

**Auswirkungen des Anbaus und Umbruchs von
Kurzumtriebsplantagen auf ausgewählte physikalische,
chemische und biologische Bodenparameter**

**Dissertation
zur Erlangung des
Doktorgrades der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)**

der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III
Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik

der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

vorgelegt von

Anne-Kristin Schmitt
geb. am 19.09.1981 in Lutherstadt Wittenberg

Gutachter: Prof. Dr. Olaf Christen
Prof. Dr. Jörg Michael Greef
Verteidigung am: 08.05.2017

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	
Tabellenverzeichnis	
Abkürzungsverzeichnis	Seite
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Stand der Literatur	4
2.1 Kurzumtriebsplantagen	4
2.1.1 Definition	4
2.1.2 Status quo	5
2.1.3 Baumarten	6
2.1.3.1 Pappel (<i>Populus nigra</i> L.)	6
2.1.3.2 Weide (<i>Salix viminalis</i> L.)	7
2.1.3.3 Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)	7
2.1.3.4 Birke (<i>Betula spec.</i>)	8
2.2 Rückführung der Flächen in Ackerland	8
2.2.1 Definition	8
2.2.2 Status quo	8
2.3 Bodenindikatoren zur Beschreibung der Bodenqualität	9
2.3.1 Physikalische, chemische und biologische Indikatoren	9
2.3.2 Regenwürmer als Bodenindikatoren	14
2.3.2.1 Lebensformen	15
2.3.2.2 Standortbedingungen	16
2.3.3 Stand der Forschung zum Anbau von Kurzumtriebsplantagen im Hinblick auf ausgewählte Bodenparameter und Bodenindikatoren	17
2.3.4 Stand der Forschung zur Rückführung von KUP-Flächen in Ackerland im Hinblick auf ausgewählte Bodenparameter und Bodenindikatoren	24
3 Material und Methoden	25
3.1 Standorte und Versuchsvarianten	25
3.1.1 Bad Lauchstädt	25
3.1.2 Dornburg	27
3.2 Probenahme	29
3.2.1 Bad Lauchstädt	29
3.2.2 Dornburg	29
3.3 Analyse der Bodenproben	30
3.3.1 Bodenphysikalische Untersuchungsmethoden	30
3.3.2 Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungsmethoden	32
3.3.3 Lumbricidenfauna	34
3.4 Statistische Auswertung	35

4 Ergebnisse	36
4.1 Bodenphysikalische Parameter	36
4.1.1 Trockenrohdichte	36
4.1.2 Luftkapazität	38
4.1.3 Grobporenvolumen	41
4.1.4 Feldkapazität	43
4.1.5 nutzbare Feldkapazität	46
4.1.6 Permanenter Welkepunkt	48
4.1.7 Luft- und Wasserleitfähigkeit	51
4.1.7.1 Pneumatische Leitfähigkeit	51
4.1.7.2 Gesättigte Wasserleitfähigkeit	53
4.2 Bodenchemische Parameter	56
4.2.1 pH-Wert	56
4.2.2 Organischer Kohlenstoff	58
4.3 Bodenbiologische Parameter	62
4.3.1 Basalatmung	63
4.3.2 Mikrobielle Biomasse	66
4.3.3 Ökophysiologische Parameter	69
4.3.3.1 $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis	69
4.3.3.2 Metabolischer Quotient	71
4.3.4 Enzymaktivitäten	74
4.4 Lumbriciden	79
4.4.1 Bad Lauchstädt (KUP und Umbruch)	79
4.4.1.1 Artenspektrum und ökologische Gruppen	79
4.4.1.2 Abundanz und Biomasse	80
4.4.1.3 Bewertung des Lumbricidenvorkommens unter KUP	82
4.4.1.4 Indizes	83
4.4.2 Dornburg	84
4.4.2.1 Artenspektrum und ökologische Gruppen	84
4.4.2.2 Dominanzstruktur	85
4.4.2.3 Abundanz und Biomasse	85
4.4.2.4 Bewertung des Lumbricidenvorkommens	86
4.4.2.5 Indizes	87
5 Diskussion	88
5.1 Bodenphysikalische Parameter	88
5.2 Bodenchemische Parameter	97
5.3 Bodenbiologische Parameter	101
5.4 Lumbriciden	108
6 Zusammenfassung	111
7 Summary	114
8 Schlussfolgerungen	117
9 Literaturverzeichnis	120
10 Anhang	

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Übersicht der nachwachsenden Rohstoffe und erneuerbaren Energien für die stoffliche und energetische Verwertung
- Abb. 2: Lebensformen der Regenwürmer
- Abb. 3: Ansicht des Energieparks Bad Lauchstädt
- Abb. 4: Versuchsaufbau der Kurzumtriebsplantage in Dornburg
- Abb. 5: Trockenrohdichte [g cm^{-3}] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 6: Trockenrohdichte [g cm^{-3}] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 7: Luftkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 8: Luftkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 9: Grobporenvolumen [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 10: Grobporenvolumen [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 11: Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009
- Abb. 12: Feldkapazität [Vol.-%] am Standort Bad Lauchstädt nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 13: Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 14: Nutzbare Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP in den Jahren 2004 und 2009 sowie ein Jahr nach der Rückwandlung der Fläche (2011)
- Abb. 15: Nutzbare Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 16: Permanenter Welkepunkt [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie ein Jahr nach der Rückwandlung der Fläche (2011)

- Abb. 17: Permanenter Welkepunkt [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 18: Pneumatische Leitfähigkeit [cm s^{-1}] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 19: Pneumatische Leitfähigkeit [cm s^{-1}] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 20: Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 21: Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 22: pH-Wert unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 23: pH-Wert unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 24: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 25: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 26: Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 27: Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 28: Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 29: Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 30: $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis [%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 31: $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis [%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung

- Abb. 32: Metabolischer Quotient [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mg C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 33: Metabolischer Quotient [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mg C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 34: β -Glucosidaseaktivität [$\mu\text{g Saligenin g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 35: Arginin-Ammonifikation [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011
- Abb. 36: β -Glucosidaseaktivität [$\mu\text{g Saligenin g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 37: Arginin-Ammonifikation [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung
- Abb. 38: Dominanzstruktur der Regenwürmer unter Acker, Weide und Pappel in den Jahren 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch) am Standort Bad Lauchstädt
- Abb. 39: Dominanzstruktur der Regenwürmer unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009
- Abb. 40: Regenwurmabundanz und -biomasse unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009 am Standort Dornburg im Jahr 2009

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert
- Tab. 2: Parameter der bodenzoologischen Untersuchungen und deren Indikatorfunktion
- Tab. 3: Vorkommen der häufigsten Regenwurmartens nach pH-Bereichen sowie C_{org} - und Tongehalten
- Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzanbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung
- Tab. 5: Systematische Einteilung der Probenahmebereiche nach der Bodentiefe für die bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Untersuchungen
- Tab. 6: C-Akkumulation unter Acker, Weide und Pappel sowie nach der Rückwandlung der Flächen in Ackerland am Standort Bad Lauchstädt mit deren Standardabweichung
- Tab. 7: C-Akkumulation unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie 16 Jahre nach Versuchsbeginn am Standort Dornburg mit deren Standardabweichung
- Tab. 8: Regenwurmabundanz und -biomasse unter KUP in den Jahren 2004, 2008 und 2009 sowie nach dem Umbruch im Jahr 2010 am Standort Bad Lauchstädt
- Tab. 9: Matrix zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens anhand ökologischer Parameter nach folgender Einteilung
- Tab. 10: Diversitätsindizes zur Charakterisierung der Regenwurmpopulation unter Acker, Weide und Pappel am Standort Bad Lauchstädt in den Versuchsjahren 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch)
- Tab. 11: Matrix zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens anhand ökologischer Parameter nach folgender Einteilung
- Tab. 12: Diversitätsindizes zur Charakterisierung der Regenwurmpopulation unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Versuchsjahr 2009

Abkürzungsverzeichnis

A	Abundanz
Abb.	Abbildung
A./O. juvenil	Aporrectodea/Octolasion-juvenile Lumbriciden
Arg	Arginin-Ammonifikation
B	Biomasse
CH ₄	Methan
C _{mik}	mikrobielle Biomasse
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
C _{org}	organischer Kohlenstoff
C _t	Gesamtkohlenstoffgehalt
dGZ	durchschnittlicher Gesamtzuwachs
dh	hydraulische Druckdifferenz (cm Wassersäule)
dh/l	hydraulischer Druckgradient (-)
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DW	Durchdringungswiderstand
E	Evenness-Index
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetzes
FK	Feldkapazität
FSD	Festsubstanzdichte
Glu	β-D-Glucosidase
GPV	Grobporenvolumen
HFC	fluorierte Kohlenwasserstoffe
Hs	Shannon-Weaver-Index
Ind.	Individuen
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
kf	gesättigte Wasserleitfähigkeit
KOM	Kommission der Europäischen Gemeinschaften
kPa	Kilopascal
KUP	Kurzumtriebsplantage
KURZUM II -	Dynamik von Boden C-Fractionen und pflanzlicher Produktivität während der Überführung von Kurzumtriebsplantagen (KUP) in Acker- und Grünlandnutzung – Kurzumtriebsplantagenumwandlung (Projekt 2013-2015)
L	Fließlänge (= Länge der Probe, cm)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
L. juvenil	Lumbricus juvenile Lumbriciden
LK	Luftkapazität
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
LWF	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
m	Meter
M	Mittelwert
M.-%	Masseprozent
mod.	modifiziert
n	Anzahl der verwendeten Einzelwerte
N	Gesamtindividuenzahl
N ₂ O	Lachgas
NABU	Naturschutzbund Deutschland

nFK	nutzbare Feldkapazität
n_i	Individuen der i-ten Art
o. g.	oben genannten
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
pL	pneumatische Leitfähigkeit
pF	dekadischer Logarithmus der Wasserspannung bzw. des Matrixpotenzials im Boden
PFC	Perfluorcarbon
pH	Wasserstoffionenkonzentration als negativer dekadischer Logarithmus
pL	pneumatische Leitfähigkeit
PWP	permanenter Welkepunkt
qCO ₂	metabolischer Quotient
r	Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmaß
S	Anzahl der Arten
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SIR	Substratinduzierte Respiration
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
Tab.	Tabelle
t _{atro}	Tonne wasserfreies Holz entspricht Tonne Trockenmasse
t _{atro} ha ⁻¹ a ⁻¹	Durchschnittlicher jährlicher Zuwachs
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TM	Trockenmasse
TRD	Trockenrohichte
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UGT	Umwelt-Geräte-Technik GmbH
UN	United Nations
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
Ut4	stark toniger Schluff
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Vergl.	Vergleich
Vol.-%	Volumenprozent
Vw	Wassermenge pro Fließquerschnitt und Zeit (cm ³ cm ⁻² s ⁻¹)
σ _x	Standardabweichung

1 Einleitung und Zielsetzung

Bis ins 19. Jahrhundert stellten nachwachsende Rohstoffe die Hauptquelle der Energieerzeugung und stofflichen Nutzung dar. Mit der industriellen Revolution änderte sich die Rohstoffbasis. Zunächst wurde verstärkt Kohle genutzt, bevor dann Mitte des letzten Jahrhunderts eine Umstellung auf Erdöl und Erdgas erfolgte. Durch die Erdölkrise 1973/74 begann die Sorge um die Knappheit und die Endlichkeit nicht erneuerbarer Ressourcen. Mit der Übernutzung der fossilen Energiequellen und die aus deren energetischer Verwendung bedingten anthropogenen Treibhausgasemissionen verschärft sich der Klimawandel weiter (IPCC 2007, WIRKNER 2010). So forderte die auf der Konferenz für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen (UNCED) in Rio de Janeiro 1992 beschlossene Agenda 21 neben einem rücksichtsvollen Umgang mit endlichen Ressourcen auch die Reduzierung des Treibhauseffektes. Auch die 1992 in Rio de Janeiro unterzeichnete Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)) leistet mit dem Ziel „die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird“ (UNFCCC, Artikel 2, 1992) ebenfalls einen Beitrag zum globalen Klimaschutz. In dem daraus resultierenden Kyoto-Protokoll von 1997 wurde eine Reduktion von sechs Treibhausgasen (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, SF₆) vereinbart. Der UN-Klimabericht (IPCC) von 2007, mit alarmierenden Prognosen für die globale Erderwärmung, hat nochmals zu deutlichen Reaktionen in der Energie- und Klimapolitik der Europäischen Union geführt. Über den Verpflichtungszeitraum des Kyoto-Klimaschutz-Protokolls von 2012 hinaus, fordern die Beschlüsse des Europäischen Rates (Klimaagenda 2020) bis 2020 eine Senkung der Treibhausgasemissionen um 30 % verglichen mit der 1990 ausgestoßen Menge CO₂-Äquivalenter Gase (REGIERUNGSERKLÄRUNG 2007). Um dieses Ziel erreichen zu können, will die Bundesregierung unter anderem den Anteil der erneuerbaren Energien zur Wärmeerzeugung von 6 % im Jahr 2007 bis 2020 mindestens verdoppeln (KOM 2007). Vor dem Hintergrund dieser Herausforderungen wurden die Begriffe „nachwachsende Rohstoffe“ und „erneuerbare Energien“ geprägt. Als nachwachsende Rohstoffe (Biomasse) werden organische Stoffe pflanzlichen oder tierischen Ursprungs bezeichnet, die aus Energie- und Industrie-pflanzen hergestellt werden (Abb. 1). Sie werden im Nicht-Nahrungsmittelbereich zur Herstellung von Produktionsmitteln eingesetzt, sind Rohstoffe für die Industrie und dienen der Energiegewinnung (DIEPENBROCK et al. 1999). Durch verschiedene Verfahren werden aus den nachwachsenden Rohstoffen

festen (Holzpellets, Holzhackschnitzel), flüssigen (Biomass-to-liquid-Kraftstoffe, Bioethanol, Biodiesel) und gasförmigen (Biogas) Energieträger hergestellt, die wiederum in Wärme, Strom oder Kraftstoffe umgewandelt werden können (UNSELD 1999, KALTSCHMITT und THRÄN 2009). Durch ihre Nutzung verringert sich aber nicht ihr Vorrat, da sie ständig nachwachsen, und somit in menschlichen Zeitmaßstäben unerschöpflich zur Verfügung stehen (KALTSCHMITT et al. 2003).

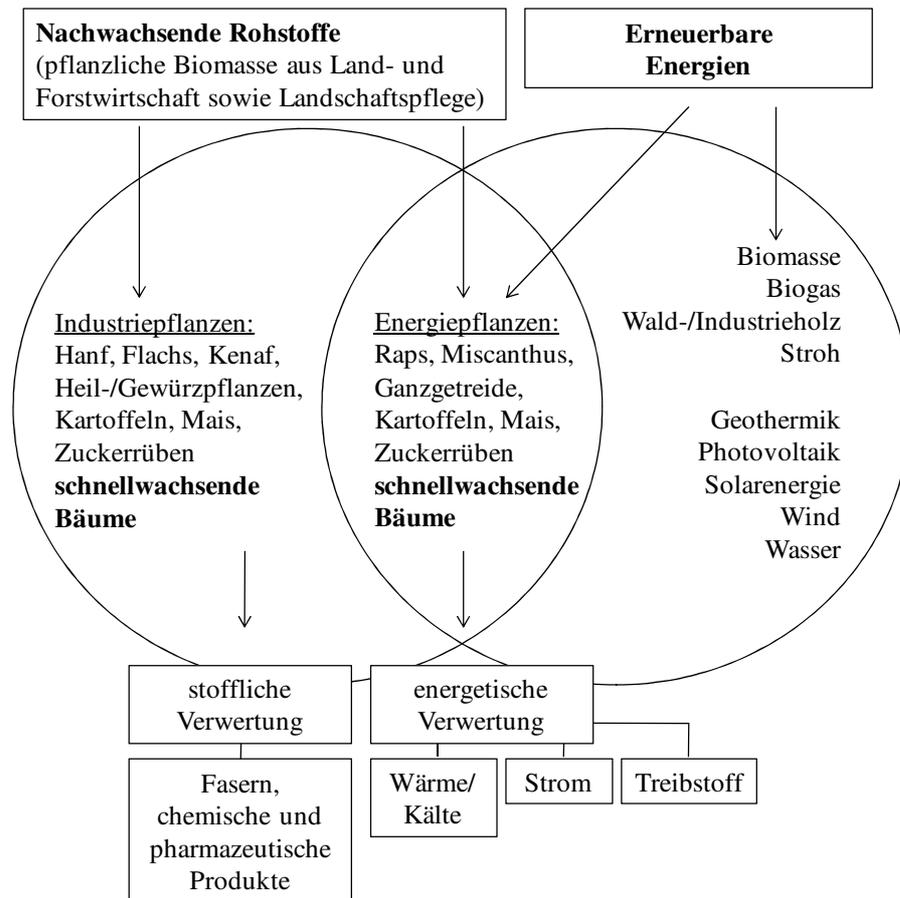


Abb. 1: Übersicht der nachwachsenden Rohstoffe und erneuerbaren Energien für die stoffliche und energetische Verwertung (mod. nach UNSELD 1999)

Biomasse sowie deren Umwandlungsprodukte, die als Bioenergieträger geeignet sind, stehen in Deutschland in vielfältiger Form zur Verfügung. Neben landwirtschaftlichen Kultur- und Energiepflanzen, flüssigen biogenen Stoffen sowie Rest- und Abfallstoffen gewinnt Holz zunehmend an Bedeutung (HARTMANN 2010). So ist die Nachfrage nach dem Rohstoff Holz für eine stoffliche und energetische Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland in den vergangenen Jahren gestiegen. Um den Bedarf zu decken, wird vermehrt die Anlage von Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen diskutiert (NABU 2008). Ein großes Interesse der Forschung an der Energieholzproduktion liegt vor allem in der Untersuchung und Bewertung von Anbauverfahren, Biomasseerzeugung und Verwertungsmöglichkeiten. Für eine Gesamtbeurteilung der

Energieholzproduktion werden außer den anbautechnischen Aspekten auch dessen Einflüsse auf ökologisch relevante Boden- und Bioindikatoren zunehmend interessant, weil der moderne Pflanzenbau neben einer hohen Produktivität den Prinzipien nachhaltiger Wirtschaftsweise entsprechen muss. Die Auswirkungen des Anbaus von schnellwachsenden Baumarten auf das Agrarökosystem konnten bisher nicht befriedigend geklärt werden.

Auf der Basis von Langzeituntersuchungen zu Veränderungen ausgewählter Bodeneigenschaften in etablierten Beständen von Energiehölzern soll im Rahmen dieser Arbeit (I) eine Bewertung der langfristigen ökologischen Auswirkungen des Anbaus erfolgen sowie (II) die Rückwandlung in Ackerland auf ausgewählte physikalische, chemische und biologische Bodenparameter mitgeteilt werden. Damit soll unmittelbar ein Beitrag zur Quantifizierung des Energieholzanbaus auf ökologisch relevante Boden- und Bio-indikatoren geleistet und zudem die spezifischen Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren und ihrem Standortbezug herausgearbeitet werden.

Grundlage der Untersuchungen bilden zwei Dauerfeldversuche mit schnellwachsenden Bäumen, die in Kurzumtriebsplantagen angebaut werden. Als Vergleichsbasis dienen dabei Flächen die zur Nahrungsmittelproduktion genutzt werden. Methodisch gliedert sich das Forschungsprojekt in drei analysierende (physikalische, chemische, biologische Bodenuntersuchungen) und dokumentierende Arbeitsschritte mit abschließender Bewertung. Im Hinblick auf den nicht ausreichenden Kenntnisstand leiten sich verschiedene Fragestellungen hinsichtlich der Wirkungen von schnellwachsenden Bäumen als Energieträger auf den Boden und damit zugleich auch Aufgaben für die Forschungsarbeit ab:

1. Welche Indikatoren werden zur Charakterisierung der Bodenqualität genutzt und welchen Aussagewert besitzen sie für die Energieholzproduktion?
2. Welche Auswirkungen hat der Anbau von schnellwachsenden Bäumen (Weide, Pappel, Birke, Robinie) auf bodenphysikalische, chemische und -biologische Prozesse?
3. Wie entwickeln sich die Bodeneigenschaften unter dem Anbau von Energieholz über die Jahre und welche Ursachen gibt es dafür?
4. Welche bodenökologischen Veränderungen sind mit der Rückführung einer Kurzumtriebsplantage in Ackerland verbunden?
5. Welche Schlussfolgerungen lassen sich aus dem bisherigen Wissenstand für weitere Forschungsarbeiten bezüglich der Auswirkungen der Energieholzproduktion und die Rückführung einer Kurzumtriebsplantage auf die Bodenqualität ableiten?

2 Stand der Literatur

2.1 Kurzumtriebsplantagen

2.1.1 Definition

Ursprünglich geht der Anbau von schnellwachsenden Baumarten zur Brennholzgewinnung auf die im Mittelalter praktizierte Niederwaldwirtschaft zurück. Zu dieser Zeit wurden einheimische Baumarten, wie Hasel, Hainbuche und Eiche, in Abständen von 5-25 Jahren kahlschlagartig geerntet (WOLF und BÖHNISCH 2004, KNUST 2009). Diese historische Form der Forstwirtschaft nutzte die Wiederausschlagsfähigkeit des Bestandes und diente zur Maximierung des Holzertrages (KNUST 2009). Die moderne Form der Kurzumtriebsplantage stellt aus heutiger Sicht die Weiterentwicklung der jahrhunderte alten Waldbewirtschaftungsform dar (DICKMANN 2006). Eine Energieholzplantage ist definiert als Anpflanzung von schnellwachsenden Baumarten auf vormals landwirtschaftlich genutzten Flächen (v.a. Ackerflächen; auch auf Grünlandflächen), mit dem Ziel holzartige Biomasse in geringen Zeit- und Ernteintervallen zu erzeugen (HANSEN 1993, MESSING et al. 1997, BOEHMEL et al. 2008, NABU 2008, HU et al. 2009, KAHLE et al. 2010, MAO und ZENG 2010 a, NASSI O DI NASSO et al. 2010, PELLEGRINO et al. 2011, NEUNER und BURGER 2015). Im Gegensatz zur forstwirtschaftlichen Produktionsweise, mit längerfristigen Umtriebszeiten zur Erzeugung hochwertiger Schnittholzqualität, werden bei Kurzumtriebsplantagen schnellwachsende Baumarten mit hohen Pflanzdichten bevorzugt, die in Zeiträumen von 2-6 Jahren vollmechanisiert geerntet werden können (REEG et al. 2009). Dieser Anbauform werden in den gemäßigten Klimaregionen Mitteleuropas besonders Pappeln (Gattung *Populus ssp.*) und Weiden (Gattung *Salix ssp.*) gerecht (LIEBHARD 2007). Schnellwachsende Baumarten zeichnen sich durch ein starkes Jugendwachstum mit einer hohen Biomasseleistung aus. Der Einsatz des Erntematerials kann sowohl zur stofflichen Nutzung (z. B. Papierrohstoff, Baumaterial, Pharmazie) als auch als Festbrennstoff oder zur Gewinnung flüssiger Energieträger (BtL - Biomass to Liquid) genutzt werden.

In Deutschland stehen etwa 60 ein- und mehrjährige Energiepflanzenarten (SCHOLZ et al. 2004) sowie Kombinationen von ein- und mehrjährigen Arten (z. B. Agroforstsystem) im Anbau. Dabei zeichnen sich vor allem die schnellwachsenden Baumarten durch eine hohe Umweltverträglichkeit aus (SCHOLZ et al. 2004). Sie bieten den ökologischen Vorteil, dass bei ihrer Verbrennung nur die Mengen an CO₂ freigesetzt werden, die sie während des Wachstums der Atmosphäre entnommen haben. Dieses CO₂ wird dann beim Heranwachsen neuer Pflanzen in einem nahezu geschlossenen Kreislauf

wiederum gebunden. Durch die weitgehend CO₂-neutrale Energieerzeugung wird kaum ein weiterer Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt durch Kohlendioxid geleistet (SRU 2007). Neben der umweltfreundlichen Produktion und Verwertung tragen sie auch zur Schonung der fossilen Ressourcen Erdöl, Erdgas und Kohle bei (MIELKE UND SCHÖBER-BUTIN 2001). Die Produktion von Energieholz in Kurzumtriebsplantagen bietet aber noch zahlreiche weitere Vorteile:

- die Möglichkeit landwirtschaftliche Flächen einzubeziehen, die bislang im Rahmen der Stilllegung nicht genutzt wurden, sowie Nutzung weiterer Flächenpotenziale (z. B. Brachen, Kippenstandorte),
- Einsatz als Gewässerrand- oder Windschutzstreifen in offenen Agrarlandschaften zur Verbesserung des Erosionsschutzes und zur Vernetzung von Biotopen (BÄRWOLFF et al. 2013)
- kann Synergien zwischen Natur- und Umweltschutz und der Bioenergieerzeugung schaffen und damit die Belastungen durch Stickstoffverbindungen verringern (SRU 2015),
- Schaffung und Erhaltung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum sowie von Produktions- und Einkommensalternativen in der Land- und Forstwirtschaft.

2.1.2 Status quo

In Anbetracht der begrenzten Verfügbarkeit fossiler Energieressourcen, der fortlaufenden Klimaschutzanstrengungen sowie dem wachsenden gesellschaftlichen Umweltbewusstsein sieht die europäische und deutsche Energieversorgung die Notwendigkeit die Rohstoffbasis umzustellen. So haben sich in den letzten Jahren in Deutschland eine Reihe von energiepolitischen und -wirtschaftlichen Rahmenbedingungen verändert. Vor dem Hintergrund der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2014, der Biokraftstoffstrategie der Bundesregierung sowie unter der Berücksichtigung der energiepolitischen Ziele des nationalen Biomasseaktionsplanes vom April 2009, erfolgt gegenwärtig ein enormer Ausbau der Biomasseproduktion in Deutschland. Nach ARETZ und HIRSCHL (2008) steht, durch einer steigender Holznachfrage und einer zunehmenden Konkurrenzsituation zwischen stofflicher und energetischer Nutzung, aber nur ein begrenzt vorhandenes nutzbares Potenzial zur Verfügung. Da die Ausbaupotenziale der Gewinnung von Energieholz aus dem Wald zu großen Teilen ausgeschöpft scheinen, wächst der Bedarf der Energieholzproduktion auf landwirtschaftlichen Flächen (TOEWS 2008). Trotz vielversprechender Pilotprojekte in der Forschung (z. B.

DENDROM, Agroforst, NOVALIS, AGROWOOD, AgroForstEnergie, KURZUM) und in der Wirtschaft (DB AG 2011) spielen Kurzumtriebsplantagen in Deutschland, mit einer Anbaufläche zwischen 6.000 ha (NABU 2015) und 7.000 ha (LfULG 2014), heute noch keine nennenswerte Rolle in der Rohstoffversorgung. Der geringe Flächenanteil ist insbesondere auf höhere Erlöse, die auf vielen Standorten mit anderen landwirtschaftlichen Kulturen erzielt werden können, zurückzuführen. Zudem besteht die Sorge der Landwirte, durch die langfristige Festlegung, nicht flexibel auf Marktschwankungen reagieren zu können (VETTER 2014). Trotzdem wird ihre Entwicklung intensiv diskutiert und die Zahl der Anpflanzungen von schnellwachsenden Bäumen in Kurzumtriebsplantagen steigt. Dabei werden die Energieholzplantagen vor allem in Berlin und Brandenburg etabliert, da die Länder über das nötige Flächenpotenzial verfügen und die standortlichen Verhältnisse sich gut für den Agrarholzanbau eignen. Laut „Energiestrategie 2020“ des Landes Brandenburg sollen bis 2020 etwa 10.000 ha in KUP umgesetzt werden (DENDROM 2008).

2.1.3 Baumarten

Im Folgenden werden die am häufigsten in Kurzumtriebsplantagen angebauten Baumarten vorgestellt. Es gibt Versuche, neben Weiden (SCHOLZ und ELLERBROCK 2002, GROGAN und MATTHEWS 2002, GRELE et al. 2007, BOEHMEL et al. 2008, KAHLE et al. 2010, ROWE et al. 2013, STAUFFER et al. 2014, ZURBA und MATSCHULLAT 2015) und Pappeln (HANSEN 1993, DECKMYN et al. 2004, MOSCATELLI et al. 2005, SARTORI et al. 2007, SAURETTE et al. 2008, HINCHEE et al. 2009, HU et al. 2009, KAHLE et al. 2010, MAO und ZENG 2010 a, MAO und ZENG 2010 b, NASSI O DI NASSO et al. 2010, PELLEGRINO et al. 2011, ZURBA und MATSCHULLAT 2015) auch andere schnellwachsende Baumarten, wie beispielsweise Erlen (CHODAK und NIKLINSKA 2010), Robinien (QUI et al. 2010, QUINKENSTEIN et al. 2011) und Birken (MESSING et al. 1997, WU und HUANG 2007, HYTONEN und SAARSALMI 2009) für den Kurzumtrieb einzusetzen. Aber gemessen am Ertrags- und Leistungspotenzial der Pappeln und Weiden verzeichnen sie deutliche Mindererträge (HOFMANN 1998).

2.1.3.1 Pappel (*Populus nigra* L.)

Die Gattung *Populus* kommt mit ca. 40 Arten in den gemäßigten Klimazonen auf der gesamten Nordhalbkugel der Erde vor (NABU 2008). Sie lässt sich in 6 Sektionen unterteilen. Zu den bedeutendsten Vertretern zählen die Schwarzpappel (Sektion *Aigeiros*), die Balsampappel (Sektion *Tacamahaca*) und die Zitterpappel (Sektion *Leuce*) (GROSSER et al. 2006). Vor allem Balsampappel und Zitterpappel sind für den Anbau in

Kurzumtriebsplantagen geeignet. Sie besitzen ein rasches Jugendwachstum, ein gutes Regenerationsvermögen und zeichnen sich durch eine gute Schädlingsresistenz und Konkurrenzverträglichkeit in dichten Beständen aus. Zudem stellen sie verhältnismäßig geringe Ansprüche an die Bodenqualität. Entscheidend für den Anbauerfolg und eine hohe Ertragsleistung ist eine ausreichende Wasserversorgung mit einem guten Bodenwasserspeichungsvermögen (RÖHRICHT und RUSCHER 2004, LfULG 2014). Die Schwarzpappel ist für einen Kurzumtrieb weniger geeignet und kommt vor allem als Kreuzungspartner in Betracht (HOFMANN 1998, LfULG 2014). Die wärmebedürftigen Schwarzpappeln benötigen nährstoffreiche, gut durchlüftete und leicht durchwurzelbare Böden um hohe Erträge zu erzielen. Aufgrund der hohen Nährstoffvorräte im Boden sind in den ersten Jahren nach der Anpflanzung zumeist keine zusätzlichen Düngergaben erforderlich.

2.1.3.2 Weide (*Salix viminalis* L.)

Die Weiden gehören zur Gattung *Salix* und zur Familie der *Salicaceae*. In Mitteleuropa wachsen ca. 50 Arten auf unterschiedlichsten Standorten. Zu den bedeutendsten Vertretern der Weiden zählen Salweide (*Salix caprea*), Silberweide (*Salix alba*) und Korbweide (*Salix viminalis*). Die Korbweide kann eine Wuchshöhe von sechs Metern erreichen (LfULG 2014). Sie besitzt ein flaches zum Teil sehr unregelmäßig ausgebildetes Wurzelsystem (CHMELAR et al. 1976). Dabei ist die Ausprägung stark vom Wassergehalt des Bodens abhängig. Die Weide wächst vor allem auf nährstoffreichen, leichten, gut durchlüfteten und grundwasserbeeinflussten Böden. Aufgrund ihrer geringen Frostempfindlichkeit und guten Krankheitsresistenz eignen sich Korbweiden besonders gut für den feldmäßigen Anbau in Kurzumtriebsplantagen (RÖHRICHT und RUSCHER 2004).

2.1.3.3 Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.)

Die Robinien (*Robinia pseudoacacia*) gehören zur Gattung *Robinia* und zur Unterfamilie der *Faboideae* innerhalb der Familie der *Fabaceae*. Die Robinie stammt ursprünglich aus Nordamerika und ist seit über 300 Jahren auch in Deutschland vertreten (SCHNECK 2010). Aufgrund ihrer guten Wuchs- und Holzeigenschaften und hohen Wiederaustriebsfähigkeit ist die Baumart gut für den Anbau als Energieholz in Kurzumtriebsplantagen geeignet (NABU 2008, REEG et al. 2009, SCHNECK 2010). Sie wird aber auch vermehrt auf Rekultivierungsflächen in Bergbaufolgelandschaften angebaut (GRÜNEWALD et al. 2007, LANDGRAF und BÖCKER 2006, LMBV 2009, CHODAK und NIKLINSKA 2010). Die Robinie stellt keine besonderen Ansprüche an den Standort (tiefgründige, gut durchlüftete Böden), die Nährstoffversorgung im Boden und die

klimatischen Bedingungen. Ein Anbau ist somit auch auf trockenen Standorten möglich (SCHNECK 2010). Als Nachteilig ist die Empfindlichkeit der Robinie gegenüber Frost zu bewerten (NABU 2008).

2.1.3.4 Birke (*Betula spec.*)

Die Birke gehört zur Gattung *Betula* und zur Familie der *Betulaceae* und wird mit den Erlen der Unterfamilie *Betuloideae* zugeordnet. Die Hängebirke (*Betula pendula*) hat im Vergleich zur Robinie keine besonderen Standortansprüche (trockene bis feuchte, nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche, mehr oder weniger basenarme Böden) und gilt als Pionierbaumart. Hervorzuheben ist ihre Frosthärte und ihr rasches Jugendwachstum (NABU 2008).

2.2 Rückführung der Flächen in Ackerland

2.2.1 Definition

Am Ende der Nutzungsdauer, die in der Regel einen Zeitraum von 20 bis 30 Jahren umfasst, erfolgt der Umbruch der Kurzumtriebsplantage (SCHOLZ et al. 2009). Die Rodung und Wiedernutzbarmachung beispielsweise für annuelle Kulturarten wird als Rückwandlung bezeichnet. Nach der Bestandesauflösung kann die Nutzungsfläche aber auch wieder als Kurzumtriebsplantage etabliert werden (BURGER 2010, TÖNSHOFF 2013). Die Rückwandlung der KUP-Fläche erfolgt im Frühjahr nach der letzten Holzernte. Zu diesem Zeitpunkt können Verdunstungsverluste und Wiederaustrieb der Wurzelrückstände minimiert werden. Zur Wiederherstellung der landwirtschaftlichen Fläche dient meist eine Rodungsfräse, die die Wurzelstöcke zerkleinert und verbleibende Wurzel- und Erntestücke je nach Bearbeitungstiefe ca. 30 bis 40 cm in den Boden einarbeitet (BEHR et al. 2012).

2.2.2 Status quo

Bislang liegen nur vereinzelte Studien (BECKER und WOLF 2009, HOFMANN 2007, LANDGRAF et al. 2009, GROBE et al. 2010, SCHOLZ et al. 2009, KAHLE et al. 2013, TÖNSHOFF 2013) zur Rückwandlung von Kurzumtriebsplantagen in eine landwirtschaftliche Nutzung vor. Dies lässt sich vor allem damit begründen, dass sich das Anbausystem der Kurzumtriebsplantagen noch weitestgehend im Versuchs- und Etablierungsstadium befindet und die maximale Nutzungsdauer von 20 bis 30 Jahren bei den bestehenden KUPs noch nicht erreicht ist.

2.3 Bodenindikatoren zur Beschreibung der Bodenqualität

2.3.1 Physikalische, chemische und biologische Indikatoren

Böden sind komplexe, dreiphasige (Festsubstanz, Wasser, Luft) und dynamische Systeme und bilden eine Einheit aus Mineralien, organischer Substanz, Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen. Im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) übernehmen die Böden eine Vielzahl an Funktionen im Naturhaushalt. Zur Beschreibung ihrer vielfältigen ökologischen Funktionen, insbesondere unter dem Einfluss der anthropogenen Bewirtschaftung, werden zahlreiche Indikatoren verwendet. Sie werden unter dem Begriff „Bodenqualität“ zusammengefasst und beinhalten physikalische (z. B. Trockenrohdichte, hydraulische Leitfähigkeit, Aggregatstabilität), chemische (z. B. C_{org} -Gehalt, pH-Wert, Gehalte und Verfügbarkeit verschiedener Nährstoffe) und biologische (z. B. Enzymaktivitäten, Bodenmikroorganismen) Indikatoren (VISSER und PARKINSON 1992, DORAN und PARKIN 1996, WILSON und MALISZEWSKA-KORDYBACH 2000, LEHMAN et al. 2015). Diese Parameter stehen mehr oder weniger stark miteinander in Beziehung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002). Die Tabelle 1 enthält einen Überblick wesentlicher physikalischer, chemischer und biologischer Bodenindikatoren sowie deren Aussagewert.

Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert

Parameter	Aussagewert des Indikators
1. physikalische Parameter	
Trockenrohdichte	Entspricht dem Verhältnis aus der Masse der trockenen und festen Bodenbestandteile sowie dem Volumen und gilt als wichtiges Charakteristikum für den Verdichtungszustand des Bodens. Die Trockenrohdichte ist ein Kennwert eines veränderlichen Gefügestandes (HARTGE und HORN 1992). Eine Einordnung der absoluten Trockenrohdichte ist nur unter Kenntnis der Bodentextur, z. B. nach dem Schema von PETELKAU (1987) möglich. Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit des Porensystems reicht die Trockenrohdichte allein jedoch nicht aus. Dazu muss ein Leitfähigkeitsparameter (z. B. gesättigte Wasserleitfähigkeit) ergänzt werden.
Luftkapazität	Unter der Luftkapazität wird nach HARTGE und HORN (1992) der Anteil der weiten Grobporen am Gesamtvolumen des Bodens verstanden. Der bodenphysikalische Parameter Luftkapazität ist ein Maß für die Durchlüftbarkeit des Bodens und hat damit einen direkten bodenfunktionalen Bezug.

Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert (Fortsetzung)

Parameter	Aussagewert des Indikators
1. physikalische Parameter	
Grobporenvolumen	Hohlräume im Boden werden als Poren bezeichnet. Die Poren werden in Primärporen (Hohlräume zwischen den Körnern, innerhalb der Aggregate) und Sekundärporen (Poren zwischen den Körneraggregaten) unterteilt. Die Sekundärporen entstehen durch hohlraum erzeugende Prozesse (Bildung von Wurmröhren und Wurzelgängen) oder physiko-chemische Prozesse (Bildung von Schrumpf- und Schwundrissen). Die Primärporen werden nach der Intensität der Wasserbindung in Fein-, Mittel- und Grobporen gegliedert. Die Grobporen (Äquivalentsdurchmesser: $> 10 \mu\text{m}$) dienen der Durchlüftung des Bodens, der Ableitung des Sickerwassers und begünstigen die Durchwurzelung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002).
Feldkapazität	Die Feldkapazität ist die Menge des Bodenwassers, die in den Poren (Äquivalentsdurchmesser: $\leq 50 \mu\text{m}$) oder der unteren Saugspannungsgrenze von $pF \geq 1,8$ gebunden ist (KUNTZE et al. 1994, AG BODENKUNDE 2005). Dabei charakterisiert die natürliche Wasserkapazität das Bodenwasser, welches entsprechend der Schwerkraft im Boden über längere Zeit festgehalten werden kann (HARTGE und HORN 1991, ULRICH 2008). Als wichtige ökologische Kenngröße des Bodens hängt die Feldkapazität vom Gleichgewichtszustand des Bodenwassers, von der Profiltiefe, der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz, dem Gefüge und der Horizontabfolge ab (EHLERS et al. 1986).
nutzbare Feldkapazität	Die nutzbare Feldkapazität beschreibt die im Boden potenziell speicherbare und maximal pflanzenverfügbare Wassermenge (AG BODENKUNDE 2005). Sie ist die entscheidende Kenngröße für die Wasserversorgung der Pflanzen (DVWK 1997). Die Höhe und Ausschöpfung der pflanzlichen Wasserversorgung hängt dabei stark von der Durchwurzelungsintensität und -tiefe ab (KUNTZE et al. 1994). Die nutzbare Feldkapazität ist die Menge des Bodenwassers, die zwischen den engen Grobporen (Äquivalentsdurchmesser: $50 \mu\text{m}$) und Mittelporen (Äquivalentsdurchmesser: $0,2 \mu\text{m}$) oder bei einer definierten Saugspannung zwischen $pF 1,8$ bis $pF 2,2$ und $pF 4,2$ gebunden ist (KUNTZE et al. 1994, AG BODENKUNDE 2005). Der Anteil der nutzbaren Feldkapazität am Gesamtbodenvolumen ist somit identisch mit dem Anteil der Summe an engen Grobporen und Mittelporen.

Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert (Fortsetzung)

Parameter	Aussagewert des Indikators
1. physikalische Parameter	
permanenten Welkepunkt	Der permanente Welkepunkt bestimmt als wichtige bodenphysikalische Kenngröße den Punkt, an dem das Bodenwasser so fest an die Bodenpartikel gebunden ist, dass es durch das Wurzelwerk der Pflanzen und der Mikroorganismen nicht mehr aufgenommen werden kann. Bei der Wasserbindungsform handelt es sich um Totwasser. Der PWP ist durch den Anteil an Feinporen (Äquivalentsdurchmesser: $< 0,2 \mu\text{m}$) charakterisiert.
Luft- und Wasserhaushalt	Der Luft- und Wasserhaushalt wird im Wesentlichen durch die Permeabilitätseigenschaften eines Bodens bestimmt. Zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften werden die pneumatische Leitfähigkeit und gesättigte Wasserleitfähigkeit oft parallel untersucht (ULRICH 2008).
(1) pneumatische Leitfähigkeit	Die Messung der pneumatischen Leitfähigkeit (Luftleitfähigkeit) ermöglicht es Aussagen über Förderung bzw. Behinderung der Gasdiffusion im Boden zu treffen (DVWK 1997). Die Permeabilität des Bodens hängt insbesondere von den physikalischen Bodeneigenschaften, der Korngrößenzusammensetzung und der Gestalt der Poren ab. Mikrobielle Vorgänge im Boden sind von einer guten Luftleitfähigkeit abhängig.
(2) gesättigte Wasserleitfähigkeit	Die gesättigte Wasserleitfähigkeit, der Quotient aus Filtergeschwindigkeit und Druckgefälle als Maß für die Durchlässigkeit eines wassergesättigten Bodens, ist ein wichtiger Kennwert für die Beurteilung von Stau- und Haftnässe, Erosionsgefährdung und Dränwirksamkeit (AG BODENKUNDE 2005). Der k_f -Wert ist dabei im hohen Maße vom Durchmesser, von der Form und der Kontinuität der leitenden Poren abhängig (HARTGE und HORN 1991).
2. chemische Parameter	
pH-Wert	Mit der Messung des pH-Wertes können Aussagen über die Reaktivität, Azidität bzw. Alkalität der Bodenlösung getroffen werden. Der pH-Wert nimmt einen wichtigen Stellenwert bei der Beschreibung der physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften ein. Darüber hinaus beeinflusst er das Pflanzenwachstum, das Bodengefüge, den Wasser- und Lufthaushalt, die Lebensbedingungen der Bodenorganismen und die Stoffumsetzung im Boden (AG BODENKUNDE 2005). Der pH-Wert wird durch Standorteigenschaften (z. B. CaCO_3 -Gehalt), Bewirtschaftung (z. B. Kalkung) und mikrobiologische Umsetzungsprozesse (z. B. Lumbricidenaktivität) beeinflusst.

Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert (Fortsetzung)

Parameter	Aussagewert des Indikators
2. chemische Parameter	
organischer Kohlenstoff	Die organische Bodensubstanz (OBS) zählt zu den bedeutendsten Indikatoren für Bodenqualität und Nachhaltigkeit (MONREAL et al. 1997, REEVES 1997, LIEBIG und DORAN 1999). Definiert wird die OBS als Gesamtheit aus Edaphon (lebende bodenbürtige Kleinlebewesen) und Humus (abgestorbene organische Substanz). Der OBS-Gehalt beeinflusst dabei alle physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden und stellt die Nahrungsgrundlage für die Bodenlebewesen dar (KÖRSCHENS et al. 1997). Die organische Substanz im Boden besteht etwa zu 50 % aus Kohlenstoff (SCHRUMPF und TRUMBORE 2012). Als maßgebender Parameter bei Langzeituntersuchungen können mit der Messung des organischen Kohlenstoff-Gehaltes Bodenveränderungen nachgewiesen werden.
3. biologische Parameter	
Basalatmung	Der Begriff „Mikrobielle Aktivität“ (Basalatmung, Bodenatmung) umfasst alle biochemischen Stoffumsetzungen im Boden, die durch Mikroorganismen katalysiert werden. Die Bodenatmung resultiert aus dem Abbau von organischer Substanz und gibt die aktuelle Aktivität der Mikroorganismen im Boden wider. Unter ungestörten Bedingungen stellt sich im Boden ein ökologisches Gleichgewicht zwischen den Organismen und deren Tätigkeit ein. Durch die Zufuhr von organischer Substanz verändert sich das Gleichgewicht und die Tätigkeit der Mikroorganismen und somit auch die Bodenatmung. Die Basalatmung hängt aber auch stark vom physiologischen Zustand der Zellen, von der Feuchtigkeit des Bodens, der Temperatur, der Bodenverdichtung, der Nährstoffversorgung und von der Bodenart ab. Dabei ist die Bestimmung der Basalatmung eine der ältesten Methoden zur Erfassung der mikrobielle Stoffumsätze im Boden, da es sich um einen sehr empfindlichen und einfach zu analysierenden Parameter handelt, der mit den meisten mikrobiellen Eigenschaften in Verbindung steht (ALEF 1991, EISENTRÄGER et al. 1998).
mikrobielle Biomasse	Die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) spiegelt die Gesamtheit der Mikroorganismen (Bodenmikroflora und Bodenmikrofauna mit einer Körpergröße $< 200 \mu m$) im Boden wider. Sie beschreibt den Belebtheits- und Aktivitätszustand des Bodens und ist für Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse bedeutend. Dabei wird die C_{mic} durch die Menge und Qualität des Eintrags an organischer Bodensubstanz beeinflusst (JÖRGENSEN 2005).

Tab. 1: Häufig genutzte physikalische, chemische und biologische Parameter zur Beschreibung der Bodenqualität und deren Aussagewert (Fortsetzung)

Parameter	Aussagewert des Indikators
3. biologische Parameter	
Ökophysiologische Parameter	Die mikrobielle Aktivität im Boden kann durch den ökophysiologischen Parameter metabolischer Quotient (qCO_2) und dem Verhältnis aus mikrobiellen und organischen Kohlenstoff (C_{mik}/C_{org} -Verhältnis) charakterisiert werden (SCHINNER und SONNLEITNER 1996).
(1) C_{mik}/C_{org} -Verhältnis	Das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis ist ein Parameter für die mikrobielle Verfügbarkeit der OBS. Die mikrobielle Biomasse ist mit dem Gehalt an organischer Substanz im Boden korreliert und wird vom Angebot an abbaubarem Substrat bestimmt (JÖRGENSEN 1995, TLL 2010).
(2) Metabolischer Quotient	Mit der Analyse des qCO_2 können Aussagen zur Effizienz der Substratnutzung und mikrobiellen Umsatzleistung getroffen werden. Der Ernährungszustand der Mikroorganismen und stressbedingte, anthropogene Einflüsse (Bodenbearbeitung, Düngung, Trockenheit) entscheiden über die Höhe des qCO_2 (OTTOW 2011).
Enzymaktivitäten	Um anthropogene Eingriffe im Boden nachweisen oder Aussagen zu Nährstoffkreisläufen und Abbauprozessen treffen zu können werden die Enzyme des Kohlenstoffkreislaufes (β -Glucosidase) und des Stickstoffkreislaufes (Arginin-Ammonifikation) analysiert. Die Enzyme eignen sich aber auch für die Beurteilung veränderter Umweltbedingungen (TISCHER 2000), da mit ihnen bereits nach kurzer Versuchsdauer Veränderungen zuverlässig erfasst werden können (TLL 2010).
(1) β -Glucosidase	Die β -Glucosidasen spielen eine wichtige Rolle beim vollständigen Abbau von Kohlenhydraten (ALEF 1991). Das Enzym wirkt am Anfang der Zersetzungskette im Boden, indem es den Celluloseabbau zu Glucose katalysiert (SCHWARZ 2005). Cellulose stellt die mengenmäßig wichtigste Verbindung dar. β -Glucosidasen sind in der Natur weit verbreitet und können von SKUJINS (1976) auch im Boden nachgewiesen werden (SCHINNER und SONNLEITNER 1996). Die Pilze sind die wesentlichen Quellen der Enzyme in Böden.
(2) Arginin-Ammonifikation	Unter Ammonifikation wird der hydrolytische Abbau komplexer stickstoffhaltiger Verbindungen durch heterotrophe Bakterien und Pilze verstanden. Dabei wird Stickstoff als Ammoniak und Ammonium freigesetzt (ALEF 1991). Die Spaltung des Arginins hängt im Boden vom Vorhandensein lebender Mikroorganismen ab.

2.3.2 Regenwürmer als Bodenindikatoren

Neben den im Kapitel 2.3.1 genannten physikalischen, chemischen und biologischen Parametern werden auch im Boden lebende Organismen als Indikatoren zur Beurteilung der Bodenqualität herangezogen (DORAN und PARKIN 1996). Dabei ist der Boden Lebensraum für zahlreiche Organismen, die für die Entstehung und Erhaltung der bodenbildenden Prozesse verantwortlich sind (BAUCHHENS 1983). Die Bodenlebewelt umfasst sowohl die Bodenflora (Bakterien, Pilze, Algen) als auch die Bodenfauna (Bodentiere). Die Bodenfauna setzt sich, differenziert nach ihrer Größe, aus Mikrofauna (0,002 - 0,2 mm, Protozoen), Mesofauna (0,2 - 2 mm, Colembola), Makrofauna (2 - 20 mm, Coleoptera) und Megafauna (> 20 mm, Lumbriciden) zusammen. Dabei können die Regenwürmer (Lumbriciden) an einigen Standorten bis zu 90 % der tierischen Biomasse im Boden repräsentieren (EDWARDS und BOHLEN 1996).

Lumbriciden haben eine große Bedeutung für bodenbildende Prozesse. So beeinflussen sie die Bodenstruktur sowie den Wasser- und Stoffhaushalt positiv (PAOLETTI 1999) und sind maßgeblich für die biogene Porung des Ober- und Unterbodens und die Vermischung organischer und anorganischer Bodenbestandteile verantwortlich (MAKESCHIN 1990). Lumbriciden werden oft als Bioindikatoren zur Beschreibung des biologischen Bodenzustandes herangezogen (TISCHER 2005 a, PERES et al. 2008), da sie sich verhältnismäßig leicht fangen lassen, hohe Biomassen besitzen und ein überschaubares Artenspektrum aufweisen (Tab. 2) (SCHMITT et al. 2010). Veränderungen ihrer biologischen Charakteristika (Besiedlungsdichte, Individuendominanz, Biomasse pro Individuum, Artenvielfalt) spiegeln Veränderungen im Lebensraum Boden wider (GNAN 2002). Denn Regenwürmer reagieren sehr schnell auf Bodenveränderungen, die mit der Fruchtfolgegestaltung, der Düngung oder der Bodenbearbeitung einhergehen können. Die Regenwürmer übernehmen damit eine Frühindikatorfunktion, um rechtzeitig Maßnahmen zum Schutz der Böden ergreifen zu können (BEYLICH und GRAEFE 2006).

Tab. 2: Parameter der bodenzoologischen Untersuchungen und deren Indikatorfunktion (GRAEFE und BEYLICH 2009)

Parameter	Indikatorfunktion
Gesamtabundanz der Regenwürmer (Ind./m ²) Gesamtbiomasse der Regenwürmer (g/m ²)	Bodenzoologische Indikatoren der biologischen Aktivität im Boden
Artenzusammensetzung und Artenanzahl, Abundanz, Dominanz und Frequenz der Arten	Bodenzoologische Indikatoren der Biodiversität im Boden
Biomasse und Biomassedominanz der Regenwurmarten	Zeiger für die ökologische Bedeutung der Arten
Funktionelle Kennwerte der Lebensgemeinschaft: Lebensformtypen	Indikatoren für den biologischen Bodenzustand

2.3.2.1 Lebensformen

Die Familie der Regenwürmer (Lumbriciden) gehört zur Ordnung der Wenigborster (*Oligochaeta*), zur Klasse der Gürtelwürmer (*Clitellata*) und zum Stamm der Ringelwürmer (*Annelida*) (GRAFF 1983). In Deutschland treten 6 Lumbricidengattungen mit 39 Arten auf. Davon werden 23 Regenwurmartens regelmäßig gefunden (GRAFF 1953). Nach BOUCHÉ (1977) und LEE (1985) lassen sich Regenwürmer aufgrund ihres Lebensraumes und Ernährungsweise in epigäische (Streuhorizontformen), endogäische (Mineralbodenformen) und anözische (Tiefgräber) Arten gliedern (GNAN 2002). Zwischen diesen drei Lebensformen gibt es gleitende Übergänge (BOUCHÉ 1977) (Abb. 2).

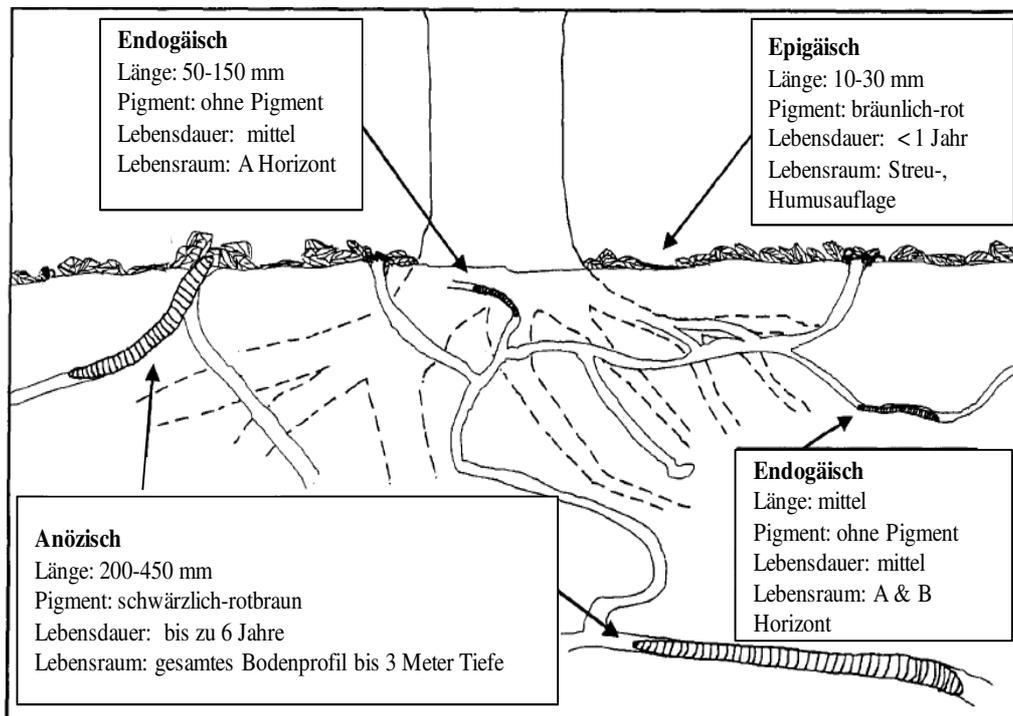


Abb. 2: Lebensformen der Regenwürmer (BROWN 1995, BOUCHÉ 1977, LAVELLE 1981, LAVELLE et al. 1989, EHRMANN 1996, TISCHER 2010)

Die **epigäischen Arten** (Streuhorizontbewohner) treten vorwiegend in der Humusauf- lage auf (DUNGER und FIEDLER 1997). Sie graben sich nur sehr flach in den Boden ein und ernähren sich vorwiegend von Falllaub und anderer abgestorbener organischer Substanz des Oberbodens. Ihre Lebensdauer beschränkt sich meist auf ein Jahr (DUNGER und FIEDLER 1997). Als typische Arten dieser Lebensform gelten *Lumbricus castaneus* (SAVIGNY, 1826), *Dendrobaena octaedra* (SAVIGNY, 1826) und *Lumbricus rubellus* (HOFFMEISTER, 1843) (GNAN 2002).

Die **endogäischen Arten** (Mineralbodenformen) leben in horizontalen Gängen im Mi- neralboden und kommen nur gelegentlich an die Bodenoberfläche. Dieses flache Röh- rensystem befindet sich in 30 bis 50 cm Bodentiefe. Ihre Nahrung besteht vorwiegend

aus organischen und anorganischen Mineralbodenmaterial. Durch den unterirdisch abgelegten Kot reichert sich der Boden mit organischer Substanz an und hat dabei einen positiven Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit (GRAFF 1953, GNAN 2002). Typische Vertreter dieser Lebensform sind *Aporrectodea rosea* (SAVIGNY, 1826), *Aporrectodea caliginosa* (SAVIGNY, 1826) und *Octolasion cyaneum* (SAVIGNY, 1826) (TISCHER 2010).

Die angelegten Regenwurmgänge der **anözischen Arten** (Tiefgräber, Vertikalbohrer) können bis zu 3 m tief in den Unterboden reichen. Von der Bodenoberfläche ziehen die Lumbriciden Blätter und andere abgestorbene stickstoffreiche Pflanzenteile in die Röhren hinein und zersetzen sie im Boden. Über die dauerhaft und vertikal angelegten Röhren können Luft und Wasser in den Boden eindringen (GNAN 2002). Wichtigste Vertreter sind *Lumbricus terrestris* (LINNAEUS, 1758) und *Aporrectodea longa longa* (UDE, 1885) (Tischer 2010).

2.3.2.2 Standortbedingungen

Die Populationsdichte der Regenwürmer hängt insbesondere vom Humusgehalt, Tongehalt und pH-Wert des Bodens ab (GRAFF 1953, EHRMANN 1996). In der Tabelle 3 wird das Vorkommen der häufigsten Lumbricidenarten in Abhängigkeit von Humusgehalt, Tongehalt und pH-Werten dargestellt. Die Forschungsergebnisse beruhen auf einer umfassenden Studie von TISCHER (2005 b), die das Lumbricidenvorkommen auf 68 Bodendauerbeobachtungsflächen untersucht hat.

Tab. 3: Vorkommen der häufigsten Regenwurmarten nach pH-Bereichen sowie C_{org}- und Tongehalten (\pm Mittelwerte mit Standardabweichung) (TISCHER 2005 b)

Regenwurmart	pH-Wert	C _{org} -Wert [%]	Ton-Gehalt [%]
Epigäisch			
<i>Dendrobaena octaedra</i>	3,77 \pm 0,88	4,66 \pm 2,17	14,1 \pm 8,0
<i>Dendrodriilus rubida</i>	4,65 \pm 1,13	5,91 \pm 3,83	16,3 \pm 7,5
<i>Eiseniella tetraedra</i>	6,01 \pm 0,80	6,39 \pm 1,64	20,1 \pm 6,6
<i>Lumbricus castaneus</i>	5,56 \pm 0,98	5,11 \pm 1,89	17,5 \pm 5,9
<i>Lumbricus rubellus</i>	4,73 \pm 1,31	5,61 \pm 3,35	20,7 \pm 15,1
Endogäisch			
<i>Allolobophora chlorotica</i>	6,35 \pm 0,79	3,00 \pm 2,04	22,4 \pm 13,1
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	6,14 \pm 0,75	3,31 \pm 3,16	18,9 \pm 11,2
<i>Aporrectodea nocturna</i>	5,82 \pm 0,69	3,04 \pm 2,53	13,8 \pm 9,9
<i>Aporrectodea limicola</i>	4,99 \pm 0,05	4,68 \pm 0,52	23,9 \pm 4,6
<i>Aporrectodea rosea</i>	6,27 \pm 0,76	3,42 \pm 3,03	21,1 \pm 9,9
<i>Octolasion cyaneum</i>	6,45 \pm 0,75	3,19 \pm 2,26	20,8 \pm 5,0
<i>Octolasion tyrtaeum tyrtaeum</i>	5,78 \pm 0,68	5,69 \pm 4,31	17,5 \pm 7,0
Anözisch			
<i>Aporrectodea longa longa</i>	6,04 \pm 0,67	3,35 \pm 2,27	19,5 \pm 10,2
<i>Lumbricus terrestris</i>	6,17 \pm 0,85	3,40 \pm 3,08	19,8 \pm 10,6

Zudem beeinflusst die Bodenfeuchte die Aktivität der Lumbriciden. Sie reagieren empfindlich auf Trockenheit und Staunässe. Auch die Bodentemperatur nimmt entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen von Lumbriciden. Die Optimaltemperaturen für Regenwürmer liegen unter 15 °C (*Lumbricus terrestris*: 10,5°C, *Aporrectodea longa*: 10-12 °C, *Octolasion cyaneum*: 15 °C) (LEE 1985).

2.3.3 Stand der Forschung zum Anbau von Kurzumtriebsplantagen im Hinblick auf ausgewählte Bodenparameter und Bodenindikatoren

Die Förderung der energetischen Nutzung von Energieholz aus Kurzumtriebsplantagen ist sinnvoll, wenn die Biomasse nachhaltig und umweltverträglich bereitgestellt werden kann. Die Nachhaltigkeit sollte dabei anhand von repräsentativen Indikatoren darstellbar sein (SPLECHTNA und GLATZEL 2005). Bezüglich der Nutzung von schnellwachsenden Baumarten zur Energiegewinnung liegt bereits ein gut abgesichertes Wissen vor. Der Blickpunkt der Forschung ist dabei zumeist auf die Standortansprüche (RÖHRICHT et al. 2002), der Düngung (JUG et al. 1999 a, BUNGART und HÜTTL 2004), die Ertragsstruktur (DEBELL et al. 1996, LEDIN 1996, HOFMANN-SCHIELLE et al. 1999, DECKMYN et al. 2002, KAUTER et al. 2003, BOEHMEL et al. 2008, BOELCKE und KAHLE 2008, HYTONEN und SAARSALMI 2009, NASSI O DI NASSO et al. 2010, KERR 2011), die Energiebilanz (VANDE WALLE et al. 2007, HINCHEE et al. 2009, NASSI O DI NASSO et al. 2010), den Wasserhaushalt (HALL und ALLEN 1997, PERRY et al. 2001, DIMITRIOU et al. 2009, LAMERSDORF et al. 2010, DIMITRIOU et al. 2011, NISBET et al. 2011), die Ernte (BURGER 2004), die Biodiversität (DIMITRIOU et al. 2011, SMITH und WATSON 2011) und die Phytodiversität (BAUM et al. 2009, BAUM et al. 2012) ausgerichtet. Für eine Gesamtbeurteilung der Energieholzproduktion sind außer den oben genannten Aspekten auch dessen Einflüsse auf den Boden zu berücksichtigen, weil der moderne Pflanzenbau, neben einer hohen Produktivität, auch den Prinzipien nachhaltiger Wirtschaftsweise entsprechen muss (SCHMITT et al. 2010). Hier besteht noch ein großer Forschungsbedarf. Insgesamt liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen zur Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften unter Kurzumtriebsplantagen im zeitlichen Verlauf der Nutzung sowie im Vergleich zu herkömmlichen Ackerbausystemen vor (KAHLE et al. 2007, MAO und ZENG 2010 a, MAO und ZENG 2010 b). Diese Untersuchungen beschränken sich zumeist auf die Parameter Trockenrohdichte und Gesamtporenvolumen. Auf eine Analyse von Leitfähigkeitseigenschaften zur vollständigen Charakterisierung der Leistungsfähigkeit des Porensystems wird generell verzichtet. Die Untersuchungen belegen v. a. einen positiven Einfluss auf die Bodenstruktur unter

KUP, die mit einer abnehmenden Trockenrohdichte und einem zunehmenden Gesamtporenvolumen verbunden ist. Im Hinblick auf die globale Klimaänderung sind Untersuchungen zum Kohlenstoffvorrat und zur Kohlenstoffdynamik für eine bessere Abschätzung der Beiträge zur Kohlenstoffbindung in Energieholzplantagen dringend notwendig (SPLECHTNA und GLATZEL 2005). In zahlreichen Studien werden zwar die Auswirkungen auf den Bodenkohlenstoff nach der Anlage von Kurzumtriebsplantagen auf Ackerflächen aufgezeigt, doch sind die Ergebnisse nicht eindeutig (Tab. 4). Während die Autoren STETTER und MAKESCHIN (1997), GRIGAL und BERGUSON (1998), JUG et al. (1999 b), KAHLE et al. (2007), DOWELL et al. (2009) und PELLEGRINO et al. (2011) eine Erhöhung im organischen Kohlenstoff unter KUP feststellen, zeigen andere Studien gleichbleibende Gehalte an organischem Kohlenstoff unter Weide und / oder Pappel (JUG et al. 1999 b, UNSELD 1999, COLEMAN et al. 2004, LAMERSDORF 2008, KAHLE et al. 2010). Andere Studien belegen wiederum, dass der C_{org} -Gehalt unter den Energiehölzern in den ersten Jahren nach der Aufforstung abnimmt, aber mit zunehmender Standdauer der Bäume über dem Niveau der Referenzfläche Acker liegt (MAO und ZENG 2010 a, MAO und ZENG 2010 b). Eine genaue Quantifizierung der Veränderung der Kohlenstoffmenge im Boden durch Anpflanzung von schnellwachsenden Bäumen ist somit derzeit kaum möglich. Die Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse beruhen zumeist auf Experimenten unter speziellen Boden- und Klimabedingungen, so dass vergleichende, allgemeingültige Aussagen für verschiedene Klimagebiete und Produktionsbedingungen nicht möglich sind (STETTER und MAKESCHIN 1997, KAHLE et al. 2010, MAO und ZENG 2010 a, PETZOLD et al. 2010, PELLEGRINO et al. 2011) (Tab. 4). Zur Aktivität verschiedener Enzyme (KAHLE et al. 2007) als wichtige Kennzeichen der Stoffkreisläufe liegen bislang ebenso wenige Ergebnisse vor, wie zur Entwicklung der Bodenfauna unter KUP. Wissenschaftliche Studien beschäftigen sich vor allem mit dem Einfluss der Regenwürmer unter annuellen Kulturpflanzen wie beispielsweise Mais, Raps und Getreide (BINET et al. 1997, PERES et al. 2010, SCHMIDT et al. 2001, SIMONSEN et al. 2010). Zudem wird auch die Artenanzahl und Diversität unter Grünland, Brache und Grasland betrachtet (CURRY et al. 2008, EMMERLING 2001, VAN VLIET et al. 2007). FELTEN und EMMERLING (2011) geben einen umfangreichen Überblick über das Lumbricidenvorkommen unter *Miscanthus* im Vergleich zu Brache, Grünland, Getreide, Raps und Mais. Über die Auswirkungen des Anbaues von schnellwachsenden Baumarten auf das Lumbricidenvorkommen sind in der Literatur dagegen wenig detaillierte Angaben zu finden (MAKESCHIN 1994, KAHLE und BAUM 2010, STAUFFER et al. 2014) (Tab. 4).

Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzanbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung

Autor (Jahr)	Standort (Bodenart)	Variante	Tiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	pH- Wert	C _{org} [%]	C _{mik} [μg C g TS ⁻¹]	Basalat- mung [mg CO ₂ -C kg ⁻¹ Boden]	C _{mik} /C _{org} - Verhältnis [%]	qCO ₂ [mg CO ₂ - C mg C _{mik} ⁻¹ d ⁻¹]	Lumbriciden		
											Abundanz [Ind. m ⁻²]	Biomasse [g m ⁻²]	
MAKESCHIN (1994)	Abbachhof (sandig toni- ger Lehm)	Acker	0-20				~420				~70	~18	
		Pappel	0-5				~730				~120	~22	
			5-10				~350						
			10-20				~200						
	Canstein (sandiger Lehm, leh- miger Sand)	Weide									~175	~37	
		Acker									≤10	≤5	
		Pappel									~700	~75	
STETTER und MAKESCHIN (1997)	Canstein (sandiger Lehm, leh- miger Sand)	Acker	0-5			~1,20	~290		2,4				
			5-10			~1,20	~300		2,5				
			10-20			~1,20	~280		2,3				
			20-30			~0,80	~180		2,2				
		Pappel	0-5			~2,70	~820		3,0				
			5-10			~1,70	~660		3,9				
			10-20			~1,60	~500		3,1				
		Weide	20-30			~1,20	~370		3,1				
			0-5			~2,20	~620		2,8				
			5-10			~1,50	~350		2,3				
			10-20			~1,30	~300		2,3				
			20-30			~1,10	~250		2,3				
UNSELD (1999)	Aalen (Lehm)	Acker	0-10		6,7	~2,00							
		Pappel	0-10	~1,25	5,4	~2,00							
			10-20	~1,25									
		Brache	0-10	~1,20	6,6	~2,30							
			10-20	~1,35									

Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzanbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung (Fortsetzung)

Autor (Jahr)	Standort (Bodenart)	Variante	Tiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	pH- Wert	C- Akkumula- tion [g kg ⁻¹]	C _{mik} [μg C g TS ⁻¹]	Basalat- mung [mg CO ₂ -C kg ⁻¹ Boden]	C _{mik} /C _{org} - Verhältnis [%]	qCO ₂ [mg CO ₂ - C mg C _{mik} ⁻¹ d ⁻¹]	Lumbriciden
COLEMAN et al. (2004)	Minnesota, Wisconsin, Iowa, North Dakota (USA)	Acker	0-8	~1,35		~18					
		n ⁴ =75	8-32	~1,50		~12					
		Pappel	0-8	~1,30		~20					
		n=78	8-32	~1,40		~15					
		Wald	0-8	~1,00		~39					
27 Standorte	n=24	8-32	~1,20		~20						
C _{org} [%]											
KAHLE et al. (2007)	Gülzow (schwach sandiger Lehm)	Acker	0-10								
		Pappel	0-20	1,62		0,71					
		Weide	0-10								
		P. und W. ¹	0-20	1,46		1,04					
		Vipperow (sand. Lehm)	Acker	0-20	1,56		0,86				
	P. und W. ¹	0-20	1,39		1,17						
C _{org} [g kg ⁻¹]											
C _{mik} [mg C kg ⁻¹ Boden]											
PELLEGRINO et al. (2011)	Italien (Auelehm)	MW ²	0-10		8,19	10,03	91,20	60,72	0,91	0,66	
		UF ³	0-10		8,23	12,07	94,46	127,75	1,79	1,35	
		Pappel T1 ⁴	0-10		8,19	12,37	109,97	140,30	0,89	1,28	
		Pappel T2 ⁵	0-10		8,11	13,50	135,32	153,79	1,02	1,14	
		Pappel T3 ⁶	0-10		8,06	16,07	148,35	163,27	0,93	1,10	

¹P. und W.- Pappel und Weide, Ergebnisse im Mittel der Varianten

²Mais-Weizen-Fruchtfolge

³unbewirtschaftete Fläche

⁴n ... Anzahl Bodenproben

⁴T1 1-jähriger Erntezyklus (Pappel)

⁵T2 2-jähriger Erntezyklus (Pappel)

⁶T3 3-jähriger Erntezyklus (Pappel)

Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung (Fortsetzung)

Autor (Jahr)	Standort (Bodenart)	Alter [Jahre]	Tiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	pH- Wert	C _{org} -Ges. [mg g ⁻¹]	C _{mik} [μg g ⁻¹]	Basalat- mung [mg CO ₂ -C kg ⁻¹ Boden]	C _{mik} /C _{org} - Verhältnis [%]	qCO ₂ [mg C g ⁻¹ C _{mik} h ⁻¹]	Lumbriciden		
											Abundanz [Ind. m ⁻²]	Biomasse [g m ⁻²]	
MAO und ZENG (2010 a)	Liaoning Provinc, China (Haplic Luvi- sols)	0 (Acker)	0-15	1,24		7,83	~200			~3,1			
		5 (Pappel)	0-15	1,04		6,93	~130			~4,5			
		10 (Pappel)	0-15	1,14		5,79	~135			~4,3			
		15 (Pappel)	0-15	1,12		7,58	~160			~3,8			
		20 (Pappel)	0-15	1,07		11,81	~210			~3,7			
MAO und ZENG (2010 b)	Liaoning Provinc, Nordost China (Haplic Luvi- sols)	0 (Acker)	15-30	1,29		3,62							
		5 (Pappel)	15-30	1,12		5,56							
		10 (Pappel)	15-30	1,21		3,69							
		15 (Pappel)	15-30	1,18		4,88							
		20 (Pappel)	15-30	1,20		3,82							
		0 (Acker)	30-45	1,32		3,26							
		5 (Pappel)	30-45	1,17		3,48							
		10 (Pappel)	30-45	1,26		2,38							
		15 (Pappel)	30-45	1,23		3,60							
20 (Pappel)	30-45	1,23		5,01									
Corg [%]													
PETZOLD et al.(2010)	Methau (Mitteldeut- sches Löss- Hügelland)	Acker	0-10	~1,00	~6,5	~1,6							
			10-20	~1,25	~6,4	~1,0							
			20-30	~1,50	~6,4	~0,7							
			30-45	~1,50	~6,4	~0,3							
			45-60	~1,52	~6,4	~0,2							
		Pappel (10 Jahre alt)	0-10	~1,20	~6,0	~1,7							
			10-20	~1,22	~6,2	~1,3							
			20-30	~1,24	~6,4	~1,0							
			30-45	~1,40	~6,3	~0,3							
			45-60	~1,41	~5,5	~0,2							

Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzanbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung (Fortsetzung)

Autor (Jahr)	Standort (Bodenart)	Variante	Tiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	pH- Wert	C- Akkumula- tion [t ha ⁻¹]	C _{mik} [μg C g TS ⁻¹]	Basalat- mung [mg CO ₂ -C kg ⁻¹ Boden]	C _{mik} /C _{org} - Verhältnis [%]	qCO ₂ [mg CO ₂ - C mg C _{mik} ⁻¹ d ⁻¹]	Lumbriciden			
											Abundanz [Ind. m ⁻²]	Biomasse [g m ⁻²]		
LOCKWELL et al. (2012)	Boisbraid	Luzerne	0-20	~1,45		~70								
			20-40	~1,75		~40								
			0-40	~1,6		~110								
		Buchweizen	0-20	~1,6		~75								
			20-40	~1,85		~45								
			0-40	~1,7		~120								
		Weide (1 Jahr alt)	0-20	~1,45		~65								
			20-40	~1,8		~50								
			0-40	~1,7		~115								
		Weide (2 Jahre alt)	0-20	~1,4		~65								
			20-40	~1,7		~40								
			0-40	~1,5		~105								
	Huntingdon	Luzerne	0-20	~1,4		~130								
			20-40	~1,7		~40								
			0-40	~1,5		~170								
		Weide (9 Jahre alt)	0-20	~1,45		~105								
			20-40	~1,6		~50								
			0-40	~1,5		~160								
		KAHLE und BAUM (2010)	Rostock (Braunerde)	Acker									30	
				Weide									363	

Tab. 4: Überblick wissenschaftlicher Studien zur Auswirkung des Energieholzanbaus auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter im Vergleich zur Ackernutzung (Fortsetzung)

Autor (Jahr)	Standort (Bodenart)	Variante	Tiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	pH- Wert	C _{org} [mg kg ⁻¹]	C _{mik} [mg kg ⁻¹]	Basalat- mung [mg CO ₂ -C kg ⁻¹ Boden]	C _{mik} /C _{org} - Verhältnis [%]	qCO ₂ [mg CO ₂ - C mg C _{mik} ⁻¹ d ⁻¹]	Lumbriciden		
											Abundanz [Ind. m ⁻²]	Biomasse [g m ⁻²]	
KAHLE et al. (2013)	Gülzow (schwach sandiger Lehm)	Acker	0-10			6,7							
			10-20			6,4							
			20-30			6,2							
			30-40			4,9							
			0-30			6,4							
			30-90			3,4							
		KUP (17 Jahre alt)	0-10			13,1							
			10-20			8,1							
			20-30			6,2							
			30-40			5,2							
			0-30			9,1							
			30-90			5,1							
KAHLE et al. (2010)	Gülzow (schwach sandiger Lehm)	Acker	0-30	~1,67	~6,8	~0,8	~170						
			30-60	~1,68	~6,4	~0,2	~95						
		Pappel ¹	0-30	~1,74	~6,7	~0,6	~165						
			30-60	~1,73	~6,8	~0,75	~170						
		Pappel ²	0-30	~1,68	~7,2	~0,35	~140						
			30-60	~1,75	~7,5	~0,6	~140						
		Acker	0-30	~1,73	~6,8	~0,38	~180						
			30-60	~1,72	~6,2	~0,3	~140						
		Weide ¹	0-30	~1,68	~5,4	~0,5	~130						
			30-60	~1,74	~6,1	~0,8	~145						
		Weide ²	0-30	~1,69	~5,8	~0,35	~85						
			30-60	~1,66	~6,2	~0,3	~60						

¹ 3-jähriger Erntezyklus (Pappel/Weide) (Standzeit 15 Jahre)

² 6-jähriger Erntezyklus (Pappel/Weide) (Standzeit 15 Jahre)

2.3.4 Stand der Forschung zur Rückführung von KUP-Flächen in Ackerland im Hinblick auf ausgewählte Bodenparameter und Bodenindikatoren

Bislang wurde nur eine geringe Anzahl an Kurzumtriebsplantagen umgebrochen. Dazu gehören beispielsweise Flächen in Bayern (Abbachhof), Hessen (Canstein), Sachsen (Methau), Brandenburg (Jänschwalde), Thüringen (Dornburg) und Mecklenburg-Vorpommern (Gülzow) (BEHR et al. 2012). Einzelne Untersuchungen liegen im Hinblick auf die Rodetechnik (BOELCKE 2006, HOFMANN 2007, LANDGRAF et al. 2009, SCHOLZ et al. 2009, KAHLE et al. 2013, TÖNSHOFF 2013) vor. Für die Nachfolgekulturen können nach der Rückführung der KUP-Flächen in Ackerland bislang keine Ertragseinbußen festgestellt werden (TÖNSHOFF 2013, KURZUM II-Projekt). Aufgrund der relativ jungen Kurzumtriebsplantagen in Europa fehlen Langzeituntersuchungen, die die bodenökologischen Auswirkungen der Rückwandlung beleuchten. Informationsdefizite bestehen v. a. im Kohlen- und Nährstoffhaushalt nach der Rückwandlung der KUP-Flächen in Ackerland. Hierzu liegen nur wenige Ergebnisse von den Autoren KAHLE et al. (2013), TÖNSHOFF et al. (2013 a) und TÖNSHOFF et al. (2013 b) vor. Es können somit nur tendenzielle Aussagen zum C-Gehalt nach der Rückwandlung der Flächen getroffen werden. So kann das Roden der Wurzelstöcke in Verbindung mit einer starken Mineralisation der akkumulierten Gesamtkohlenstoffgehalte und erhöhten CO₂-Freisetzungsraten zu großen Verlusten an Kohlenstoff im Boden führen (TÖNSHOFF 2013). Bereits GUO und GIFFORD (2002) zeigen, dass ein Wechsel der Bodennutzung von Wald- oder Grünlandstandorten in eine ackerbauliche Bewirtschaftung oftmals mit einem Verlust an Bodenkohlenstoff verbunden ist. KAHLE et al. (2013) weisen zudem darauf hin, dass künftige Bearbeitungsverfahren für die Rückführung der KUP-Flächen in Ackerland angepasst werden müssen, um die unter KUP akkumulierte organische Substanz der Böden weitestgehend zu erhalten.

Zudem fanden bislang keine Untersuchungen zur Auswirkung der Rekultivierung der KUP-Flächen auf physikalische, biologische und weitere chemische Bodenparameter statt. Daher fehlen Untersuchungen auf Standorten, die alle wesentlichen physikalischen, chemischen und biologischen Indikatoren der Bodenqualität in ihrer Gesamtheit abdecken und die spezifischen Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren und ihrem Standortbezug berücksichtigen.

3 Material und Methoden

3.1 Standorte und Versuchsvarianten

Die Auswirkungen des Anbaus schnellwachsender Baumarten zur Energiegewinnung auf das Agrarökosystem konnten bisher nicht befriedigend geklärt werden. Auf der Basis von Untersuchungen zu möglichen Veränderungen physikalischer, chemischer und biologischer Bodeneigenschaften in etablierten Beständen soll eine Bewertung der langfristigen ökologischen Auswirkung des Anbaus erfolgen. Hierfür wurden im Frühjahr 2004 und 2009 in der Kurzumtriebsplantage (KUP) der Versuchsstation Bad Lauchstädt (Sachsen-Anhalt) sowie im Frühjahr 2009 im Energieholzversuch Dornburg (Thüringen) Bodenproben für bodenphysikalische, -chemische und -biologische Untersuchungen genommen. Darüber hinaus sollen die Auswirkungen der Rückführung (Umbruch) der Kurzumtriebsplantage Bad Lauchstädt in den Jahren 2010 und 2011 in Ackerland anhand ausgewählter physikalischer, chemischer und biologischer Bodenparameter untersucht werden.

Im Rahmen der Arbeit wurden am Standort Bad Lauchstädt die Varianten Acker, Weide und Pappel in den einzelnen Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) miteinander verglichen. Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Parameter wurden bei der Anlage der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2000 nicht erfasst. Für den Standort Dornburg erfolgte ein Vergleich zwischen den Varianten Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie 16 Jahre nach Versuchsbeginn (2009). Ebenso wie in Bad Lauchstädt wurden keine Ausgangswerte bei der Anlage der Kurzumtriebsplantage im Jahr 1993 erfasst. Auch wurden keine Bodenuntersuchungen unter KUP bis zum Versuchsjahr 2009 durchgeführt.

3.1.1 Bad Lauchstädt

KUP

Auf der Lehr- und Versuchsstation des Instituts für Agrar- und Ernährungswissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in Bad Lauchstädt (Randlage der Querfurter Platte) wurde im Jahr 2000 ein Langzeitversuch (Energiepark) zum Anbau von nachwachsenden Rohstoffen angelegt. Bad Lauchstädt befindet sich in der Mitte Deutschlands, im Bundesland Sachsen-Anhalt. Aufgrund der Lage des Versuchsstandortes im Regenschatten des Harzes beträgt das langjährige Niederschlagsmittel (1896-1995) lediglich 484 mm. Die Durchschnittstemperatur liegt bei 8,7 °C. Die Bodenart am Versuchsstandort ist bis in eine Tiefe von ~55 cm stark toniger Schluff (Ut4, 90-110 g kg⁻¹ Sand, 190-210 g kg⁻¹ Ton). Der Bodentyp ist ein Normtschernosem (Haplic Chernozem) (ALTERMANN et al. 2005, SCHMITT et al. 2010).

Im Energiepark Bad Lauchstädt stehen die beiden schnellwachsenden Baumarten Korbweide (*Salix viminalis* spp.) und Pappel (*Populus nigra* spp.), ein perennierendes Gras (*Miscanthus sinensis*), eine Grünlandvariante (Weidelgrasgemisch) sowie eine Ackervariante als Referenzfläche (Fruchtfolge Winterraps-Wintertriticale-Wintergerste) im Anbau (Abb. 3).

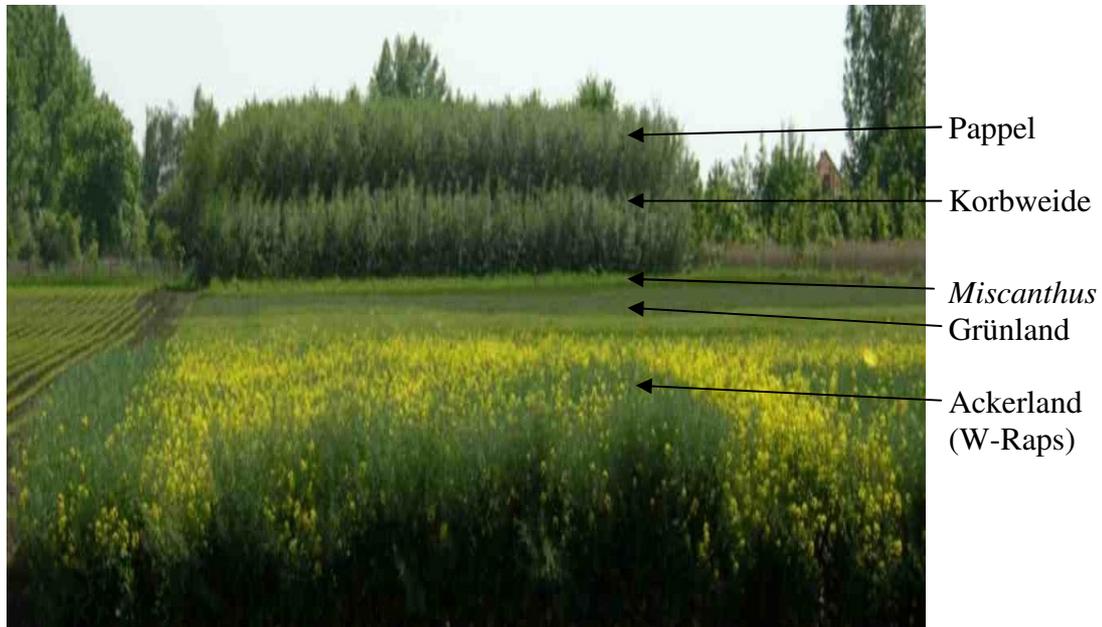


Abb. 3: Ansicht des Energieparkes Bad Lauchstädt (Foto: TISCHER 2005)

In der vorliegenden Arbeit wurden nur die Varianten mit Korbweide, Pappel und Ackernutzung (Fruchtart Winterraps (*Brassica napus* L. var. *napus*)) untersucht. Die Weide- und Pappelstecklinge wurden mit einem Reihenabstand von 2 m sowie einem Pflanzabstand von 0,5 m angepflanzt. Die Bestandesdichte umfasste für beide Energieholzarten jeweils 10.000 Bäumen ha⁻¹. Die Parzellengröße entspricht für die Weide-, Pappel- und Ackervariante jeweils 40 x 36 m. Die Anpflanzung der schnellwachsenden Bäume auf der ehemaligen Ackerfläche erfolgte im Frühjahr 2000 nach einer Herbstfurche (Arbeitstiefe ~25 cm) und einer Pflanzbettherstellung durch Eggen. Nach der Pflanzung wurden auf den Weide- und Pappelparzellen keine weiteren Bodenbearbeitungsmaßnahmen durchgeführt. „Im Gegensatz dazu erfolgte bei der konventionellen Ackernutzung jährlich eine Stoppelbearbeitung gefolgt von einer Pflugfurche mit 25 cm Arbeitstiefe sowie einer Saatbettbereitung und Aussaat mit einer Kreiseleggen-Drillkombination.“ (SCHMITT et al. 2010). Auf den Pappel- und Weideparzellen wurde im 2-, 4-, 6-, 8- und 10jährigen Turnus motormanuell und ohne jegliche Befahrung mit landwirtschaftlichen Maschinen geerntet (SCHMITT et al. 2010).

Die N-Düngung variierte in den Weide- und Pappelvarianten zwischen 0 und 100 kg N ha⁻¹ und bei Winterraps zwischen 0 und 160 kg N ha⁻¹. Vor der Anpflanzung der Bäume im Jahr 2000 wurde die Versorgung mit Kalium und Phosphat durch eine entsprechende Grunddüngung mit 60er Kali und Triple-Phosphat sichergestellt. Agrochemische Maßnahmen erfolgten in der Ackervariante in den einzelnen Jahren situationsbezogen (SCHMITT et al. 2010).

Umbruch

Nach einer Laufzeit von zehn Jahren (2010) wurde der Energieholzversuch für die Wiedereingliederung in eine konventionelle landwirtschaftliche Nutzung umgebrochen. Die Ernte der Aufwüchse von Weide und Pappel erfolgte motormanuell im Februar 2010. Die Weide- und Pappelfläche wurde anschließend im März 2010 gerodet. Die Wurzelstöcke wurden mit einer Rodungsfräse (Arbeitstiefe 30 cm) in zweimaliger Überfahrt gründlich zerkleinert und in den Boden eingearbeitet. Anfang April 2010 wurden die gerodeten Baumflächen mit der Scheibenegge Brix BK 300 AX durchgearbeitet. Die Referenzfläche Acker wurde Ende April 2010 mit einem Mulcher und Schwergrubber bearbeitet und anschließend zusammen mit der gerodeten Baumfläche gefräst (Bodenfräse Typ U 500/1-1,6 "Solger", Arbeitstiefe 12 cm). Im Mai 2010 wurde Mais (*Zea mays* L.) bestellt. Nach dessen Ernte erfolgte auf der Umbruchs- und Ackerfläche im Oktober 2010 eine Bodenbearbeitung mit dem Pflug (Arbeitstiefe 25 cm) gefolgt von einer Saatbettbereitung (Arbeitstiefe 10 cm) und Aussaat von Winter-Weizen (*Akteur*, 320 Körner m⁻²).

3.1.2 Dornburg

In der Versuchsstation Dornburg der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) wurde 1993 ein Langzeitversuch zur Untersuchung der schnellwachsenden Baumarten Weide (*Salix viminalis* spp.), Pappel (*Populus nigra* spp.), Robinie (*Robinia pseudo-acacia*) und Birke (*Betula verrucosa*) zur energetischen Nutzung angelegt (Abb. 4) (BIERTÜMPFEL et al. 2009). Dornburg liegt am Südostrand des Thüringer Beckens. Im langjährigen Mittel erreichen die Jahresniederschläge 596 mm und die Jahresdurchschnittstemperaturen 8,8 °C. Die Bodenart am Versuchsstandort ist ein stark toniger Schluff (Ut4, 50 g kg⁻¹ Sand, 250 g kg⁻¹ Ton) (TLL 2010). Der Bodentyp ist eine Humusparabraunerde. Im Feldversuch kommen die verschiedenen Baumarten in unterschiedlichen Umtriebszeiten (Einjährig, Dreijährig, Fünfjährig) zum Anbau. Als Referenzfläche dient eine Ackervariante. In der vorliegenden Arbeit wurden nur die Varianten

ten mit Pappel (fünfjährig), Weide (fünfjährig), Robinie (dreijährig), Birke (dreijährig) und Ackernutzung untersucht (Abb. 3).

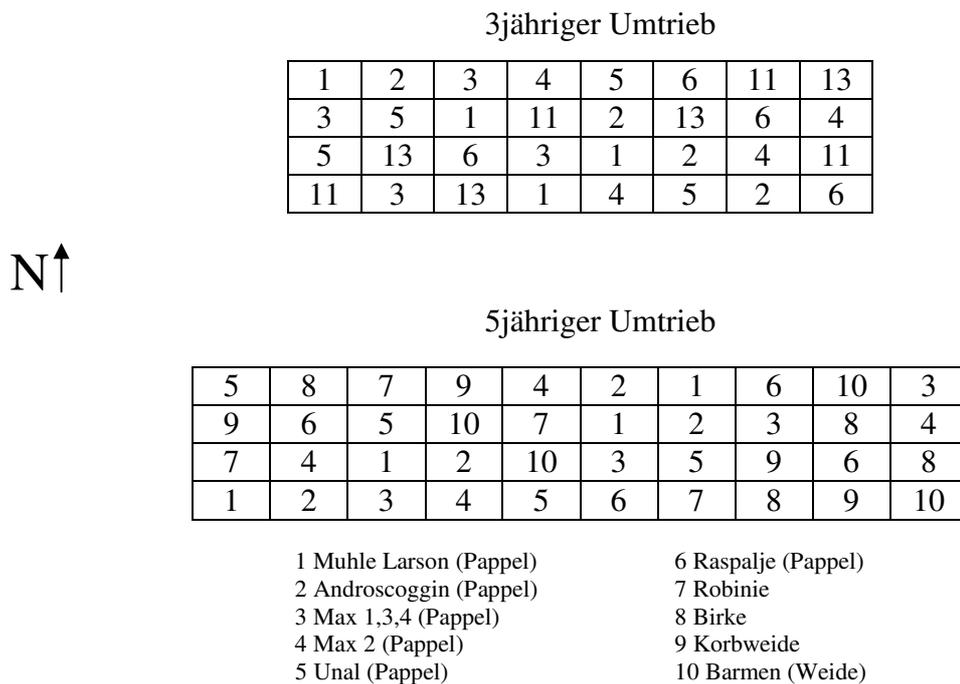


Abb. 4: Versuchsaufbau der Kurzumtriebsplantage in Dornburg

Pappeln und Weiden (Stecklinge) wurden im dreijährigen Umtrieb mit einer Bestandesdichte von 11.000 Pappeln ha⁻¹ bzw. 13.000 Weiden ha⁻¹ gepflanzt. Im fünfjährigen Umtrieb erfolgte die Pflanzung der Robinien- und Birkenstecklinge mit jeweils 6.900 Pflanzen ha⁻¹. Die Parzellengröße des vierfach wiederholten Versuches entspricht beim dreijährigen Umtrieb 30 m² und beim fünfjährigen Umtrieb 75 m². Die Pflanzung auf der ehemaligen Ackerfläche erfolgte im Frühjahr 1993 nach einer Herbstfurche (Arbeitstiefe ~25cm) und einer Pflanzbettherstellung durch Eggen. Nach der Pflanzung wurden auf den Dauerkulturen keine weiteren Bodenbearbeitungsmaßnahmen durchgeführt. Im Gegensatz dazu erfolgt bei der konventionellen Ackernutzung jährlich eine Stoppelbearbeitung gefolgt von einer Pflugfurche mit 25cm Arbeitstiefe sowie einer Saatbettbereitung und Aussaat mit einer Kreiseleggen-Drillkombination. Auf den Pappel- und Weideparzellen wurde bis zur Probenahme im 3-, 6-, 9-, 12- und 15jährigen Turnus motormanuell und ohne jegliche Befahrung mit landwirtschaftlichen Maschinen geerntet. Die Ernte der Birken und Robinien erfolgte im 5-, 10- und 15jährigen Rhythmus (BIERTÜMPFEL et al. 2009).

3.2 Probenahme

3.2.1 Bad Lauchstädt

Die Bodenprobenahme im Energieholzversuch Bad Lauchstädt erfolgte ausschließlich auf den ungedüngten Varianten im April 2004 (SCHMITT 2007) und März 2009. Für die Untersuchung der physikalischen Bodenparameter wurden 2004 (KUP) und 2009 (KUP) in vier Tiefenstufen (0-6, 16-22, 24-30, 32-38 cm) Stechzylinderproben (250 cm³) in fünf- bzw. achtfacher Wiederholung je Variante entnommen. Pro Variante und Tiefe wurden dabei an vier Probenahmestellen zwei bis drei Stechzylinder entnommen (SCHMITT et al. 2010). Die Probenahme der Zylinder nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage erfolgte im Mai 2010 (BERNDT 2011) und April 2011 (LAMERRE 2011) in den gleichen Tiefen in zwölf- bzw. achtfacher Wiederholung je Variante. Hierbei wurden ebenso pro Variante und Tiefe an vier Probenahmestellen zwei bis drei Stechzylinder entnommen. Zur Bestimmung der bodenchemischen und -biologischen Parameter wurden die Tiefen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 und 30-40 cm mit einem Pürckhauer-Bohrstock ebenfalls im April 2004 und März 2009 beprobt (drei Wiederholungen pro Variante). Unter Weide, Pappel und Acker wurden jeweils an drei Probenahmestellen 20 Einstiche mit dem Bohrstock vorgenommen. Nach der Wiedereingliederung in eine konventionelle landwirtschaftliche Nutzung erfolgte in den Tiefenintervallen 0-10 (0-5 cm und 5-10 cm wurden zu einer Tiefenstufe zusammengefasst, da durch die Bodenbearbeitung keine Unterschiede in den chemischen und biologischen Bodenparametern zu erwarten waren), 10-20, 20-30 und 30-40 cm die Bodenprobenahme mit vier Wiederholungen pro Variante mit jeweils 20 Einstichen direkt (2010) und ein Jahr nach dem Umbruch (2011). Die Probenahmebereiche werden entsprechend der Tabelle 5 eingeteilt (SCHMITT et al. 2010).

Tab. 5: Systematische Einteilung der Probenahmebereiche nach der Bodentiefe für die bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Untersuchungen

Bodentiefe	Probenahmebereich (Bezeichnung)
0-10 cm	Oberkrume
10-20 cm	Mittelkrume
20-30 cm	Unterkrume
30-40 cm	Krumenbasis

3.2.2 Dornburg

Die Bodenprobenahme im Energieholzversuch Dornburg erfolgte auf den Weide-, Pappel-, Birke- und Robinievarianten sowie bei der Referenzfläche im April 2009. Für die Untersuchung der bodenphysikalischen Parameter wurden aus 4 Tiefenstufen

(0-6, 16-22, 24-30, 32-38 cm) Stechzylinderproben (250 cm³) in achtfacher Wiederholung je Variante entnommen. Pro Variante und Tiefe wurden dabei an vier Probenahmestellen zwei Stechzylinder entnommen. Zur Bestimmung der bodenchemischen und -biologischen Parameter wurden die Tiefen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 und 30-40 cm mit einem Pürckhauer-Bohrstock ebenfalls im Frühjahr 2009 beprobt (3 Wiederholungen pro Variante, mit jeweils 20 Einstichen).

3.3 Analyse der Bodenproben

An den gewonnenen Stechzylindern wurden im Labor die physikalischen Parameter (Trockenrohddichte, Luftkapazität, Grobporenvolumen, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, pneumatische Leitfähigkeit, gesättigte Wasserleitfähigkeit) sowie an den gestört entnommenen Proben die chemischen Parameter (pH-Wert, organischer Kohlenstoff) und die biologischen Parameter (Basalatmung, mikrobielle Biomasse, ökophysiologische Parameter, Glucosidase-Aktivität, Arginin-Ammonifikation) sowie die Lumbricidenfauna unter Verwendung von in Deutschland standardisierten Methoden bestimmt (SCHMITT 2007, BERNDT 2011, LAMERRE 2011, SCHÄFER 2013). Lediglich im Jahr 2010 (unmittelbar nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage in Bad Lauchstädt) wurden die Parameter nutzbare Feldkapazität und permanenter Welkepunkt nicht analysiert.

3.3.1 Bodenphysikalische Untersuchungsmethoden

Das **Gesamtporenvolumen** (PV) bildet die Basis für die Ermittlung der einzelnen Porengrößenbereiche. Es wird aus der Trockenrohddichte (TRD) und der Festsubstanzdichte (FSD) berechnet:

$$PV [\text{Vol.-%}] = \left(1 - \frac{\text{TRD} [\text{g cm}^{-3}]}{\text{FSD} [\text{g cm}^{-3}]}\right) \cdot 100 [\%] \quad (1)$$

Die Kenngrößen des **Luft- und Wasserhaushaltes** wurden wie folgt berechnet (ULRICH 2008):

$$LK [\text{Vol.-%}] = PV [\text{Vol.-%}] - \text{Wassergehalt bei pF 1,8} [\text{Vol.-%}] \quad (2)$$

$$GP [\text{Vol.-%}] = PV [\text{Vol.-%}] - \text{Wassergehalt bei pF 2,5} [\text{Vol.-%}] \quad (3)$$

$$nFK [\text{Vol.-%}] = \text{Wassergehalt bei pF 1,8} [\text{Vol.-%}] - \text{PWP} [\text{M.-%}] \cdot \text{TRD} [\text{g cm}^{-3}] \quad (4)$$

LK ... Luftkapazität

PV ... Gesamtporenvolumen

GP ... Grobporenvolumen

nFK ... nutzbare Feldkapazität

PWP ... permanenter Welkepunkt

Die Bestimmung der **Festsubstanzdichte** (FSD) erfolgte nach der Methodenbeschreibung von HARTGE und HORN (1992) mit dem Heliumpyknometer ACCU PUC 1330 der Firma Micromeritics. Dabei wurde die Gasverdrängungsmethode zur Messung des Volumens und der Dichte von Pulvern, Festkörpern und nichtflüchtigen Flüssigkeiten genutzt. Bei der Analyse wurde das Volumen der Probe bestimmt und daraus die Dichte berechnet, indem das Gewicht der Probe eingegeben wurde.

Die **Wasserretention** wurde an 250 cm³ Stechzylindern nach DIN ISO 11274 (1998) mittels Sandsaugtischmethode (Werte bis pF 1,8 Saugspannung -6 kPa) durchgeführt. Eine Entwässerung von -30 kPa (pF 2,5) und -2500 kPa (pF 4,2) erfolgte an 250 cm³ Stechzylindern bzw. Proberingen im Druckplattenextraktor.

Die Bestimmung der **pneumatischen Leitfähigkeit** (pL) erfolgte an 250 cm³ Stechzylinderproben bei pF 2,5 durch das Messgerät der Firma UGT Müncheberg. Die Stechzylinder wurden an das Messgerät über den Stechzylinderadapter angeschlossen, der den Luftstrom durch den Stechzylinder leitet. Um die Luftleitfähigkeit der ungestörten Bodenprobe im Stechzylinder messen zu können, wurde über eine Pumpe im Messgerät ein geeigneter Volumenstrom (Flow) eingestellt. Je nach Durchlässigkeit des Bodens können Messbereiche mit pL von 30...1,6 cm s⁻¹ für eine hohe Durchlässigkeit oder mit pL von 1,5...0,03 cm s⁻¹ für eine geringe Durchlässigkeit eingestellt werden. Bei Überschreitung der Messbereiche zeigt das Messgerät „Overflow“ an (UGT 2014).

Zur Bestimmung der **gesättigten Wasserleitfähigkeit** (k_f) wurden ebenfalls die ungestörten 250 cm³ Stechzylinder verwandt. Es kam eine stationäre Anlage (DIN 19683-9) mit 30 Messplätzen zum Einsatz. Nach einer Zeit von 4 Stunden wurde das gesamte perkolierte Wasservolumen gemessen. Aus den gewonnenen Daten wurden geometrische Mittelwerte errechnet. Charakterisiert wird die gesättigte Wasserleitfähigkeit über die Darcy-Gleichung durch den gesättigten Wasserleitfähigkeitskoeffizienten k_f:

$$V_w [\text{cm}^3 \text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}] = \left(\frac{k_f [\text{cm d}^{-1}] \cdot dh [\text{cm}]}{l [\text{cm}]} \right) \cdot 100 \quad (5)$$

V _w	Wassermenge pro Fließquerschnitt und Zeit (cm ³ cm ⁻² s ⁻¹)
k _f	gesättigter Wasserleitfähigkeitskoeffizient (cm s ⁻¹ , x 86400 = cm d ⁻¹)
dh	hydraulische Druckdifferenz (cm Wassersäule)
l	Fließlänge (= Länge der Probe, cm)
dh l ⁻¹	hydraulischer Druckgradient (-)

Im Anschluss an die Drucksetzungsversuche wurde die **Trockenrohdichte** (TRD) gravimetrisch nach Trocknung der Stechzylinderproben bei 105°C bestimmt (HARTGE und HORN 1992, DIN ISO 11272). Die Trockenrohdichte wurde wie folgt berechnet:

$$\text{TRD [g cm}^{-3}\text{]} = \frac{\text{Trockengewicht des Bodens [g]}}{250 [\text{cm}^3]} \quad (6)$$

3.3.2 Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungsmethoden

Die Aufbereitung der Bodenproben für die Analyse der chemischen und biologischen Bodenparameter richtete sich nach den Anforderungen der jeweiligen Untersuchungsmethode. Vor der Analyse der β -Glucosidaseaktivität und des pH-Wertes musste der Boden zunächst an der Luft getrocknet und anschließend mit einem engmaschigen Metallsieb auf 2 mm gesiebt werden. Anschließend wurden die vorbereiteten Bodenproben bei Zimmertemperatur gelagert. Für die Bestimmung der C_{org} -Gehalte wurde der getrocknete Boden zusätzlich gemörsert. Dagegen wurde für die Analyse der Basalatumung, mikrobiellen Biomasse und Arginin-Ammonifikation naturfeuchter Boden verwendet. Er musste im feldfrischen Zustand auf < 2 mm gesiebt und bis zur Analyse bei -18 °C in der Kühltruhe eingefroren werden. Eine Woche vor der Untersuchung der mikrobiellen Biomasse und Basalatumung und 24 Stunden vor der Analyse der Arginin-Ammonifikation wurden die Bodenproben bei 22 °C bzw. 4 °C im Messraum gelagert.

Der **pH-Wert** wurde nach ISO 10390 in 0,01 M CaCl₂ potentiometrisch mittels Glaselektrode bestimmt.

Die Gehalte an **organischem Kohlenstoff** (C_{org}) wurden durch Elementaranalyse mittels C/N/S-Analyzer (Vario Max CNS, Germany) bestimmt. Bei Vorhandensein von Carbonat-Kohlenstoff (C_{CaCO_3}) wurde der entsprechende C-Anteil vom Gesamtkohlenstoffgehalt (C_t) subtrahiert (DIN ISO 10694).

Die flächenbezogene **Akkumulation an organisch gebundenen Kohlenstoff** wurde unter Berücksichtigung der TRD nach folgender Formel berechnet (KAHLE et al. 2007):

$$\text{C-Akkumulation [t ha}^{-1}\text{]} = C_{\text{org}} [\text{g } 100 \text{ g}^{-1}] \cdot \text{TRD [g cm}^{-3}\text{]} \cdot \text{Tiefe [cm]} \quad (7)$$

Die Bestimmung der **Basalatumung** erfolgte an der SIR-Messapparatur nach HEINEMEYER et al. (1989). Dabei wurden die Bodenproben nach der Methodenbeschreibung von ALEF (1991) mit CO₂-haltiger Luft begast um anschließend die CO₂-Abgabe der Bodenprobe zu messen (ANDERSON und DOMSCH 1978, DIN ISO 16072).

Die Bestimmung der **mikrobiellen Biomasse** (C_{mik}) erfolgte nach der Analyse der Basalatumung mit der Apparatur nach HEINEMEYER et al. (1989). Dafür wurde die Methode der Substratinduzierten Respiration (SIR) genutzt, welche die Kohlenstoffmenge in der mikrobiellen Biomasse wiedergibt. Die SIR-Methode nutzt die Eigenschaft von Mikroorganismen auf die Zugabe von einer leicht verfügbaren Kohlenstoffsubstratmenge

(Glucose, Substratmenge: 3 mg Glucose g⁻¹ TS) mit einem erhöhten Atmungsanstieg zu reagieren (ANDERSON und DOMSCH 1978, DIN ISO 16072).

Der **metabolische Quotient** (qCO₂) stellt das Verhältnis zwischen der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse dar und wird wie folgt berechnet (ANDERSON und DOMSCH (1990, 1993):

$$qCO_2 [\mu g CO_2-C g^{-1} C_{mik} h] = \left(\frac{\text{Basalatmung} [\mu g g TS^{-1} h^{-1}]}{C_{mik} [\mu g C g^{-1} TS]} \right) \cdot 1000 \quad (8)$$

Das **C_{mik}/C_{org}-Verhältnis** ist der prozentuale Anteil des mikrobiellen Biomasse-C bezogen auf den organischen C-Gehalt des Bodens.

Die Bestimmung der **β-Glucosidaseaktivität** (EC 3.2.1.2) erfolgte nach der Methode von HOFFMANN und DEDEKEN (1965, mod. TISCHER und ALTERMANN 1992) indem 10 g luftgetrockneter und auf 2 mm gesiebter Boden mit 1,5 ml Ethanol, 20 ml Pufferlösung (Essigsäure- Natriumacetat- Puffer, 2 M, pH 6,2) und 10 ml Substratlösung (D-Salicin) versetzt wurde. Nach 3stündiger Inkubation im Brutschrank bei 37 °C wurde der Kolbeninhalt filtriert. 3 ml des Filtrates wurden anschließend mit 2 ml Pufferlösung (Borat- NaOH- Puffer, pH 9,6) und 0,5 ml Farbreagenz (2,6-Dibromchinon-Chlorimid, ethanol, 6,68 mM) versetzt. Das aus dem Substrat freigesetzte Saligenin wurde photometrisch bei λ=578 nm gegen den Blindwert bestimmt.

$$\beta\text{-Glucosidaseaktivität} (\mu g \text{ Saligenin } g^{-1} \cdot 3 h^{-1}) = (VP-LP) \cdot \text{Faktor} \quad (9)$$

VP	Mittelwert der Vollprobe (μg Saligenin)
LP	Leerprobe (μg Saligenin)
Faktor	1,05 - 3 ml (≅ 0,9524 g Boden)
	1,58 - 2 ml (≅ 0,6349 g Boden)
	3,15 - 1 ml (≅ 0,3175 g Boden)

Zur Bestimmung der **Arginin-Ammonifikation** (EC 3.4.--) wurde 5 g naturfeuchter Boden (vorher Trockensubstanzbestimmung bei 105 °C) mit 2 ml Argininlösung befeuchtet und 3 Stunden im Brutschrank bei 37 °C bebrütet. Als Vergleichswert diente der Leerwert (5 g Boden, 2 ml Argininlösung, bei -20 °C tiefgefroren). Nach der Inkubationszeit wurden alle Bodenproben mit 18 ml Kaliumchlorid-Extraktionslösung (2 M) versetzt und 30 Minuten auf einen Horizontalschüttler geschüttelt. Der Kolbeninhalt wurde anschließend filtriert. 1 ml des Filtrates wurden mit 3 ml Kaliumchlorid-Extraktionslösung (2 M), 2 ml Natriumphenolat-Trihydrat-Lösung (0,12 M), 1 ml Natrium-Nitroprussid-Lösung (0,17 mM) und 1 ml Natriumhypochloritlösung versetzt. Nach 30 Minuten konnten alle Lösungen photometrisch bei λ=630 nm gegen den Blindwert bestimmt werden (ALEF und KLEINER 1986, mod. SCHINNER et al. 1993).

$$\text{Arginin-Ammonifikation } (\mu\text{g N} \cdot \text{g TS}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}) = \frac{(\text{VP}-\text{LP}) \cdot 20 \cdot 100}{3 \cdot 5 \cdot \% \text{ TS}} \quad (10)$$

VP ...	Mittelwert der Vollprobe ($\mu\text{g N} \cdot \text{ml}^{-1}$)	LP ...	Leerprobe ($\mu\text{g N} \cdot \text{ml}^{-1}$)
20 ...	Gesamtvolumen des Extraktes (ml)	100 · % TS ⁻¹ ...	Trockensubstanzfaktor
3 ...	Inkubationsdauer (h)	5 ...	Bodeneinwaage (g)

3.3.3 Lumbricidenfauna

Die Erfassung der Regenwürmer erfolgte im Frühjahr 2004 (KUP) (SCHMITT et al. 2010), im Herbst 2008 (KUP), im Frühjahr 2009 (KUP) und im Frühjahr 2010 (Umbruch) (SCHÄFER 2013) durch eine kombinierte Handauslese des humosen Oberbodens und anschließender Austreibung mit Formaldehydlösung (0,2 %) in achtfacher Wiederholung je Nutzungstyp auf einer Fläche von jeweils 0,125 m² (DIN ISO 11268-3). Die adulten Regenwurmarten (geschlechtsreif mit gut ausgebildeten Clitellum) wurden im Labor nach SIMS und GERARD (1985) bis zur **Art** bestimmt. Da die anözischen und epigäischen juvenilen Regenwürmer (nicht geschlechtsreif) aufgrund des nicht sichtbaren Clitellums kaum voneinander unterschieden werden können, wurden sie der Gruppe der *L.*- (*Lumbricus*) juvenilen zugeordnet. Die *Aporrectodea*- und *Octolasion*- Juvenile (A./O.-Juvenil) gehören der endogäischen Lebensweise an und wurden ebenfalls nur bis zur Lebensform erfasst. Zudem wurden die Parameter **Abundanz** (= Anzahl der Individuen pro Flächeneinheit), **Biomasse** (= Gewicht), **Dominanz** (= relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten und charakterisiert die Lebensgemeinschaft (MÜHLENBERG 1993)) und **Artendiversität** ermittelt. Als Maß für die Diversität sind die verschiedenen Indizes Shannon-Weaver-Index und Evenness-Index entwickelt worden. Die Diversität einer Artengemeinschaft steigt sowohl mit zunehmender Artenzahl als auch mit zunehmend gleichmäßiger Verteilung der Individuen auf die Arten an. Den Indizes misst man einen hohen Indikatorwert bei. Der Diversitäts-Index (**Shannon-Weaver-Index**, H_s), als Maß für die Mannigfaltigkeit, beschreibt das Verhältnis zwischen Arten- und Individuenzahl einer Zoozönose. Die Artendiversität aus der Summe der Dominanzwerte aller vorkommenden Arten wird nach folgender Formel von Shannon und Weaver berechnet (Shannon-Index, SHANNON 1948):

$$H_s = - \sum_{n=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \cdot \ln \frac{n_i}{N} \right) \quad (11)$$

s...Anzahl der Arten,
N...Gesamtindividuenzahl,
n_i...Individuen der i-ten Art

Der **Evenness-Index** (E) gibt zusätzlich die gleichmäßige bzw. ungleichmäßige Verteilung der Individuen innerhalb einer Zoozönose an. Der Wert für E liegt zwischen

0 und 1. Ein hoher Evenness-Index deutet an, dass die Arten gleichmäßig verteilt sind, ein niedriger Wert zeigt, dass wenige Arten dominieren.

3.4 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Versuche in Bad Lauchstädt und Dornburg erfolgte mit dem Statistikprogramm SAS (SAS 2008) nach dem allgemeinen linearen Modell („GLM“-Prozedur). Ein Test der Variablen auf Normalverteilung wurde mit Hilfe des Shapiro-Wilk-Testes durchgeführt (STATISTICA von STATSOFT 2009). Mit der Varianzanalyse wurde überprüft, ob signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten bestanden. Der multiple Mittelwertvergleich für den Standort Bad Lauchstädt erfolgte zwischen den Varianten Acker, Weide und Pappel innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres sowie zwischen den einzelnen Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch). Bei gleichen Stichprobenmengen wurde der Tukey-Test (Mittelwertvergleich) und bei unterschiedlichen Stichprobenumfängen der Scheffé-Test verwendet. Folgende Signifikanzniveaus wurden festgelegt: $p > 0,05$ nicht signifikant, $p < 0,05$ signifikant. Signifikante Unterschiede sind anhand der verschiedenen Buchstaben in den Diagrammen und Tabellen erkennbar. Der Mittelwertvergleich für den Standort Dornburg erfolgte zwischen den Varianten Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie innerhalb einer Tiefenstufe sowie innerhalb einer Variante zwischen den Tiefenstufen für das Jahr 2009 unter o. g. Signifikanzniveaus.

Die Korrelationsanalyse ermöglichte eine Aussage darüber zu treffen, ob ein linearer Zusammenhang zwischen den Bodenparametern vorliegt. Der Korrelationskoeffizient (r) gibt Auskunft über die Stärke des linearen Zusammenhangs zwischen zwei Merkmalen, bei dem der Wert zwischen -1 (streng negativer Zusammenhang), 0 (Fehlen eines Zusammenhanges) und +1 (streng positiver Zusammenhang) liegt (LORENZ 1996). Das Bestimmtheitsmaß (R^2) gilt dabei als Maßzahl zur Abschätzung der Güte des Zusammenhangs. Die statistische Prüfung der Korrelationskoeffizienten erfolgte für beide Versuchsstandorte mit dem t-Test (F_α, t_α). Signifikante Wechselwirkungen wurden mit * (* $p < 0,05$) gekennzeichnet.

Die statistische Prüfung des Lumbricidenvorkommens in Bad Lauchstädt und Dornburg wurde nach dem parameterfreien Mann-Whitney-Test (U-Test) bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ durchgeführt (LORENZ 1996). Dabei erfolgte für Bad Lauchstädt und Dornburg der Vergleich zwischen den Varianten (Baumarten, Acker) innerhalb eines Jahres sowie für Bad Lauchstädt innerhalb der Varianten KUP (2004), KUP (2008), KUP (2009), Umbruch (2010) zwischen den Jahren.

4 Ergebnisse

Anhand der Versuche in Bad Lauchstädt und Dornburg sollen die Auswirkungen des Energieholzanbaus (KUP) auf vormals landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie die Rückwandlung der Fläche in Ackerland (Umbruch) auf ausgewählte bodenphysikalische, -chemische und biologische Parameter erfasst werden. Die Tabellen A1 - A31, die im Anhang aufgeführt sind, zeigen die detaillierten Ergebnisse für die Standorte Bad Lauchstädt und Dornburg.

4.1 Bodenphysikalische Parameter

4.1.1 Trockenrohdichte

Bad Lauchstädt

KUP

Bereits nach vier Versuchsjahren (2004) lassen die Untersuchungen zur Trockenrohdichte erste nutzungsbedingte Differenzierungen erkennen (Abb. 5). Im Vergleich zur Ackernutzung weisen die Baumarten Weide und Pappel in 0-6 cm bzw. 16-22 cm Bodentiefe signifikant höhere Trockenrohdichten auf. In 32-38 cm Bodentiefe unterscheiden sich die Trockenrohdichten unter den Gehölzen im Vergleich zur Ackernutzung nicht wesentlich (SCHMITT et al. 2010). Nach einer Standdauer von neun Jahren (2009) ist die Tiefenstufe 0-6 cm unter Weide und Pappel durch verringerte Trockenrohdichten gegenüber dem Jahr 2004 charakterisiert, auch wenn diese nicht signifikant sind (Abb. 5). In 32-38 cm Tiefe der Pappelvariante bleibt der Boden weiterhin partiell verdichtet.

Umbruch

Der Umbruch der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2010 führt unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2009) zu einer signifikanten Verringerung der Trockenrohdichten in 0-6 cm Bodentiefe (Abb. 5). In 16-22 cm und 24-30 cm Tiefe ist der Boden unter der ehemaligen Weide- und Pappelfläche verdichtet. Dagegen besteht in der Tiefenstufe 32-38 cm beider ehemaliger Gehölzflächen eine Tendenz zur Auflockerung. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) kann unter der Pappelvariante im Vergleich zum Jahr 2010 ein signifikanter Anstieg der Trockenrohdichte in 0-6 cm Bodentiefe von $1,08 \text{ g cm}^{-3}$ auf $1,19 \text{ g cm}^{-3}$ beobachtet werden (Abb. 5). Bei der Weide bleibt die TRD in gleicher Tiefe unverändert. In 16-22 cm Bodentiefe nimmt die Trockenrohdichte unter der ehemaligen Pappelvariante signifikant ab. Auch unter Weide besteht in gleicher Tiefe eine Tendenz zur Auflockerung. Die TRD im Unterboden ist ein Jahr nach der Fräsung (2011) mit den ermittelten Trockenrohdichten unmittelbar nach dem Umbruch (2010) vergleichbar.

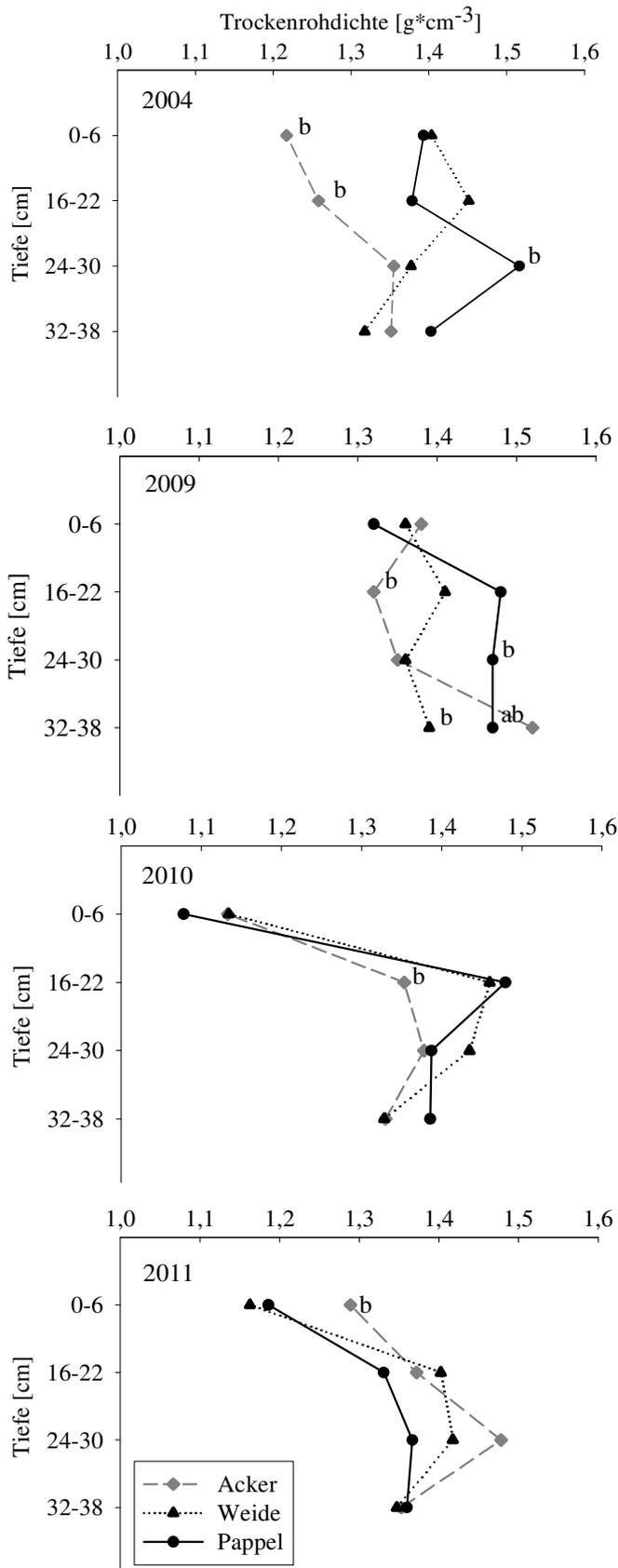


Abb. 5: Trockenrohddichte [g cm⁻³] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede (p<0,05) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Dornburg

Am Standort Dornburg weisen die Baumarten im Vergleich zur Ackernutzung in 0-6 cm Bodentiefe signifikant höhere Trockenrohdichten auf (Abb. 6). Bis in 16-38 cm Bodentiefe unterscheiden sich die Trockenrohdichten unter den Gehölzen im Vergleich zur Ackernutzung mit Ausnahme in 16-22 cm Bodentiefe auf der Robinienfläche nicht wesentlich.

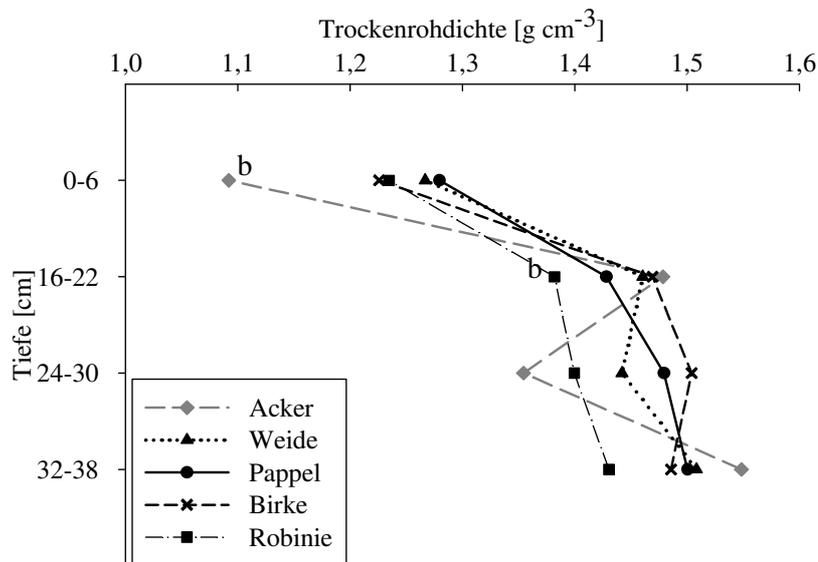


Abb. 6: Trockenrohdichte [g cm^{-3}] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.2 Luftkapazität

Bad Lauchstädt

KUP

Zwischen der Ackernutzung und den Energiehölzern können im Versuchsjahr 2004 in allen beprobten Bodentiefen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Luftkapazität festgestellt werden (Abb. 7) (SCHMITT 2007). Auch nach neun Versuchsjahren (2009) unterscheidet sich die Luftkapazität mit Ausnahme des Krumbasisbereiches (32-38 cm) auf der Weidefläche nicht wesentlich (Abb. 7). Mittels der Korrelationsanalyse lässt sich ein negativer Zusammenhang zwischen der Luftkapazität und der Trockenrohdichte in den Jahren 2004 und 2009 nachweisen ($r_{2004} = -0,69^*$, $n=60$, $*p < 0,05$; $r_{2009} = -0,85^*$, $n=96$, $*p < 0,05$) (Tab. A17). Der negative Korrelationskoeffizient zeigt an, dass die Luftkapazität mit steigender Trockenrohdichte abnimmt.

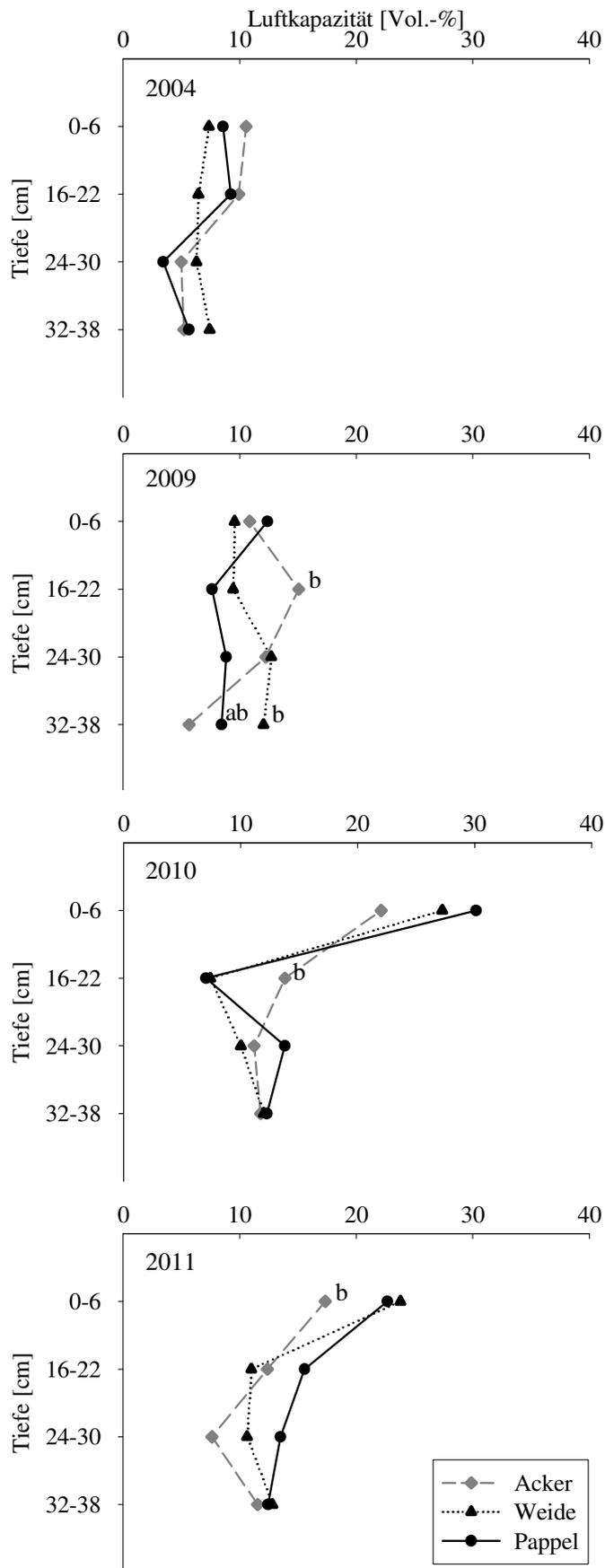


Abb. 7: Luftkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Unmittelbar nach dem Umbruch der KUP (2010) nimmt die Luftkapazität in 0-6 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante signifikant zu. In den Bodentiefen 16-38 cm können unter der Variante Umbruch (2010) im Vergleich zur Variante KUP (2009) keine weiteren signifikanten Veränderungen nachgewiesen werden. Auch ein Jahr nach dem Umbruch (2011) unterscheidet sich die Luftkapazität (Ausnahme: 16-22 cm Bodentiefe unter der vormals genutzten Pappelfläche) nicht wesentlich vom Jahr 2010 (Abb. 7). Mittels der Korrelationsanalyse lässt sich ein negativer Zusammenhang zwischen der LK und der TRD in den Jahren 2010 ($r_{2010}=-0,91^*$, $n=144$, $*p<0,05$) und 2011 ($r_{2011}=-0,97^*$, $n=96$, $*p<0,05$) nachweisen (Tab. A18).

Dornburg

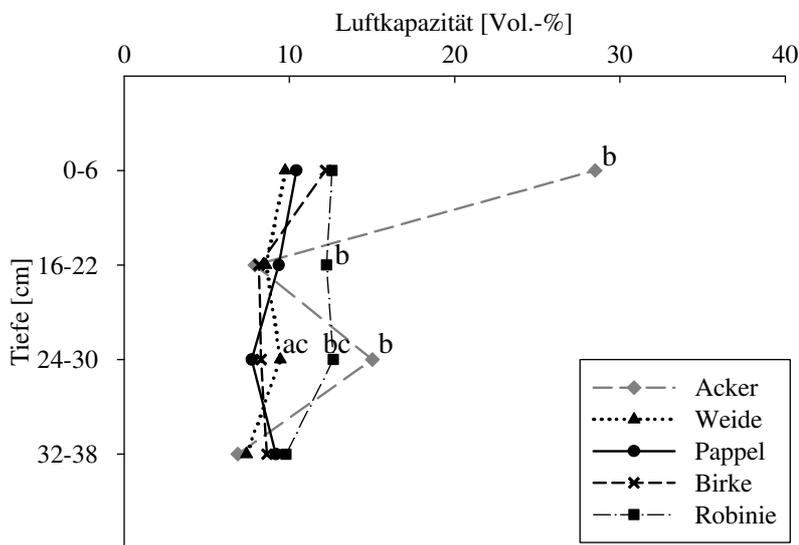


Abb. 8: Luftkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

Nach 16 Versuchsjahren können signifikante Unterschiede im oberflächennahen Bereich zwischen der Ackernutzung und den Energieholzvarianten festgestellt werden (Abb. 8). Infolge der fehlenden Bodenbearbeitung nimmt die LK unter den Bäumen in 0-6 cm Bodentiefe im Vergleich zur Referenz signifikant zu. In 16-22 cm Bodentiefe unterscheidet sich die Luftkapazität unter Weide, Pappel und Birke im Vergleich zur Ackernutzung dagegen nicht wesentlich. Auch im krumennahen Unterboden treten im Vergleich zur Ackernutzung keine größeren Abweichungen bei den LK-Werten auf. Mittels der Korrelationsanalyse lässt sich ein negativer Zusammenhang zwischen beiden Parametern nachweisen. Die LK ist mit der TRD signifikant korreliert ($r=-0,82^*$, $n=160$, $*p<0,05$) (Tab. A19).

4.1.3 Grobporenvolumen

Bad Lauchstädt

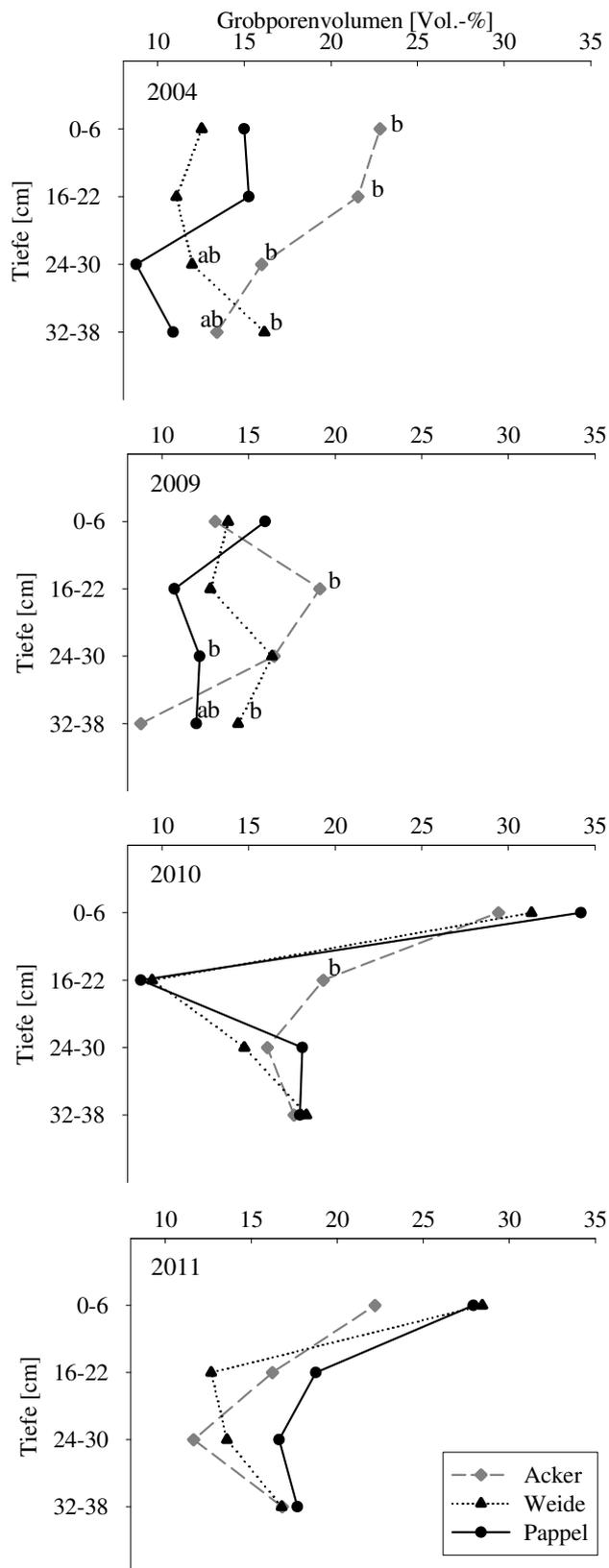


Abb. 9: Grobporenvolumen [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

KUP

Im Versuchsjahr 2004 bestehen signifikante Unterschiede zwischen der Ackernutzung und den Energiehölzern in Ober- und Mittelkrume (Abb. 9). Während die Referenzfläche in 0-22 cm Bodentiefe ein GPV von über 21 Vol.-% aufweist, können unter Weide und Pappel weniger als 12 Vol.-% bzw. 15 Vol.-% festgestellt werden. In der Unterkrume und in der Krumbasis unterscheidet sich das GPV unter Weide im Vergleich zur Referenz nicht wesentlich. Dagegen nimmt das GPV unter Pappel in gleicher Tiefe signifikant ab (SCHMITT 2007). Nach neunjähriger Standdauer (2009) ist das GPV unter Weide und Pappel im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 geringfügig im oberflächennahen Bereich erhöht, signifikante Unterschiede zum Jahr 2004 bestehen aber nicht (Abb. 9). Auch über den gesamten Tiefenbereich treten unter Weide und Pappel, mit Ausnahme in 16-22 cm Bodentiefe unter Pappel, keine größeren Abweichungen im Grobporenvolumen im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 auf. Analog zur Luftkapazität wird das Grobporenvolumen durch die Trockenrohddichte beeinflusst. Beide Parameter korrelieren dabei negativ miteinander ($r_{2004}=-0,93^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2009}=-0,90^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab A17).

Umbruch

Nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt das Grobporenvolumen unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel in 0-6 cm Bodentiefe in analoger Weise zu der verringerten Trockenrohddichte signifikant zu (Abb. 9). In der Mittelkrume ist das GPV unter beiden ehemaligen Gehölzen < 10 Vol.-% und liegt damit unter den Werten aus dem Jahr 2009 (KUP). Analog zur Luftkapazität und Trockenrohddichte besteht in der Tiefenstufe 24-30 und 32-38 cm beider ehemaliger Gehölzflächen eine Tendenz zur Auflockerung. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen negativen Zusammenhang des Grobporenvolumens zur Trockenrohddichte ($r_{2010}=-0,94^*$, $n=144$, $*p<0,05$) (Tab. A18). Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) nimmt das GPV in 0-6 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weide- und Pappelfläche im Vergleich zum Jahr 2010 geringfügig ab (Abb. 9). Dagegen konnte ein Jahr nach dem Umbruch (2011) unter der ehemaligen Pappelvariante in 16 bis 22 cm Bodentiefe ein signifikant höheres GPV ermittelt werden. Auch unter der ehemaligen Weidevariante nimmt das GPV in gleicher Tiefe tendenziell zu. Das GPV im Unterboden ist ein Jahr nach der Fräsung (2011) mit den ermittelten Grobporenvolumen unmittelbar nach dem Umbruch (2010) vergleichbar. Die Untersuchungsergebnisse belegen weiterhin eine negative Korrelation zwischen dem GPV und der TRD im Jahr 2011 ($r_{2011}=-0,96^*$, $n=96$; $*p<0,05$) (Tab. A18).

Dornburg

16 Jahre nach Versuchsbeginn treten zwischen der Ackernutzung und den Bäumen in der Oberkrume signifikante Unterschiede im Grobporenvolumen auf (Abb. 10). Infolge des mehrjährigen tiefgreifenden Lockerungsverzichts kann in 0-6 cm Bodentiefe eine Abnahme des Grobporenvolumens unter den Varianten Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Referenz beobachtet werden. Der Anbau von Robinie führt in 16-30 cm Bodentiefe zu einem signifikant höheren Grobporenvolumina im Vergleich zu den übrigen Baumarten und der Referenz. In der Krumbasis ist das Grobporenvolumen unter den Bäumen mit der Ackervariante vergleichbar. Das Grobporenvolumen wird in gleicher Weise wie die Luftkapazität durch die Trockenrohdichte beeinflusst. Die Korrelationsanalyse zeigt, dass zwischen dem Grobporenvolumen und TRD ein streng negativer Zusammenhang besteht ($r=-0,83^*$, $n=160$, $*p<0,05$) (Tab. A19).

