4 *	88	33	11
s + L	D	Sl3, Ls4	96, 88	51, 33	20, 11
sL	Lö	Sl3, Ls3, Ts3, Tt * (4)	96, 82, 68, 24	51, 27, 15, 2	20, 82, 8, 2
tS	Lö	St3, Ls3, Ls4 * (3)	129, 82, 88	49, 27, 33	21, 82, 11
s + L	Lö	Ls2 * (3)	57	24	9
sL	Al	Slu, Sl4, Ls2, Ls4	58, 104, 57, 88	24, 38, 24,33	10, 17, 9, 11
tS	Al	Sl3, Sl4 *	96, 104	51, 38	20, 17
t + S	Al	Sl4 * (1)	104	38	17
s + L	Al	Ls3, Ls4 *	82, 88	27, 33	10, 11
sL	V	Ls2	57	24	9
tS	V	Sl4 *	104	38	17
t + S	V	Lt3, Lts *	32, 37	14, 17	6, 7
s + L	V	Ls3	82	27	10
L (= L)	D	Slu, Lt2, Lts, Tu3	58, 45, 37, 23	24, 18, 17, 14	10, 8, 7, 5
s - L	D	Ls3, Ls4 *	82, 88	27, 33	10, 11

Bodenart BS/ Entstehung		**Bodenarten KA5**	**kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 1-2**	**kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 3**	**kf-Wert [cm d^{-1}] Ld 4-5**
fsL	D	Ls2, Lu	57, 51	24, 20	9, 6
L	Lö	Ut2, Lu	35, 51	7, 20	1, 6
s - L	Lö	Ls4, Us, Uls * (3)	88, 34, 43	33, 10, 17	11, 4, 5
fs + L	Lö	Uu, Us, Ut4	28, 34, 51	8, 10, 14	5, 4, 3
FsL	Lö	Uu, Us, Ut3, Lu	28, 34, 38, 51	8, 10, 10, 20	5, 4, 4, 6
fs - L	Lö	Ut4, Lu	51, 51	14, 20	3, 6
L	Al	Lt2	45	18	8
s - L	Al	Ls2, Ls3, Lu	57, 82, 51	24, 27, 20	9, 10, 6
fs + L	Al	Uls, (Ut2 *)	43, 35	17, 7	5, 1
FsL	Al	Ls2, Lu	57, 51	24, 20	9, 6
fs - L	Al	Lt2, Lu	45, 51	18, 20	8, 6
L	V	Lt2, Tu3, Lu	45, 23, 51	18, 14, 20	8, 5, 6
s - L	V	Ls2, Ls3, Lu	57, 82, 51	24, 27, 20	9, 10, 6
fs + L	V	Ls3, Lt2	82, 45	27, 18	10, 8
FsL	V	Ls2, Lu	57, 51	24, 20	9, 6
fs - L	V	Ls2, Ls3	57, 82	24, 27	9, 10
LT (= t+L)	D	Ts2, Ts3, Tt	30,68,24	6, 15, 3	1,8,2
t + L	Al	Tl *	35	11	3
t - L	Al	Ls3 (2)	82	27	10
t + L	V	Lt3, Tu3 (2)	32, 23	14, 14	6, 5
t - L	V	Lt2 (1)	45	18	8
T (= T)	D	Tl, Tt * (2)	35, 24	11, 3	3, 2
ST	D	Ts3, Ts4 *	68, 108	15, 38	8, 11
LT	D	Tt *	24	3	2
T	Al	Tl * (1)	35	11	3
ST	Al	Lts (1)	37	17	7
LT	Al	Tl *	35	11	3
T	V	Tl *	35	11	3
ST	V	Ls3 *	82	27	10
LT	V	Tu3, Tl	23, 35	14, 11	5, 3
Anmerkungen: * Daten für Unterboden (3) Probenanzahl, hier nur bei geringer Probenanzahl angegeben					

Mit Hilfe der Tabelle wurde für jedes Flurstück der Bodenkarte die gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte bestimmt. Bei vielen Bodenarten ergibt sich ein Werte-Spanne der angegebenen kf-Werte, die recht groß sein kann (Bsp. Sl, Ld 1-2: 83-134), es wurden dann die gemittelten Werte verwendet.

3.4.2 Bestimmung der hydrologischen Bodengruppen

Die Modellierung des Wasserrückhaltevermögens basiert auf einer Methode des U.S Soil Conservation Service (SCS-Verfahren) (NRCS, 1986). Das Modell wird genauer in Kapitel 3.5 beschrieben. Eine grundlegende Eingangsinformation dieses Modells sind die sogenannten hydrologischen Bodengruppen (hydrologic soil groups, HSG), es handelt sich dabei um eine Bodenklassifikation anhand der kf-Werte der Böden. Die Böden werden allgemein in vier HSGs mit folgenden Eigenschaften unterteilt (DVWK, 1984):

Bodentyp A:

Böden mit großem Versickerungsvermögen, auch nach starker Vorbefeuchtung, z. B.: tiefe Sand- und Kiesböden (kf-Werte: 18,24 - 27,36 cm d^{-1}).

Bodentyp B:

Böden mit mittlerem Versickerungsvermögen, tiefe bis mäßig tiefe Böden mit mäßig feiner bis mäßig grober Textur, z. B.: mitteltiefe Sandböden, Löß, (schwach) lehmiger Sand (kf-Werte: 9,12 -18,24 cm d^{-1}).

Bodentyp C:

Böden mit geringem Versickerungsvermögen, Böden mit feiner bis mäßig feiner Textur oder mit wasserstauender Schicht, z. B.: flache Sandböden, sandiger Lehm (kf-Werte: 3,12 - 9,12 cm d^{-1}).

Bodentyp D:

Böden mit sehr geringem Versickerungsvermögen, Tonböden, sehr flache Böden über nahezu undurchlässigem Material, Böden mit dauernd sehr hohem Grundwasserspiegel (kf-Werte: < 3,12 cm d^{-1}).

Mit den zuvor ermittelten kf-Werten der Bodenarten konnten die Böden anschließend den hydrologischen Bodengruppen zugeordnet werden.

3.5 Ableitung des potentiellen Wasserrückhalte-vermögens

Die SCS *Curve Number* Methode ist ein einfaches, weit verbreitetes Modell zur Bestimmung des Oberflächenabflusses in einer Region nach einem Niederschlagsereignis. Obwohl die Methode für einzelne Niederschlagsereignisse entwickelt wurde, lassen sich weitere wichtige Gebietsparameter mit dem Modell bestimmen. Die Anforderungen an die Eingangsdaten sind sehr gering, es werden nur Niederschlagsdaten und die sogenannte *Curve Number* benötigt. Zur Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens eines Gebietes werden lediglich die Landnutzung und die hydrologische Bodengruppe benötigt. Der Zusammenhang der Ein- und Ausgangsdaten lässt sich über folgende Formeln verdeutlichen:

Gesamtabfluss:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S}$$

Mit:

Q = Gesamtabfluss

P = Niederschlag

I_a = Vorfeuchte

S = Wasserrückhaltevermögen

Wasserrückhaltevermögen:

$$S = \frac{1000}{CN} + 10$$

Mit:

CN = Curve Number.

Die *Curve Number* ist eine Gebietskenngröße, die empirisch vom NRCS bestimmt wurde. Dabei wurden über 30 Jahre Niederschlags-Abfluss Ereignisse vieler kleinerer Einzugsgebiete ausgewertet und *Curve Numbers* für verschiedenste Nutzungen berechnet (DVWK, 1984). Inhaltlich kann die *Curve Number* als ein Maß für die Wasserdurchlässigkeit interpretiert werden; eine *Curve Number* von 100 führt demnach zu einem Wasserrückhaltevermögen von 0, je geringer die *Curve Number*, desto besser die Wasseraufnahmefähigkeit.

Das Modell wurde in den USA entwickelt, eine Anpassung der *Curve Number* an deutsche Bodenverhältnisse wurde vom DVWK (1984), Halbfaß (2005) mit eigenen Messungen durchgeführt. Die *Curve Number* selbst lässt sich in Abhängigkeit von der HSG und der Nutzung tabellarisch ermitteln:

Tabelle 3-3: Zuordnung der Curve Number Werte in Abhängigkeit von der Landnutzung und der hydrologischen Bodengruppe (nach DVWK, 1984; Halbfaß, 2005; eigene Messungen).

Nutzung	Hydrologische Bodengruppe (HSG)			
	A	B	C	D
Ackerland (konventionell)	67	87	86	89
Ackerland (konservierend)	62	73	73	80
Ackerland (ökologisch)	50	77	76	79
Grünland	39	61	74	80
Schwarzbrache	77	86	91	94
Wald (locker)	45	66	77	83
Wald (mittel)	36	60	73	79
Wald (dicht)	25	55	70	77
Heide	50	58	71	78
Moor	45	48	61	68
Gemische Nutzung	59	74	82	86
Gartenland	50	58	71	78
Sonderkultur	55	60	73	79
Lockere Bebauung	80	87	91	93
Dichte Bebauung/Straßen	100	100	100	100
Wasserflächen	100	100	100	100

Genau genommen variieren die *Curve Number* Werte mit der vorhandenen Vorfeuchte, für die weitere Auswertung wurde jedoch von mittleren Bodenfeuchte Verhältnissen (Klasse II) ausgegangen.

Die Landnutzungsinformationen wurden aus dem Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) entnommen. Die Vektordaten enthalten die aktuelle Landnutzung auf der Maßstabsebene von 1:5000.

