



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

**Wirkung karbonisierter
organischer Reststoffe auf die
Bodenfruchtbarkeit**



Schriftenreihe

3

2018

ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agraroeekologie@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 71-3640

1. Auflage: August 2018

Druck: ES-Druck, Freising

Schutzgebühr: 10,00 Euro

© LfL



Wirkung karbonisierter organischer Reststoffe (Pyrolyse und hydrothermale Kohle) auf die Bodenfruchtbarkeit

**Lydia Paetsch¹, Dieter Lohr², Johannes Burmeister¹, Robert
Brandhuber¹, Elke Meinken², Martin Wiesmeier¹**

¹LfL-Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz

²Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

Inhaltsverzeichnis

Seite

1	Einleitung	13
1.1	Hintergrund	13
1.2	Begriffsklärung und Herstellung von Pflanzen- und HTC-Kohle.....	13
1.3	Eigenschaften von Pflanzen- und HTC-Kohlen und Stand der Forschung.....	14
1.4	Rechtliche Regelungen.....	16
1.5	Zielsetzung	17
2	Teilprojekt I: Labor- und Gefäßversuche zum Einfluss karbonisierter Reststoffe auf den Nährstoffhaushalt.....	19
2.1	Versuch I: Aktivierung von karbonisierten Reststoffen.....	19
2.1.1	Material und Methoden	19
2.1.2	Ergebnisse	21
2.1.3	Fazit.....	23
2.2	Versuch II: P-Sorption von Pyrolysekohlen.....	23
2.2.1	Material und Methoden	24
2.2.2	Ergebnisse	25
2.2.3	Fazit.....	28
2.3	Versuch III: Ermittlung von P-Sorptionsisothermen	28
2.3.1	Material und Methoden	28
2.3.2	Ergebnisse	28
2.3.3	Fazit.....	29
2.4	Versuch IV: Nitratsorption von Pyrolysekohlen	29
2.4.1	Material und Methoden	29
2.4.2	Ergebnisse	30
2.4.3	Fazit.....	33
2.5	Versuch V: Co-Kompostierung von HTC-Kohlen.....	34
2.5.1	Material und Methoden	34
2.5.2	Ergebnisse	35
2.5.3	Fazit.....	36
2.6	Versuch VI: P-Düngewirkung karbonisierter Reststoffe	37
2.6.1	Material und Methoden	37
2.6.2	Ergebnisse	39

2.6.3	Fazit.....	43
3	Teilprojekt II: Feldversuche zum Einfluss karbonisierter Reststoffe auf Ertrag und Bodenfruchtbarkeit	44
3.1	Material und Methoden	44
3.1.1	Versuchsstandorte	44
3.1.2	Karbonisierte Reststoffe	45
3.1.3	Versuchsaufbau	46
3.1.4	Erhobene Parameter	51
3.1.5	Statistik.....	53
3.2	Ergebnisse und Diskussion.....	53
3.2.1	Kornerträge.....	53
3.2.2	pH-Werte sowie Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt	57
3.2.3	Bodenphysikalische Parameter	63
3.2.4	Mikrobielle Bodenparameter.....	66
3.3	Fazit und Ausblick	73
	Danksagung.....	76
	Literaturverzeichnis	77
	Anhang..	82

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Gehalte an CAL-löslichem Phosphat direkt nach dem Einmischen der angereicherten Materialien (Anreicherung) sowie der unbehandelten Materialien ohne und mit einer P-Ausgleichsdüngung entsprechend dem P-Eintrag durch die Anreicherung im Vergleich zu den Kontrollen ohne P bzw. mit P-Düngung	26
Abb. 2: Frisch- und Trockenmasse sowie P-Entzug der Maispflanzen (Fehlerbalken markieren den Standardfehler, n = 3).....	27
Abb. 3: Differenz zwischen den [A] Nitrat-N- und den [B] Chlorid-Gehalten nach und vor der Inkubation (Mittelwerte über die Schüttelzeiten beim Chlorid (n = 6) sowie über die Schüttelzeiten und Extraktionsmittel beim Nitrat-N(n = 12), die Fehlerbalken markieren das 99 %-Vertrauensintervall des Mittelwerts)	30
Abb. 4: NH ₄ - und NO ₃ -N-Gehalte (Schüttelzeit 1 h) am Ende des Inkubationsversuchs bei Düngung mit 500 g N/kg als (NH ₄) ₂ SO ₄ + DMPP	31
Abb. 5: Chinakohlpflanzen zum Zeitpunkt der Endauswertung in den nitratgedüngten Varianten	32
Abb. 6: Schwefelgehalte der Pflanzen in den Varianten ohne Zugabe von Kohle und denen mit 5 Gew.-% Carbon Terra Pyrolysekohle (CT) in Abhängigkeit von der gedüngten N-Form (Fehlerbalken markieren die Standardabweichung, n = 2).....	33
Abb. 7: Bonitur der Intensität der Anthocyanverfärbungen an der Unter- bzw. Oberseite der Hauptblattader (Summe der Boniturnoten (1 = weiß, 2 = teilweise rot gefärbt, 3 = stark rot gefärbt) für die beiden bonitierten Blätter je Pflanze und die vier Pflanzen je Gefäß) in Abhängigkeit von der P-Applikation	40
Abb. 8: Frischmasse, Trockenmasse und P-Aufnahme der Maispflanzen in Abhängigkeit von der P-Applikation (Fehlerbalken markieren die Standardabweichung, n = 4).....	41
Abb. 9: Hydrophobes Pilzmyzel auf der Oberfläche bei einem unbepflanzten Gefäß in der Variante HTC 6	42
Abb. 10: Lage der Feldversuche (Geobasisdaten© Bayerische Vermessungsverwaltung).....	44
Abb. 11: Pflanzenkohle trocken (links) und aufgeschwemmt mit Wasser (rechts) zur Staubvermeidung bei der anschließenden Einbringung	46
Abb. 12: Parzellenpläne der drei Versuchstandorte Puch, Großlellenfeld und Ochsenfurt	47
Abb. 13: Links eine 60t/ha Pflanzenkohleapplikation und rechts eine Kontrollvariante ohne Pflanzenkohle vor der Einarbeitung.....	48
Abb. 14: Der Versuchsstandort Puch bei der Behandlung im Herbst 2013. Zu sehen sind Applikationen von 60 t/ha (Variante 4) und 5 t/ha Pflanzenkohle (Variante 5).	49
Abb. 15: Großlellenfeld im Frühjahr 2014. Zwischen den Pflanzen lassen sich Pflanzenkohlepartikel an der Bodenoberfläche erkennen.....	49
Abb. 16: Kornertrag des Versuchsstandorts Puch in den Jahren 2015 und 2016. Zur Ertrags erfassung 2014 war die Holzkohlebehandlung (Variante 6) noch nicht erfolgt, gilt also als zusätzliche Kontrolle. Die Variante 7 wurde in	

Puch nicht mit HTC-Kohle behandelt. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	55
Abb. 17: Kornerträge des Versuchsstandorts Ochsenfurt in den Jahren 2014 bis 2017. Zur Ertragserfassung 2014 waren die Holz- und HTC-Kohlebehandlung (Variante 6 und 7) noch nicht erfolgt, gelten also als zusätzliche Kontrollen. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	56
Abb. 18: Kornertragsdifferenz im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (Variante 1) des Versuchsstandorts Großlellenfeld in den Jahren 2014 bis 2017. Zur Ertragserfassung 2014 waren die Holz- und HTC-Kohlebehandlung (Variante 6 und 7) noch nicht erfolgt, gelten also als zusätzliche Kontrollen. 2015 wurde Silomais angebaut, weshalb keine Kornertragserfassung stattfand. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	56
Abb. 19: Organische Kohlenstoffgehalte der drei Versuchsstandorte der Jahre 2014 bis 2017. In Puch wurden 2014 Proben vor der Behandlung genommen, enthalten also für dieses Jahr noch keine Pflanzenkohle. Buchenholz sowie die HTC-Kohle (Variante 6 und 7) wurden erst im Herbst 2014 aufgebracht. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	58
Abb. 20: Kohlenstoffvorräte von 2017 in den Tiefenstufen 0-15cm, 15-30 cm und 30-45 cm. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen. Unterschiedliche Buchstaben je Tiefenstufe markieren signifikante Unterschiede. N.s. = nicht signifikant für die gesamte Tiefenstufe des Standorts.	59
Abb. 21: Stickstoffvorräte von 2017 in den Tiefenstufen 0-15cm, 15-30 cm und 30-45 cm. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	62
Abb. 22: Aggregatstabilität des Bodens in Puch zwischen 2014 und 2017. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	65
Abb. 23: Aggregatstabilität des Bodens in Großlellenfeld zwischen 2014 und 2016. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	65
Abb. 24: Mikrobielle Biomasse aus vier Feldwiederholungen. N. s. kennzeichnet nicht signifikante Unterschiede. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben über den Balken markiert (p=0,05).	68
Abb. 25: Basalatmung aus vier Feldwiederholungen.	69
Abb. 26: Katalaseaktivität aus vier Feldwiederholungen. N. s. steht für nicht signifikante Unterschiede. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben über den Balken markiert (p=0,05).	70
Abb. 27: Metabolischer Quotient (qCO ₂) aus vier Feldwiederholungen.	71
Abb. 28: C _{mic} /C _{org} -Verhältnis aus vier Feldwiederholungen.	72
Abb. 31: Textur in Puch in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	89
Abb. 32: Textur in Großlellenfeld in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	89
Abb. 33: Textur in Ochsenfurt in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.	90

Abb. 34: Gesamtstickstoffgehalte der drei Versuchsstandorte in den Jahren 2014 bis 2017. In Puch wurden 2014 Proben vor der Behandlung genommen, enthalten also für dieses Jahr noch keine Pflanzenkohle. Buchenholz- sowie die HTC-Kohle (Variante 6 und 7) wurden erst im Herbst 2014 aufgebracht. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.....90

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: pH-Werte und Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials (BHHS) sowie der beiden Biokohlen (HTCK, PK) und der Grillkohle (GK).....	20
Tab. 2: Beschreibung der Ammonium- und Phosphatsorption mittels Sorptionsisothermen (zur Beschreibung der Isothermen-Parameter siehe Obermaier, 2014)	22
Tab. 3: pH-Werte, Gehalte an Gesamtstickstoff, -phosphor, und -kalium sowie an organischem Kohlenstoff der als Ausgangsmaterial verwendeten Hackschnitzel und der beiden Pyrolysekohlen.....	24
Tab. 4: Gesamtnährstoff- und Kohlenstoffgehalte der vier verwendeten HTC-Kohlen aus holzigem Landschaftspflegematerial (HTC-H), holzigem Landschaftspflegematerial und Gras (HTC-G), Maisstroh (HTC-M) und Biertreber (HTC-B)	34
Tab. 5: Nährstoffgesamtgehalte des unbehandelten Gärrestes sowie der vier daraus hergestellten Kohlen (Werte bezogen auf das bei 105 °C getrocknete Material)	38
Tab. 6: Standortparameter der Versuchsstandorte Großlellenfeld, Puch und Ochsenfurt erhoben im Herbst 2013.	45
Tab. 7: Erläuterung der Behandlungen mit entsprechenden Mengen- und Zeitangaben.	50
Tab. 8: Mittelwerte mit Standardabweichung (n=4) der organischen Kohlenstoffvorräte in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm von Proben aus dem Jahr 2017. In Puch wurde keine HTC-Kohle ausgebracht (Variante 7).	60
Tab. 9: Mittelwerte mit Standardabweichung (n=4) der Stickstoffvorräte in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm von Proben aus dem Jahr 2017. In Puch wurde keine HTC-Kohle ausgebracht (Variante 7).	61
Tab. 10: Parameter für den Bodenwasserhaushalt aus den oberen 15 cm. GPV=Gesamtporenvolumen, LK=Luftkapazität, FK=Feldkapazität (pF 1,8), nFK=nutzbare Feldkapazität (pF 1,8 bis 4,2), TW=Totwasser (>pF 4,2).....	63
Tab. 11: Lagerungsdichte bestimmt an Proben von 2017 in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm (n=4).....	64
Tab. 12: Übersicht der Düngemengen.....	82
Tab. 13: Übersicht der Probenahmen und Methoden.....	84
Tab. 14: Ergänzende chemische Basisparameter der Versuchsstandorte aus je vier Feldwiederholungen von Proben aus dem Frühjahr 2014. Daten für Puch liegen erst ab 2015 vor	85

Abkürzungsverzeichnis

BHHS	Buchenholzhackschnitzel
C _{org}	organischer Kohlenstoff
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic matter)
DümV	Düngemittelverordnung
EBC	Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat (european biochar certificate)
FK	Feldkapazität
GK	Grillkohle
GPV	Grobporenvolumen
HTCK	Kohle aus hydrothormaler Karbonisierung (hydrothermal carbonisation)
HTC-B	HTC-Kohle aus Biertreber
HTC-G	HTC-Kohle aus Grasschnitt
HTC-H	HTC-Kohle aus holzigem Material
HTC-M	HTC-Kohle aus Maisstroh
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate change
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
LD	Lagerungsdichte
nFK	nutzbare Feldkapazität
PAK	aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzo-para-Dioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzo-para-Furane
PK	Pflanzenkohle
qCO ₂	metabolischer Quotient
TS	Trockensubstanz

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Die Idee, pyrolysierte Biomasse als Bodenhilfsstoff einzusetzen, geht auf Beobachtungen von Schwarzerde-Böden im Amazonasgebiet zurück, genannt Terra preta de índio. Erstmals beschrieben im späten 19. (Smith, 1879) bzw. frühen 20. Jahrhundert (Katzer, 1903), belegten später Bodenwissenschaftler bemerkenswerte bodenverbessernde Eigenschaften dieser Anthrosole. Zech et al. (1990) und Glaser et al. (2000) fanden signifikant höhere Kohlenstoff- (C), Stickstoff- (N), Calcium- (Ca) und Phosphorgehalte (P) sowie höhere Kationenaustauschkapazität (KAK), pH-Werte und Basensättigung im Vergleich zu angrenzenden Ferralsolen und Acrisolen.