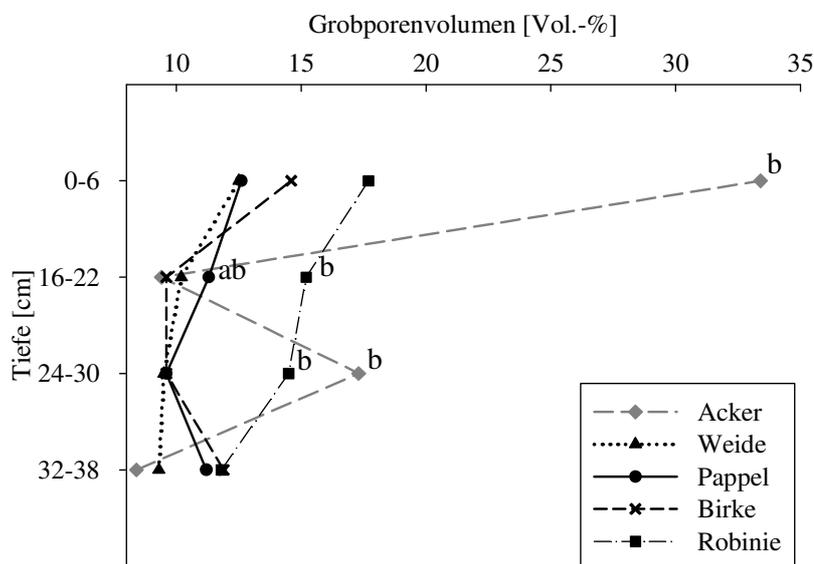


Abb. 10: Grobporenvolumen [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.4 Feldkapazität

Bad Lauchstädt

KUP

Bereits vier Jahre nach der Aufforstung (2004) unterscheiden sich die Feldkapazitäten unter den Gehölzen bis in 30 cm Bodentiefe signifikant von der konventionellen Ackernutzung (Abb. 11). Dabei kann in diesem Tiefenbereich eine Abnahme der Feldkapazität unter den Varianten Weide und Pappel im Vergleich zur Referenz beobachtet werden. Dagegen treten zwischen den Baumarten bis in 38 cm Bodentiefe keine Differenzierungen in der Feldkapazität auf (SCHMITT 2007). Mittels der Korrelationsanalyse

lässt sich eine negative Korrelation zwischen der Feldkapazität und der Trockenrohdichte nachweisen ($r_{2004}=-0,54^*$, $n=60$, $*p<0,05$) (Tab. A17). Neun Jahre nach Versuchsbeginn (2009) ist die Feldkapazität unter Weide und Pappel in 0-6 cm Bodentiefe mit den Ergebnissen aus dem Jahr 2004 vergleichbar (Abb. 11). Ab 16 cm Bodentiefe nimmt die Feldkapazität unter Weide und Pappel im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 signifikant ab.

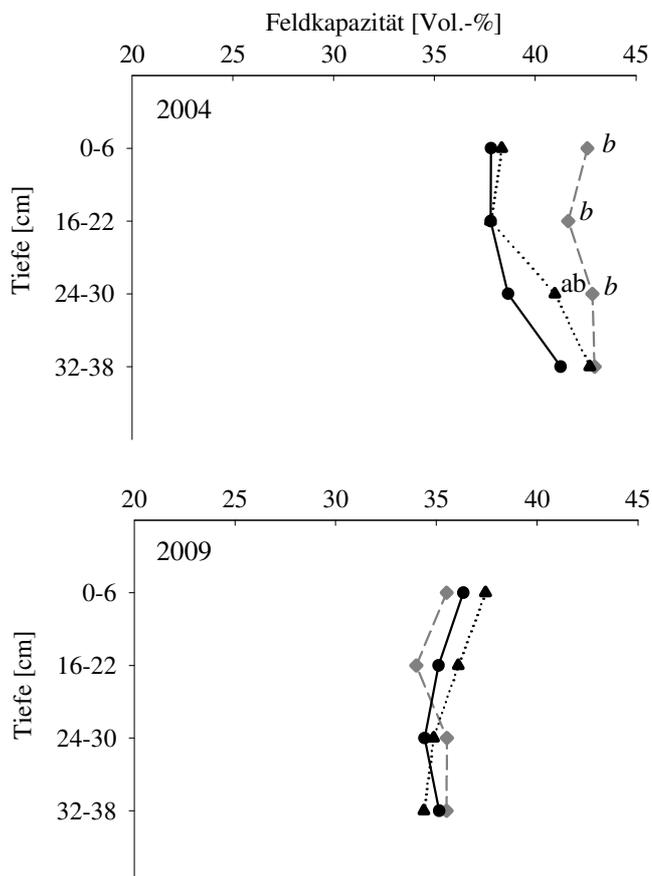


Abb. 11: Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt die FK in der Oberkrume unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2009) signifikant ab (Abb. 11, Abb. 12). Dagegen können unter den Bäumen in dem Tiefenbereich von 16 bis 38 cm Bodentiefe im Vergleich zur Variante KUP (2009) keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Ein Jahr nach der Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage (2011) kann unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten ein signifikanter Anstieg der Feldkapazität in 0-6 cm Bodentiefe beobachtet werden (Abb. 12). Die FK in der Mittel- und Unterkrume sowie in der Krumenbasis ist ein Jahr nach der Fräsung (2011) mit den

ermittelten Feldkapazitäten unmittelbar nach dem Umbruch (2010) vergleichbar. Die Korrelationsanalyse zeigt, dass die Feldkapazität mit zunehmender Trockenrohddichte abnimmt ($r_{2010}=-0,45^*$, $n=144$, $*p<0,05$; $r_{2010}=-0,64^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab. A18).

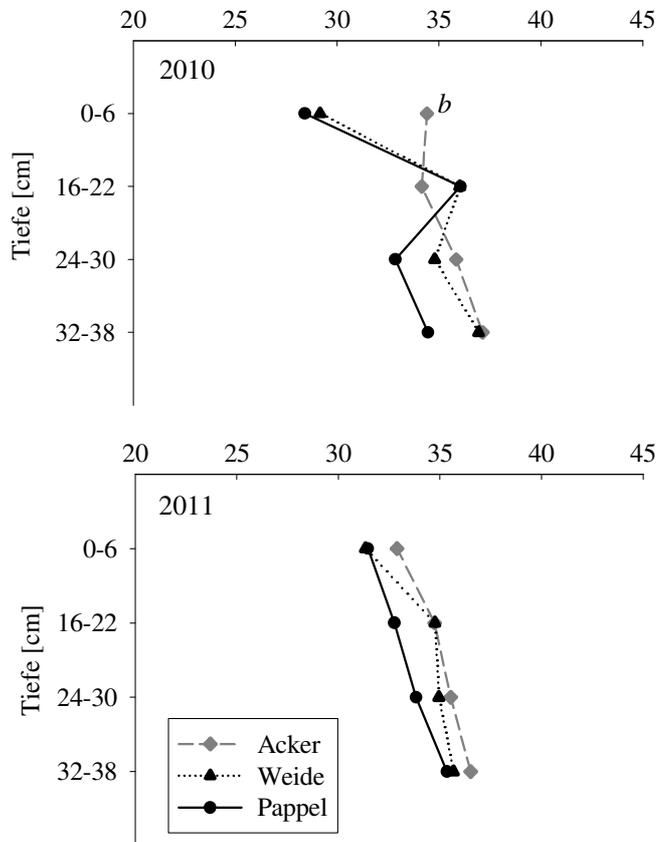


Abb. 12: Feldkapazität [Vol.-%] am Standort Bad Lauchstädt nach der Rückwandlung der KUP-Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Dornburg

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Feldkapazitäten belegen für den Versuchsstandort Dornburg signifikante Unterschiede zwischen den Bäumen und der Referenz (Abb. 13). Nach einer 16jährigen Standdauer weist die Oberkrume der Gehölze im Vergleich zur Ackernutzung signifikant erhöhte Feldkapazitäten auf. Ab 16 cm Bodentiefe liegen die ermittelten FK-Werte für Referenz und Bäume auf einem vergleichbaren Niveau. Weiterhin ergibt die Messung der Feldkapazität für die Bäume eine deutliche Differenzierung zwischen Ober- und Unterkrume. Ab 16 cm Bodentiefe liegen sie mit ~ 35 Vol.-% signifikant unter den Werten der Oberkrume (~ 40 Vol.-%).

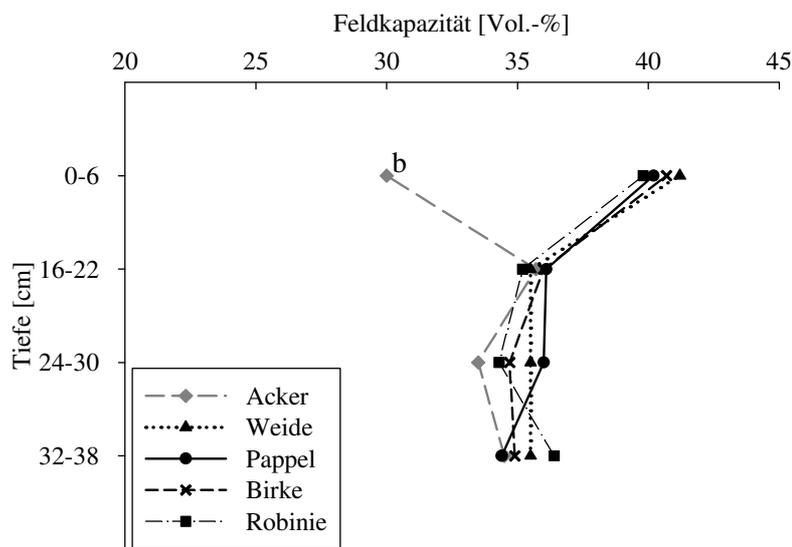


Abb. 13: Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.5 nutzbare Feldkapazität

Bad Lauchstädt

KUP

Die Abbildung 14 zeigt die arithmetischen Standortmittelwerte der gemessenen nutzbaren Feldkapazitäten für Weide, Pappel und der Referenzfläche in den Versuchsjahren 2004 bis 2011. Die Oberkrume der Ackernutzung und der Gehölze unterscheiden sich vier Jahre nach der Aufforstung (2004) in ihrer nFK signifikant voneinander. Infolge des mehrjährigen tiefgreifenden Lockerungsverzichts sind unter den schnellwachsenden Bäumen niedrigere nutzbare Feldkapazitäten im Vergleich zur Ackernutzung nachweisbar. In der Krumenbasis unterscheiden sich die nFK mit Ausnahme des vorbelasteten Pflugsohlenbereiches (24-30 cm) auf der Pappelfläche dagegen nicht wesentlich (SCHMITT 2007). Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) nimmt die nutzbare Feldkapazität unter den Bäumen im gesamten untersuchten Bodenbereich signifikant ab (Abb. 14). Die nFK wird dabei neben der Luftkapazität, dem Grobporenvolumen und der Feldkapazität von der Trockenrohddichte beeinflusst (Tab A17).

Umbruch

Bereits ein Jahr nach der Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage in Ackerland (2011) nimmt die nutzbare Feldkapazität im Vergleich zur Variante KUP (2009) im gesamten untersuchten Bodenbereich signifikant ab (Abb. 14). Dabei besteht ein negativer Zusammenhang zwischen der nutzbaren Feldkapazität und der Trockenrohddichte ($r_{2011} = -0,40^*$, $n=96$, $*p < 0,05$) (Tab. A18).

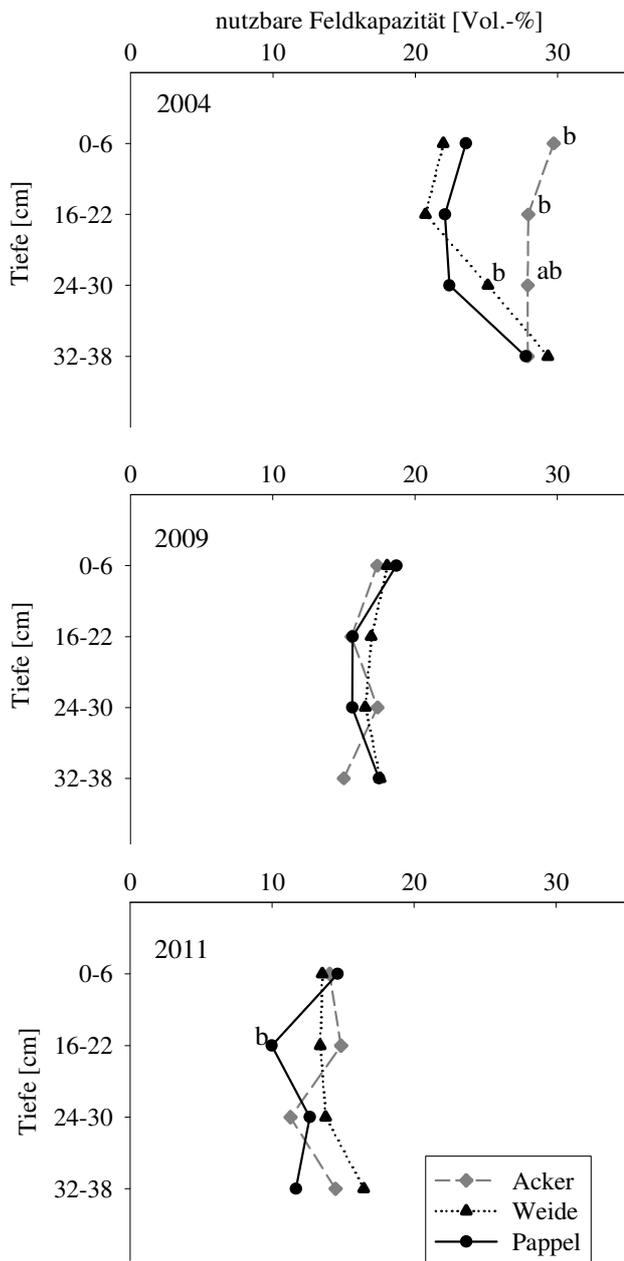


Abb. 14: Nutzbare Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie ein Jahr nach der Rückwandlung der Fläche (2011) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Dornburg

In der Abbildung 15 sind die nutzbaren Feldkapazitäten im Mittel aller untersuchten Bodentiefen der fünf Varianten für den Standort Dornburg dargestellt. Die konventionell bewirtschaftete Ackerfläche zeigt im gesamten untersuchten Tiefenbereich konstante nFK-Werte, während unter den Energiegehölzen nach 16 Versuchsjahren signifikante Veränderungen im pflanzenverfügbarem Wasser nachweisbar sind. Der Anbau von Weide, Pappel, Birke und Robinie führt gegenüber der Referenz zu einer signifikanten Zunahme der nutzbaren Feldkapazität in der Oberkrume. Mit zunehmender Bodentiefe

nimmt unter den Bäume die nutzbare Feldkapazität ab und folgt in analoger Weise den ermittelten Werten der Trockenrohdichte. Die Korrelationsanalyse bestätigt am Standort Dornburg eine negativen Zusammenhang zwischen beiden physikalischen Bodenparametern ($r=-0,50^*$, $n=160$, $*p<0,05$) (Tab. A19).

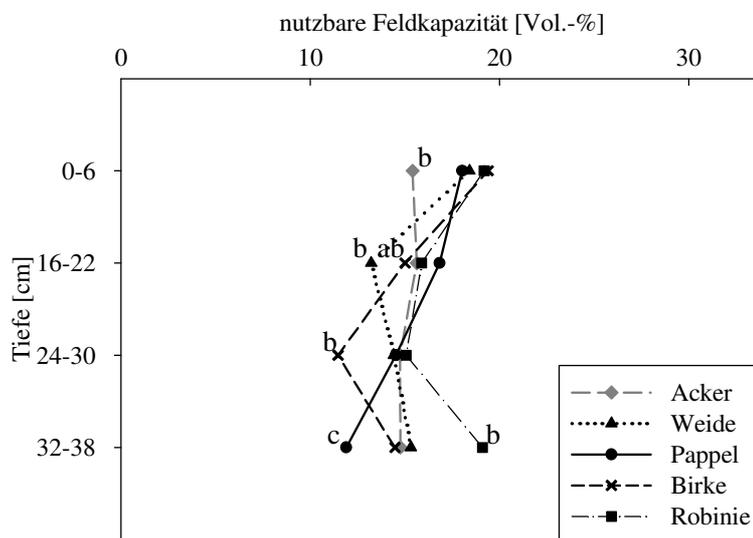


Abb. 15: Nutzbare Feldkapazität [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.6 Permanenter Welkepunkt

Bad Lauchstädt

KUP

Die konventionell bewirtschaftete Ackerfläche zeigt im gesamten untersuchten Tiefenbereich konstante PWP-Werte, während unter den Energiegehölzen vier Jahre nach Versuchsbeginn (2004) signifikante Veränderungen im Totwassergehalt nachweisbar sind (Abb. 16). Dabei führt der Anbau von Weide und Pappel gegenüber der Referenz zu einer signifikanten Zunahme des permanenten Welkepunktes in der Ober- und Mittelkrume. In 32-38 cm Bodentiefe ist der Gehalt an Totwasser unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung deutlich verringert (SCHMITT 2007). Es besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Trockenrohdichte und dem permanenten Welkepunkt im Jahr 2004 ($r_{2004}=-0,76^*$, $n=60$, $*p<0,05$) (Tab. A17). Nach neunjähriger Standdauer (2009) nimmt der permanente Welkepunkt in 0-6 cm Bodentiefe unter beiden Gehölzvarianten im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 signifikant zu (Abb. 16). Im weiteren Tiefenverlauf sind die Gehalte an Totwasser unter Weide und Pappel mit dem Versuchsjahr 2004 vergleichbar. Zudem besteht eine negative Korrelation zur TRD ($r_{2009}=-0,65^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab. A17).

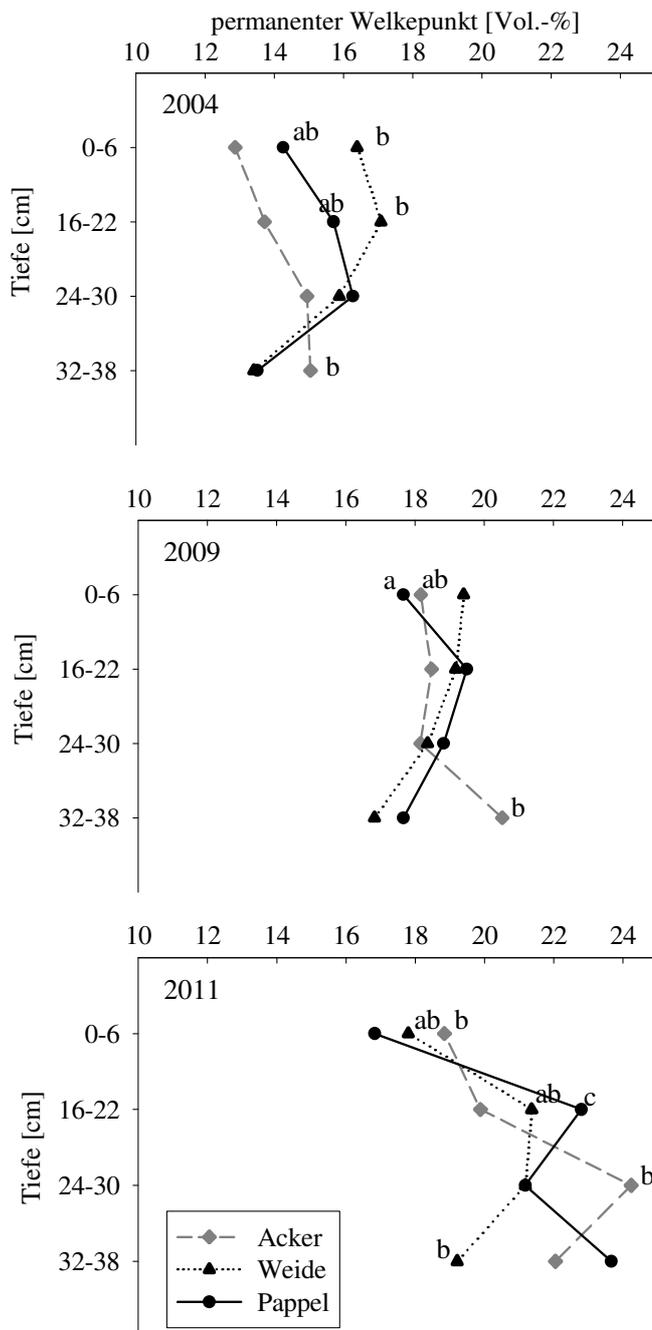


Abb. 16: Permanenter Welkepunkt [Vol.-%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie ein Jahr nach der Rückwandlung der Fläche (2011) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Ein Jahr nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2011 können in 0-6 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante keine signifikanten Veränderungen des permanenten Welkepunktes im Vergleich zur Variante KUP (2009) beobachtet werden (Abb. 16). Dagegen nimmt der Gehalt an Totwasser in der Tiefenstufe 16-22 cm unter Pappel im Vergleich zur Variante KUP (2009) signifikant zu. Bei der

Weide bleibt der PWP in gleicher Tiefe unverändert. Der Gehalt an Totwasser ist in 32-38 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weidefläche ein Jahr nach der Fräsung (2011) mit den ermittelten PWP unmittelbar vor dem Umbruch (KUP 2009) vergleichbar. Die Korrelationsanalyse zeigt für den PWP und die TRD einen negativen Zusammenhang ($r_{2011}=-0,85^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab. A18).

Dornburg

Wie der Abbildung 17 zu entnehmen ist, bestehen 16 Jahre nach Versuchsbeginn signifikante Unterschiede im permanenten Welkepunkt zwischen der Ackernutzung und den Energiehölzern in der Oberkrume. Das nicht mehr pflanzenverfügbare Bodenwasser ist in diesem Tiefenbereich unter Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Referenz signifikant erhöht. Dagegen nähern sich in 16-30 cm Bodentiefe die Gehalte an Totwasser unter Weide und Robinie der Ackernutzung an. In 24-30 cm Bodentiefe bestehen signifikante Unterschiede zwischen der Ackernutzung und der schnellwachsenden Baumart Birke (Abb. 17).

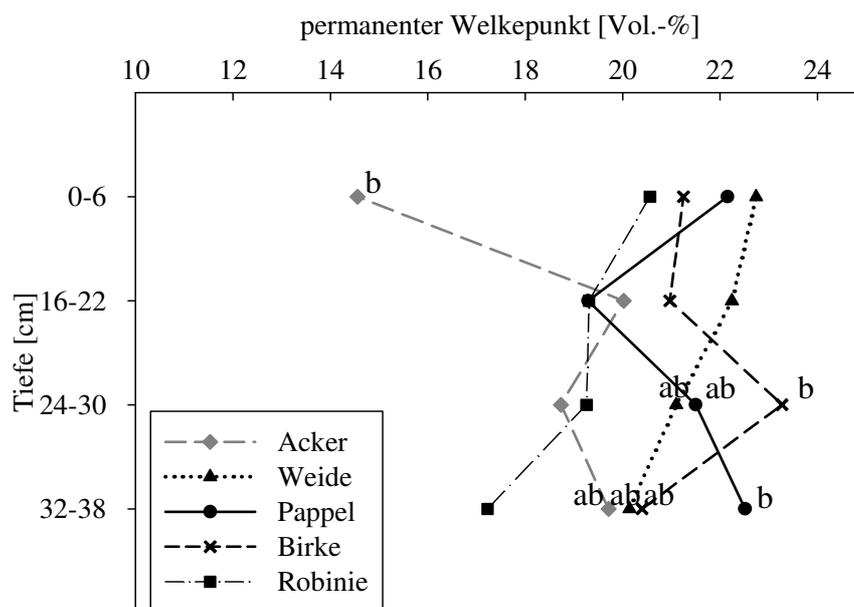


Abb. 17: Permanenter Welkepunkt [Vol.-%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.7 Luft- und Wasserleitfähigkeit

4.1.7.1 Pneumatische Leitfähigkeit

Bad Lauchstädt

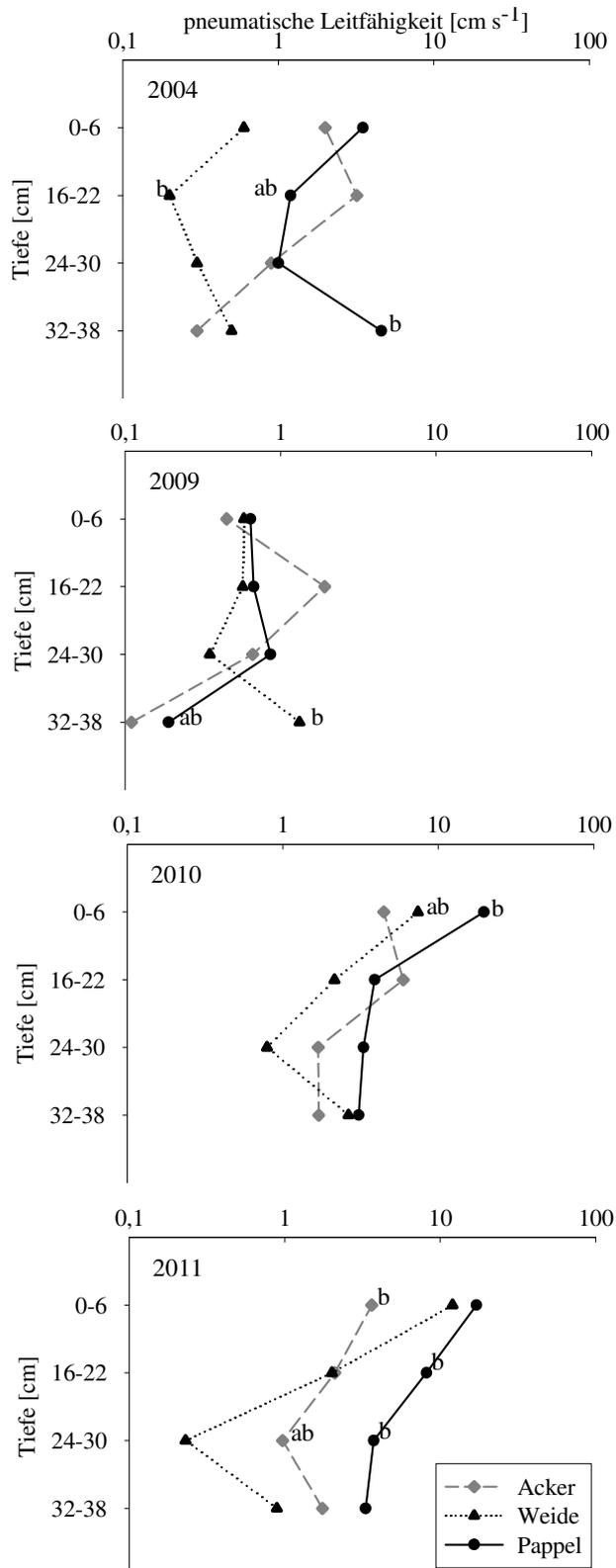


Abb. 18: Pneumatische Leitfähigkeit [cm s⁻¹] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

KUP

Vier Jahre nach der Aufforstung (2004) können für die Luftleitfähigkeit unter Weide und Pappel im Vergleich zur Referenzfläche in 0-6 cm Bodentiefe noch keine statistisch gesicherten Unterschiede nachgewiesen werden (Abb. 18). Der Anbau von Pappel auf der vormals landwirtschaftlich genutzten Fläche vermindert die pneumatische Luftleitfähigkeit in 16-22 cm Bodentiefe (SCHMITT 2007). Im Versuchsjahr 2004 konnte zwischen der Luftleitfähigkeit und der Trockenrohddichte kein signifikanter Zusammenhang ($r_{2004}=-0,24$, $n=60$) festgestellt werden. Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) nimmt die Luftleitfähigkeit des Grobporensystems im Vergleich zum Jahr 2004 unter der Pappelvariante tendenziell ab (Abb. 18). Die Weidenutzung ist durch konstant niedrige pL-Werte bis in 30 cm Bodentiefe charakterisiert, die mit dem Niveau von 2004 weitestgehend übereinstimmen. Mittels der Korrelationsanalyse lässt sich ein negativer Zusammenhang zwischen der Luftkapazität und der Trockenrohddichte ermitteln ($r_{2009}=-0,37^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab. A17).

Umbruch

Nach der Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage in Ackerland (2010) nimmt die pneumatische Luftleitfähigkeit in 0-6 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante (2009) signifikant zu (Abb. 18). In der Mittel- und Unterkrume bleibt die Luftleitfähigkeit im Vergleich zur Variante KUP (2009) unverändert. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) ist die Luftleitfähigkeit im gesamten untersuchten Tiefenbereich mit den Werten unmittelbar nach dem Umbruch (2010) vergleichbar (Abb. 17). Es bestehen in beiden Jahren signifikante Wechselwirkungen zwischen der Trockenrohddichte und der pneumatischen Leitfähigkeit ($r_{2010}=-0,40^*$, $n=144$, $*p<0,05$; $r_{2011}=-0,39^*$, $n=96$, $*p<0,05$) (Tab. A18).

Dornburg

In der Abbildung 19 ist die Luftleitfähigkeit aller untersuchten Bodentiefen der fünf Varianten für den Standort Dornburg dargestellt. Hierbei liegen die pL-Werte zwischen $0,2 \text{ cm s}^{-1}$ und $20,9 \text{ cm s}^{-1}$. Signifikante Unterschiede können lediglich in der Oberkrume zwischen der Referenz und den Bäumen festgestellt werden. Dabei bewirkt der Anbau der Gehölze eine starke Verringerung der pneumatischen Leitfähigkeit im oberflächennahen Bereich der Krume. Unter Weide und Pappel treten im gesamten untersuchten Tiefenbereich konstante pL-Werte auf. Auffällig ist die höhere Luftleitfähigkeit des Grobporensystems bei Birke in 24-38 cm Bodentiefe und in der Mittelkrume bei

Robinie. Zudem besteht ein negativer Zusammenhang zum bodenphysikalischen Parameter Trockenrohdichte ($r=-0,33^*$, $n=160$, $*p<0,05$) (Tab. A19).

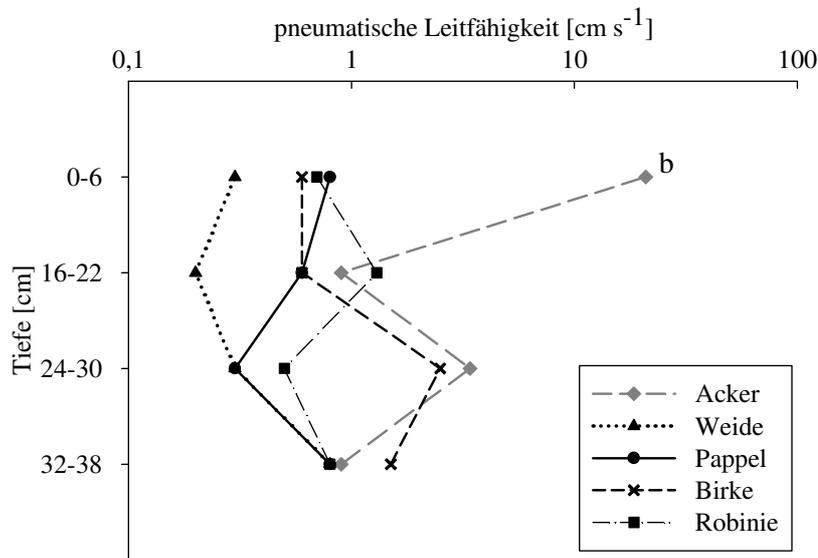


Abb. 19: Pneumatische Leitfähigkeit [cm s⁻¹] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.1.7.2 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Bad Lauchstädt

KUP

Nach vierjähriger Standdauer (2004) vermindert der Anbau von Weide und Pappel die Wasserleitfähigkeit in der Krume (Abb. 20). Unter Weide können in 0-22 cm Bodentiefe und unter Pappel in 24-30 cm Bodentiefe gesättigte Wasserleitfähigkeiten $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ gemessen werden. In der Krumbasis treten dagegen im Vergleich zur Ackernutzung keine größeren Abweichungen bei den k_f -Werten auf (SCHMITT et al. 2010). Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) kann unter Weide und Pappel in der Oberkrume im Vergleich zum Jahr 2004 ein Anstieg der k_f -Werte auf über 20 cm d^{-1} beobachtet werden (Abb. 20). k_f -Werte $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ treten bei den Bäumen bis in 30 cm Bodentiefe nicht mehr auf. Untersuchungen zur Korrelation zwischen k_f und TRD ergeben in den Jahren 2004 ($r=-0,69^*$; $n=60$; $*p<0,05$) und 2009 ($r=-0,51^*$; $n=96$; $*p<0,05$) einen negativen und signifikanten Zusammenhang für beide Prüfparameter (Tab. A17).

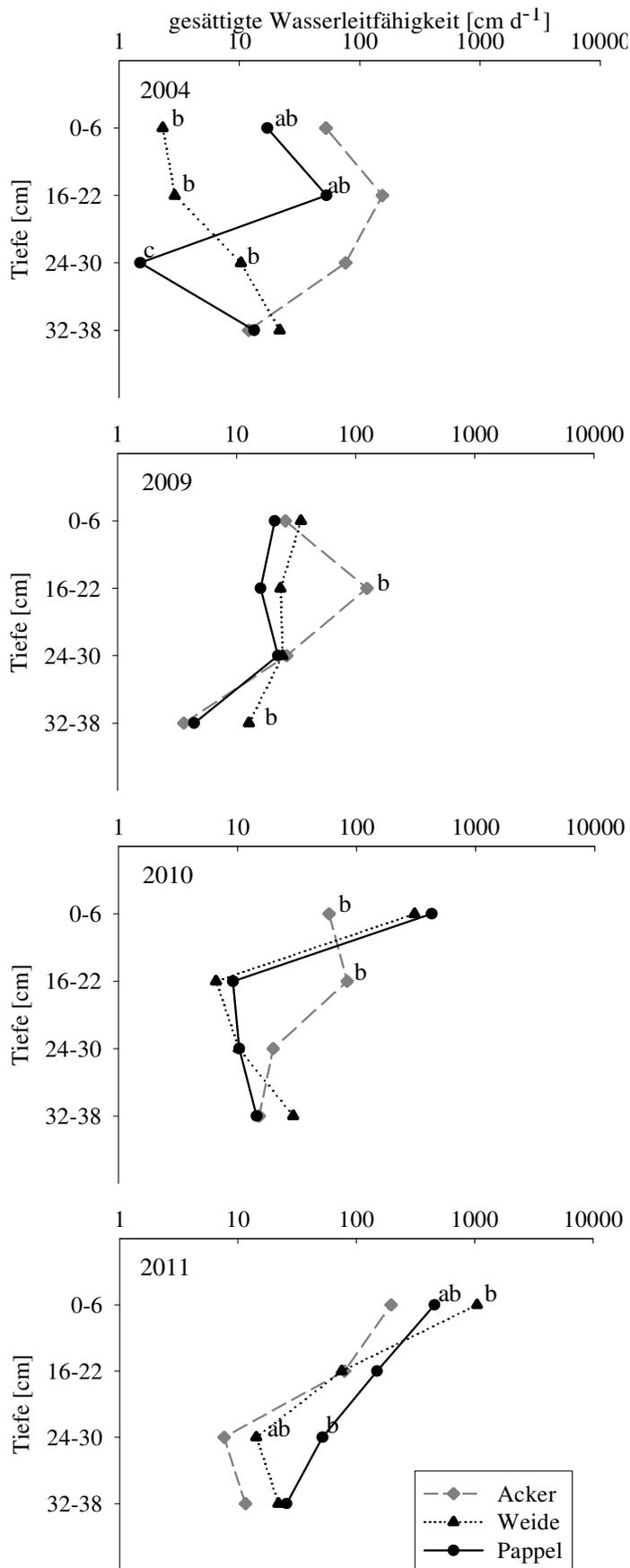


Abb. 20: Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt die gesättigte Wasserleitfähigkeit unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2009) in 0-6 cm Bodentiefe in analoger Weise zu der verringerten Trockenrohddichte signifikant zu (Abb. 20). Unter der ehemaligen Weide- und Pappelfläche können in 16-30 cm Bodentiefe gesättigte Wasserleitfähigkeiten $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ gemessen werden. Dagegen nimmt die k_f in der Tiefenstufe 32-38 cm beider ehemaliger Gehölzflächen im Vergleich zur Variante KUP (2009) tendenziell zu. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen negativen Zusammenhang der k_f zur TRD ($r_{2010} = -0,71^*$, $n=144$, $*p < 0,05$) (Tab. A18). Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) nimmt die gesättigte Wasserleitfähigkeit im Vergleich zur Variante Umbruch (2010) in 0-6 cm Bodentiefe unter der ehemaligen Weidenutzung um das Dreifache zu, wohingegen unter Pappel keine statistisch gesicherten Unterschiede nachweisbar sind (Abb. 20). Dagegen treten unter den ehemaligen Gehölzen bis in 38 cm Bodentiefe keine Wasserleitfähigkeiten $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ auf. Die Untersuchungsergebnisse belegen weiterhin eine negative Korrelation zwischen der k_f und der TRD im Jahr 2011 ($r_{2011} = -0,75^*$, $n=96$; $*p < 0,05$) (Tab. A18).

Dornburg

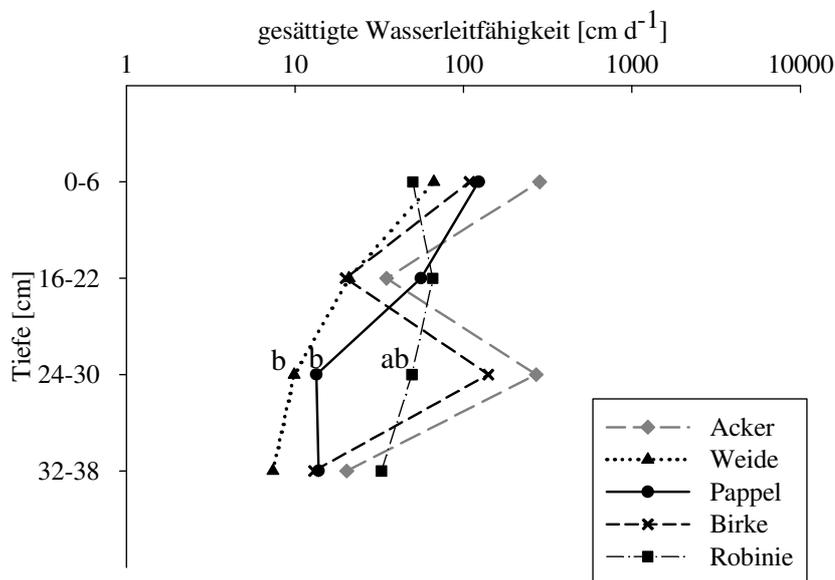


Abb. 21: Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist in 0-6 cm Bodentiefe unter Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Ackernutzung zwar vermindert, signifikante Unterschiede bestehen aber nicht (Abb. 21). Mit zunehmender Bodentiefe ist ein Rückgang der gesät-

tigten Wasserleitfähigkeit unter allen Energieholzvarianten zu beobachten. Selbst bei diesen geringen k_f -Werten ist noch eine ausreichende Wasserableitung gewährleistet. Als problematisch sind die geringen gesättigten Wasserleitfähigkeiten unter der Weide in 24-30 cm und 32-38 cm Bodentiefe zu bewerten. Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen gesättigter Wasserleitfähigkeit und Trockenrohdichte ergeben eine negative Korrelation ($r=-0,51^*$, $n=160$, $*p<0,05$) für beide Prüfparameter (Tab. A19).

4.2 Bodenchemische Parameter

Um Standorte mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsweise charakterisieren zu können, werden oftmals chemische Bodenparameter analysiert. Eine zentrale Rolle spielen beispielsweise der pH-Wert und der organische Kohlenstoff-Gehalt des Bodens. Im Folgenden Abschnitt soll der Einfluss des Anbaus von schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb an den Standorten Bad Lauchstädt und Dornburg, sowie die Rekultivierung der KUP-Fläche in Bad Lauchstädt anhand beider bodenchemischer Parameter dargestellt werden.

4.2.1 pH-Wert

Bad Lauchstädt

KUP

Die pH-Werte im Energiepark Bad Lauchstädt liegen vier Jahre nach Versuchsbeginn (2004) bis in 30 cm Bodentiefe in einem leicht sauren bis neutralen Bereich (5,5 - 6,0) (Abb. 22). In diesem Tiefenbereich können keine signifikanten Unterschiede zwischen der Ackernutzung und den Gehölzvarianten festgestellt werden. Dagegen ist in der Krumbasis der pH-Wert unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung signifikant erhöht (SCHMITT 2007). Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) ist im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 ein signifikanter Rückgang der pH-Werte in 32-38 cm Bodentiefe unter Weide und Pappel zu beobachten (Abb. 22).

Umbruch

Die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage in Ackerland im Jahr 2010 hat bis in 30 cm Bodentiefe keinen signifikanten Einfluss auf den pH-Wert unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten (2009) (Abb. 22). In 32-38 cm Bodentiefe nimmt der pH-Wert unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante tendenziell zu. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) bleiben die pH-Werte unter den einstigen Gehölzflächen im gesamten untersuchten Tiefenbereich im Vergleich zum Jahr 2010 (Umbruch) unverändert (Abb. 22).

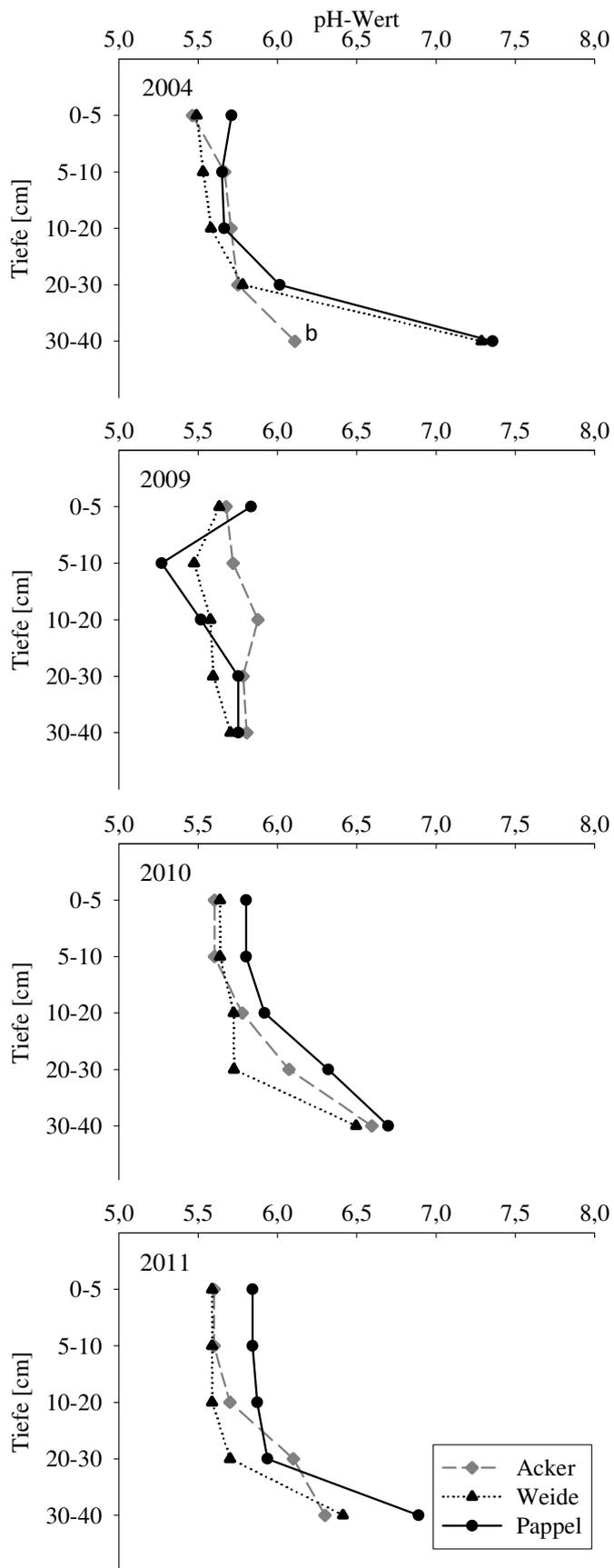


Abb. 22: pH-Wert unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Dornburg

Die pH-Werte unter den schnellwachsenden Bäumen Weide, Pappel und Robinie im Energieholzversuch Dornburg haben sich 16 Jahre nach der Aufforstung im Vergleich zur Ackernutzung nicht wesentlich verändert. Sie liegen in einem leicht sauren Bereich (6,1-6,5) (Abb. 23). Lediglich unter Birke ist der pH-Wert im gesamten Tiefenprofil im Vergleich zur Ackernutzung erhöht und liegt in einem neutralen Bereich (6,8-7,3).

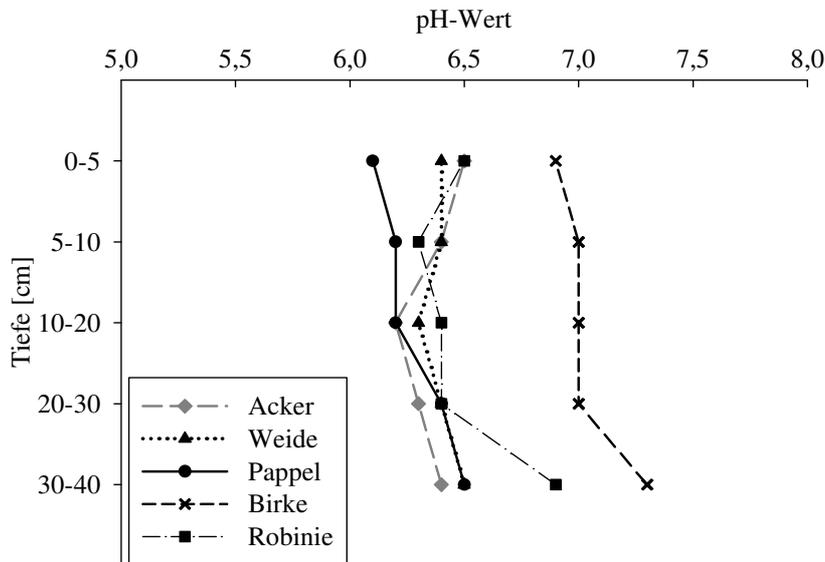


Abb. 23: pH-Wert unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.2.2 Organischer Kohlenstoff

Bad Lauchstädt

KUP

Statistisch gesicherte Unterschiede zwischen der Ackernutzung und der Weide liegen für den organischen Kohlenstoffgehalt vier Jahre nach der Aufforstung (2004) vor (Abb. 24). In 0-5 cm Bodentiefe erhöhte sich unter Weide der C_{org} -Gehalt um mehr als 10 % auf 2,4 %. Für den organischen Kohlenstoffgehalt unter Pappel konnte zu diesem Zeitpunkt im Vergleich zu den anderen Nutzungsarten noch keine statistisch gesicherten Unterschiede nachgewiesen werden (SCHMITT et al. 2010). Unter Berücksichtigung der TRD und der C_{org} -Gehalte ergeben sich für die Tiefe von 0-10 cm nach vier Bewirtschaftungsjahren (2004) eine flächenbezogene Akkumulation an organischem Kohlenstoff für Weide und Pappel von $31,2 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $27,6 \text{ t ha}^{-1}$ (Tab. 5). Somit kann gegenüber der Ackernutzung ($25,2 \text{ t ha}^{-1}$) ein theoretischer C_{org} -Gewinn von $6,0 \text{ t ha}^{-1}$ unter Weide errechnet werden. Unter Pappel konnte in 0-10 cm Bodentiefe im Vergleich zur Referenz noch kein signifikanter C_{org} -Gewinn ermittelt werden (Tab. 6). Im weiteren

Tiefenverlauf treten Differenzierungen zwischen Weide und Pappel einerseits und der Referenzfläche Acker andererseits auf. So liegen die Werte für den C_{org} -Gehalt in 10-30 cm Bodentiefe $\sim 0,2$ bis $0,5$ % unter der Ackernutzung (Abb. 24). Unter Weide und Pappel bildet sich somit ein deutlicher Tiefengradient heraus, während unter der Ackernutzung eine weitgehend homogene Verteilung vorliegt (SCHMITT et al. 2010). Im gesamten untersuchten Tiefenprofil (0-40 cm) kann unter Weide und Pappel eine verringerte Akkumulation an organischem Kohlenstoff von $5,8 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $12,7 \text{ t ha}^{-1}$ im Vergleich zur Ackernutzung festgestellt werden (Tab. 6). Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) treten unter beiden Gehölzen signifikante Veränderungen im organischen Kohlenstoff im Vergleich zum Jahr 2004 auf (Abb. 24). Bei Pappel und Weide reichert sich die organische Bodensubstanz in 0-5 cm bzw. 0-10 cm Bodentiefe an. Unter Berücksichtigung der Trockenrohdichte und der C_{org} -Gehalte ergibt sich nach einer neunjährigen Standdauer (2009) der Bäume im Vergleich zum Jahr 2004 ein signifikanter C_{org} -Gewinn von $6,0 \text{ t ha}^{-1}$ unter Weide bzw. ein tendenziell erhöhter C_{org} -Gewinn von $4,8 \text{ t ha}^{-1}$ unter Pappel (Tab. 6). Im weiteren Tiefenverlauf nimmt der organische Kohlenstoffgehalt unter beiden Gehölzen im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 kontinuierlich ab und liegt unter den Werten der Ackernutzung (Abb. 24). Über das gesamte Tiefenprofil führt der Anbau von Weide ($+15,5 \text{ t ha}^{-1}$) und Pappel ($+25,0 \text{ t ha}^{-1}$) im Jahr 2009 im Vergleich zum Jahr 2004 zur Akkumulation von organischem Kohlenstoff. Dagegen konnten im Jahr 2009 in 0-40 cm Bodentiefe keine signifikanten Unterschiede in der C-Akkumulation zwischen der Ackerfläche und beiden Gehölzen ermittelt werden (Tab. 6).

Umbruch

Die Rückwandlung der KUP in Ackerland (2010) wirkt sich auf den organischen Kohlenstoffgehalt im Boden aus. Unmittelbar nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt der C_{org} -Gehalt im gesamten untersuchten Tiefenbereich mit Ausnahme der Tiefenstufe 10-20 cm unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante (2009) ab (Abb. 24). Im Vergleich zu der Variante KUP (2009) beträgt der Unterschied im akkumulierten Kohlenstoffgehalt der ehemaligen Weide- und Pappelnutzung unter Einbeziehung der ermittelten Trockenrohdichte in 0-40 cm Bodentiefe $-13,5 \text{ t ha}^{-1}$ (-12 %) bzw. $-15,8 \text{ t ha}^{-1}$ ($-13,8$ %) (Tab. 6). Dabei nähert sich der C_{org} -Gehalt unter den ehemaligen Gehölzflächen den Werten der Ackernutzung an. Ein Jahr nach der Rückwandlung der KUP in Ackerland (2011) können für den C_{org} -Gehalt der ehemaligen Weide- und Pappelvarianten bis in 40 cm Bodentiefe keine signifikanten Veränderungen nachgewiesen werden (Abb. 24, Tab. 6).

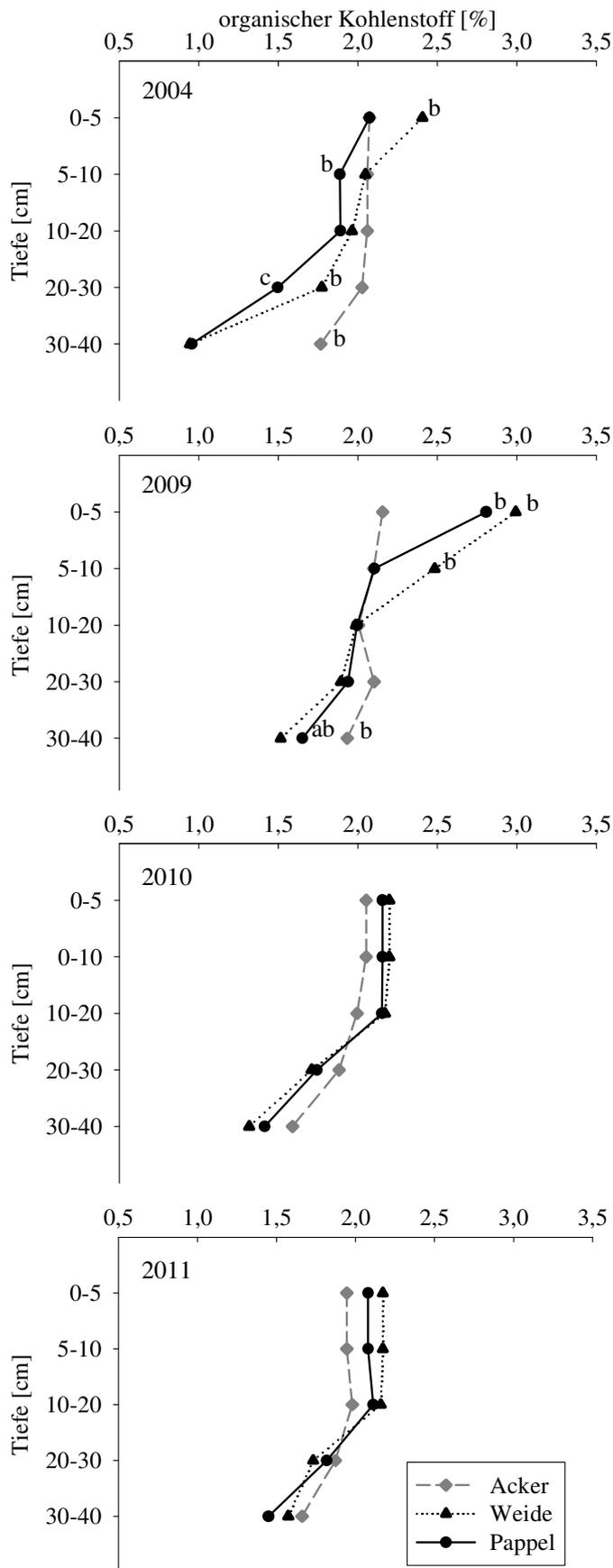


Abb. 24: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Tab. 6: C-Akkumulation [$t\ ha^{-1}$] unter Acker, Weide und Pappel sowie nach der Rückwandlung der Flächen in Ackerland am Standort Bad Lauchstädt mit deren Standardabweichung (unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefe)

Jahr	Tiefe [cm]	C-Akkumulation [$t\ ha^{-1}$]		
		Acker	Weide	Pappel
2004	0-10	25,2 ±0,87a	31,2 ±2,81b	27,6 ±1,56ab
	10-20	25,9 ±0,55a	28,5 ±0,17b	26,0 ±0,77a
	20-30	27,5 ±0,41a	24,4 ±0,29ab	22,7 ±2,44b
	30-40	23,9 ±0,28a	12,4 ±0,55b	13,4 ±3,25b
	Gesamt (0-40)	102,4 ±1,32a	96,6 ±7,43b	89,7 ±5,81c
2009	0-10	29,4 ±0,50a	37,2 ±4,99b	32,4 ±6,40ab
	10-20	26,5 ±3,30a	28,0 ±1,49a	29,5 ±1,23a
	20-30	28,4 ±0,85a	25,8 ±1,34a	28,5 ±0,75a
	30-40	29,4 ±3,01a	21,1 ±2,68b	24,3 ±1,28ab
	Gesamt (0-40)	113,6 ±2,10a	112,1 ±7,67a	114,7 ±4,98a
2010	0-10	23,3 ±0,74a	24,9 ±0,28a	23,2 ±0,72a
	10-20	27,0 ±0,74a	31,7 ±1,10b	31,8 ±0,23b
	20-30	25,9 ±0,84a	24,5 ±2,66a	24,2 ±1,05a
	30-40	21,1 ±2,21a	17,5 ±3,26b	19,6 ±3,08ab
	Gesamt (0-40)	97,3 ±2,91a	98,6 ±4,66a	98,9 ±4,08a
2011	0-10	25,1 ±0,55a	25,3 ±1,23a	24,7 ±1,27a
	10-20	27,2 ±0,91a	30,3 ±1,42a	28,1 ±1,24a
	20-30	27,7 ±1,48a	24,6 ±1,08a	24,8 ±0,55a
	30-40	22,5 ±4,35a	21,2 ±1,39a	19,7 ±2,83a
	Gesamt (0-40)	102,4 ±2,60a	101,3 ±3,11a	97,3 ±2,66a

Dornburg

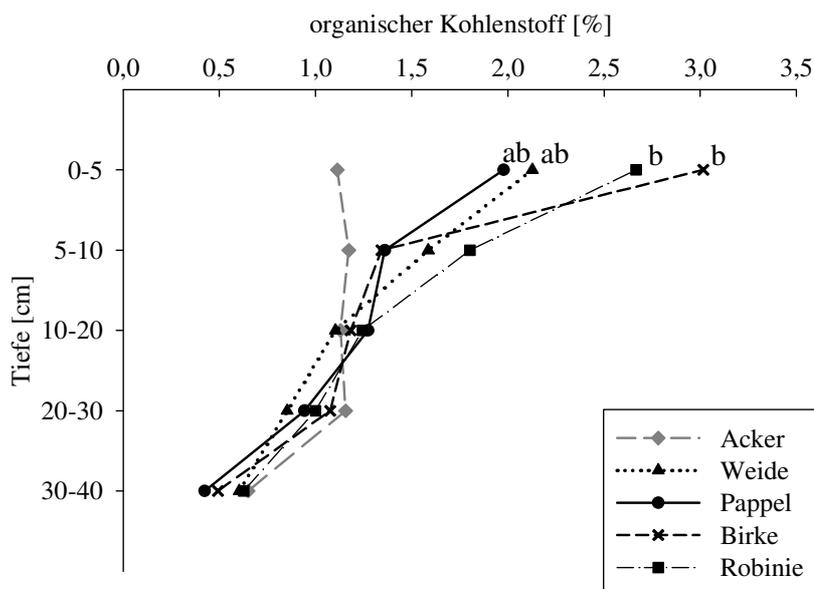


Abb. 25: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

Nach 16 Versuchsjahren treten in Dornburg Differenzierungen im C_{org} -Gehalt zwischen der Referenz und den Bäumen auf. Auffallend sind die hohen Werte bei Birke mit 3,0 % und Robinie mit 2,7 % in 0-5 cm Bodentiefe (Abb. 25). Auch Weide und Pappel zeigen im Vergleich zum Acker einen erhöhten organischen Kohlenstoffgehalt in der Oberkrume. Unter Berücksichtigung der gemessenen Trockenrohddichte ergeben sich in 0-10 cm Bodentiefe eine flächenbezogene Akkumulation an C_{org} für Weide, Pappel, Birke und Robinie von 23,6 t ha⁻¹, 21,4 t ha⁻¹, 26,8 t ha⁻¹ bzw. 27,5 t ha⁻¹ (Tab. 7). Im Vergleich zur Ackernutzung mit einer C-Akkumulation von 12,5 t ha⁻¹ ist von einem theoretischen Gewinn von 11,1 t ha⁻¹ (Weide), 8,9 t ha⁻¹ (Pappel), 14,3 t ha⁻¹ (Birke) bzw. 15,0 t ha⁻¹ (Robinie) auszugehen. Bedingt durch die Bodenbearbeitung tritt unter der Ackernutzung eine insgesamt homogene Verteilung der organischen Bodensubstanz im Bearbeitungshorizont auf, während unter den schnellwachsenden Bäumen besonders ab 5 cm Bodentiefe ein deutlicher Tiefengradient nachweisbar ist (Tab. 7, Abb. 25). Die Ergebnisse zur C-Akkumulation zeigen über das gesamte Tiefenprofil (0-40 cm) unter Berücksichtigung der gemessenen Trockenrohddichten einen theoretischen C_{org} -Gewinn von 6,2 t ha⁻¹ bei Weide, 5,0 t ha⁻¹ bei Pappel, 12,8 t ha⁻¹ bei Birke und 12,7 t ha⁻¹ bei Robinie im Vergleich zur Ackernutzung (Tab. 7).

Tab. 7: C-Akkumulation [t ha⁻¹] unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie 16 Jahre nach Versuchsbeginn am Standort Dornburg mit deren Standardabweichung (unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede (p<0,05) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefe)

Tiefe [cm]	C-Akkumulation [t ha ⁻¹]				
	Acker	Weide	Pappel	Birke	Robinie
0-10	12,5 ±0,63a	23,6 ±9,40ab	21,4 ±6,52ab	26,8 ±12,40b	27,5 ±6,01b
10-20	16,7 ±1,36a	16,1 ±0,72 a	18,2 ±5,90 a	17,4 ±1,84 a	17,2 ±2,30a
20-30	15,6 ±0,47a	12,3 ±4,67 a	13,9 ±2,26 a	16,2 ±0,61 a	14,0 ±2,33a
30-40	10,1 ±0,97a	9,1 ±2,19 a	6,4 ±0,83 a	7,4 ±2,67 a	8,9 ±4,55a
Gesamt (0-40)	54,9 ±2,59a	61,1 ±8,50ab	59,9 ±7,43ab	67,7 ±10,68b	67,6 ±8,72b

4.3 Bodenbiologische Parameter

Die Untersuchung der bodenbiologischen Parameter ist ein wichtiges Kriterium für die Qualität der Böden (DORAN und PARKIN 1996). Um nach einer Nutzungsänderung (z. B. Bewirtschaftungsumstellung) die Entwicklung der Humusdynamik frühzeitig zu erkennen, werden bodenmikrobiologische Untersuchungen durchgeführt, da Zu- und Abnahmen weitaus schneller eintreten als beim gesamten organischen Kohlenstoff (POWLSON et al. 1987, KANDELER et al. 1995, SPARLING 1997, TEBBE et al. 2002,

MARINARI et al. 2006, ACOSTA-MARTINEZ et al. 2008, GAJDA 2008, BALASHOV et al. 2010, SCHMITT et al. 2010). Dazu zählen Messungen der mikrobiellen Aktivität, Biomasse, Enzymaktivitäten sowie die leicht umsetzbaren organischen Verbindungen, die in Form des heißwasserextrahierbaren Kohlenstoffs bestimmt werden (HOFMANN und SEEGERER 1950, BECK 1984 a, ROGASIK et al. 2005). Die Enzyme des Kohlenstoffkreislaufes (β -Glucosidase) und des Stickstoffkreislaufes (Arginin-Ammonifikation) eignen sich besonders gut für die Beurteilung veränderter Umweltbedingungen (TISCHER 2000, SCHMITT et al. 2010).

4.3.1 Basalatmung

Bad Lauchstädt

KUP

Im Jahr 2004 treten unter der Weide im Vergleich zur Ackerfläche signifikante Veränderungen in der Bodenatmung auf (Abb. 26). Unter der Weidevariante ist die Basalatmung im Vergleich zur Ackernutzung in 0-10 cm Bodentiefe um 68 % erhöht. Auch bei der Pappel ist in gleicher Tiefe eine Zunahme der Basalrespiration nachweisbar, auch wenn diese nicht signifikant ist. Mit zunehmender Bodentiefe verringert sich die respiratorische Aktivität der Bodenmikroben unter den Bäumen, so dass bei beiden Baumarten eine deutliche Differenzierung zwischen Ober- und Unterboden zu erkennen ist (SCHMITT 2007). Im Jahr 2004 besteht keine signifikante Beziehung zwischen der Basalatmung und dem organischen Kohlenstoff im Boden ($r_{2004}=0,09$, $n=45$). Dagegen korreliert die Basalrespiration mit der mikrobiellen Biomasse geringfügig miteinander ($r_{2009}=0,35^*$, $n=45$, $*p<0,05$) (Tab. A20). Mit zunehmender Standauer der Bäume zeichnet sich ein Anstieg der Basalrespiration in 0-5 cm Bodentiefe ab. So sind im Versuchsjahr 2009 im Vergleich zum Jahr 2004 die Basalatmungswerte unter Weide und Pappel signifikant erhöht. Ab 5 cm Bodentiefe nimmt die mikrobielle Aktivität unter beiden Gehölzen ab und liegt in jeder untersuchten Bodentiefe unter den Werten des Jahres 2004 (Abb. 26). Die Basalatmung zeigt dabei einen deutlichen Tiefengradienten und folgt der Verteilung des organischen und mikrobiellen Kohlenstoffs. So belegen die Untersuchungsergebnisse eine streng positive Korrelation der Basalrespiration zum organischen Kohlenstoff ($r_{2009}=0,85^*$, $n=45$, $*p<0,05$) und zum mikrobiellen Kohlenstoff für das Jahr 2009 ($r_{2009}=0,88^*$, $n=45$, $*p<0,05$) (Tab. A20).

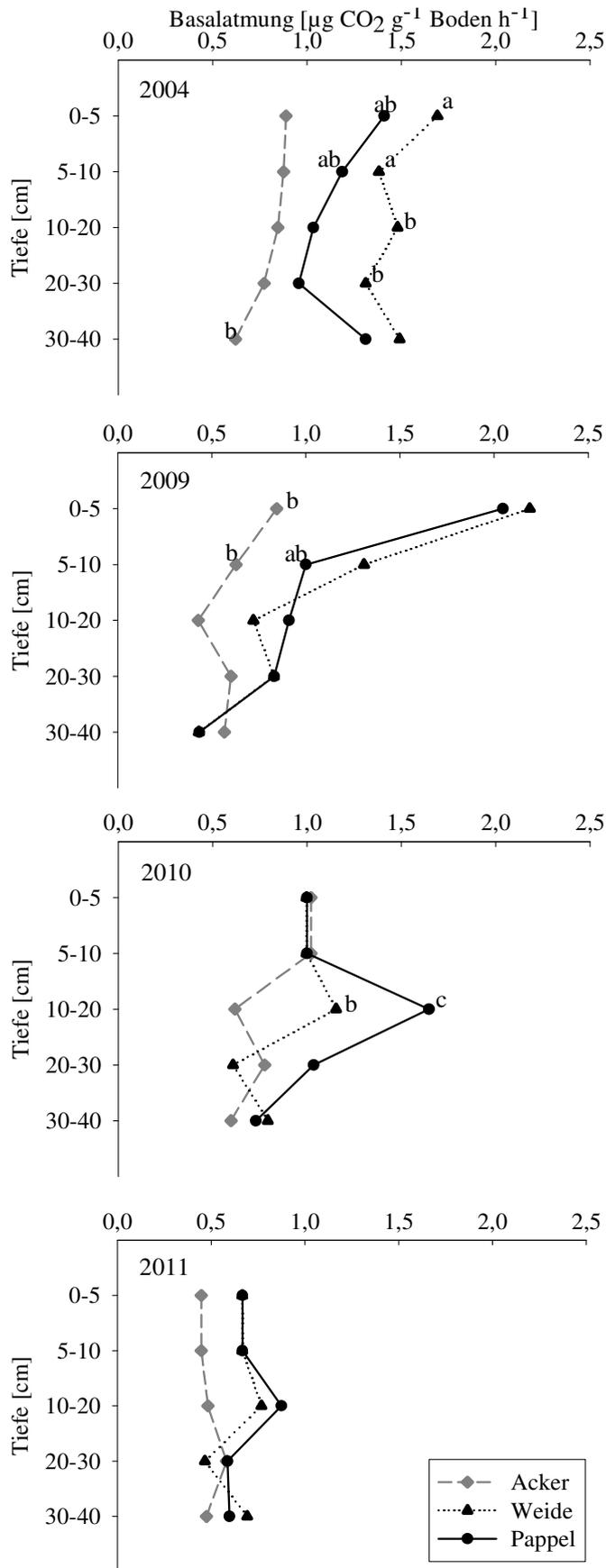


Abb. 26: Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Der Umbruch der KUP (2010) führt unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2009) zu einer signifikanten Verringerung der Basalatmung in 0-5 cm Bodentiefe (Abb. 26). In der Mittelkrume kann ein Anstieg der biologischen Aktivität unter beiden ehemaligen Gehölzvarianten (2009) beobachtet werden. Ein Jahr nach der Rückwandlung der KUP in Ackerland (2011) ist die Basalatmung in allen untersuchten Proben-tiefen im Vergleich zum Jahr 2010 unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten verringert und nähert sich der Ackernutzung (2011) an (Abb. 26). Unmittelbar (2010) und ein Jahr nach dem Umbruch (2011) folgt die Basalrespiration der vertikalen Verteilung an C_{mik} im Boden. In beiden Jahren bestätigt die Korrelationsanalyse einen positiven Zusammenhang zwischen beiden Parametern ($r_{2010}=0,66^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,68^*$, $n=60$, $*p<0,05$). Dagegen können im Jahr 2011 keine Zusammenhänge zwischen der Basalatmung und dem C_{org} ($r_{2011}=0,15$, $n=60$) nachgewiesen werden (Tab. A21).