Durch die Kombination der Landnutzungsdaten mit den *Curve Number* Werten, konnten für jedes Landnutzungspolygon der Teileinzugsgebiete das potentielle Wasserrückhaltevermögen (S) errechnet werden. Mit der Verrechnung der Flächengröße lassen sich die Wassermengen berechnen, die von den Böden zurückgehalten werden können. Durch die Variation der Landnutzung bzw. des Managements lassen sich Szenarien entwickeln, anhand derer sich der Einfluss der Landbewirtschaftung auf das Wasserrückhaltevermögen simulieren lässt. Es wurden 3 Szenarien berechnet:

1. Status quo:
   Wasserrückhaltevermögen unter der derzeitigen Bewirtschaftung.

2. Konventionell:
   Die gesamte Region wird konventionell bewirtschaftet.

3. Ökologisch:
   Die gesamte Region wird ökologisch bewirtschaftet.

4 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse werden in den Unterkapiteln der bodenphysikalischen Analysen, der Bodenchemische Analysen, der Bodenbiologische Analysen und der räumlichen Berechnung des Wasserrückhaltes des Bodens unterteilt.

4.1 Bodenphysikalische Analysen

Die Ergebnisse der bodenphysikalischen Messungen beinhalten die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit, die Messung der Eindringwiderstände, die Messung der Bodendichte und des -wassergehaltes und die Texturananalyse des Bodens.

4.1.1 Infiltrationsrate

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Standorte betrug zwischen 0,22 cm min^{-1} und 2,10 cm min^{-1}. Es konnte sowohl eine starke Abhängigkeit des Standortes als auch der Bewirtschaftungsweise erkannt werden (Tabelle 4-1). Es konnte jedoch kein Einfluss der pfluglosen Bodenbearbeitung auf die Infiltrationseigenschaften erkannt werden (Vergleich 3 in Tabelle 4-1).

Im Mittel war die gesättigte Wasserleitfähigkeit der ökologischen Flächen bei dem Vergleich mit den konventionell geführten Schlägen um 83% erhöht. Dabei variierten die Unterschiede von mehr als 100% (Vergleichsfläche 1) bis weniger als 70% (Vergleichsflächen 1 und 4).

Tabelle 4-1: Gesättigte Wasserleitfähigkeit der Standorte.

Vergleich	Bewirt-schaftung	Messung 1 [cm min^{-1}]	Messung 2 [cm min^{-1}]	Messung 3 [cm min^{-1}]	Mittelwert [cm min^{-1}]	
Vgl. 1	ökologisch	1,56	1,85	2,10	1,84	**
	konventionell	0,98	0,84	1,52	1,11	
Vgl. 2	ökologisch	0,42	0,65	0,94	0,67	*
	konventionell	0,32	0,40	0,29	0,33	
Vgl. 3	ökologisch	1,33	1,09	0,92	1,11	***
	konventionell°	0,65	0,50	0,53	0,56	
Vgl. 4	ökologisch	0,40	0,59	0,45	0,48	*
	konventionell	0,22	0,38	0,28	0,29	
Vgl. 5	ökologisch	0,96	0,27	-	0,62	n.s.
	konventionell	0,23	0,38	0,41	0,34	

*** = sig. bei $p < 0,025$; ** = sig. bei $p < 0,05$; * = sig. bei $p < 0,1$; n.s. = nicht signifikant

° pfluglos

Die auftretenden kleinräumigen Unterschiede der gesättigten Wasserleitfähigkeit sind hoch. Auf jedem Schlag wurden drei Messungen durchgeführt. Bei dem Vergleich der drei Messungen untereinander zeigt sich eine starke Variation. So zeigt z.B. die ökologische Fläche 5 eine Schwankung von mehr als 300% (Tabelle 4-1). Im Allgemeinen zeigt sich allerdings, dass die kleinräumige Variation geringer ist als die Variation zwischen den Bewirtschaftungsweisen.

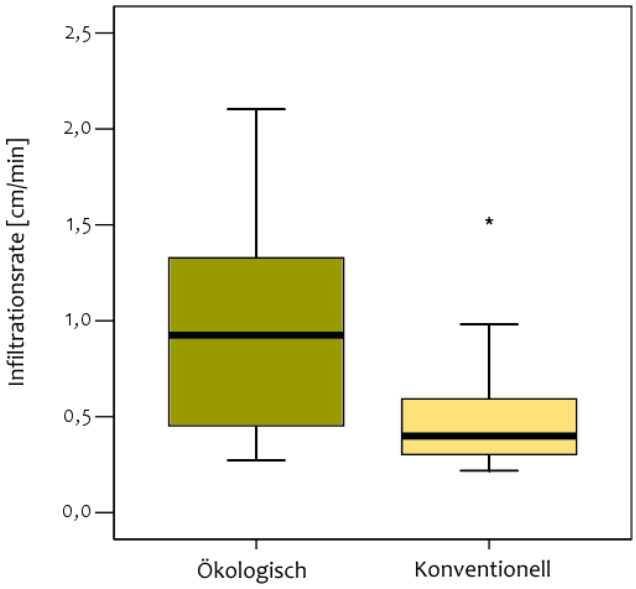

Abbildung 4-1: Vergleich der gesättigten Wasserinfiltrationsrate bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Signifikant mit $p < 0,05$).

4.1.2 Eindringwiderstände

Mit einem Penetrologger wurden die Eindringwiderstände des Bodens bis zu maximal 80 cm Tiefe gemessen. Mit wenigen Ausnahmen konnte bis auf die maximale Tiefe vorgedrungen werden. Lediglich bei den Vergleichsflächen 4 und der ökologisch bewirtschafteten Fläche von Vergleich 3 limitierte ein hoher Skelettanteil des Bodens Messungen tiefer als 25 bzw. 55 cm.

Hohe Eindringwiderstände können Verdichtungen des Bodens aufzeigen. Besonders das Befahren des Ackers mit schweren Saat- oder Erntemaschinen kann zu solchen Verdichtungen führen. Dabei werden die Hohlräume des Bodens, wie z.B. Regenwurmgänge zerstört. Somit kann verdichteter Boden weniger Wasser speichern und fördert den Oberflächenabfluss.

Die Messungen zeigen im Allgemeinen erhöhte Eindringwiderstände bei konventionell bewirtschafteten Böden (Abbildung 4-2). Nur bei dem Vergleich 2 ergibt sich ein umgekehrtes Bild. Ein positiver Einfluss der pfluglosen Bodenbearbeitung auf die Eindringwiderstände kann nicht erkannt, eine erhöhte Verdichtung zeigt sich zudem zwischen 10-20 cm Bodentiefe, die vermutlich auf die fehlende Auflockerung des Oberbodens zurückzuführen ist (Abbildung 4-2, Vergleich 3).

Tabelle 4-2: Eindringwiderstände in den Boden bis maximal 80 cm Tiefe.

Vergleich	Bewirtschaftung	0,1 Quantil [mPa]	Mittelwert [mPa]	0,9 Quantil [mPa]	
Vgl. 1	ökologisch	106	173	208	***
	konventionell	108	200	242	
Vgl. 2	ökologisch	159	184	215	***
	konventionell	104	132	162	
Vgl. 3	ökologisch	129	152	183	***
	konventionell°	180	203	267	
Vgl. 4	ökologisch	122	178	246	***
	konventionell	112	257	350	
Vgl. 5	ökologisch	90	176	260	***
	konventionell	178	243	284	

*** = sig. bei $p < 0,025$; ** = sig. bei $p < 0,05$; * = sig. bei $p < 0,1$; n.s. = nicht signifikant

° pfluglos

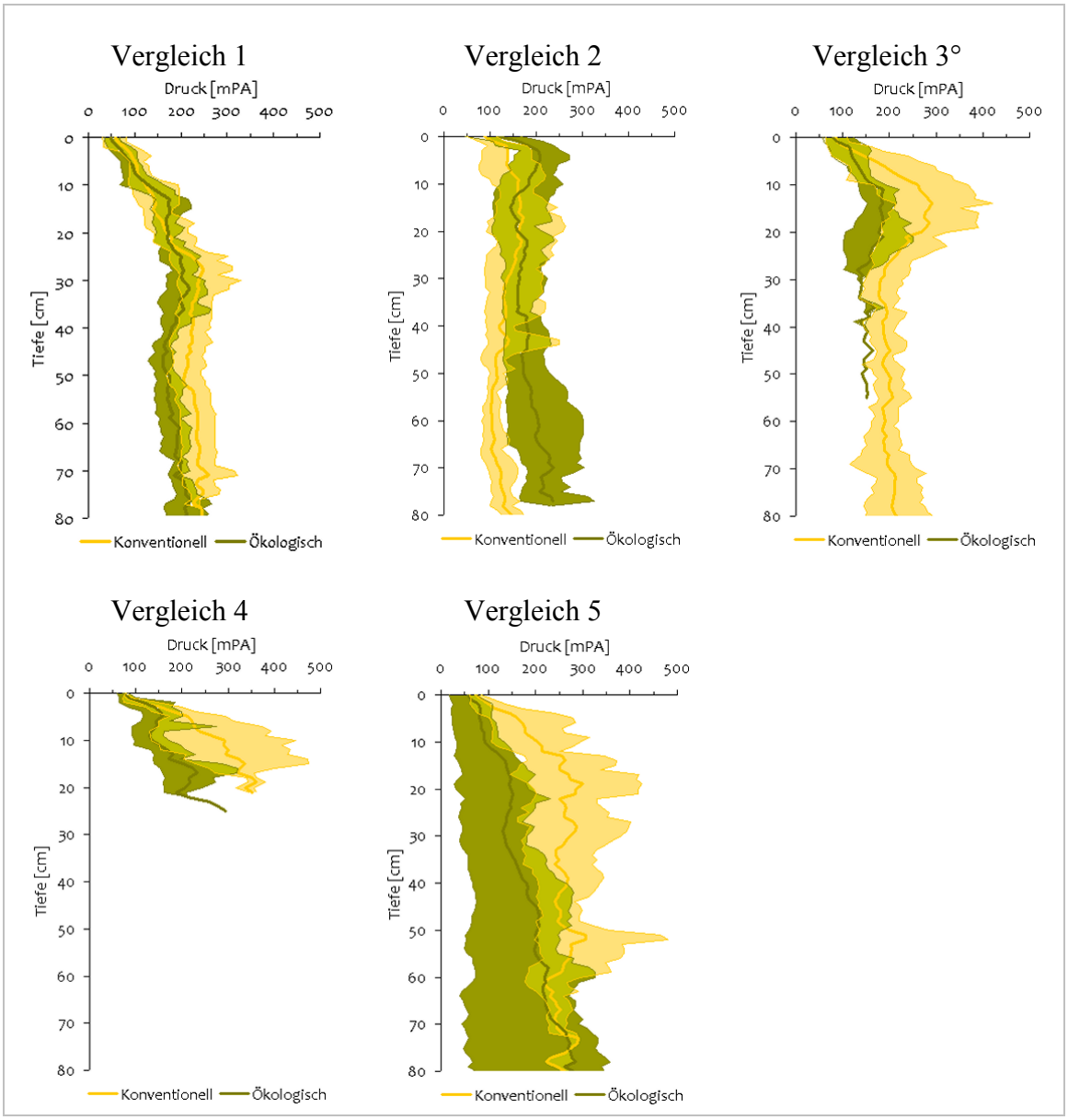

Abbildung 4-2: Eindringwiderstände der 10 Testfelder. Mittelwerte (dicke Linie) mit 0,1 und 0,9 Quantil der 10 Messungen (° pfluglose Bodenbearbeitung der konventionellen Bewirtschaftung).