Durch aerobe und anaerobe biochemische Umsetzung organischer Siedlungsabfälle und unter Zugabe von Holzkohlen entstanden, zeichnen sich Terra preta-Böden durch hohe Anteile „stabilen“ polyaromatischen Kohlenstoffs (black C) aus. Diese aus einer unvollständigen Verbrennung resultierenden C-reichen Substanzen sind vergleichsweise chemisch resistent gegenüber mikrobiellem Abbau und können so Jahrhunderte bis Jahrtausende in Böden überdauern (Glaser et al., 2001). Genau dieser Aspekt macht Pflanzenkohle zu einem vielversprechenden Werkzeug des Klimaschutzes. Spätestens seit dem Pariser Klimaabkommen von 2015 wird nun auch das enorme Potenzial von landwirtschaftlichen Böden als C-Senke intensiv diskutiert. Im Rahmen der sogenannten 4‰-Initiative (www.4p1000.org) wurde vorgeschlagen, die globalen Vorräte an Bodenkohlenstoff (C_{org}) um 4‰ jährlich zu erhöhen, was die anthropogen verursachten CO_2 -Emissionen nahezu ausgleichen würde und so einen entscheidenden Beitrag zum Klimaschutz leisten könnte (Lal, 2016; Minasny et al., 2017). Die Verwendung von Pflanzenkohle rückt dabei mehr und mehr in den Fokus als geeignete Behandlungsmaßnahme, um diese Ziele einhalten zu können.

1.2 Begriffsklärung und Herstellung von Pflanzen- und HTC-Kohle

Der Begriff Pflanzenkohle ersetzt in der deutschen Literatur den aus dem englischen übernommenen Begriff „Biochar“, eine Wortschöpfung aus „biomass“ (Biomasse) und „charcoal“ (Holzkohle). Die Verwendung des Begriffs Pflanzenkohle wird empfohlen, um Missverständnisse bezüglich einer Biozertifizierung zu vermeiden. In der Richtlinie des Europäischen Pflanzenkohle-Zertifikats (EBC von ‚European Biochar Certificate‘) wurden 2012 erstmals u.a. zulässige Biomassen, Produktionsprotokolle, Eigenschaften der Pflanzenkohle, sowie die Pyrolysetechnik definiert (EBC, 2012). Laut EBC ist Pflanzenkohle eine durch thermochemische Zersetzung organischer Stoffe und unter stark reduziertem Sauerstoffgehalt produziertes Material. Torrefizierung, Hydrothermale Karbonisierung und Verkokung sind weitere Verkohlungsprozesse, deren Endprodukte nach der EBC-Definition aber nicht als Pflanzenkohle bezeichnet werden. Die zulässigen Produktionstemperaturen reichen von 350 °C bis 1000 °C. Auch die Ausgangsmaterialien sind streng reglementiert und werden in der „Positivliste verwendbarer Biomassen“ aufgelistet (EBC, 2012).

Die Hydrothermale Karbonisierung (HTC von ‚hydrothermal carbonisation‘) wird nach Libra et al. (2011) als „nasse Pyrolyse“ bezeichnet. Feuchte Biomasse wird unter Druck (20 bar) und bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen (200 °C) und unter Luftabschluss zersetzt. Die Reaktionsmechanismen sind ähnlich wie bei der trockenen Pyrolyse der Pflanzenkohleherstellung, werden jedoch durch eine Hydrolyse gestartet, die

niedrigere Reaktionstemperaturen erlaubt (Libra et al. (2011)). Anschließend finden Dehydrierungs- und Repolymerisierungsreaktionen statt. Besonders der Verzicht auf vorzeitige Trocknung der Biomasse macht HTC-Kohle beispielsweise für die Verwertung von Gärresten interessant.

1.3 Eigenschaften von Pflanzen- und HTC-Kohlen und Stand der Forschung

Neben dem C-Sequestrierungspotential von Pflanzenkohlen werden bodenverbessernde Eigenschaften als Argumentationsgrundlage für den Einsatz von Pflanzenkohle erforscht. Da einerseits die Eigenschaften der Pflanzenkohlen stark von dem gewählten Karbonisierungsverfahren und dem Ausgangsmaterial abhängen, ist es schwierig, eindeutige Empfehlungen zu treffen. Parameter wie Produktionstemperatur und -geschwindigkeit sowie Vorbehandlung der Pflanzenkohle vor der Einbringung (Aktivierung, Mahlen, etc.) sorgen für eine hohe Variabilität der Pflanzenkohleeigenschaften (Tripathi et al., 2016). Erschwerend kommt hinzu, dass bis heute rechtliche Regelungen für den Einsatz von Pflanzenkohle in der Landwirtschaft fehlen.

Zur Charakterisierung von Pflanzenkohlen werden häufig die O/C- und H/C-Verhältnisse (van-Krevelen-Diagramm) sowie die spezifische Oberfläche benutzt. Je stärker die Pflanzenkohle kondensiert ist, desto kleiner werden die O/C- und H/C-Verhältnisse. Die spezifische Oberfläche der Pflanzenkohlen nimmt mit steigender Produktionstemperatur um 650–850 °C auf bis zu 400 m²/g zu (z.B. Braida et al., 2003; Mukherjee et al., 2011), und durch Aktivierung bis auf 3050 m²/g (Downie et al., 2009). Ab einer Pyrolysetemperatur von 1000°C wurde jedoch festgestellt, dass Poren kollabieren und die spezifische Oberfläche abnimmt (Brown et al., 2006). HTC-Kohlen erreichen nur weit geringere spezifische Oberflächen von 6,3 m²/g (Abel et al., 2013). Die Oberfläche der Pflanzen- und HTC-Kohle zeichnet sich durch zahlreiche Bindungsstellen aus und bietet Elektronendonatoren als auch -akzeptoren (Amonette and Joseph, 2009). Der pH-Wert der Pflanzenkohlen liegt meist im neutralen bis stark alkalischen Bereich (Lehmann and Joseph, 2015), während HTC-Kohlen meist einen sauren pH-Wert aufweisen (Libra et al., 2011). Bei hohen Aschegehalten steigen auch Metall- und Schwermetallkonzentrationen (Amonette and Joseph, 2009). Auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und Furane können abhängig von der Produktion entstehen und müssen zur Gewährleistung des Bodenschutzes überprüft werden. Das ökotoxikologische Potenzial der PAKs in der Pflanzenkohle wird aufgrund der geringen eingetragenen Mengen jedoch als gering eingestuft (Lehmann and Joseph, 2015). Da die EBC-Richtlinie erst seit 2012 publiziert und nur in der Schweiz rechtsgültig ist, weichen die meisten Pflanzenkohlen aus Labor- oder Feldversuchen von der EBC-Richtlinie ab (siehe 1.4 Rechtliche Regelungen). Dies erklärt u.a. die große Varianz der Aussagen zu Pflanzenkohle mit teils widersprüchlichen Ergebnissen.

Bezüglich der Pflanzenkohleeigenschaften lässt sich zusammenfassend sagen, dass sich mit dem Grad der Kondensierung (abhängig von der Produktionstemperatur) Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte, Wasserhaltekapazität, spezifische Oberfläche, pH-Wert und andere Parameter ändern (Ahmad et al., 2012; Omondi et al., 2016). Allgemein gilt: Je geringer die Produktionstemperatur, desto labiler (bioverfügbarer) ist das Endprodukt, was gleichzeitig aber auch ein geringes Potenzial zur C-Sequestrierung bedeutet. Da der Einfluss von Pflanzenkohle auf C_{org}-Gehalte und -Vorräte besonders in Bezug auf die Langzeitspeicherung des eingebrachten C interessant ist, sind Ergebnisse vieler Laborexperimente kritisch zu betrachten. Ergebnisse von Kurzzeitversuchen entstehen oft

unter optimierten Abbaubedingungen und werden anschließend extrapoliert. Hieraus ergeben sich Abbauzeiten der Pflanzenkohle von einigen Jahrzehnten bis Jahrtausenden (Kuzyakov et al., 2014; Spokas, 2010). Verluste von labilem C (Aliphate, Phenole) im Vergleich zu abbauresistenteren Aromaten sind die häufigste Erklärung des zweiphasigen Abbaus der Pflanzenkohle (Ameloot et al., 2013; Atkinson et al., 2010; Lehmann et al., 2011; Wang et al., 2016). Einem anfänglichen Mineralisierungsspeak auf Grund leicht verfügbaren C aus der Pflanzenkohle folgt oft ein gehemmter Abbau (z.B. Kuzyakov et al., 2009).

Aus Feldversuchen werden besonders Verluste von gelöstem organischem Kohlenstoff (dissolved organic matter, DOC) (Joseph et al., 2010; Wang et al., 2013; Zhang et al., 2010) und geringe Verluste von labilen Bestandteilen der Pflanzenkohlen (z.B. Aliphate) im Vergleich zur ausgebrachten Menge oder kolloidale Verlagerung genannt. Auch eine Verlagerung größerer Pflanzenkohlepartikel in tiefere Bodenhorizonte wurde beobachtet (Hobley et al., 2013; Wiesmeier et al. 2009). Zudem war Pflanzenkohle aus Holz meist weniger von Mikroorganismen besiedelt bzw. diente schon nach wenigen Jahren nicht mehr als Substrat für die Mikroben (Ameloot et al., 2014), was auf eine wesentlich längere Verweildauer schließen lässt als bei anderen Pflanzenkohlen. Labor- und Feldversuche konnten die größten Effekte von Pflanzenkohle auf die Wasserhaltekapazität in sandigen Böden feststellen (Abel et al., 2013; Glaser et al., 2002). Lehmmige oder tonige Böden hingegen profitierten nicht oder nur marginal, meist durch verbesserte Durchlüftung (erhöhte Luftkapazität) (Glaser et al., 2002; Paetsch et al., 2017). Ein weiterer Aspekt für die Verwendung von Pflanzenkohle ist ihr hohes Sorptionspotenzial. Besonders Stickstoffemissionen oder -auswaschung konnten durch die Zugabe von Pflanzenkohle verringert werden (Glaser et al., 2002; Lehmann et al., 2003; Major et al., 2010; Yao et al., 2012). Auch die Sorption von Schadstoffen ist möglich (Cabrera et al., 2014; Kookana, 2010; Namgay et al., 2010). Andererseits birgt eine hohe Sorptionsleistung auch die Gefahr, Nährstoffe zu binden, welche dadurch pflanzenunverfügbar werden (Nelson et al., 2011). Gegen diese hemmende Wirkung der Pflanzenkohle wird eine Aktivierung mit Nährstoffen vor der Ausbringung empfohlen (Biederman and Harpole, 2013; Borchard et al., 2012).

Auch die Spannweite der Substrateigenschaften der HTC-Kohle ist sehr groß. Bei den wenigen und nur kurzzeitigen Feldversuchen in Deutschland wurden keine bis negative Effekte von HTC-Kohlen auf die untersuchten chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften, Keimungsraten und Erträge festgestellt (Busch et al., 2012; Gajic et al., 2011; Kammann et al., 2012; Mokry, 2014). Auch die C-Sequestrierungsleistung der HTC-Kohle war weit schlechter als die von Pflanzenkohle, da bereits nach drei Monaten 12 % des zugeführten C mineralisiert waren (Gajic et al., 2011). Insbesondere rückläufige Erträge im Vergleich zur Kontrolle resultierten in der Schlussfolgerung, dass die eingesetzten HTC-Kohlen in den Feldversuchen als Bodenhilfsstoff als ungeeignet eingestuft wurden (Gajic et al., 2011). Weitere langfristige Feldversuche mit auf den Boden angepassten HTC-Kohlen, sowie eine umfassende Beurteilung der Eignung als Bodenverbesserer und hinsichtlich der C-Sequestrierungsleistung wurden schon 2010 gefordert, jedoch noch nicht in ausreichendem Maße durchgeführt (Rillig et al., 2010). Aufgrund des noch jungen Pflanzenkohlemarktes werden häufig kleine Mengen der reinen Pflanzenkohle oder Substratmischungen verkauft. Die Einkaufspreise schwanken dabei stark. Für das Jahr 2014 betrug der mittlere Großmarktpreis für reine Pflanzenkohle 1,89 €/kg, im Einzelhandel 2,82 €/kg (IBI, 2015). In Deutschland schwankten die Preise von 0,40 bis 36 €/kg.