Dornburg

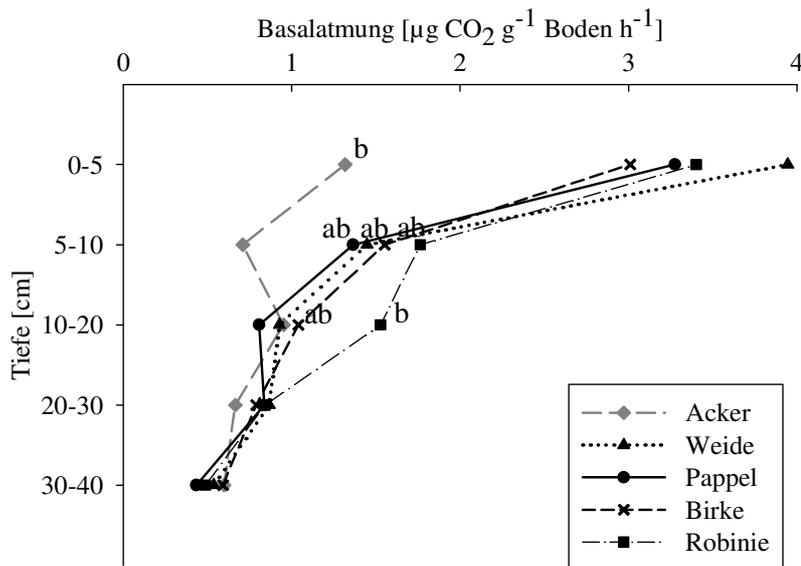


Abb. 27: Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

Im oberflächennahen Bereich der Krume treten 16 Jahre nach der Aufforstung signifikante Unterschiede in der Basalatmung zwischen der Ackernutzung und den Gehölzen auf (Abb. 27). In analoger Weise zur quantitativen Entwicklung der organischen Bodensubstanz werden die Gehalte an mikrobieller Biomasse und mikrobieller Respiration in der Oberkrume durch den Anbau der Energiehölzer gefördert. Die Messung der Basal-

atmung zeigt im Vergleich zur Referenz für Weide, Pappel und Birke einen signifikanten Anstieg bis 10 cm Bodentiefe, für Robinie eine Zunahme bis 20 cm Tiefe. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen streng positiven Zusammenhang der Basalatmung zum mikrobiellen Biomasse-C ($r=0,94^*$, $n=75$, $*p<0,05$) und zum organischen Kohlenstoff ($r=0,81^*$, $n=75$, $*p<0,05$) (Tab. A22). Mit zunehmender Bodentiefe nähern sich die Gehalte unter den Gehölzen der Ackernutzung an und zeigen einen deutlich ausgeprägten Tiefengradienten.

4.3.2 Mikrobielle Biomasse

Bad Lauchstädt

KUP

Nach vier Versuchsjahren (2004) treten unter der Korbweide im Vergleich zur Referenzfläche Acker signifikante Veränderungen im mikrobiellen Kohlenstoff auf (Abb. 28). Die Weide ist dabei durch eine fast doppelt so hohe Menge an mikrobiellen Kohlenstoff in 0-10 cm Bodentiefe gekennzeichnet. Bei der Pappel ist die mikrobielle Biomasse in gleicher Tiefe nach der relativ kurzen Versuchsdauer noch unverändert. Mit zunehmender Bodentiefe ist für den mikrobiellen Kohlenstoff bei den Gehölzen ein ausgeprägter Gradient nachweisbar (SCHMITT et al. 2010). Die deutliche Differenzierung in der mikrobiellen Biomasse zwischen 0-10 cm und 10-40 cm bleibt für beide Gehölze auch neun Jahre nach der Etablierung der Kurzumtriebsplantage (2009) bestehen. In 0-5 cm Bodentiefe ist der mikrobielle Kohlenstoff-Gehalt unter Weide und Pappel signifikant erhöht und nimmt mit der Tiefe kontinuierlich ab (Abb. 28). Die vertikale Verteilung der mikrobiellen Biomasse folgt damit der Verteilung des organischen Kohlenstoffs. So belegen die Untersuchungsergebnisse einen positiven Zusammenhang zwischen dem organischen Kohlenstoff- und mikrobiellen Kohlenstoff-Gehalt für das Jahr 2004 ($r_{2004}=0,66^*$, $n=45$, $*p<0,05$) und einen streng positiven Zusammenhang beider Parameter im Jahr 2009 ($r_{2009}=0,89^*$, $n=45$, $*p<0,05$) (SCHMITT et al. 2010, Tab. A20).

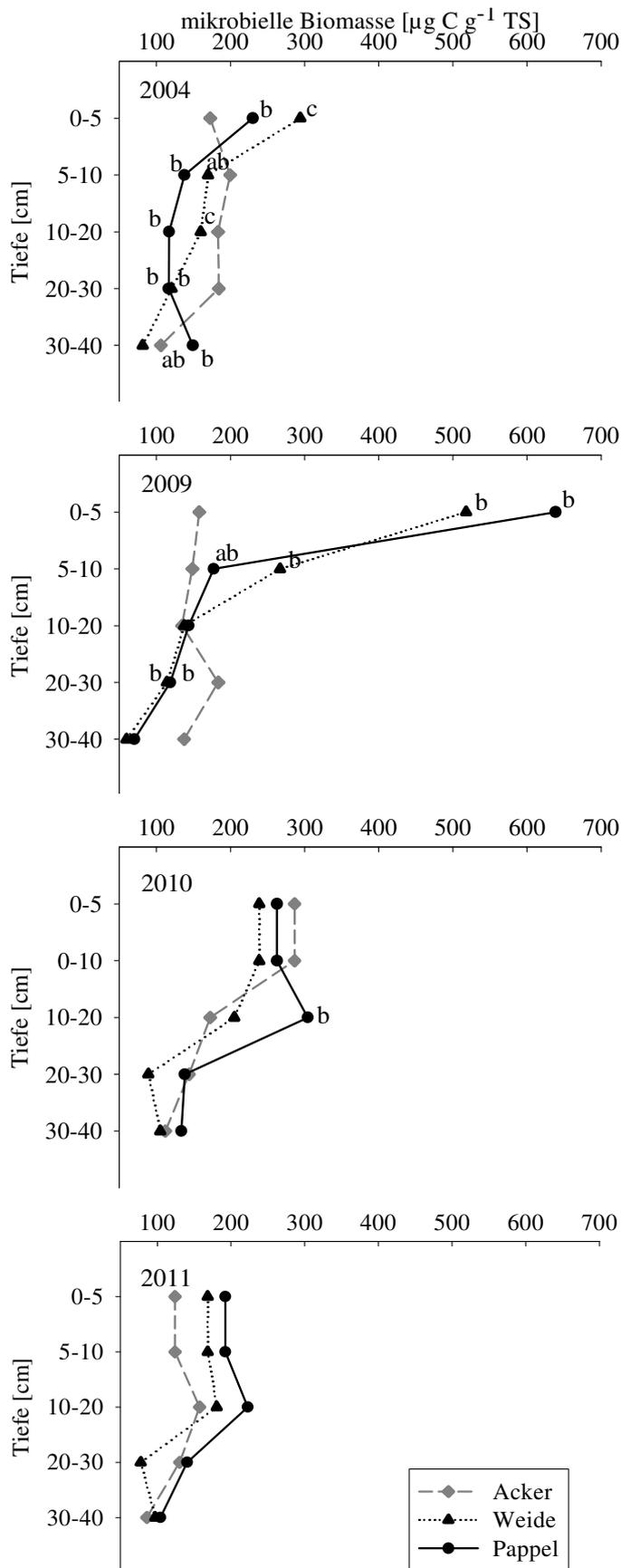


Abb. 28: Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Direkt nach dem Umbruch (2010) treten unter den ehemaligen Gehölzvarianten gegenüber der Variante KUP (2009) signifikante Veränderungen im C_{mik} -Gehalt auf (Abb. 28). Unter der ehemaligen Weide- und Pappelnutzung (2009) nimmt dabei der Gehalt an mikrobieller Biomasse in 0-5 cm Bodentiefe und in 0-10 cm Bodentiefe um ~39 % bzw. ~36 % ab. In den Tiefenstufen 10-20 cm und 30-40 cm kann ein Anstieg der biologischen Aktivität unter beiden ehemaligen Gehölzen im Vergleich zur Variante KUP (2009) beobachtet werden. Ein Jahr nach der Rückwandlung der Energieholzplantage in Ackerland (2011) nimmt der C_{mik} -Gehalt in allen untersuchten Probentiefen unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten ab und nähert sich der Ackernutzung an (Abb. 28). Der Gehalt an mikrobieller Biomasse im Boden nach dem Umbruch der ehemaligen Gehölzvarianten folgt damit in beiden Jahren der vertikalen Verteilung an organischer Substanz im Boden. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und dem organischen Kohlenstoff in den Jahren 2010 ($r_{2010}=0,69^*$, $n=60$, $*p<0,05$) und 2011 $r_{2011}=0,66^*$, $n=60$, $*p<0,05$) (Tab. A21).

Dornburg

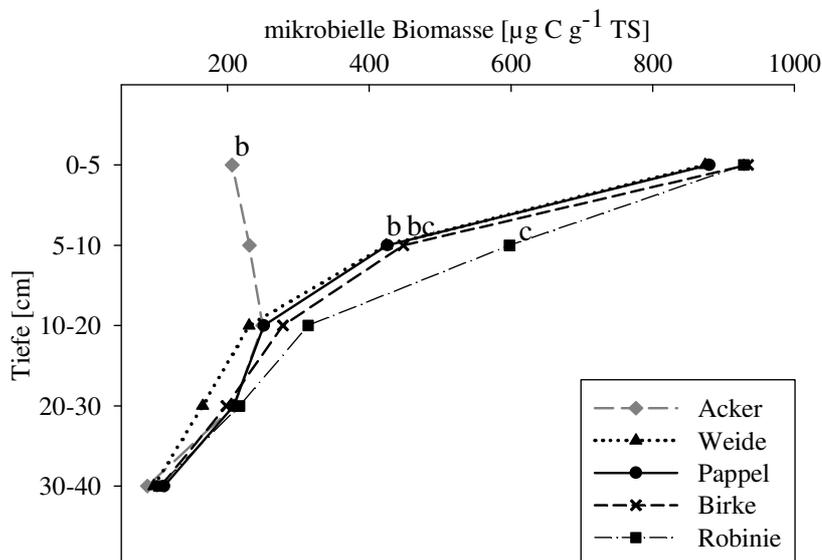


Abb. 29: Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g C g}^{-1} \text{TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

Statistisch gesicherte Unterschiede liegen für die mikrobielle Biomasse zwischen der Ackernutzung und den Baumarten Weide, Pappel, Birke und Robinie vor (Abb. 29). Die Energiehölzer sind im Vergleich zur Referenz durch eine vierfach höhere Menge an C_{mik} in 0-5 cm Bodentiefe gekennzeichnet. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt die

mikrobielle Biomasse unter den Gehölzen ab, so dass sich ein deutlicher Tiefengradient herausbildet, während unter der Ackernutzung eine weitgehend homogene Verteilung der mikrobiellen Biomasse im Boden vorliegt. Die Untersuchungsergebnisse belegen weiterhin eine positive Korrelation zwischen dem C_{org} -Gehalt und der mikrobiellen Biomasse ($r=0,89^*$, $n=75$, $*p<0,05$) (Tab. A22).

4.3.3 Ökophysiologische Parameter

4.3.3.1 $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis

Bad Lauchstädt

KUP

Statistisch gesicherte Unterschiede zwischen der Ackernutzung und den Baumarten Weide und Pappel liegen für das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis vier Jahre nach der Aufforstung (2004) vor (Abb. 30). Dabei tritt unter den Gehölzen in 0-5 cm Bodentiefe im Vergleich zur Ackernutzung ein höherer Anteil des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs am organisch gebundenen C auf. Bis in 30 cm Bodentiefe verringert sich der Quotient C_{mik} zu C_{org} unter den Bäumen. Unter Weide und Pappel ist aber keine eindeutige Differenzierung zwischen Ober- und Unterboden zu erkennen, da das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis in 30-40 cm Bodentiefe wieder ansteigt (SCHMITT 2007). Die vertikale Differenzierung im $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis ist neun Jahre nach der Etablierung (2009) deutlicher zu erkennen (Abb. 30). Zudem hat die lange Standdauer der Bäume in 0-5 cm Bodentiefe zu einer signifikanten Erhöhung des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses für Weide und Pappel im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 geführt. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen positiven Zusammenhang des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses zum organischen Kohlenstoff ($r_{2009}=0,83^*$, $n=45$, $*p<0,05$) und zur mikrobiellen Biomasse ($r_{2009}=0,98^*$, $n=45$, $*p<0,05$) (Tab. A20).

Umbruch

Unmittelbar nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis im oberflächennahen Bodenbereich (0-5 cm) unter der ehemaligen Pappelvariante (2009) signifikant ab (Abb. 30). Im weiteren Tiefenverlauf bleibt der Anteil des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs am organisch gebundenen C unter den einstigen Gehölzvarianten (2009) mit Ausnahme in 10-20 cm Bodentiefe unter Pappel unverändert. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) ist das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis mit der Variante Umbruch (2010) vergleichbar (Abb. 30).

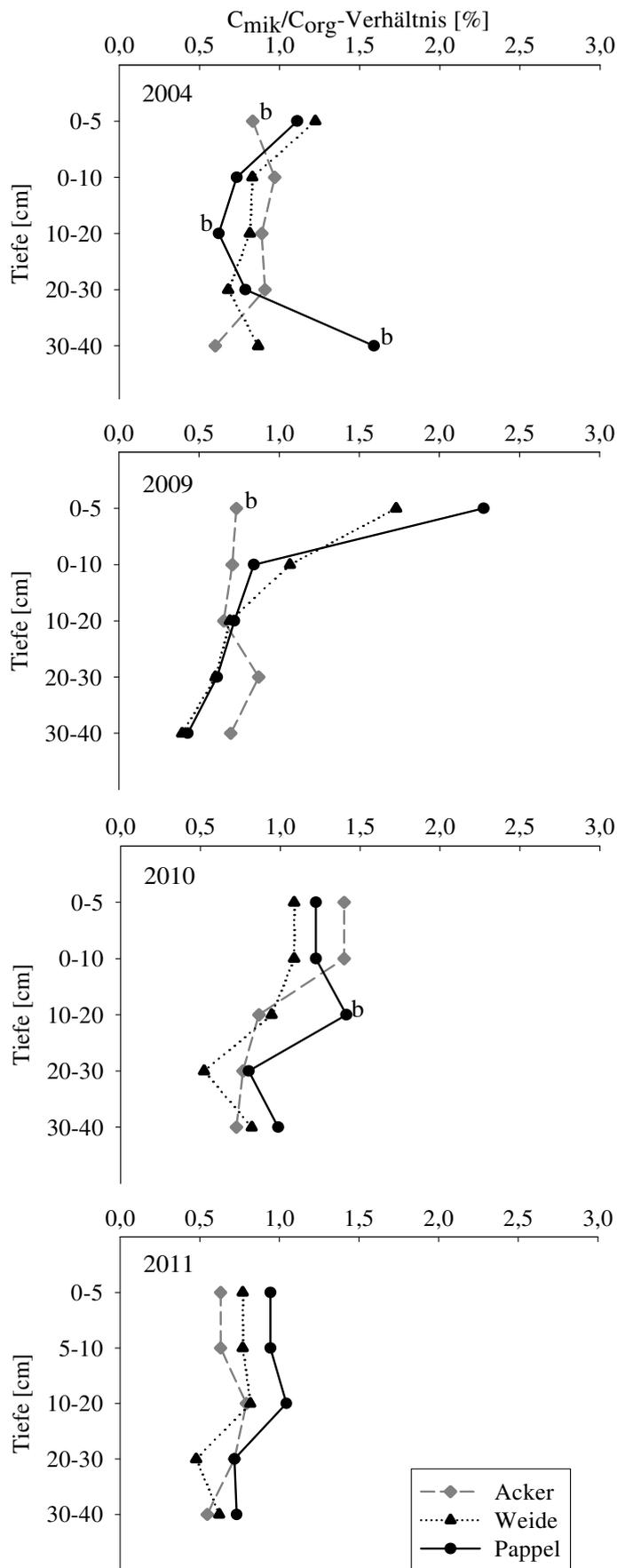


Abb. 30: C_{mik}/C_{org} -Verhältnis [%] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Dornburg

In der Abbildung 31 sind die Standortmittelwerte der errechneten $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisse für das Jahr 2009 dargestellt. Nach 16 Versuchsjahren treten in der Oberkrume unter Weide und Pappel im Vergleich zur Referenzfläche Acker signifikante Veränderungen in der mikrobiellen Verfügbarkeit der organischen Substanz auf. In 0-5 cm Bodentiefe ist das Verhältnis aus C_{mic} zu C_{org} für beide Gehölze signifikant erhöht. Dagegen können 16 Jahre nach Versuchsbeginn unter Birke und Robinie keine signifikanten Unterschiede im $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis in gleicher Bodentiefe nachgewiesen werden. Im weiteren Tiefenverlauf nimmt das Verhältnis von C_{mic} zu C_{org} unter allen Gehölzen kontinuierlich ab und nähert sich der Ackernutzung an.

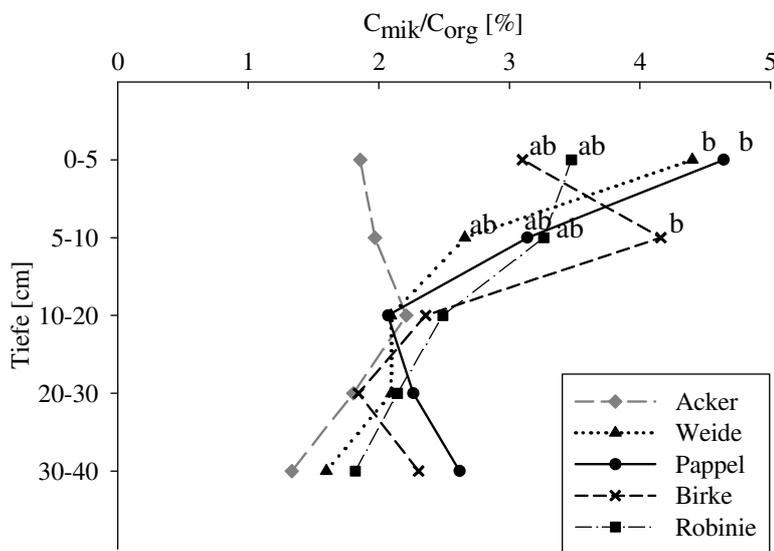


Abb. 31: $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis [%] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.3.3.2 Metabolischer Quotient

Bad Lauchstädt

KUP

In 0-5 cm Tiefe treten 4 Jahre nach Versuchsbeginn (2004) keine signifikanten Unterschiede im $q\text{CO}_2$ zwischen der Referenz und den Energiehölzern auf (Abb. 32). Dagegen ergibt die Untersuchung des $q\text{CO}_2$, dass in 5 bis 40 cm Bodentiefe unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung signifikant höhere $q\text{CO}_2$ nachweisbar sind. Mit zunehmender Standdauer der Bäume (2009) nimmt der $q\text{CO}_2$ unter Pappel in 0-10 cm Bodentiefe im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 signifikant ab (Abb. 32). Von der Mittelkrume bis zur Krumbasis sind die $q\text{CO}_2$ unter Pappel in jeder untersuchten Bodentiefe mit den Werten des Jahres 2004 vergleichbar. Dagegen ist der $q\text{CO}_2$ unter Weide bis in der Unterkrume im Vergleich zum Versuchsjahr 2004 signifikant verringert.

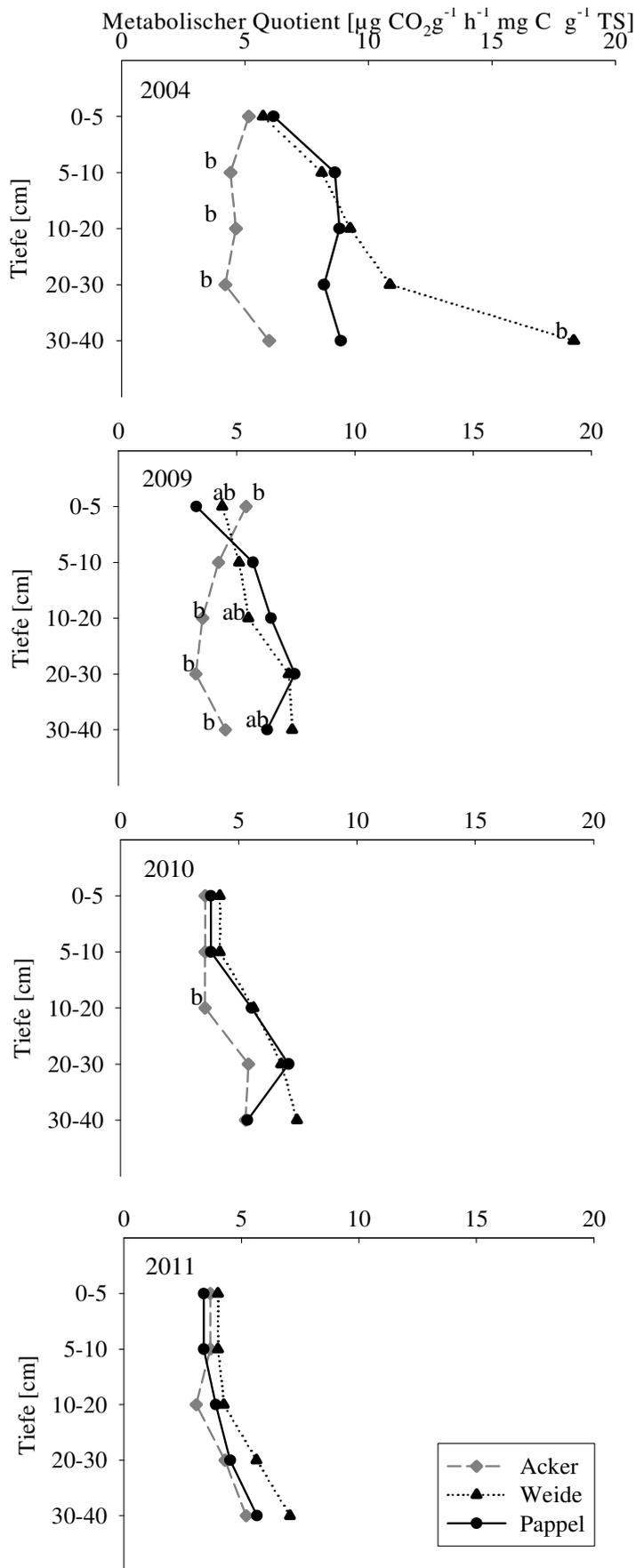


Abb. 32: Metabolischer Quotient [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mg C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage in Ackerland (2010) hat keinen signifikanten Einfluss auf die Metabolischen Quotienten unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten (2009), mit Ausnahme unter Pappel in 5-10 cm Bodentiefe (Abb. 32). Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) näherten sich die Metabolischen Quotienten unter den einstigen Gehölzflächen im gesamten untersuchten Tiefenbereich der Referenz an (Abb. 32).

Dornburg

Die Oberkrume der Ackernutzung und der Gehölze unterscheiden sich 16 Jahre nach Versuchsbeginn in ihren Metabolischen Quotienten signifikant voneinander (Abb. 33). Dabei nimmt das Verhältnis von mikrobieller Respiration zur Biomasse bis in 5 cm Bodentiefe unter Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Referenz ab. Mit zunehmender Bodentiefe können insbesondere bei Pappel und Birke q_{CO_2} ähnlich der Referenz beobachtet werden. Dagegen weisen Weide und Robinie in 10-20 cm bzw. 20-30 cm Bodentiefe gegenüber der Ackervariante signifikant höhere q_{CO_2} auf.

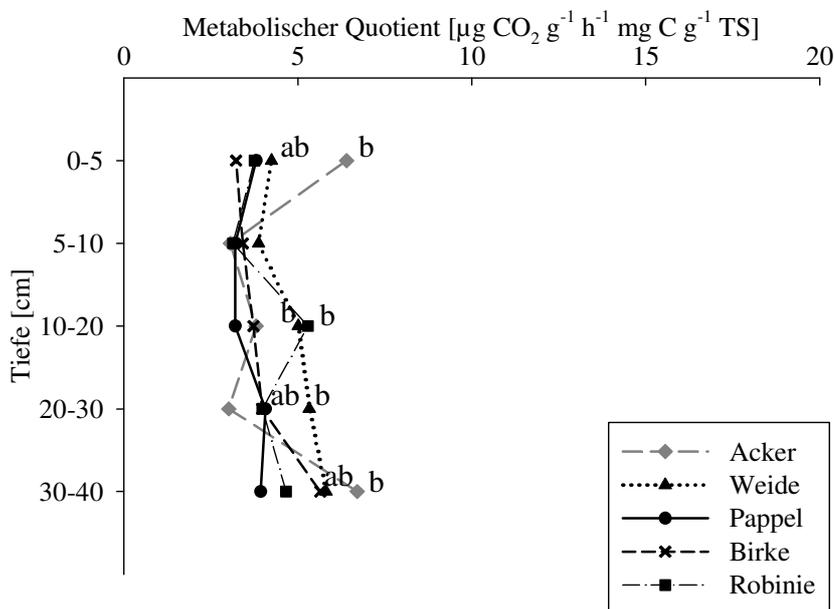


Abb. 33: Metabolischer Quotient [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ mg C g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.3.4 Enzymaktivitäten

Bad Lauchstädt

KUP

Während zwischen der Ackernutzung und den schnellwachsenden Baumarten Weide und Pappel für die β -Glucosidase vier Jahre nach der Aufforstung (2004) signifikante Veränderungen in 0-5 cm Bodentiefe vorliegen, können für die Arginin-Ammonifikation noch keine statistisch gesicherten Unterschiede nachgewiesen werden (Abb. 34 und Abb. 35). Jedoch sind Tendenzen zu einer höheren Enzymaktivität unter den Gehölzen insbesondere im oberflächennahen Bereich der Krume erkennbar. In analoger Weise zum organischen Kohlenstoff und zur mikrobiellen Biomasse bildet sich bei beiden Bodenenzymen ein deutlich ausgeprägter Tiefengradient heraus (SCHMITT et al. 2010). Nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) ergeben die Enzymmessungen in 0-5 cm Bodentiefe für Pappel signifikant erhöhte Glucosidase-Gehalte im Vergleich zum Jahr 2004 (Abb. 34). Dagegen ist die β -Glucosidaseaktivität unter Weide in gleicher Tiefe nur geringfügig gestiegen (Abb. 34). Beide Baumarten unterscheiden sich dabei aber nicht signifikant voneinander. Für die Arginin-Ammonifikation können unter beiden Gehölzen im Jahr 2009 im Vergleich zum Jahr 2004 keine signifikanten Unterschiede in 0-5 cm Bodentiefe festgestellt werden (Abb. 35). Mit zunehmender Bodentiefe nimmt die Aktivität beider Enzyme unter Weide und Pappel kontinuierlich ab und folgt dabei der vertikalen Verteilung des organischen Kohlenstoffs sowie der mikrobiellen Biomasse. In den Versuchsjahren 2004 und 2009 bestehen enge positive Zusammenhänge zwischen der β -Glucosidase und Arginin-Ammonifikation zum organischen Kohlenstoff (Glu: $r_{2004}=0,74^*$, $n=45$, $*p<0,05$; $r_{2009}=0,84^*$, $n=45$, $*p<0,05$; Arg: $r_{2004}=0,61^*$, $n=45$, $*p<0,05$; $r_{2009}=0,70^*$, $n=45$, $*p<0,05$) und zur mikrobiellen Biomasse (Glu: $r_{2004}=0,88^*$, $n=45$, $*p<0,05$; $r_{2009}=0,96^*$, $n=45$, $*p<0,05$; Arg: $r_{2004}=0,83^*$, $n=45$, $*p<0,05$; $r_{2009}=0,79^*$, $n=45$, $*p<0,05$) im Boden sowie ein wechselseitiger positiver Zusammenhang der Enzyme untereinander ($r_{2004}=0,87^*$, $n=45$, $*p<0,05$; $r_{2009}=0,81^*$, $n=45$, $*p<0,05$) (Tab. A20).

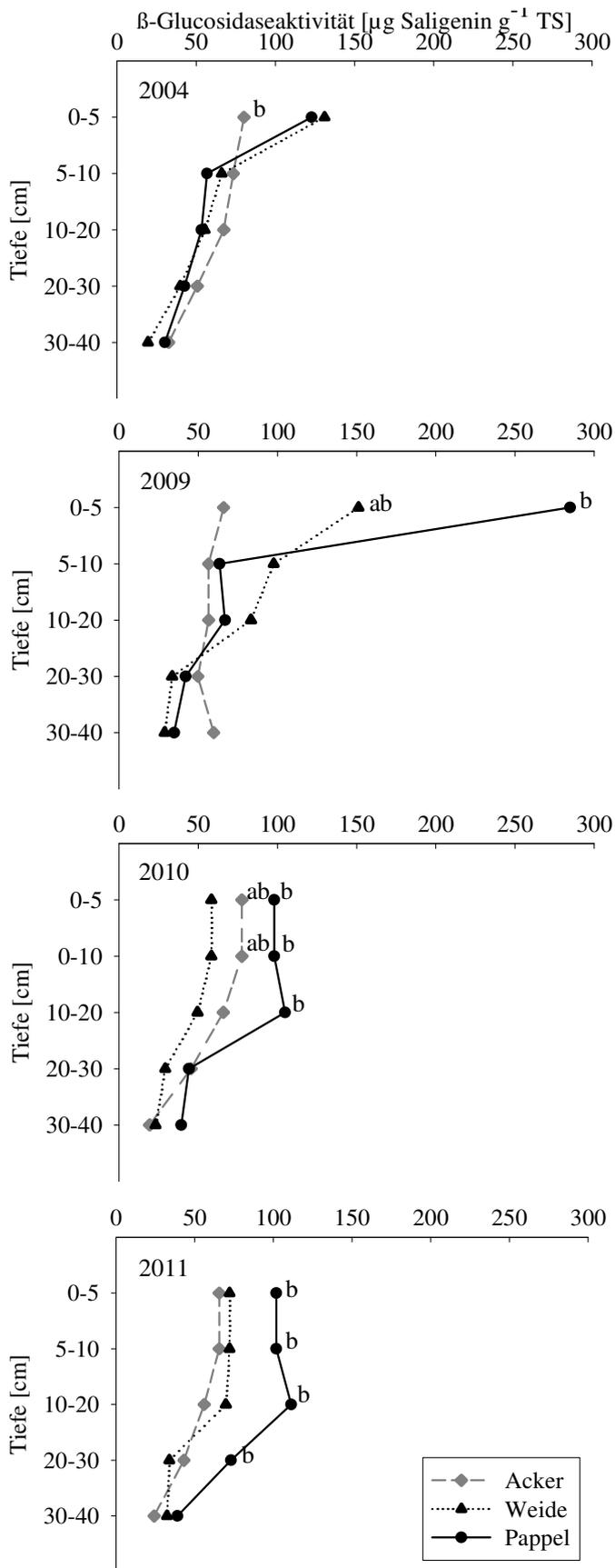


Abb. 34: β -Glucosidaseaktivität [$\mu\text{g Saligenin g}^{-1} \text{TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

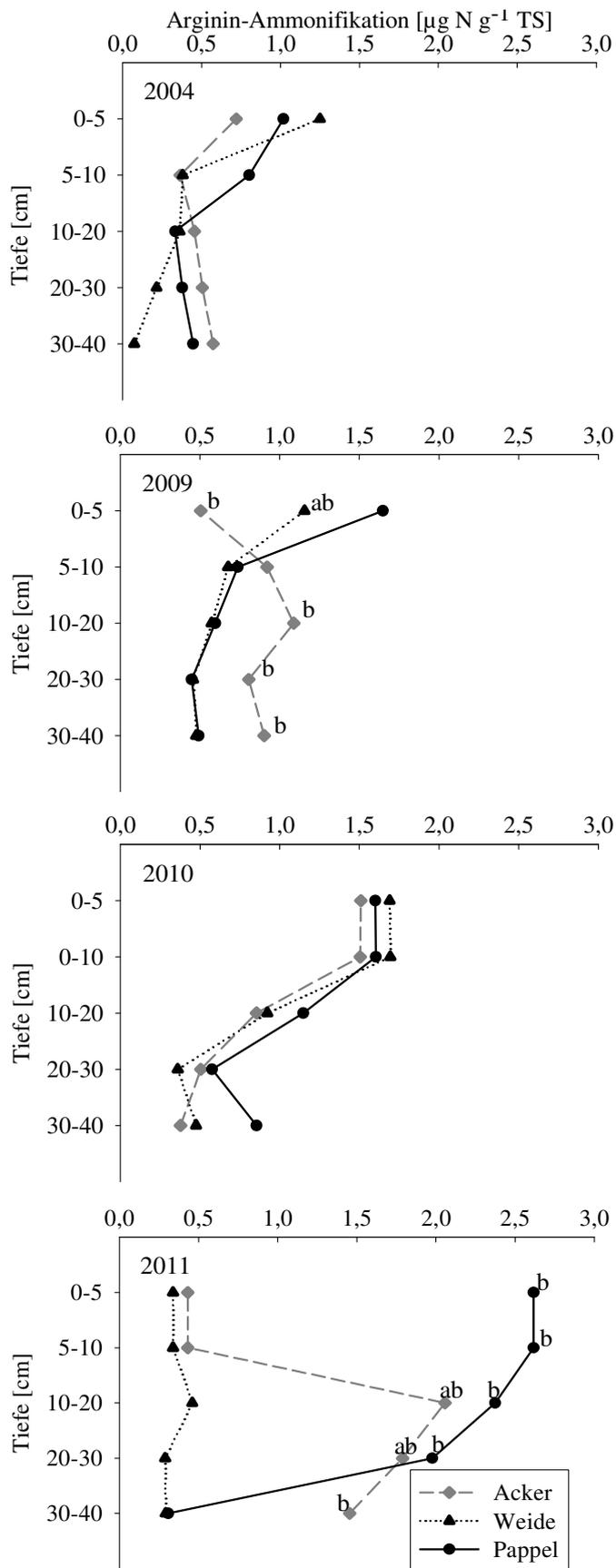


Abb. 35: Arginin-Ammonifikation [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{TS}$] unter KUP am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 sowie nach der Rückwandlung der Fläche in den Jahren 2010 und 2011 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe und eines Jahres)

Umbruch

Unmittelbar nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) nimmt der β -Glucosidase- und Arginin-Ammonifikationsgehalt in 0-10 cm Bodentiefe unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2009) signifikant ab (Abb. 34 und Abb. 35). In 10-20 cm Bodentiefe der einstigen Gehölzflächen (2010) treten im Vergleich zur Variante Kurzumtriebsplantage (2009) signifikant höhere Arginin-Ammonifikations-Gehalte auf. Unmittelbar nach dem Umbruch (2010) sind beide Enzymaktivitäten unter Weide und Pappel in 20-30 cm und 30-40 cm Bodentiefe mit der Variante KUP (2009) vergleichbar. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) können mit Ausnahme der ehemaligen Pappelvariante (2010) in 20-30 cm Bodentiefe keine Veränderungen im Bezug auf die β -Glucosidaseaktivität im Boden nachgewiesen werden (Abb. 34). Dagegen nehmen in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-20 cm die Arginin-Gehalte unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel (2010) signifikant zu (Abb. 35). Die β -Glucosidase und die Arginin-Ammonifikation korrelieren direkt und ein Jahr nach dem Umbruch positiv mit dem organischen Kohlenstoff (Glu: $r_{2010}=0,66^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,70^*$, $n=60$, $*p<0,05$; Arg: $r_{2010}=0,50^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,17$, $n=60$) und der mikrobiellen Biomasse (Glu: $r_{2010}=0,86^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,87^*$, $n=60$, $*p<0,05$; Arg: $r_{2010}=0,66^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,52^*$, $n=60$, $*p<0,05$) (Tab. A21). Im Vergleich zu den Jahren 2004 und 2009 sind die Koeffizienten unmittelbar und ein Jahr nach dem Umbruch aber weniger eng korreliert (Tab. A20). Es besteht zudem ein wechselseitiger positiver Zusammenhang der Enzyme untereinander ($r_{2010}=0,54^*$, $n=60$, $*p<0,05$; $r_{2011}=0,48^*$, $n=60$, $*p<0,05$) (Tab. A21).

Dornburg

Statistisch gesicherte Unterschiede zwischen der Ackernutzung und den schnellwachsenden Baumarten Weide, Pappel, Birke und Robinie liegen für die Enzymaktivität 16 Jahre nach der Aufforstung vor (Abb. 36 und Abb. 37). Dabei weist die Oberkrume der Gehölze im Vergleich zur Referenz signifikant höhere β -Glucosidase- und Arginidgehalte auf. Mit zunehmender Bodentiefe verringert sich die Enzymaktivität unter den Bäumen, so dass bei den Feldgehölzen eine deutliche Differenzierung zwischen Ober- und Unterboden 16 Jahre nach der Etablierung zu erkennen ist. Die Enzymgehalte unter den Feldgehölzen nähern sich dabei der Ackernutzung an. Die Korrelationsanalyse zeigt, dass der Gehalt an β -Glucosidase und Arginin stark an den organischen (Glu: $r=0,80^*$, $n=75$, $*p<0,05$; Arg: $r=0,78^*$, $n=75$, $*p<0,05$) und mikrobiellen Kohlenstoff (Glu: $r=0,87^*$, $n=75$, $*p<0,05$; Arg: $r=0,89^*$, $n=75$, $*p<0,05$) im Boden gebunden

ist. Mit zunehmenden Gehalten an mikrobiell und organisch gebundenen Kohlenstoff nimmt die Enzymaktivität unter den Bäumen systematisch zu (Tab. A23). Es besteht zudem ein wechselseitiger positiver Zusammenhang der Enzyme untereinander ($r=0,88^*$, $n=75$, $*p<0,05$) (Tab. A22).

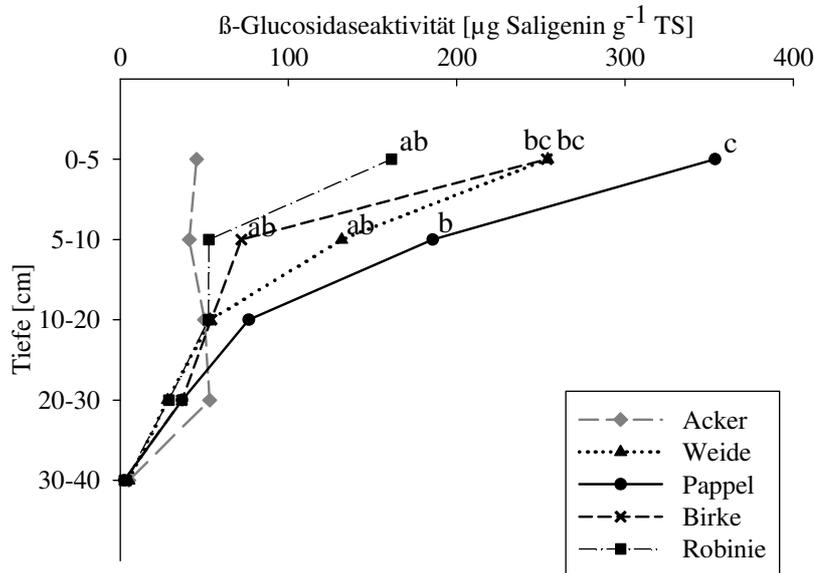


Abb. 36: β -Glucosidaseaktivität [$\mu\text{g Saligenin g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

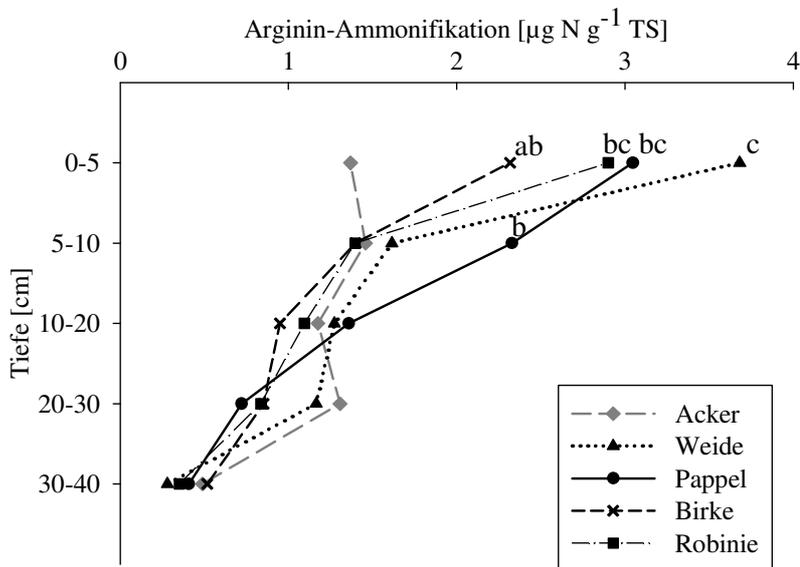


Abb. 37: Arginin-Ammonifikation [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ TS}$] unter KUP am Standort Dornburg 16 Jahre nach der Aufforstung (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p<0,05$) zwischen den Varianten innerhalb einer Tiefenstufe)

4.4 Lumbriciden

4.4.1 Bad Lauchstädt (KUP und Umbruch)

4.4.1.1 Artenspektrum und ökologische Gruppen (Lebensformen)

Im Energiepark der Versuchsstation Bad Lauchstädt treten in den Versuchsjahren 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch, SCHÄFER 2013) insgesamt neun für Mitteleuropa typische Lumbricidenarten auf, deren Biologie und Ökologie im Anhang beschrieben ist (Tab. A29). Jede Variante besitzt dabei eine spezifische Regenwurmfauna (Abb. 38). In das Artenspektrum gehen für die Bewertung nur die adulten Arten ein. Die juvenilen Regenwürmer bleiben unberücksichtigt. Das Artenspektrum setzt sich im Jahr 2004 (KUP) unter dem Ackerstandort aus zwei Lumbricidenarten zusammen (Abb. 38, Tab. A30). Unter Weide und Pappel treten im gleichen Jahr fünf Regenwurmartarten auf (SCHMITT et al. 2010). Während sich das Artenspektrum im Frühjahr 2009 (KUP) unter der Pappel auf sechs Arten erhöht, sind unter der Weide nur noch 3 Arten vertreten. Die Rückwandlung der Fläche in Ackerland im Jahr 2010 (Umbruch) wirkt sich insbesondere bei der ehemaligen Pappelnutzung auf die Artenzahl der Lumbriciden aus. Hier konnte ein Rückgang auf drei Arten beobachtet werden (Abb. 38, Tab A30).

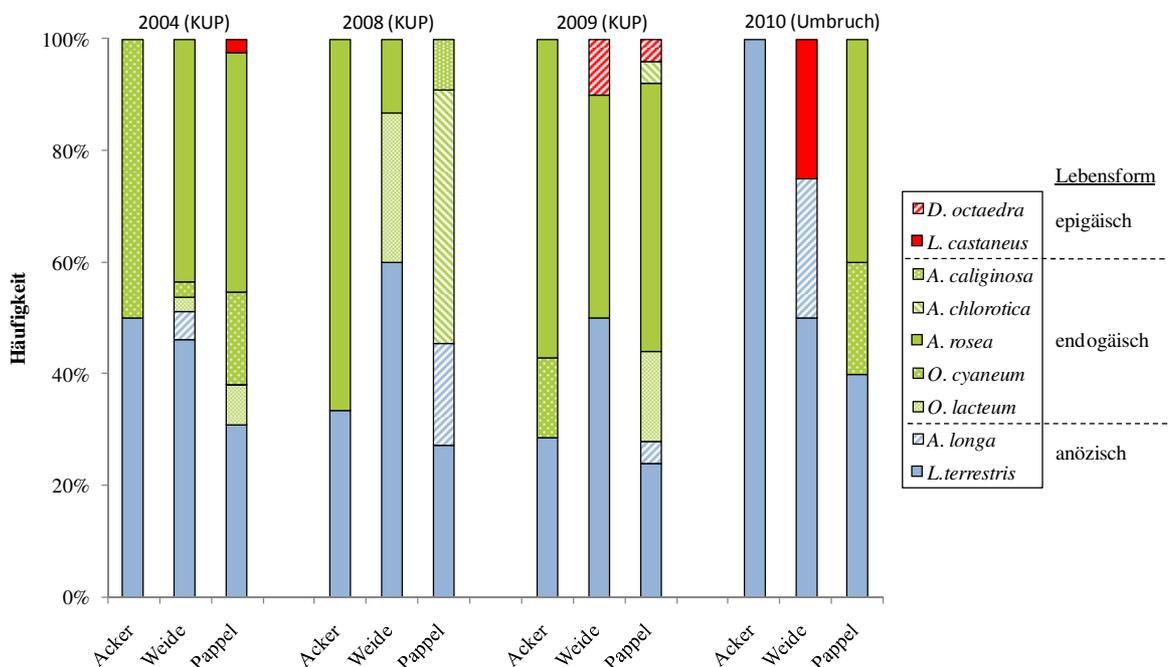


Abb. 38: Dominanzstruktur der Regenwürmer unter Acker, Weide und Pappel in den Jahren 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch) am Standort Bad Lauchstädt

Bei der Betrachtung zur Verbreitung der ökologischen Gruppen im Energiepark ist festzustellen, dass unter allen drei Varianten über die Jahre sowohl endogäische als auch anözische Lebensformen auftreten (Abb. 38). Die endogäischen Arten stellen mit fünf Arten die häufigste Lebensform in den Acker- und Gehölzstandorten dar. In den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch) sind zusätzlich epigäische Regenwürmer unter der Weide und Pappel vertreten (Abb. 38, Tab. A30).

Der Anbau von Energieholz im Kurzumtrieb sowie die Rückwandlung der Flächen in Ackerland veränderten das Artenspektrum und die Dominanzstruktur der Lumbriciden. Aus der Abbildung 38 geht die prozentuale Verteilung der Arten im Energiepark Bad Lauchstädt hervor. Unter allen Nutzungsarten tritt über den gesamten Versuchszeitraum die tiefgrabende Art *L. terrestris* auf. Die Mineralbodenform *A. rosea* fehlt lediglich in den Varianten Acker 2004 (KUP) und 2010 (Umbruch) sowie unter Pappel 2008 (KUP) und Weide 2010 (Umbruch). Beide Arten sind durch eine breite ökologische Valenz gekennzeichnet. Im Auflagehumus kann die epigäisch lebende Art *D. octaedra* bei der Pappel (2009, KUP) und der Weide (2009, KUP) nachgewiesen werden. Vereinzelt trat außerdem *A. chlorotica* unter Pappel in den Jahren 2008 (KUP) und 2009 (KUP) auf. *O. lacteum* als Vertreter der endogäischen Lebensform tritt unter Weide und Pappel im Jahr 2004 (KUP) mit einer Häufigkeit von 2,56 % bzw. 7,14 % auf. Im weiteren Versuchsverlauf kann *O. lacteum* mit einer Dominanz von 26,26 % bzw. 16,00 % nur noch unter Weide im Jahr 2008 (KUP) und Pappel im Jahr 2009 (KUP) nachgewiesen werden. Während *O. cyaneum* im Jahr 2004 (KUP) unter Acker, Weide und Pappel vertreten war, konnte diese Lumbricidenart nur noch mit einer prozentualen Häufigkeit von 14,29 % und 40,00 % unter der Ackernutzung im Jahr 2009 (KUP) bzw. unter Pappel im Jahr 2010 (Umbruch) nachgewiesen werden. *L. castaneus*, ein typischer Vertreter der Grünland- und Forststandorte tritt nur unter der Pappelnutzung im Jahr 2004 (KUP) und Weidenutzung im Jahr 2010 (Umbruch) auf (Abb. 38).

4.4.1.2 Abundanz und Biomasse

Die Abundanz der Regenwürmer eignet sich zur Beurteilung der Populationsdynamik (z. B. Reproduktionsrate). Die Biomasse der Regenwürmer spiegelt die agrarökologische Wirkung der Lumbriciden auf den Boden wider (SCHMITT et al. 2010). Für die Beurteilung der Abundanz und Biomasse werden sowohl die adulten als auch die juvenilen Regenwürmer berücksichtigt. Die Gesamtabundanz und -biomasse der einzelnen Lumbricidenarten ist für die Versuchsjahre 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch) in Tabelle 8 dargestellt. Detaillierte Werte befinden sich im Anhang (Tab. A30).

Tab. 8: Regenwurmabundanz und -biomasse unter KUP in den Jahren 2004, 2008 und 2009 sowie nach dem Umbruch im Jahr 2010 am Standort Bad Lauchstädt (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb eines Jahres (Kleinbuchstaben) und innerhalb einer Variante zwischen den Jahren (Großbuchstaben))

	Abundanz [Individuen m ⁻²]				Biomasse [g m ⁻²]			
	2004	2008	2009	2010	2004	2008	2009	2010
Acker adult	4	3	14	1	8,91	2,85	18,69	2,29
juvenil	22	27	50	7	7,11	6,03	19,11	1,46
Gesamt	26	30	64	8	16,02	8,88	37,80	3,75
	a A	a A	a B	a C	a A	a A	a B	a A
Weide adult	39	15	10	4	103,11	28,22	19,84	11,83
juvenil	121	52	61	7	23,31	10,12	14,61	8,01
Gesamt	160	67	71	11	126,42	38,34	37,45	19,93
	b A	b B	a B	a C	b A	b B	a B	a B
Pappel adult	42	11	25	5	73,22	11,67	30,95	7,32
juvenil	199	185	186	6	35,33	16,77	38,51	6,96
Gesamt	241	196	211 b	11	108,55	28,44	69,46	14,28
	c A	c A	A	a B	b A	b B	b C	a B

Bereits vier Jahre nach der Nutzungsumstellung (2004, KUP) treten signifikante Unterschiede zwischen der Referenz und den Gehölzen bezüglich ihrer Regenwurmabundanzen und -biomassen auf (Tab. 8). Die Pappelnutzung weist nach vier Versuchsjahren (2004) die höchste Individuendichte auf, gefolgt von Korbweide und Acker- nutzung (SCHMITT et al. 2010). Während unter Pappel auch im weiteren Versuchs- verlauf ähnlich hohe Individuendichten pro Flächeneinheit nachweisbar sind, nimmt die Regenwurmpopulation unter der Weide um mehr als die Hälfte ab (Tab. 8). Sowohl im Herbst 2008 (KUP) als auch im Frühjahr 2009 (KUP) liegen die Abundanzen für die Weidenutzung signifikant unter den Werten der Probenahme im Jahr 2004 (KUP). Um- gekehrt ist die Anzahl der Lumbriciden unter der Referenz nach neun Versuchsjahren im Vergleich zu 2004 (KUP) zweifach erhöht. Nach der Rückwandlung der Energie- holzplantage in Ackerland (2010) nimmt die Lumbricidenabundanz unter Weide, Pappel und Referenz im Vergleich zu den Jahren 2004 (KUP), 2008 (KUP) und 2009 (KUP) signifikant ab.

Der Anbau der Energiehölzer wirkt sich auch auf das Verhältnis der adulten und juvenilen Regenwürmer im Boden aus (Tab. 8). Unter Weide, Pappel und der Referenz- fläche stellen die juvenilen Regenwürmer den Hauptanteil an der Gesamtabundanz im gesamten Versuchszeitraum dar. So können vier Jahre nach Versuchsbeginn (2004, KUP) unter Weide und Pappel dreimal bzw. fünfmal mehr juvenile als adulte Lumbriciden gefunden werden (SCHMITT et al. 2010). Im weiteren Versuchsverlauf (2009, KUP) nehmen die adulten Tiere unter Weide deutlich ab und liegen mit 10 Indi- viduen pro m² unter den Werten (Individuenzahlen) der Juvenilen (61 Ind. m²). Bei

Pappel bleibt das Verhältnis Adult zu Juvenil auch nach neun Versuchsjahren (2009, KUP) bestehen. Der Umbruch des Energieholzversuches (2010) verringert die Anzahl der juvenilen und adulten Regenwürmer unter der ehemaligen Weide- und Pappelnutzung (Tab. 8).

Die Biomassen der Lumbriciden unter den Gehölzen verhalten sich vier Jahre nach der Nutzungsumstellung (2004, KUP) nicht synchron ihrer Abundanzwerte (Tab. 8). Eine hohe Biomasse konnte mit 126 g m^{-2} und 108 g m^{-2} unter der Weide bzw. Pappel ermittelt werden. „Besonders auffallend sind die hohen durchschnittlichen Individuengewichte von *L. terrestris* mit $5,11 \text{ g}$ ($n=18$ adulte Lumbriciden) unter der Korbweide. Dort konnte auch das größte Einzelwurmgewicht von $7,49 \text{ g}$ festgestellt werden.“ (SCHMITT et al. 2010). Die Biomasse der Regenwürmer unter Pappel ist trotz der hohen Individuenzahlen geringer und lässt sich mit dem hohen Anteil juveniler Lumbriciden begründen. Nach neun Versuchsjahren unter KUP (2009) verhalten sich die Biomassen der Lumbriciden im Energiepark ähnlich ihrer Abundanzwerte (Tab. 8). Der Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) führt unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel zu einer signifikanten Verringerung der Lumbricidenbiomasse. Dabei gilt folgende Reihenfolge: Weide ($19,93 \text{ g m}^{-2}$) > Pappel ($14,28 \text{ g m}^{-2}$) > Ackerland ($3,75 \text{ g m}^{-2}$) (Tab. 8).

4.4.1.3 Bewertung des Lumbricidenvorkommens unter KUP

Die ökologischen Standortparameter Bodenfeuchte (B), C_{org} -Gehalt (C) und pH-Wert (P) haben neben dem Anbausystem einen großen Einfluss auf das Vorkommen von Lumbriciden. Nach einer von TISCHER (2008) entwickelten Matrix können die drei ökologischen Parameter neben den Populationskennwerten zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens an einem Standort herangezogen werden (SCHMITT et al. 2010). Anhand des in Tabelle 9 dargestellten Bewertungsschemas erfolgt die Zuordnung der im Energiepark im Jahr 2009 (KUP) gefundenen Lumbriciden zu den ökologischen Standortparametern. Der Schwarzerde Standort Bad Lauchstädt ist grundsätzlich als Trockenstandort einzustufen (KÖRSCHENS und PFEFFERKORN 1998, Symbol B0). Die pH-Werte der untersuchten Varianten schwanken zwischen 5,2 und 5,8 (Symbol P1). Die C_{org} -Gehalte liegen im Energiepark in einem Bereich von 1,51 bis 2,99 % (Symbol C0, C1). Die Tabelle 9 zeigt die Standortansprüche der im Energiepark Bad Lauchstädt vorgefundenen Regenwürmer nach TISCHER (2008). Es fällt auf, dass *A. caliginosa*, *A. rosea*, *O. cyaneum*, *A. longa* und *L. terrestris* aufgrund ihrer Ansprüche am Standort zu erwarten waren. Die Arten *A. chlorotica*, *D. octaedra* und *O. lacteum* kommen auf der

Pappelvariante vor und profitieren, als Art der humusreicheren und feuchteren Standorten, von deren Anbau.

Tab. 9: Matrix zur Bewertung des Regenwurmorkommens an einem Standort anhand ökologischer Parameter (TISCHER 2008, SCHMITT et al. 2010)

Vorgefundene Art	Standortansprüche		
	Bodenfeuchte	pH-Wert	C _{org}
<i>Dendrobaena octaedra</i>	B1	P0	C1, C2
<i>Lumbricus castaneus</i>	B1, B2	P1	C1, C2
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea chlorotica</i>	B1, B2	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea rosea</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Octolasion cyaneum</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Octolasion lacteum</i>	B1, B2	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea longa</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Lumbricus terrestris</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2

Bodenfeuchte: B0 - trockener Standort, B1- mittlere Bodenfeuchte, B2 - hohe Bodenfeuchte
 pH-Wert: P0: < 3,5-4,5; P1: 4,6-6,5; P2: > 6,5
 C_{org}-Wert (%): C0: < 1,0-2,3; C1: 2,4-4,0; C2: > 4,0

4.4.1.4 Indizes

Die höchste Artendiversität kann für die Pappelvariante in den Jahren 2004 (KUP), 2008 (KUP) und 2009 (KUP) errechnet werden (Tab. 10).

Tab. 10: Diversitätsindizes zur Charakterisierung der Regenwurmpopulation unter Acker, Weide und Pappel am Standort Bad Lauchstädt in den Versuchsjahren 2004 (KUP), 2008 (KUP), 2009 (KUP) und 2010 (Umbruch)

Jahr	(Variante)	Acker		Weide		Pappel	
		H _s	E	H _s	E	H _s	E
2004	(KUP)	0,69	1,00	1,06	0,66	1,30	0,81
2008	(KUP)	0,64	0,92	0,93	0,84	1,24	0,90
2009	(KUP)	0,96	0,87	0,94	0,86	1,37	0,77
2010	(Umbruch)	0	0	1,04	0,95	1,05	0,96

H_s...Shannon-Weaver-Index E....Evenness

Die Diversitäten (Shannon-Weaver-Index) der Acker- und Weidenutzung liegen in allen Jahren unter den Werten der Pappelnutzung. Während im Jahr 2004 (KUP) Weide und Pappel noch durch eine hohe Diversität mit einer hohen Artenanzahl und gleichmäßiger Individuenverteilung gekennzeichnet sind, verschiebt sich das Artenspektrum 2009 (KUP) zu Gunsten der Pappelnutzung. Da mit dem Diversitäts-Index keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob eine Diversität aufgrund einer hohen Artenzahl mit unterschiedlicher Individuenzahl oder durch eine gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten zustanden gekommen ist, wird im Folgenden die Evenness als Maß für die Gleichförmigkeit der Zoozönose betrachtet (MÜHLENBERG 1976). Die Evenness ist bei der Ackernutzung im Jahr 2004 (KUP) am höchsten (E=1), da die

Lumbriciden gleichmäßig auf die vorkommenden Arten verteilt sind. Obwohl vier Jahre nach Versuchsbeginn (KUP 2004) bei der Pappel mehr Arten gefunden wurden, ist die Verteilung der Individuen auf die Arten im Acker gleichmäßiger (Abb. 38). Nach acht (KUP 2008) bzw. neun (KUP 2009) Versuchsjahren nimmt die Evenness unter Weide zu und unter Pappel ab (Tab. 10).

Nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage (2010) liegt der Shannon-Weaver-Index und die Evenness aufgrund der verringerten Artenvielfalt (Einzelfund: *Lumbricus terrestris*) unter der Ackerfläche bei Null. Beide Diversitäts-Indizes haben sich unter der ehemaligen Weidefläche nach dem Umbruch (2010) nicht wesentlich verändert, während unter der vormaligen Pappelnutzung der Shannon-Weaver-Index deutlich abnimmt.

4.4.2 Dornburg

4.4.2.1 Artenspektrum und ökologische Gruppen (Lebensformen)

In der Kurzumtriebsplantage und der Ackerfläche der Versuchsstation Dornburg treten 16 Jahre nach Versuchsbeginn insgesamt zehn für Mitteleuropa typische Lumbricidenarten auf (Abb. 39), deren Biologie und Ökologie im Anhang beschrieben ist (Tab. A29).

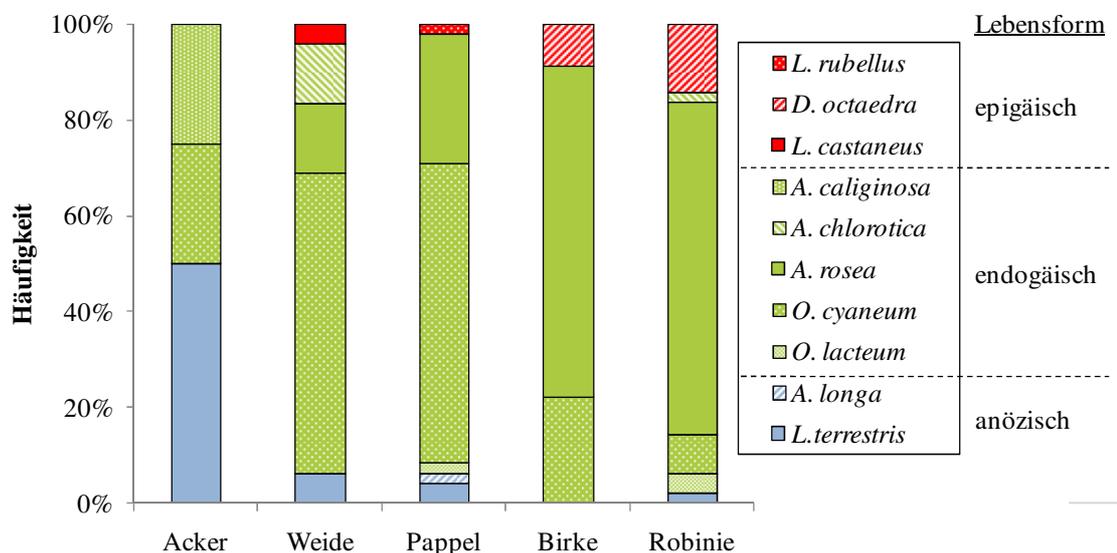


Abb. 39: Dominanzstruktur der Regenwürmer unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009

Jede Variante besitzt dabei eine eigene, spezifische zusammengesetzte Regenwurmfauna. Das Artenspektrum setzt sich in den Pappel- und Robinienparzellen aus sechs verschiedenen Lumbricidenarten zusammen. Es folgt die Korbweidenutzung mit fünf verschiedenen Arten. In der Acker- und Birkennutzung ist die Lumbricidenzönose mit

drei Arten vergleichsweise artenarm. Bei der Betrachtung der relativen Anteile der einzelnen Lebensformen an der Gesamtpopulation zeigt sich, dass im Acker vorwiegend endogäische und anözische Lumbriciden vorhanden sind (Abb. 39). Unter den Gehölzen treten 16 Jahre nach Versuchsbeginn zusätzlich noch epigäische Regenwürmer auf. Unter Birke fehlen anözische Arten auf der Versuchsfläche. Das Artenspektrum sowie die Verteilung der Individuenzahlen unter den Gehölzen werden in erster Linie von endogäischen Arten dominiert. So ist der Anteil der endogäischen Regenwürmer bei Weide, Pappel, Birke und Robinie mit bis zu vier Arten im Vergleich zum Acker (2 Arten) deutlich höher. In Anlehnung an das Klassifikationsschema nach EHRMANN und VOLLMER (2002) kann die Regenwurmgemeinschaft unter Weide, Pappel und Robinie mit drei Lebensformen als hoch und unter Birke und Ackernutzung mit zwei ökologischen Gruppen als mittel eingestuft werden.

4.4.2.2 Dominanzstruktur

Innerhalb der endogäischen Lebensform hat *O. cyaneum* die größte Bedeutung, da er unter allen Varianten zu finden ist (Abb. 39). *L. terrestris* kommt als anözische Lebensform unter allen Standorten mit Ausnahme unter der Birke vor. Die endogäische Art *A. rosea* fehlt nur in den Proben des Ackerstandortes. *A. chlorotica*, ein Vertreter der Forststandorte mit endogäischer Lebensweise, tritt nur unter der Weide- und Robinienutzung auf. Somit ergeben sich nach 16 Jahren unter KUP unterschiedliche Abundanzanteile der einzelnen Regenwurmartarten unter Acker und den Gehölzen (Abb. 39, Tab. A31).

4.4.2.3 Abundanz und Biomasse

Am Standort Dornburg zeigen sich eindeutige Unterschiede beim Vergleich der Regenwurmabundanzen und -biomassen für Acker und die Gehölze (Abb. 40, Tab. A31). Es ist ersichtlich, dass die Pappelnutzung mit 201 Individuen pro m² die höchste Besiedlungsdichte aufweist, gefolgt von Weide (160 Ind. m⁻²), Birke (135 Ind. m⁻²) und Robinie (124 Ind. m⁻²). Die Ackernutzung zeigt mit 41 Ind. m⁻² die geringste Regenwurmabundanz (Abb. 40, Tab. A31). Die Biomassen der Lumbriciden unter den Gehölzen verhalten sich jedoch nicht synchron ihrer Abundanzwerte. Die höchste Biomasse konnte mit 85,69 g m⁻² unter der Baumart Weide ermittelt werden. Ebenfalls hohe Werte lassen sich bei Pappelnutzung feststellen (75,93 g m⁻²). Auf allen Varianten finden sich mehr juvenile als adulte Tiere (Abb. 40, Tab. A31). Da juvenile anözische und epigäische Regenwürmer zum Teil nicht voneinander unterschieden werden können, werden sie der Gruppe der *L.*- (*Lumbricus*) juvenilen zugeordnet.

Aporrectodea- und *Octolasion*- Juvenile gehören der endogäischen Lebensweise an. Für die Ackervariante ist der Anteil juveniler Regenwürmer 9mal höher als der Anteil der adulten Tiere. Weide und Pappel zeigen 3mal mehr juvenile als adulte Lumbriciden. Unter Birke und Robinie konnten doppelt so viele juvenile wie adulte Regenwürmer ermittelt werden (Abb. 40, Tab. A31).

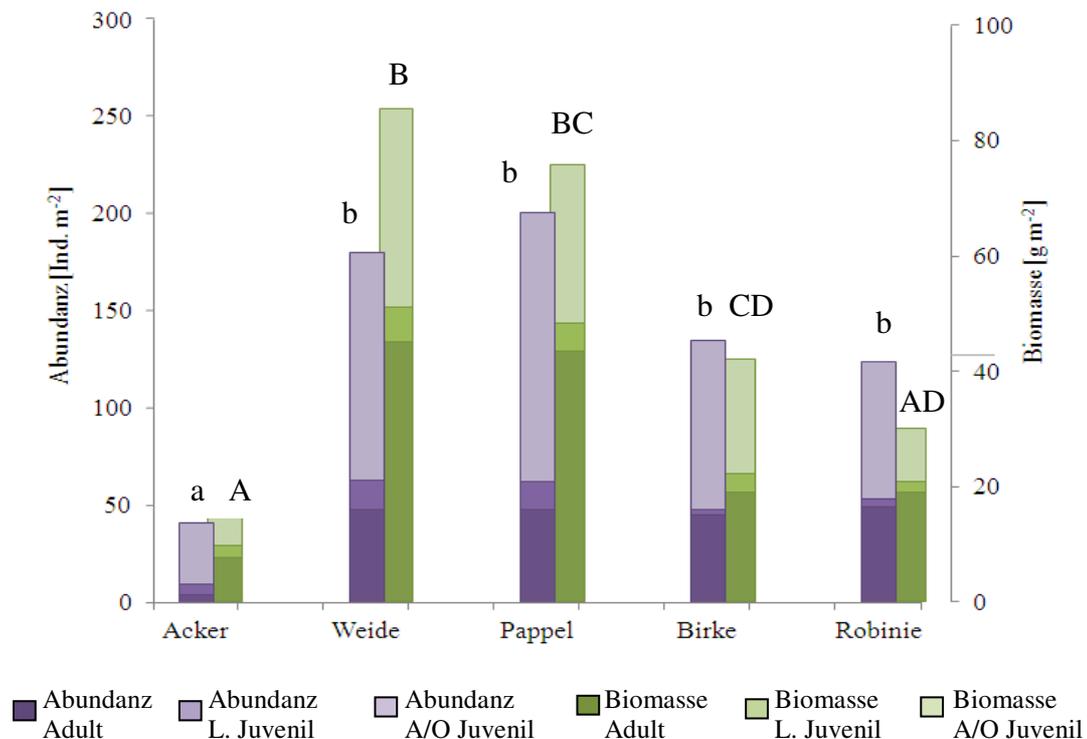


Abb. 40: Regenwurmabundanz und -biomasse unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten innerhalb der Abundanz (Kleinbuchstaben) und der Biomasse (Großbuchstaben))

4.4.2.4 Bewertung des Lumbricidenvorkommens

Anhand des Bewertungsschemas von TISCHER (2008) können die in der Energieholzplantage Dornburg gefundenen Lumbriciden neben Populationskennwerten den drei ökologischen Standortparametern Bodenfeuchte (B), pH-Wert (P) und C_{org} -Gehalt (C) zugeordnet werden. Der Humusparabraunerde Standort Dornburg ist grundsätzlich mit einer mittleren Bodenfeuchte einzustufen (Symbol B1). Die pH-Werte der untersuchten Varianten schwanken zwischen 6,1 und 7,3 (Symbol P1, P2). Die C_{org} -Gehalte liegen in Dornburg in einem Bereich von 0,38 % bis 3,28 % (Symbol C0, C1). Die Tabelle 11 zeigt die Standortansprüche der in der Energieholzplantage und dem Acker am Standort Dornburg vorgefundenen Regenwürmer nach TISCHER (2008). Es fällt auf, dass alle vorgefundenen Arten (*L. rubellus*, *D. octaedra*, *L. castaneus*, *A. caliginosa*, *A. chlorotica*, *A. rosea*, *O. cyaneum*, *O. lacteum*, *A. longa*, *L. terrestris*) aufgrund ihrer Ansprüche am Standort zu erwarten waren, ausgenommen der epigäischen Art *D. octaedra*. Sie

kommt auf der Pappel- und Weidevariante vor und profitiert als Art der saureren Standorte von deren Anbau.