4.1.3 Bodendichte und Bodenwassergehalt

Die mit Stechzylindern gemessene Bodendichte zeigt nur geringe Unterschiede hinsichtlich der Bewirtschaftung.

Im Mittel ist die Dichte des Bodens bis zu 30 cm Tiefe bei beiden Bewirtschaftungsformen ähnlich (Tabelle 4-3). Im Vergleich 3 besitzt der ökologisch bewirtschaftete Boden eine niedrigere Bodendichte während im Vergleich 5 die konventionelle geführte Fläche niedrigere Werte aufzeigt.
Nach dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (Müller, 1997) kann die Lagerungsdichte als *sehr gering* für Werte unterhalb 1,4 g cm^{-3} und *gering* für Werte zwischen 1,4 und 1,6 g cm^{-3} klassifiziert werden (Lagerungsdichteklasse 1-2). Alle entnommenen Bodenproben fallen in eine dieser beiden Klassen.

Tabelle 4-3: Bodendichte in g cm^{-3}.

Vergleich	Bewirtschaftung	0 - 10 cm		10 - 20 cm		20 - 30 cm		0 - 30 cm	
Vgl. 1	ökologisch	1,24	n.s.	1,31	n.s.	1,39	n.s.	1,31	n.s.
	konventionell	1,31		1,38		1,44		1,38	
Vgl. 2	ökologisch	1,38	**	1,40	n.s.	1,39	n.s.	1,39	***
	konventionell	1,26		1,35		1,35		1,32	
Vgl. 3	ökologisch	1,01	n.s.	1,27	n.s.	1,36	n.s.	1,21	n.s.
	konventionell°	1,06		1,35		1,45		1,28	
Vgl. 4	ökologisch	1,19	n.s.	1,43	n.s.	1,41	n.s.	1,34	n.s.
	konventionell	1,33		1,44		1,36		1,38	
Vgl. 5	ökologisch	1,43	***	1,43	n.s.	1,54	n.s.	1,47	n.s.
	konventionell	1,20		1,38		1,51		1,37	

*** = sig. bei $p < 0,025$; ** = sig. bei $p < 0,05$; * = sig. bei $p < 0,1$; n.s. = nicht signifikant
° pfluglos

Aus den Stechzylinderproben wurde des Weiteren der aktuelle Bodenwassergehaltes bestimmt. Die Bestimmung des Bodenwassergehaltes ist lediglich eine Momentaufnahme des aktuellen Zustandes, sie ermöglicht einen Vergleich der unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen. Es zeigt sich ein klarer Trend erhöhter Wassergehalte im ökologisch bewirtschaftetem Boden (Tabelle 4-4). Im Durchschnitt

besitzt ist der Boden um 2,6 % mehr Bodenwasser, dies entspricht 26 l bei einem Meter Bodenmächtigkeit.

Tabelle 4-4: Bodenwassergehalt in mm dm^{-1} (bzw. %).

Vergleich	Bewirtschaftung	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		0-30 cm	
Vgl. 1	ökologisch	20,01	n.s.	15,34	n.s.	16,90	n.s.	17,42	n.s.
	konventionell	12,81		15,99		12,81		13,87	
Vgl. 2	ökologisch	12,37	n.s.	15,14	n.s.	14,30	n.s.	13,94	n.s.
	konventionell	12,77		10,15		14,09		12,34	
Vgl. 3	ökologisch	11,37	*	11,95	**	12,80	*	12,04	***
	konventionell°	6,81		6,89		8,90		7,53	
Vgl. 4	ökologisch	9,99	n.s.	12,76	***	12,93	*	11,89	*
	konventionell	10,52		10,66		11,42		10,87	
Vgl. 5	ökologisch	14,39	***	16,22	***	12,74	n.s.	14,45	***
	konventionell	11,67		12,18		13,21		12,35	

*** = sig. bei $p < 0,025$; ** = sig. bei $p < 0,05$; * = sig. bei $p < 0,1$; n.s. = nicht signifikant
° pfluglos

4.1.4 Bodentextur

Die Messung der Bodenart ist von besonderer Bedeutung für die Fragestellung der Arbeit. Die Bodenart wird über die Kornfraktion definiert und beeinflusst die maximale Infiltrationsrate des Bodens (Sandböden weisen hohe kf_{MAX}-Werte auf, Tonböden niedrige). Die Bodenarten dürfen sich innerhalb der Vergleichsflächen nicht stark voneinander unterscheiden, da sonst ein Vergleich zwischen der konventionellen und ökologischen Bewirtschaftung erschwert würde.

Die Bodenart aller untersuchten Schläge ist ein schwach bis mittel schluffiger Ton (Tabelle 4-5). Die Bodenarten können somit als einheitlich für die Vergleichsflächen angenommen werden und ein direkter Vergleich zwischen den Bewirtschaftungsformen ist möglich.

Tabelle 4-5: Bodenart der untersuchten Standorte.

Vergleich	Bewirtschaftung	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Bodenart nach BGR (2000)
Vgl. 1	ökologisch	2,1	52,1	45,8	Tu 2
	konventionell	2,2	51,5	46,3	Tu 2
Vgl. 2	ökologisch	11,3	58,5	30,3	Lu/Tu3
	konventionell	11,3	52,1	36,5	Tu3
Vgl. 3	ökologisch	3,3	44,6	52,0	Tu 2
	konventionell°	3,0	60,8	36,2	Tu3
Vgl. 4	ökologisch	3,3	63,0	33,7	Tu3
	konventionell	6,1	56,6	37,4	Tu3
Vgl. 5	ökologisch	1,2	60,9	37,8	Tu3
	konventionell	1,9	54,9	43,5	Tu3

° pfluglos

Nach der Methodik des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (Müller, 1997) können die allein texturbedingten Werte der maximalen Infiltrationsrate bestimmt werden. Es ergibt sich eine Rate von 20 cm d^{-1} für die Bodenart Tu2 und 27 cm d^{-1} für die Bodenart Tu3. Die Werte sind deutlich geringer (circa Faktor 1000) als die im Feld

bestimmten. Dies unterstreicht die Bedeutung der sekundären, also nicht texturbedingten Bodenporen auf die Infiltrationsrate.

4.2 Bodenchemische Analysen

Die gemessenen bodenchemischen Analysen zeigen keine Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsweise (Tabelle 4-6).

Bei der Einstufung in Nährstoffgehaltsstufen nach dem Bayerische Landesamt für Landwirtschaft (2003) von sehr gering (A), über einen anzustrebenden Wert (C) bis sehr hoch (E) sind Unterschiede zwischen den Flächen zu erkennen. Es besteht jedoch, wie erwähnt kein Bezug zur Bewirtschaftungsweise.

Tabelle 4-6: Ergebnisse der bodenchemische Analyse. Eine Einteilung in Gehaltsstufen von sehr gering (A) bis E (sehr hoch) konnte für P, K und Mg durchgeführt werden (Bayerische Landesamt für Landwirtschaft, 2003).

Vergleich	Bewirt-schaftung	P_2O_5	K_2O	Mg	pH	C	N	Carbonat
		- - [mg/100g Boden] - -				[%]	[%]	[%]
Vgl. 1	ökologisch	17 (C)	40 (E)	9 (B)	6,6	2,0	0,2	0,0
	konventionell	16 (C)	27 (D)	8 (B)	6,7	1,9	0,2	0,0
Vgl. 2	ökologisch	6 (B)	21 (C)	10 (C)	5,9	2,0	0,2	0,3
	konventionell	6 (B)	13 (B)	13 (C)	5,1	2,1	0,2	0,1
Vgl. 3	ökologisch	18 (C)	34 (D)	7 (B)	7,0	2,8	0,3	1,6
	konventionell °	11 (C)	25 (C)	7 (B)	6,8	2,1	0,2	0,5
Vgl. 4	ökologisch	27 (D)	48 (E)	8 (B)	6,9	2,5	0,3	0,3
	konventionell	52 (E)	40 (E)	11 (C)	7,1	2,6	0,3	2,0
Vgl. 5	ökologisch	8 (B)	12 (B)	7 (B)	7,1	1,5	0,2	0,5
	konventionell	12 (C)	32 (D)	9 (B)	6,9	2,3	0,3	0,7

° pfluglos

4.3 Bodenbiologische Analysen

Die Bodenbiologische Analyse wurde unterteil in die Erhebung der Regenwurmanzahl und –dicht (Unterkapitel 4.3.1) und die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität (Unterkapitel 4.3.2).