1.4 Rechtliche Regelungen

Seit einigen Jahren werden Standardisierungs- und Zertifizierungsprogramme für Pflanzenkohle vorgeschlagen und eine rechtliche Implementierung gefordert. Bereits publiziert und in der Schweiz implementiert ist die EBC-Richtlinie (seit 2012). Die vorwiegend in den USA verwendete ‚International Biochar Initiative‘ (IBI) ist eine freiwillige Richtlinie für Pflanzenkohleproduzenten, die zusätzlich Höchstgrenzen für PAKs und PCBs der Pflanzenkohle nennt.

In Deutschland unterliegt die Einbringung von Pflanzenkohle in den Boden den nationalen Regelungen zu Düngemitteln. Hier gilt: Substanzen, die in Böden eingebracht werden, müssen gewisse Anforderungen erfüllen, um sicherzustellen, dass keine Gefährdung von der Zugabe für Mensch und Umwelt ausgeht. Des Weiteren müssen diese Bodenhilfsstoffe zugelassen sein. In der Düngemittelverordnung (DüMV) werden Pflanzenkohlen noch nicht aufgeführt. Ausschließlich Braun- und Holzkohle (aus chemisch unbehandeltem Holz) sind als Ausgangsstoff für Kultursubstrate zugelassen (DüMV - Anlage 2). Sonstige Pflanzen- und HTC-Kohlen sind folglich als Bestandteil von Düngemitteln, als Bodenhilfsstoff oder Kultursubstrat nicht zugelassen. Durch eine Fortschreibung der DüMV ist der künftige Einsatz von Pflanzen- und/oder HTC-Kohle grundsätzlich möglich. Dafür müsste dargelegt werden, dass einerseits Anforderungen an die Nützlichkeit und andererseits der Unschädlichkeit nach § 3 Abs. 1 DüMV entsprochen wird. Ausschließlich der Aspekt der C-Sequestrierung würde nach jetzigem Stand der DüMV nicht als Nützlichkeitsmerkmal genügen, da dieses Merkmal nicht in der DüMV verankert ist.

Werden Abfälle als Ausgangsstoff für die Pflanzenkohle verwendet, greift bis zum Ende der Abfalleigenschaft das Kreislaufwirtschaftsgesetz (§ 5, KrWG). Dem Ziel natürliche Ressourcen zu fördern und Mensch und Umwelt zu schützen, steht auch hier bei der Verwendung von hochwertiger Pflanzenkohle als Bodenverbesserungsmittel nichts entgegen. Ob die C-Sequestrierung als „sinnvoller Zweck“ für die Verwertung von Abfällen angesehen wird (§ 3 Abs. 23, KrWG), muss ebenfalls noch geklärt werden.

Abhängig von den Abfällen kann auch die Bioabfallverordnung greifen, in der Beschränkung der Ausbringungsmengen von Bioabfällen geregelt sind (§ 6, BioAbfV). Auch Nachweise über Abfallbehandlung, Hygienemaßnahmen und Schadstoffhöchstwerte werden darin vorgeschrieben (Lieferscheinerstellung nach BioAbfV).

Bezogen auf das EU Recht existieren ebenfalls keine klaren Regelungen für die Verwendung von Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff. Es gibt mehrerer EU Richtlinien und Verordnungen, denen man Pflanzenkohle zuordnen kann:

- Die Richtlinie über Abfälle, wenn Pflanzenkohle als Abfallstoff betrachtet wird (2008/98/EC)
- Die Verordnung über Düngemittel, wenn Pflanzenkohle als Düngemittel betrachtet wird (EC 2003/2003)
- Die Richtlinie über geologische Speicherung von CO₂, wenn Pflanzenkohle zur C-Sequestrierung betrachtet wird (2009/31/EC).

Da die Bodenrahmenrichtlinie der EU sinkende Bodenqualitäten und organische Kohlenstoffanteile thematisiert, steigt die Möglichkeit einer Anerkennung von Pflanzenkohle als Mittel zum Bodenschutz (VSB, 2012).

1.5 Zielsetzung

Ziel des Projektes ist die Untersuchung der Wirkung karbonisierter organischer Reststoffe als Pyrolyse- und HTC-Kohle auf die Bodenfruchtbarkeit. Dazu wurden einerseits in Labor- und Gefäßversuchen die Wirkung der Kohlen als Nährstoffspeicher oder Depotdünger untersucht. Andererseits wurden Feldversuche auf leichten bis mittelschweren, teils trockenheitsgefährdeten Standorten mit verschiedenen Kohlen und Substratmengen durchgeführt, um direkte und indirekte Bodenfruchtbarkeitsparameter auf unterschiedlichen Böden zu erfassen.

Die optimale Vorbereitung und Wirkung von Kohlen auf den Nährstoffhaushalt des Bodens wurde durch Laborversuche an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT) untersucht:

- I) Die Beladung (Aktivierung) von Pflanzenkohlen mit Nährstoffen (Versuch 1, 2 und 4)
- II) Die Wirkung aktivierter Pflanzenkohle auf Nährstoffaufnahme und Ertrag (Versuch 2)
- III) Methodisch bedingte Artefakte bei der P-Sorption (Versuch 3)
- IV) Den Einfluss Porengröße und -verteilung der Pflanzenkohle auf die Nitratsorption (Versuch 4)
- V) Die Effekte der Co-Kompostierung von HTC-Kohlen auf das Pflanzenwachstum (Versuch 5)
- VI) Sowie die Wirkung nährstoffreicher karbonisierter Biogasgärreste und deren Düngewirkung (Versuch 6)

Bezüglich Effekten auf die Bodenfruchtbarkeit wurde zum einen die direkte Auswirkung der Zugabe von Pflanzenkohlen auf den Kornertrag bewertet, aber auch indirekte, ertragssteigernde Parameter untersucht. An der LfL wurden in einem Feldversuch folgende Kenngrößen untersucht:

- I) Kornerträge
- II) bodenchemische Parameter (pH, Gehalte an C_t , N_t , Carbonat-C und C_{org} , C_{org} - und N_t -Vorräte)
- III) bodenphysikalische Parameter mit Blick auf den Wasserhaushalt
- IV) bodenbiologische Parameter (mikrobielle Biomasse, Aktivität und C-Nutzung)

Die Hypothesen für den Feldversuch lauteten:

Erträge

- H1** An Standorten mit leichten Böden werden die stärksten ertragssteigernden Effekte durch die Kohlen zu verzeichnen sein; auch in trockenen Jahren werden sich im Vergleich zur Kontrolle durch Pflanzenkohle behandelte Flächen deutlich geringere Ertragseinbußen zeigen.
- H2** Die Zugabe von 20 t/ha aktivierter Pflanzenkohle wird deutlich höhere Erträge erzielen als dieselbe Menge nicht aktivierter Pflanzenkohle.
- H3** Die ertragssteigernde Wirkung der Pflanzenkohle wird proportional mit der Zugabemenge steigen.
- H4** Bedingt durch die geringe Zugabe wird die Holzkohle keine Effekte auf die Erträge haben.
- H5** Die HTC-Kohle wird die Erträge anfangs senken, diese Wirkung jedoch mit voranschreitender Versuchsdauer verlieren und sich auf dem Niveau der Kontrollvariante einpegeln.

Kohlenstoffhaushalt

- H6** Alle Standorte werden durch steigende C_{org} -Gehalte und -Vorräte von den Pflanzenkohlegaben profitieren, wobei die 60 t/ha Pflanzenkohlegabe die höchsten Effekte auf C_{org} -Gehalte und -Vorräte haben wird. Dieser Anstieg wird über die gesamte Versuchsdauer beibehalten.
- H7** Das C-Sequestrierungspotenzial wird bei der HTC-Kohle aufgrund der höheren Labilität gegenüber der Pflanzen- und Holzkohle am geringsten sein.

Wasserhaushalt

- H8** Auf Standorten mit mittleren und schweren Böden wird durch sehr hohe Pflanzenkohledosen ein minimaler Anstieg der Luftkapazität und sinkende Lagerungsdichten erreicht, während Standorte mit leichteren Böden besonders von steigenden Wasserhaltefähigkeiten im Bereich der nutzbaren Feldkapazität profitieren.

Mikrobiologie

- H9** Die Kohlen werden auf Standorten mit schweren Böden geringfügige, auf mittleren Böden mittlere und auf leichten Böden große Effekte auf mikrobiologische Bodenparameter haben. Während aktivierte Pflanzenkohlevarianten die größten Anstiege der mikrobiellen Biomasse und Aktivität erwarten lassen, wird die HTC-Kohle diese anfangs senken und dann keinen Effekt mehr haben.
- H10** Die Holzkohle wird trotz der geringen Menge die mikrobielle Aktivität auf dem sandigen Standort anregen und zu einer erhöhten mikrobiellen Atmung führen.
- H11** Aufgrund der hohen Gaben inerten C_{org} wird der stärkste Einbruch des $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses in der 60 t/ha Variante stattfinden und bis zum Ende des Versuchs anhalten. Der wesentlich labilere C_{org} der HTC-Kohle wird das $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ Verhältnis gegen Ende des Versuchs an die Werte der Kontrolle angleichen.

2 Teilprojekt I: Labor- und Gefäßversuche zum Einfluss karbonisierter Reststoffe auf den Nährstoffhaushalt

Die Untersuchungen im Teilprojekt I, das an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT) angesiedelt war, erfolgten vorrangig in Form von Master- und Bachelorarbeiten, die stellenweise durch weitergehende eigene Versuche ergänzt wurden. Insgesamt entstanden im Rahmen des Projektes drei Master- sowie zwei Bachelorarbeiten. Die Masterarbeiten wurden in Kooperation mit verschiedenen Lehrstühlen der Technischen Universität München am Wissenschaftszentrum Weihenstephan durchgeführt. Die beiden Bachelorarbeiten wurden von Absolventen der HSWT angefertigt. Im Folgenden werden die fünf Abschlussarbeiten sowie die zusätzlich durchgeführten Untersuchungen kurz zusammengefasst. Für detaillierte Angaben zur Durchführung und zu den Ergebnissen sowie insbesondere auch hinsichtlich der Einordnung der Arbeiten in den aktuellen Stand des Wissens wird auf die Abschlussarbeiten selbst bzw. auf die daraus hervorgegangenen Veröffentlichungen verwiesen.

2.1 Versuch I: Aktivierung von karbonisierten Reststoffen

Entsprechend dem Arbeitsplan (Punkt 2.3) lag der Fokus der Arbeiten zu Projektbeginn auf einer Beladung von Biokohlen mit Nährstoffen. Bei dieser von der Praxis auch als Aktivierung bezeichneten Vorbehandlung werden die Biokohlen in Gülletanks gegeben. Die Biokohlen sollen dabei Nährstoffe aus der Gülle binden und diese nach der Einbringung in den Boden kontinuierlich über einen längeren Zeitraum an die Pflanzen abgeben. Den Effekt einer solchen Aktivierung untersuchte Frau Sabine Obermaier im Rahmen ihrer Masterarbeit, die in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Produktions- und Ressourcenökonomie landwirtschaftlicher Betriebe (Prof. Dr. Dr. h.c. Heisenhuber) angefertigt wurde. Der Titel ihrer im Jahr 2014 abgeschlossenen Arbeit lautet: „Nährstoffverfügbarkeit und Nährstoffbindung diverser Pflanzenkohlen bei variierender Nährstoffanreicherung“.

2.1.1 Material und Methoden

Für den Versuch wurden aus Buchenholzhackschnitzeln (BHHS) eine Biokohle mittels hydrothormaler Karbonisierung (HTCK) und eine Pyrolysekohle (PK) hergestellt. Die hydrothermale Karbonisierung erfolgte durch die Firma Suncoal Industries GmbH (Ludwigsfelde) in einem Pilotreaktor im Technikumsmaßstab nach dem CarboREN[®]-Verfahren. Dabei wurde die auf unter 60 mm zerkleinerte Biomasse bei etwa 200 °C und 20 bar innerhalb von 6 bis 8 h karbonisiert. Nach der Karbonisierung erfolgte eine mechanische Trocknung (Abpressung) auf einen Restwassergehalt von ca. 50 Gew.-%. Die Pyrolysekohle wurde von der Firma Carbon Terra GmbH (Augsburg) in einem einfachen Ofenverfahren bei 500 °C hergestellt. Als zusätzliche Variante wurde handelsübliche Grillkohle (GK) aus Buchenholz verwendet. Die wesentlichen chemischen Eigenschaften der drei Kohlen sowie der BHHS sind in Tab. 1 zusammengefasst. Da die Kohlen auf Basis des C_{org}-Gehalts (2 Gew.-% C_{org} bezogen auf die Bodentrockenmasse) eingemischt wurden, erfolgt die Angabe der löslichen Nährstoffgehalte bezogen auf die organische Substanz.