Tab. 11: Matrix zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens anhand ökologischer Parameter nach folgender Einteilung (TISCHER 2008)

Vorgefundene Art	Standortansprüche		
	Bodenfeuchte	pH-Wert	C _{org}
<i>Lumbricus rubellus</i>	B1, B2	P1	C1, C2
<i>Dendrobaena octaedra</i>	B1	P0	C1, C2
<i>Lumbricus castaneus</i>	B1, B2	P1	C1, C2
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea chlorotica</i>	B1, B2	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea rosea</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Octolasion cyaneum</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Octolasion lacteum</i>	B1, B2	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Aporrectodea longa</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2
<i>Lumbricus terrestris</i>	B0, B1	P1, P2	C0, C1, C2

Bodenfeuchte: B0 - trockener Standort, B1 - mittlere Bodenfeuchte, B2 - hohe Bodenfeuchte

pH-Wert: P0: < 3,5-4,5; P1: 4,6-6,5; P2: > 6,5

C_{org}-Wert (%): C0: < 1,0-2,3; C1: 2,4-4,0; C2: > 4,0

4.4.2.5 Indizes

Die Diversität für das Lumbricidenvorkommen in Dornburg liegt zwischen 0,81 (Birke) und 1,14 (Weide). Pappel und Robinie weisen eine ähnlich hohe Artendiversität wie die Weide auf (Tab. 12). Sie sind das Ergebnis einer Lumbricidenpopulation mit hoher Artenanzahl und gleichmäßiger Verteilung der Individuen der einzelnen Arten. Das ausschließliche Vorkommen von *D. octaedra*, *A. rosea* und *O. cyaneum* mit ungleicher Individuenverteilung ist für die niedrige Evenness der Birkenfläche verantwortlich. Die Ackerfläche (E=0,95) erreicht eine fast vollkommene Evenness, da die Lumbriciden gleichmäßig auf die drei vorkommenden Arten verteilt sind (Tab. 12). Unter Weide und Birke, aber insbesondere bei Pappel und Robinie liegt der Evenness-Index deutlich unter der Referenz, da die Individuen ungleichmäßig auf die Lumbricidenarten verteilt sind. Die Gehölze zeigen mit Zunahme der Evenness einen größer werdenden Shannon-Weaver-Index (Tab. 12).

Tab. 12: Diversitätsindizes zur Charakterisierung der Regenwurmpopulation unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie am Standort Dornburg im Versuchsjahr 2009

Indizes	Acker	Weide	Pappel	Birke	Robinie
Shannon-Weaver-Index	1,04	1,14	1,02	0,81	1,03
Evenness	0,95	0,71	0,57	0,73	0,57

5 Diskussion

Es ist zu erwarten, dass der Anbau von schnellwachsenden Bäumen im Kurzumtrieb (**KUP**) auf vormals landwirtschaftlich genutzten Böden, bedingt durch das Ausbleiben der jährlichen Bodenbearbeitung in Verbindung mit der auf der Bodenoberfläche verbleibenden Blattstreu, physikalische, chemische und biologische Prozesse im Boden verändert (STETTER und MAKESCHIN 1999, SCHMITT et al. 2010). Wird die Kurzumtriebsplantagen in Ackerland (**Umbruch**) umgewandelt, kann in Verbindung mit der Einarbeitung von zerkleinerten Wurzelresten in den Boden, von einer Änderung der bodenökologischen Bodeneigenschaften ausgegangen werden.

5.1 Bodenphysikalische Parameter

Trockenrohdichte

Bereits vier Jahre nach der Etablierung der Kurzumtriebsplantage (**KUP 2004**) in Bad Lauchstädt sind in 0-6 cm Bodentiefe signifikant höhere Trockenrohdichten für Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung nachweisbar. Der obere Grenzwert für die optimale Lagerungsdichte für den Standort Bad Lauchstädt liegt nach PETELKAU (1987) bei $\sim 1,40 \text{ g cm}^{-3}$. Aufgrund einer vermutlich älteren nicht regenerierten Pflugsohlenverdichtung wird dieser Wert nur in der Pappelvariante in 24-30 cm Tiefe deutlich überschritten. Die höhere Dichtlagerung unter den Bäumen ist durch die Dynamik und Entwicklung des Bodengefüges bedingt. Stark gelockerte Böden, wie sie auch zum Zeitpunkt der Pflanzung vorlagen, neigen zeitabhängig und ursächlich durch ihr Eigengewicht oder durch den Einfluss von Niederschlagswasser zur Sackung (SCHAAF 1998). Zudem führen mechanische Belastungen beim Befahren mit landwirtschaftlichen Maschinen (MARSHALL 1999, SOUCH et al. 2004, WATTS et al. 2004, RÜCKNAGEL et al. 2012) oder im speziellen Fall durch Betreten der Flächen während der Holzernte zur Zunahme der Trockenrohdichte. Insgesamt stellt sich so ein Kräftegleichgewicht zwischen den Belastungen und der Eigenstabilität des Bodens ein. Auch bei MAKESCHIN (1994) zeigten sich im zeitlichen Verlauf ähnliche Entwicklungen unter Pappel (SCHMITT et al. 2010). Dagegen treten bei KAHLE et al. (2007) und Mao et al. (2010) bereits nach wenigen Versuchsjahren geringere Trockenrohdichten im Oberboden im Vergleich zur Ackernutzung auf. In 32-38 cm Bodentiefe unterscheiden sich die Trockenrohdichten mit Ausnahme bei Pappel nicht wesentlich.

Die Dichtlagerung in 0-6 cm Bodentiefe unter Pappel und Weide im Energiepark wurde im Gegensatz zum Ackerland nach neun Versuchsjahren (**KUP 2009**) insbesondere in der Oberkrume wieder teilweise aufgelockert. Ähnliche Entwicklungen sind auch bei

der Messung der Trockenrohdichte in Dornburg 16 Jahre nach dem Wechsel der Bodennutzung erkennbar. So lassen sich zwar signifikant höhere Trockenrohdichten für Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Ackernutzung nachweisen. Aber die TRD-Werte liegen mit $1,23 \text{ g cm}^{-3}$ bis $1,28 \text{ g cm}^{-3}$ unten dem oberen Grenzwert für die optimale Lagerungsdichte am Standort Dornburg von $\sim 1,36 \text{ g cm}^{-3}$ (PETELKAU 1987) und sind auch nach der Einteilung von AG BODENKUNDE (2005) als gering einzustufen. Einer Kompaktierung kann dabei prinzipiell durch die Anreicherung von organischer Bodensubstanz entgegen gewirkt werden (ULRICH 2008). Auch RIEK et al. (1995), MARKEWITZ et al. (2002), COLEMAN et al. (2004) und KAHLE et al. (2007) begründen die Verringerung der Dichten in der Krume unter den Energiehölzern vor allem mit der Anreicherung organischer Substanz. Dies kann auf eine direkte Akkumulation von Kohlenstoffverbindungen in die Aggregate (SIX et al. 1999) oder auf die Erhöhung der Bioturbation durch Förderung von Mikroorganismen und Regenwürmern zurückgeführt werden (JOHNSON 1990, GRAHAM und WOOD 1991). Mechanische Belastungen, z. B. beim Befahren mit landwirtschaftlichen Maschinen, können jedoch die positiven Effekte der organischen Bodensubstanz vollständig nivellieren (EDEN et al. 2009). Weitere Ursachen für die Herabsetzung der Dichte können zyklische Quellungs- und Schrumpfungsprozesse sowie Frostereignisse sein, wenn die Auflockerung durch unterlassene mechanische Belastungen auf den Kurzumtriebsplantagen nicht wieder rückgängig gemacht wird. Aber auch das Wurzelwachstum der Bäume beeinflusst die Bodenstruktur und somit auch eine Dichtlagerung des Bodens. So wird vermutet, dass auch die jeweiligen Baumarten und im Speziellen deren Wurzelsystem einen Einfluss auf das Bodengefüge besitzen (UNSELD 1999). Die relativ große Dichtedifferenz zwischen den schnellwachsenden Bäumen und der Ackernutzung am Standort Bad Lauchstädt kann auch mit dem Anbau von Winterraps als Referenzfruchtart begründet sein. Denn der Kulturart Winterraps kann, aufgrund seines Pfahlwurzelsystem sowie längerer Bodenruhe und Beschattungsintensität, in Grenzen eine gefügestabilisierende bzw. -regenerative Wirkung zugeschrieben werden (PAUL 2002, SCHMITT et al. 2010).

In der Krumenbasis unterscheiden sich die Trockenrohdichten am Standort Bad Lauchstädt mit Ausnahme bei Pappel (nicht regenerierte Pflugsohle) auch nach neunjähriger Standdauer (KUP 2009) nicht wesentlich. Auch am Standort Dornburg wird der obere Grenzwert für die optimale Lagerungsdichte von $\sim 1,36 \text{ g cm}^{-3}$ unter allen Gehölzen ab 16 cm Bodentiefe deutlich überschritten (PETELKAU 1987). Zahlreiche Untersuchungen belegen eine Krumenbasisverdichtung bei tiefwendender Bodenbearbeitung, die nach einer Nutzungsumstellung noch langfristig bestehen bleiben kann (STOCKFISCH 1997,

FORSTREUTER 1999). Pappeln ist es, bedingt durch ihr flachgründiges Wurzelsystem, nicht möglich den Boden in der Tiefe aufzulockern. Unter Korbweide besteht am Standort Bad Lauchstädt eine Tendenz zur Auflockerung.

Der bodenphysikalische Parameter Trockenrohdichte wird maßgeblich durch die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage (**Umbruch** 2010) in eine konventionelle Acker-
nutzung beeinflusst. Die Abnahme der Trockenrohdichte in 0-6 cm unter der
ehemaligen Weide- und Pappelnutzung begründet sich durch die bodenlockernde Wir-
kung der Bodenfräse. Infolge der mechanischen Auflockerung werden die stabilen Bo-
denaggregate zerstört (BENS et al. 2001, HORN und HARTGE 2001, CHEHAIBI et al. 2008)
und damit die Porengrößenverteilung und Infiltrabilität des Bodens verändert (EHLERS
et al. 1986, HELAL 1991). Dies zeigt sich insbesondere an der signifikanten verringerten
Trockenrohdichte in 0-6 cm Bodentiefe beider ehemaliger Gehölzvarianten. In 16-30
cm Bodentiefe nehmen die Trockenrohdichten nach dem Umbruch signifikant zu, weil
der Boden aufgrund hoher Wassergehalte zum Zeitpunkt der Fräsung und anschließen-
der Bodenbearbeitung verdichtet wurde. Im Gegensatz dazu besteht in 32-38 cm
Bodentiefe eine Tendenz zur Auflösung der Bodenverdichtung. So lassen sich signifi-
kant niedrigere Trockenrohdichten für beide Gehölznutzungen gegenüber der Variante
KUP belegen. Die Lockerung der Bodenverdichtung in 32-38 cm Bodentiefe lässt sich
möglicherweise auf die Rodungsfräse mit einer Arbeitstiefe > 30 cm zurückführen. Da-
gegen können biotische Effekte des Wurzelwachstums und der Grabe- und Wühltätig-
keit der Bodenfauna durch die zerstörende Wirkung der Rodungsfräse ausgeschlossen
werden (FORSTREUTER 1999). Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) konnte durch die
wendende Wirkung des Pfluges eine stärkere Auflockerung der Frässohle beobachtet
werden. Allerdings ist es nicht möglich nach so kurzer Versuchszeit alle Wirkungen der
veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erfassen, da sich Gleichgewichtszustände
bei Bodennutzungsumstellung nur in langjährigen Dauerfeldversuchen entwickeln kön-
nen (CLAUPEIN 1994).

Luftkapazität und Grobporenvolumen

Um mögliche Veränderungen im Bodengefüge nach der Aufforstung mit schnellwach-
senden Bäumen auf vormals landwirtschaftlich genutzten Flächen (**KUP**) beschreiben
zu können, erfolgte die Messung des Grobporenvolumens und der Luftkapazität an den
Standorten Bad Lauchstädt und Dornburg. Mittels der Korrelationsanalyse lässt sich
eine signifikante Beziehung zwischen dem Grobporenvolumen und der Luftkapazität in
den Jahren 2004 und 2009 für den KUP-Standort Bad Lauchstädt und eine enge

signifikante Korrelation für den Standort Dornburg nachweisen. Zudem zeigen beide Parameter eine Abhängigkeit von der Trockenrohddichte, so dass im Folgenden Grobporenvolumen und Luftkapazität gemeinsam betrachtet werden können. Mit zunehmender Trockenrohddichte nehmen das Grobporenvolumen und die Luftkapazität kontinuierlich ab. Dies steht in Analogie zu den Forschungsergebnissen von BEISECKER (1994), wonach sich eine Abnahme des Grobporenvolumens anhand der signifikanten Korrelation zwischen Trockenrohddichte und Porenanteil $> 10 \mu\text{m}$ verdeutlichen lässt (SCHMITT 2007).

Bereits nach vierjähriger Standdauer der Energieholzplantage (KUP 2004) in Bad Lauchstädt treten im gesamten untersuchten Bodenbereich erste signifikante Unterschiede im Grobporenvolumen und der Luftkapazität im Vergleich zur Ackernutzung auf. Das GPV nimmt nach vier Versuchsjahren (KUP 2004) unter Weide und Pappel insbesondere in der Oberkrume signifikant ab. Während in der konventionell bewirtschafteten Ackernutzung die Maßnahmen der Bodenbearbeitung zu einer künstlichen Heterogenisierung des Bodengefüges führen, kommt es unter den Gehölzen infolge des mehrjährigen Lockerungsverzichts zu einer Aggregation mit einem stabilen Grobporenanteil (HARTGE und HORN 1999). Auch ZIMMERMANN (2003) weist entsprechend der Forschungsergebnisse von JOSSI et al. (2001) und UHLIG (2001) darauf hin, dass sich nach einer mehrjährigen Bodenruhe ein dichtes Makroporensystem entwickeln kann.

Im Versuchsjahr 2004 können im Vergleich zur Ackernutzung unter Weide und Pappel in der Krumbasis noch keine signifikanten Unterschiede im Grobporenvolumen und der Luftkapazität festgestellt werden. Der Korbweideboden zeigt aber aufgrund seiner höheren GPV- und LK-Werte in 32-38 cm Bodentiefe eine erste Tendenz zur Auflockerung der Krumbasis, die auch im Versuchsjahr 2009 bestätigt werden kann. Die langjährige Bodenruhe kann möglicherweise in Verbindung mit der hohen Regenwurmmaktivität und tieferen Durchwurzelung zu einer biogenen Aufweitung des Grobporenvolumens geführt haben. Eine Regeneration einer möglicherweise zu Versuchsbeginn vorhandenen Krumbasisverdichtung scheint möglich (BEISECKER 1994, SCHMITT 2007). Dagegen treten bei Pappel in der Krumbasis niedrigere Grobporen- und Luftkapazitätsgehalte auf, die mit der hohen gemessenen Trockenrohddichte in Verbindung gebracht werden können. Nach WERNER und PAUL (1999) ist die Luftkapazität in 24-30 cm Bodentiefe mit unter 5 Vol.-% unter Pappel als kritisch einzustufen. Die Verminderung des Porenvolumens deutet eine starke Bodenverdichtung an, die auf die ehemals landwirtschaftlich genutzte Ackerfläche zurückzuführen ist (SCHMITT 2007). Dement-

sprechend scheinen der Lufthaushalt und die Durchwurzelbarkeit im Unterboden unter Pappel eingeschränkt zu sein.

Nach neun Versuchsjahren (KUP 2009) kann unter Weide und Pappel eine geringfügige Zunahme des Grobporenvolumens und Luftkapazität insbesondere im oberflächennahen Bodenbereich beobachtet werden. LEE und JOSE (2006) sowie KAHLE et al. (2007) bestätigen in Langzeitversuchen eine Zunahme des Porenvolumens unter KUP, die v. a. aus der Anreicherung von organischer Bodensubstanz durch anfallende Blatt- und Wurzelmasse resultiert. Am Standort Dornburg kann dagegen nach 16jähriger Standdauer der Bäume eine Abnahme des Grobporenvolumens und eine Zunahme der Luftkapazität in der Oberkrume beobachtet werden. Steigende C_{org} -Gehalte können die Luftkapazität im Boden vermindern (ULRICH 2008).

Nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage (Umbruch 2010) nimmt das Grobporenvolumen und die Luftkapazität in 0-6 cm Bodentiefe unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel im Vergleich zum Jahr 2009 (KUP) signifikant zu. Durch die bewirtschaftungsbedingten Eingriffe können Porenvolumen und Trockenrohdichte und damit der Luft- und Wasserhaushalt in bestimmten Bereichen beeinflusst und deutlich verändert werden (BEISECKER 1994, HILL 1990). In 16-22 cm Bodentiefe nehmen das Grobporenvolumen und die Luftkapazität nach dem Umbruch signifikant ab, da der Boden aufgrund hoher Wassergehalte zum Zeitpunkt der Fräsung und anschließender Bodenbearbeitung verdichtet wurde. Denn die Bodenverdichtungsgefahr erhöht sich, wenn bei zu nassen Bodenbedingungen gearbeitet wird (WILHELM 2010). Dieser Effekt wird durch die Pflugbearbeitung ein Jahr nach dem Umbruch (2011) nivelliert.

Feldkapazität

Für die Ackernutzung wurden im Jahr 2004 im gesamten untersuchten Bodenbereich hohe Wassergehalte bei pF 1,8 ermittelt (AG BODENKUNDE 2005). Aufgrund der konventionellen Bodenbearbeitung, die mit der Lockerung des Bodens und der Durchmischung des Bodenmaterials verbunden ist, sind die FK-Werte für die Referenzfläche bis in 38 cm Bodentiefe konstant. Die vierjährige Bodenruhe unter Weide und Pappel (KUP 2004) hat im Vergleich zur Ackernutzung zu einer Abnahme der Feldkapazität in 0-22 cm Bodentiefe geführt und kann nach AG BODENKUNDE (2005) als mittel eingestuft werden. Dies beruht vor allem auf der Abnahme des Bodenvolumens als Folge des Verlustes von Grobporen. Auch nach weiteren fünf Versuchsjahren (2009) bleiben die Feldkapazitäten unter Weide und Pappel im Vergleich zum Jahr 2004 unverändert und zeigen im gesamten Tiefenspektrum konstante Werte. Dagegen konnte am Standort

Dornburg eine hohe natürliche Wasserkapazität in der Oberkrume unter Weide, Pappel, Birke und Robinie festgestellt werden (AG BODENKUNDE 2005). Die Ursache für diese Beobachtung kann besonders mit der Zunahme der C_{org} -Gehalte, die aus der jahrelangen Anreicherung von organischer Substanz in Form von Blatt- und Wurzelmasse resultieren, begründet werden. Die organische Bodensubstanz ist dabei in der Lage Wasser zu binden, was sich positiv auf die natürliche Wasserkapazität im Boden auswirkt. Auch HOLLIS et al. (1977), EHLERS et al. (1986) und ULRICH (2008) weisen auf eine positive Wechselwirkung zwischen der Feldkapazität mit dem Gehalt an organisch gebundenen Kohlenstoff hin. Eine positive Beeinflussung der strukturellen Bodeneigenschaften verbunden mit einer zunehmenden Feldkapazität kann aber auch auf eine langjährige Unversehrtheit der Bodenmatrix zurückgeführt werden (ULRICH 2008). Der Autor konnte beim Vergleich zwischen konventionell mit dem Pflug bewirtschafteten Flächen und Ackerböden ohne Bodenbearbeitung (Direktsaat) relativ konstante Feldkapazitäten feststellen. Er zeigte auf, dass die Feldkapazität unter Direktsaat durch die Regenwurmaktivität und das Wurzelwachstum positiv beeinflusst werden kann (ULRICH 2008).

Nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2010 ist die Feldkapazität in der Oberkrume unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten (2009) deutlich reduziert und kann als gering eingestuft werden (AG BODENKUNDE 2005). Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) nimmt die natürliche Wasserkapazität in der Oberkrume zu und liegt in einem mittleren Bereich (AG BODENKUNDE 2005). Durch die homogenisierende Wirkung des Pfluges treten bis in 30 cm Bodentiefe konstante FK-Werte auf. Ähnliche Ergebnisse beobachtet ULRICH (2008) bei der Auswertung der charakteristischen Tiefenverteilung von Versuchen mit Pflugbearbeitung. Die FK-Werte unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten sind im gesamten untersuchten Bodenbereich mit der Ackernutzung vergleichbar. Somit hat der Umbruch der Kurzumtriebsplantage keinen negativen Einfluss auf die Feldkapazität des Bodens.

Nutzbare Feldkapazität

Bereits vier Jahre nach dem Wechsel der Bodennutzung (KUP 2004) ändert sich am Standort Bad Lauchstädt die nutzbare Feldkapazität unter den Energiehölzern. Während unter der Ackernutzung im gesamten untersuchten Tiefenprofil eine hohe Speichermenge für pflanzenverfügbares Bodenwasser ermittelt werden konnte, kann die pflanzenverfügbare Wassermenge bis in 22 cm Bodentiefe unter der Weide nur noch als mittel eingestuft werden (AG BODENKUNDE 2005). Unter Pappel zeigt sich trotz hoher nFK-Werte in 0-38 cm Bodentiefe bereits vier Jahre nach Versuchsbeginn (KUP 2004) eine

Tendenz zur Verringerung der pflanzenverfügbaren Wassermenge. Neun Jahre nach der Aufforstung (KUP 2009) nimmt die nutzbare Feldkapazität unter Weide und Pappel im Vergleich zum Jahr 2004 im gesamten untersuchten Bodenbereich signifikant ab. Nach AG BODENKUNDE (2005) ist die Wasserspeicherfähigkeit unter beiden Baumarten als mittel einzustufen. Dabei wird die nutzbare Feldkapazität von der Trockenrohddichte und der organischen Substanz im Boden beeinflusst (HUDSON 1994, KAY 1997, TOPP et al. 1997). Die eigenen Untersuchungsergebnisse zeigen bei zunehmender Trockenrohddichte eine Abnahme des Wasserspeichervermögens. Die verminderten Feldkapazitäten und bodendichtebedingt höheren Totwassergehalte beeinflussen darüber hinaus die für die Bäume zur Verfügung stehende speicherbare Wassermenge.

Dagegen nimmt in Dornburg die pflanzenverfügbare Wassermenge unter Weide, Pappel, Birke und Robinie in der Oberkrume nach 16 Versuchsjahren (KUP 2009) signifikant zu. Die Erkenntnis von KAHLE und BOELCKE (2004), die unter schnellwachsenden Bäumen (Weide, Pappel) auf humosen, schwach lehmigen und mittel schluffigen Sanden im Nordosten Deutschlands nach mehr als 10 Versuchsjahren erhöhte Mittelporenanteile fanden, kann somit bestätigt werden. Durch den Verbleib der Laubstreu auf der Fläche ist mit einem Anstieg der nutzbaren Feldkapazität unter den Bäumen zu rechnen. Dabei kann der Einfluss der organischen Substanz auf die bodenphysikalischen Kennwerte zum einen von indirekter Natur sein, da mit steigendem Humusgehalt die Trockenrohddichte abnimmt (Sperrigkeit der Humusteilchen, Gefügegenentwicklung), zum anderen wirkt sich die hohe Wasserbindefähigkeit der organischen Substanz auf die Kennwerte Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität aus (RIEK et al. 1995). Untersuchungen von STEVENSON (1982) belegen, dass die organische Bodensubstanz bis zum 20-fachen ihres Eigengewichtes an Wasser halten kann. Im krumennahen Unterboden bleibt die nutzbare Feldkapazität auch 16 Jahre nach Versuchsbeginn unter Weide und Birke im Vergleich zur Ackernutzung unverändert. Somit scheint der Anbau der beiden Energiegehölze keinen negativen Einfluss auf die pflanzenverfügbare Wassermenge zu haben. Lediglich unter der Pappel nimmt die nutzbare Feldkapazität im Vergleich zur Ackernutzung ab und kann nur noch als gering eingestuft werden (AG BODENKUNDE 2005).

Die nutzbare Feldkapazität wird maßgeblich durch die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage (**Umbruch**) in eine konventionelle Ackernutzung beeinflusst. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) zeigt sich auch weiterhin eine geringe Speichermenge für das pflanzenverfügbare Bodenwasser unter den ehemaligen Weide- und Pappel-

varianten (AG BODENKUNDE 2005). Insbesondere unter der ehemaligen Pappelvariante ist die geringe nutzbare Feldkapazität in 16-22 cm Bodentiefe auf den hohen Totwasseranteil im Boden zurückzuführen.

Permanenter Welkepunkt

Durch den Anbau von Weide und Pappel (KUP 2004) am Standort Bad Lauchstädt nimmt der Totwassergehalt unter den Gehölzen zu, so dass es den Wurzeln in der Regel nicht mehr möglich ist genug Bodenwasser aufzunehmen. Nach AG BODENKUNDE (2005) liegt der permanente Welkepunkt und das somit nicht mehr pflanzenverfügbare Bodenwasser in einem mittleren Bereich. Mit zunehmender Standdauer der Bäume (2009) steigt auch der Totwassergehalt im Boden. Auch am Standort Dornburg konnte nach 16 Versuchsjahren unter Weide, Pappel, Birke und Robinie eine Zunahme des permanenten Welkepunktes in der Oberkrume beobachtet werden. Kritische PWP-Werte von > 34 Vol.-% werden aber nicht erreicht (AG BODENKUNDE 2005). Dabei wird der permanente Welkepunkt von der Trockenrohddichte und dem organischen Kohlenstoffgehalt im Boden beeinflusst (KHALEEL et al. 1981, ULRICH 2008). Die eigenen Untersuchungsergebnisse bestätigen einen Zusammenhang zwischen dem permanenten Welkepunkt und der Trockenrohddichte.

Ein Jahr nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage (2011) bleibt der Totwassergehalt in der Oberkrume unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten (2009) unverändert. Dagegen erhöht sich der permanente Welkepunkt durch den Pflugeinsatz und der damit verbundenen Vermischung der organischen Substanz in 16-22 cm Bodentiefe unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten. Insbesondere unter der ehemaligen Pappelvariante kann ein hoher Totwassergehalt in dieser Tiefenstufen festgestellt werden (AG BODENKUNDE 2005).

Luft- und Wasserleitfähigkeit

Die Oberkrume der Gehölze im Jahr 2004 (KUP) ist im Vergleich zur Ackernutzung durch eine geringere pneumatische Leitfähigkeit und gesättigte Wasserleitfähigkeit gekennzeichnet (AG BODENKUNDE 2005, SCHMITT et al. 2010). Der mehrjährige Verzicht auf Bodenbearbeitung, führte zu einer signifikant höheren Dichtlagerung unter Weide und Pappel, und somit zu verminderten Leitfähigkeitseigenschaften des Bodens unter KUP. In der Krumbasis nimmt die Wasserleitfähigkeit unter der Korbweide zwar zu, liegt aber auch in dieser Tiefenstufe in einem kritischen Bereich von $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ (LEBERT et al. 2004). Bleibt die Bodenmatrix über mehrere Jahre unversehrt nehmen insbesondere biologische und mechanische Prozesse (Wurzelwachstum, Regenwurm-

vorkommen) Einfluss auf die Wasser- und Luftleitfähigkeitseigenschaften des Bodens (ULRICH 2008). Die Grab- und Wühltätigkeit der Regenwürmer sowie vorhandene Wurzelgänge scheinen für die Zunahme der Luft- und Wasserleitfähigkeit in 24-30 cm Bodentiefe unter Weide von entscheidender Bedeutung zu sein (FORSTREUTER 1999). Insbesondere die tiefgrabende Lumbricidenart *Lumbricus terrestris*, die unter Weide vermehrt gefunden wurde, legt ein stabiles und kontinuierliches Porensystem im Boden an und verändert dadurch das Bodengefüge (BINET et al. 1997, JOSCHKO und BRUNOTTE 2005, SCHMITT et al. 2010). „Dabei überwiegt in der Regel die vertikale Wasserleitfähigkeit entsprechend der Richtungsorientierung der Wurm- und Wurzelröhren“ (SCHMITT et al. 2010). Demgegenüber sind die äußerst geringen k_f -Werte ab 24 cm Bodentiefe bei den Pappeln ein Hinweis auf das Vorliegen einer schädlichen Bodenverdichtung. Nach weiteren fünf Versuchsjahren (KUP 2009) treten bei den Bäumen in Bad Lauchstädt bis in 30 cm Bodentiefe keine kritischen k_f -Werte $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ mehr auf (LEBERT et al. 2004). Selbst bei geringen k_f -Werten infolge großer Porenkontinuität ist eine ausreichende Wasserableitung gewährleistet. Die Anreicherung von organischer Bodensubstanz in der Oberkrume führte in Bad Lauchstädt nach neun Versuchsjahren (KUP 2009) zu einem Anstieg der Luft- und Wasserleitfähigkeit. Der Vergleich zum Standort Dornburg zeigt aber, dass im thüringischen Energieholzversuch nach 16 Versuchsjahren (Dornburg 2009) in 0-6 cm Bodentiefe eine deutlich höhere Luft- und Wasserleitfähigkeit gemessen werden konnte. Somit scheint die Standdauer der Bäume einen entscheidenden Einfluss auf die Wasser- und Luftleitfähigkeit in der Krume zu haben.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit und pneumatische Leitfähigkeit wird maßgeblich durch die Rückwandlung der KUP (Umbruch 2010) in eine konventionelle Ackernutzung beeinflusst. Infolge der mechanischen Auflockerung mit der Bodenfräse verändert sich die Infiltrabilität des Bodens. Dies zeigt sich insbesondere an dem signifikanten Anstieg der pneumatischen Leitfähigkeit und gesättigten Wasserleitfähigkeit in 0-6 cm Bodentiefe beider Gehölzvarianten. Die Ergebnisse von MILLER et al. (1999) belegen einen Anstieg der gesättigten Wasserleitfähigkeit in 0-5 cm Bodenschicht unter konventionell bewirtschafteten Ackerflächen. In 16-30 cm Bodentiefe nimmt die Wasserleitfähigkeit ab. So ist bei einem Orientierungswert von $< 10 \text{ cm d}^{-1}$ für die gesättigte Wasserleitfähigkeit keine ausreichende Wasserableitung in 16-22 cm und 24-30 cm Bodentiefe gewährleistet (LEBERT et al. 2004). EHLERS (1977) bestätigt ebenfalls eine Abnahme der Leitfähigkeit in 20-30 cm Bodentiefe nach konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug, verbunden mit einer geringeren Porosität.

5.2 Bodenchemische Parameter

pH-Wert

Die pH-Werte unter den Gehölzen (**KUP**) haben sich nach vier Versuchsjahren (KUP 2004) in Bad Lauchstädt und nach 16 Versuchsjahren (KUP 2009) in Dornburg im Vergleich zu den Ackernutzungen nicht wesentlich verändert. KAHLE et al. (2010) kommen zu einem vergleichbaren Ergebnis. Dagegen können am Standort Bad Lauchstädt neun Jahre nach der Aufforstung (KUP 2009) signifikant niedrigere pH-Werte in der Krumenbasis unter Weide und Pappel gemessen werden. Damit bestätigt sich die aus Versuchen von JUG et al. (1999 b) und PELLEGRINO et al. (2011) festgestellte leichte Versauerungstendenz unter Bäumen. Auch MAKESCHIN (1994) und PETZOLD et al. (2010) weisen in ihren Untersuchungen darauf hin, dass der pH-Wert unter Pappel und / oder Weide mit den Jahren nur geringfügig absinkt.

Nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage (Umbruch 2010) in Bad Lauchstädt ist die pH-Differenzierung unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten innerhalb des Tiefenbereiches 0-20 cm bzw. 0-30 cm infolge der Bodenbearbeitung nur geringfügig ausgeprägt. Damit lassen sich die Untersuchungsergebnisse von KAHLE et al. (2011) bestätigen, die keine Veränderung der pH-Werte nach regelmäßiger Bodenbearbeitung feststellen konnten. Zudem liegen die pH-Werte direkt (2010) und ein Jahr nach dem Umbruch (2011), in der gesamten untersuchten Bodenmatrix, in einem für das Pflanzenwachstum und die Nährstoffverfügbarkeit optimalen Bereich von 5,6 und 6,9 (AG BODENKUNDE 2005).

Organischer Kohlenstoff

Bei Energieholzplantagen (**KUP**) verbleibt die in der Vegetationszeit gebildete Blatt- und Wurzelmasse im Bestand und trägt zur lokalen Anreicherung von Kohlenstoff im Mineralboden bei (NABU 2008). Nach MAKESCHIN (1994) sind dabei zwei Entwicklungsstufen der C_{org} -Anreicherung bei Kurzumtriebsplantagen von Bedeutung. In der ersten Phase nach der Aufforstung findet eine Mineralisation von leicht umsetzbarer organischer Substanz statt, die noch zum größten Teil aus dem Bestand der landwirtschaftlich genutzten Fläche stammt. Die anfängliche Menge an Laubstreu der heranwachsenden Bäume ist zudem noch sehr gering, so dass im gesamten Tiefenprofil (0-40 cm) unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung keine C-Akkumulation festgestellt werden konnte. Wird aber nur die Oberkrume unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung betrachtet, belegen die vorgestellten Untersuchungen am Standort Bad Lauchstädt nach vier Bewirtschaftungsjahren (2004) eine flächenbezogene

Akkumulation an organischem Kohlenstoff in 0-10 cm Bodentiefe. „Bei einem Blattanfall von 1-3 t ha⁻¹ (MAKESCHIN 1994) bzw. einer mittleren jährlichen C_{org}-Anlieferung von 0,9 t ha⁻¹ (VERWIJST und MAKESCHIN 1996; zitiert in KAHLE und BOELCKE 2004) sowie einer angenommenen Abbaurate von 60-70 % (SAUERBECK 1992) kann mit einem C_{org}-Gewinn von 1,1 bis 1,4 t ha⁻¹ in vier Jahren gerechnet werden.“ (SCHMITT et al. 2010). Es ist zu erkennen, dass die gemessenen Werte die berechneten Werte somit deutlich übersteigen. Eine genaue Quantifizierung der C-Akkumulation fällt aber schwer, da die Kohlenstoffgehalte vor Anlage der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2000 nicht erfasst wurden. Auch reicht die anfallende Streumenge zur Erklärung der C_{org}-Anreicherung im Oberboden allein nicht aus, denn mit dem Anbau von Winterraps können ebenfalls 1 t TM ha⁻¹ a⁻¹ Ernte- und Wurzelrückstände sowie 8 t TM ha⁻¹ a⁻¹ Stroh auf dem Feld verbleiben (HEYLAND 1996, SCHMITT et al. 2010).

Die Tiefenfunktion, die sich im Laufe der Zeit herausbildet, ist neben dem verstärkten Anfall der Laubstreu und Wurzelmasse auch auf die unterlassene Bodenbearbeitung zurückzuführen (MAKESCHIN 1994, MARKEWITZ et al. 2002, MAO et al. 2010, QUI et al. 2010). In Analogie zu verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen wird die organische Substanz nicht in tiefere Bodenschichten verteilt. So wird über höhere C_{org}-Gehalte im Oberboden von Direktsaat- oder Minimalbodenbearbeitungsversuchen gegenüber konventioneller Pflugbearbeitung berichtet (RASMUSSEN 1999) und auch eine C-Akkumulation bei reduzierter Bearbeitungsintensität ist standort- und klimaabhängig möglich (HOFMANN et al. 2009).

Die zweite Phase nach der Etablierung der KUP ist oftmals mit einem Anstieg des organischen Kohlenstoffgehaltes im Boden, resultierend aus der Anlieferung hoher Mengen an Blatt- und Wurzelstreu, verbunden (MAKESCHIN 1994). So treten nach neun Versuchsjahren (KUP 2009) sowohl unter der Weide als auch unter der Pappel im Vergleich zur Referenzfläche Acker einerseits und zum Versuchsjahr 2004 andererseits signifikante Unterschiede im organischen Kohlenstoffgehalt in 0-10 cm Bodentiefe auf. Im Energieholzversuch Dornburg ist der organische Kohlenstoffgehalt in 0-5 cm Bodentiefe im Vergleich zur Referenzfläche Acker unter Birke und Robinie nach 16 Versuchsjahren (2009) signifikant erhöht. Der Anteil der organischen Substanz in Form von Blättern und Feinwurzeln kann 4,4 bzw. 6,6 t TM ha⁻¹ a⁻¹ betragen (HEILMAN und STETTLER 1986). Nach CROW und HOUSTON (2004) sind 75 bis 95% der Feinwurzeln im Oberboden anzutreffen. BLOCK et al. (2006) unterstellt den Feinwurzeln eine

Lebensdauer zwischen 30 und 300 Tagen. Folglich leistet diese jährlich anfallende Biomasse unter den Gehölzen einen entscheidenden Beitrag zur organischen Bodensubstanz.

Über das gesamte Tiefenprofil (0-40 cm) führt der Anbau von Weide und Pappel am Standort Bad Lauchstädt nach neun Versuchsjahren (KUP 2009) im Vergleich zum Jahr 2004 zu einer signifikanten C-Akkumulation. Dies lässt sich insbesondere auf die Anreicherung von organischer Bodensubstanz in 0-10 cm Bodentiefe zurückführen. Der Vergleich mit der Ackerfläche (2009, gesamtes Tiefenprofil) zeigt aber, dass nur unter Pappel eine geringfügige Akkumulation der C_{org} -Vorräte stattfand, während unter Weide ein Kohlenstoffverlust errechnet werden konnte. Im Gegensatz zu den Ergebnissen im Energiepark Bad Lauchstädt finden MAKESCHIN (1994), JUG et al. (1999 b) und KAHLE et al. (2007) eine deutlichere Gesamtzunahme über das Tiefenprofil bei beiden Gehölzen im Vergleich zu Ackernutzung. Die genannten Autoren verweisen dabei auf einen ausgeprägten Tiefengradienten beim organischen Kohlenstoff mit Anreicherungen im Oberboden und im Vergleich zur Ackernutzung äquivalenten C_{org} -Gehalten in der Unterkrume. Die Differenzierungen im organischen Kohlenstoff in Abhängigkeit von der Baumart lassen sich insbesondere auf die Streumenge und Streuzusammensetzung sowie auf die Abbauraten zurückführen. Schwarzpappeln besitzen dabei einen höheren Streufall als Weiden (STETTER und MAKESCHIN 1999). Pappelstreu wird zudem schneller von den Mikroorganismen zersetzt als die anfallende Weidenstreu. KÖRSCHENS und SCHULZ (1999) bestätigen darüber hinaus, dass auf Schwarzerden, mit ihrem hohen ökologischen Pufferungsvermögen, Änderungen des C_{org} -Gehaltes oft erst nach 10 Jahren und mehr erwartet werden. HOFMANN et al. (2009) zeigten auch in Minimalbodenbearbeitungsversuchen, dass sich ein Gleichgewichtszustand in der unteren, nicht mehr bearbeiteten Ackerkrume auf Schwarzerde erst nach 20-25 Jahren einstellen kann. Die kurze Versuchsdauer von neun Jahren (Bad Lauchstädt 2009) reichte insbesondere unter der Pappel nicht aus, dass sich ein endgültiges und auf die veränderte Nutzungsrichtung abgestimmtes Gleichgewicht im Humushaushalt einstellen konnte. Nach PAUL et al. (2009) reichert sich der Kohlenstoff im Boden erst nach Umkehr des Verhältnisses von Biomasseakkumulation und Bodenatmung an. Die Ergebnisse im Energieholzversuch Dornburg (KUP 2009) zeigen, dass sich im gesamten Tiefenprofil durch die langfristige C_{org} -Anreicherung in der Oberkrume eine Akkumulationswirkung unter allen Baumarten im Vergleich zur Ackernutzung eingestellt hat, wobei insbesondere unter Birke und Robinie signifikante Veränderungen eingetreten sind.

Veränderungen in der Landnutzung wirken sich auf die Kohlenstoffvorräte im Boden aus (BOLIN und SUKUMAR 2000). Unmittelbar nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage (2010) in Bad Lauchstädt sind die C_{org} -Gehalte der ehemaligen Gehölzvarianten bis in 40 cm Bodentiefe verringert. Der Effekt einer deutlich geringeren Menge an organisch gebundenem Kohlenstoff nach der Fräsung wird von einer Vielzahl an Autoren beschrieben (MURTY et al. 2002, NOURBAKHS 2007, KAHLE et al. 2013). SINGH und TRIPATHY (1992) sowie JURGENSEN et al. (1996) berichten in diesem Zusammenhang von einer Verschlechterung der Bodenqualität, die aus dem Verlust an organischem Kohlenstoff resultiert. Darüber hinaus kann ein abnehmender organischer Kohlenstoffgehalt das Bodenwasser, das Nährstoffrückhaltevermögen und die strukturelle Stabilität senken und die Bodenerosion beschleunigen (FELLER und BEARE 1997). Die Abnahme im C_{org} -Vorrat kann auf die intensive Bodenbearbeitung und Zerstörung der Wurzelstöcke im Zuge des Fräsens zurückgeführt werden. Dies führt zu einer erhöhten potentiellen Mineralisierung der organischen Bodensubstanz (BRUCE et al. 1999), die mit einer verstärkten Freisetzung von Kohlenstoff verbunden ist (ELLERT und GREGORICH 1996). Im Gegensatz zu den Gehalten an C_{org} im Energiepark Bad Lauchstädt berichten TÖNSHOFF et al. (2010) über eine kurzfristige Erhöhung der C_{org} -Mengen im Boden direkt nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage und führen dies auf das nach der Ernte mit dem Harvester verbliebene und anschließend in den Boden eingearbeitete Kronenmaterial zurück. Im Energiepark Bad Lauchstädt wurden die Erntereste nach der Ernte der Bäume entfernt. Weiterhin weisen TÖNSHOFF et al. (2010) Unterschiede im C_{org} -Vorrat in Abhängigkeit von der Baumart nach. Die genannten Autoren führen diesen Effekt auf den größeren Anteil der Wurzelbiomasse bei Pappel mit 11-15 dt ha⁻¹ im Vergleich zur unterirdischen Biomasse bei Weide mit 3 dt ha⁻¹, die nach dem Umbruch auf der Fläche verbleibt, zurück. Im Gegensatz dazu treten im Energiepark Bad Lauchstädt keine Differenzierungen im organischen Kohlenstoff zwischen den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten nach dem Umbruch der Kurzumtriebsplantage auf.

Während unter der Kurzumtriebsplantage die organischen Kohlenstoffgehalte einem ausgeprägten Tiefengradienten folgen, ist dieser nach dem Umbruch weniger deutlicher ausgeprägt (KAHLE et al. 2011). Durch die lockernde Wirkung der Bodenfräse im Jahr 2010 wird die organische Bodensubstanz bis in 30 cm Bodentiefe gleichmäßig verteilt. Auch die weitestgehend homogenisierende Wirkung des Pfluges ein Jahr nach dem Umbruch (2011) bewirkt, dass die C_{org} -Vorräte in der Tiefenstufe von 0-10 cm und im gesamten Tiefenprofil der ehemaligen Gehölzvarianten nahezu unverändert bleiben.

Dabei ist die C-Akkumulation im gesamten Tiefenprofil bei Weide und Pappel geringfügig gegenüber dem Jahr 2010 reduziert. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit den Untersuchungsergebnissen von BONDE et al. (1992), DAVIDSON und ACKERMANN (1993), MOTAVALLI et al. (2002) und MANN (1986). Die genannten Autoren bestätigen in ihren Untersuchungen eine schnelle Abnahme des Kohlenstoffs in den ersten Jahren nach dem Umbruch, gefolgt von einer langsameren Abbaurate der organischen Bodensubstanz nach mehreren Versuchsjahren. Auch TÖNSHOFF et al. (2013 b) bestätigen einen C_{org} -Verlust ein Jahr nach der Rückführung von KUP in eine landwirtschaftliche Nutzung. Die Autoren führen die C-Verluste aus den labilen Pools des Bodens, der mikrobielle Biomasse sowie der Makroaggregate zurück.

5.3 Bodenbiologische Parameter

Basalatmung

Bereits nach vier Versuchsjahren (KUP 2004) ist am Standort Bad Lauchstädt in der Oberkrume unter Weide und Pappel (**KUP**) eine signifikant erhöhte Basalrespiration im Vergleich zur Referenz messbar. Die erhöhte CO_2 -Freisetzung der Mikroorganismen im Boden kann auf die fehlende Bodenbearbeitung zurückgeführt werden. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch FRANZLUEBBERS et al. (1995), die Bodenatmungsraten unter Weizen, Sojabohnen und Hirse in langjährig konventionell und nichtbearbeiteten Böden in Texas untersuchten. Dabei stellten sie unter allen drei angebauten Feldfrüchten eine gleich hohe bzw. höhere jährliche CO_2 -Freisetzung pro Einheit organischer Bodensubstanz in den nichtbearbeiteten als in den konventionell bearbeiteten Flächen fest (SCHMITT 2007). Auch ANANYEVA et al. (2008) zeigten in ihren Studien, dass die Basalatmung, infolge einer deutlich verringerten mikrobiellen Aktivität, in Ackerland deutlich geringer ist als in natürlichen Böden. Des Weiteren bestimmt die Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz die Basalrespiration im Boden. Der hohe C-Input in Form von Blatt- und Wurzelmasse der Gehölze unterliegt somit günstigen Umweltbedingungen für den mikrobiellen Abbau, was sich in den höheren Bodenatmungsraten im Vergleich zur Ackernutzung widerspiegelt. Aber auch die Anzahl an Mikroorganismen im Boden und die Feuchtigkeits- und Temperaturbedingungen bestimmen die mikrobielle CO_2 -Freisetzung eines Bodens (SCHRÖDER und URBAN 1985, FORSTREUTER 1999).

Auch nach neun (KUP 2009) bzw. 16jähriger Versuchsdauer können in Bad Lauchstädt bzw. Dornburg unter Weide, Pappel, Birke und Robinie bedingt durch die nichtwendende Bodenbearbeitung und der damit verbundenen oberflächennahen Streuakku-

mulation erhöhte Basalrespirationen in der Oberkrume nachgewiesen werden. In analoger Weise zum organischen und mikrobiellen Kohlenstoffgehalt nimmt die Basalatmung unter den Gehölzen mit zunehmender Bodentiefe kontinuierlich ab und folgt dabei der vertikalen Verteilung an organischer Substanz im Boden.

Nach dem **Umbruch** der Kurzumtriebsplantage im Jahr 2010 konnten unter den ehemaligen Varianten Weide und Pappel signifikant verringerte Basalatmungen in 0-5 cm Bodentiefe festgestellt werden. Die Werte für die Basalatmung folgen damit den Ergebnissen der mikrobiellen Biomasse. Dabei wird deutlich, dass mit abnehmender mikrobieller Biomasse die Atmungsaktivität sinkt und somit auch die Zersetzungsprozesse langsamer ablaufen können. Die Basalatmung ist in 10-20 cm Bodentiefe unter der vormaligen Weide- und Pappelnutzung infolge der Zerkleinerung und Einarbeitung der Wurzelstöcke erhöht. Die Zunahme der Basalatmungsrate in der Mittelkrume kann aber auch auf die Bodenverdichtung zurückgeführt werden, die aus den hohen Wassergehalten zum Zeitpunkt der Fräsung und der anschließenden Bodenbearbeitung resultierte (KAISER 1992). Die weitestgehend homogenisierende Wirkung des Pfluges ein Jahr nach dem Umbruch (2011) bewirkt, dass die Basalatmung in der Tiefenstufe von 0-10 cm und im gesamten Tiefenprofil der ehemaligen Gehölzvarianten nahezu unverändert bleibt.

Mikrobielle Biomasse

Die Versuchsergebnisse im Energiepark Bad Lauchstädt belegen vier Jahre nach der Aufforstung (KUP 2004) signifikant erhöhte C_{org} -Gehalte in 0-5 cm Bodentiefe für Weide im Vergleich zur Ackernutzung. Bei der Pappel sind in der Oberkrume zu diesem Zeitpunkt noch keine Veränderungen im C_{org} -Gehalt messbar. Weitaus deutlichere Veränderungen im Vergleich zum organischen Kohlenstoff konnten beim Anbau beider Gehölzarten durch eine signifikante Zunahme der mikrobiellen Biomasse-Gehalte in der Oberkrume im Vergleich zur Ackernutzung festgestellt werden. Dies unterstreicht, dass die mikrobielle Biomasse sensitiv auf kurzfristige Veränderungen im Boden reagiert (POWLSON und JENKINSON 1981, POWLSON et al. 1987) und somit frühzeitige Prognosen über die Entwicklung der Humusdynamik nach einer Nutzungsänderung liefern kann. Somit weist die mikrobielle Biomasse die kürzesten Umsetzungszeiten unter den Bestandteilen der organischen Substanz im Boden auf und reagiert lange bevor sich Änderungen in Menge und Gehalt an organischer Substanz im Boden abzeichnen (POWLSON et al. 1987). Dabei wird die Umsatzrate der mikrobiellen Biomasse durch das Substratangebot bestimmt. Hierbei übernehmen die Regenwürmer eine bedeutende

Funktion. Sie verteilen oberflächlich abgelegte Blattrückstände im Bodenprofil und beeinflussen dadurch die mikrobielle Aktivität und den mikrobiell gebunden Kohlenstoff (STOCKFISCH 1997). Die Streuzersetzung findet dabei vorwiegend im Ah- Horizont statt und verläuft rasch (AG BODENKUNDE 2005). EHRMANN und VOLLMER (1997) bestätigen, dass große Regenwurmpopulationen ($> 50\text{g Biomasse m}^{-2}$), wie sie unter Weide und Pappel am Standort Bad Lauchstädt anzutreffen waren, einen besonders schnellen Humusabbau bewirken. Die Bedeutung der organischen Bodensubstanz als primäre Ressource für das Bodenleben wurde durch eine signifikant positive Korrelation mit dem mikrobiellen Kohlenstoff bereits von verschiedenen Autoren beschrieben (DUTZLER-FRANZ 1977, BECK 1984 b, DILLY und MUNCH 1997) und kann mit den eigenen Ergebnissen bestätigt werden. Nach GRIMM und WIRTH (1995) lassen die zum Teil deutlichen Veränderungen im mikrobiellen Biomasse-C und entsprechend geringeren Veränderungen im C_{org} -Gehalt vier Jahre nach der Erstaufforstung (2004) aber keine enge Korrelation erwarten. Dagegen führt die Anreicherung von organischer Bodensubstanz neun (2009) und 16 Jahre nach Versuchsbeginn in Bad Lauchstädt bzw. Dornburg zu einer weitaus engeren signifikante Beziehungen zwischen dem C_{org} -Gehalt und der mikrobiellen Biomasse.

Die signifikante Zunahme des mikrobielle Biomasse-C in der Oberkrume unter Weide, Pappel, Birke und Robinie im Vergleich zur Referenzfläche Acker an den Standorten Bad Lauchstädt und Dornburg neun (KUP 2009) bzw. 16 Jahre nach Versuchsbeginn bestätigt weitestgehend die Ergebnisse von MAKESCHIN (1994), ZORNOZA et al. (2009), KAHLE et al. (2010), MAO und ZENG (2010 a) und PELLEGRINO et al. (2011). Die hohen Anteile des Biomasse-C sprechen für eine größere biologische Verfügbarkeit der organischen Substanz und weisen meist auf einen großen Biomassepool hin. GROCHOLL (1991) führt die Anreicherung von mikrobieller Biomasse in der Oberkrume v.a. auf die Akkumulierung von leicht umsetzbarer organischer Substanz, in Form von heißwasserlöslichem Kohlenstoff, zurück. Da durch das frische Pflanzenmaterial ein hoher Input an leicht verfügbaren Nährstoffen erfolgt, ist ein Anstieg der Biomasse von Organismen, die auf diese Nahrung spezialisiert sind, denkbar (LENZ 1999). Mit zunehmender Bodentiefe bildet sich unter den Gehölzen in Bad Lauchstädt und Dornburg im Unterschied zum Ackerland ein deutlicher Tiefengradient des C_{mik} -Gehaltes heraus. Die Tiefenfunktion ist in analoger Weise zum organischen Kohlenstoff-Gehalt auf den Verbleib der Blattstreu auf der Fläche und die unterlassene Bodenbearbeitung zurückzuführen. Damit werden die Ergebnisse von BODE und BLUME (1995) bestätigt, die infolge fehlender Bodenbearbeitung in Unterböden deutlich geringere Besiedlungsdichten

nachweisen konnten, da die organische Substanz nicht in tiefere Bodenschichten verteilt wird. Auch EMMERLING et al. (2003) beschreibt die Differenzierung der bodenmikrobiologischen Parameter in der Ober- und Unterkrume als ein typisches Phänomen der fehlenden Bodenbearbeitung. Das Tiefenprofil der mikrobiellen Parameter eines Bodens stellt ein sicheres Zeichen für das Vorschreiten und die Intensität des Bodenbildungsprozesses dar (MACHULLA 2000).

Die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage (**Umbruch**) in Ackerland wirkt sich auf die mikrobielle Biomasse im Boden aus. Unmittelbar nach dem Umbruch (2010) nimmt die mikrobielle Aktivität im Oberboden der ehemaligen Weide- und Pappelnutzung ab. Diese Beobachtung deckt sich mit den Ergebnissen einer Vielzahl an Autoren (BASU und BEHERA 1993, HENROT und ROBERTSON 1994, PRASAD et al. 1994). Im Gegensatz dazu ist die mikrobielle Biomasse unter der ehemaligen Weide- und Pappelvariante trotz ungünstiger Trockenrohdichte und gesättigter Wasserleitfähigkeit in 10-20 cm Bodentiefe infolge der Zerkleinerung und Einarbeitung der Wurzelstöcke erhöht. SCHOLZ et al. (2009) bestätigt einen kurzfristigen Anstieg der biologischen Aktivität im Boden, die mit einer verstärkten Freisetzung von Kohlenstoff verbunden ist. Nach ANGERS et al. (1993) fördert die intensive Bodenbearbeitung die mikrobielle Aktivität in den tieferen Bodenschichten, während bei Verzicht auf eine Bodenbearbeitung die mikrobielle Biomasse in 0-10 cm Bodentiefe im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen signifikant erhöht ist. Ein Jahr nach dem Umbruch (2011) führt der Einsatz des Pfluges zur Durchmischung des Bodenkörpers und damit zu einer stärkeren Verteilung der Wurzel- und Ernterückstände. Infolge der wendenden Bodenbearbeitung wird die organische Substanz und die damit für die Enzymaktivität entscheidende mikrobielle Biomasse bis 30 cm Bodentiefe homogen verteilt. Ähnliche Ergebnisse beschreibt VAN CAPELLE et al. (2012) bei der Auswertung von verschiedenen internationalen Versuchen.

$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis

Bei der Ackernutzung im Energiepark Bad Lauchstädt hat sich mit den Jahren, aufgrund der stabilen $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten im Krumbereich (0-30 cm), ein Humusgleichgewicht eingestellt (SCHMITT 2007). Auch die unteren Bodenschichten wurden durch das tiefe Unterpflügen der Erntereste mit organischer Substanz versorgt. Dagegen bewirkte der Verzicht auf tiefwendende Bodenbearbeitung unter Weide und Pappel (**KUP** 2004) an den Standorten Bad Lauchstädt und Dornburg eine Differenzierung zwischen 0-5 cm Bodentiefe und den unteren Bodenschichten (10-20, 20-30 cm). Die hohen C_{mik} -Gehalte

in der Oberkrume, bedingt durch den großen C-Input in Form von frischem Pflanzenmaterial, führten unter den Bäumen zu einem erhöhten $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten. Der große Quotient deutet auf eine bessere mikrobielle Verfügbarkeit der organischen Substanz für die Bodenmikroflora hin (LAVAHUN et al. 1993, JOERGENSEN 1995, SCHMITT 2007). Ab 5 cm Bodentiefe lässt der Boden unter den schnellwachsenden Baumarten niedrigere $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten sowohl am Standort Bad Lauchstädt als auch in Dornburg erkennen. Ein abnehmendes $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis mit zunehmender Bodentiefe steht im Einklang mit den Forschungsergebnissen von HAYNES (1999). Das geringe $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis lässt auf eine Aufzehrung der leicht abbaubaren organischen Verbindungen schließen. Demnach weist der niedrige Quotient auf einen geringen Anteil an leicht verfügbarem organischem Material am Gesamtgehalt organischer Bodensubstanz hin.

Bereits ein Jahr nach dem **Umbruch** (2011) ist das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten mit der Referenz vergleichbar, so dass sich mit den Jahren ein Humusgleichgewicht einstellen kann.

Metabolischer Quotient

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche (Referenz) am Standort Bad Lauchstädt ist in den Jahren 2004 und 2009 durch eine insgesamt homogene Verteilung des Metabolischen Quotienten in allen 5 Tiefenstufen gekennzeichnet. Der jährlich wiederkehrende Pflugeinsatz in der Fruchtfolge führt zur Durchmischung des Bodenkörpers und zu einer stärkeren Verteilung der Ernterückstände. Die organische Bodensubstanz wurde dabei bis in 30 cm Bodentiefe eingearbeitet und so den Mikroorganismen zugänglich gemacht. Mit Werten zwischen 4,2 und 5,9 $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} C_{\text{mik}} \text{h}^{-1}$ (Jahr 2004) kann von einer effizienten Substrat- und Energienutzung durch die Mikroorganismen ausgegangen werden (SCHMITT 2007).

Für die Energiegehölze lassen sich neun (**KUP** 2009) und 16 Jahre nach Versuchsbeginn an den Standorten Bad Lauchstädt bzw. Dornburg nur in den oberen 5 cm Bodentiefe niedrigere metabolische Quotienten im Vergleich zur Referenz feststellen. Die niedrigen Quotienten in der Oberkrume deuten auf eine erhöhte Syntheseleistung der Mikroflora (höhere Effizienz der C-Assimilation = Baustoffwechsel) bei relativ geringer Mineralisationsleistung hin (GROCHOLL 1991, SCHMITT 2007). Eine Vielzahl an Autoren fanden einen höheren Metabolischen Quotienten unter Ackerböden als in natürlichen Böden (ANDERSON und DOMSCH 1990, ZELLES et al. 1994, ALVAREZ et al. 1995, 2007, ANANYEVA et al. 2008). Mit zunehmender Bodentiefe steigen die $q\text{CO}_2$

unter Weide (Bad Lauchstädt, Dornburg), Pappel (Bad Lauchstädt, Dornburg) und Birke (Dornburg) an. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit den Forschungsergebnissen von MACHULLA (2000), wonach der qCO_2 mit der Tiefe zunehmen kann. Die insbesondere in den Unterkrumen unter den Energiegehölzen aufgetretenen hohen Metabolischen Quotienten lassen eine verstärkte Umsetzung in Richtung Mineralisation (Energiestoffwechsel der Mikroorganismen) vermuten (GROCHOLL 1991, SCHMITT 2007) und auf eine starke Belastung der mikrobiellen Biomasse schließen. Als Ursache dafür kann die verminderte Durchlüftung in dem verdichteten Boden diskutiert werden, denn eine Verringerung des Porenvolumens stellt eine Belastung für die Mikroorganismen dar (KAISER 1992), bei der folglich immer weniger Mikroorganismen überleben. Die hohen Metabolischen Quotienten können aber auch auf eine ineffiziente Substratnutzung durch die Mikroorganismen zurückgeführt werden. Dies würde bedeuten, dass die Mikroorganismen bei den angebauten Energiegehölzern einen größeren Anteil der zur Verfügung stehenden Kohlenstoffverbindungen zur Aufrechterhaltung ihres Stoffwechsels verbrauchen und dementsprechend einen höheren Anteil an C-Verbindungen zu CO_2 veratmen. Demnach wäre besonders unter Korbweide am Standort Bad Lauchstädt (KUP 2009) und Dornburg (KUP 2009) das Substratangebot für die Mikroorganismen ungünstig.

Die Rückwandlung der KUP in Ackernutzung hat unmittelbar nach dem **Umbruch** (2010) noch keinen Einfluss auf das Verhältnis von mikrobieller Respiration zur Biomasse unter den ehemaligen Gehölzvarianten. Bereits ein Jahr nach dem Umbruch (2011) der ehemaligen Weide- und Pappelvarianten sind die qCO_2 mit der Referenz vergleichbar. Die niedrigen Metabolischen Quotienten deuten auf eine effiziente mikrobielle Umsatzleistung hin.

Enzymaktivitäten

Die enzymatischen Reaktionen stehen unter dem Einfluss verschiedener chemischer Bodeneigenschaften, zu denen u. a. der pH-Wert und der Humusgehalt im Boden zählt. Zur Charakterisierung der biologischen Aktivität der Energieholzversuche Bad Lauchstädt und Dornburg wurde der Zelluloseabbau mit Hilfe der β -Glucosidaseaktivität sowie der hydrolytische Abbau komplexer stickstoffhaltiger Verbindungen mit Hilfe des Bodenenzym Arginin-Ammonifikation bestimmt.

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse belegen für die **KUP** Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 und 2009 und die KUP Dornburg signifikant erhöhte β -Glucosidase- und Arginin-Gehalte im Oberboden der schnellwachsenden Gehölze im Vergleich zur

Ackernutzung. Die hohen Enzymaktivitätswerte in der Oberkrume der Bäume deuten auf ein stabiles System und hohen Umsatzleistungen, die auf einer Aktivitätssteigerung der Mikroorganismen beruhen, hin (BÖHM et al. 1991). Ausschlaggebend dabei ist die Anreicherung von leicht verfügbarer organischer Substanz im Oberboden unter KUP aufgrund der fehlenden Bodenbearbeitung. Auch GROCHOLL (1991) gelangte bei der Auswertung älterer Dauerversuche zu dieser Feststellung. Eine weitere Ursache ist in den engen positiven Wechselwirkungen zwischen der mikrobiellen Biomasse, dem organischen Kohlenstoff und den Enzymaktivitäten zu sehen. Signifikant korrelative Bindungen zwischen der β -Glucosidase und dem mikrobiellen Biomasse-C wurden bereits von TAYLOR et al. (2002) und LANGER und KLIMANEK (2006) beschrieben. Eine Vielzahl von Autoren (LANDGRAF und KLOSE 2002, TAYLOR et al. 2002, TURNER et al. 2002, LANGER und KLIMANEK 2006) weisen in einzelnen Versuchen auch auf eine signifikant positive Korrelation zwischen der β -Glucosidase und dem organischen Kohlenstoff hin. Nach den Forschungsergebnissen von ACOSTA-MARTINEZ et al. (2003), die Enzymaktivitäten in landwirtschaftlich genutzten Böden in Texas (USA) untersuchten, besteht eine Korrelation der Enzymaktivitäten mit der organischen Bodensubstanz, sowie ein wechselseitiger Zusammenhang der Enzyme untereinander. Als Grund dafür sind die Bestandesabfälle und Ernterückstände, die auf der Bodenoberfläche verbleiben, zu nennen. Ebenso beeinflussen Wurzeln und Vegetationsdecke durch aktive Ausscheidung von Enzymen den Enzymgehalt des Bodens (DUTZLER-FRANZ 1990).

Da mit zunehmender Bodentiefe die mikrobielle Biomasse sinkt, konnten auch in den tieferen Bodenschichten geringere Enzymaktivitäten festgestellt werden. Somit ergibt die Messung der Bodenenzyme unter Weide und Pappel vier (KUP 2004) bzw. neun (KUP 2009) Jahre nach Versuchsbeginn einen deutlich ausgeprägten Tiefengradienten. Ab 10 cm Bodentiefe konnten auch unter den schnellwachsenden Bäumen im Energieholzversuch Dornburg (KUP 2009) ein Rückgang der biologischen Aktivität beobachtet werden, so dass die tieferen Bodenschichten durch geringere Enzymaktivitäten charakterisiert waren. EKENLER und TABATABAI (2003), die die Veränderung der mikrobiellen Biomasse und β -Glucosidaseaktivitäten in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen („no till“ und „chisle plow“) untersuchten, bestätigen dass die β -Glucosidaseaktivität in 0-5 cm signifikant höher ist als in 0-15 cm Bodentiefe. Auch DUTZLER-FRANZ (1977) stellte fest, dass nur in den obersten 30 cm nennenswerte Enzymgehalte vorliegen. Die Autoren SCHINNER und SONNLEITNER (1996) sowie GISI et al. (1997) begründen den Rückgang der bodenbiologischen Prozesse mit schlechteren Luftverhältnissen und ein Mangel an Nahrung in der Unterkrume (SCHMITT et al. 2010).

Auffällig ist, dass die Weide in allen beprobten Bodentiefen durch die geringste Glucosidaseaktivität gekennzeichnet ist. Nach TISCHER et al. (2006) kann es sich hierbei eventuell um eine Hemmung bestimmter Mikroorganismen durch die Wurzelexsudate der Weide handeln.

Die Enzymaktivität im Boden reagiert schneller auf Veränderungen im Produktionssystem als in der organischen Bodensubstanz sichtbar wird (DORAN und PARKIN 1996, MASTO et al. 2006). So ist bereits unmittelbar nach dem **Umbruch** (2010) die β -Glucosidaseaktivität in 0-10 cm Bodentiefe unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten deutlich reduziert. Die Autoren ACOSTA-MARTÍNEZ et al. (2008), ULRICH et al. (2010) und BONANOMI et al. 2011 stellten ebenfalls niedrigere β -Glucosidase-Gehalte in konventionell bewirtschafteten Böden im Vergleich zu no-tillage Böden fest. Die genannten Autoren führen die niedrige Enzymaktivität auf die Bodenbearbeitung und Bewirtschaftungsumstellung zurück. Weiterhin resultieren die geringeren Enzymaktivitäten im Boden aus der verringerten mikrobiellen Biomasse im Boden nach der Rückwandlung der Fläche in Ackerland. Die geringe β -Glucosidaseaktivität in den gefrästen Böden deutet wahrscheinlich auf einen negativen Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz hin (SOTOMAYOR-RAMÍREZ et al. 2009). Aufgrund hoher Wassergehalte zum Zeitpunkt der Fräsung im Jahr 2010 und anschließender Bodenbearbeitung ist der Boden in 10-30 cm Bodentiefe verdichtet. Die Enzymaktivität nimmt in dieser Tiefe aufgrund schlechterer Luftverhältnisse ab. Ein Jahr nach der Rückwandlung (2011) der Fläche in Ackerland konnten bis in eine Tiefe von 30 cm hohe Arginin-Ammonifikationsgehalte nachgewiesen werden. Aufgrund der besseren Belüftung des Bodens nach der Pflugbearbeitung steigen die Aktivitätswerte an. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von ULRICH et al. (2008). Infolge der wendenden Bodenbearbeitung wird die organische Substanz und die damit für die Enzymaktivität entscheidende mikrobielle Biomasse bis in 30 cm Bodentiefe homogen verteilt.

5.4 Lumbriciden

Der Vergleich mit der Ackerfläche zeigt am Standort Bad Lauchstädt für Weide und Pappel nach vier Versuchsjahren (**KUP** 2004) ein deutlich verändertes Artenspektrum. Aus der vormals arten- und individuenarmen Ackernutzung konnte sich in dieser Zeit unter den Gehölzen eine an die Standortverhältnisse und die Nutzung angepasste Lumbricidenzönose entwickeln. Die Forschungsergebnisse von EHRMANN (1995) zeigen die Zunahme der Regenwurmpopulation nach einer Nutzungsumstellung, da die

ungünstigen Lebensbedingungen Bodenbearbeitung und Pflanzenschutz für die Lumbriciden mit Beginn des Anbaus von Energiehölzern in KUP entfallen. So konnten MAKESCHIN (1994), KAHLE und BAUM (2010) und STAUFFER et al. (2014) nach der Aufforstung mit Weiden und / oder Pappeln im Vergleich zur Ackernutzung erhöhte Regenwurmabundanzen und -biomassen nachweisen (SCHMITT et al. 2010). Dabei spielt für die Biomasse der Lumbriciden die Nahrungsgrundlage und die Bodenfeuchte des Standortes eine entscheidende Rolle (TISCHER 2010). Auch am Standort Dornburg zeigte sich im Vergleich zur Ackernutzung nach 16 Versuchsjahren ein deutlich verändertes Artenspektrum. Über die Jahre stellte sich ein Gleichgewichtszustand hinsichtlich Abundanz und Biomasse ein. Vor allem die Weide- und Pappelnutzung zeigte in Dornburg ein reiches Regenwurmorkommen mit Vertretern der endogäischen, anözischen und epigäischen Lebensform. Standorte an denen alle drei Lebensformtypen vorkommen, weisen in der Regel auch hohe Werte bei den Parametern Abundanz, Biomasse und Artenanzahl auf (EHRMANN und VOLLMER 1997). Das hohe Regenwurmorkommen verbessert durch den Streuabbau und Bioturbation die Durchlüftung und Wasserdurchlässigkeit des Bodens, erhöht die Aktivität der Bodenmikroorganismen und fördert die Humusbildung und Nährstoffumsetzung im Boden (ANDERSON 1990, GEMESI et al. 1995).

Zwischen den schnellwachsenden Baumarten Weide und Pappel konnten an beiden Standorten Unterschiede hinsichtlich der Anzahl der Lumbriciden festgestellt werden. Sowohl in Bad Lauchstädt (KUP 2004, KUP 2008, KUP 2009) als auch in Dornburg treten unter Pappel höhere Individuenzahlen auf. Eine Begründung für die Differenzierung zwischen den Baumarten findet sich möglicherweise in der Streuauflage (Korbweide 15,4 dt ha⁻¹ TM, Pappel 39,4 dt ha⁻¹ TM, Bad Lauchstädt im Jahr 2009). Weiterhin kann vermutet werden, dass die Pappel neben der Streumenge für die Lumbriciden eine verbesserte Nahrungsqualität bietet. Entgegen den eigenen Ergebnissen fand MAKESCHIN (1994) höhere Individuenzahlen unter Weide. Der Autor begründet sein Befund mit einer verbesserten Wasserführung und -verfügbarkeit, die durch eine geringere Interzeption von Niederschlägen bei der Baumart Weide zustande kommt (SCHMITT et al. 2010).