4.3.1 Erhebung der Regenwurmanzahl und –dichte

Bei der Betrachtung der Anzahl der Regenwürmer auf den jeweiligen Vergleichsflächen zeigt sich durchgehend eine höhere Zahl an Regenwürmern auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen (Tabelle 4-7). Im Vergleich mit den konventionell bewirtschafteten Flächen liegt die Anzahl der Individuen im Durchschnitt signifikant höher (+ 41%; Signifikanzniveau $p < 0{,}025$; Abbildung 4-3). Bei der konventionellen Bewirtschaftung wurden im Durchschnitt 95 Regenwürmer m^{-2} gemessen und bei ökologischer 134 Regenwürmer m^{-2}.

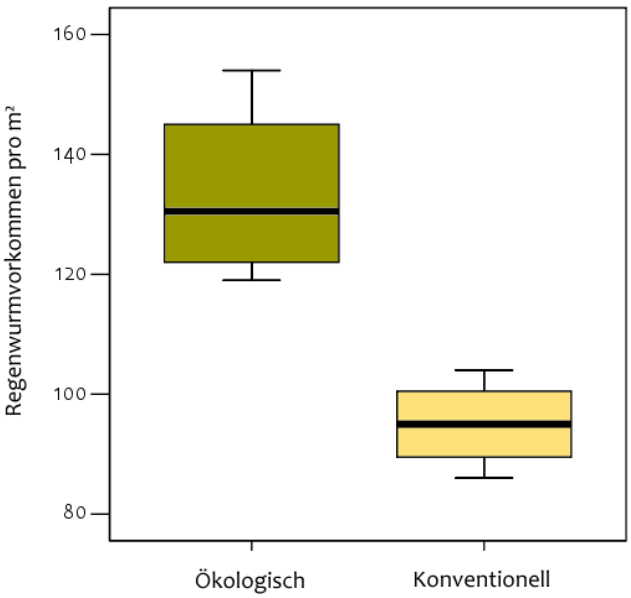

Abbildung 4-3: Die Kennwerte der Regenwurmvorkommen unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Signifikant mit p < 0,025).

Bei Betrachtung der ökologischen Gruppen zeigt sich nur ein geringer Unterschied hinsichtlich der Bewirtschaftungsform. In beiden Fällen überwiegen die endogäischen Regenwürmer (circa 69%), anektische Individuen nehmen einen Anteil von circa 23% und epigäische von circa 8% ein.

Wie bereits erwähnt besitzen die ökologisch bewirtschafteten Flächen eine höhere Regenwurmdichte, dabei ist die Zunahme der endogäischen Arten, den Arten die im Oberboden leben besonders hoch. Die ökologisch bewirtschafteten Flächen haben im Mittel 79% mehr endogäische Regenwürmer als ein konventionell geführter Schlag, hingegen nur 7% mehr anektische (tiefgrabende) Regenwürmer.

Die epigäischen Regenwürmer sind unter beiden Managementformen niedrig. Der Lebensraum epigäischer Arten beschränkt sich hauptsächlich auf die organisch angereicherte Bodenauflage. Ackerböden stellen somit keinen optimalen Lebensraum dar und epigäische Arten waren dadurch selten anzufinden (Tabelle 4-7).

Tabelle 4-7:Anzahl der Regenwürmer unterteilt in die ökologischen Gruppen.

Vergleich	Bewirt-schaftung	Endogäisch [Anzahl m^{-2}]	Anektisch [Anzahl m^{-2}]	Epigäisch [Anzahl m^{-2}]	Total [Anzahl m^{-2}]
Vgl. 1	ökologisch	114	34	6	154
	konventionell	54	33	6	93
Vgl. 2	ökologisch	107	9	3	119
	konventionell	56	9	39	104
Vgl. 3	ökologisch	70	55	11	136
	konventionell °	59	22	5	86
Vgl. 4	ökologisch	-	-	-	-
	konventionell.	-	-	-	-
Vgl. 5	ökologisch	115	8	2	125
	konventionell.	58	35	4	97

° pfluglos

Auch das Gesamtgewicht der Regenwürmer ist bei den ökologischen Feldern um 25% höher, ist jedoch nicht signifikant (Tabelle 4-8 und Abbildung 4-4). Die Zunahme an Gewicht entspricht allerdings nicht der Zunahme der Gesamtindividuen. Somit ist das durchschnittliche Gewicht der Regenwurmindividuen in den ökologischen Feldern niedriger.

Die Einflüsse der Bodenbearbeitung der konventionellen Bewirtschaftung mit und ohne Pflug sind nicht von Bedeutung für die Regenwurmanzahl und deren Biomasse, vielmehr spielt die Bewirtschaftungsweise die bedeutende Rolle.

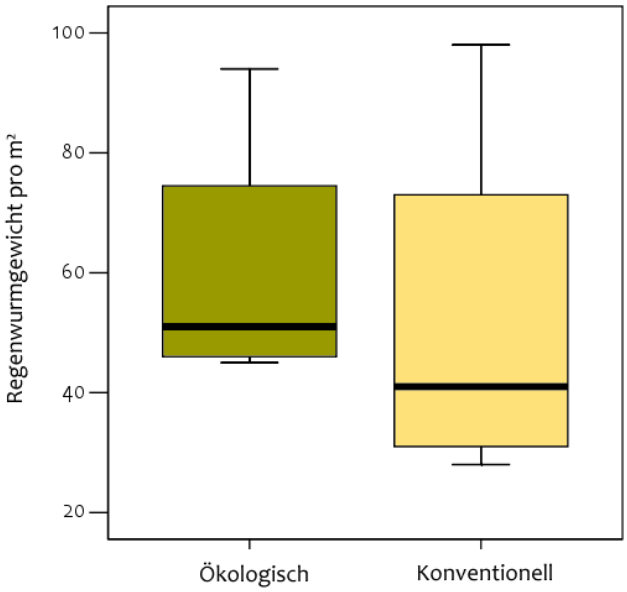

Abbildung 4-4: **Die Kennwerte der Regenwurmbiomasse unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (nicht signifikant).**

Tabelle 4-8: Gewicht der Regenwürmer unterteilt in die ökologischen Gruppen.

Vergleich	Bewirt-schaftung	Endogäisch [g m^{-2}]	Anektisch [g m^{-2}]	Epigäisch [g m^{-2}]	Total [g m^{-2}]
Vgl. 1	ökologisch	26	68	0	94
	konventionell	24	73	1	98
Vgl. 2	ökologisch	29	16	0	45
	konventionell	17	7	4	28
Vgl. 3	ökologisch	23	21	3	47
	konventionell °	13	20	1	34
Vgl. 4	ökologisch	-	-	-	-
	konventionell	-	-	-	-
Vgl. 5	ökologisch	38	16	1	55
	konventionell	27	20	1	48

° pfluglos

Keine klaren Trends waren hinsichtlich der Geschlechtsreife der Regenwürmer zu erkennen.

Beziehung der Anzahl Regenwürmer zur Infiltrationsrate des Bodens

Die Ergebnisse zeigen eine klare Beziehung zwischen der Anzahl der Regenwürmer im Boden und der gesättigten Wasserleitfähigkeit (Abbildung 4-5). Eine lineare Beziehung zwischen den beiden Parametern ergibt ein Bestimmtheitsmaß von 0,49. Ein höhere Beziehung besteht zudem zu dem Biomassegewicht der Regenwürmer ($R^2 = 0,63$).

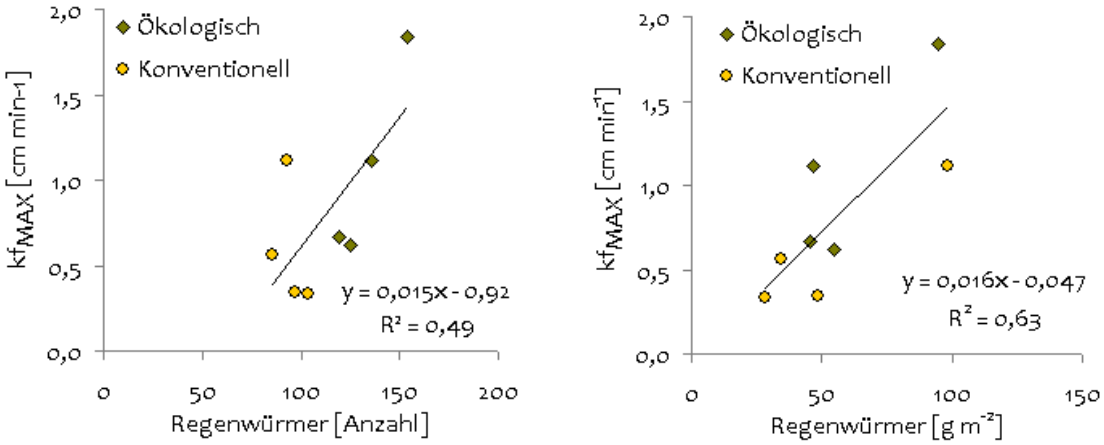

Abbildung 4-5: Beziehung der Anzahl der Regenwürmer (links) und der Regenwurmbiomasse (rechts) mit der gesättigten Wasserleitfähigkeit.

Die erhöhte Anzahl der Regenwürmer bei ökologischen Flächen führt zu mehr Regenwurmgängen im Boden (Abbildung 4-6) und somit zu einer erhöhten Wasserinfiltration. Zudem werden die bestehenden Regenwurmgänge, durch die minimale Bodenbearbeitung nicht gestört.

Abbildung 4-6: Regenwurmgang eines anektischen Regenwurms. Diese Bioporen erhöhen die Infiltrationsfähigkeit des Bodens.

4.3.2 Bestimmung der mikrobiellen Aktivität

Die mikrobielle Aktivität wurde durch die Aktivität der alkalischen Phosphatase, der Dehydrogenase und der Protease bestimmt.