Tab. 1: pH-Werte und Nährstoffgehalte des Ausgangsmaterials (BHHS) sowie der beiden Biokohlen (HTCK, PK) und der Grillkohle (GK)

Material	pH (CaCl ₂)	C _{org}	N _t	C _{org} :N _t	N _{min} (CAT)	P ₂ O ₅ (CAL)	K ₂ O (CAL)
	g/kg TM					mg/kg C _{org}	
BHHS	4,9	457	1,0	457:1	10	108	290
HTCK	4,7	629	2,3	274:1	< 5	95	39
PK	8,1	861	4,8	179:1	< 5	136	223
GK	8,5	841	4,5	187:1	< 5	80	82

Erwartungsgemäß ist bei beiden Karbonisierungsverfahren ein Anstieg des organischen Kohlenstoffs im Vergleich zu den unbehandelten BHHS zu beobachten, wobei dieser bei der Pyrolysekohle deutlich stärker ist als bei der HTC-Kohle. Da es allerdings gleichzeitig zu einer noch stärkeren Anreicherung des Gesamt-N kommt, sinkt das C:N-Verhältnis durch den Karbonisierungsvorgang. Bei den löslichen Nährstoffgehalten sind insbesondere die deutlich geringeren K₂O-Gehalte bei der HTC-Kohle gegenüber den BHHS zu erwähnen. Das leicht lösliche Kalium wird vermutlich während des Prozesses mit der flüssigen Phase ausgetragen. Beim pH-Wert fällt der starke Anstieg bei der Pyrolysekohle auf. Zwischen der Pyrolyse- und der Grillkohle besteht bei allen analysierten Parametern eine hohe Ähnlichkeit.

Die Bestimmung der Nährstoffsorptionskapazität der Kohlen erfolgte zunächst in einem Batchversuch im Labor. Hierzu wurden die Kohlen in Lösungen (1 g C_{org} + 10 ml Schüttellösung) mit steigenden NH₄-N-, NO₃-N-, P₂O₅- bzw. K₂O-Konzentrationen mit einem 0,01 M CaCl₂-Hintergrund für 24 h geschüttelt, abfiltriert und die NH₄-N-, NO₃-N-, P₂O₅- und K₂O-Konzentrationen in den Filtraten bestimmt. Die Absorption ergab sich aus der Differenz der Nährstoffgehalte in der Schüttellösung und den Nährstoffgehalten im Filtrat. Die ermittelte Nährstoffsorption wurde anschließend gegen die Nährstoffkonzentration im Filtrat aufgetragen und verschiedene in der Literatur beschriebene Sorptionsisothermen (Freundlich, Langmuir) daran angepasst.

Zur Nährstoffanreicherung ("Aktivierung") wurden die drei Kohlen einmal in eine Schweinegülle (Ferkelaufzucht auf Spaltenboden) sowie in eine NPK-Lösung (hergestellt aus NH₄NO₃ und KH₂PO₄) im Verhältnis 1 + 100 (g C_{org} + ml Anreicherungslösung) eingemischt. Der Versuch wurde mit zwei Ansätzen durchgeführt. Beim ersten Ansatz erfolgte eine Kurzzeitanreicherung für 24 h, beim zweiten Ansatz verblieben die Kohlen 28 Tage in den Anreicherungslösungen. Am Ende der Anreicherung wurden die angereicherten Kohlen abfiltriert und luftgetrocknet, um das spätere Einmischen in den Boden zu erleichtern. Bei der Beurteilung der Nährstoffeffekte durch angereicherte Kohlen sind zwei sich überlagernde Mechanismen zu beachten. Zum einen werden Nährstoffe an den Kohlen sorbiert, zum anderen haftet Anreicherungslösung an den Kohlen an. Um diese beiden Mechanismen getrennt bewerten zu können, wurden in den anschließenden Brutversuchen und Pflanzenwachstumstesten neben den Varianten, in denen die angereicherten Kohlen in den Boden eingemischt wurden, zusätzliche Kontrollvarianten ohne Zugabe der drei Kohlen angelegt, bei denen eine der anhaftenden Anreicherungslösung entsprechende Ausgleichsdüngung mit der Schweinegülle bzw. der mineralischen NPK-Lösung erfolgte.

Der Brutversuch wurde in Anlehnung an die VDLUFA-Methode zur Bestimmung der Stabilität des Stickstoffhaushalts organischer Materialien (VDLUFA-Methodenbuch Band I; A 13.5.1) durchgeführt. Abweichend von der Methodenvorschrift erfolgte die Inkubation in Styroporschalen mit 1 l Volumen. Jeweils zu Beginn des Brutversuchs sowie am Ende der 21-tägigen Inkubationsperiode wurde das Probenmaterial durch ein 5 mm Sieb gerieben und aus einem Aliquot der frischen Probe der NH_4 - und NO_3 -N-Gehalt im H_2O - sowie im $\text{CaCl}_2/\text{DTPA}$ -Extrakt – jeweils im Verhältnis 1+10 (m+V) – bestimmt. Im restlichen Material wurden nach Lufttrocknung und Reiben durch ein 2 mm Sieb der pH-Wert, sowie die Phosphat- und Kaliumgehalte im H_2O -, CAT-, CAL- und Na-Formiat-Extrakt analysiert. Die Angabe der Nährstoffgehalte erfolgt beim N_{\min} bezogen auf das bei 70 °C getrocknete Material sowie bei Phosphat und Kalium auf das lufttrockene Material.

Der Pflanzenwachstumstest erfolgte in Anlehnung an die Methode A 10.2.1 (VDLUFA-Methodenbuch Band I) mit Chinakohl (Sorte 'Kasumi F1'), wobei dieselben Styroporschalen wie für die Brutversuche verwendet wurden. Auf Grund der besseren Wachstumsbedingungen erfolgte die Auswertung beim ersten Pflanzenwachstumstest (Anreicherungsdauer 24 h) nach 21 Tagen, während die Pflanzen beim zweiten Ansatz (Anreicherungsdauer 28 Tage) 28 Tage standen.

2.1.2 Ergebnisse

Im Batchversuch wurde bei keiner der drei Kohlen eine Nitrat-Sorption gemessen und beim Kalium war selbst bei einer Kaliumkonzentration der Schüttellösung von 140 mg K/l eine Desorption zu verzeichnen. Demgegenüber kam es beim Ammonium bei allen drei Kohlen zu einer gewissen Sorption, die durch Freundlich-Isothermen sehr gut beschrieben werden konnte (Tab. 2). Allerdings betrug die Ammoniumsorption selbst bei der höchsten Konzentration der Schüttellösung von 1000 mg NH_4 -N/l bei allen Kohlen weniger als 0,4 mg/g C_{org} . Selbst bei einer sehr hohen Ausbringungsmenge von 100 t Biokohle/ha ergäbe sich daraus nur eine Ammoniumgabe von etwa 30 kg/ha. Aus pflanzenbaulicher Sicht ist die Ammoniumsorptionskapazität daher fast zu vernachlässigen. Phosphat wurde sowohl von der Grill- als auch von der Pyrolysekohle, nicht aber von der HTC-Kohle adsorbiert. Die P-Sorption ließ sich sehr gut mittels Langmuir-Isothermen beschreiben und erreichte mit mehr als 3 mg P/g C_{org} pflanzenbaulich relevante Größenordnungen. Bereits bei einer Aufwandmenge von 10 t angereicherter Kohle je ha wäre der P-Bedarf einer Maiskultur mehr als gedeckt.

Tab. 2: Beschreibung der Ammonium- und Phosphatsorption mittels Sorptionsisothermen (zur Beschreibung der Isothermen-Parameter siehe Obermaier, 2014)

Element	Kohle	Freundlich			Langmuir							
					One-Surface			Two-Surface				
		R ²	n	K _F	R ²	S _{max}	K _L	R ²	S _{maxI}	K _{LI}	S _{maxII}	K _{LII}
NH ₄ -N	GK	0,97	0,70	0,01	0,77	0,19	0,02	0,24	0,08	0,18	0,24	0,01
	HTCK	0,95	0,99	0,00	0,91	0,39	0,01	0,84	0,56	0,00	0,00	0,00
	PK	0,97	0,50	0,03	0,94	0,36	0,04	0,97	0,17	0,10	0,50	0,01
P	GK	0,95	0,42	0,54	1,00	3,20	0,17	0,96	1,33	0,54	2,42	0,05
	HTCK	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PK	0,77	0,77	0,09	0,95	3,18	0,05	0,97	1,24	0,40	3,12	0,01

Die im Batchversuch ermittelte P-Sorption konnte allerdings im Brutversuch nicht bestätigt werden. Des Weiteren war kein wesentlicher Einfluss der Anreicherungsdauer (24 h oder 28 Tage) zu erkennen. Die extrahierbaren P-Mengen – unabhängig vom Extraktionsmittel – lagen zu Bebrütungsbeginn bei beiden Ansätzen in den kohlefreien Varianten, bei denen die Anreicherungslösung als Ausgleichsdüngung zugegeben wurde, auf vergleichbarem Niveau wie bei den Varianten, bei denen die angereicherten Biokohlen eingemischt wurden. Auch während der Bebrütung war kein Einfluss der angereicherten Biokohlen auf die extrahierbaren P-Mengen zu verzeichnen. Die N_{min}-Gehalte waren in den Böden, die mit Schweinegülle (SG) angereicherte Kohlen enthielten, direkt nach dem Einmischen der Kohlen erheblich geringer als in den jeweiligen Kontrollvarianten mit SG als Ausgleichsdüngung. Bei der Anreicherung mit mineralischer Düngerlösung (MD) traten diese Unterschiede in den N_{min}-Gehalten zu Bebrütungsbeginn nicht auf. Während der Bebrütung war unabhängig von der Anreicherungslösung bei den Varianten mit der HTC-Kohle im Vergleich zum Boden ohne Kohle eine geringere N-Mineralisation bzw. sogar eine N-Immobilisierung zu beobachten. Durch die Pyrolyse- und die Grillkohle wurde die N-Mineralisation dagegen nicht negativ beeinflusst. Die Kaliumgehalte waren grundsätzlich unabhängig vom Kohlezusatz. Die pH-Werte lagen zu beiden Ansatzterminen in allen Varianten bei etwa 6,0. Die einzige Ausnahme bildete bei beiden Ansätzen die Variante, die eine Ausgleichsdüngung mit SG entsprechend dem Nährstoffeintrag durch die an der HTC-Kohle anhaftende Anreicherungslösung erhalten hatte. Hier stiegen die pH-Werte zu Versuchsbeginn auf über pH 7 an. Im Verlauf der Bebrütung sanken die pH-Werte bei allen Varianten mit einer Ausgleichsdüngung in Form von SG auf etwa pH 5 ab. Dasselbe galt für die mit NPK-Lösung angereicherte HTC-Kohle sowie die entsprechende Kontrollvariante. Bei den übrigen Varianten bleiben die pH-Werte dagegen stabil.

Auffallend war im Pflanzenwachstumstest das schlechtere Abschneiden aller drei mit Schweinegülle angereicherten Kohlen (unabhängig von der Anreicherungsdauer) im Vergleich zu den Kontrollen, die nur die Ausgleichsdüngung mit SG erhalten hatten. Bei den mit der mineralischen Nährlösung angereicherten Kohlen war dieser negative Effekt

nicht zu erkennen. Allerdings wurde bei diesen Varianten das Pflanzenwachstum durch die angereicherten Kohlen auch nicht positiv beeinflusst. Das geringere Pflanzenwachstum bei Verwendung der mit SG angereicherten Kohlen korreliert mit den löslichen N-Gehalten im Boden nach dem Einmischen der angereicherten Kohlen. Als wesentliche Ursache für das geringere Pflanzenwachstum nach dem Einmischen der in SG angereicherten Kohlen ist daher N-Mangel zu vermuten. Diese Hypothese wird durch die Gesamt-N-Gehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen gestützt. Während bei den Varianten mit einer Ausgleichsdüngung (unabhängig davon ob als mineralische Nährlösung oder Schweinegülle) bzw. bei denen mit in mineralischer Nährlösung angereicherten Kohlen Gesamt-N-Gehalte von über 3 % erreicht wurden, waren es bei denen mit in SG angereicherten Kohlen weniger als 2 %.