Nach 9 Versuchsjahren (2009) unter KUP wurde am Standort Bad Lauchstädt ein Rückgang der Regenwurmpopulation unter Weide und Pappel im Vergleich zum Jahr 2004 beobachtet. Ursachen können zum einen auf eine interannuelle (kurzzeitige) Schwankung der Populationsdichte zurückgeführt werden, die beispielsweise auf die

Winterhärte des vorangegangenen Jahres beruhen kann (TIMMERMAN et al. 2006, EKSCHMITT und WOLTERS 2007). Dabei sind Populationsschwankungen von Regenwürmern nicht ungewöhnlich und konnten beispielsweise von den Autoren VAN RHEE und NATHANS (1973) in Langzeituntersuchungen nachgewiesen werden. Eine Abnahme in der Individuendichte kann einen Rückgang des Streuabbaus bewirken und zu einer verringerten Aktivität der Bodenmikroflora führen (GEMESI et al. 1995).

Die Lumbriciden gelten als zentrale Bioindikatoren im Boden und spiegeln in ihrer biologischen Charakteristika (bodenzoologische Indikatoren der biologischen Aktivität und Biodiversität, Migrationsmuster) Veränderungen im Lebensraum Boden wider (GNAN 2002). Die Lebensbedingungen für die Regenwürmer sind nach dem **Umbruch** (2010) der Kurzumtriebsplantage erschwert. Die tiefgreifende Bodenbearbeitung hat eine schädigende Wirkung auf die Regenwurmpopulationen und lässt auch die Regenwurmbiomasse stark absinken (FORSTREUTER 1999). Dabei werden unter den Regenwürmern vor allem die Flachwühler (epigäische und endogäische Arten) vermindert, während die anözischen Arten teilweise erhalten bleiben. Der geringe Anteil der adulten Regenwürmer nach dem Umbruch (2010) der Kurzumtriebsplantage lässt auf eine große Mortalität der Tiere schließen, die aufgrund ihrer Größe von den Bodenbearbeitungsgeräten erfasst worden. Zudem kann durch die Schädigung der geschlechtsreifen Lumbriciden die Fortpflanzung vermindert werden (FORSTREUTER 1999). Möglicherweise dürfte ein Biomasseanstieg der Regenwürmer unter den nachfolgenden Feldfrüchten Winterweizen und Wintergerste im Zusammenhang mit dem verbesserten Nahrungsangebot stehen.

6 Zusammenfassung

Auswirkungen des Anbaus und Umbruchs von Kurzumtriebsplantagen auf ausgewählte physikalische, chemische und biologische Bodenparameter

In den vergangenen Jahren hat das Interesse an nachwachsenden Rohstoffen zur Energiegewinnung stetig zugenommen. Dabei erlebt der Rohstoff Holz eine Renaissance als Energieträger. Mit der vorliegenden Studie sollen die Auswirkungen des Anbaues von Energiehölzern im Kurzumtrieb auf ökologisch relevante physikalische (Trockenrohichte, Luftkapazität, Grobporenvolumen, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, pneumatische Leitfähigkeit, gesättigte Wasserleitfähigkeit), chemische (pH-Wert, organischer Kohlenstoff), biologische (Basalatmung, mikrobielle Biomasse, ökophysiologische Parameter, Glucosidase-Aktivität, Arginin-Ammonifikation) Bodenparameter und die Lumbricidenfauna einer Schwarzerde im mitteldeutschen Trockengebiet (Standort Bad Lauchstädt) und einer Parabraunerde in Dornburg sowie die Auswirkungen einer Rückführung der Kurzumtriebsplantage (Bad Lauchstädt) in Ackerland mitgeteilt werden. Grundlage der Untersuchungen bilden zwei Langzeitversuche. Der im Jahr 2000 am Standort Bad Lauchstädt angelegte Feldversuch (Energiepark) besteht aus Varianten mit zwei schnellwachsenden Baumarten Korbweide (*Salix viminalis spp.*) und Pappel (*Populus nigra spp.*). Neben genannten Baumarten sind im Energieholzversuch Dornburg, der 1993 angelegt wurde, zusätzlich noch Birke (*Betula spec.*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia L.*) vertreten. Als Vergleichsbasis dient jeweils eine repräsentative Ackerfläche. Im Frühjahr 2004 und 2009 wurden in der Kurzumtriebsplantage der Versuchsstation Bad Lauchstädt (Sachsen-Anhalt) sowie im Frühjahr 2009 im Energieholzversuch Dornburg (Thüringen) Bodenproben für bodenphysikalische, -chemische und -biologische Untersuchungen genommen. Nach einer Laufzeit von zehn (2010) bzw. elf (2011) Jahren wurde der Energieholzversuch in Bad Lauchstädt für die Wiedereingliederung in eine konventionelle landwirtschaftliche Nutzung mit einer Rodungsfräse (Arbeitstiefe 30 cm) umgebrochen und anschließend mit Mais (2010) und Winter-Weizen (2011) bestellt.

Nach der Einstellung der ackerbaulichen Nutzung führt der mehrjährige Anbau von Energieholz in Kurzumtriebsplantagen in Bad Lauchstädt und Dornburg zu einer Umstellung physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse im Boden. Auf dem Schwarzerde-Standort Bad Lauchstädt, mit seinem hohen natürlichen Ertrags- und ökologischen Pufferungspotenzial wird das Bodengefüge in der Krume unter Weide und Pappel im Vergleich zur Ackernutzung vier Jahre nach der Aufforstung (2004) infolge

des Lockerungsverzichts kompakter (Zunahme der Trockenrohdichte und Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit). Die Dichtlagerung im Oberboden wirkt sich auch auf den Luft- und Wasserhaushalt des Bodens unter den Bäumen aus, wobei die Kennwerte für die Luftkapazität, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität und permanenter Welkepunkt als mittel bis hoch eingestuft werden können. In der Unterkrume und Krumenbasis treten meist nur geringe Differenzierungen zwischen den Varianten auf. Der Kompaktierung des Oberbodens unter Weide und Pappel konnte am Standort Bad Lauchstädt durch die Anreicherung von organischer Substanz in Form von Blattstreu und Wurzelbiomasse nach neun Versuchsjahren (2009) entgegengewirkt werden. Auch am Standort Dornburg konnte 16 Jahre nach Versuchsbeginn eine geringe Trockenrohdichte im Oberboden unter Weide, Pappel, Birke und Robinie festgestellt werden.

Nach vierjähriger Standdauer der Bäume treten langsame, aber kontinuierliche Veränderungen im organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) unter Weide und Pappel auf. Erst mit zunehmender Standdauer der Bäume nehmen an den Standorten Bad Lauchstädt (nach 9 Jahren) und Dornburg (nach 16 Jahren) die C_{org} -Gehalte in der Oberkrume unter Weide, Pappel bzw. Birke und Robinie signifikant zu. Eine nennenswerte C-Akkumulationswirkung konnte sich im Vergleich zur Ackernutzung aber nur infolge der langfristigen C_{org} -Anreicherung in der Oberkrume im Energieholzversuch Dornburg einstellen. Mit der Anreicherung von organischer Bodensubstanz unter den Bäumen in Bad Lauchstädt und Dornburg verändern sich die bodenphysikalischen Parameter Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität und permanenter Welkepunkt. Die Einstellung stabiler Gleichgewichtssysteme auf der Schwarzerde und Humusparabraunerde ist jedoch ein langfristiger Prozess, so dass nach 9 bzw. 16 Versuchsjahren keine endgültige Aussage möglich ist. Weitaus schnellere Veränderungen können bei den biologischen Bodenparametern beobachtet werden. Die Gehalte an mikrobieller Biomasse (C_{mik}) und Bodenzymen (β -Glucosidase, Arginin-Ammonifikation) zeigen bereits vier Jahre nach der Aufforstung am Standort Bad Lauchstädt signifikant erhöhte Werte im Oberboden für die Gehölze. Der Abbau der Blatt- und Wurzelstreu scheint durch die vorhandenen Organismen im Boden sehr rasch vonstatten zu gehen. Mit zunehmender Bodentiefe ist unter Weide und Pappel ein deutlich ausgeprägter Tiefengradient mit abnehmenden C_{mik} -, β -Glucosidase-, Arginingehalten zu verzeichnen. Nach neun (Bad Lauchstädt) und 16 Versuchsjahren (Dornburg) deuten die hohen Enzymaktivitätswerte in der Oberkrume der Bäume auf ein stabiles System mit hohen Umsatzleistungen und positiver Wirkung auf Aggregatstabilität und Bodengare hin. Die mehrjährige Bodenruhe fördert in Verbindung mit der Streu das Lumbricidenvorkommen an beiden KUP Standorten.

Mit den Jahren konnte sich unter den Gehölzen eine an die Standortverhältnisse und die Nutzung angepasste Lumbricidenzönose entwickeln. Insgesamt belegt die vorliegende und umfassende Analyse wichtiger ökologisch relevanter Bodenparameter eine günstige Beeinflussung der Bodenqualität durch den Anbau schnellwachsender Hölzer gegenüber konventionellen Ackerbausystemen an den Standorten Bad Lauchstädt und Dornburg.

Die bodenphysikalischen Parameter werden maßgeblich durch die Rückwandlung der Kurzumtriebsplantage in eine konventionelle Ackernutzung im Jahr 2010 beeinflusst. Unmittelbar nach dem Umbruch nimmt die Trockenrohdichte unter den ehemaligen Weide- und Pappelvarianten in 0-6 cm Bodentiefe aufgrund der lockernden Wirkung der Bodenfräse signifikant ab und die Werte für die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) in gleicher Tiefe zu. In der Tiefenstufe von 16-30 cm wurde der Boden aufgrund hoher Wassergehalte zum Zeitpunkt der Fräsung und anschließender Bodenbearbeitung verdichtet, so dass keine ausreichende Wasserleitfähigkeit ($k_f < 10 \text{ cm d}^{-1}$) gewährleistet war. Dieser Effekt wird durch die Pflugbearbeitung ein Jahr nach dem Umbruch nivelliert. Die Rückwandlung von KUP in eine konventionelle landwirtschaftliche Nutzung verändert auch die chemisch und biologisch relevanten Bodenkennwerte. Der organische Kohlenstoffgehalt, die mikrobielle Biomasse und die β -Glucosidaseaktivität sind in 0-10 cm Bodentiefe deutlich reduziert. Soll der Kohlenstoff jedoch länger im Boden gebunden bleiben, ist eine Rückwandlung in Ackerland nicht zu empfehlen. Im darauffolgenden Versuchsjahr ist die ehemalige Weidefläche in den bodenchemischen und biologischen Parametern mit der Ackernutzung zu Versuchsbeginn vergleichbar. Die ehemalige Pappelnutzung unterscheidet sich nur in den Enzymaktivitäten von der einstigen Ackernutzung. Negativ wirkt sich der Rückwandlung der Flächen auf die Lumbricidenbiozönose aus. Die tiefgreifende Bodenbearbeitung hat eine schädigende Wirkung auf die Regenwurmpopulationen und lässt auch die Regenwurmbiomasse stark absinken. Dabei werden unter den Regenwürmern vor allem die endogäischen und epigäischen Lumbricidenarten vermindert, während die anözischen Arten teilweise erhalten bleiben.

Im Hinblick auf die zu erwartende Flächenausdehnung und den insgesamt unbefriedigenden Kenntnisstand sind weitere Untersuchungen zum Kohlenstoffvorrat und zur Kohlenstoffdynamik für eine bessere Abschätzung der C-Emission nach dem Umbruch von Kurzumtriebsplantagen dringend notwendig.

7 Summary

Impact of the cultivation and reconversion of Short Rotation Coppices on physical, chemical and biological soil parameters

In recent years the interest on fast-growing species of tree for energy production has continuously increased. The raw material wood - as a source of energy - has been experiencing something of a renaissance. The following study is intended to present the effects - on selected physical (bulk density, field air capacity, large pore volume, field capacity, available water content, permanent wilting point, air conductivity, saturated hydraulic conductivity), chemical (pH-value, soil organic carbon) and biological (respiration, microbial biomass, ecophysiology parameter, β -glucosidase, arginine ammonification) soil parameters and earthworm fauna of a chernozem in the *Mitteldeutsches Trockengebiet* (area Bad Lauchstädt) and a luvisol (area Dornburg) - of cultivating a short rotation coppice (SRC) over many years as well as of reconverting the SRC into arable land (area Bad Lauchstädt). The basis of the examination are 2 long-term soil research trials. In the year 2000, the study in Bad Lauchstädt consists of the following variants: two fast-growing tree species - common osier willow (*Salix viminalis* spp.) and black poplar (*Populus nigra* spp.). As well as those 2 species which were planted in the energy wood trial in Dornburg in 1993 the betula (*Betula spec.*) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) trees can also be found. Arable land use as a reference area. Soil sampling in order to study physical, chemical and biological soil properties during the wood fuel experiment at Bad Lauchstädt was carried out in spring 2004 and spring 2009 and at Dornburg in spring 2009, respectively. After a period of ten (2010) and eleven (2011) years, the land from the woody biomass experiment was reconverted for conventional agricultural use. The rhizomes were sliced up using a rotary cultivator (cultivation depth 30 cm) and Maize (*Zea mays* L.) was cultivated in May 2010.

The afforestation of former agricultural land (SRC) results in an adjustment of physical, chemical and biological soil processes. Four years after afforestation at the Bad Lauchstädt location the soil structure in the crumb beneath willow and poplar becomes more compacted (bulk density increases, saturated hydraulic conductivity decreases) compared to the reference arable land. The compacted subsoil has an influence on air- and waterbalance under the trees. Therefore the parameter field air capacity, field capacity, available water content and permanent wilting point shows middle to high values. At greater depth levels, there are only some differences between the variants. After nine trial years (2009), the compaction of the topsoil under willow and poplar had been counteracted by way of increased concentrations of organic matter in the form of leaf

litter and root biomass. At the Dornburg location can be assumed from a low bulk density beneath the willow, poplar, betula and black locust trees, 16 years after afforestation. With increasing cultivation of the trees the values of the air- and water-balance almost unchanged.

After a cultivation period of four years, there are slow but continuous changes in soil organic carbon (C_{org}) under willow and poplar. Only with the increased age of the trees at the locations Bad Lauchstadt (after 9 years) and Dornburg (after 16 years) do the C_{org} contents in the top crumb beneath the willow, poplar and betula, black locust trees significantly increase, respectively. A significant C accumulation was only possible because of the long term soil organic carbon enrichment in the subsoil in Dornburg compared to the reference arable land. The accumulation of soil organic matter under the trees in Bad Lauchstädt and Dornburg change the soil physical parameters field capacity, available water content and permanent wilting point. Nevertheless, the setting of stable balance systems on the chernozem and lessivé is a long-term process, so that no final statement is possible after nine or 16 test years. Much faster changes were observed for the criteria of soil biology. For example, just four years into the study significantly higher microbial biomasses (C_{mic}) and levels of enzyme activity (β -glucosidase, arginine ammonification) were observed at a soil depth of 0-10 cm in the woody plant variants when compared to the reference arable land. The degrading of the leaf and root litter seems to be aided and quickened by the organisms in the soil. With increasing soil depth a clearly pronounced depth gradient with decreasing C_{mic} -, β -Glucosidase- and Argininvalues is to be registered under willow and poplar. After nine (Bad Lauchstädt) and 16 test years (Dornburg) high enzyme activity values in the topsoil point to a stable system with high conversion capacities and a positive impact on aggregate stability. The long resting of the soil as well as the litter has positive effects on the earthworm fauna at both test sides. Over the years a earthwormcoenosis developed amongst the trees that adapted to the location and use. Even after a short period spent cultivating willow and poplar, compared to conventional arable farming systems there is a favourable impact on soil structure and soil quality.

In the year 2010, reconverting the SRC into arable land has an impact on soil physical parameter. Immediately after this reconversion, the loosening effect of the rotary cultivator resulted in significant decreases in bulk density at a soil depth of 0-6 cm on the former willow and poplar variants, while for the same depth values of saturated hydraulic conductivity increased. At the depth level of 16-30 cm, as a result of high water

content levels at the time of rotavation and subsequent tillage, the soil had become compacted with the result that sufficient soil hydraulic conductivity (saturated hydraulic conductivity $< 10 \text{ cm d}^{-1}$) was not guaranteed. This effect was evened out by ploughing one year after reversion. Reverting of SRC into arable land has also an impact on soil chemical and biological parameter. Directly after the SRC reversion, soil organic carbon content and microbial biomass at a soil depth of 0-10 cm were reduced considerably. Therefore if the intention is to keep carbon fixed in the soil for a longer period of time, then reverting the SRC to arable land is not recommended. Just one year on from reversion, the former willow and poplar areas are comparable with the arable land from before the short rotation coppice was cultivated. The return of the land to its former use has a negative impact on the earthwormcoenosis. The deep subsoiling has a negative effect on the earthworm population and also the decreases the biomass of the earthworms. The endogeic and epigaic species of the earthworm populations mainly decrease whilst the anecic species seems to partly survive.

In view of the widespread increase in use of short rotation coppices that is expected and our currently insufficient level of knowledge, further trials dealing with soil carbon supply and soil carbon dynamics are urgently needed to enable better assessment of C emissions after the reversion of SRCs.

8 Schlussfolgerungen

Der Anbau von schnellwachsenden Bäumen in Kurzumtriebsplantagen stellt durch die Verwertung von Biomasse energetisch betrachtet grundsätzlich eine alternative Energiequelle dar. Ein wachsendes Umweltbewusstsein der Gesellschaft, die Endlichkeit fossiler Rohstoffe und die in Mitteleuropa nicht mehr benötigten Flächen zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion sollten die Anstrengungen, Weiden und Pappeln, aber auch Robinien und Birken zur Energiegewinnung anzubauen, verstärken. Für eine Gesamtbeurteilung der Energieholzproduktion sind Anbauverfahren, Biomasseerzeugung und Verwertungsmöglichkeiten mit ökologisch relevanten Bodendaten zu verknüpfen, da der moderne Pflanzenbau neben einer hohen Produktivität den Prinzipien nachhaltiger Wirtschaftsweise entsprechen muss. Anhand der vorliegenden Ergebnisse können aus bodenökologischer Sicht Empfehlungen für den Anbau von schnellwachsenden Bäumen in Kurzumtriebsplantagen abgeleitet werden.

Bedingt durch das Ausbleiben der Bodenbearbeitung, der Düngung, und des Pflanzenschutzmitteleinsatzes sowie der Flächenvorbereitung für die Anpflanzung der Bäume, die mit dem Entfernen und Einarbeiten der vorhandenen Vegetation und der Bodenbearbeitung verbunden ist, kann der Anbau der schnellwachsenden Baumarten Weide, Pappel, Birke und Robinie (**KUP**) auf vormals landwirtschaftlich genutzten Flächen zu langsamen und kontinuierlichen Veränderungen in den physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen des Bodens führen. Um die Veränderungen beschreiben zu können bedarf es geeigneter Bodenparameter und Indikatoren, die den aktuellen Bodenzustand widerspiegeln können. Die eigenen Ergebnisse zeigen, dass insbesondere mikrobielle Parameter (mikrobielle Biomasse, Basalatmung, Enzymaktivitäten) ein sicheres Zeichen für das Voranschreiten und die Intensität des Bodenbildungsprozesses darstellen. Auch die Lumbriciden, als zentrale Bioindikatoren im Boden, spiegeln schon frühzeitig in ihrer Artenvielfalt, Biomasse und Diversität Veränderungen im Boden unter KUP wider.

Der Anbau von schnellwachsenden Baumarten in Kurzumtriebsplantagen kann über die Jahre betrachtet die Bodenqualität positiv beeinflussen. So fördert die langjährige Bodenruhe unter KUP neben der Anreicherung von Streumaterial und Wurzelmasse im Oberboden, eine Bodenauflockerung, die mit einer besseren Durchlüftung und Durchwurzelung des Bodens verbunden ist. Die Anpflanzung von Weide, Pappel, Birke und Robinie auf ehemaligen Ackerflächen ermöglicht zudem den Aufbau eines Kohlenstoffspeichers im Boden und kann zu einer temporär begrenzten Kohlenstoffsänke werden.

Der Anbau der schnellwachsenden Baumarten in Kurzumtriebsplantagen trägt auch zur Erhöhung der Artenvielfalt und Abundanz von Regenwürmern bei. Die Regenwürmer prägen damit ein intaktes Makroporensystem. Dabei sind die anözischen tiefgrabenden Lumbricidenarten von entscheidender Bedeutung. Mit dem Anlegen der Regenwurmrohren werden Hohlräume geschaffen, die eine Verbindung zwischen Ober- und Unterboden darstellen. Dabei erhöht sich die Struktur- und Gefügestabilität im Boden unter KUP. Eine Standdauer von KUP unter neun Jahren reicht aber nicht für die Einstellung eines spezifischen Gleichgewichtszustandes im Boden aus.

Mit den vorliegenden Ergebnissen ist es möglich erste Aussagen über bodenökologische Auswirkungen, die mit der **Rückführung einer Kurzumtriebsplantage in Ackerland** verbunden sind, zu treffen. Soll die KUP-Fläche wieder in eine konventionelle landwirtschaftliche Nutzung rückgeführt werden, ist aus praktischer Sicht eine zweimalige Überfahrt mit Wechsel der Rotationsrichtung der Bodenfräse bei langsamer Fahrgeschwindigkeit sinnvoll, da die Baumwurzeln besser zerkleinert werden und die Fläche insgesamt homogener erscheint. Die Bodenfräse sollte dabei mindestens eine Bearbeitungstiefe von 30 cm haben, um die Wurzelstöcke zu zerstören und einen Wiederaustrieb der Seitenwurzeln zu verhindern. Durch die intensive Zerkleinerung der Wurzelstöcke ist eine problemlose Bewirtschaftung der Ackerfläche möglich. Zudem sollte der Boden zum Zeitpunkt der Rodung abgetrocknet sein, um Bodenverdichtungen zu vermeiden. Die eigenen Untersuchungsergebnisse zeigen, dass der Boden in der Mittelkrume aufgrund hoher Wassergehalte zum Zeitpunkt der Fräsung und anschließender Bodenbearbeitung verdichtet war, was sich negativ auf die Wasserleitfähigkeit ausgewirkt hat. Dieser Effekt konnte aber durch die Pflugbearbeitung ein Jahr nach dem Umbruch nivelliert werden. Die erhöhten Wurzelmassen und Blattstreu-rückstände können sich zudem positiv auf das Pflanzenwachstum der nachfolgenden ackerbaulichen Kulturen auswirken. Für die Folgekulturen Mais und Winter-Weizen konnten keine Ertragseinbußen festgestellt werden. Negativ wirkt sich die Rückwandlung von Kurzumtriebsplantagen in Ackerland auf den Kohlenstoffgehalt und Kohlenstoffspeicher im Boden aus. Durch den Umbruch der Kurzumtriebsplantage kommt es zu großen Verlusten an Kohlenstoff in der organischen Bodenaufgabe und im Mineralboden, die wahrscheinlich mit erhöhten CO₂-Freisetzungsraten verbunden sind. Die Mineralisierungsverluste aus der organischen Bodensubstanz resultieren dabei aus der intensiven Bodenbearbeitung und dem Entfernen der oberirdischen Ernterückstände in Form von Kronenmaterial. Durch das Belassen der Erntereste nach der Ernte der Bäume kann gegebenenfalls eine Mineralisierung der organischen Bodensubstanz gemindert wer-

den. Soll der Kohlenstoff jedoch länger im Boden gebunden bleiben, ist eine Rückwandlung der KUP Flächen in Ackerland nicht schon nach 10 Jahren zu empfehlen. Negativ wirkt sich der Rückwandlung der Flächen auch auf die Lumbricidenbiozönose aus. Die tiefgreifende Bodenbearbeitung hat eine schädigende Wirkung auf die endogäischen und epigäischen Lumbricidenarten. Die tiefgrabenden Lumbriciden treten auch nach dem Umbruch noch auf, da ihre Regenwurmröhren bis zu einem Meter in die Tiefe reichen.

Allerdings ist es nicht möglich nach so kurzer Versuchszeit alle Wirkungen der veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erfassen, da sich Gleichgewichtszustände bei Bodennutzungsumstellung nur in langjährigen Dauerfeldversuchen entwickeln können. Der Untersuchungszeitraum von direkt und einem Jahr nach der Rückführung der Kurzumtriebsplantage in eine konventionelle Ackernutzung reicht dementsprechend nicht aus, um eine abschließende Bewertung von langfristigen bodenökologischen Auswirkungen zu geben, so dass weitere Untersuchungen notwendig sind.

9 Literaturverzeichnis

- ACOSTA-MARTINEZ, V., ZOBECK, T. M., GRILL, T. E., KENNEDY, A. C. (2003): Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biol. Fert. Soils* 38, S. 216-227.
- ACOSTA-MARTINEZ, V., ACOSTA-MERCADO, D., SOTOMAYOR-RAMIREZ, D., CRUZ-RODRIGUEZ, L. (2008): Microbial communities and enzymatic activities under different management in semiarid soils. *Appl. Soil Ecol.* 38, S. 249-260.
- AG BODENKUNDE (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Auflage, Hannover, 438 S..
- ALEF, K. (1991): *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie- Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung*. Ecomed Verl., Landsberg, 284 S..
- ALEF, K., KLEINER, D. (1986): Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potential in soils. *Soil Biol. Biochem.* 18, S. 233-235.
- ALTERMANN, M., RINKLEBE, J., MERBACH, I., KÖRSCHENS, M., LANGER, U., HOFMANN, B., (2005): Chernozem - Soil of the year 2005. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, S. 725-740.
- ALVAREZ, R., SANTANATOGLIA, J., GARCIA, R. (1995): Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems, *Biol. Fertil. Soils* 19, S. 227-230.
- ANANYEVA, N. D., SUSYAN, E. A., CHERNOVA, O. V., WIRTH, S. (2008): Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia. *Europ. J. of Soilbiology* 44, S. 147 - 157.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1978): A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, S. 215-221.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1990): Application of ecophysiological quotients qCO_2 and qD on microbial biomass from soils of different cropping histories, *Soil Biol. Biochem.* 22, S. 251-255.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1993): The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, S. 393-395.
- ANGERS, D. A., BISSONNETTE, N., LÉGÈRE, A., SAMSON, N. (1993): Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Sci.* 73, S. 39-50.
- ARETZ, A., HIRSCHL, B. (2008): Energetische Nutzung von Dendromasse in Brandenburg. *Forst und Holz* 63, S. 29-32.
- BALASHOV, E., KREN, J., PROCHAZKOVA, B. (2010): Influence of plant residue management on microbial properties and waterstable aggregates of two agricultural soils. *Int. Agrophys.* 24, S. 9-13.
- BÄRWOLFF, M., REINHOLD, G., FÜRSTENAU, C., GRAF, T., JUNG, L., VETTER, A. (2013): Gewässerrandstreifen als Kurzumtriebsplantagen oder Agroforstsysteme. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Verband für Agrarforschung und Bildung, Thüringen e.V. (VAFB), Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, UBA-Texte 94/2013*
- BASU, S., BEHERA, N. (1993): The effect of tropical soil conversion on soil microbial biomass. *Biol. Fert. Soils.* 6, S. 1-3.

- BAUCHHENS, J. (1983): Die Bedeutung der Bodentiere für die Bodenfruchtbarkeit und die Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenfauna. *Kali-Briefe* 16, S. 529-548.
- BAUM, C., LEINWEBER, P., WEIH, M., LAMERSDORF, N., DIMITRIOU, I. (2009): Effects of short rotation coppice with willow and poplar on soil ecology. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 59, S. 183-196.
- BAUM, S., BOLTE, A., WEIH, M. (2012): High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *Global Change Biol Bioenergy* 4, S. 728-738.
- BECK, T. (1984 a): Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. I. Mitteilung: Die Ermittlung einer Bodenmikrobiologischen Kennzahl. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 147, S. 456-466.
- BECK, T. (1984 b): Der Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bodenmikrobiologische Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Stabilität der organischen Substanz im Boden. *Kali-Briefe* 17, S. 331-340.
- BECKER, R., WOLF, H. (2009): Acker, Plantage, Acker– eine wechselseitige Nutzung. *AFZ-Der Wald* 64, S. 530-531.
- BEHR, W., BEMMANN, A., MICHALK, K., GROBE, W., EHM, T., GERDES, G., VON HARLING, H. M., HOFMANN, M., VON KÖNIG, C., KUDLICH, W., LANDGRAF, D., LIESEBACH, M., PLÖTZ, J., SETZER, F., WIEDEMANN, S., BUTLER MANNING, D., DAWID, M. (2012): Kurzumtriebsplantagen - Anlage, Pflege, Ernte und Wertschöpfung. *DLG-Merkblatt* 371.
- BEISECKER, R. (1994): Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. In: Bork, H. R., FREDE, H.-G., RENGER, M. F., ALAILY, C., ROTH, C., WESSOLEK, G. (Hrsg.): *Bodenökologie und Bodengene*. Heft 12, Technische Universität Berlin, Selbstverlag.
- BENS, O., WAHL, N. A., BUCZKO, U., HÜTTL, R. F. (2001): Makroporosität und Infiltrationseigenschaften von Ackerböden unter differenzierter Bewirtschaftung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 96, S. 59-60.
- BERNDT, M.-G. (2011): Auswirkungen des Umbruchs einer Kurzumtriebsplantage auf ausgewählte bodenphysikalische Parameter. Bachelorarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- BEYLICH, A., GRAEFE, U. (2006): Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus Norddeutschland. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden*. Workshop in Weimar 30. November bis 01. Dezember 2006.
- BIERTÜMPFEL, A., RUDEL, H., WERNER, A., VETTER, A. (2009): 15 Jahre Energieholzversuche in Thüringen. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- BINET, F., HALLAIRE, V., CURMI, P. (1997): Agricultural practices and the spatial distribution of earthworms in maize fields. Relationships between earthworm abundance, maize plants and soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry* 29, S. 577-583.
- BLOCK, R., VAN REES, K., KNIGHT, J. (2006): A review of fine root dynamic in *Populus* plantations. *Agroforestry Systems* 67, S. 73-84.

- BODE, M., BLUME, H. P. (1995): Einfluss von Bodenbearbeitung und Düngung auf die biologische Aktivität und die mikrobielle Biomasse. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 76, S. 569-572.
- BOEHMEL, C.; LEWANDOWSKI, I., CLAUPEIN, W. (2008): Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. Agric. Sys. 96, S. 224-236.
- BOELCKE, B. (2006): Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen. Leitfaden zur Erzeugung von Energieholz. Ministerium f. Ernährg., Landw., Forsten u. Fischerei Mecklenburg-Vorp. Schwerin.
- BOELCKE, B., KAHLE, P. (2008): Energy Forestry with Willows and Poplars - Yields and Nutrient Supply. Pflanzenbauwissenschaften 12, S. 78-85.
- BÖHM, H., GROCHOLL, J., AHRENS, E. (1991): Mikrobiologische Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen am Beispiel dreier Bodentypen. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 32, S. 114-120.
- BOLIN, B., SUKUMAN, R. (2000): Global Perspective. In: WATSON, R. T., NOBLE, I. R., BOLIN, B., RAVINDRANATH, N. H., VERADO, D. J., DOKKEN, D. J. (HRSG.): Published for the Intergovernmental Panel for Climate Change, Land Use, Land-use Change, and Forestry, Cambridge University Press, Cambridge.
- BONANOMI, G., D'ASCOLI, R., ANTIGNANI, V., CAPODILUPO, M., COZZOLINO, L., MARZIOLI, R., PUOPOLO, G., RUTIGLIANO, F. A., SCENZA, R., SCOTTI, R., RAO, M. A., ZOINA, A. (2011): Assessing soil quality under intensive cultivation and tree orchards in Southern Italy. Applied Soil Ecology 47, S. 184-194.
- BONDE, T. A., CHRISTENSEN, B. T., CERRI, C. C. (1992) Dynamics of soil organic-matter as reflected by natural C-13 abundance in particle-size fractions of forested and cultivated oxisoils. Soil Biology and Biochemistry 24, S. 275-277
- BOUCHÉ, M. B. (1977): Strategies lombriciennes. In: Lohm, U. T. Persson, T. (Hrsg.): Soil organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. (Stockholm) 25, S. 122-132.
- BROWN, G. G. (1995): How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity?. Plant Soil 170, S. 209-231.
- BRUCE, J. P., FROME, M., HAITES, E., JANZEN, H., LAL, R., PAUSTIAN, K. (1999): Carbon sequestration in soils. Journal of Soil Water Conservation 54, S. 382-389.
- BUNGART, R., HÜTTL, R. F. (2004): Growth dynamics and biomass accumulation of 8-year-old hybrid poplar clones in a short-rotation plantation on a clayey-sandy mining substrate with respect to plant nutrition and water budget. Europ. Journal of Forest Res. 123, S. 105-115.
- BURGER, F. (2004): Technologie und Ökonomie des Anbaus und der Ernte von Feldholz. In: Institut für Agrartechnik Potsdam Bornim e. V. (Hrsg.): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft - Potenzial, Anbau, Technologie, Ökonomie und Ökologie. Bornimer. Agrartechn. Ber. 35, S. 61-73.
- BURGER, F. J. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation, Technische Universität München.
- CHEMLAR, J., MEUSEL, W., LATKE, H., HEMMERLING, H.-J. (1976): Die Weiden Europas - Die Gattung *Salix*. A. Ziemsen Verlag, Lutherstadt Wittenberg.
- CHODAK, M., NIKLINSKA, M. (2010): Effect of Texture and Tree Species on Microbial Properties of Mine Soils. Applied Soil Ecology 46, 268-275.

- CLAUPEIN, W. (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Extensivierung im Ackerbau. Wirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die langfristige Produktivität und Stabilität von Agrarökosystemen und deren Umweltwirkungen. Habilitationsschrift. Georg-August-Universität. Göttingen, 224 S..
- COLEMAN, M. D., ISEBRAND, J. G., TOLSTED, D. N., TOLBERT, V. R. (2004): Comparing soil carbon of short rotation poplar plantations with agricultural crops and woodlots in North Central United States. *Environ. Manage.* 33, S. 299-308.
- CROW, P., HOUSTON, T. J. (2004): The influence of soil and coppice cycle on the rooting habit of short rotation poplar and willow coppice. *Biomass Bioenergy* 26, S. 497-505.
- CURRY, J. P., DOHERTY, P., PURVIS, G., SCHMIDT, O. (2008): Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. *Appl. Soil Ecol.* 39, S. 58-64.
- DAVIDSON, E. A., ACKERMANN, I. L. (1993): Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20, S. 161-193.
- DB AG (2011): Flächenstrategien der Deutschen Bahn AG - Sanierungsmanagement zur Nachhaltigen Nutzung von ehemaligen Betriebsgeländen. Deutsche Bahn, Mobility, Networks, Logistic.
- DEBELL, D. S., CLENDENEN, G. W., HARRINGTON, C. A., ZASADA, C. (1996): Tree growth and stand development in short-rotation populus plantings - 7 year results for two clones at three spacings. *Biomass and Bioenergy* 11, S. 253-269.
- DECKMYN, G., MUYS, B., GARCIA QUIJANO, J., CEULEMANS, R. (2004): Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beechness forest to short rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biology* 10, S. 1482-1491.
- DENDROM (2008): DENDROM - Zukunftsrohstoff Dendromasse. Vorläufiger Endbericht Systemische Analyse, Leitbilder und Szenarien für die nachhaltige energetische und stoffliche Verwertung von Dendromasse aus Wald- und Feldgehölzen. Verbundprojekt Eberswalde, Berlin, Cottbus.
- DICKMANN, D. (2006): Sylviculture and biology of short-rotation woody crops in temperate regions: Then and now. *Biomass and Bioenergy* 30, S. 79-82.
- DIEPENBROCK, W., FISCHBECK, G., HEYLAND, K.-U., KNAUER, N. (1999): Spezieller Pflanzenbau. 3. Auflage. UTB Verlag, Stuttgart.
- DILLY, O., MUNCH, J.-C. (1997): Wechselbeziehungen zwischen mikrobiellen Gesellschaften und der organischen Substanz in Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 85, S. 675-678.
- DIMITRIOU, I., BUSCH, G., JACOBS, S., SCHMIDT-WALTER, P., LAMERSDORF, N. (2009): A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 3 (59), S. 159-162.
- DIMITRIOU, I., BAUM, C., BAUM, S., BUSCH, G., SCHULZ, U., KÖHN, J., LAMERSDORF, N., LEINWEBER, P., ARONSSON, P., WEIH, M., BERNDES, G., BOLTE, A. (2011): Quantifying environmental effects of Short Rotation Coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. *IEA BIOENERGY* 43, 34 S..
- DIN 19683-9 (1998): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau - physikalische Laboruntersuchungen Teil 9. Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben.

- DIN ISO 10694 (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung.
- DIN ISO 11268-3 (2000): Bodenbeschaffenheit - Wirkung von Schadstoffen auf Regenwürmer - Teil 3. Anleitung für die Bestimmung von Wirkungen unter Freilandbedingungen.
- DIN ISO 11272 (2001): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockenrohdichte.
- DIN ISO 16072 (2002): Bodenbeschaffenheit - Laborverfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung.
- DORAN, J. W., PARKIN, T. B. (1996): Quantitative indicators of soil quality. A minimum data set. In: DORAN, J. W., JONES, A. J. (Hrsg.): *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America 49, S. 25-37.
- DOWELL, R. C., GIBBINS, D., RHOADS, J. L., PALLARDY, S. G. (2009): Biomass production physiology and soil carbon dynamics in short-rotation-grown *Populus deltoides* and *P. deltoides* x *P. nigra* hybrids. *Forest Ecology and Management* 257, S. 134-142.
- DUNGER, W., FIEDLER, H. J. (1997): *Methoden der Bodenbiologie*. Fischer Verl., Stuttgart. 539 S..
- DUTZLER-FRANZ, G. (1977): Der Einfluss einiger chemischer und physikalischer Bodenmerkmale auf die Enzymaktivität verschiedener Bodentypen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 140, S. 329-350.
- DUTZLER-FRANZ, G. (1990): Beziehung zwischen Enzymaktivität verschiedener Bodentypen, der mikrobiellen Aktivität, der Wurzelmasse und einigen Klimafaktoren. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 140, S. 351-374.
- DVWK (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden- Teil II: Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten. *Merkblatt zur Wasserwirtschaft* 235, 7 S..
- EDEN, M., SCHJØNNING, P., DE JONGE, L. W., MOLDRUP, P. (2009): Effects of mechanical impact on soil pore characteristics in soils with different organic matter content. *ISTRO 18th Triennial Conference Proceedings*, June 15-19, 2009 Izmir-TURKEY, T4-012, S. 1-7.
- EDWARDS, C. A., BOHLEN, P. J. (1996): *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman and Hall, London.
- EHLERS, W. (1977): Measurement and calculation of hydraulic conductivity in horizons of tilled and untilled loess-derived soil, Germany. *Geoderma* 19, S. 293-306.
- EHLERS, W., GOSS, M. J., BOONE, F. R. (1986): Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenwasserhaushalt, Durchwurzelung und Wasserentzug. *Kali-Briefe* 18, S. 107-125.
- EHRMANN, O. (1995): Regenwürmer und Regenwurmröhren bei Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 76, S. 581-584.
- EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften-Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 35.
- EHRMANN, O., VOLLMER, T. (2002): Böden als Lebensraum für Regenwürmer. In: SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J. K., MARTIN, K. I., VOLLMER, T., TURIAN, G. (Hrsg.): *Böden als Lebensraum für Organismen- Zusammenfassung einer Studie*. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63.

- EISENTRÄGER, A., MAXAM, G., RILA, J.-P., DOTT, W. (1998): Respiratorische Aktivitäten der Bodenmikroflora als ein Kriterium der Bodenqualität- Stufenkonzept zur Bewertung von hoch mit organischen Verbindungen belasteten Böden. In: RENGER M., ALAILY, F., WESSOLEK, G. (Hrsg.): Bodenökologie und Bodengene-se. Tagungsband Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden 26, S. 130-141.
- EKENLER, M., TABATABAI, M. A. (2003): Effects of liming and tillage systems on microbial biomass and glycosidases in soils. *Biol Fertil Soils* 39, S. 51-61.
- EKSCHMITT, K., WOLTERS, V. (2007): Biologische Eigenschaften von Bodentieren und ihre Eignung als Indikatoren für Gefährdungen des Bodens. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden. Workshop in Weimar 30. November bis 01. Dezember 2006, Texte 34/07.
- ELLERT, B. H., GREGORICH, E. G. (1996): Storage of carbon, nitrogen and phosphorus in cultivated and adjacent forested soils of Ontario. *Soil Science* 161, S. 587-603.
- EMMERLING, C. (2001): Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Appl. Soil Ecol.* 17, S. 91-96.
- EMMERLING, C., GATTINGER, A., EMBACHER, A. (2003): Reduzierte Bodenbearbeitung im Ökologischen Landbau - Einfluss auf Leistung und Struktur der Bodenmikro-organismengemeinschaften. In: FREYER, B. (Hrsg.): Beiträge zur 7. Wissenschafts-tagung zum Ökologischen Landbau, S. 453-454.
- FELLER, C., BEARE, M. H. (1997): Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, S. 69-116.
- FELTEN, D., EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities - A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. *Applied Soil Ecology* 49, S. 167-177.
- FORSTREUTER, T. (1999): Bodenfruchtbarkeitskennwerte und Kulturpflanzenenertrag in zwei Bodennutzungssystemen. Dissertation, Universität Göttingen.
- FRANZLUEBBERS A. J., HONS, F. M., ZUBERER, D. A. (1995): Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Applied Soil Ecology* 2, S. 95-109.
- GAJDA, A. M. (2008): Effect of different tillage system on some microbiological properties of soils under winter wheat. *Int. Agrophysics* 22, S. 201-208.
- GEMESI, O., SKAMBRACKS, D., TOPP, W. (1995): Einfluss eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. *Forstw. Cbl.* 114, S. 272-281.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X, STICHER, H. (1997): Boden-ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- GNAN, R. R. (2002): Analyse und Bewertung der Abundanz und des Artenspektrums von Regenwurmpopulationen (Lumbriciden) in ackerbaulich genutzten Böden des Lehr- und Versuchsbetriebes Gladbacherhof. Diplomarbeit, Justus-Liebig-Universität Giessen.
- GRAEFE, U., BEYLICH, A. (2009): Biodiversitätsmonitoring auf Boden-Dauer-beobachtungsflächen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Anwendung von Bodendaten bei der Klimaanpassung - Workshop des Umweltbundesamtes am 29./30.09.2009

- GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Verlag Schaper Hannover, S. 31-81.
- GRAFF, O. (1983): Unsere Regenwürmer: Lexikon für Freunde der Bodenbiologie. Verlag M. & H. Schaper, Hannover.
- GRAHAM, R. C., WOOD, H. B. (1991): Morphological development and clay distribution in lysimeter soils under chaparral and pine. *Soil Science Society of America Journal* 55, S. 1638-1646.
- GRELLE, A., ARONSSON, P., WESLIEN, P., KLEMEDTSSON, L., LINDROTH, A. (2007): Large carbon-sink potential by Kyoto forests in Sweden - a case study on willow plantations. *Tellus* 59, S. 910-918.
- GRIGAL, D. F., BERGUSON, W. E. (1998): Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy* 14, S. 371-377.
- GRIMM, J., WIRTH, S. (1995): Bodendauerbeobachtung in Brandenburg - Untersuchung zur mikrobiellen Biomasse. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 76, S. 605-608.
- GROCHOLL, J. (1991): Der Einfluss verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiologischen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzungen. Giessen, Wiss. Fachverl..
- GROGAN, P. MATTHEWS, R. (2002): A modelling analysis of the potential for soil carbon sequestration under short rotation coppice willow bioenergy plantations. *Soil Use and Management* 18, S. 175-183.
- GROBE, W., BÖCKER, L., LANDGRAF, D., SCHOLZ, V. (2010): Rückwandlung von Plantagenflächen in Ackerland. In: BEMMANN, A., KNUST, C. (Hrsg.): *Agrowood - Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven*. Berlin: Weißensee Verlag, S. 130-138.
- GROSSER, D., SCHMIDT, O., WAUSER, A. (2006): Das Holz der Pappeln - Eigenschaften und Verwendung. Beiträge zur Schwarzpappel. *Berichte der bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*.
- GRÜNEWALD, H., BRANDT, B. K. V., SCHNEIDER K. U., BENS, O., KENDIZA, G., HÜTTL, R. F. (2007): Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes. *Ecological Engineering* 29, S. 319-328.
- GUO, L. B., GIFFORD, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, S. 345-360.
- HALL, R. L., ALLEN, S. J. (1997): Water use of poplar clones grown as short-rotation coppice at two sites in the United Kingdom. *Asp. Appl. Biol.* 49, S. 163-172.
- HANSEN, E. A. (1993): Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biomass and Bioenergy*, 6, S. 431-436.
- HARTGE, K.-H., HORN, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik. 2. Auflage, Stuttgart: Enke. 303 S..
- HARTKE, K.-H., HORN, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart. 177 S..
- HARTKE, K.-H., HORN, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart. 304 S..
- HARTMANN, K.-U. (2010): Entwicklung eines Ertragsschätzers für Kurzumtriebsbestände aus Pappel. Dissertation, Fachrichtung Forstwissenschaften, TU Dresden.

- HAYNES, R. J. (1999): Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biology and Fertility of Soils* 30 (3), S. 210-216.
- HEILMAN, P. E., STETTLER, R. F. (1986): Nutritional concerns in selection of black cottonwood and hybrid clones for short rotations. *Can J. Forest Res* 16 (4), S. 860-863.
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E. A. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements - An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116, S. 191-195.
- HENROT, J., ROBERTSON, G. P. (1994): Vegetation removal in two soils of the humid tropics effect on microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 26, S. 111-116.
- HEYLAND, K. U. (1996): *Spezieller Pflanzenbau. Landwirtschaftliches Lehrbuch.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HILL, R. L. (1990): Long-Term Conventional and No-Tillage Effects on Selected Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal* 54 (1), S. 161-166.
- HINCHEE, M., ROTTMANN, W., MULLINAX, L., ZHANG, C., CHANG, S., CUNNINGHAM, M., PEARSON, L., NEHRA, N. (2009): Short-Rotation woody crops for bioenergy and biofuels applications. *In Vitro Cell. Dev. Biol.-Plant* 45, S. 619-629.
- HOFFMANN, G., DEDEKEN, M. (1965): Eine Methode zur kolorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidaseaktivität im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 100, S. 195-201.
- HOFMANN, M. (2007): *Energieholzproduktion in der Landwirtschaft.* Fachagentur Nachwachs. Rohstoffe e.V. (FNR). Gülzow. 42 S..
- HOFMANN, B., BISCHOFF, J., RÜCKNAGEL, J., CHRISTEN, O. (2009): Einfluss langjähriger differenzierter Bearbeitungsintensität auf den C-Gehalt bindiger Standorte. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 21, S. 125-126.
- HOFMANN, E., SEEGERER, A. (1950): Soil enzyme as measure of biological activity. *Biochem. Z.*, S. 321-397.
- HOFMANN, M. (1998): *Bewirtschaftung schnellwachsender Baumarten auf landwirtschaftlichen Versuchsflächen im Kurzumtrieb.* Hann. Münden. Merkblatt 11.
- HOFMANN-SCHIELLE, C., JUG, A., MAKESCHIN, F., REHFUESS, K. E. (1999): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site-growth relationships. *Forest Ecology and Management* 121, S. 41-55.
- HOLLIS, J. M., JONES, R. J. A., PALMER, R. C. (1977): The effects of organic matter and particle size on the water-retention properties of some soils in the West Midlands of England. *Geoderma* 17, S. 225-238.
- HORN, R., HARTGE, K. H. (2001): Das Befahren von Ackerflächen als Eingriff in den Bodenwasserhaushalt. *Wasser & Boden* 9, 13-19.
- HU, Y. L., ZENG, D. H., JIANG, T. (2009): Effects of afforested poplar plantations on the stock and distribution of C, N, P at Keerqin Sandy Lands. *Acta Ecologica Sinica* 29, S. 4206-4214.
- HUDSON, B. D. (1994): Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49, S. 189-194.
- HYTONEN, J., SAARSALMI, A. (2009): Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* 33, S. 1197-1211.

- IPCC (2007): Summary of Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY USA.
- ISO 10390 (2005): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes.
- JOHNSON, D. L. (1990): Biomantle evolution and the redistribution of earth materials and artifacts. *Soil Sci.* 149, S. 84-102.
- JÖRGENSEN, G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 104, 229 S..
- JÖRGENSEN, G. (2005): Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit aus mikrobiologischer Sicht. In: FRANGENBERG, A. (Hrsg.): Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit- Stand des Wissens und zukünftige Herausforderungen. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 10, S. 77-92.
- JOSCHKO, M., BRUNOTTE, J. (2005): Regenwürmer und Co.- Was wissen wir über das Bodenleben?. In: FRANGENBERG, A. (Hrsg.): Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit- Stand des Wissens und zukünftige Herausforderungen. Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 10, S. 65-76.
- JOSSI, W., VALENTA, A., ZIHLMANN, U., DUBOIS, D., TSCHACHTLI, R., PFIFFNER, L. (2001): Burgrain: Einfluss unterschiedlicher Anbausysteme auf die Regenwurmfaua. *Agrarforschung* 8, S. 60-65.
- JUG, A., HOFMANN-SCHIELLE, C., MAKESCHIN, F., REHFUESS, K. E. (1999 a): Short-rotation plantations of balsam poplar, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology and Management* 121, S. 85-99.
- JUG, A., MAKESCHIN, F., REHFUESS, K. E., HOFMANN-SCHIELLE, C. (1999 b): Short-rotation plantations of balsam poplar, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management* 121, S. 85-99.
- JURGENSEN, M. F., HARREY, A. E., GRAHAM, R. T., PAGE DUM ROESE, D. S., TANN, J. R., LARSEN, M. J., JAIN, T. B. (1996): Impacts of timber harvesting on soil organic matter, nitrogen productivity and health of Inland Northwest forests. *Forest Sci.* 43, S. 234-240.
- KAHLE, P., BOELCKE, B. (2004): Auswirkung des Anbaus schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb auf ausgewählte Bodeneigenschaften. In: SCHOLZ, V. (Hrsg.): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft - Potenzial, Anbau, Technologie, Ökonomie und Ökologie. *Bornimer Agrartechn. Ber.* 35, S. 99-108.
- KAHLE, P., HILDEBRAND, E., BAUM, C., BOELCKE, B. (2007): Long-term effects of short rotation forestry with willows and poplar on soil properties. *Arch. Acker Pfl. Boden.* 53, S. 673-682.
- KAHLE, P., BAUM, C. (2010): Effekte der Kurzumtriebswirtschaft mit Pappeln und Weiden auf den Boden. In: Stadt Marktredwitz (Hrsg.): 6. Marktredwitzer Bodenschutztag Bodenschutz in Europa - Ziele und Umsetzung. 06. - 08. Oktober 2010 Marktredwitz, Bayern, S. 85-90.
- KAHLE, P., BAUM, C., BOELCKE, B., KOHL, J., ULRICH, R. (2010): Vertical distribution of soil properties under short-rotation forestry in Northern Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, S. 737-746.

- KAHLE, P., BAUM, C., SPRINGER, J., HEYM, L. (2011): Bodenökologische Auswirkungen der Kurzumtriebswirtschaft mit Pappeln und Weiden in Mecklenburg-Vorpommern. Tagungsbeitrag zu Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft Böden verstehen, Böden nutzen, Böden fit machen. 03.-09.09.2011 in Berlin-Potsdam.
- KAHLE, P., MOLLER, J., BAUM, C., GURGEL, A. (2013): Tillage-induced changes in the distribution of soil organic matter and the soil aggregate stability under a former short rotation coppice. *Soil and Tillage Research* 133, S. 49-53.
- KAISER, E.-A. (1992): Auswirkungen von Bodenverdichtung durch landwirtschaftliche Bodennutzung auf die mikrobielle Biomasse. Dissertation Göttingen.
- KALTSCHMITT, M., WIESE, A., STREICHER, W. (2003): Erneuerbare Energien: Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte. 3. Aufl..
- KALTSCHMITT, M., THRÄN, D. (2009): Biomasse im Energiesystem. In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, HOFBAUER, H. (Hrsg.): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Technik und Verfahren. 7-28. Springer Verlag Heidelberg, 2. Auflage.
- KANDELER, E., BÖHM, K., MURER, E. (1995): Bodenmikrobiologische Prozesse als frühzeitige Indikatoren für die Änderung der Bodennutzung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 76, S. 637-640.
- KAUTER, D., LEWANDOWSKI, I., CLAUPEIN, W. (2003): Quantity and quality of harvestable biomass from *Populus* short rotation coppice for solid fuel use - a review of the physiological basis and management influences. *Biomass and Bioenergy* 24, S. 411-427.
- KAY, B. D., DA SILVA, A. P., BALDOCK, J. A. (1997): Sensitivity of the structure of different soils to changes in organic carbon content: predictions using pedotransferfunctions. *Can. Journal Soil Science* 77, S. 655-667.
- KERR, G. (2011): A Review of the growth, yield and biomass distribution of species planted in the English network trials of Short Rotation Forestry. In: MCKAY, H. (Hrsg.): Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts. Forest Research Monograph 2, Forest Research, Surrey, 212 S..
- KHALEEL, R., Reddy, K. R., Overcash, M. R. (1981): Changes in soil physical properties dur organic waste applications: a review. *Journal of Environmental Quality* 10, S. 133-141.
- KNUST, CH. (2009): Kurzumtriebsplantagen - Stand des Wissens. In: REEG, T., BEUMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIECKER, H. (Hrsg.): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 379 S..
- KOM (2007): Mitteilungen der Kommission an den Europäischen Rat und das Europäische Parlament. Eine Energiepolitik für Europa, SEK 12/2007.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., KLIMANEK, E.-M., FRANKO, U. (1997): Die organische Bodensubstanz - Bedeutung, Definition, Bestimmung. *Archiv Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* 41, S. 427-433.
- KÖRSCHENS, M., PFEFFERKORN, A. (1998): Bad Lauchstadt: Der Statistische Düngungsversuch und andere Feldversuche. UFZ Leipzig.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. Dynamik - Reproduktion - Ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. *UFZ-Bericht* 13, S. 1-4.

- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERDTFEGER, G. (1994): *Bodenkunde*. 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 423 S..
- LAMERRE, J. (2011) *Reconversion of short rotation coppice into arable land - Impacts of physical soil properties and following crop development*. Mémoire de Fin d'Etudes, Masterarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- LAMERSDORF, N. (2008): *Naturverträglichkeit von Agrarholzanpflanzungen - erste Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS*. Vortrag, 3. Fachtagung Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Cottbus, 28.04.2008.
- LAMERSDORF, N., PETZOLD, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.-H., KÖSTNER, B., MODEROW, U., BERNHOFER, C., KNUST, C. (2010): *Bodenökologische Aspekte von Kurzumtriebsplantagen*. In: Bemman, A., Knust, C (Hrsg.): *Agrowood - Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven*, Berlin, Weißensee Verlag, 340 S..
- LANDGRAF, D., KLOSE, S. (2002): *Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems*. *J Plant Nutr Soil Sci.* 165, S. 9-16.
- LANDGRAF, D., BÖCKER, L. (2006): *Viel Holz auf dem Acker*. *Bauernzeitung* 47 (37), S. 28.
- LANDGRAF, D., BÖCKER, L., WÜSTENHAGEN, D. (2009): *Rodungsfräsen zur Rückwandlung von Schnellwuchsplantagen?*. *AFZ- Der Wald* 6, S. 284-285.
- LANGER, U. KLIMANEK, E.-M. (2006): *Soil microbial diversity of four German long-term field experiments* *Archives of Agronomy and Soil Science* 52 (5), S. 507 - 523.
- LAVAHUN, M. F. E., JÖRGENSEN, R. G., MEYER, B. (1993): *Tiefenprofil der mikrobiellen Biomasse in Löss-Parabraunerden*. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 71, S. 355-356.
- LAVELLE, P. (1981): *Stratégies de reproduction chez les vers de terre*. *Acta Oecological Oecol. Genr.* 2, S. 117-133.
- LAVELLE, P., BAROIS, I., MARTIN, A., ZAIDI, Z., SCHAEFER, R. (1989): *Management of earthworm populations in agro-ecosystems: A possible way to maintain soil quality?*. In: CLARHOLM, M., BERGSTROM, L. (Hrsg.): *Ecology of Arable Land: Perspectives and Challenges*. Kluwer Academic Publishers, London, S. 109 - 122.
- LEBERT, M., BRUNOTTE, J., SOMMER, C. (2004): *Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden - Regelungen zur Gefahrenabwehr*. UBA-Texte 46, (<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2831.pdf>, 18.03.2015)
- LEDIN, S. (1996): *Willow wood properties and economy*. *Biomass and Bioenergy* 11, S. 75-83.
- LEE, K. H., JOSE, S. (2006). *Nitrogen mineralization in short-rotation tree plantations along a soil nitrogen gradient*. *Can J. Forest Res* 36, S. 1236-1242.
- LEE, K. E. (1985): *Earthworms- Their ecology and relationships with soils and land use*. Acad. Press. Sydney. Australia, 411 S..
- LENZ, R. (1999): *Der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die biologische Aktivität des Bodens und auf bodenlebende Nematoden*. Verlag Agrarökologie Bern Hannover. 147 S..

- LEHMAN, R. M., CAMBARDELLA, C. A., STOTT, D. E., ACOSTA-MARTINEZ, V., MANTER, D. K., BUYER, J. S., MAUL, J. E., SMITH, J. L., COLLINS, H. P., HALVORSON, J. J., KREMER, R. J., LUNDGREN, J. G., DUCEY, T. F., JIN, V. L., KARLEN, D. L. (2015): Understanding and Enhancing Soil Biological Health: The Solution for Reversing Soil Degradation. *Sustainability* 7, S. 988-1027.
- LfULG (2014): Schnellwachsende Baumarten im Kurzumtrieb. Anbauempfehlungen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 76 S..
- LIEBHARD, P. (2007): Energieholz im Kurzumtrieb-Rohstoffe der Zukunft. Leopold Stocker Verlag Graz. 128 S..
- LIEBIG, M. A., DORAN, J. W. (1999): Impact of organic production practices and soil quality indicators. *Environ. Qual.* 28, S. 1601-1609.
- LMBV (2009): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften - Nachhaltige Bergbau-sanierung. Senftenberg.
- LOCKWELL, J., GUIDI, W., LABRECQUE, M. (2012): Soil carbon sequestration potential of willows in short-rotation coppice established on abandoned farm lands. *Plant and Soil*, DOI 10.1007/s11104-012-1251-2.
- LORENZ, R. J. (1996): Grundbegriffe der Biometrie. Spektrum Akademischer Verlag. 238 S..
- MACHULLA, G. (2000): Mikrobielle Aktivität von Böden aus anthropogen und natürlichen Substraten- Mess- und Schätzverfahren für die Standortbewertung. Hallenser Bodenwissenschaftliche Abhandlungen Band 1, Der Andere Verlag, Osnabrück, 208 S..
- MAKESCHIN, F. (1990): Die Regenwurmfauna forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. *Kali-Briefe* 20, S. 49-63.
- MAKESCHIN, F. (1994): Effects of energy forestry on soils. *Biomass Bioenerg.* 6, S. 63-79.
- MANN, L. K. (1986): Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.* 142, S. 279-288.
- MAO, R., ZENG, D.-H. (2010 a): Changes in soil particulate organic matter, microbial biomass, and activity following afforestation of marginal agricultural lands in a semi-arid area of northeast China. *Environ. Manage.* 46, S. 110-116.
- MAO, R., ZENG, D. H., HU, Y. L., LI, L. J., YANG, D. (2010 b): Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. *Plant Soil* 332, S. 277-287.
- MARINARI, S., MANCINELLI, R., CAMPIGLIA, E., GREGO, S. (2006): Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Italy. *Ecol. Indicators* 6, S. 701-711.
- MARKEWITZ, D., SARTORI, F., CRAFT, C. (2002): Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecol. Appl.* 12, S. 1276-1285.
- MARSHAL, V. G. (1999): Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133, S. 43-60.
- MASTO, R. E., CHHONKAR, P. K., SINGH, D., PATRA, A. K. (2006): Changes in soil biological and biochemical characteristics in long-term field trial on a sub-tropical inceptisol. *Soil Biol. Biochem.* 38, S. 1577-1582.

- MESSING, I., ALRIKSSON, A., JOHANSSON, W. (1997): Soil physical properties of afforested and arable land. *Soil Use Manage.* 13, S. 209-217.
- MIELKE, H., SCHÖBER-BUTIN, B. (2001): Pflanzenschutz bei nachwachsenden Rohstoffen Kartoffel, Getreide und Mais. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft.* Berlin/Dahlem 386, 128 S..
- MILLER, J. J., LARNEY, F. J., LINDWALL, C. W. (1999): Physical properties of a Chernozemic clay loam soil under long-term conventional tillage and no-till. *Canadian Journal of Soil Science* 79(2), S. 325-331.
- MONREAL, C. M., DINEL, H., SCHNITZER, M., GAMBLE, D. S., BIEDERBECK, V. O. (1997): Impact of Carbon Sequestration on Functional Indicators of Soil Quality as Influenced by Management in Sustainable Agriculture. In: LAL, R., KIMBLE, J. M., FOLLETT, R. F., STEWART, B. A. (Hrsg.): *Soil processes and the carbon cycle.* CRC Press Boca Raton, S. 435-457.
- MOSCATELLI, M. C., LAGOMARSINO, A., MARINARI, S., DE ANGELIS, P., GREGO, S. (2005): Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecological Indicators* 5 (3), S.171-179.
- MOTAVALLI, P. P., DISCEKICI, H., KUHN, J.,(2002): The impact of land clearing and agricultural practices on soil organic C fractions and CO₂ efflux in the Northern Guam aquifer. *Agriculture ecosystems and environment* 79, S. 17-27.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie.* 3. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg, 512 S..
- MURTY, D., KIRSCHBAUM, M. U. F., MCMURTRIE, R. E., MCGILVRAY, H. (2002): Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8, S. 105-123.
- NABU (2008): *Energieholzproduktion in der Landwirtschaft - Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes.* Naturschutzbund Deutschland. 1. Auflage, 72 S..
- NABU (2015): Richtige Standortwahl beugt Konflikten vor. <https://www.nabu.de/news/2015/02/18201.html> (03.01.2016).
- NASSI O DI NASSO, N., GUIDI, W., RAGAGLINI, G., TOZZINI, C., BONARI, E. (2010): Biomass production and energy balance of a 12-year old short-rotation coppice poplar stand under different cutting cycles. *Global Change Biol. Bioenerg.* 2, S. 89-97.
- NEUNER, J., BURGER, F. (2015): KUP auf Grünland - wie geht das? *LWF aktuell* 105/2015, S. 8-10.
- NISBET, T., HUW, T., SHAH, N. (2011): Short Rotation Forestry and Water. In: MCKAY, H. (Hrsg.): *Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts.* Forest Research Monograph 2, Forest Research, Surrey, 212 S..
- NOURBAKHS, F. (2007): Decoupling of soil biological properties by deforestation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, S. 435-438.
- OTTOW, J. (2011): *Mikrobiologie von Böden: Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik.* Verlag: Springer. 485 S..
- PAOLETTI, M. G (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture Ecosystems undund Enviroment* 74, S. 137-155.

- PAUL, R. (2002): Ergebnisse der Bodengefügeuntersuchungen auf den Thüringer Dauerbeobachtungsflächen. Boden-Dauerbeobachtung in Deutschland. UBA-Texte 66/02, S. 127-131.
- PAUL, C., WEBER, M., MONSANDL, R. (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. TU München. 70 S..
- PELLEGRINO, E., DI BENE, C., TOZZINIA, C., BONARI, E. (2011): Impact on soil quality of a 10-year-old short-rotation coppice poplar stand compared with intensive agricultural and uncultivated systems in a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, S. 245-254.
- PERES, G., PIRON, D., BELLIDO, A., CLUZEAU, D. (2008): Earthworms used as indicators of agricultural managements. *Fresen Environ Bull* 17, S. 1181-1189.
- PERES, G., BELLIDO, A., CURMI, P., MARMONIER, P., CLUZEAU, D. (2010): Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. *Pedobiologia* 54, S. 37-44.
- PERRY, C. H., MILLER, R. C, BROOKS, K. N. (2001): Impacts of short-rotation hybrid poplar plantations on regional water yield. *Forest Ecol Manage.* 143, S. 143-151.
- PETELKAU, H. (1987): Durch Fahrwerke landwirtschaftlicher Mechanisierungsmittel verursachte Schädwirkungen und Vorschläge zu ihrer Verminderung. In: ERMICH, D. (Hrsg.): Beiträge zur rationellen und strukturschonenden Bodenbearbeitung, S. 106-119. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge 1987/11.
- PETZOLD, R. SCHUBERT, B., FEGER, K. H. (2010): Biomasseproduktion, Nährstoffallokation und bodenökologische Veränderungen einer Pappel-Kurzumtriebsplantage in Sachsen (Deutschland). *Die Bodenkultur* 61, S. 23-35.
- POWLSON, D. S., JENKINSON, D. S. (1981): A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *Journal of Agricultural Science* 97 (03), S. 713-721.
- POWLSON, D. S., BROOKES, P. C., CHRISTENSEN, B. T. (1987): Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19, S. 159-164.
- PRASAD, E., BASU, S., BEHERA, N. (1994): A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and cropfield from Eastern India. *Plant Soil* 175, S. 85-91.
- QUI, L., ZHANG, X., CHENG, J., YIN, X. (2010): Effects of black locust (*Robinia pseudoacacia*) on soil properties in the loessial gully region of the Loess Plateau, China. *Plant Soil* 332, S. 207-217.
- QUINKENSTEIN, A., BÖHM, C., MATOS, E., FREESE, D., HÜTTL, R. F. (2011): Assessing the carbon sequestration in short rotation coppice systems of *Robinia pseudoacacia* on marginal sites in NE-Germany. *Advances in Agroforestry* 8, S. 201-216.
- RASMUSSEN, K. J. (1999): Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality. A Scandinavien review. *Soil Till. Res.* 53, S. 3-14.
- REEG, T., BEUMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIECKER, H. (2009): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. 379 S..
- REEVES, D. W. (1997): The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil und Tillage Research* 43, S. 131-167.