Alkalische Phosphatase-Aktivität

Die Alkalische Phosphatase-Aktivität lag insgesamt auf einem sehr hohen Niveau, in einer Spanne von ca. 600 – 3000 µg p-NP g^{-1} TS. Bei drei der vier untersuchten Vergleichsflächen konnte eine höhere Alkalische Phosphatase-Aktivität unter den ökologisch bewirtschafteten Schlägen gemessen werden. Lediglich bei der Vergleichsfläche 5 wurden erhöhte Werte bei dem konventionellen Feld gemessen. In diesem speziellen Fall ist eine jährliche Zufuhr mit 20 – 30 m³ Rindergülle bekannt und erklärt somit die erhöhten Werte. Im Allgemeinen zeigt sich aber eine Erhöhung der Phosphatase-Aktivität auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen von circa 30% (Abbildung 4-7).

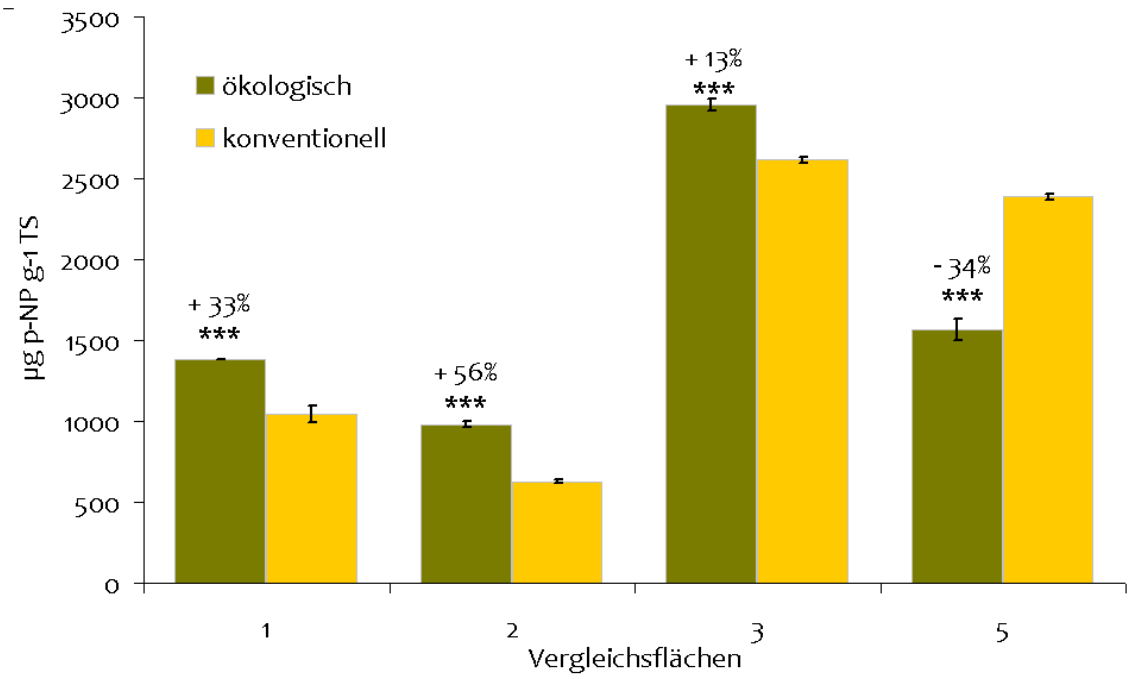

Abbildung 4-7: Alkalische Phosphatase-Aktivität der untersuchten Flächen, in Abhängigkeit ihrer Bewirtschaftungsform (mit minimalen und maximalen Werten). (* = sig. bei p <0,025; ** = sig. bei p < 0,05; * = sig. bei p < 0,1; n.s. = nicht signifikant; die konventionelle Vergleichsfläche von Vergleich 3 wurde pfluglos bewirtschaftet).**

Dehydrogenase-Aktivität

Analog zur Alkalischen Phosphatase-Aktivität zeigt sich eine Erhöhung der Dehydrogenase-Aktivität auf drei von vier Flächen für die ökologisch bewirtschafteten Flächen. Die mit Gülle gedüngte Fläche verhält sich, wie auch bei der Alkalischen Phosphatase-Aktivität umgekehrt dazu. Die Ergebnisse bewegen sich auf einem Niveau zwischen ca. 10 und 58 µg TPF g^{-1} TS. Insgesamt liegt die Dehydrogenase-Aktivität der ökologisch bewirtschafteten Flächen um circa 32% höher als die der konventionell bewirtschafteten Flächen (Abbildung 4-8).

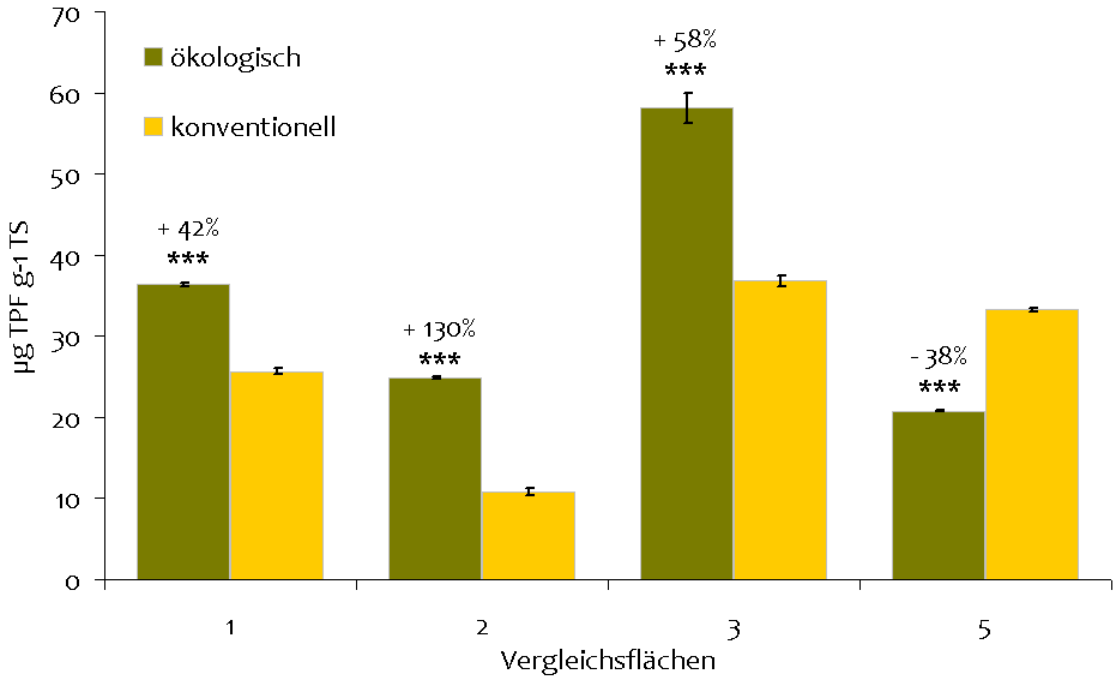

Abbildung 4-8: Dehydrogenase-Aktivität der untersuchten Flächen, in Abhängigkeit ihrer Bewirtschaftungsform (mit minimalen und maximalen Werten). (* = sig. bei p <0,025; ** = sig. bei p < 0,05; * = sig. bei p < 0,1; n.s. = nicht signifikant; die konventionelle Vergleichsfläche von Vergleich 3 wurde pfluglos bewirtschaftet)**

Protease-Aktivität

Die gemessene Protease-Aktivität der verschiedenen Untersuchungsflächen liegt im Bereich zwischen ca. 180 und 900 µg tyr g^{-1} TS. Zwei von vier Vergleichsflächen zeigten höhere Enzymaktivitäten auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen. Beim

Gesamtvergleich zeigt sich keine Tendenz der Protease-Aktivität in Abhängigkeit der Bewirtschaftung (Abbildung 4-9).

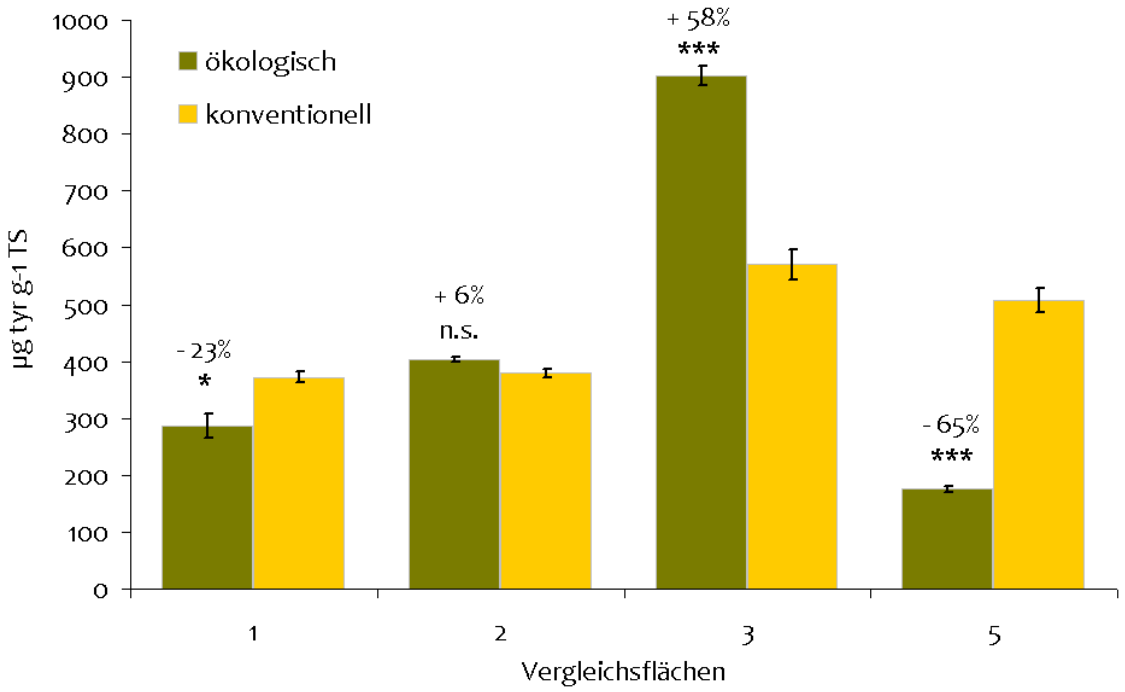

Abbildung 4-9: Protease-Aktivität der untersuchten Flächen, in Abhängigkeit ihrer Bewirtschaftungsform (mit minimalen und maximalen Werten). (* = sig. bei p <0,025; ** = sig. bei p < 0,05; * = sig. bei p < 0,1; n.s. = nicht signifikant; die konventionelle Fläche von Vergleich 3 wurde pfluglos bewirtschaftet)**

4.4 Wasserrückhalt des Untersuchungsgebietes

Es wurden drei Szenarien für den Wasserrückhalt des Untersuchungsgebietes berechnet. Dabei wurde die Status quo, eine Variante bei der komplett konventionell bewirtschaftet wird und eine Variante, bei der komplett umgestellt wird simuliert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-9 dargestellt.