2.1.3 Fazit

Die Versuche bestätigen die prinzipielle Fähigkeit pyrolytisch hergestellter Kohlen Phosphat zu speichern. Allerdings wirkte sich diese P-Sorption nicht auf die aus dem Boden extrahierbaren P-Mengen aus. Bei der HTC-Kohle konnte dagegen keine P-Sorption gemessen werden. Die im Laborversuch ermittelte NH_4 -Sorption war bei allen Kohlen zu gering, um pflanzenbaulich relevant zu sein. Die niedrigeren Gehalte an löslichem N bei den Varianten mit in Schweinegülle angereicherten Kohlen im Vergleich zu den Varianten mit einer entsprechenden Ausgleichsdüngung sind vermutlich auf gasförmige N-Verluste als Ammoniak während der Trocknung der Kohlen zurückzuführen. Bei den mit der mineralischen Nährlösung angereicherten Kohlen war dies wegen des tiefen pH-Wertes der Anreicherungslösung von 4,5 nicht der Fall. Hinzu kommt bei der HTC-Kohle eine N-Immobilisierung vermutlich durch einen mikrobiellen Abbau. Bezüglich einer Nährstoffanreicherung von Biokohlen scheint auf Grund der vorliegenden Ergebnisse die Kombination Phosphat und Pyrolysekohle am erfolgversprechendsten. Da der verwendete Oberboden bereits ausreichend mit Phosphor versorgt war ($\text{CAL-P}_2\text{O}_5 = 13 \text{ mg}/100 \text{ g}$; Gehaltsklasse C), konnte im beschriebenen Versuch die Verfügbarkeit des gespeicherten Phosphats für die Pflanze aber nur unzureichend untersucht werden.

Die Ergebnisse der Masterarbeit wurden auf der 49. Jahrestagung der Deutschen Gartenbauwissenschaftlichen Gesellschaft (DGG), die vom 05. bis 08.03.2014 in Dresden stattfand, im Rahmen zweier Poster präsentiert:

Obermaier, S., Lohr, D., Beck, R., Meinken, E. und Heißenhuber, A. (2014): Einfluss von HTC- und Pyrolysekohle auf die Nährstoffverfügbarkeit im Boden. Posterpräsentation & BHGL-Tagungsband 30/2014, S. 115.

Obermaier, S., Lohr, D., Beck, R., Meinken, E. und Heißenhuber, A. (2014): Nährstoffanreicherung von Biokohlen: Einfluss von Anreicherungslösung und -dauer. Posterpräsentation & BHGL-Tagungsband 30/2014, S. 116.

2.2 Versuch II: P-Sorption von Pyrolysekohlen

Aufbauend auf den beschriebenen Ergebnissen wurde ein weiterer Versuch konzipiert, um den Aspekt der Pflanzenverfügbarkeit des von Pyrolysekohlen adsorbierten Phosphats näher zu beleuchten. Der Versuch wurde ebenfalls im Rahmen einer Masterarbeit, dieses Mal in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Ökologischen Landbau (Prof. Dr. Hülsbergen), von Herrn Maximilian Bock untersucht. Der Titel seiner im Jahr 2015 abgeschlossenen

Arbeit lautet: „Einfluss von Biokohle auf Phosphorverfügbarkeit, -aufnahme und Ertrag von Mais und Lupinen“.

2.2.1 Material und Methoden

Für den Versuch wurden unbehandelte Hackschnitzel (überwiegend Nadelholz) von der Firma Carbon Terra GmbH (Augsburg) in einem einfachen Ofenverfahren bei 450 bzw. 750 °C pyrolysiert. Wesentliche chemische Eigenschaften der verwendeten Hackschnitzel sowie der beiden Pyrolysekohlen sind in Tab. 3 zusammengefasst.

Tab. 3: *pH-Werte, Gehalte an Gesamtstickstoff, -phosphor, und -kalium sowie an organischem Kohlenstoff der als Ausgangsmaterial verwendeten Hackschnitzel und der beiden Pyrolysekohlen*

Material	pH-Wert (CaCl ₂)	N _t %	C _{org}	C _{org} :N _t	P _t mg/g	K _t mg/g
Hackschnitzel	4,9	0,30	45,8	153:1	0,31	1,32
Pyrolysekohle 450° C	8,1	0,49	75,2	153:1	0,81	4,20
Pyrolysekohle 750° C	8,3	0,52	88,2	170:1	0,89	4,83

Wie bei der aus Buchenholzhackschnitzel hergestellten Pyrolysekohle (Versuch I) ist auch in diesem Fall ein starker pH-Anstieg zu beobachten. Durch den Masseverlust kommt es zu einer deutlichen Aufkonzentration der Gesamtnährstoffe sowie des C_{org}-Gehaltes. Für die bei 450 °C hergestellte Kohle liegt der Aufkonzentrationsfaktor für N_t und C_{org} bei etwa 1,6. Beim Phosphat beträgt er 2,6 und beim Kalium sogar 3,2. Bei einer Pyrolysetemperatur von 750 °C ergeben sich Faktoren von 1,7 (N_t), 1,9 (C_{org}), 2,9 (P_t) und 3,7 (K_t). Durch die fast identische Aufkonzentration von Gesamt-N und organischen Kohlenstoff ist das C:N-Verhältnis der Pyrolysekohlen vergleichbar dem der Hackschnitzel.

Die P-Sorption wurde wie im Versuch I beschrieben in einem Batchversuch bestimmt. Die unbehandelten Hackschnitzel sorbierten weniger als 0,2 mg P/g C_{org}. Bei den bei 450 °C pyrolysierten Hackschnitzeln wurde bereits eine mehr als zehnmal höhere P-Sorption von rund 2 mg/g C_{org} gemessen. Bei der bei 750 °C hergestellten Pyrolysekohle war die P-Sorption mit 4,3 mg/g C_{org} sogar noch größer als die gut 3 mg/g C_{org}, die bei der Pyrolysekohle bzw. der Grillkohle im Versuch I ermittelt wurden. Auf Basis dieser Ergebnisse erfolgte die Festlegung des Prozedere für die Anreicherung. Die Hackschnitzel bzw. die beiden Pyrolysekohlen wurden hierfür im Verhältnis 1+25 (g TS + ml Anreicherungslösung) in eine P-haltige Nährlösung (200 mg P/l als KH₂PO₄) eingebracht. Aus Gründen der besseren methodischen Vergleichbarkeit enthielt die Anreicherungslösung wie die Schüttellösungen im Batchversuch einen 0,01 M CaCl₂-Hintergrund. Die Anreicherungslösungen wurden regelmäßig umgerührt und in 500 ml Aliquoten die P-Konzentration bestimmt. Daraufhin erfolgte eine Ergänzung der Anreicherungslösungen in der Art und Weise, dass die P-Konzentration wieder 200 mg/l betrug. Sobald der P-Sollwert der Anreicherungslösung innerhalb von acht Stunden um weniger als 5 mg/l zurückging, wurde die Anreicherung beendet und das angereicherte Material abfiltriert.

Als Versuchsboden diente ein P-armer sandiger Unterboden aus dem tertiären Hügelland ($\text{CAL-P}_2\text{O}_5 = 0,5 \text{ mg}/100 \text{ g}$ (Gehaltsklasse A); $\text{pH-Wert} = 7,6$; $\text{C}_{\text{org}} < 0,1 \%$). Die Hackschnitzel sowie die beiden angereicherten Pyrolysekohlen wurden auf Basis von $100 \text{ t TM}/\text{ha}$ in den Boden eingemischt. Um die Düngewirkung des sorbierten Phosphats gezielt erfassen zu können, erfolgte jeweils die Anlage von zwei weiteren Varianten mit den nicht angereicherten Materialien in derselben Aufwandmenge. Bei einer dieser beiden Varianten wurde eine P-Ausgleichsdüngung mit Kaliumdihydrogenphosphat (KH_2PO_4) in Höhe des durch die P-Anreicherung zusätzlich eingetragenen Gesamt-P vorgenommen. Bei der zweiten Variante erfolgte kein P-Ausgleich. Als Kontrollen dienten der kohlefreie Boden ohne P-Düngung sowie mit einer mineralischen Düngung als KH_2PO_4 auf einen P-Versorgungszustand entsprechend Gehaltsklasse C bis D. Durchgeführt wurden die Versuche mit Mais und Lupine. Die Kultur erfolgte in 6 kg Boden fassenden Mitscherlich-Gefäßen in einer Vegetationshalle der HSWT. Der Versuch mit Mais stand von Mitte Juni bis Ende Juli 2014. Der Versuch mit Lupine wurde zeitgleich angelegt, aber erst 14 Tage später – in der ersten Augushälfte – ausgewertet.

Die Analyse des CAL-löslichen P erfolgte direkt nach dem Einmischen der Kohlen und der mineralischen Ausgleichsdüngung. Zudem wurden zu Versuchsende die Frisch- und Trockenmasse der oberirdischen Pflanzenteile sowie der Gesamt-P-Gehalt der Pflanzen bestimmt. Anschließend wurde der P-Entzug der Pflanzen an Hand der oberirdischen Pflanzentrockenmasse und dem Gesamt-P-Gehalt der Pflanzen errechnet.

2.2.2 Ergebnisse

Während bei der $750 \text{ }^\circ\text{C}$ Pyrolysekohle durch die Anreicherung der P-Gehalt deutlich gesteigert werden konnte, war dies bei der $450 \text{ }^\circ\text{C}$ Kohle nicht der Fall. Dabei wurde für die $750 \text{ }^\circ\text{C}$ Kohle eine P-Sorption von $8,8 \text{ mg P/g FM}$ errechnet. Dies ist fast doppelt so viel wie im Batchversuch. Bei der $450 \text{ }^\circ\text{C}$ Kohle dagegen war die errechnete P-Sorption mit ca. $0,5 \text{ mg P/g FM}$ um etwa den Faktor 5 geringer als es auf Grund der P-Sorptionsisothermen zu erwarten war. Wegen der sehr geringen P-Sorption der $450 \text{ }^\circ\text{C}$ Kohle konnte das CAL-lösliche P durch das Einmischen der angereicherten Kohle im Boden nur geringfügig – von knapp $2 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g}$ auf etwa $5 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g}$ – angehoben werden. Nach Einmischen der $750 \text{ }^\circ\text{C}$ Kohle war dagegen ein sehr deutlicher Anstieg des CAL-löslichen Phosphats auf $23 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g}$ zu beobachten. Bei den Varianten mit den nichtangereicherten Kohlen bzw. Hackschnitzel und der mineralischen Ausgleichsdüngung in Höhe der Differenz zwischen den Gesamt-P-Gehalten der angereicherten und der nichtangereicherten Materialien, lagen die CAL-lösliche P-Gehalte auf jeweils vergleichbarem Niveau wie bei den angereicherten Varianten (Abb. 1).

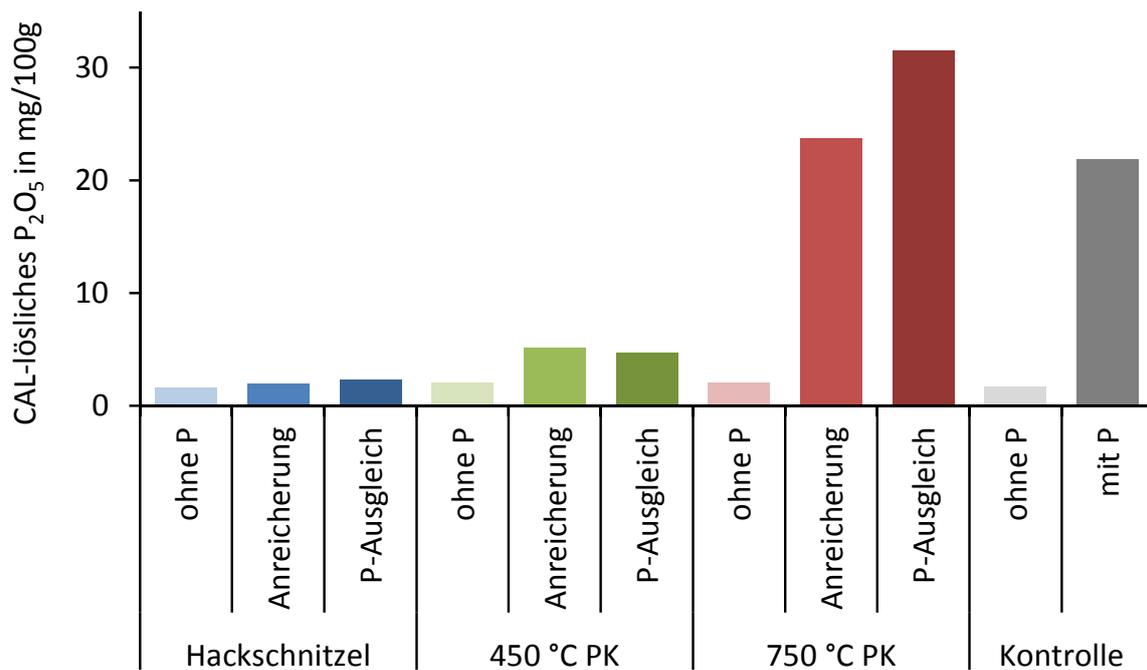


Abb. 1: Gehalte an CAL-löslichem Phosphat direkt nach dem Einmischen der angereicherten Materialien (Anreicherung) sowie der unbehandelten Materialien ohne und mit einer P-Ausgleichsdüngung entsprechend dem P-Eintrag durch die Anreicherung im Vergleich zu den Kontrollen ohne P bzw. mit P-Düngung

Auch hinsichtlich Pflanzenwachstum und P-Entzug – sowohl bei Mais als auch Lupine – hatte die Art der P-Zufuhr (über die angereicherten Materialien bzw. als mineralische Ausgleichsdüngung) keinen eindeutigen Einfluss. So waren bei der 450 °C Kohle das Wachstum und die P-Aufnahme bei der angereicherten Kohle höher als bei der Vergleichsvariante mit der nicht angereicherten Kohle und einer entsprechenden Ausgleichsdüngung. Bei der 750°C Kohle war genau das umgekehrte Ergebnis zu beobachten (Abb. 2). Deutliche Unterschiede bestanden vor allem zwischen den drei Materialien. So zeigte Mais bei der Zugabe der Hackschnitzel sowie der 450 °C Kohle ein deutlich geringeres Wachstum und einen geringeren P-Entzug als in den Varianten mit der 750 °C Kohle. Bei Lupine waren die Unterschiede zwischen den Materialien zwar ebenfalls erkennbar, aber deutlich schwächer ausgeprägt, was auf das bessere P-Aneignungsvermögen von Lupine im Vergleich zu Mais zurückzuführen sein dürfte. Bemerkenswert ist, dass in der Variante ohne Beimischung von Kohle bzw. Hackschnitzeln und einer Düngung der P-Entzug – bei nur geringfügig größerer Biomasseproduktion – wesentlich größer ist als in den Varianten mit der angereicherten 750 °C Kohle bzw. dieser Kohle mit einer P-Ausgleichsdüngung, obwohl die Gehalte an CAL-löslichem Phosphat zu Versuchsbeginn sogar etwas geringer sind.