- REGIERUNGSEKTLÄRUNG (2007): Acht-Punkte-Plan der Bundesregierung vom 26. April 2007. Auszüge aus der Klimaagenda 2020.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizonten - eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. *Z. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158, S. 485-491.
- ROGASIK, J., FUNDER, U., SCHNUG, E., ROGASIK H., KÖRSCHENS, M. (2005): Zentrale Stellung des Humus für die Bodenfruchtbarkeit. *Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit*. Tagungsband 10, S. 51-64.
- RÖHRICHT, C., RUSCHER, K. (2004): Anbauempfehlungen für schnellwachsende Baumarten. Fachmaterial der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- RÖHRICHT, C., KIESEWALTER S., GROSS-OPHOFF, A. (2002): Acker- und Pflanzenbauliche Untersuchungen zum Anbau ein- und mehrjähriger Energiepflanzen im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Dresden 4.
- ROWE, R. L., GOULSON, D., DONCASTER, C. P., CLARKE, D. J., TAYLOR, G., HANLEY, M. E. (2013): Evaluating ecosystem processes in willow short rotation coppice bio-energy plantations. *GCB Bioenergy* 5, S. 257-266.
- RÜCKNAGEL, J., RÜCKNAGEL, S., CHRISTEN, O. (2012): Impact on soil compaction of driving agricultural machinery over ground frozen near the surface. *Cold Regions Science and Technology* 70, S. 113-116.
- SARTORI, F., LAL, R., EINGER, M. H., EATON, J. A. (2007): Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems und Environment* 122, S. 325-339.
- SAS Institute Inc. (2008): SAS 9.2. Cary, NC, USA.
- SAUERBECK, D. (1992): Funktion und Bedeutung der organischen Substanz für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. *Ber. Landwirtsch.* 206. Sonderheft. *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit* 4, S. 13-29.
- SAURETTE, D. D., CHANG, S. X., THOMAS, B. R. (2008). Land-use conversion effects on CO₂ emissions: from agricultural to hybrid poplar plantation. *Ecological Research* 23, S. 623-633.
- SCHAAF, T. (1998): Integration von Modellansätzen zur Bodenbearbeitung und Düngung in den Baukasten für Stickstoffs Simulationsmodell EXPERT-N. Band 10. *Schriftreihe der Zentralstelle für Agrardokumentation und -information*, Bonn.
- SCHÄFER, W. (2013): Auswirkungen des Umbruchs einer Kurzumtriebsplantage auf mikrobielle Biomasse, Enzymaktivitäten, Regenwürmer und das Wachstum von nachfolgend angebauten Mais (*Zea mays*). Diplomarbeit. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Auflage. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag. 570 S..
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R. (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin.
- SCHINNER, F., SONNLEITNER, R. (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik*. Bd. 1, Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

- SCHMIDT, O., CURRY, J. P., HACKETT, R. A., PURVIS, G., CLEMENTS, R. O. (2001): Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. *Ann. Appl. Biol.* 138, S. 377-388.
- SCHMITT, A.-K. (2007): Auswirkungen des mehrjährigen Anbaus von Energiepflanzen auf ausgewählte physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften einer Löß-Schwarzerde im Mitteldeutschen Trockengebiet. Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- SCHMITT, A.-K., ULRICH, S., TISCHER, S., HOFMANN, B., CHRISTEN, O. (2010): Auswirkung der Energieholzproduktion auf physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften auf einer Schwarzerde im Mitteldeutschen Trockengebiet. *Journal für Kulturpflanzen* 62. S. 189-199.
- SCHNECK, V. (2010): Robinie - Züchtungsansätze und Begründungsverfahren. *Agrarholz 2010*, Tagung in Berlin.
- SCHOLZ, V., ELLERBROCK, R. (2002): The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany. *Biomass and Bioenergy* 23, S. 81-92.
- SCHOLZ, V., HELLEBRAND, H. J., HÖHN, A. (2004): Energetische und ökologische Aspekte der Feldholzproduktion. *Bornimer Agrartechnische Berichte* 35, S. 15-31.
- SCHOLZ, V., LORDBACHER, F. R., SPIKERMANN, H. (2009): Technologien der Ernte und Rodung von Kurzumtriebsplantagen. In: REEG, T., BEMMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIECKER, H. (Hrsg.): *Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen*. Wiley-Ch Verlag, Weinheim., S. 99-112.
- SCHRÖDER D., URBAN, B. (1985): Bodenatmung, Celluloseabbau und Dehydrogenaseaktivität in verschiedenen Böden und ihre Beziehungen zur organischen Substanz sowie Bodeneigenschaften. *Landwirtschaftliche Forschung* 38, S. 166-172.
- SCHRUMPF, M., TRUMBORE, S. (2012): Soil Carbon Storage: How the thin skin of the Earth influences global biogeochemical cycles and climate. research report 2012, Max Planck Institut für Biogeochemistry.
- SCHWARZ, H., LIEBHARD, P., EHRENDORFER, K., RUCKENBAUER, P. (1993): Ertragsverlauf von *Miscanthus sinensis* „Giganteus“ auf zwei Ackerstandorten in Österreich. *Die Bodenkultur* 44, S. 253-263.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of information*. University of Illinois Press, Chicago.
- SIMONSEN, J., POSNER, J., ROSEMEYER, M., BALDOCK, J. (2010): Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. *Appl. Soil Ecol.* 44, S. 147-155.
- SIMS, W., GERARD, B. M. (1985): *Earthworms- keys and notes for the identification and study of the species*. Brill undund Backhuys, London.
- SINGH, K. P., TRIPATHY, S. K. (1992): Restoration of degraded forest system. In: SINGH, J. S. (Hrsg.): *Restoration of Degraded Land. Concept and Strategy*, Meerut.
- SIX, J., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. (1999): Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, S. 1350-1358.
- SKUJINS, J. (1976): Extracellular enzymes in soil. *Critical review Microbiology* 4, S. 383-421.

- SMITH, M., WATSON, G. (2011): Potential impacts of Short Rotation Forestry on Biodiversity in Britain. In: MCKAY, H. (Hrsg.): Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts. Forest Research Monograph 2, Forest Research, Surrey, 212 S..
- SOTOMAYOR-RAMIREZ D., ESPINOZ, Y., ACOSTA-MARTINEZ, V. S. (2009): Land use effects on microbial biomass C, beta-glucosidase and beta-glucosaminidase activities, and availability, storage, and age of organic C in soil. *Biology and Fertility of Soils* 45, S. 487-497.
- SOUCH, C. A., MARTIN, P. J., STEPHENS, W. (2004): Effects of soil compaction and mechanical damage at harvest on growth and biomass production of short rotation coppice willow. *Plant and Soil* 263, S. 173-182.
- SPARLING, G. P. (1997): Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst C Doube BM and VVSR Gupta: Biological indicators of soil health. CAB International, Wallingford, S. 97-119.
- SPLICHTNA, B., GLATZEL, G. (2005): Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Wäldern und Energieholzplantagen für die energetische Nutzung - Szenarien, ökologische Auswirkungen, Forschungsbedarf, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, 44 S..
- SRU (2007): Sondergutachten Klimaschutz durch Biomasse: Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 124 S..
- SRU (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. 564 S..
- STATSOFT (2009): Datenanalyse-Software Statistica 9.0. Statistics for Windows. StatSoft Inc., Tulsa, USA.
- STAUFFER, M., LEYVAL, C., BRUN, J.-J., LEPORTIER, P., BERTHELIN, J. (2014): Effect of willow short rotation coppice on soil properties after three years of growth as compared to forest, grassland and arable land uses. *Plant and Soil* 377, S. 423-438.
- STETTER, U., MAKESCHIN, F. (1997): Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik vormals landwirtschaftlich genutzter Böden nach Erstaufforstung mit schnellwachsenden Baumarten. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 85 II, S. 1047-1050.
- STETTER, U., MAKESCHIN, F. (1999): Humushaushalt ehemals landwirtschaftlich genutzter Böden nach Aufforstung mit schnellwachsenden Baumarten. In: HOFMANN, M. (Hrsg.): Modellvorhaben „Schnellwachsende Baumarten“ - Zusammenfassender Abschlussbericht, Landwirtschaftsverlag, Münster, S. 341-367.
- STEVENSON, F. J. (1982): *Humus Chemistry- Genesis, Composition, Reactions*. Wiley, New York. 443 S..
- STOCKFISCH, N. (1997): Strohabbau durch Mikroorganismen und Regenwürmer in zwei Bodenbearbeitungssystemen. Schriftenreihe Agrarwissenschaftliche Forschungsergebnisse 5, Verlag Dr. Kovac Hamburg, 186 S..
- TAYLOR, J. P., WILSON, B., MILLS, M. S., BURNS, R. G. (2002): Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biol. Biochem.* 34, S. 387-401.
- TEBBE, C. C., ANDERSON, T.-H., LARINK, O., SCHRADER, S. (2002): Biologische Wechselwirkung - Wie wichtig ist die Vielfalt für die Funktion von Böden?. Schriftenreihe des BMVEL 494, S. 160-165.

- TIMMERMAN, A., BOS, D., OUWEHAND, J., DE GOEDE, R. G. M. (2006): Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area. *Pedobiologia* 50, S. 427-432.
- TISCHER, S., ALTERMANN, M. (1992): Veränderungen der mikrobiellen Aktivität durch Wechsel der Bodennutzung. Ergebnisse aus dem ehemaligen Grenzstreifen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35, S. 559-562.
- TISCHER, S. (2000): Veränderungen der mikrobiologischen Aktivität nach Bewirtschaftungswechsel. In: HÜLSBERGEN, K.-J., DIEPENBROCK, W. (Hrsg.): Die Entwicklung der Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau- Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. *UZU- Schriftenreihe*, S. 101-107.
- TISCHER, S. (2005 a): Bewertung der Artendiversität und Schwermetallgehalte von Lumbriciden auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt. *VDLUFA-Schriftenreihe* 60, S. 632-639.
- TISCHER, S. (2005 b): Assessment of lumbricid species diversity on soil monitoring sites in Saxony-Anhalt. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 76, S. 157-172.
- TISCHER, S. (2008): Lumbricidae communities in soil monitoring sites differently managed and polluted with heavy metals. *Polish journal of Ecology* 56, S. 635-646.
- TISCHER, S. (2010): Lumbricidenuntersuchungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Thüringen. Auftraggeber: Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG).
- TLL (2010): Entwicklung und Optimierung von standortangepassten Anbausystemen für Energiepflanzen im Fruchtfolgeregime. Zwischenbericht 2009 zum Teilprojekt 1. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- TOEWS, T. (2008): Wald – Flächenansprüche durch die Landwirtschaft. Vortrag, Symposium des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft (und Verbraucherschutz) „Gesamtstrategie Wald 2020“, 10. und 11. Dezember 2008, Berlin, <http://www.fnr.de/waldstrategie2020/>.
- TÖNSHOFF, C., WACHENDORF, C., STÜLPNAGEL, R., JÖRGENSEN, R. (2010): Welche Bedeutung haben die C und N Vorräte des Bodens und der pflanzlichen Biomasse von Kurzumtriebsplantagen für die Dynamik der organischen Bodensubstanz nach dem Umbruch?. Tagungsbeitrag zu Workshop der Kommissionen VI u. IV der DBG u. DGP. Anbau nachwachsender Rohstoffe. Wirkungen auf Bodeneigenschaften, Funktionen und Emissionen in Bezug auf Klima- und Gewässerschutz. 7.-8.9.2010 in Müncheberg.
- TÖNSHOFF, C. (2013): Auswirkung der Rückführung von Kurzumtriebsplantagen in Acker- und Grünlandnutzung auf Boden C-Fraktionen. Dissertation, Universität Kassel.
- TÖNSHOFF, C., JOERGENSEN, R. G., STUELPNAGEL, R., WACHENDORF, C. (2013 a): Carbon in plant biomass and soils of poplar and willow plantations - implications for SOC distribution in different soil fractions after re-conversion to arable land. *Plant and Soil* 367, S. 407-417.
- TÖNSHOFF, C., JÖRGENSEN, R., STÜLPNAGEL, R., WACHENDORF, C. (2013 b): Dynamics of soil organic carbon fractions one year after the re-conversion of poplar and willow plantations to arable use and perennial grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 174, S. 21-27.

- TOPP, G. C., REYNOLDS, W. D., COOK, F. J., KIRBY, J. M., CARTE, M. R. (1997): Physical attributes of soil quality. In: Gregorich E. G., Carter M. R. Soil quality for crop production and ecosystem health. Amsterdam. Elsevier Science Publishers B.V., S. 21-58.
- TURNER, B. L., HOPKINS, D. W., HAYGARTH, P. M., OSTLE, N. (2002): β -Glucosidase activity in pasture soils. *Appl Soil Ecol* 20, S. 157-162.
- UGT (2014): Bedienungsanleitung PL-300. Umwelt-Geräte-Technik GmbH.
- UHLIG, U. (2001): Erfassung der Makroporenzahl und -verteilung langjährig differenziert bearbeiteter Ackerflächen unter besonderer Berücksichtigung der Bodenerosion. Diplomarbeit, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden.
- ULRICH, S., TISCHER, S., HOFMANN, B. (2010): Biological soil properties in a long-term tillage trial in Germany. *J. Plant Nutrition and Soil Sci.* 173, S. 483-489.
- ULRICH, S. (2008): Zum Indikatorwert ausgewählter physikalischer Parameter und Kenngrößen des Kohlenstoffhaushaltes im Boden unter Berücksichtigung von Daten aus langjährige Bodenbearbeitungs- und Dauerdüngerversuchen. Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck und Marburg. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- UNSELD, R. (1999): Kurzumtriebsbewirtschaftung auf landwirtschaftlichen Grenz-ertragsböden – Biomasseproduktion und bodenökologische Auswirkungen verschiedener Baumarten. Dissertation. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker Verlag.
- VAN CAPELLE, C., SCHRADER, S., BRUNOTTE, J. (2012): Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. *European J. of Soil Biology* 50, S. 165-181.
- VAN VLIET, P. C. J., VON DER STELT, B., RIETBERG, P. I., DE GOEDE, R. G. M. (2007): Effects of organic matter content on earthworms and nitrogen mineralization in grassland soils. *Eur. J. Soil Biol.* 43, S. 222–229.
- VANDE WALLE, I., VAN CAMPB, N., VAN DE CASTEELEB, L., VERHEYENB, K., LEMEUR, R. (2007): Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders, Belgium II. Energy production and CO₂ emission reduction potential. *Biomass Bioenerg.* 31, S. 276-283.
- VAN RHEE, J. A., NATHANS, S. (1973): Ecological aspects of earthworm populations in relation to weather conditions. *Revue d'écologie et de biologie du sol* 10, S. 523-533.
- VERWIJST, T., MAKESCHIN, F. (1996): Environmental aspects of biomass production and routes of European energy supply. Concertes action AIR 3-94-2466, Report from the working group on chemical soil and water issues.
- VETTER, A. (2014): Thüringer Bioenergetag - Optionen von Energieholz aus KUP für die Landwirtschaft., In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): Vorträge vom 25.02.2014.
- VISSER, S., PARKINSON, D. (1992): Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture* 7, S. 33-37.
- WATTS, C. W., CLARK, L. J., CHAMEN, W. C. T., WHITMORE, A. P. (2004): Adverse effects of simulated harvesting of short-rotation willow and poplar coppice on vertical pressures and rut depths. *Soil and Tillage Research* 84, S. 192-199.
- WERNER, D., PAUL, R. (1999): Kennzeichnung der Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. *Wasser und Boden* 51, S. 10-14.

- WILHELM, (2010): Konservierende Bodenbearbeitung im Ökolandbau - Analyse einer Verfahrenstechnik im Kontext der Bodenfruchtbarkeit. Dissertation. Universität Kassel/Witzenhausen
- WILSON, M., MALISZEWSKA-KORDYBACH, B. (2000): Soil Quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe. Springer Netherlands Verlag
- WIRKNER, R. (2010): Energieholzproduktion im Kurzumtrieb - Chancen und Probleme bei ihrer Umsetzung. Eine Analyse unter Einbeziehung von Experteninterviews. Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- WOLF, H., BÖHNISCH, B. (2004): Anbau schnellwachsender Gehölze auf stillgelegten landwirtschaftlichen Flächen zur Holzstoffproduktion. In: BEGEMANN, F., SCHRÖDER, S. (Hrsg.): Produktvielfalt durch Ressourcenvielfalt - Potenziale genetischer Ressourcen, Schriften zu genetischen Ressourcen 23. S. 122-132.
- WU, X. S., HUANG, C. D. (2007): Carbon density, storage and distribution in birch forest ecosystem on the forestland converted from farmland. Chinese Journal of Ecology 26, S. 323-326.
- ZELLES, L., ADRIAN, P., BAI, Q. Y. (1994): Microbial biomass, metabolic activity and nutritional status determined from fatty acid patterns and polyhydroxybutyrate in agriculturally-managed soils. Soil Biol. Biochem. 26, S. 439-446.
- ZIMMERMANN, F. (2003): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung von Ackerflächen auf den sickerwassergebundenen Stofftransport. Untersucht mit Hilfe von Experimenten an Bodensäulen. Diplomarbeit, Universität Leipzig, 100 S..
- ZORNOZA, R., MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., ARCENEGUI, V., MATAIX-BENEYTO, J. (2009); Comparison of soil physical, chemical, and biochemical properties among native forest, maintained and abandoned almond orchards in mountainous areas of eastern Spain. Arid Land Res Manag 23, S. 267-282.
- ZURBA, K., MATSCHULLAT, J. (2015): Short Rotation Forestry (SRF) versus rapeseed plantations: Insights from soil respiration and combustion heat per area. Energy Procedia 76, S. 398 - 405.

10 Anhang

Tab. A1: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Acker in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Acker 0-6 cm	1,21	1,42	0,97	1,30	12,79	18,69	19,01	10,37	8,41	31,98	17,99	24,09	10,51	36,42	22,71
	1,20	1,38	1,17	1,24	12,71	18,13	18,18	14,52	11,29	23,80	19,84	22,71	13,50	28,83	21,85
	1,21	1,38	1,15	1,33	12,78	18,13	19,42	9,88	10,94	23,66	14,83	23,28	13,12	29,02	17,23
	1,24	1,33	1,22	1,30	13,05	17,59	19,05	8,21	13,44	23,29	16,47	22,30	15,70	27,82	21,88
	1,23	1,44	1,18	1,32	13,00	19,01	19,30	9,78	5,78	25,50	14,55	21,81	8,26	29,60	20,54
		1,34	1,11	1,30		17,72	19,00		13,05	27,80	16,02		15,19	32,97	21,33
		1,38	1,07	1,26		18,13	18,45		12,04	20,09	19,17		14,18	31,30	25,43
		1,36	1,09	1,25		17,94	18,31		11,93	18,10	19,87		14,06	29,73	26,61
			1,18								16,39			26,67	
				1,25							15,63			22,44	
			1,18							14,12			23,83		
			1,02							23,79			34,54		
M	1,22 ab	1,38c	1,13 a	1,29 b	12,87 a	18,17 b	18,8 b	10,55 a	10,86 a	22,01 b	17,34 ab	22,84 a	13,06 b	29,43 c	22,20 ac
σ _x	0,01	0,04	0,08	0,03	0,15	0,47	0,47	2,36	2,56	5,30	2,17	0,88	2,49	4,07	2,90
Acker 16-22 cm	1,20	1,29	1,27	1,44	13,08	17,98	20,87	10,78	17,07	19,32	8,74	24,48	21,51	25,30	11,64
	1,19	1,31	1,45	1,51	12,97	18,24	21,83	9,17	15,92	10,68	6,62	24,20	20,73	13,06	10,32
	1,28	1,27	1,41	1,24	13,98	17,77	18,04	9,59	17,22	13,67	17,81	20,48	21,35	17,84	23,10
	1,33	1,32	1,24	1,31	14,55	18,39	19,04	9,08	15,05	20,07	15,63	15,73	19,42	29,47	18,87
	1,28	1,36	1,30	1,28	13,99	18,94	18,57	11,01	13,23	19,09	15,24	22,92	16,47	22,38	19,37
		1,35	1,33	1,48		18,89	21,41		14,14	18,93	7,78		17,80	22,23	11,28
		1,35	1,37	1,42		18,82	20,50		13,34	14,28	10,67		17,67	17,11	14,70
		1,34	1,42	1,30		18,73	18,79		14,58	4,80	16,61		17,97	13,14	20,59
			1,41								14,30			17,41	
			1,30								13,55			22,22	
		1,32								9,63			18,85		
		1,43								7,20			12,69		
M	1,26 a	1,32 a	1,35 a	1,37 a	13,71 a	18,47 b	19,9 b	9,93 a	15,07 a	13,79 a	12,39 a	21,56 a	19,12 a	19,31 a	16,24 a
σ _x	0,06	0,03	0,07	0,10	0,67	0,44	1,44	0,91	1,55	5,01	4,42	3,62	1,91	5,20	4,87

Tab. A1: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Acker in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Acker 24-30 cm	1,29	1,33	1,34	1,40	14,22	17,79	22,90	5,91	13,32	11,41	12,42	18,59	17,60	16,53	16,72
	1,27	1,39	1,41	1,44	14,05	18,62	23,61	6,33	10,65	10,06	9,63	21,04	14,58	14,29	14,12
	1,44	1,32	1,37	1,46	15,88	17,68	24,00	1,58	13,65	9,82	7,81	10,96	17,38	13,88	12,60
	1,42	1,37	1,44	1,42	15,67	18,42	23,23	5,86	11,99	11,55	9,34	12,10	16,54	13,65	13,69
	1,35	1,37	1,36	1,59	14,89	18,43	26,09	5,26	11,13	14,17	2,45	17,35	15,70	21,64	6,57
		1,35	1,31	1,55		18,06	25,43		12,72	17,62	4,07		17,04	23,25	7,64
		1,38	1,35	1,47		18,53	24,16		9,64	9,79	8,16		13,54	16,04	11,21
		1,32	1,34	1,49		17,73	24,45		14,84	15,26	7,12		19,38	19,34	10,67
			1,39								10,67				14,03
			1,39								8,02				13,84
			1,41								9,69				13,18
			1,42								5,93				13,34
M	1,35 a	1,35 a	1,38 a	1,48 b	14,94 a	18,16 b	24,23 c	4,99 a	12,24 b	11,16 b	7,62 ab	16,01 a	16,47 a	16,08 a	11,65 b
σ _x	0,07	0,03	0,04	0,07	0,83	0,39	1,08	1,94	1,72	3,19	3,16	4,32	1,84	3,47	3,38
Acker 32-38 cm	1,34	1,52	1,35	1,28	14,95	20,54	20,94	7,73	5,90	17,51	13,44	13,98	9,12	20,27	19,48
	1,34	1,55	1,28	1,30	14,94	20,93	21,18	4,30	3,83	18,80	11,60	14,45	6,89	23,20	22,06
	1,37	1,50	1,35	1,44	15,27	20,29	23,51	3,77	6,25	16,46	10,25	11,64	9,54	23,37	15,24
	1,34	1,52	1,35	1,43	14,93	20,50	23,22	6,03	6,10	10,64	10,19	13,42	8,95	20,11	12,23
	1,36	1,53	1,38	1,35	15,13	20,72	21,96	4,23	4,42	8,67	12,11	13,58	7,50	14,81	17,03
		1,49	1,34	1,45		20,10	23,58		6,81	11,42	7,50		10,23	16,36	11,16
		1,50	1,38	1,28		20,22	20,81		6,80	9,32	14,58		10,09	12,73	19,85
		1,54	1,35	1,30		20,85	21,15		5,21	8,16	12,67		7,84	14,55	17,42
			1,34								11,23				13,93
			1,27								8,10				16,44
			1,30								10,86				18,48
			1,27								9,45				17,25
M	1,35 a	1,52 b	1,33 a	1,35 a	15,04 a	20,52 ab	22,0 b	5,21 a	5,66 a	11,72 b	11,54 b	13,4 ab	8,77 a	17,63 b	16,81 b
σ _x	0,01	0,02	0,04	0,07	0,15	0,30	1,21	1,65	1,09	3,74	2,21	1,07	1,23	3,52	3,77

Tab. A1: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Acker in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]				
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	
Acker 0-6 cm	43,07	36,42	30,63	31,80	30,28	17,73	12,79	52	15	92	83	1,67	0,11	43,00	0,78	
	39,18	35,18	31,01	32,13	26,47	17,05	13,94	65	38	83	189	2,80	0,42	6,66	1,73	
	43,56	35,55	32,00	33,86	30,78	17,43	14,44	70	39	31	69	1,85	0,33	15,80	0,60	
	44,24	34,64	29,80	33,21	31,19	17,06	14,16	35	31	115	130	1,32	0,91	1,10	47,50	
	42,89	38,11	28,95	34,46	29,90	19,10	15,15	47	2	30	332	2,65	0,51	0,19	2,71	
		34,63	29,67	33,79		16,91	14,78		83	30	165		1,40	2,61	6,59	
		34,43	38,87	32,10		16,30	13,66		38	103	490		0,40	11,70	6,43	
		35,12	40,00	31,77		17,18	13,46		43	83	605			13,50	6,89	
				38,08							170				9,27	
				36,43							2				0,22	
			40,36							115				5,47		
			37,16							192				14,30		
M	42,59 a	35,51 b	34,41 b	32,89 b	29,72 a	17,34 b	14,05 c	53,87 a	36,05 a	87,07 a	257,75 b	2,06	0,58	10,32	9,15	
σ_x	1,98	1,23	4,44	1,07	1,88	0,82	0,76	13,92	23,51	57,70	198,70	0,64	0,43	11,73	15,72	
Acker 16-22 cm	43,04	33,36	31,73	35,64	29,96	15,37	14,77	272	140	357	24	7,71	3,99	43,00	0,19	
	45,02	33,80	33,63	35,21	32,05	15,56	13,38	124	77	30	27	3,64	0,99	3,98	0,54	
	41,03	33,78	32,25	34,13	27,04	16,00	16,09	92	162	18	198	1,95	1,21	0,30	6,57	
	39,54	34,25	32,16	33,64	25,00	15,87	14,61	224	127	68	55	1,07	2,13	4,71	7,37	
	39,59	34,55	30,90	35,48	25,60	15,61	16,91	127	528	177	185	6,02	5,73	12,00	5,96	
		33,77	30,10	35,40		14,88	13,99		77	71	45		1,85	22,50	1,84	
		34,76	33,08	34,91		15,93	14,40		31	53	48		0,45	1,44	1,15	
		33,78	40,64	33,50		15,05	14,71		204	37	576		3,85	0,53	6,13	
				31,35							103				8,58	
				36,62							109				31,60	
			39,79							127				4,55		
			37,63							245				31,60		
M	41,64 a	34,00 b	34,16 b	34,74 b	27,93 a	15,53 b	14,86b	167,5 a	168,26 a	116,26 a	144,65 a	4,08	2,53	13,73	3,72	
σ_x	2,37	0,47	3,59	0,86	3,00	0,41	1,13	76,31	155,42	100,21	187,40	2,77	1,82	14,67	3,05	

Tab. A1: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Acker in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Acker 24-30 cm	44,44	35,50	37,08	33,64	30,22	17,71	10,73	112	23	6	32	1,67	0,28	0,22	0,29
	44,61	35,79	35,62	34,77	30,56	17,18	11,16	125	13	4	5	1,19	1,43	35,10	0,10
	42,99	35,48	37,68	35,68	27,11	17,80	11,69	24	94	6	31	0,38	1,16	14,10	0,25
	39,43	35,02	33,10	35,96	23,76	16,61	12,74	108	27	13	6	0,89	0,78	0,21	1,60
	42,75	35,84	33,34	36,59	27,86	17,41	10,50	70	63	3	1	0,66	0,43	22,10	0,17
		35,34	32,00	36,50		17,28	11,06		59	41	10		1,43	8,91	4,39
		37,04	38,12	35,37		18,51	11,21		1	133	4		0,15	2,75	12,10
		34,16	33,34	35,75		16,44	11,30		74	53	9		1,04	0,66	7,63
			35,86								587			0,90	
			38,35								6			0,11	
			36,05								32			1,52	
		39,60								24			0,44		
M	42,84 a	35,52 b	35,85 b	35,53 b	27,90 a	17,37 b	11,30 c	88,12 a	44,24 ab	75,71 ab	12,21 b	0,96	0,84	7,25	3,32
σ _x	2,08	0,81	2,44	0,96	2,75	0,67	0,68	41,16	32,86	165,26	12,25	0,50	0,51	11,20	4,45
Acker 32-38 cm	40,76	35,22	30,68	36,95	25,82	14,68	16,01	9	5	69	13	0,22	0,46	0,25	5,84
	44,22	36,17	31,88	38,21	29,29	15,25	17,02	18	3	65	16	0,44	0,02	7,40	2,36
	43,60	35,57	31,66	34,05	28,32	15,28	10,55	9	6	139	19	0,15	0,04	15,90	20,70
	42,52	35,12	37,55	34,78	27,60	14,62	11,56	9	3	5	5	0,24	0,11	5,61	2,55
	43,62	36,17	38,19	36,45	28,49	15,45	14,48	21	1	4	3	0,33	0,01	10,10	0,12
		35,57	37,20	37,27		15,47	13,69		10	8	1		0,15	8,58	0,73
		35,23	37,53	36,68		15,01	15,87		4	6	92		2,23	0,55	0,50
		35,03	39,76	37,78		14,19	16,63		4	4	36		0,02	0,24	2,74
			37,41								6			0,43	
			43,04								14			0,36	
			38,96								62			5,86	
		41,79								13			0,34		
M	42,95 a	35,51 b	37,14 b	36,52 b	27,90 a	14,99 b	14,48 b	13,02 a	4,39 a	32,90 a	23,23	0,28	0,38	4,64	4,44
σ _x	1,37	0,45	3,90	1,43	1,31	0,46	2,39	5,96	2,81	42,31	29,75	0,11	0,76	5,15	6,81

Tab. A2: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Weide in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]				
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	
Weide 0-6 cm	1,40	1,34	1,16	1,28	17,49	19,10	19,61	5,66	8,20	25,51	18,84	10,67	14,05	28,74	23,40	
	1,50	1,28	1,06	1,23	16,13	18,32	18,79	4,29	10,11	25,65	19,20	8,11	15,47	33,35	24,48	
	1,38	1,37	1,05	1,14	16,09	19,64	17,46	9,35	8,19	32,21	25,31	14,40	13,47	34,99	29,74	
	1,38	1,33	1,15	1,20	15,84	18,97	18,30	10,01	8,11	25,54	21,09	14,02	13,43	28,75	26,14	
	1,36	1,36	1,17	1,19	16,38	19,44	18,18	7,46	10,88	25,53	23,40	15,47	13,50	29,34	28,43	
			1,31	1,05	1,13		18,75	17,30		13,56	32,26	26,35		17,58	35,06	31,00
			1,42	1,19	1,09		20,36	16,63		9,52	25,37	26,31		12,59	30,04	30,43
			1,44	1,13	1,05		20,65	16,12		7,91	28,94	29,79		10,35	32,94	33,84
				1,19							25,23				29,35	
				1,19							24,06				28,94	
M	1,40 a	1,36 a	1,13 b	1,16 b	16,38 a	19,40 b	17,80 ab	7,36 a	9,56 a	27,23 b	23,79 b	12,53 a	13,81 a	31,33 b	28,43 b	
σ _x	0,06	0,06	0,06	0,07	0,65	0,79	1,15	2,42	1,95	2,93	3,86	3,06	2,10	2,55	3,54	
Weide 16-22 cm	1,48	1,38	1,48	1,47	17,39	18,79	22,45	6,06	10,01	8,57	9,19	9,50	13,25	10,00	11,19	
	1,39	1,46	1,34	1,55	16,42	19,87	23,61	10,24	7,59	8,95	4,56	13,54	10,97	12,46	6,64	
	1,49	1,34	1,29	1,34	17,52	18,24	20,43	5,98	9,56	14,16	10,86	9,23	15,08	16,74	13,11	
	1,41	1,44	1,50	1,18	16,56	19,51	17,98	7,25	9,05	5,11	21,95	14,74	13,26	6,02	20,49	
	1,49	1,35	1,51	1,47	17,51	18,37	22,34	2,73	13,48	4,07	8,50	8,37	16,69	5,15	9,33	
		1,44	1,54	1,57		19,56	23,90		9,23	5,86	1,58		11,83	7,26	3,87	
		1,51	1,48	1,25		20,56	18,96		5,11	7,90	20,65		7,09	9,27	23,32	
		1,36	1,51	1,39		18,47	21,19		11,50	5,88	10,72		14,11	7,67	13,38	
			1,52								6,23			8,31		
			1,47								7,01			9,89		
		1,49								5,21			8,20			
		1,39								10,03			12,10			
M	1,45 a	1,41 a	1,46 a	1,40 a	17,08 a	19,17 ab	21,36 b	6,45 a	9,44 a	7,41 a	11,00 a	11,08 a	12,79 a	9,42 a	12,67 a	
σ _x	0,05	0,06	0,08	0,14	0,54	0,83	2,13	2,70	2,49	2,76	7,10	2,86	2,91	3,17	6,57	

Tab. A2: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Weide in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]				
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	
Weide 24-30cm	1,36	1,36	1,34	1,62	15,67	18,41	24,28	5,58	12,07	9,52	2,44	13,97	17,01	18,53	4,23	
	1,41	1,30	1,30	1,48	16,23	17,51	22,11	5,70	15,56	17,65	7,41	9,69	19,93	21,42	10,42	
	1,38	1,23	1,36	1,44	15,93	16,56	21,50	6,32	20,79	8,72	9,96	10,93	24,85	16,20	14,10	
	1,42	1,41	1,48	1,54	16,38	19,04	22,95	2,60	10,49	7,52	4,71	11,06	14,30	8,88	7,70	
	1,32	1,31	1,55	1,29	15,17	17,74	19,26	11,22	14,11	4,17	17,43	14,24	18,12	6,90	21,20	
			1,39	1,46			18,73	21,81		11,65	6,60	9,47		14,72	8,72	10,76
			1,49	1,17			20,10	17,41		6,92	10,98	21,32		9,36	14,86	24,20
			1,39	1,34			18,81	20,09		10,02	11,20	12,35		12,54	15,54	16,06
				1,47							8,73				12,13	
				1,40							13,99				18,39	
				1,48							10,17				18,08	
				1,41							10,94				17,39	
	M	1,38 a	1,36 a	1,43 a	1,42 a	15,88 a	18,36 ab	21,17b	6,28 a	12,70 a	10,02 a	10,64 a	11,98 a	16,36 a	14,75 a	13,58 a
	σ_x	0,04	0,08	0,08	0,15	0,48	1,08	2,18	3,11	4,18	3,48	6,30	2,02	4,76	4,60	6,73
Weide 32-38 cm	1,29	1,38	1,38	1,43	13,15	16,65	20,44	8,21	13,55	7,51	8,83	15,51	15,40	13,38	13,27	
	1,32	1,45	1,39	1,32	13,45	17,52	18,78	9,90	10,18	10,87	15,19	15,24	11,63	13,87	19,13	
	1,34	1,43	1,36	1,41	13,66	17,31	20,06	6,91	10,95	8,09	10,44	16,16	12,73	14,46	12,99	
	1,29	1,37	1,32	1,39	13,16	16,59	19,79	7,60	14,47	8,08	11,40	18,26	16,11	17,85	15,81	
	1,33	1,35	1,28	1,27	13,57	16,26	18,10	4,46	12,68	15,27	15,98	15,65	15,50	20,25	21,23	
			1,36	1,30			16,45	18,60		11,79	10,08	13,77		14,72	20,21	19,24
			1,48	1,33			17,85	19,00		7,00	12,53	13,58		9,72	17,23	16,22
			1,32	1,33			15,99	18,90		15,78	12,36	13,30		19,28	18,47	16,24
				1,32							14,97				20,32	
				1,30							13,75				19,94	
				1,32							15,39				22,62	
				1,30							14,80				21,42	
	M	1,32 a	1,39 a	1,33 a	1,35 a	13,40 a	16,83 ab	19,21b	7,42 a	12,05 a	11,97 a	12,81 a	16,16ab	14,39 a	18,34 b	16,7ab
	σ_x	0,02	0,05	0,04	0,06	0,23	0,66	0,80	1,99	2,74	2,99	2,42	1,22	2,96	3,05	2,92

Tab. A2: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Weide in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Weide 0-6 cm	40,18	39,62	29,75	31,70	22,68	20,52	12,09	1	9	109	862	13,20	0,75	5,74	9,00
	37,70	39,86	33,69	33,41	21,58	21,54	14,62	0	26	192	571	16,90	0,80	25,80	13,80
	37,18	38,17	27,56	30,67	21,08	18,53	13,21	13	3	564	1339	0,08	0,16	14,10	12,60
	36,63	40,06	30,12	32,77	20,79	21,08	14,48	5	27	41	760	5,04	0,47	1,45	12,20
	40,02	36,02	29,53	30,74	23,65	16,59	12,56	3	130	344	1144		1,69	1,78	14,00
		35,23	27,53	30,03		16,48	12,74		94	319	1290		3,96	29,00	10,10
		34,86	29,23	31,74		14,50	15,11		443	615	1111		0,18	12,80	13,60
		35,69	27,74	29,55		15,04	13,43		19	725	1774		0,24	22,10	11,60
			29,01								303			1,66	
			30,23								584			8,52	
		27,05								835			23,60		
		28,58								195			1,81		
M σx	38,34a	37,44a	29,17b	31,33b	21,96 a	18,04 b	13,53 c	4,49 a	93,84 b	402,21 c	##### d	8,81	1,03	12,36	12,11
	1,65	2,22	1,79	1,33	1,19	2,78	1,09	5,10	147,96	255,86	378,17	7,64	1,29	10,43	1,81
Weide 16-22 cm	37,17	36,60	34,52	33,68	19,78	17,81	11,23	8	36	17	11	0,18	0,81	3,09	0,36
	36,16	35,96	34,52	35,36	19,74	16,10	11,75	41	21	47	36	0,17	2,38	14,30	0,32
	36,80	38,62	36,36	37,13	19,28	20,37	16,70	2	351	1204	197	0,13	0,05	5,38	7,73
	38,69	35,52	37,24	32,29	22,13	16,01	14,31	0	2	8	80		0,81	4,10	6,83
	40,11	34,32	37,77	34,86	22,61	15,94	12,52	3	63	14	77		0,25	0,71	2,61
		35,20	34,92	37,84		15,65	13,95		18	2	18		1,69	1,88	0,11
		36,46	35,10	31,28		15,90	12,31		1	1	711			1,11	24,30
		36,02	35,94	35,56		17,55	14,37		130	1	165			0,20	6,38
			35,50								1			1,29	
			36,42								2			1,70	
		37,51								2			7,08		
		36,41													
M σx	37,79a	36,09ab	36,02ab	34,7b	20,71a	16,92b	13,39c	10,6a	77,93a	118,16a	161,82a	0,16	1,00	3,71	6,08
	1,60	1,26	1,13	2,25	1,54	1,62	1,79	17,01	118,21	360,53	231,94	0,03	0,89	4,10	8,01

Tab. A2: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Weide in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]				
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	
Weide 24-30 cm	42,37	35,35	39,07	35,07	26,70	16,93	10,79	11	8	9	16	0,17	0,18	0,55	0,10	
	40,38	34,44	32,18	35,67	24,15	16,93	13,56	7	10	41	19	1,12	0,22	2,18	0,24	
	40,76	31,91	38,62	34,68	24,82	15,34	13,18	6	3	229	2	0,13	0,01	8,22	0,14	
	42,98	35,14	35,50	36,21	26,59	16,10	13,26	5	12	3	1	0,48	2,82	0,82	0,03	
	38,39	35,23	36,33	33,19	23,22	17,49	13,93	58	94	27	133		3,96	4,59	1,02	
		34,86	33,38	34,60		16,14	12,78		443	22	28		0,18	0,28	0,34	
		35,69	34,16	34,02		15,59	16,61		19	2	205		0,24	1,87	2,98	
		36,27	33,54	36,13		17,46	16,04		56	2	3		1,24	0,15	0,07	
			34,76								1				0,02	
			32,04								311				1,48	
M	40,97a	34,86b	34,79b	34,9b	25,10a	16,50b	13,77c	17,3a	80,66a	55,60a	50,87a	0,48	1,11	1,85	0,62	
σ_x	1,81	1,31	2,28	1,05	1,53	0,82	1,84	23,04	149,65	102,52	75,81	0,46	1,49	2,37	1,01	
Weide 32-38 cm	42,85	33,43	39,38	36,24	29,70	16,77	15,81	35	303	4	25	0,55	10,10	4,07	2,88	
	40,04	34,02	35,62	34,36	26,59	16,50	15,58	34	1	20	83	0,18	0,85	5,47	1,14	
	42,24	33,94	39,74	35,66	28,58	16,63	15,60	13	2	8	12	5,74	0,74	1,59	8,04	
	43,40	32,71	41,20	35,43	30,23	16,12	15,65	21	1	8	15	0,37	1,00	3,48	0,30	
	45,03	35,54	35,52	35,57	31,46	19,28	17,47	15	121	17	50	0,10	0,65	1,03	0,85	
		35,84	41,57	36,44		19,39	17,84		31	189	19		1,29	23,40	0,35	
		36,18	34,72	35,56		18,33	16,57		3	17	4			0,78	0,33	
		33,32	35,80	36,11		17,34	17,21		77	32	38			1,73	0,49	
			34,45								53				6,30	
			36,10								109				1,90	
M	42,71a	34,37b	36,94b	35,7b	29,31a	17,54b	16,47b	23,5a	67,42a	71,99a	30,83a	1,39	2,44	4,41	1,80	
σ_x	1,82	1,30	2,73	0,65	1,84	1,29	0,93	10,32	104,99	112,96	25,67	2,44	3,76	6,24	2,66	

Tab. A3: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Pappel in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Pappel 0-6 cm	1,39	1,41	1,07	1,02	14,21	18,85	14,54	8,07	8,27	30,62	30,81	17,08	12,81	33,61	35,04
	1,36	1,27	1,01	1,17	13,90	16,98	16,55	10,05	12,96	29,76	20,29	15,27	17,60	32,87	20,29
	1,36	1,33	1,09	1,33	13,88	17,82	18,83	8,09	12,00	28,65	15,45	15,05	16,70	32,88	21,92
	1,35	1,35	1,18	1,20	13,82	18,12	17,01	10,99	10,61	27,19	23,04	17,45	14,64	30,14	27,88
	1,51	1,34	1,08	1,18	15,45	17,95	16,76	5,67	10,92	31,28	23,47	10,07	16,18	35,46	29,98
		1,27	1,15	1,22		16,98	17,35		22,29	27,34	21,18		18,63	30,87	27,04
		1,28	1,08	1,21		17,12	17,13		10,62	29,49	21,74		15,07	33,83	30,29
		1,30	1,02	1,16		17,44	16,48		11,39	33,68	25,35		15,96	37,54	30,82
			1,05							30,72				34,59	
			1,11							28,02				32,58	
			1,05							31,86				36,27	
		1,04							32,87				39,63		
M	1,39a	1,32a	1,08b	1,19c	14,25a	17,66b	16,83ab	8,57a	12,38a	30,12b	22,67c	14,98a	15,9a	34,19b	27,91c
σ_x	0,07	0,05	0,05	0,08	0,69	0,65	1,19	2,06	4,22	2,10	4,39	2,95	1,81	2,71	4,84
Pappel 16-22 cm	1,37	1,52	1,43	1,15	15,66	20,05	19,71	11,22	6,77	7,79	23,98	15,80	9,13	9,32	27,85
	1,32	1,51	1,35	1,07	15,03	19,90	18,38	10,41	5,93	8,70	27,92	18,45	8,87	10,88	30,67
	1,39	1,47	1,47	1,47	15,79	19,40	25,16	6,37	8,54	5,74	7,76	14,75	11,19	6,95	10,35
	1,47	1,45	1,55	1,36	16,73	19,15	23,26	6,91	8,94	6,35	15,03	10,66	12,14	7,55	17,81
	1,35	1,46	1,54	1,39	15,35	19,26	23,81	11,24	8,37	6,54	13,47	16,64	11,28	8,82	16,60
		1,48	1,53	1,39		19,48	23,73		6,88	6,35	13,06		10,20	6,91	16,58
		1,39	1,51	1,41		18,28	24,10		10,58	5,99	11,91		15,58	8,00	15,62
		1,55	1,35	1,41		20,40	24,20		4,99	11,66	11,39		7,29	16,23	14,57
			1,47							7,18				8,39	
			1,56							5,63				6,68	
			1,53							5,87				6,71	
		1,46							6,74				8,82		
M	1,38ab	1,48a	1,48a	1,33b	15,71a	19,49ab	22,79b	9,23a	7,63a	7,05a	15,57b	15,26ac	10,ab	8,77b	18,76c
σ_x	0,06	0,05	0,07	0,14	0,64	0,65	2,40	2,40	1,81	1,71	6,83	2,91	2,51	2,66	6,90

Tab. A3: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Pappel in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	TRD [g cm ⁻³]				PWP [M.-%]			LK [Vol.-%]				GPV [Vol.-%]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Pappel 24-30 cm	1,56	1,44	1,36	1,23	16,77	18,43	19,08	1,23	9,91	14,72	17,66	6,13	13,04	18,63	21,82
	1,50	1,53	1,31	1,17	16,13	19,59	18,07	3,38	6,08	16,84	23,15	9,28	8,73	20,90	26,94
	1,54	1,49	1,41	1,39	16,54	19,08	21,45	2,89	7,14	11,12	13,31	7,44	10,21	13,58	13,53
	1,48	1,45	1,36	1,53	15,88	18,53	23,73	3,75	9,84	19,44	5,80	11,53	13,50	22,65	9,27
	1,49	1,50	1,38	1,43	16,02	19,17	22,11	5,96	7,39	16,47	10,74	9,39	8,95	20,45	14,68
		1,48	1,43	1,40		18,90	21,70		7,02	12,03	13,88		11,06	15,42	17,29
		1,41	1,39	1,37		18,11	21,17		11,01	11,27	13,02		15,46	17,66	17,88
		1,47	1,32	1,42		18,81	22,06		12,32	17,60	10,46		16,39	21,74	11,54
			1,28							17,57				20,99	
			1,44							12,01				14,99	
			1,48							8,26				16,13	
			1,48							8,15				14,01	
	M	1,52a	1,47ab	1,39b	1,37b	16,27a	18,83ab	21,17b	3,44a	8,84ab	13,79b	13,50b	8,75a	12,ab	18,10b
σ_x	0,03	0,04	0,06	0,12	0,37	0,47	1,80	1,71	2,23	3,82	5,17	2,06	2,89	3,22	5,72
Pappel 32-38 cm	1,48	1,45	1,31	1,34	14,29	17,46	23,27	2,70	8,38	12,90	12,89	5,96	12,05	16,28	17,52
	1,33	1,48	1,33	1,41	12,78	17,87	24,59	7,42	7,36	13,78	9,13	18,15	10,97	16,63	13,94
	1,33	1,52	1,38	1,35	12,83	18,25	23,41	9,00	6,08	11,61	14,77	13,34	9,04	15,84	19,58
	1,43	1,48	1,43	1,45	13,75	17,84	25,23	4,46	7,12	15,25	10,67	7,54	10,84	18,84	15,98
	1,44	1,44	1,50	1,35	13,88	17,39	23,46	4,67	9,91	12,13	14,43	9,47	13,96	15,45	19,61
		1,42	1,42	1,36		17,05	23,59		11,21	14,55	11,82		15,21	18,79	17,04
		1,52	1,37	1,34		18,25	23,26		7,41	11,76	11,33		9,48	16,86	17,44
		1,43	1,29	1,29		17,19	22,48		10,08	14,04	14,48		14,24	23,18	20,37
			1,34							11,73				19,96	
			1,40							10,84				15,86	
			1,40							10,57				14,82	
			1,46							7,76				22,96	
	M	1,40ab	1,47a	1,39b	1,36b	13,51a	17,66ab	23,66b	5,65a	8,44ab	12,25b	12,44b	10,89a	11,9a	17,96b
σ_x	0,07	0,04	0,06	0,05	0,67	0,46	0,86	2,52	1,78	2,05	2,05	4,91	2,29	2,84	2,14

Tab. A3: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Pappel in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Pappel 0-6 cm	38,47	37,00	28,39	29,48	24,26	18,15	14,94	29	3	1079	1424	6,06	2,49	58,10	27,30
	37,64	37,74	31,44	34,50	23,74	20,76	17,95	21	115	148	130	20,40	0,31	17,40	19,80
	39,70	36,25	29,28	33,12	25,82	18,43	14,30	9	23	660	218	22,00	0,10	19,20	24,80
	37,03	36,76	27,31	30,50	23,22	18,64	13,48	58	15	322	676	3,37	2,81	12,40	10,20
	36,19	36,96	27,30	30,94	20,74	19,01	14,18	4	18	393	322	0,06	2,70	11,60	15,10
		28,40	28,26	31,62		11,41	14,27		89	357	508		0,34	23,20	27,70
		39,65	28,80	31,64		22,53	14,51		46	294	394		0,22	4,02	14,90
		37,96	27,28	29,82		20,51	13,34		4	579	1103			25,70	8,76
			29,06								844				32,70
			29,20								366				19,40
			27,61								759				29,70
			27,08								195				26,00
	M	37,81a	36,34a	28,42b	31,5c	23,55a	18,68b	14,62c	24,35a	39,17a	499,50b	596,86b	10,38		23,29
σ_x	1,35	3,37	1,25	1,69	1,85	3,29	1,44	21,26	41,56	285,05	452,41	10,12		13,64	7,48
Pappel 16-22 cm	35,98	34,33	37,25	31,25	20,32	14,28	11,54	46	1	32	230	5,79	0,01	3,31	8,34
	38,93	35,60	39,30	30,33	23,90	15,70	11,95	68	112	738	856	5,70	0,84	30,90	31,30
	40,39	34,44	37,59	35,09	24,60	15,04	9,94	28	118	6	32	0,08	6,09	8,44	0,69
	36,68	34,79	34,02	32,14	19,95	15,64	8,89	35	55	4	630	0,31	0,92	7,61	36,40
	37,00	35,02	34,15	32,64	21,65	15,76	8,84	135	10	2	100	3,36	0,15	1,99	29,60
		35,88	34,80	33,23		16,39	9,50		1	2	148		17,10	4,47	6,11
		35,70	35,89	33,56		17,43	9,46		96	37	62		2,92	0,08	5,99
		35,07	36,50	33,85		14,67	9,66		3	14	68		0,12	5,74	2,78
			36,43								12				0,65
			34,50								1				4,81
			35,19								5				54,00
			37,04												2,64
	M	37,79a	35,10b	36,05ab	32,7c	22,08a	15,61b	9,97c	62,43a	49,70a	77,41a	265,83b	3,05	3,52	10,39
σ_x	1,82	0,58	1,60	1,51	2,09	0,99	1,16	43,33	52,30	219,44	306,86	2,78	5,86	15,97	14,62

Tab. A3: Bodenphysikalische Parameter am Standort Bad Lauchstädt unter Pappel in den Jahren 2004, 2009, 2010 und 2011 (Fortsetzung)

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	FK [Vol.-%]				nFK [Vol.-%]			kf [cm d ⁻¹]				pL [cm s ⁻¹]				
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	
Pappel 24-30 cm	39,09	34,54	33,05	34,78	22,32	16,11	15,70	5	103	8	368	2,93	2,09	10,10	8,87	
	39,22	34,88	32,77	31,81	23,09	15,29	13,74	1	10	52	87	0,07	1,01	1,81	10,90	
	38,26	35,35	34,50	33,21	21,72	16,27	11,76	1	2	10	40	0,73	1,72	0,14	41,50	
	39,72	34,32	28,44	35,05	23,84	15,79	11,32	2	38	34	21	1,74	1,23	1,16	2,78	
	37,01	34,83	30,62	34,36	20,99	15,66	12,25	2	9	6	50	3,04	0,18	25,40	0,20	
		36,03	32,89	32,25		17,14	10,56		52	7	27		0,83	5,33	2,38	
		34,39	35,23	34,41		16,28	13,24		37	1	109		0,52	2,26	0,75	
		30,97	31,46	34,76		12,16	12,70		47	71	14			7,10	9,47	
			33,02							15				0,51		
			32,43							7				10,90		
			34,94							5				3,09		
			34,94							6				15,10		
	M	38,66a	34,41b	32,86b	33,8b	22,39a	15,59b	12,66c	2,01a	37,08a	18,49a	89,33b	1,70	1,08	6,91	9,61
σ_x	1,06	1,50	1,99	1,24	1,12	1,49	1,60	1,92	32,52	21,98	117,21	1,31	0,66	7,51	13,55	
Pappel 32-38 cm	41,12	35,86	36,68	35,48	26,83	18,40	12,20	18	2	30	118	6,90	0,04	19,00	16,20	
	42,35	35,56	35,21	36,30	29,57	17,70	11,71	19	8	17	4	7,98	0,14	0,66	0,59	
	40,59	35,63	35,49	33,29	27,77	17,39	9,87	17	3	12	78	6,87	0,24	13,40	5,35	
	41,51	35,88	29,78	33,33	27,76	18,03	8,09	12	4	80	12	5,78	0,10	3,14	0,35	
	40,77	34,52	30,17	34,10	26,89	17,13	10,63	6	2	8	53	0,96	0,12	0,15	36,70	
		34,34	30,69	36,44		17,29	12,84		4	58	11		0,25	6,79	0,69	
		34,30	35,61	37,66		16,05	14,40		11	23	15		0,22	1,00	1,22	
		35,00	36,16	36,20		17,80	13,71		13	18	52		1,85	5,93	26,30	
			36,76							14				6,68		
			35,34							4				5,56		
			35,74							8				0,20		
			35,93							2				29,80		
	M	41,27a	35,14b	34,46b	35,4b	27,76a	17,47b	11,68c	14,44a	5,66a	22,77a	42,90a	5,70	0,37	7,69	10,93
σ_x	0,70	0,68	2,61	1,61	1,11	0,71	2,08	5,48	4,23	23,41	40,26	2,76	0,60	8,98	14,03	

Tab. A4: Bodenphysikalische Untersuchungsparameter unter Acker am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	TRD [g cm ⁻³]	PWP [M.-%]	LK [Vol.-%]	GPV [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Kf [cm d ⁻¹]	pL [cm s ⁻¹]	FSD [g cm ⁻³]
Acker 0-6 cm	1,10	13,33	27,99	32,46	30,14	15,47	71	16,00	2,63
	1,11	13,33	29,30	33,43	28,46	13,65	244	15,40	2,63
	1,10	13,33	26,94	33,02	31,11	16,40	295	36,00	2,63
	1,10	13,33	28,76	33,27	29,37	14,69	360	15,00	2,63
	1,01	13,33	33,11	38,25	28,39	14,89	595	22,20	2,63
	1,09	13,33	26,96	32,10	31,41	16,82	458	28,80	2,63
	1,07	13,33	28,68	34,02	30,66	16,41	517	15,40	2,63
	1,14	13,33	26,33	30,36	30,22	14,98	159	28,00	2,63
M	1,09	13,33	28,51	33,36	29,97	15,41	337,27	22,10	2,63
σx	0,04	0,00	2,13	2,26	1,14	1,07	179,94	8,02	0,00
Acker 16-22 cm	1,49	13,54	7,26	8,71	35,76	15,55	14	0,36	2,62
	1,51	13,54	6,76	8,03	35,48	14,99	40	0,80	2,62
	1,47	13,54	9,49	10,70	34,34	14,41	18	0,12	2,62
	1,49	13,54	6,38	8,17	36,90	16,77	30	1,70	2,62
	1,50	13,54	5,15	6,44	37,68	17,40	4	0,13	2,62
	1,47	13,54	7,77	9,61	36,11	16,20	35	3,18	2,62
	1,39	13,54	13,73	15,34	33,30	14,52	584	10,90	2,62
	1,51	13,54	6,74	8,24	35,68	15,26	86	2,33	2,62
M	1,48	13,54	7,91	9,41	35,66	15,64	101,36	2,44	2,62
σx	0,04	0,00	2,66	2,70	1,37	1,07	196,76	3,59	0,00
Acker 24-30 cm	1,39	13,83	14,57	16,43	32,41	13,12	52	2,36	2,63
	1,37	13,83	13,97	16,11	33,80	14,80	89	1,26	2,63
	1,37	13,83	12,28	14,45	35,58	16,62	92	1,83	2,63
	1,37	13,83	15,79	18,03	31,98	12,98	558	8,72	2,63
	1,42	13,83	13,28	15,47	32,81	13,20	277	2,66	2,63
	1,24	13,83	18,45	21,41	34,59	17,51	821	10,00	2,63
	1,31	13,83	16,94	19,18	33,19	15,05	437	3,42	2,63
	1,36	13,83	14,95	17,12	33,45	14,68	1225	4,18	2,63
M	1,35	13,83	15,03	17,27	33,48	14,74	443,72	4,30	2,63
σx	0,06	0,00	2,00	2,23	1,18	1,67	413,56	3,26	0,00
Acker 32-38 cm	1,48	12,73	11,35	12,63	32,43	13,54	30	7,88	2,64
	1,61	12,73	3,79	5,02	35,04	14,48	58	0,52	2,64
	1,55	12,73	5,32	6,87	35,95	16,21	13	0,66	2,64
	1,48	12,73	8,13	10,04	35,64	16,75	7	0,20	2,64
	1,57	12,73	8,42	10,13	32,10	12,11	46	10,90	2,64
	1,63	12,73	6,19	7,61	32,26	11,57	35	0,41	2,64
	1,52	12,73	6,31	8,07	36,06	16,69	32	0,33	2,64
	1,54	12,73	5,47	7,12	36,36	16,80	4	0,63	2,64
M	1,55	12,73	6,87	8,44	34,48	14,77	27,99	2,69	2,64
σx	0,05	0,00	2,35	2,38	1,88	2,16	19,13	4,22	0,00

Tab. A5: Bodenphysikalische Untersuchungsparameter unter Weide am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	TRD [g cm ⁻³]	PWP [M.-%]	LK [Vol.-%]	GPV [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Kf [cm d ⁻¹]	pL [cm s ⁻¹]	FSD [g cm ⁻³]
Weide 0-6 cm	1,28	18,36	6,14	8,75	44,10	20,53	339	0,64	2,58
	1,31	18,36	8,54	11,43	40,52	20,50	53	0,42	2,58
	1,34	18,36	7,16	9,88	40,89	16,28	6	0,06	2,58
	1,27	18,36	9,14	12,01	41,47	18,07	5		2,58
	1,21	18,36	13,89	16,92	39,04	16,75	15		2,58
	1,28	18,36	8,96	11,64	41,41	17,91	1157	0,07	2,58
	1,22	18,36	10,49	13,55	42,04	19,55	41	0,33	2,58
	1,20	18,36	13,59	16,13	39,82	17,74	1010	0,68	2,58
M	1,27	18,36	9,74	12,54	41,16	18,42	328,34	0,37	2,58
σx	0,05	0,00	2,79	2,85	1,53	1,61	480,47	0,27	0,00
Weide 16-22 cm	1,41	15,23	11,20	12,72	34,60	13,05	89	0,19	2,61
	1,54	15,23	6,06	7,35	35,07	11,67	17	0,30	2,61
	1,52	15,23	4,38	6,07	37,52	14,43	44	0,16	2,61
	1,48	15,23	7,45	9,50	35,82	13,26	5		2,61
	1,43	15,23	9,95	11,68	35,31	13,55	80	0,05	2,61
	1,47	15,23	7,88	9,33	35,73	13,31	19		2,61
	1,42	15,23	11,52	13,43	34,08	12,45	16	0,33	2,61
	1,41	15,23	10,21	11,74	35,60	14,05	5	0,70	2,61
M	1,46	15,23	8,58	10,23	35,47	13,22	34,21	0,29	2,61
σx	0,05	0,00	2,56	2,61	1,02	0,87	33,16	0,23	0,00
Weide 24-30 cm	1,46	14,63	8,17	8,17	36,05	14,67	12	0,17	2,62
	1,47	14,63	8,76	8,76	35,21	13,74	2		2,62
	1,52	14,63	5,40	5,40	36,52	14,25	1		2,62
	1,46	14,63	8,48	8,48	35,92	14,60	56	0,68	2,62
	1,45	14,63	9,51	9,51	35,02	13,76	8	0,12	2,62
	1,40	14,63	11,78	11,78	34,92	14,49	9	0,09	2,62
	1,38	14,63	12,05	12,05	35,29	15,11	154	2,79	2,62
	1,40	14,63	11,43	11,43	35,19	14,73	8	0,17	2,62
M	1,44	14,63	9,45	9,45	35,51	14,42	31,03	0,67	2,62
σx	0,05	0,00	2,25	2,25	0,57	0,48	52,56	1,06	0,00
Weide 32-38 cm	1,52	13,35	6,73	8,75	35,58	15,25	5	1,48	2,64
	1,57	13,35	4,14	5,66	36,24	15,23	1		2,64
	1,46	13,35	10,88	12,62	33,93	14,48	7	0,49	2,64
	1,46	13,35	9,30	11,13	35,57	16,14	1		2,64
	1,53	13,35	6,72	8,58	35,30	14,86	24	0,32	2,64
	1,50	13,35	7,97	9,91	35,24	15,23	66	2,90	2,64
	1,55	13,35	5,71	7,93	35,57	14,88	4	0,46	2,64
	1,48	13,35	7,86	10,11	36,21	16,50	29	0,65	2,64
M	1,51	13,35	7,41	9,34	35,46	15,32	17,25	1,05	2,64
σx	0,04	0,00	2,09	2,12	0,72	0,68	22,43	1,00	0,00

Tab. A6: Bodenphysikalische Untersuchungsparameter unter Pappel am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	TRD [g cm ⁻³]	PWP [M.-%]	LK [Vol.-%]	GPV [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Kf [cm d-1]	pL [cm s-1]	FSD [g cm-3]
Pappel 0-6 cm	1,28	17,31	7,68	10,80	42,82	20,62	94	0,67	2,59
	1,34	17,31	6,06	8,33	42,28	19,12	3	0,96	2,59
	1,31	17,31	8,56	10,88	41,04	18,44	1045	0,26	2,59
	1,19	17,31	17,73	19,91	36,28	15,67	593	8,73	2,59
	1,31	17,31	9,45	11,61	40,16	17,57	124	0,16	2,59
	1,29	17,31	9,29	11,32	40,93	18,61	593	0,12	2,59
	1,29	17,31	9,67	11,57	40,59	18,29	939	9,25	2,59
	1,24	17,31	14,88	16,52	37,37	15,97	4	0,40	2,59
M	1,28	17,31	10,42	12,62	40,18	18,04	424,53	2,57	2,59
σx	0,05	0,00	3,89	3,72	2,26	1,63	424,25	3,98	0,00
Pappel 16-22 cm	1,48	13,51	7,37	9,29	36,08	16,07	62	0,65	2,62
	1,51	13,51	6,15	8,21	36,15	15,73	37		2,62
	1,47	13,51	5,94	8,03	37,76	17,84	15		2,62
	1,37	13,51	12,37	15,01	35,38	16,88	186	0,28	2,62
	1,37	13,51	10,47	12,15	37,17	18,63	30	0,50	2,62
	1,37	13,51	11,88	13,70	35,88	17,39	655	1,89	2,62
	1,39	13,51	11,39	13,20	35,54	16,76	59	0,14	2,62
	1,46	13,51	9,32	10,78	35,07	15,38	13	1,50	2,62
	1,43	13,51	9,36	11,30	36,13	16,83	132,10	0,83	2,62
σx	0,06	0,00	2,58	2,63	0,91	1,10	218,57	0,71	0,00
Pappel 24-30 cm	1,46	14,53	8,56	11,03	35,91	14,69	41	0,35	2,63
	1,48	14,53	7,45	9,68	36,16	14,62	12	0,15	2,63
	1,50	14,53	7,81	9,63	35,16	13,36	1		2,63
	1,44	14,53	8,93	11,31	36,35	15,44	4	0,08	2,63
	1,50	14,53	7,98	9,66	35,01	13,23	6		2,63
	1,46	14,53	9,05	10,98	35,46	14,26	1646	1,62	2,63
	1,51	14,53	5,48	7,29	37,16	15,23	8	0,53	2,63
	1,49	14,53	6,52	7,55	36,98	15,39	5		2,63
M	1,48	14,53	7,72	9,64	36,02	14,53	215,39	0,55	2,63
σx	0,02	0,00	1,23	1,53	0,80	0,86	578,09	0,63	0,00
Pappel 32-38 cm	1,50	15,00	9,06	11,22	34,66	12,20	127	2,91	2,66
	1,52	15,00	6,80	8,70	36,02	13,20	30	2,86	2,66
	1,57	15,00	6,41	8,20	34,71	11,21	24	2,14	2,66
	1,48	15,00	9,77	12,09	34,76	12,63	3		2,66
	1,50	15,00	10,17	12,16	33,51	11,04	26	0,96	2,66
	1,46	15,00	11,27	13,11	33,72	11,78	4	2,80	2,66
	1,50	15,00	9,45	11,31	34,32	11,88	24	0,51	2,66
	1,49	15,00	10,56	12,43	33,57	11,27	2	0,01	2,66
	M	1,50	15,00	9,18	11,15	34,41	11,90	29,80	1,74
σx	0,03	0,00	1,73	1,78	0,83	0,75	40,87	1,23	0,00

Tab. A7: Bodenphysikalische Untersuchungsparameter unter Birke am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	TRD [g cm ⁻³]	PWP [M.-%]	LK [Vol.-%]	GPV [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Kf [cm d ⁻¹]	pL [cm s ⁻¹]	FSD [g cm ⁻³]
Birke 0-6 cm	1,15	17,33	17,58	19,79	38,15	18,20		4,07	2,60
	1,23	17,33	10,77	13,33	41,82	20,47	168	0,13	2,60
	1,18	17,33	15,23	17,29	39,20	18,67	161	1,07	2,60
	1,20	17,33	10,34	13,80	43,54	22,76	24	0,48	2,60
	1,31	17,33	7,89	10,44	41,67	18,95	87	0,39	2,60
	1,24	17,33	12,16	13,84	40,12	18,61	177	0,22	2,60
	1,24	17,33	11,73	13,31	40,41	18,84	934	0,62	2,60
	1,24	17,33	11,90	15,23	40,29	18,75	19	0,84	2,60
M	1,23	17,33	12,20	14,63	40,65	19,41	224,35	0,98	2,60
σx	0,05	0,00	2,99	2,84	1,67	1,51	320,07	1,29	0,00
Birke 16-22 cm	1,39	14,27	13,06	14,39	34,22	14,44	568	3,06	2,63
	1,46	14,27	7,25	8,64	37,31	16,50	29	0,86	2,63
	1,49	14,27	8,43	10,31	35,10	13,90	1	0,12	2,63
	1,40	14,27	9,24	10,60	37,72	17,81	35	2,18	2,63
	1,51	14,27	8,20	9,24	34,49	12,98	6	0,06	2,63
	1,48	14,27	7,08	8,59	36,65	15,54	6		2,63
	1,55	14,27	3,76	4,86	37,46	15,41	13	0,48	2,63
	1,50	14,27	8,28	10,03	34,84	13,49	62	1,40	2,63
	M	1,47	14,27	8,16	9,58	35,97	15,01	90,17	1,17
σx	0,05	0,00	2,58	2,65	1,46	1,62	194,22	1,12	0,00
Birke 24-30 cm	1,38	15,47	13,13	15,21	34,50	13,11	30	11,20	2,64
	1,42	15,47	13,30	14,83	32,74	10,70	2108	3,80	2,64
	1,59	15,47	4,25	5,69	35,64	11,09	35		2,64
	1,49	15,47	9,59	10,89	33,98	10,93	360	3,68	2,64
	1,54	15,47	5,80	6,11	35,73	11,85			2,64
	1,55	15,47	5,92	7,32	35,40	11,43		16,50	2,64
	1,54	15,47	6,37	7,52	35,46	11,70	964		2,64
	1,52	15,47	7,91	9,29	34,52	11,00	10	0,04	2,64
	M	1,50	15,47	8,28	9,61	34,74	11,48	584,37	7,04
σx	0,07	0,00	3,43	3,73	1,03	0,77	831,19	6,66	0,00
Birke 32-38 cm	1,42	13,73	11,94	15,35	34,16	14,70	30	0,90	2,63
	1,46	13,73	9,81	13,02	34,81	14,81	8	0,26	2,63
	1,37	13,73	14,95	18,59	32,87	14,03	69	1,74	2,63
	1,57	13,73	5,05	7,69	35,32	13,79	1		2,63
	1,62	13,73	0,49	3,48	38,10	15,92	7	0,28	2,63
	1,55	13,73	6,72	9,60	34,50	13,27	7	8,16	2,63
	1,54	13,73	6,19	9,43	35,34	14,23	27	8,71	2,63
	1,37	13,73	13,93	17,89	33,88	15,04	28	1,88	2,63
	M	1,49	13,73	8,64	11,88	34,87	14,47	22,14	3,13
σx	0,09	0,00	4,92	5,26	1,53	0,82	22,20	3,68	0,00

Tab. A8: Bodenphysikalische Untersuchungsparameter unter Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	TRD [g cm ⁻³]	PWP [M.-%]	LK [Vol.-%]	GPV [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]	Kf [cm d ⁻¹]	pL [cm s ⁻¹]	FSD [g cm ⁻³]
Robinie 0-6 cm	1,34	16,65	6,23	9,51	41,85	19,46	1	0,12	2,59
	1,41	16,65	1,52	22,24	43,96	20,45	18	0,30	2,59
	1,09	16,65	21,13	24,04	36,67	18,47	452	10,90	2,59
	1,21	16,65	15,28	18,23	37,85	17,63	133	0,16	2,59
	1,30	16,65	8,44	11,12	41,30	19,63	37	0,83	2,59
	1,09	16,65	20,89	23,90	37,19	19,11	56	0,37	2,59
	1,20	16,65	13,85	17,17	39,71	19,69	44	0,43	2,59
	1,22	16,65	13,28	15,72	39,48	19,11	275	0,77	2,59
M	1,23	16,65	12,58	17,74	39,75	19,19	126,94	1,74	2,59
σx	0,11	0,00	6,88	5,53	2,52	0,85	158,06	3,71	0,00
Robinie 16-22 cm	1,48	13,97	7,72	10,24	36,13	15,50	34	0,88	2,63
	1,37	13,97	13,04	16,19	34,95	15,84	80	0,63	2,63
	1,38	13,97	7,67	12,16	39,97	20,74	821	12,80	2,63
	1,48	13,97	8,66	10,52	35,20	14,57	1	0,06	2,63
	1,36	13,97	14,26	17,23	34,02	15,02	670	36,00	2,63
	1,23	13,97	19,69	22,59	33,36	16,11	285	3,32	2,63
	1,38	13,97	12,87	15,79	34,62	15,32	44	1,20	2,63
	1,38	13,97	14,15	16,50	33,34	14,04	13	0,14	2,63
M	1,38	13,97	12,26	15,15	35,20	15,89	243,45	6,88	2,63
σx	0,08	0,00	4,11	4,10	2,15	2,07	324,95	12,51	0,00
Robinie 24-30 cm	1,42	13,76	11,93	14,02	34,31	14,78	65	0,67	2,64
	1,44	13,76	10,80	13,21	34,60	14,77	12	0,12	2,64
	1,50	13,76	7,77	10,23	35,58	15,00	3	0,06	2,64
	1,42	13,76	10,62	8,89	35,47	15,88	94	0,34	2,64
	1,38	13,76	12,63	14,96	35,03	16,02	106	2,44	2,64
	1,32	13,76	14,87	17,55	35,00	16,78	303	2,40	2,64
	1,37	13,76	16,64	18,72	31,61	12,81	31	0,34	2,64
	1,35	13,76	15,99	18,34	33,04	14,52	162	0,85	2,64
M	1,40	13,76	12,66	14,49	34,33	15,07	97,10	0,90	2,64
σx	0,06	0,00	3,02	3,66	1,36	1,20	98,59	0,97	0,00
Robinie 32-38 cm	1,56	12,11	4,90	6,88	36,50	17,63	32	0,50	2,66
	1,53	12,11	5,83	8,18	36,64	18,11	11	2,66	2,66
	1,52	12,11	6,62	8,60	36,27	17,88	10	0,22	2,66
	1,42	12,11	10,88	13,29	35,61	18,38	74	0,28	2,66
	1,34	12,11	11,89	13,94	37,66	21,41	221	5,56	2,66
	1,20	12,11	20,93	22,95	33,99	19,47	71	6,30	2,66
	1,42	12,11	8,94	10,42	37,63	20,42	12	0,23	2,66
	1,45	12,11	8,41	10,05	37,13	19,58	26	0,18	2,66
M	1,43	12,11	9,80	11,79	36,43	19,11	57,16	1,99	2,66
σx	0,12	0,00	5,10	5,12	1,20	1,34	71,15	2,58	0,00