Tabelle 4-9: Vergleich des Wasserrückhalts bei 3 Szenarien.

Szenario	Mittlerer Wasserrückhalt S [mm m^{-2}]	Kumulierter Wasserrückhalt S [m^3]	Veränderung zu Status quo* [%]
Status quo	12,83	27,95	0
konventionell	12,54	27,34	-2,3
ökologisch	17,84	38,88	+ 39,1

* Status quo entspricht 100 %

Die Veränderung bei einer kompletten Umstellung auf konventionelle Bewirtschaftung für zu einer Reduzierung des Wasserrückhaltes um 2,3%. Dieser Wert erscheint zunächst sehr gering, es muss aber berücksichtigt werden, dass nur 16 ha im Einzugsgebiet derzeit ökologisch bewirtschaftet werden. Werden hingegen die derzeitig konventionellen Flächen (415 ha) auf ökologische Bewirtschaftung umgestellt, so ergibt sich ein Zugewinn beim Wasserrückhalt von 39%.

Damit zeigt sich die große Bedeutung der Bewirtschaftung hinsichtlich des Wasserrückhalts von Böden. Die nachfolgenden Karten (Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-12) zeigen die räumlichen Verteilungsmuster des Wasserrückhaltes bei den unterschiedlichen Szenarien. Da die Bodenunterschiede im Untersuchungsgebiet aber nicht sehr groß waren, zeigen sich hier keine ausgeprägten Strukturen, und damit auch keine Präferenzgebiete, die eine besonders positive Wirkung bei einer Umstellung der Wirtschaftsweise hätten.

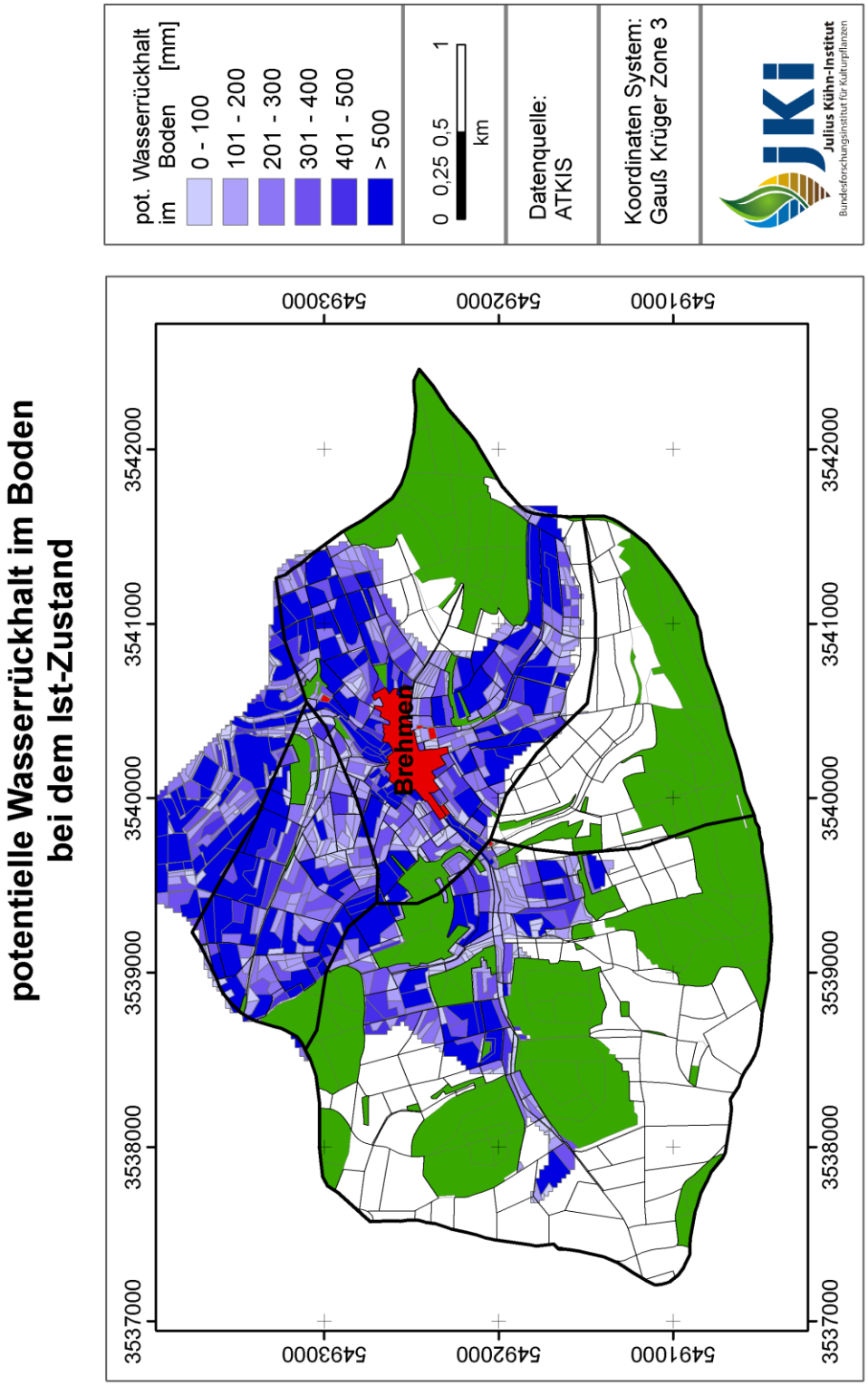

Abbildung 4-10: Potentieller Wasserrückhalt des Bodens bei der aktuellen Bewirtschaftung (Ist-Zustand).

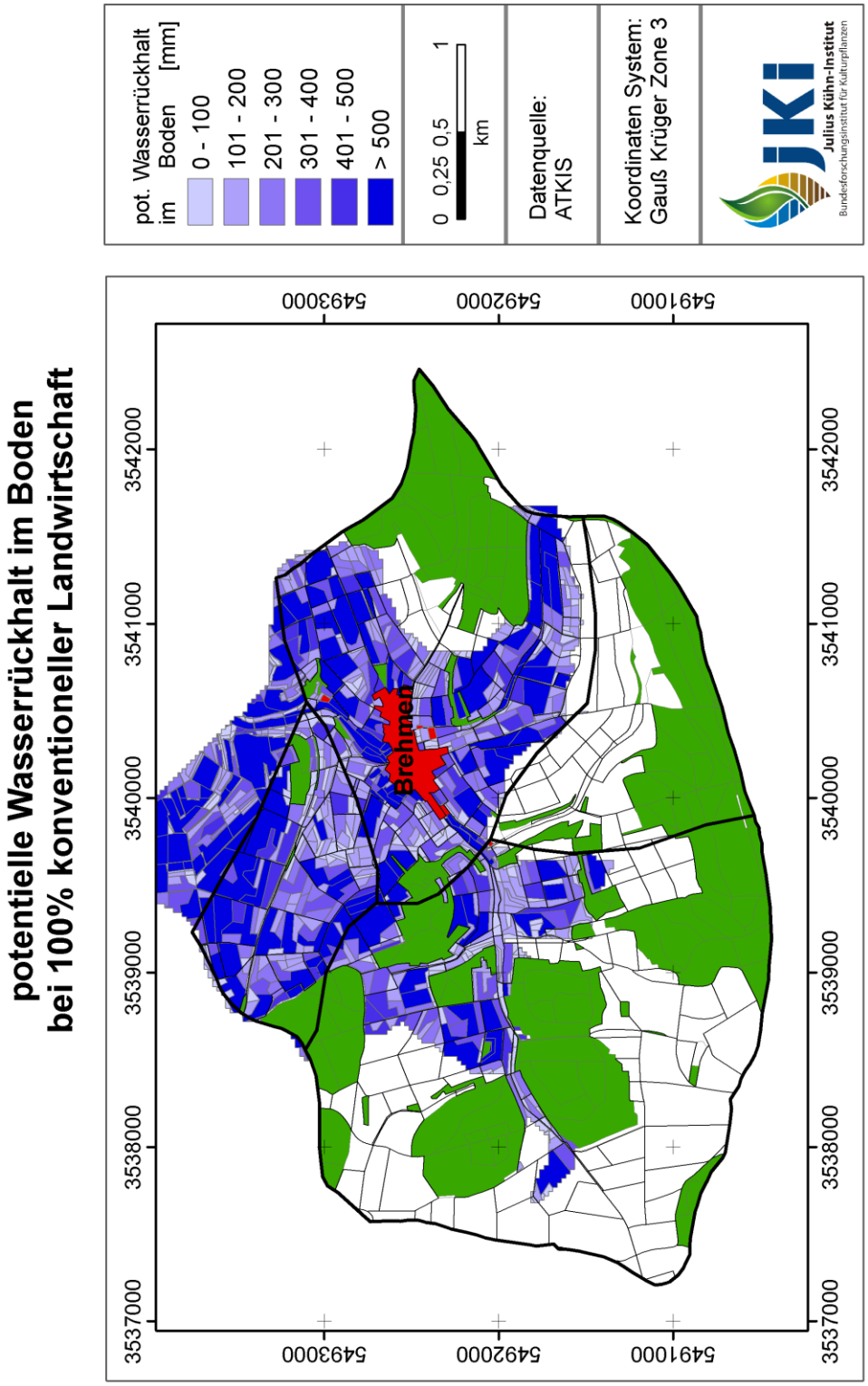

Abbildung 4-11: Potentieller Wasserrückhalt des Bodens 100% konventioneller Bewirtschaftung der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