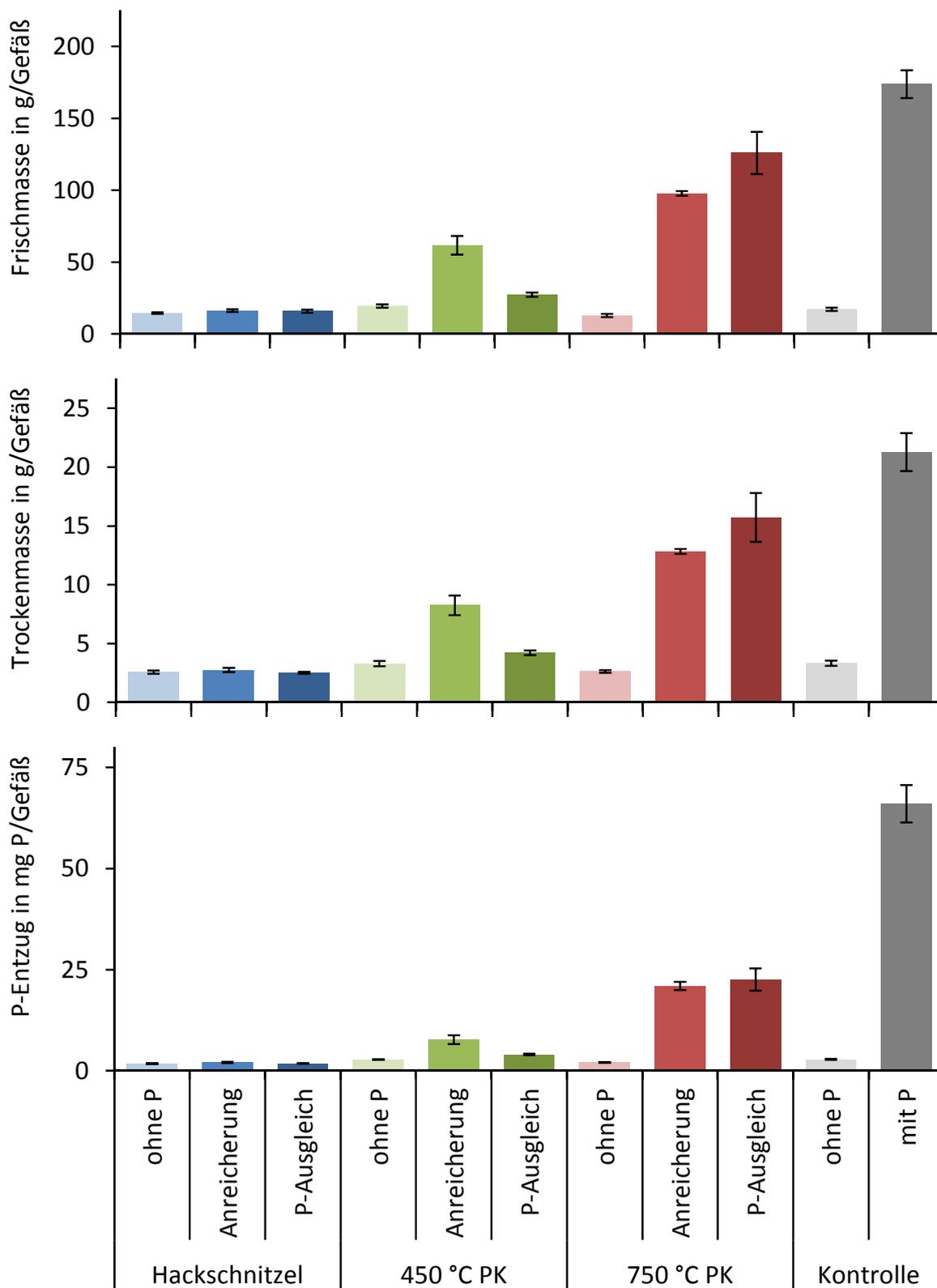


Abb. 2: Frisch- und Trockenmasse sowie P-Entzug der Maispflanzen (Fehlerbalken markieren den Standardfehler, n = 3)

2.2.3 Fazit

Der Versuch zeigte, dass eine P-Anreicherung von Biokohlen grundsätzlich möglich ist. Allerdings war deren Höhe auf Basis der im Batchversuch ermittelten Sorptionsisothermen nicht prognostizierbar. Die gemeinsame Betrachtung der Ergebnisse der beiden Masterarbeiten sowie eine intensive Literaturrecherche zur P-Sorption von Biokohlen sowie deren Beschreibung mittels Sorptionsisothermen warf die Frage auf, ob Batchversuche ein geeignetes Verfahren zur Ermittlung der P-Sorptionskapazität von Biokohlen sind oder ob es sich bei der gemessenen P-Sorption nur um ein methodisches Artefakt handelt.

2.3 Versuch III: Ermittlung von P-Sorptionsisothermen

Der Frage, ob es sich bei der P-Sorption eventuell um ein methodisch bedingtes Artefakt handelt, wurde in umfangreichen Batchversuchen untersucht. Diese Versuche erfolgten nicht im Rahmen einer Abschlussarbeit.

2.3.1 Material und Methoden

Bei Batchversuchen mit den beiden Biokohlen aus der Masterarbeit von Herrn Bock (Versuch II) wurde der Hintergrund der Schüttellösung gezielt variiert, um zu prüfen, welchen Einfluss dies auf die P-Sorption hat. Die zugrunde liegende Hypothese lautete: Die in bisherigen Batchversuchen gemessene P-Sorption beruht zumindest anteilig auf einer Ausfällung von schwer löslichen Calciumphosphaten. Daher wurde in einem ersten Ansatz die Zusammensetzung der Schüttellösung variiert. Neben dem bisher verwendeten CaCl_2 -Hintergrund wurden $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KCl , KNO_3 und K_2SO_4 jeweils als 0,01 M Lösung genutzt. In einer weiteren Variante bestand der Hintergrund nur aus destilliertem Wasser. In einem zweiten Batch-Ansatz wurden wiederum 0,01 M CaCl_2 - bzw. KCl -Lösungen als Hintergrund verwendet, die aber jeweils auf pH-Werte von 4,5 bzw. 6,5 gepuffert waren. Im dritten und letzten Batch-Ansatz wurde die CaCl_2 - bzw. KCl -Konzentration der Hintergrundlösung von 0,001, über 0,01 bis auf 0,1 M gesteigert, wobei die Lösungen in allen Fällen keinen Puffer enthielten. Die übrige Durchführung (Schüttelzeit, Verhältnis Biokohle zu Schüttellösung, P-Konzentrationen in der Schüttellösung usw.) entsprach der in der Masterarbeit von Frau Obermaier beschriebenen Vorgehensweise.

2.3.2 Ergebnisse

Der Verlauf der P-Sorptionsisothermen zeigt deutlich, dass die gemessene P-Sorption im Wesentlichen auf einer Ausfällung von Calciumphosphaten beruht. Bei Ca-freien Schüttellösungen wird eine erheblich geringere P-Sorption ermittelt wie bei Ca-haltigen und mit steigender Calcium-Konzentration des Hintergrunds ist eine signifikante Zunahme der P-Sorption festzustellen. Wie die Varianten mit der gepufferten CaCl_2 -Hintergrundlösung verdeutlichen, ist die Löslichkeit von Calciumphosphaten sehr stark vom pH-Wert abhängig. Durch die Pufferung (unabhängig ob auf 4,5 oder 6,5) wurde die P-Sorption gegenüber den ungepufferten Varianten, bei denen die pH-Werte durch beide Biokohlen deutlich angehoben wurden, stark reduziert. Diese pH-Abhängigkeit kann zumindest teilweise die unterschiedliche P-Sorption der bei 450 °C und der bei 750 °C hergestellten Pyrolysekohle erklären. Durch die höhere Alkalität der bei 750 °C pyrolysierten Kohle stieg der pH-Wert in der Schüttellösung stärker an und dementsprechend fiel mehr Phosphat als Calciumphosphat aus.

2.3.3 Fazit

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die Methodik der Batchversuche maßgeblich die gemessene P-Sorption beeinflusst. Aber auch die chemischen Eigenschaften der geprüften Kohlen können zu Verzerrungen führen. Bei sehr Ca-reichen und stark alkalischen Biokohlen sind sogar bei der Verwendung einer Ca-freien Schüttellösung Calciumphosphatausfällungen möglichen, die dann irrtümlich als P-Sorption interpretiert werden. Eine umfangreiche Literaturrecherche erbrachte, dass sowohl bei der Ermittlung der P-Sorption von Biokohlen als auch bei Experimenten zu deren P-Anreicherung unterschiedlichste methodische Ansätze genutzt wurden. Angesichts der Ergebnisse der vorgestellten Batchversuche sollten die in der Literatur beschriebenen Sachverhalte zurückhaltend interpretiert werden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden auf dem VDLUFA-Kongress 2015 in Göttingen als Poster präsentiert und im Tagungsband veröffentlicht.

Lohr, D. und Meinken, E. (2015): Sorptionsisothermen – Ein geeignetes Verfahren zur Charakterisierung des Phosphatspeichervermögens von Biokohlen? 127. VDLUFA-Kongress, 15.-18.09.2015 in Göttingen, Posterpräsentation & VDLUFA-Schriftenreihe 71, S. 760-767.

2.4 Versuch IV: Nitratsorption von Pyrolysekohlen

Im Versuch I wurde keine Nitratsorption bei den verwendeten Biokohlen (Pyrolysekohle, HTC-Kohle und Grillkohle) gefunden. Allerdings gibt es in der Literatur Hinweise auf eine Nitratsorption von Pyrolysekohlen nach der Einbringung in den Boden. Im Rahmen einer Bachelorarbeit an der Fakultät Gartenbau und Lebensmitteltechnologie der HSWT sollte dieser Effekt nachgebildet werden. Zudem wurde die Hypothese geprüft, dass es sich bei der Nitratsorption um einen physikalischen Prozess handelt, der maßgeblich von der Porengröße und -verteilung beeinflusst wird. Die Bachelorarbeit wurde von Herrn Tobias Wolf angefertigt. Der Titel der 2016 abgeschlossenen Arbeit lautet: „Fähigkeit von Biokohlen zur Speicherung von Stickstoff und dessen Pflanzenverfügbarkeit“.