Tab. A9: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Acker am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	C _{org} [%]				pH-Wert				C _{mik} [$\mu\text{g C g}^{-1}$ TS]				Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$ Boden h ⁻¹]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Acker 0-5 cm	2,05	2,13	2,01	1,97	5,24	5,72	5,6	5,6	171,34	180,93	295,60	113,14	0,95	0,89	1,07	0,40
	1,99	2,18	1,98	1,99	5,71	5,66	5,6	5,6	171,12	151,56	311,19	104,39	0,81	0,79	1,01	0,42
	2,18	2,16	2,10	1,89	5,44	5,65	5,6	5,6	175,30	141,20	274,02	125,98	0,91	0,86	0,97	0,48
M σx	2,07a	2,16a	2,05a	1,95a	5,46a	5,68a	5,60a	5,60a	172,58a	157,9ac	286,56b	122,40c	0,89a	0,85ab	1,02b	0,45a
	0,10	0,03	0,07	0,04	0,24	0,04	0,00	0,00	2,36	20,61	20,75	18,12	0,08	0,05	0,04	0,05
Acker 5-10 cm	2,11	2,11	2,01	1,97	5,69	5,84	5,6	5,6	190,56	145,56	295,60	113,14	0,90	0,64	1,07	0,40
	2,00	2,10	1,98	1,99	5,68	5,67	5,6	5,6	219,81	153,05	311,19	104,39	0,89	0,67	1,01	0,42
	2,07	2,08	2,10	1,89	5,63	5,65	5,6	5,6	188,21	147,11	274,02	125,98	0,84	0,57	0,97	0,48
M σx	2,06a	2,10a	2,05a	1,95a	5,67a	5,72a	5,60a	5,60a	199,52a	148,58b	286,56c	122,40b	0,88ab	0,63ab	1,02b	0,45a
	0,06	0,01	0,07	0,04	0,03	0,10	0,00	0,00	17,60	3,95	20,75	18,12	0,03	0,05	0,04	0,05
Acker 10-20 cm	2,04	2,19	1,96	2,03	5,71	5,84	5,8	5,7	194,22	155,06	169,52	149,81	0,87	0,42	0,54	0,48
	2,11	2,11	1,95	2,04	5,75	5,84	5,8	5,7	182,85	180,87	165,46	161,17	0,88	0,51	0,57	0,54
	2,03	1,72	2,01	1,92	5,66	5,95	5,8	5,7	172,40	68,32	175,09	158,62	0,80	0,35	0,70	0,47
M σx	2,06a	2,00a	2,00a	1,98a	5,71a	5,88a	5,78a	5,70a	183,16a	134,75a	172,79a	156,88a	0,85a	0,43a	0,62a	0,48a
	0,04	0,25	0,05	0,06	0,05	0,06	0,00	0,00	10,91	58,96	6,78	4,92	0,04	0,08	0,08	0,04
Acker 20-30 cm	2,06	2,04	1,72	1,96	5,75	5,93	6,1	6,1	179,00	177,29	136,91	132,51	0,75	0,49	1,19	0,58
	2,02	2,10	1,87	1,92	5,78	5,67	6,1	6,1	183,49	179,99	129,33	130,45	0,85	0,64	0,49	0,54
	2,00	2,17	1,99	1,73	5,72	5,75	6,1	6,1	190,47	193,36	153,47	161,62	0,72	0,68	0,70	0,80
M σx	2,03a	2,10a	1,88a	1,87a	5,75a	5,78a	6,07a	6,10a	184,32a	183,55a	144,20b	133,51b	0,77a	0,60a	0,78a	0,58a
	0,03	0,06	0,12	0,10	0,03	0,13	0,00	0,00	5,78	8,60	13,24	21,44	0,07	0,10	0,30	0,16
Acker 30-40 cm	1,79	1,92	1,17	1,94	6,10	5,83	6,6	6,3	139,70	148,70	117,16	73,90	0,75	0,57	0,83	0,28
	1,75	1,74	1,54	1,87	6,15	5,85	6,6	6,3	81,71	80,77	84,06	67,72	0,54	0,52	0,38	0,29
	1,76	2,14	1,85	1,23	6,08	5,74	6,6	6,3	96,86	183,14	124,48	118,67	0,59	0,61	0,54	0,99
M σx	1,77a	1,93a	1,59a	1,66a	6,11a	5,81a	6,60a	6,30a	106,1ab	137,54b	112,2ab	84,29a	0,62a	0,57a	0,60a	0,48a
	0,02	0,20	0,31	0,32	0,04	0,06	0,00	0,00	30,07	52,09	19,02	23,23	0,11	0,05	0,19	0,34

Tab. A9: Bodenbiologische Untersuchungsparameter unter Acker am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren) (Fortsetzung)

Variante	$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ [%]				$q\text{CO}_2$ [$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ h}$]				Glu [$\mu\text{g Saligenin g TS}^{-1}$]				Arg [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{TS}^{-1}$]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Acker 0-5 cm	0,84	0,85	1,47	0,57	5,56	4,92	3,61	3,53	78,91	68,91	78,11	57,41	0,90	0,66	1,35	0,50
	0,86	0,70	1,57	0,52	4,70	5,18	3,25	3,98	78,70	65,42	76,06	64,08	0,36	0,71	2,16	0,48
	0,80	0,65	1,30	0,67	5,19	6,09	3,53	3,78	82,90	63,91	77,28	62,16	0,90	0,15	1,48	0,34
			1,25	0,76			3,93	3,42			78,95	78,51			1,04	0,41
M σ_x	0,83a	0,73a	1,40b	0,63a	5,15a	5,40a	3,58b	3,68b	80,17a	66,08ab	77,60ab	65,54b	0,72ab	0,51a	1,51b	0,43a
	0,03	0,10	0,15	0,10	0,43	0,62	0,28	0,25	2,37	2,56	1,23	9,09	0,31	0,31	0,47	0,07
Acker 5-10 cm	0,90	0,69	1,47	0,57	4,72	4,42	3,61	3,53	82,79	57,96	78,11	57,41	0,42	0,67	1,35	0,50
	1,10	0,73	1,57	0,52	4,06	4,40	3,25	3,98	57,65	55,16	76,06	64,08	0,31	1,17	2,16	0,48
	0,91	0,71	1,30	0,67	4,45	3,87	3,53	3,78	79,80	58,09	77,28	62,16	0,45	1,18	1,48	0,34
			1,25	0,76			3,93	3,42			78,95	78,51			1,04	0,41
M σ_x	0,97a	0,71a	1,40b	0,63a	4,41a	4,23a	3,58a	3,68a	73,41ab	57,07a	77,60b	65,54ab	0,39a	1,01ab	1,51b	0,43a
	0,11	0,02	0,15	0,10	0,33	0,31	0,28	0,25	13,74	1,66	1,23	9,09	0,07	0,29	0,47	0,07
Acker 10-20 cm	0,95	0,71	0,86	0,74	4,48	2,71	3,17	3,17	71,16	55,09	65,18	60,38	0,46	1,00	1,11	1,67
	0,87	0,86	0,85	0,79	4,79	2,84	3,44	3,35	72,70	56,65	59,67	55,86	0,42	0,97	0,63	2,16
	0,85	0,40	0,87	0,83	4,61	5,12	3,98	2,98	58,46	12,88	78,02	52,68	0,39	0,36	0,67	2,23
			0,88	0,82			3,70	2,82			60,53	55,13			1,01	2,18
M σ_x	0,89a	0,66a	0,87a	0,79a	4,63a	3,56a	3,57a	3,08a	67,44a	41,54a	65,85a	56,01a	0,42a	0,78a	0,85a	2,06b
	0,06	0,24	0,01	0,04	0,15	1,36	0,35	0,23	7,81	24,83	8,46	3,21	0,04	0,36	0,24	0,26
Acker 20-30 cm	0,87	0,87	0,80	0,68	4,19	2,75	8,72	4,35	50,82	63,58	33,18	45,18	0,47	0,87	0,64	1,97
	0,91	0,86	0,69	0,68	4,62	3,56	3,79	4,11	49,11	60,56	51,79	52,92	0,63	0,90	0,54	1,57
	0,95	0,89	0,77	0,93	3,79	3,52	4,54	4,94	52,08	55,09	48,90	40,27	0,62	0,94	0,51	2,02
			0,81	0,58			4,60	3,81			47,91	34,28			0,33	1,58
M σ_x	0,91a	0,87a	0,77a	0,72a	4,20ab	3,27b	5,41a	4,30ab	50,67a	59,74a	45,45a	43,16a	0,57ab	0,90a	0,51b	1,79c
	0,04	0,02	0,05	0,15	0,41	0,46	2,23	0,48	1,49	4,30	8,34	7,88	0,09	0,03	0,13	0,24
Acker 30-40 cm	0,78	0,77	1,00	0,38	5,33	3,83	7,11	3,83	42,42	43,73	12,45	23,57	0,08	0,66	0,45	1,33
	0,47	0,46	0,55	0,36	6,55	6,40	4,48	4,21	22,75	18,22	12,30	29,35	0,00	0,42	0,20	1,50
	0,55	0,86	0,67	0,96	6,04	3,35	4,31	8,32	32,55	71,16	18,30	13,76	0,00	1,22	0,47	1,78
			0,68	0,48			5,23	4,47			34,26	30,32			0,39	1,20
M σ_x	0,60a	0,70a	0,73a	0,55a	5,97a	4,53a	5,28a	5,21a	32,57a	44,37a	19,32a	24,25a	0,03a	0,76b	0,38ab	1,45c
	0,16	0,21	0,19	0,28	0,61	1,64	1,28	2,09	9,84	26,48	10,34	7,60	0,05	0,41	0,12	0,25

Tab. A10: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Weide am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	C _{org} [%]				pH-Wert				C _{mik} [$\mu\text{g C g}^{-1}$ TS]				Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$ Boden h ⁻¹]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Weide 0-5 cm	2,45	3,33	2,17	2,34	5,38	5,58	5,6	5,6	283,54	667,43	237,99	187,52	1,38	2,20	1,05	0,70
	2,41	2,52	2,22	2,08	5,34	5,44	5,6	5,6	277,93	458,55	232,78	148,27	1,67	2,26	1,12	0,67
	2,36	3,12	2,22	2,13	5,75	5,88	5,6	5,6	321,31	427,69	229,63	157,68	2,03	2,11	0,92	0,63
M σ_x	2,41a	2,99b	2,20a	2,17a	5,49a	5,63a	5,64a	5,59a	294,26a	517,89b	238,76a	167,42a	1,69ab	2,19b	1,00ac	0,67c
	0,05	0,42	0,03	0,11	0,23	0,22	0,00	0,00	23,59	130,42	11,13	17,73	0,33	0,08	0,10	0,03
Weide 5-10 cm	2,04	2,60	2,17	2,34	5,55	5,41	5,6	5,6	160,85	355,76	237,99	187,52	1,31	1,38	1,05	0,70
	2,09	2,29	2,22	2,08	5,50	5,32	5,6	5,6	155,58	203,85	232,78	148,27	1,19	1,16	1,12	0,67
	2,01	2,57	2,22	2,13	5,54	5,69	5,6	5,6	192,50	241,22	229,63	157,68	1,65	1,38	0,92	0,63
M σ_x	2,05a	2,48b	2,20a	2,17a	5,53a	5,47a	5,64a	5,59a	169,64a	266,94b	238,7ab	167,42a	1,38a	1,31a	1,00ab	0,67b
	0,04	0,17	0,03	0,11	0,03	0,19	0,00	0,00	19,97	79,16	11,13	17,73	0,24	0,13	0,10	0,03
Weide 10-20 cm	1,97	1,97	2,10	2,31	5,54	5,45	5,7	5,6	150,15	170,97	209,73	211,30	1,38	0,59	1,07	0,82
	1,97	1,89	2,28	2,02	5,56	5,52	5,7	5,6	160,72	110,99	215,05	127,37	1,48	0,72	1,46	0,55
	1,95	2,11	2,15	2,09	5,64	5,76	5,7	5,6	168,82	130,47	184,12	170,43	1,58	0,85	1,06	0,74
M σ_x	1,96a	1,99a	2,17a	2,16a	5,58a	5,58a	5,72a	5,59a	159,9ab	137,48a	205,18b	177,9ab	1,48a	0,72b	1,15ab	0,77b
	0,01	0,11	0,08	0,13	0,05	0,16	0,00	0,00	9,36	30,60	14,21	37,96	0,10	0,13	0,20	0,17
Weide 20-30 cm	1,75	1,81	1,76	1,85	5,71	5,65	5,7	5,7	119,31	113,11	93,18	95,56	1,37	0,50	0,64	0,53
	1,78	2,00	1,90	1,76	5,71	5,48	5,7	5,7	112,94	126,46	92,51	76,05	1,17	1,20	0,77	0,44
	1,79	1,88	1,54	1,61	5,92	5,65	5,7	5,7	129,31	102,74	83,82	72,71	1,40	0,79	0,53	0,41
M σ_x	1,77a	1,89a	1,71a	1,73a	5,78a	5,59a	5,73a	5,70a	120,52a	114,1ab	89,10b	82,79b	1,31a	0,83ab	0,61b	0,47b
	0,02	0,10	0,16	0,10	0,12	0,10	0,00	0,00	8,25	11,89	4,51	10,43	0,13	0,35	0,12	0,05
Weide 30-40 cm	0,98	1,31	1,31	1,60	7,23	5,78	6,5	6,4	77,14	51,72	80,02	99,35	1,59	0,45	0,46	0,58
	0,90	1,69	1,56	1,68	7,34	5,72	6,5	6,4	84,25	68,71	84,23	78,33	1,50	0,42	0,60	0,53
	0,95	1,54	1,07	1,48	7,29	5,61	6,5	6,4	83,58	58,69	110,46	100,15	1,39	0,42	1,13	0,80
M σ_x	0,94a	1,51b	1,32ab	1,58ab	7,29a	5,70b	6,50ab	6,41ab	81,65ab	59,71a	105,36b	97,34ab	1,49a	0,43b	0,79b	0,69b
	0,04	0,19	0,20	0,09	0,06	0,09	0,00	0,00	3,92	8,54	30,70	13,84	0,10	0,02	0,31	0,17

Tab. A10: Bodenbiologische Untersuchungsparameter unter Weide am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren) (Fortsetzung)

Variante	$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ [%]				$q\text{CO}_2$ [$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} C_{\text{mik}} \text{h}$]				Glu [$\mu\text{g Saligenin g TS}^{-1}$]				Arg [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{TS}^{-1}$]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Weide 0-5 cm	1,16	2,00	1,10	0,80	4,86	3,30	4,43	3,73	134,14	235,54	43,23	75,65	1,25	1,76	1,08	0,42
	1,15	1,82	1,05	0,71	6,00	4,94	4,80	4,52	130,83	83,71	69,85	67,67	1,22	0,81	2,30	0,22
	1,36	1,37	1,03	0,74	6,32	4,93	4,01	3,99	128,05	134,27	59,85	65,65	1,28	0,90	2,39	0,24
			1,17	0,82			3,53	3,76			60,09	79,35			1,01	0,47
M σ_x	1,2ab	1,73b	1,09ab	0,77a	5,72a	4,39ab	4,19ab	4,00b	131,0ab	151,17a	58,26b	72,08ab	1,25ab	1,16ab	1,69a	0,34b
	0,12	0,33	0,06	0,05	0,77	0,94	0,54	0,37	3,05	77,31	11,05	6,49	0,03	0,53	0,75	0,13
Weide 5-10 cm	0,79	1,37	1,10	0,80	8,13	3,89	4,43	3,73	63,84	130,99	43,23	75,65	0,30	1,13	1,08	0,42
	0,74	0,89	1,05	0,71	7,65	5,69	4,80	4,52	65,52	64,44	69,85	67,67	0,46	0,23	2,30	0,22
	0,96	0,94	1,03	0,74	8,55	5,73	4,01	3,99	69,04	97,27	59,85	65,65	0,49	0,40	2,39	0,24
			1,17	0,82			3,53	3,76			60,09	79,35			1,01	0,47
M σ_x	0,83a	1,07a	1,09a	0,77a	8,11a	5,10b	4,19b	4,00b	66,13a	97,57a	58,26a	72,08a	0,42a	0,58a	1,69b	0,34a
	0,11	0,26	0,06	0,05	0,45	1,05	0,54	0,37	2,65	33,27	11,05	6,49	0,10	0,48	0,75	0,13
Weide 10-20 cm	0,76	0,87	1,00	0,91	9,17	3,45	5,09	3,92	50,51	69,30	33,20	86,28	0,23	0,75	1,44	0,48
	0,82	0,59	0,94	0,63	9,22	6,52	6,77	4,32	57,38	29,06	33,73	49,59	0,43	0,25	1,23	0,43
	0,87	0,62	0,86	0,82	9,37	6,51	5,78	4,31	58,17	52,19	57,48	67,67	0,43	0,60	0,47	0,42
			0,99	0,91			4,86	4,44			73,71	75,50			0,55	0,51
M σ_x	0,81a	0,69a	0,95a	0,82a	9,26a	5,49b	5,62b	4,25b	55,35a	50,18a	49,53a	69,76a	0,36a	0,53a	0,92a	0,46a
	0,05	0,15	0,06	0,13	0,10	1,77	0,86	0,22	4,22	20,20	19,70	15,46	0,11	0,25	0,49	0,04
Weide 20-30 cm	0,68	0,63	0,53	0,52	11,44	4,45	6,83	5,55	40,58	35,11	35,31	38,61	0,00	0,70	0,29	0,31
	0,63	0,63	0,49	0,43	10,34	9,46	8,32	5,82	39,97	29,77	25,20	26,30	0,03	0,19	0,45	0,19
	0,72	0,55	0,54	0,45	10,83	7,69	6,28	5,60	39,17	21,46	24,10	31,82	0,19	0,54	0,26	0,34
			0,53	0,51			5,75	5,58			31,95	38,48			0,44	0,31
M σ_x	0,68a	0,60a	0,52a	0,48a	10,87a	7,20b	6,80b	5,64b	39,91a	28,78a	29,14a	33,80a	0,07a	0,48a	0,36a	0,29a
	0,04	0,05	0,02	0,04	0,55	2,54	1,11	0,12	0,71	6,88	5,38	5,92	0,10	0,26	0,10	0,07
Weide 30-40 cm	0,78	0,40	0,61	0,62	20,57	8,76	5,75	5,80	18,17	16,28	15,06	29,30	0,00	0,30	0,26	0,36
	0,94	0,41	0,54	0,47	17,78	6,11	7,16	6,77	18,48	22,33	28,51	36,23	0,00	0,35	0,77	0,25
	0,88	0,38	1,03	0,68	16,60	7,16	10,23	7,92	22,00	14,25	17,93	31,74	0,00	0,29	0,43	0,28
			1,10	0,72			6,68	7,77			30,92	32,37			0,44	0,29
M σ_x	0,87a	0,39a	0,82a	0,62a	18,32a	7,34b	7,45b	7,06b	19,55a	17,62a	23,10a	32,41a	0,00a	0,31a	0,47a	0,29a
	0,08	0,01	0,29	0,11	2,04	1,34	1,94	0,99	2,13	4,21	7,79	2,87	0,00	0,03	0,21	0,05

Tab. A11: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Pappel am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren)

Variante	C_{org} [%]				pH-Wert				C_{mik} [$\mu\text{g C g}^{-1}$ TS]				Basalatmung [$\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$ Boden h^{-1}]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Pappel 0-5 cm	2,04	3,34	2,24	2,25	5,56	5,88	5,8	5,8	213,86	740,37	265,43	218,72	1,49	2,07	1,21	0,77
	2,14	2,60	2,18	2,05	5,84	5,97	5,8	5,8	235,43	673,19	220,81	168,97	1,44	2,02	0,85	0,62
	2,04	2,49	2,07	2,01	5,73	5,65	5,8	5,8	241,48	502,26	303,67	180,48	1,30	2,05	1,05	0,56
			2,13	2,01			5,8	5,8			261,42	217,81			0,89	0,72
M σ_x	2,07a	2,81b	2,16a	2,08a	5,71a	5,83a	5,80a	5,84a	230,25a	638,61b	262,83a	196,49a	1,41ab	2,05b	1,00ac	0,67c
	0,06	0,46	0,07	0,11	0,14	0,17	0,00	0,00	14,52	122,77	33,88	25,58	0,10	0,02	0,16	0,10
Pappel 5-10 cm	1,89	2,15	2,24	2,25	5,86	5,11	5,8	5,8	157,48	158,72	265,43	218,72	1,34	0,97	1,21	0,77
	1,84	2,02	2,18	2,05	5,69	5,45	5,8	5,8	148,25	162,14	220,81	168,97	1,27	0,96	0,85	0,62
	1,93	2,14	2,07	2,01	5,40	5,25	5,8	5,8	107,98	211,09	303,67	180,48	0,96	1,07	1,05	0,56
			2,13	2,01			5,8	5,8			261,42	217,81			0,89	0,72
M σ_x	1,89a	2,10ab	2,16b	2,08ab	5,65a	5,27a	5,80a	5,84a	137,90a	177,32a	262,83b	196,5ab	1,19a	1,00a	1,00a	0,67a
	0,05	0,07	0,07	0,11	0,23	0,17	0,00	0,00	26,32	29,30	33,88	25,58	0,20	0,06	0,16	0,10
Pappel 10-20 cm	1,88	2,08	2,27	2,25	5,84	5,39	5,9	5,9	116,05	132,75	309,76	236,14	0,86	1,24	2,00	1,12
	1,84	2,00	2,10	2,04	5,67	5,61	5,9	5,9	115,92	158,55	219,51	162,50	1,16	0,79	1,44	0,74
	1,95	1,91	2,11	1,99	5,48	5,55	5,9	5,9	119,54	139,00	380,56	205,65	1,09	0,69	1,73	0,62
			2,13	2,17			5,9	5,9			306,76	281,17			1,42	1,02
M σ_x	1,89a	2,00ab	2,15b	2,11ab	5,66a	5,52a	5,92a	5,87a	117,17a	143,43a	304,15b	221,4ab	1,03ab	0,91ab	1,65a	0,87b
	0,06	0,08	0,08	0,12	0,18	0,11	0,00	0,00	2,05	13,46	65,93	50,02	0,15	0,29	0,27	0,24
Pappel 20-30 cm	1,43	1,96	1,83	1,90	6,11	5,4	6,3	5,9	116,29	96,85	106,03	115,54	0,97	1,12	0,67	0,54
	1,38	1,97	1,80	1,83	6,05	5,53	6,3	5,9	120,16	159,40	106,90	87,69	0,93	0,78	0,55	0,39
	1,68	1,88	1,66	1,79	5,88	5,27	6,3	5,9	114,06	100,48	187,45	157,81	0,97	0,60	1,80	0,71
			1,68	1,75			6,3	5,9			152,78	158,52			1,13	0,71
M σ_x	1,50a	1,94b	1,74b	1,82b	6,01a	5,40a	6,32a	5,94a	116,83a	118,91a	138,29a	129,89a	0,96a	0,83a	1,04a	0,59a
	0,16	0,05	0,09	0,06	0,12	0,13	0,00	0,00	3,09	35,11	39,38	34,58	0,02	0,26	0,56	0,15
Pappel 30-40 cm	0,85	1,72	1,81	1,59	7,25	5,61	6,7	6,9	154,37	61,23	131,08	84,99	1,35	0,49	0,57	0,35
	0,80	1,68	1,52	1,64	7,56	5,71	6,7	6,9	125,32	68,69	114,74	107,24	1,25	0,40	0,51	0,69
	1,22	1,55	1,25	1,32	7,26	5,94	6,7	6,9	168,02	81,36	164,34	103,69	1,34	0,41	1,06	0,64
			1,08	1,25			6,7	6,9			124,76	119,26			0,78	0,72
M σ_x	0,96a	1,65b	1,42ab	1,45ab	7,36a	5,75b	6,70ab	6,89ab	149,24a	70,43b	133,7ac	103,8bc	1,31a	0,43b	0,73ab	0,60b
	0,23	0,09	0,32	0,19	0,18	0,17	0,00	0,00	21,81	10,18	21,49	14,20	0,06	0,05	0,25	0,17

Tab. A11: Bodenbiologische Untersuchungsparameter unter Pappel am Standort Bad Lauchstädt in den Jahren 2004 (KUP), 2009 (KUP), 2010 (Umbruch) und 2011 (Umbruch) (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$) innerhalb eines Bodenparameters zwischen den Jahren) (Fortsetzung)

Variante	C_{mik}/C_{org} [%]				qCO_2 [$\mu g CO_2-C g^{-1} C_{mik} h$]				Glu [μg Saligenin $g TS^{-1}$]				Arg [$\mu g N g^{-1} TS^{-1}$]			
	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011	2004	2009	2010	2011
Pappel 0-5 cm	1,05	2,22	1,18	0,97	6,98	2,80	4,55	3,52	127,63	365,40	106,23	126,53	0,78	2,16	1,74	1,87
	1,10	2,59	1,01	0,82	6,10	3,01	3,85	3,68	130,88	274,60	74,97	85,23	1,28	1,72	1,88	2,02
	1,18	2,02	1,47	0,90	5,38	4,07	3,47	3,08	110,04	214,12	110,96	88,04	0,99	1,07	0,98	3,05
M σx	1,11a	2,28b	1,22a	0,94a	6,15a	3,29b	3,82b	3,40b	122,85a	284,71b	97,95a	101,84a	1,02a	1,65ab	1,60a	2,62b
	0,07	0,29	0,19	0,11	0,80	0,69	0,52	0,26	11,21	76,14	16,01	19,22	0,25	0,55	0,42	0,80
Pappel 5-10 cm	0,83	0,74	1,18	0,97	8,51	6,09	4,55	3,52	60,22	62,66	106,23	126,53	0,94	0,51	1,74	1,87
	0,81	0,80	1,01	0,82	8,53	5,90	3,85	3,68	58,12	64,23	74,97	85,23	0,67	0,97	1,88	2,02
	0,56	0,99	1,47	0,90	8,86	5,08	3,47	3,08	52,08	99,16	110,96	88,04	0,38	1,01	0,98	3,05
M σx	0,73a	0,84a	1,22a	0,94a	8,63a	5,69c	3,82b	3,40b	56,81a	75,35ab	97,95ab	101,84b	0,66a	0,83a	1,60ab	2,62b
	0,15	0,13	0,19	0,11	0,20	0,53	0,52	0,26	4,22	20,63	16,01	19,22	0,28	0,28	0,42	0,80
Pappel 10-20 cm	0,62	0,64	1,36	1,05	7,43	9,37	6,45	4,74	54,04	34,65	103,43	136,76	0,28	0,18	0,45	1,78
	0,63	0,79	1,05	0,80	9,96	5,00	6,54	4,58	56,42	45,43	72,82	91,04	0,31	0,44	0,95	2,40
	0,61	0,73	1,80	1,03	9,08	4,99	4,55	2,99	49,59	60,93	120,45	100,98	0,24	0,32	1,55	2,11
M σx	0,62a	0,72ab	1,41ab	1,04b	8,82a	6,45ab	5,54ab	3,91b	53,35a	47,00a	104,89b	111,33b	0,28a	0,32a	1,15ab	2,37b
	0,01	0,08	0,31	0,20	1,28	2,52	1,10	0,88	3,47	13,21	23,06	19,94	0,04	0,13	0,56	0,61
Weide 20-30 cm	0,81	0,49	0,58	0,61	8,36	11,53	6,29	4,70	45,08	16,77	42,97	70,59	0,49	0,17	0,54	1,46
	0,87	0,81	0,59	0,48	7,74	4,89	5,18	4,44	36,65	55,28	30,03	51,69	0,40	0,91	0,61	1,39
	0,68	0,53	1,13	0,88	8,48	5,94	9,58	4,47	46,06	32,20	38,51	82,87	0,45	0,40	0,87	2,13
M σx	0,79a	0,61a	0,80a	0,72a	8,20a	7,45a	7,11a	4,52b	42,60ab	34,75a	44,15ab	73,07b	0,45a	0,49a	0,60a	1,98b
	0,10	0,17	0,27	0,21	0,40	3,57	1,88	0,12	5,18	19,38	14,96	15,89	0,05	0,38	0,20	0,71
Pappel 30-40 cm	1,83	0,36	0,72	0,53	8,71	8,00	4,35	4,06	32,06	18,17	43,52	46,04	0,30	0,08	0,31	0,22
	1,57	0,41	0,75	0,65	9,93	5,82	4,42	6,45	25,62	21,84	32,52	37,33	0,16	0,52	0,21	0,38
	1,37	0,52	1,31	0,79	7,99	5,04	6,43	6,14	33,01	25,76	46,62	29,03	0,24	0,25	2,20	0,22
M σx	1,59a	0,43b	0,99ab	0,73b	8,88a	6,29ab	5,37b	5,66b	30,23a	21,92a	39,38a	38,97a	0,24a	0,28a	0,85a	0,31a
	0,23	0,09	0,29	0,18	0,98	1,54	1,14	1,08	4,02	3,80	6,76	7,57	0,07	0,22	0,92	0,10

Tab. A12: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Acker am Standort Dornburg im Jahr 2009

Variante	C _{org} [%]	pH-Wert	C _{mik} [µg C g ⁻¹ TS]	Basalatmung [µg CO ₂ g ⁻¹ Boden h ⁻¹]	C _{mik} /C _{org} [%]	qCO ₂ [µg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mik} h]	Glu [µg Saligenin g TS ⁻¹]	Arg [µg N g ⁻¹ TS ⁻¹]
Acker 0-5 cm	1,11	6,68	227,48	1,39	1,11	6,13	49,85	1,33
	1,14	6,42	199,57	1,08	1,14	5,41	45,64	1,36
	1,09	6,49	193,16	1,48	1,09	7,66	40,87	1,41
M σx	1,11	6,53	206,74	1,32	1,11	6,40	45,45	1,37
	0,03	0,13	18,25	0,21	0,03	1,15	4,49	0,04
Acker 5-10 cm	1,25	6,55	242,31	0,84	1,25	3,48	40,22	1,64
	1,11	6,34	233,90	0,71	1,11	3,04	46,69	1,73
	1,16	6,18	216,60	0,58	1,16	2,66	36,36	1,00
M σx	1,17	6,36	230,94	0,71	1,17	3,06	41,09	1,46
	0,07	0,19	13,11	0,13	0,07	0,41	5,22	0,40
Acker 10-20 cm	1,11	6,37	226,91	0,80	1,11	3,51	50,72	1,00
	1,23	6,07	279,86	1,09	1,23	3,88	53,90	1,30
	1,05	6,07	242,58	0,97	1,05	4,01	45,68	1,23
M σx	1,13	6,17	249,78	0,95	1,13	3,80	50,10	1,18
	0,09	0,17	27,20	0,15	0,09	0,26	4,15	0,16
Acker 20-30 cm	1,19	6,45	251,88	1,02	1,19	4,06	58,46	1,30
	1,16	6,37	217,16	0,67	1,16	3,10	47,28	1,50
	1,12	6,13	159,73	0,30	1,12	1,88	53,92	1,12
M σx	1,16	6,32	209,59	0,67	1,16	3,01	53,22	1,31
	0,04	0,17	46,54	0,36	0,04	1,09	5,62	0,19
Acker 30-40 cm	0,58	6,47	72,56	0,39	0,58	5,42	3,63	0,42
	0,67	6,51	88,16	0,53	0,67	5,97	9,34	0,47
	0,70	6,11	100,45	0,88	0,70	8,71	2,67	0,58
M σx	0,65	6,36	87,06	0,60	0,65	6,70	5,21	0,49
	0,06	0,22	13,98	0,25	0,06	1,76	3,60	0,08

Tab. A13: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Weide am Standort Dornburg im Jahr 2009 (Fortsetzung)

Variante	C _{org} [%]	pH-Wert	C _{mik} [µg C g ⁻¹ TS]	Basalatmung [µg CO ₂ g ⁻¹ Boden h ⁻¹]	C _{mik} /C _{org} [%]	qCO ₂ [µg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mik} h]	Glu [µg Saligenin g TS ⁻¹]	Arg [µg N g ⁻¹ TS ⁻¹]
Weide 0-5 cm	1,59	6,15	832,90	4,12	1,59	4,95	183,33	3,58
	1,62	6,72	768,53	3,64	1,62	4,73	193,73	2,97
	3,17	6,43	1020,54	4,08	3,17	3,99	385,09	4,50
M σx	2,13	6,43	873,99	3,95	2,13	4,56	254,05	3,68
	0,90	0,29	130,94	0,27	0,90	0,50	113,60	0,77
Weide 5-10 cm	1,32	6,18	370,96	1,31	1,32	3,52	77,88	1,43
	1,19	6,62	293,57	1,17	1,19	4,00	83,48	1,12
	2,25	6,35	607,98	1,86	2,25	3,06	233,65	2,30
M σx	1,59	6,38	424,17	1,45	1,59	3,53	131,67	1,61
	0,58	0,22	163,82	0,37	0,58	0,47	88,36	0,61
Weide 10-20 cm	1,16	6,1	238,37	0,91	1,16	3,83	56,60	1,27
	1,08	6,68	177,75	0,84	1,08	4,71	36,70	1,05
	1,07	6,24	275,66	1,03	1,07	3,74	67,25	1,49
M σx	1,10	6,34	230,59	0,93	1,10	4,09	53,52	1,27
	0,05	0,30	49,42	0,10	0,05	0,53	15,51	0,22
Weide 20-30 cm	0,80	6,13	188,88	0,98	0,80	5,21	23,66	1,21
	0,56	6,79	143,45	0,87	0,56	6,09	30,38	1,14
	1,20	6,37	162,43	0,74	1,20	4,58	30,56	1,15
M σx	0,85	6,43	164,92	0,87	0,85	5,29	28,20	1,17
	0,32	0,33	22,82	0,12	0,32	0,76	3,93	0,04
Weide 30-40 cm	3,25	6,37	115,61	0,48	3,25	4,18	13,37	0,43
	0,56	6,93	99,51	0,59	0,56	5,93	2,00	0,19
	0,52	6,19	73,44	0,54	0,52	7,31	0,00	0,22
M σx	1,44	6,50	96,19	0,54	1,44	5,81	5,12	0,28
	1,56	0,39	21,28	0,05	1,56	1,57	7,21	0,13

Tab. A14: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Pappel am Standort Dornburg im Jahr 2009 (Fortsetzung)

Variante	C _{org} [%]	pH-Wert	C _{mik} [µg C g ⁻¹ TS]	Basalatmung [µg CO ₂ g ⁻¹ Boden h ⁻¹]	C _{mik} /C _{org} [%]	qCO ₂ [µg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mik} h]	Glu [µg Saligenin g TS ⁻¹]	Arg [µg N g ⁻¹ TS ⁻¹]
Pappel 0-5 cm	2,6	6,1	963,79	3,36	2,6	3,49	395,85	2,83
	1,53	6,09	922,52	2,74	1,53	2,97	336,89	3,43
	1,80	6,25	752,91	3,73	1,80	4,95	327,60	2,88
M σx	1,98	6,15	879,74	3,28	1,98	3,80	353,45	3,05
	0,57	0,09	111,76	0,50	0,57	1,03	37,01	0,33
Pappel 5-10 cm	1,59	6,09	484,59	1,62	1,59	3,35	237,20	2,48
	1,21	6,21	390,87	1,27	1,21	3,26	154,00	2,47
	1,28	6,39	401,37	1,20	1,28	2,98	165,90	2,03
M σx	1,36	6,23	425,61	1,36	1,36	3,20	185,70	2,33
	0,20	0,15	51,35	0,23	0,20	0,19	44,99	0,26
Pappel 10-20 cm	1,04	6,17	259,74	0,82	1,04	3,16	85,37	1,18
	1,75	6,16	272,17	0,91	1,75	3,33	76,94	1,30
	1,03	6,32	222,27	0,69	1,03	3,12	66,99	1,59
M σx	1,27	6,22	251,39	0,81	1,27	3,20	76,43	1,36
	0,41	0,09	25,98	0,11	0,41	0,11	9,20	0,21
Pappel 20-30 cm	1,41	6,41	252,76	0,92	1,41	3,64	41,87	0,81
	0,92	6,33	181,79	0,90	0,92	4,93	23,28	0,48
	3,31	6,46	191,42	0,69	3,31	3,62	45,26	0,87
M σx	1,88	6,40	208,66	0,84	1,88	4,06	36,80	0,72
	1,26	0,07	38,49	0,12	1,26	0,75	11,83	0,21
Pappel 30-40 cm	2,48	6,54	96,60	0,34	2,48	3,52	0,67	0,18
	2,92	6,48	128,48	0,46	2,92	3,58	4,02	0,62
	0,47	6,39	106,55	0,50	0,47	4,69	2,79	0,42
M σx	1,96	6,47	110,54	0,43	1,96	3,93	2,49	0,41
	1,31	0,08	16,31	0,08	1,31	0,66	1,69	0,22

Tab. A15: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Birke am Standort Dornburg im Jahr 2009 (Fortsetzung)

Variante	C _{org} [%]	pH-Wert	C _{mik} [µg C g ⁻¹ TS]	Basalatmung [µg CO ₂ g ⁻¹ Boden h ⁻¹]	C _{mik} /C _{org} [%]	qCO ₂ [µg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mik} h]	Glu [µg Saligenin g TS ⁻¹]	Arg [µg N g ⁻¹ TS ⁻¹]
Birke 0-5 cm	3,28	6,91	914,38	2,62	3,28	2,87	247,49	2,63
	2,53	6,75	790,59	2,74	2,53	3,46	211,05	2,08
	3,24	6,91	1098,30	3,68	3,24	3,35	301,88	2,24
M σx	3,02	6,86	934,42	3,01	3,02	3,22	253,47	2,32
	0,42	0,09	154,83	0,58	0,42	0,32	45,71	0,28
Birke 5-10 cm	1,66	7	321,12	1,06	1,66	3,30	75,13	0,81
	1,62	6,98	432,78	1,39	1,62	3,20	52,68	1,47
	0,75	7,03	590,62	2,21	0,75	3,74	88,31	1,92
M σx	1,34	7,00	448,17	1,55	1,34	3,42	72,04	1,40
	0,51	0,03	135,41	0,59	0,51	0,29	18,01	0,56
Birke 10-20 cm	1,18	6,82	243,50	0,88	1,18	3,63	43,89	0,91
	1,06	6,98	275,99	1,01	1,06	3,67	43,68	0,89
	1,31	6,76	316,09	1,22	1,31	3,87	74,84	1,05
M σx	1,18	6,85	278,53	1,04	1,18	3,72	54,14	0,95
	0,13	0,11	36,36	0,17	0,13	0,13	17,93	0,08
Birke 20-30 cm	1,12	6,95	206,82	0,88	1,12	4,25	34,72	0,71
	1,07	6,95	195,35	0,59	1,07	3,00	37,93	1,13
	1,04	6,74	193,50	0,90	1,04	4,67	37,43	0,72
M σx	1,08	6,88	198,55	0,79	1,08	3,98	36,69	0,85
	0,04	0,12	7,21	0,18	0,04	0,87	1,73	0,24
Birke 30-40 cm	0,70	7,25	107,90	0,60	0,70	5,56	7,58	0,57
	0,38	7,28	73,91	0,45	0,38	6,04	0,00	0,31
	0,40	7,13	137,15	0,73	0,40	5,32	0,00	0,67
M σx	0,49	7,22	106,32	0,59	0,49	5,64	2,53	0,52
	0,18	0,08	31,65	0,14	0,18	0,37	4,37	0,19

Tab. A16: Bodenchemische und -biologische Untersuchungsparameter unter Robinie am Standort Dornburg im Jahr 2009 (Fortsetzung)

Variante	C _{org} [%]	pH-Wert	C _{mik} [µg C g ⁻¹ TS]	Basalatmung [µg CO ₂ g ⁻¹ Boden h ⁻¹]	C _{mik} /C _{org} [%]	qCO ₂ [µg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mik} h]	Glu [µg Saligenin g TS ⁻¹]	Arg [µg N g ⁻¹ TS ⁻¹]
Robinie 0-5 cm	2,72	6,47	1124,42	3,32	2,72	2,95	196,64	3,20
	2,70	6,55	862,44	3,41	2,70	3,96	161,04	2,74
	2,58	6,69	798,92	3,48	2,58	4,35	125,90	2,76
M σx	2,67	6,57	928,60	3,40	2,67	3,75	161,19	2,90
	0,08	0,11	172,54	0,08	0,08	0,72	35,37	0,26
Robinie 5-10 cm	1,99	6,11	816,28	1,86	1,99	2,28	66,31	1,85
	1,79	6,18	567,24	1,81	1,79	3,20	50,32	1,36
	1,63	6,31	410,28	1,61	1,63	3,93	41,58	0,97
M σx	1,80	6,20	597,93	1,76	1,80	3,14	52,74	1,40
	0,18	0,10	204,74	0,13	0,18	0,83	12,54	0,44
Robinie 10-20 cm	1,43	6,32	442,03	1,72	1,43	3,89	71,72	1,35
	1,11	6,41	302,04	1,43	1,11	4,75	49,51	1,21
	1,19	6,54	197,75	1,43	1,19	7,23	36,19	0,72
M σx	1,24	6,42	313,94	1,53	1,24	5,29	52,47	1,10
	0,17	0,11	122,57	0,17	0,17	1,74	17,95	0,33
Robinie 20-30 cm	1,19	6,44	286,21	0,97	1,19	3,40	34,41	1,19
	0,93	6,49	208,06	0,87	0,93	4,18	28,74	0,77
	0,88	6,44	156,93	0,68	0,88	4,35	23,78	0,55
M σx	1,00	6,46	217,06	0,84	1,00	3,98	28,97	0,84
	0,17	0,03	65,11	0,15	0,17	0,51	5,32	0,32
Robinie 30-40 cm	0,99	6,93	132,51	0,55	0,99	4,13	10,72	0,63
	0,40	7,07	108,74	0,66	0,40	6,02	0,00	0,37
	0,49	6,85	68,83	0,26	0,49	3,83	0,00	0,06
M σx	0,63	6,95	103,36	0,49	0,63	4,66	3,57	0,35
	0,32	0,11	32,18	0,20	0,32	1,19	6,19	0,29

Tab. A17: Korrelationsmatrix der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten am Standort Bad Lauchstädt unter KUP in den Jahren 2004 und 2009 ($n_{2004} = 60$, $n_{2009} = 96$, $*p < 0,05$, n – Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2004							2009						
	TRD	k_f	LK	GP	FK	nFK	pL	TRD	k_f	LK	GP	FK	nFK	pL
k_f	-0,69*	-	-	-	-	-	-	-0,51*	-	-	-	-	-	-
LK	-0,69*	0,55*	-	-	-	-	-	-0,85*	0,51*	-	-	-	-	-
GP	-0,93*	0,67*	0,71*	-	-	-	-	-0,90*	0,51*	0,94*	-	-	-	-
FK	-0,54*	0,29*	-0,23	-0,40*	-	-	-	-0,01	0,14	-0,51*	-0,30*	-	-	-
nFK	-0,70*	0,45*	-0,02	-0,57*	0,94*	-	-	-0,41*	0,00	-0,04	-0,13	0,80*	-	-
pL	-0,24	-0,20	-0,31*	-0,28*	0,03	0,14	-	-0,37*	-0,59*	-0,38*	-0,37*	0,10	0,08	-
PWP	-0,76*	0,59*	-0,48*	-0,70*	0,52*	-0,78*	0,38*	-0,65*	0,22*	-0,69*	-0,66*	0,20	-0,43*	0,27*

Tab. A18: Korrelationsmatrix der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten am Standort Bad Lauchstädt nach dem Umbruch in den Jahren 2010 und 2011 ($n_{2010} = 144$, $n_{2011} = 96$, $*p < 0,05$, n – Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2010							2011						
	TRD	k_f	LK	GP	FK	nFK	pL	TRD	k_f	LK	GP	FK	nFK	pL
k_f	-0,71*	-	-	-	-	-	-	-0,75*	-	-	-	-	-	-
LK	-0,91*	0,70*	-	-	-	-	-	-0,97*	0,80*	-	-	-	-	-
GP	-0,94*	0,69*	0,95*	-	-	-	-	-0,96*	0,78*	0,97*	-	-	-	-
FK	-0,45*	0,44*	-0,78*	-0,62*	-	-	-	-0,64*	0,75*	-0,80*	-0,74*	-	-	-
nFK	-	-	-	-	-	-	-	-0,40*	0,12	-0,24*	-0,26*	0,25*	-	-
pL	-0,40*	-0,36*	-0,41*	-0,41*	0,28*	-	-	-0,39*	-0,45*	-0,43*	-0,41*	0,45*	0,14	-
PWP	-	-	-	-	-	-	-	-0,85*	0,69*	-0,84*	-0,81*	0,58*	-0,64*	0,24*

TRD - Trockenrohdichte, k_f - gesättigte Wasserleitfähigkeit, LK - Luftkapazität, GP - Grobporenvolumen, FK - Feldkapazität, nFK - nutzbare Feldkapazität, pL - pneumatische Leitfähigkeit, PWP - permanenter Welkepunkt

Tab. A19: Korrelationsmatrix der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter am Standort Dornburg unter KUP im Jahr 2009 (n=160, *p < 0,05, n – Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2009						
	TRD	k _f	LK	GP	FK	nFK	pL
k _f	-0,51*						
LK	-0,82*	0,48*					
GP	-0,83*	0,47*	0,96*				
FK	-0,08	0,07	-0,50*	-0,41*			
nFK	-0,50*	0,18*	-0,05	-0,13	0,69*		
pL	-0,33*	-0,52*	-0,53*	-0,53*	0,41*	0,07	
PWP	-0,47*	0,30*	-0,74*	-0,71*	0,55*	-0,22*	0,46*

TRD - Trockenrohdichte, k_f- gesättigte Wasserleitfähigkeit, LK - Luftkapazität, GP - Grobporenvolumen, FK - Feldkapazität, nFK - nutzbare Feldkapazität, pL - pneumatische Leitfähigkeit, PWP - permanenter Welkepunkt

Tab. A20: Korrelationsmatrix der chemischen und biologischen Bodenparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten am Standort Bad Lauchstädt unter KUP in den Jahren 2004 und 2009 (n_{2004, 2009} = 45, *p < 0,05, n – Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2004							2009						
	C _{org}	pH-Wert	C _{mik}	Basal-atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu	C _{org}	pH-Wert	C _{mik}	Basal-atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu
pH-Wert	0,92*							0,02						
C _{mik}	0,66*	0,44*						0,89*	0,12					
Basal-atmung	0,09	0,16	0,32*					0,85*	0,13	0,88*				
C _{mik} /C _{org}	0,24	0,42*	0,53*	0,41*				0,83*	0,10	0,98*	0,87*			
qCO ₂	0,70*	0,60*	0,60*	0,50*	0,11			0,43*	0,38*	0,47*	0,10	0,50*		
Glu	0,74*	0,58*	0,88*	0,30*	0,28	0,52*		0,84*	0,16	0,96*	0,79*	0,93*	0,49*	
Arg	0,61*	0,47*	0,83*	0,31*	0,36*	0,48*	0,87*	0,70*	0,25	0,79*	0,50*	0,77*	0,71*	0,81*

C_{org} - organischer Kohlenstoff, C_{mik} - mikrobielle Biomasse, C_{mik}/C_{org} - C_{mik}/C_{org}-Verhältnis, qCO₂ - metabolischer Quotient, Glu - β-Glucosidase, Arg - Arginin-Ammonifikation

Tab. A21: Korrelationsmatrix der chemischen und biologischen Bodenparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten am Standort Bad Lauchstädt nach dem Umbruch in den Jahren 2010 und 2011 ($n_{2010, 2011} = 60$, $*p < 0,05$, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2010							2011						
	C _{org}	pH-Wert	C _{mik}	Basal-atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu	C _{org}	pH-Wert	C _{mik}	Basal-atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu
pH-Wert	0,78*	-	-	-	-	-	-	0,74*	-	-	-	-	-	-
C _{mik}	0,69*	0,63*	-	-	-	-	-	0,66*	0,39*	-	-	-	-	-
Basal-atmung	0,35*	0,27	0,66*	-	-	-	-	0,15	0,02	0,68*	-	-	-	-
C _{mik} /C _{org}	0,35*	0,39*	0,91*	0,67*	-	-	-	0,30*	0,11	0,91*	0,78*	-	-	-
qCO ₂	0,58*	0,46*	0,53*	0,25	0,36*	-	-	0,73*	0,57*	0,49*	0,28*	0,24	-	-
Glu	0,66*	0,54*	0,86*	0,52*	0,74*	0,52*	-	0,70*	0,44*	0,87*	0,47*	0,71*	0,58*	-
Arg	0,50*	0,50*	0,66*	0,35*	0,61*	0,42*	0,54*	0,17	0,01	0,52*	0,21	0,57*	0,40*	0,48*

Tab. A22: Korrelationsmatrix der chemischen und biologischen Bodenparameter am Standort Dornburg unter KUP im Jahr 2009 (n= 75, $*p < 0,05$, n – Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2009						
	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal-atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu
pH-Wert	0,10	-	-	-	-	-	-
C _{mik}	0,89*	0,11	-	-	-	-	-
Basal-atmung	0,81*	0,10	0,94*	-	-	-	-
C _{mik} /C _{org}	0,34*	0,05	0,70*	0,68*	-	-	-
qCO ₂	0,41*	0,12	0,37*	0,13	0,25*	-	-
Glu	0,80*	0,20	0,87*	0,84*	0,65*	0,32*	-
Arg	0,78*	0,27*	0,89*	0,88*	0,57*	0,33*	0,88*

C_{org} - organischer Kohlenstoff, C_{mik} - mikrobielle Biomasse, C_{mik}/C_{org} - C_{mik}/C_{org}-Verhältnis, qCO₂ - metabolischer Quotient, Glu - β-Glucosidase, Arg - Arginin-Ammonifikation

Tabelle A23: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R²) der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten (n₂₀₀₄ = 60, n_{2009,2011} = 96, n₂₀₁₀ = 144, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2004							2009						
	TRD	kf	LK	GP	FK	nFK	pL	TRD	kf	LK	GP	FK	nFK	pL
kf	0,48*	-	-	-	-	-	-	0,26*	-	-	-	-	-	-
LK	0,48*	0,30*	-	-	-	-	-	0,72*	0,26*	-	-	-	-	-
GP	0,86*	0,45*	0,50*	-	-	-	-	0,81*	0,26*	0,88*	-	-	-	-
FK	0,29*	0,08	0,05	0,16*	-	-	-	0,00	0,02	0,26*	0,09*	-	-	-
nFK	0,49*	0,20*	0,00	0,32*	0,88*	-	-	0,17*	0,00	0,00	0,02	0,64*	-	-
pL	0,06	0,04	0,10*	0,08*	0,00	0,02	-	0,14*	0,35*	0,14*	0,14*	0,01	0,01	-
PWP	0,58*	0,35*	0,23*	0,49*	0,27*	0,61*	0,14*	0,42*	0,05	0,48*	0,44*	0,04	0,18*	0,07*

Tabelle A24: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R²) der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten (n₂₀₀₄ = 60, n_{2009,2011} = 96, n₂₀₁₀ = 144, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2010							2011						
	TRD	kf	LK	GP	FK	nFK	pL	TRD	kf	LK	GP	FK	nFK	pL
kf	0,50*	-	-	-	-	-	-	0,56*	-	-	-	-	-	-
LK	0,83*	0,49*	-	-	-	-	-	0,94*	0,64*	-	-	-	-	-
GP	0,88*	0,48*	0,90*	-	-	-	-	0,92*	0,61*	0,94*	-	-	-	-
FK	0,20*	0,19*	0,61*	0,38*	-	-	-	0,41*	0,56*	0,64*	0,55*	-	-	-
nFK	-	-	-	-	-	-	-	0,16*	0,01	0,06	0,07*	0,06*	-	-
pL	0,16*	0,13*	0,17*	0,17*	0,08*	-	-	0,15*	0,20*	0,18*	0,17*	0,20*	0,02	-
PWP	-	-	-	-	-	-	-	0,72*	0,48*	0,71*	0,66*	0,34*	0,41*	0,06*

TRD - Trockenrohdichte, k_f - gesättigte Wasserleitfähigkeit, LK - Luftkapazität, GP - Grobporenvolumen, FK - Feldkapazität, nFK - nutzbare Feldkapazität, pL - pneumatische Leitfähigkeit, PWP - permanenter Welkepunkt

Tabelle A25: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R^2) der bodenphysikalischen Untersuchungsparameter am Standort Dornburg (n=160, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2009						
	TRD	kf	LK	GP	FK	nFK	pL
kf	0,26*						
LK	0,67*	0,23*					
GP	0,69*	0,22*	0,92*				
FK	0,01	0,00	0,25*	0,17*			
nFK	0,25*	0,03	0,00	0,02	0,48*		
pL	0,11*	0,27*	0,28*	0,28*	0,17*	0,00	
PWP	0,22*	0,09	0,55*	0,50*	0,30*	0,05*	0,21*

TRD - Trockenrohdichte, k_f - gesättigte Wasserleitfähigkeit, LK - Luftkapazität, GP - Grobporenvolumen, FK - Feldkapazität, nFK - nutzbare Feldkapazität, pL - pneumatische Leitfähigkeit, PWP - permanenter Welkepunkt

Tabelle A26: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R^2) der chemischen und biologischen Bodenparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten (n_{2004, 2009} = 45, n_{2010, 2011} = 60, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2004							2009						
	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal- atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal- atmung	C _{mik} / C _{org}	qCO ₂	Glu
pH	0,85*							0,00						
C _{mik}	0,44*	0,19*						0,79*	0,01					
Basal- atmung	0,01	0,03	0,10*					0,72*	0,02	0,77*				
C _{mik} /C _{org}	0,06	0,17*	0,28*	0,17*				0,69*	0,01	0,96*	0,76*			
qCO ₂	0,49*	0,36*	0,36*	0,25*	0,01			0,18*	0,14*	0,22*	0,01	0,25*		
Glu	0,55*	0,34*	0,77*	0,09*	0,08	0,27*		0,71*	0,03	0,92*	0,62*	0,86*	0,24*	
Arg	0,37*	0,22*	0,69*	0,10*	0,13*	0,23*	0,76*	0,49*	0,06	0,62*	0,25*	0,59*	0,50*	0,66*

C_{org} - organischer Kohlenstoff, C_{mik} - mikrobielle Biomasse, C_{mik}/C_{org} - C_{mik}/C_{org}-Verhältnis, qCO₂ - metabolischer Quotient, Glu - β-Glucosidase, Arg - Arginin-Ammonifikation

Tabelle A27: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R²) der chemischen und biologischen Bodenparameter in den verschiedenen Nutzungsvarianten (n_{2004, 2009} = 45, n_{2010, 2011} = 60, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2010							2011						
	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu
pH	0,61*							0,55*						
C _{mik}	0,48*	0,40*						0,44*	0,15*					
Basalatmung	0,12*	0,07	0,44*					0,02	0,00	0,46*				
C _{mik} /C _{org}	0,12*	0,15*	0,83*	0,45*				0,09*	0,01	0,83*	0,61*			
qCO ₂	0,34*	0,21*	0,28*	0,06	0,13*			0,53*	0,32*	0,24*	0,08*	0,06		
Glu	0,44*	0,29*	0,74*	0,27*	0,55*	0,27*		0,49*	0,19*	0,76*	0,22*	0,50*	0,34*	
Arg	0,25*	0,25*	0,44*	0,12*	0,37*	0,18*	0,29*	0,03	0,00	0,27*	0,04	0,32*	0,16*	0,23*

pH – pH-Wert, C_{org} - organischer Kohlenstoff, C_{mik} - mikrobielle Biomasse, Basal – Basalatmung, C_{mik}/C_{org} - C_{mik}/C_{org}-Verhältnis, qCO₂ - metabolischer Quotient, Glu - β-Glucosidase, Arg - Arginin-Ammonifikation

Tabelle A28: Lineare Regression (Bestimmtheitsmaß R²) der chemischen und biologischen Bodenparameter am Standort Dornburg (n= 75, *p < 0.05, n - Anzahl der Wiederholungen, p - Irrtumswahrscheinlichkeit)

	2009						
	C _{org}	pH	C _{mik}	Basal- atmung	C _{mik} /C _{org}	qCO ₂	Glu
pH	0,01						
C _{mik}	0,79*	0,01					
Basalatmung	0,66*	0,01	0,88*				
C _{mik} /C _{org}	0,12*	0,00	0,49*	0,46*			
qCO ₂	0,17*	0,01	0,14*	0,02	0,06*		
Glu	0,64*	0,04	0,76*	0,71*	0,42*	0,10*	
Arg	0,61*	0,07*	0,79*	0,77*	0,32*	0,11*	0,77*

org - organischer Kohlenstoff, C_{mik} - mikrobielle Biomasse, C_{mik}/C_{org} - C_{mik}/C_{org}-Verhältnis, qCO₂ - metabolischer Quotient, Glu - β-Glucosidase, Arg - Arginin-Ammonifikation

Tab. A29: Kurzcharakteristik wichtiger Regenwurmarten (TISCHER 2010)

Art	Lebensform	Länge (mm)	Durchmesser (mm)	Ernährung	Vorkommen	Bedeutung	Verbreitung
<i>Lumbricus terrestris</i> (Linnaeus 1758)	anözisch	90-350	6-10	ernährt sich aus der Streuschicht, Humus	Wald-, Grünland und Ackerland, Röhren bis 3 m Tiefe	lange Jugendentwicklung, geringe Vermehrungsrate	Europa, Nordamerika
<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny 1826)	epigäisch	30-45	2-4	Streu	im Laubwald (Streuzersetzer) und im Grünland, feuchte Standorte und in Böden mit hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz		Europa, Sibirien, Nordamerika
<i>Lumbricus rubellus</i> (Hoffmeister 1843)	epigäisch	60-130	3-4	Streu	Streuzersetzer unter Laubwäldern; in Nadelwäldern	höchste Vermehrungsrate der Gattung <i>Lumbricus</i>	acidtolerant pH-Werte von 3,5 bis 8,4,
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny 1826)	endogäisch bis epigäisch	40-180	3,5-7	organische Substanz	auf allen Bodentypen (v.a. schluffiger Lehm), in allen Kulturböden sowie in extremen Böden (Heidesand, schwerer Ton, Trockenrasen)	wirtschaftlich bedeutendste Art	
<i>Aporrectodea longa</i> (Ude 1885)	anözisch	90-170	4-9	ähnlich <i>Lumbricus terrestris</i>	Grünland, im Acker selten		
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny 1826)	endogäisch bis epigäisch	25-85	2-6	organische Substanz	in feuchten, trockenen, sandigen und lehmigen Böden, in Acker- und Grünlandböden	wirtschaftlich wichtige Art	
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny 1826)	endogäisch	30-80	3-7		feuchten Mineralböden, häufig in Äckern und Grünland		
<i>Octolasion cyaneum</i> (Savigny 1826)	endogäisch	80-140	5-8		auf kalkreichen Böden, in Wäldern und Grünland, auch in allen anderen Kulturböden, stellenweise sehr zahlreich		Europa, Nord- und Südamerika, Nordindien und Australien
<i>Octolasion tyrtaeum tyrtaeum</i> (Savigny 1826)	endogäisch	35-160	2,5-6	organische Substanz	in Wald- und Grünlandböden, selten in Ackerböden		Europa, Indien, Nordafrika, Nordamerika, Australien

Tab. A30: Charakterisierung der Regenwurmpopulation (Lebensformen, Arten, Abundanz, Biomasse) am Standort Bad Lauchstädt unter Acker, Korbweide und Pappel in den Jahren 2004 (KUP), 2008 (KUP) und 2009 (KUP) sowie nach dem Umbruch im Jahr 2010

(unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede ($p < 0,05$):

(1) zwischen den Varianten innerhalb eines Jahres (Kleinbuchstaben: Abundanz = Standard, Biomasse = *kursiv*) und

(2) innerhalb einer Variante zwischen den Jahren (Großbuchstaben: Abundanz = Standard, Biomasse = *kursiv*)

		Acker								Korbweide								Pappel							
		2004		2008		2009		2010		2004		2008		2009		2010		2004		2008		2009		2010	
Lebensform	Art	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Epigäisch	<i>D. octaedra</i>													1	0,14							1	0,10		
	<i>L. castaneus</i>															1	0,14	1	0,2						
Endogäisch	<i>A. caliginosa</i>																	1	0,45						
	<i>A. chlorotica</i>																	5	0,86			1	0,36		
	<i>A. rosea</i>			2	0,42	8	1,84			17	4,42	2	0,61	4	0,86			18	5,76			12	2,95	2	0,44
	<i>O. cyaneum</i>	2	2,66			2	2,44			1	1,93							7	11,34					1	1,72
	<i>O. lacteum</i>									1	1,87	4	4,29					3	4,05			4	4,65		
Anözisch	<i>A. longa</i>									2	2,96					1	1,20			2	2,60	1	0,83		
	<i>L. terrestris</i>	2	6,26	1	2,43	4	14,41	1	2,29	18	91,98	9	23,32	5	18,84	2	10,58	13	51,87	3	7,76	6	22,06	2	5,16
	Gesamt Adult	4	8,91	3	2,85	14	18,69	1	2,29	39	103,11	15	28,22	10	19,84	4	11,83	42	73,22	11	11,67	25	30,95	5	7,32
	L. juvenile	13	4,85	17	5,43	14	15,02	1	0,17	54	19,15	35	3,73	24	8,85	7	8,01	101	27,68	35	7,67	49	25,17	5	6,52
	A./O. juvenile	9	2,26	10	0,60	36	4,09	6	1,29	67	4,16	17	6,39	37	5,76			98	7,65	150	9,10	137	13,34	1	0,44
	Gesamt	26	16,02	30	8,88	64	37,80	8	3,75	160	126,42	67	38,34	71	37,45	11	19,93	241	108,55	196	28,44	211	69,46	11	14,28
	Statistik																								
	(1)	a	<i>a</i>	a	<i>a</i>	a	<i>a</i>	a	<i>a</i>	b	<i>b</i>	b	<i>b</i>	a	<i>a</i>	a	<i>a</i>	c	<i>b</i>	c	<i>b</i>	b	<i>b</i>	a	<i>a</i>
	(2)	A	<i>A</i>	A	<i>A</i>	B	<i>B</i>	C	<i>A</i>	A	<i>A</i>	B	<i>B</i>	B	<i>B</i>	C	<i>B</i>	A	<i>A</i>	A	<i>B</i>	A	<i>C</i>	B	<i>B</i>

A Abundanz [Ind. m²]

B Biomasse [g m²]

Tab. A31: Charakterisierung der Regenwurmpopulation (Lebensformen, Arten, Abundanz, Biomasse) unter Acker, Weide, Pappel, Birke und Robinie in Abhängigkeit von pH- und C_{org}-Werten 16 Jahre nach der Aufforstung in Dornburg (2009)
 (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch gesicherte Unterschiede (p<0,05) zwischen den Varianten innerhalb der Abundanz (Kleinbuchstaben) und der Biomasse (Großbuchstaben))

Lebensform	Art	Acker		Korbweide		Pappel		Birke		Robinie	
		Abundanz [Ind m ²]	Biomasse [g m ²]	Abundanz [Ind m ²]	Biomasse [g m ²]	Abundanz [Ind m ²]	Biomasse [g m ²]	Abundanz [Ind m ²]	Biomasse [g m ²]	Abundanz [Ind m ²]	Biomasse [g m ²]
Epigäisch	<i>D. octaedra</i>							4	0,82	7	1,04
	<i>L. rubellus</i>					1	0,33				
	<i>L. castaneus</i>			2	0,39						
Endogäisch	<i>A. chlorotica</i>			6	1,64					1	0,34
	<i>A. caliginosa</i>	1	0,42								
	<i>A. rosea</i>			7	1,78	13	2,53	31	6,25	34	6,76
	<i>O. cyaneum</i>	1	0,91	30	29,59	30	31,86	10	12,04	4	4,47
Anözisch	<i>O. lacteum</i>					1	0,60			2	1,43
	<i>A. longa</i>					1	0,94				
	<i>L. terrestris</i>	2	6,28	3	11,86	2	7,35			1	5,01
	Gesamt Adult	4	7,61	48	45,05	48	43,61	45	19,11	49	19,05
	L. juvenile	5	2,16	15	6,14	14	4,85	3	3,05	4	1,91
	A./O. juvenile	32	4,86	117	34,4	139	27,47	87	19,92	71	9,17
	Gesamt	41	14,63	180	85,59	201	75,93	135	42,08	124	30,13
	Statistik	a	A	b	B	b	BC	b	CD	b	AD

Danksagung

Die Arbeit wurde innerhalb einer 3jährigen Laufzeit (01.07.2008 bis 30.06.2011) von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell gefördert. Für die Unterstützung möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Werner Wahmhoff herzlich bedanken. Mein besonderer Dank gilt Frau Christiane Grimm für die Betreuung.

Die vorliegende Arbeit entstand am Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau / Ökologischen Landbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Mein besonderer Dank gilt Herrn Professor Dr. Olaf Christen für seine hervorragende fachliche und persönliche Betreuung sowie für sein Vertrauen.

Mein besonderer Dank gilt Frau Dr. Sabine Tischer, Herrn Dr. Jan Rücknagel, Herrn Dr. Bodo Hofmann und Frau Dr. Barbara Koblenz für die umfangreiche fachliche und menschliche Unterstützung, die sie mir entgegengebracht haben.

Insbesondere Frau Heike Maennicke gilt mein Dank für ihren unermüdlichen Fleiß bei der Durchführung der Analysen.

Meinen lieben Kollegen Frau Dr. Eva Höhne, Herrn Dr. Sebastian Damm und Frau Justine Lamerre sei gedankt für ihre große moralische und fachliche Stütze. Frau Dr. Nicole Sommerfeldt-Impe danke ich für das Korrekturlesen.

Ein großes Dankeschön geht an meine Familie, die eine unschätzbare Hilfe waren.

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Hiermit erkläre ich, dass ich weder vorbestraft bin noch dass gegen mich Ermittlungsverfahren anhängig sind.

Berlin, 03.07.2016

Anne-Kristin Schmitt

Lebenslauf

Anne-Kristin Schmitt
geboren am 19.09.1981 in Lutherstadt Wittenberg
deutsche Staatsangehörigkeit

Promotion

07/2008 - 06/2016

an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Promotionsstudium, gefördert durch das Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Promotionsarbeit: Auswirkungen des Anbaus und Umbruchs von Kurzumtriebsplantagen auf ausgewählte physikalische, chemische und biologische Bodenparameter

Beruf

03/2016 - 09/2016

wissenschaftliche Mitarbeiterin am Julius Kühn-Institut
Forschungsprojekt: „Sozialisierte Kosten des chemischen Pflanzenschutzes in Deutschland: Kosten-Nutzen-Analyse zu den gesamtgesellschaftlichen Auswirkungen des chemischen Pflanzenschutzes unter der besonderen Berücksichtigung externer Umweltkosten“

09/2012 - 07/2014

wissenschaftliche Mitarbeiterin am Julius Kühn-Institut
Forschungsprojekt: „Kontrolle des Roggenschwarzrostes (*Puccinia graminis* f. sp. *secalis*) im Ökologischen Landbau durch Züchtung resistenten Roggens“

10/2011 - 08/2012

wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau und Ökologischen Landbau an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

07/2008 - 09/2010

Werkstudentin bei der NAWARO Engineering GmbH

12/2007 - 07/2008

wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau und Ökologischen Landbau und am Institut für Bodenbiogeochemie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Studium

10/2000 - 06/2007

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Studium: Agrarwissenschaften
Hauptstudium: Pflanzenwissenschaften
Abschluss: Diplom-Agraringenieurin
(Dipl.-Ing. agr.)

Schulbildung

09/1988 – 07/2000

Paul-Gerhardt-Gymnasium und Grundschule in Gräfenhainichen

Berlin, 03.07.2016