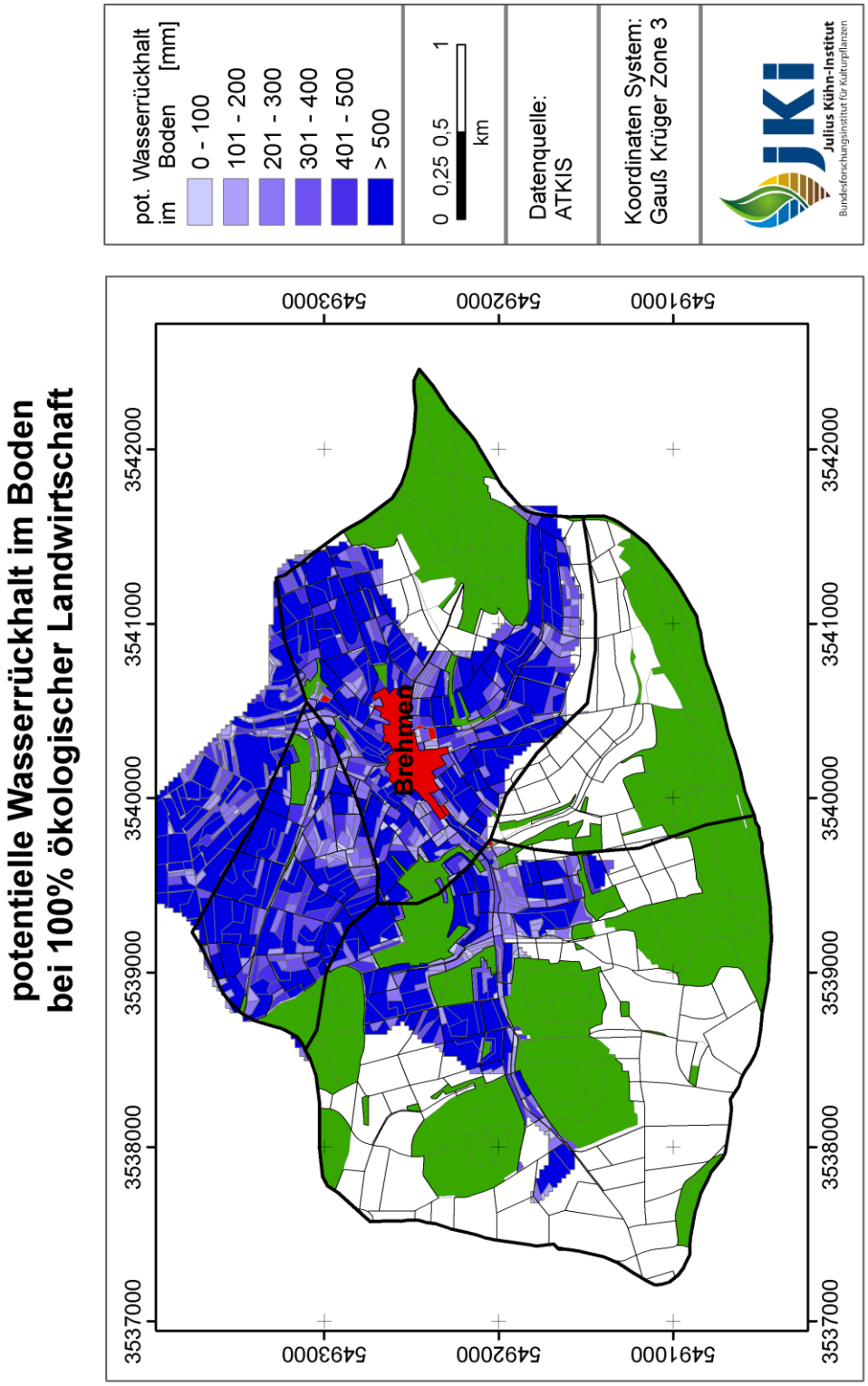

Abbildung 4-12: Potentieller Wasserrückhalt des Bodens 100% ökologischer Bewirtschaftung der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

5 DISKUSSION

In dieser Arbeit konnten direkte Einflüsse von ökologischer (biologisch-dynamischer) und konventioneller Bewirtschaftungsweise auf die Infiltrationsrate und weitere Bodenparamter aufgezeigt werden. Der Systemvergleich zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftungsweise lag dabei im Fokus. Bei der konventionellen Bewirtschaftung wurde neben der gängigen Bodenbearbeitung mit dem Pflug exemplarisch die pfluglose Bodenbearbeitung untersucht.

Die Infiltrationsrate bei ökologisch bewirtschafteten Flächen lag um 83% höher verglichen mit den konventionellen Flächen. Dies entspricht den allgemeinen Kenntnissen (Edwards, 2004). Die Vergleichsflächen wiesen die gleiche Bodenart auf und konnten somit direkt verglichen werden. Die rein texturbedingte gesättigte Infiltrationsrate reicht jedoch nicht aus, die Unterschiede der Infiltrationswerte zu erklären. Vielmehr zeigt die Untersuchung, dass Bioporen von Regenwürmern einen bedeutenden Einfluss auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit haben. Durch die relativ gute Korrelation zwischen Infiltrationsrate und Regenwurmbiomasse mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,63 kann diese Vermutung gestützt werden.
Es zeigt sich, wie auch bei anderen Studien dieser Art, eine erhöhte Regenwurmpopulation in ökologisch bewirtschafteten Feldern. In dieser Arbeit ist eine geringe Zunahme der Regenwurmanzahl von 41% bei ökologischer Bewirtschaftung gemessen worden. Es wird sichtbar, dass der Verzicht der ökologischen Landwirtschaft auf den Einsatz des Pfluges als störender Eingriff in den Raum und Ablauf des Bodenlebens (Kladivko, 2001) höhere Populationen von Regenwürmern ermöglicht. Dadurch wird eine größere Anzahl von intakten Regenwurmgängen erhalten („Bioporen“) (Schmidt *et al.*, 2001), die wiederum eine erhöhte Infiltrationsrate begünstigen.
Ouellet *et al.* (2008) fanden mehr als doppelt so viele Regenwürmer bei dem Vergleich von pflugloser Bewirtschaftung und Bewirtschaftung mit Pflug, dies konnte durch die

Studie nicht nachvollzogen werden. Ein Unterschied der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmanzahl und die weiteren Bodenparameter konnte nicht gefunden werden. Es ist jedoch zu bemerken, dass dies lediglich exemplarische untersucht wurde und weitere Untersuchungen im Hinblick auf die Bodenbearbeitung interessante Ergebnisse ergeben könnten. Neben den verschiedenen Bodenbearbeitungsmethoden der konventionellen Bewirtschaftung scheint auch Forschungsbedarf für die Untersuchung der Bodenbearbeitung in der ökologischen Landwirtschaft. So zeigt z.B. die seid 2009 angewandte Bodenbearbeitung mit dem Hakenpflug („Hügelns“) bei dem ökologisch wirtschaftenden Landwirt U. Wüst verstärkende positive Einflüsse auf die Bodenparameter und insbesondere auf die Regenwurmpopulation.

Die Regenwürmer erhöhen durch die engen Regenwurmgänge das Wasserrückhaltevermögens des Bodens (Edwards, 2004). Das konnte bei den Messungen des Bodenwassergehaltes nachvollzogen werden. Diese Kenntnis konnte durch ein einfaches Modell auf das Untersuchungsgebiet räumliche übertragen werden. Ein erhöhter Wasserrückhalt bei der ökologischen, pfluglosen Bewirtschaftung konnte somit flächendeckend berechnet werden. Dieser vermehrte Wasserrückhalt bei gleichzeitig erhöhter Infiltrationsrate bei ökologischer Landwirtschaft vermindert den Anteil des Oberflächenabflusses in den Vorfluter. Somit kann die ökologische Landwirtschaft einen wichtigen Beitrag leisten, die Intensität von Hochwässern zu mindern (Schnug und Haneklaus, 2002). Durch den verringerten Direktabfluss vermindert sich zudem das Erosionsrisiko des Bodens.

Die ökologischen Felder dieser Untersuchung wiesen des Weiteren eine erhöhte mikrobiologische Aktivität, sowie einen geringere Eindringwiderstände in den Boden auf und besitzen somit günstigere Bodeneigenschaften.

Als wirksamen Ausgleich und damit als Beitrag zur Milderung der Folgen von Hochwasserereignissen eignet sich die Förderung ökologischer bewirtschafteter Flächen als wirksame Ausgleichsmaßnahme für anthropogene Versiegelung.

Die konservierende Bodenbearbeitung wurde bereits in Sachsen als Maßnahme zum präventiven Hochwasserschutz gefördert (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2006). Zu bedenken ist jedoch, dass in konventionellen Betrieben konservierende Bodenbearbeitung wie auch Stallmistwirtschaft isolierte Faktoren in einem ansonsten

ungünstigen Umfeld darstellen. Es zeigte sich zudem, dass die Bereitschaft zur konservierenden Bodenbewirtschaftung nach Auslaufen der Fördermaßnahmen rapide zurück ging (Freistaat Sachsen, 2008).