2.4.1 Material und Methoden

Für den Versuch wurden fünf unterschiedliche Pyrolysekohlen genutzt: Die beiden Kohlen aus der Masterarbeit Bock (450 °C, 750 °C), die Grillkohle aus der Masterarbeit Obermaier (GK), eine kommerzielle Pyrolysekohle der Fa. Carbon Terra (CT) sowie die im Feldversuch der LfL verwendete Pyrolysekohle (LfL), die ebenfalls von der Fa. Carbon Terra hergestellt wurde. Die Kohlen wurden mit 5 Gew.-% in einen Oberboden von den gemüsebaulich genutzten Versuchsflächen der HSWT (schluffige Parabraunerde) eingemischt und jeweils drei Teilportionen mit 500 mg NO₃-N (als Ca(NO₃)₂), 500 mg NH₄-N (als (NH₄)₂SO₄ + DMPP) bzw. 500 mg Cl (als CaCl₂) je kg Boden aufgedüngt. Als Kontrolle diente der Boden ohne Kohlezugabe mit denselben Düngevarianten. Die Böden wurden anschließend für 21 Tage bei 25 °C inkubiert. Zu Beginn und am Ende der Inkubation wurde NH₄-N im H₂O-Extrakt, NO₃-N im H₂O- und im CaCl₂-Extrakt sowie Cl⁻ im H₂O-Extrakt bestimmt. Da sich aus der Literatur Hinweise ergaben, dass die bei der Bodenuntersuchung übliche Schüttelzeit von 1 h nicht ausreichend ist, um das Nitrat aus den Feinstporen der Kohlen herauszulösen, wurden die Böden zusätzlich für 24 h Stunden geschüttelt. Um den Einfluss der Biokohlen auf die Pflanzenverfügbarkeit des applizierten N zu prüfen, erfolgte mit den NH₄- bzw. NO₃-N

gedüngten Böden im Anschluss an den Brutversuch ein Wachstumstest mit Chinakohl. Die Bodenmenge war dabei so gering bemessen, dass die Pflanzen bei normalem Wachstum die gesamte gedüngte N-Menge aufnehmen und in Biomasse umsetzen würden. Am Ende des Wachstumstests wurden die Trockenmasse und der N_T-Gehalt der oberirdischen Pflanzenmasse bestimmt sowie NH₄- und NO₃-N-Gehalte der Böden nach den oben beschriebenen Methoden analysiert.

2.4.2 Ergebnisse

Weder zu Beginn noch zu Ende des Brutversuchs hatte die Schütteldauer einen signifikanten Einfluss auf die extrahierbaren NO₃-N bzw. Cl-Mengen. Auch das Extraktionsmittel (H₂O oder CaCl₂) wirkte sich beim NO₃-N nicht signifikant aus. Die Veränderung der Gehalte während der Inkubation werden daher über die Schüttelzeiten (und beim NO₃-N zusätzlich über die Extraktionsmittel) gemittelt betrachtet. Beim NO₃-N ist sowohl bei der bei 750 °C pyrolysierten Kohle aus Hackschnitzeln (750 °C) als auch der Pyrolysekohle aus den Feldversuchen der LfL (LfL) ein Rückgang der Gehalte während der Inkubation zu beobachten, der sich signifikant von 0 unterscheidet (Abb. 3 A).

Bei den Cl-Gehalten ist eine vergleichbare Abnahme, die die Hypothese einer von den physikalischen Eigenschaften der Kohle abhängigen Nitratsorption stützen würde, nur bei der 750 °C Kohle zu beobachten (Abb. 3 B).

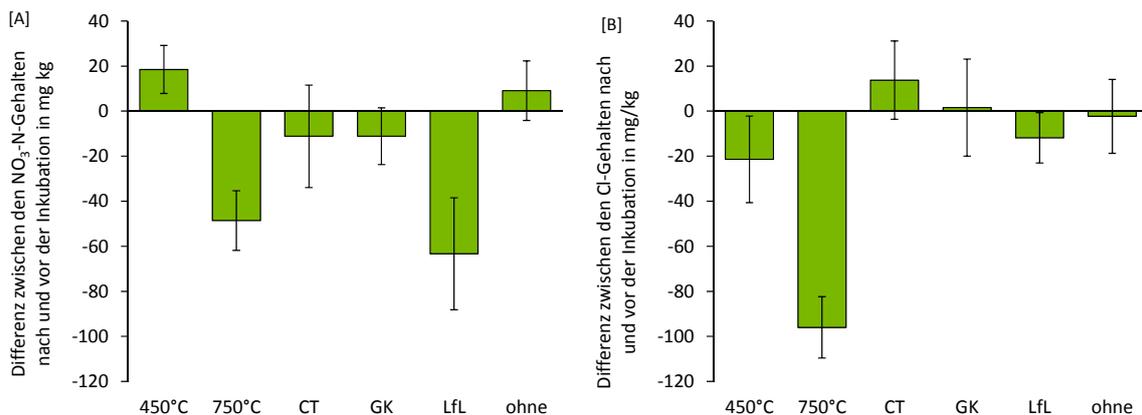


Abb. 3: Differenz zwischen den [A] Nitrat-N- und den [B] Chlorid-Gehalten nach und vor der Inkubation (Mittelwerte über die Schüttelzeiten beim Chlorid ($n = 6$) sowie über die Schüttelzeiten und Extraktionsmittel beim Nitrat-N ($n = 12$), die Fehlerbalken markieren das 99 %-Vertrauensintervall des Mittelwerts)

Bei den mit (NH₄)₂SO₄ + DMPP gedüngten Varianten setzte trotz des Nitrifikationshemmers schon während des 21-tägigen Brutversuchs eine erhebliche Nitrifikation ein (Abb. 4). Aus diesem Grund sind Aussagen über eine mögliche NH₄-N-Sorption nicht möglich. Zudem wurden beim Boden ohne Kohle nur 327 bis 355 mg NH₄-N/kg von den eingemischten 500 mg NH₄-N/kg extrahiert (CaCl₂, 1 h Schüttelzeit). Der Boden selbst hat somit bereits eine erhebliche Ammoniumsorptionskapazität von ca. 150 mg NH₄-N/kg. Zum Vergleich: In der Masterarbeit von Frau Obermaier wurde im Batchversuch für die auch in diesem Versuch verwendete Grillkohle (GK) eine NH₄-Sorption von knapp 0,4 mg NH₄-N/g C_{org} ermittelt. Bei der gewählten Aufwandmenge von 5 Gew.-% ergibt

sich durch den Biokohleeintrag daher eine zusätzliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption von lediglich 15 bis 20 mg/kg. Dies verdeutlicht nochmals die relativ geringe pflanzenbauliche Relevanz der in der Masterarbeit von Frau Obermaier gefundenen $\text{NH}_4\text{-Sorption}$.

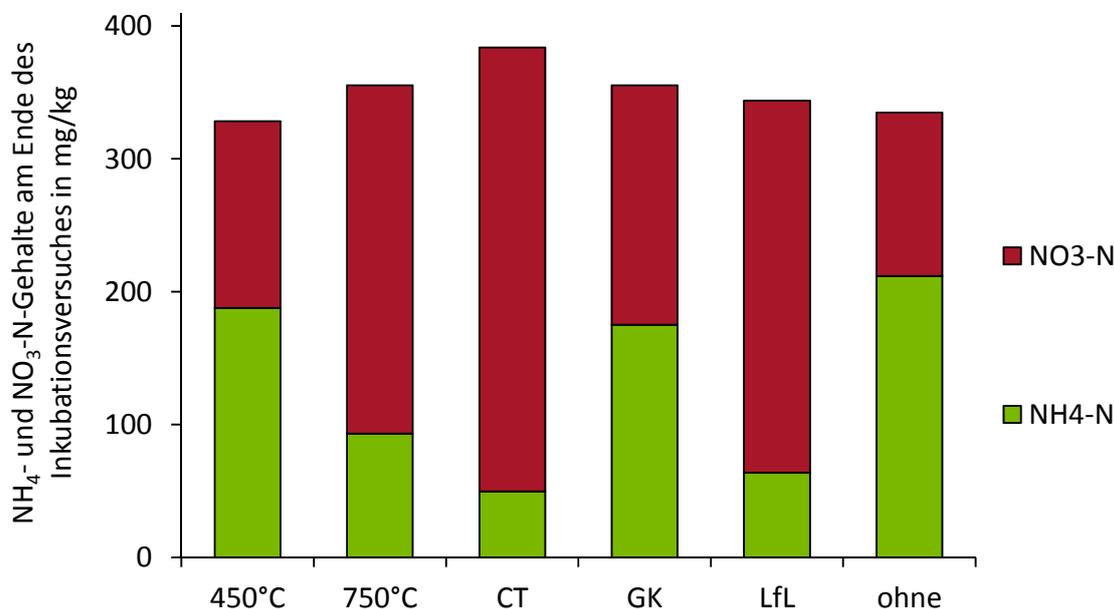


Abb. 4: $\text{NH}_4\text{-}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte (Schüttelzeit 1 h) am Ende des Inkubationsversuchs bei Düngung mit 500 g N/kg als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ + DMPP

Aus dem in Anschluss an den Inkubationsversuch durchgeführten Wachstumstest mit Chinakohl können keine Rückschlüsse auf einen etwaigen Effekt der Biokohlen auf die N-Verfügbarkeit gezogen werden, da die Pflanzen in den nitratgedüngten Varianten ein deutlich geringeres vegetatives Wachstum aufwiesen als in den korrespondierenden Varianten mit Ammoniumdüngung. Außer in der Variante mit der kommerziellen Pyrolysekohle (CT) zeigten alle Pflanzen in den nitratgedüngten Varianten zu Versuchsende zudem starke Chlorosen, bei denen auf Grund von Boden- und Pflanzenanalysen N-Mangel als Ursache ausgeschlossen werden kann (Abb. 5). Auch der Verdacht auf Phosphat- oder einen Spurenelementmangel – induziert durch einen pH-Anstieg auf Grund der ausschließlichen Nitratdüngung – konnte nicht erhärtet werden.

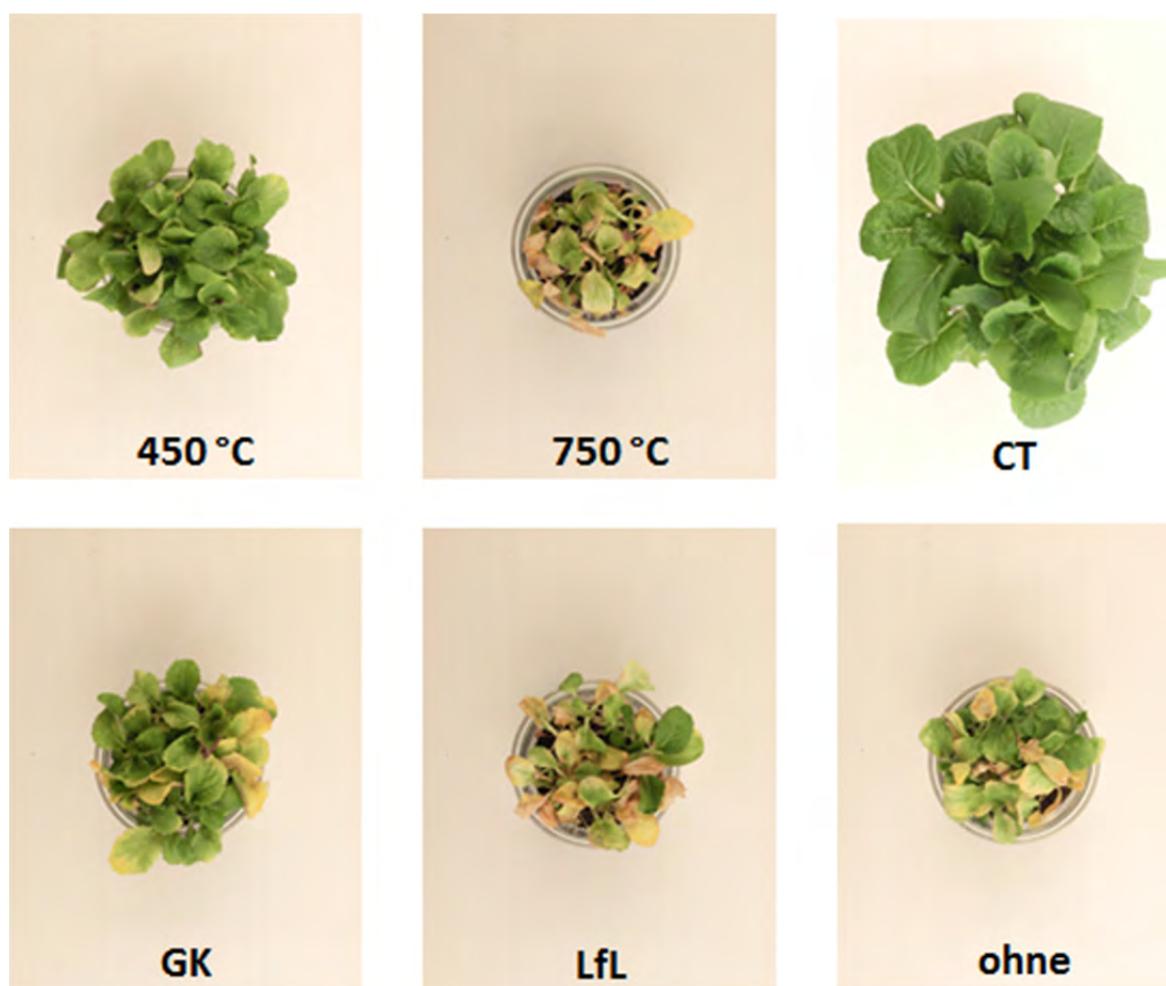


Abb. 5: Chinakohlpflanzen zum Zeitpunkt der Endauswertung in den nitratgedüngten Varianten

Um die Ursache der Pflanzenschäden zu klären, wurde der Wachstumstest mit der Kohle CT (Zumischung von 5 Gew.-%) sowie dem Boden ohne Kohle erneut angelegt, wobei auf eine vorgeschaltete 21-tägige Inkubation verzichtet wurde. Zusätzlich zur reinen Nitrat- bzw. Ammoniumdüngung gab es eine dritte Düngervariante, bei der N jeweils hälftig als $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ bzw. $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 + \text{DMPP}$ appliziert wurde. Dieser Versuch bestätigte die Ergebnisse des ersten Versuchs. Die nur mit Nitrat gedüngten Pflanzen in der Variante ohne Kohle zeigten wiederum ein verzögertes Wachstum und hatten zu Versuchsende ebenfalls erhebliche Chlorosen, während die Pflanzen in den entsprechenden Varianten mit der anteiligen bzw. vollständigen Ammoniumdüngung sowie in allen Varianten mit der Pyrolysekohle ein normales Wachstum aufwiesen.