In ökologisch wirtschaftenden Betrieben wirken sich eine Vielzahl von Faktoren positiv auf die Infiltration aus. Ökologischer Landbau ist durch Richtlinien der Europäischen Union (EU 2092/91) definiert. Die systemimmanenten Vorteile für die Infiltration sind damit bis zu einem gewissen Grade garantiert und über die Einhaltung der Produktionsvorschriften indirekt kontrollierbar.

Einzelmaßnahmen zur Verbesserung der Infiltration in konventionell wirtschaftenden Betrieben, wie etwa konservierende Bodenbearbeitung, sind dagegen nur schwer kontrollierbar und werden allenfalls auf Basis „freiwilliger Selbstverpflichtungen“ bei gleichzeitiger Subventionierung zu etablieren sein. Beides sind Instrumente deren geringe Effizienz sich regelmäßig im gesellschaftspolitischen Alltag offenbart.

Aus Sicht des vorbeugenden Hochwasserschutzes ist daher die flächenmäßige Ausdehnung des ökologischen Landbaus als vorrangige ökologische Ausgleichsmaßnahme für anthropogene Versiegelungen unbedingt anzustreben und mit Mitteln und Instrumenten der Agrarpolitik zu fördern.

Neben positiven Auswirkungen auf die Infiltration und damit den vorbeugenden Hochwasserschutz bietet die siedlungsnahe Förderung von Ökobetrieben zudem Steigerungen der Lebensqualität durch die Verfügbarkeit hochwertiger regionaler Nahrungsmittel und gesteigerten Erholungswert der stadtnahen Landschaft.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die vergleichende Untersuchungen der Infiltrationseigenschaften von konventionell und ökologisch (biologisch-dynamisch) bewirtschaftenden Böden zeigt sowohl Unterschiede hinsichtlich der Infiltrationsraten, sowie mehrer relevanter Bodenparameter.

Die Studie wurde auf im nördlichen Baden-Württemberg im Einzugsgebiet des Brehmbachs durchgeführt. In fünf direkten Vergleichen der zwei Bewirtschaftungsmethoden wurden Infiltrationseigenschaften, sowie bodenphysikalischer, -chemischer und –biologischer Parameter bestimmt. Eine räumliche Übertragung der Messdaten wurde anhand eines empirischen Modells durchgeführt.

Bei dem Vergleich der ökologischen und konventionellen Bewirtschaftung zeigten sich signifikante Unterschiede in den meisten gemessenen Parametern. Die Infiltrationsrate bei wassergesättigtem Boden ist bei ökologischer Bewirtschaftung um nahezu das Zweifache erhöht (+83%). Somit kann mehr Niederschlagswasser in kürzerer Zeit aufgenommen werden. Hauptgrund der erhöhten Infiltrationsleistung sind grobe Bodenporen (Bioporen), die Wasser schnell in tiefere Bodenschichten weiterleiten. Bioporen werden von größeren Bodenlebewesen aufgebaut. Regenwürmer als „Architekten im Boden“ spielen dabei eine wichtige Rolle. In der Studie konnte ein guter Zusammenhang zwischen der Anzahl und der Biomasse von Regenwürmern mit der maximalen Infiltrationsrate erkannt werden. Regenwurmpopulationen finden im ökologischen Landbau einen weniger gestörten Lebensraum vor und in den untersuchten ökologischen Böden war die Regenwurmpopulation um die Hälfte höhere (+41%) verglichen mit den Flächen der konventionellen Betriebe. Eine erhöhte mikrobielle Aktivität in ökologischen Böden (+0 bis +30%) lässt zudem auf eine

aktiviere Mikroflora schließen. Geringere Eindringwiderstände des Bodens und leicht erhöhte Bodenwassergehalte deuten zudem auf begünstigte Bodenverhältnisse für das Pflanzenwachstum hin.
Der Einfluss der Bodenbearbeitung (pfluglos oder mit Pflug) kann an Hand dieser Studie nur als untergeordneter Faktor für die Infiltrationseigenschaften und die weiteren Bodenparameter angesehen werden, ausschlaggebend ist vielmehr die Bewirtschaftungsweise.

Die regionale Modellierung des Wasserrückhaltepotentials des Bodens zeigte das hohe Potential des ökologischen Landbaus hinsichtlich des Wasserspeichervermögens. Verglich mit dem Ist-Zustand kann bei einer ökologischen Bewirtschaftung aller landwirtschaftlichen Flächen des Untersuchungsgebiet kann ein Drittel mehr (+39%) Niederschlagswasser im Boden gehalten werden.

Durch das erhöhte Wasserrückhaltepotential und die erhöhte Infiltrationsrate sind Böden unter ökologischer Bewirtschaftung in der Lage Hochwässer zwar nicht zu verhindern, jedoch die Hochwasserintensitäten zu mindern. Die ökologische Landwirtschaft kann somit einen wichtigen Beitrag zum Vorbeugenden Hochwasserschutz leisten.

7 LITERATUR

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten. 5. Aufl., Hannover.

Arbeitskreis KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2007) Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Berichte. Heft 10.

Bayerische Landesamt für Landwirtschaft (LfL) (2003) Leitfaden zur Düngung von Acker- und Grünland. 7. Auflage. 82p.

Bouché, M B (1977) Strategies lombriciennes.- In: Lohm, U Persson, T (Eds.) Soil Organisms as Components of Ecosystems. Ecological Bulletins (Stockholm), 25:122-132.

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2000) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch: SG1. Schweitzerbart. Stuttgart.

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2008) Online Zugriff von kostenfreien Klimadaten. (URL: http://www.dwd.de/, letzter Zugang am 24.09.2008).

DIN ISO 23611-1: 2006 Bodenbeschaffenheit - Probenahme von Wirbellosen im Boden – Teil 1: Handauslese und Formalinextraktion von Regenwürmern.

DIN ISO 11277: 2002-08 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation

DIN ISO 10693: 1995 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Cabonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren.

DIN 18125: 1997-08 Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Dichte des Bodens.

DIN 18121-1: 1998-04 Untersuchung von Bodenproben – Wassergehalt – Teil 1: Bestimmung durch Ofentrocknung.

DVWK (1984) Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlag-Abfluss-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil II: Synthese, DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 113, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn.

Edwards C A (2004) Earthworm Ecology. Second Edition. CRC Press.

Foth H D (1990) Fundamentals of soil science. 8th Edition. John Wiley & sons. USA, 1990. 382p.

Freistaat Sachsen (2008) Agrarbericht in Zahlen 2007. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.

Halbfaß, S (2005) Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss., Beiträge zur Landschaftsforschung, Bd. 1, Rhombos-Verlag, Berlin.

Hamblin A (1985) The influence of soil structure on water movement, crop root growth, and water uptake. Adv. Agron. 38:95-158.

Kladivko E J (2001) Tillage systems and soil ecology. Soil & Tillage Res. 61-61-76.

Lal R, Shukla M K (2004) Principles of Soil Physics. Marcel Decker Inc., New York. S. 716.

Liedtke H, Marcinek J (1995) Physische Geographie Deutschlands. 2. Aufl. Justus Perthes Verlag Gotha GmbH. ISBN: 3-623-00840-0.

MLR (Ministerium für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg) (2008) Infodienst Landwirtschaft: Naturräume Baden Württemberg: Neckar- und Tauber-Gäuplatten. (URL: http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/; letzter Zugang 03.11.2008).

Müller U (1997) Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Bodeninformationssystems (NIBIS). Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover 1997.

NRCS (Natural Resources Conservation Service) (1986) TR-55 - Urban Hydrology for Small Watersheds, June 1986, Technical Note N4, June 1986.

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) Hochwasserschutz durch konservierende Bodenbearbeitung. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 16, 81p, Dresden.

Schmidt W, Zimmerling B, Nitzsche O, Krück S (2002) Conservation tillage: A new strategy in flood control. In: Marsalek J, Zeman E, Sieker H (eds): Advances in urban stormwater and agricultural runoff source controls. Dordrecht. Kluwer. 287-293.

Schwärzel K, Punzel J (2007) Hood Infiltrometer – A new type of tension infiltrometer. Soil Sci. Soc. Am. 71:1438-1447.

Shipitalo, M J, Le Bayon R (2004) Quantifying the effects of earthworms on soil aggregation and porosity. In: Edwards C.A. (Ed.). Earthworm Ecology, 2nd Edition, CRC Press LLC. p. 183-200.

Ouellet G, Lapen D R, Topp E, Sawada M, Edwards M (2008) A heuristic model to predict earthworm biomass in agroecosystems based on selected management and soil properties. Applied Soil Ecology 38:35-45

Preetz H (2003) Bewertung von Bodenfunktionen für die praktische Umsetzung des Bodenschutzes (dargestellt am Beispiel eines Untersuchungsgebiets in Sachsen-Anhalt). - Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Schachtschabel P (1956) Der Magnesiumversorgungsgrad nordwestdeutscher Böden und seine Beziehungen zum Auftreten von Mangelsymptomen an Kartoffeln. Z. Pflanzernähr. Bodenkd. 74, 202–219.

Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E and Margasin R (1996) Methods in Soil Biology. Berlin: Springer, 426 p.

Schüller H (1969) Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 123, 48-63.

Schnug E, Haneklaus S (2002) Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden: Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. Landbauforschung Völkenrode 52(4):197-203.

Umweltministerium Baden-Württemberg (2007) Wasser- und Bodenatlas Baden Württemberg. 3. Aufl. ISBN: 3-88251-276-8.

Wallbaum E (1991) Ableitung von Informationen zur Bodenkartierung aus Ergebnissen der Reichsbodenschätzung.- Dissertation, Humboldt-Universität, Berlin.

View publication stats