Weitergehende Boden- und Pflanzenanalysen legen die Vermutung nahe, dass Schwefelmangel ursächlich für die Wachstumsminderung ist. So wurde in der nitratgedüngten Variante ohne Kohle so gut wie kein mineralischer Schwefel im Boden ($< 1 \text{ mg/kg FM}$) gefunden und die Schwefelgehalte in den Pflanzen waren mit weniger als 1 mg/g äußerst gering. Bei den übrigen Varianten lag der Schwefelgehalt der Pflanzen um das 10 bis 20-fache höher (Abb. 6) und im Boden waren zu Versuchsende noch erhebliche Mengen an mineralischem Schwefel ($> 100 \text{ mg/kg FM}$) vorhanden.

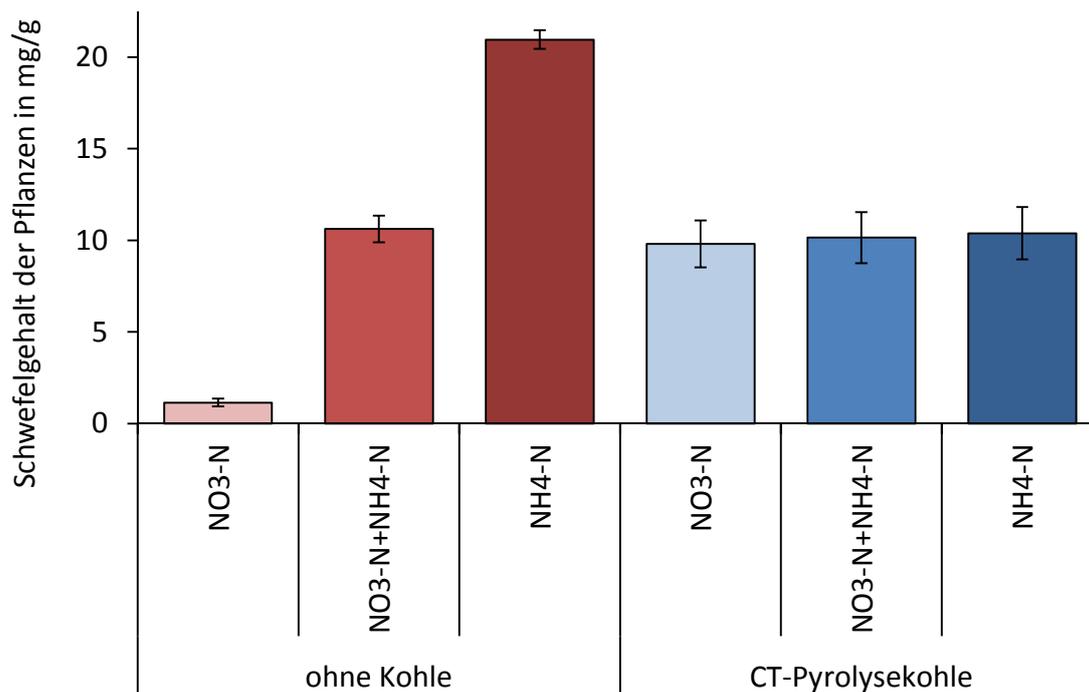


Abb. 6: Schwefelgehalte der Pflanzen in den Varianten ohne Zugabe von Kohle und denen mit 5 Gew.-% Carbon Terra Pyrolysekohle (CT) in Abhängigkeit von der gedüngten N-Form (Fehlerbalken markieren die Standardabweichung, $n = 2$)

Ob dieser Schwefelmangel durch Gipsausfällungen (auf Grund der hohen Ca-Zufuhr) verursacht wurde und warum die Variante mit der kommerziellen Pyrolysekohle (CT) keine Mangelsymptome zeigte, konnte nicht geklärt werden. Auszuschließen ist allerdings, dass der verwendete Boden an sich ein S-Mangelstandort ist, da die Flächen seit Jahren für den Intensivgemüsebau genutzt werden und bisher niemals S-Mangel an den Kulturen auftrat.

2.4.3 Fazit

Lediglich bei einer der fünf geprüften Pyrolysekohlen (750 °C) ergaben sich Hinweise auf eine Nitratsorption, bei der gelöste Nitrat-Ionen in den Feinstporen der Biokohlen gespeichert werden und nur sehr langsam wieder zurück in die Bodenlösung gelangen. Gegen dieses Funktionsprinzip spricht jedoch die Beobachtung, dass mit einer deutlich verlängerten Schütteldauer nicht mehr Nitrat (bzw. im vorliegenden Fall auch Chlorid) extrahiert werden konnte und dass bei einigen Kohlen während der Inkubation zwar die extrahierbaren Gehalte beim Nitrat, nicht aber beim Chlorid, zurückgingen. Aussagen zur Pflanzenverfügbarkeit des nicht extrahierbaren Nitratstickstoffs konnten auf Grund eines Quereffekts durch Schwefelmangel nicht getroffen werden. Ursprünglich war geplant, die Thematik in einer aufbauenden Arbeit tiefergehend zu untersuchen, allerdings fand sich hierfür keine geeignete Person.

2.5 Versuch V: Co-Kompostierung von HTC-Kohlen

In der Masterarbeit von Frau Obermaier (Versuch I) zeigten die Pflanzen in den Varianten mit der HTC-Kohle ein deutlich verringertes Wachstum. Dies konnte größtenteils durch eine starke N-Immobilisierung der HTC-Kohlen erklärt werden, die auch von anderen Autoren beschrieben wird. In vorangegangenen Versuchen an der HSWT, bei denen HTC-Kohlen auf ihre Eignung als Torfersatzstoff für gärtnerische Kultursubstrate geprüft wurden, zeigte sich dieser Effekt ebenfalls. Allerdings lieferten diese Versuche gleichzeitig Hinweise auf eine phytotoxische Wirkung von HTC-Kohlen (Lohr et al., 2014). Phytotoxische Effekte werden auch in der Literatur beschrieben, wobei unter anderem Phenole und PAKs als Ursache diskutiert werden. Ein Tastversuch sowie eine intensive Literaturrecherche lieferten Anhaltspunkte, dass diese phytotoxischen Stoffe während einer Kompostierungsphase abgebaut werden und gleichzeitig der N-Haushalt stabilisiert wird. Dies ist im Hinblick auf die Verwendung von HTC-Kohle zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit gleichfalls von Interesse. Die Bearbeitung dieser Frage erfolgte im Rahmen einer Bachelorarbeit, die primär auf die Verwendung von HTC-Kohlen als Torfersatzstoff abzielte. Da hierbei die HTC-Kohle im Vergleich zur Anwendung als Bodenhilfsstoff in wesentlich höheren Anteilen eingesetzt wird, lassen sich die Ergebnisse gut übertragen. Die Bachelorarbeit wurde von Frau Simone Kolbinger angefertigt. Der Titel der 2015 eingereichten Arbeit lautet: „Verbesserung der Pflanzenverträglichkeit von HTC-Kohle durch Co-Kompostierung mit Grüngutkompost“.

2.5.1 Material und Methoden

Die Arbeit umfasste vier unterschiedliche HTC-Kohlen. Die ersten beiden HTC-Kohlen wurden von der Firma SunCoal GmbH (Ludwigsfelde) aus holzigem Material aus der Landschaftspflege (HTC-H) bzw. aus einer Mischung des Landschaftspflegematerials mit Grasschnitt (HTC-G) hergestellt. Das Ausgangsmaterial für die dritte Kohle war Maisstroh (HTC-M). Die Karbonisierung erfolgte durch die Artec Biotechnologie GmbH (Bad Königshofen). Die letzte Kohle stellte Herr Dr. Markus Mokry vom LTZ Augustenberg zur Verfügung. Sie stammte aus dem Forschungsprojekt "CarboSolum". Das Ausgangsmaterial für diese Kohle war Biertreber (HTC-B). Die Gesamtnährstoff- sowie die C-Gehalte der vier Kohlen sind in Tab. 4 zusammengefasst.

Tab. 4: Gesamtnährstoff- und Kohlenstoffgehalte der vier verwendeten HTC-Kohlen aus holzigem Landschaftspflegematerial (HTC-H), holzigem Landschaftspflegematerial und Gras (HTC-G), Maisstroh (HTC-M) und Biertreber (HTC-B)

Kohle	N	P	K	Ca	Mg	S	C _{org}	C _{ges}
mg/g TM								
HTC-H	8,9	0,9	0,7	15,7	0,3	0,9	554	558
HTC-G	10,3	1,4	0,9	16,4	0,6	1,2	554	558
HTC-M	7,8	0,2	0,5	1,6	0,3	0,8	480	481
HTC-B	2,9	3,1	0,2	4,1	0,8	3,6	545	546

Die vier Kohlen wurden zu gleichen Volumenanteilen mit einem Grüngutkompost gemischt und auf einen Feuchtegehalt eingestellt, bei dem eine hohe mikrobielle Aktivität zu erwarten war. Anschließend erfolgte eine Lagerung der Kompost-Kohle-Mischungen bei 20 °C in Kunststoffbehältern. Direkt nach dem Einmischen der Kohlen in den Kompost sowie nach sieben, 14 und 21 Tagen wurden Teilproben entnommen und volumenmäßig im Verhältnis 2 + 1 mit Torf gemischt – der Volumenanteil der HTC-Kohle in der fertigen Substratmischung betrug somit 33 %. Nach Analyse des löslichen N-Gehalts sowie des pH-Werts der Mischungen erfolgte eine entsprechende N-Ausgleichsdüngung mit NH_4NO_3 auf 225 mg N/l und eine Aufkalkung mit kohlen-saurem Kalk auf einen pH-Wert von 5,5 bis 6,0. Die Versorgung mit Phosphat, Kalium sowie allen Spurenelementen wurde mit Ferty Basis I (0+14+38), Ferty 10 und Ferty 72 vorgenommen. Als Kontrollen dienten zum einen eine Mischung mit 66 Vol.-% Torf und 33 Vol.-% des Grüngutkomposts, der vergleichbar gelagert wurde wie die Kompost-Kohlemischungen sowie zum Zweiten der gedüngte und gekalkte Torf ohne weitere Beimischungen.

Mit den gedüngten und gekalkten Substraten wurden Keimpflanzentests mit Chinakohl angelegt. Als Gefäße dienten Styroporschalen (L x B x H = 150 x 130 x 80 mm), die mit 850 ml Substrat gefüllt wurden. Die Versuchsdurchführung erfolgte in einer Phytokammer bei konstant 20 °C, einer Belichtung mit Metallhalogenlampen (14 kLux für 12 h) und einer relativen Luftfeuchte > 85 %. Je Ansatztermin wurde in drei Schalen Chinakohl ('Kasumi F1', 40 Korn/Schale) ausgesät, während sechs weitere Schalen ohne Pflanzen aufgestellt und regelmäßig befeuchtet wurden. 14 Tage später erfolgte bei drei der Schalen ohne Pflanzen eine Analyse des löslichen Stickstoffs sowie des pH-Werts. Die Endauswertung des Keimpflanzentests fand nach 21 Tagen statt. Dabei wurden der lösliche N-Gehalt sowie der pH-Wert im Substrat, die Pflanzenfrisch- und -trockenmasse sowie der N_T -Gehalt der oberirdischen Pflanzenmasse bestimmt. Zeitgleich wurden in den drei verbliebenen Schalen ohne Pflanzen auch der lösliche Stickstoff sowie der pH-Wert analysiert.

2.5.2 Ergebnisse

Zu keinem der vier Termine hatten die HTC-Kohlen einen signifikanten Einfluss auf die Keimraten. Allerdings waren die Keimblätter deutlich kleiner als bei den Keimlingen in den beiden Kontrollsubstraten. Diese Wachstumsunterschiede verstärkten sich bis zur Endauswertung nach 21 Tagen kontinuierlich. Während im Substrat mit dem Torf-Kompost-Gemisch die Frischmassen im Mittel über die vier Ansätze bei knapp 150 g/Schale und beim Torfsubstrat bei gut 100 g/Schale lagen, wurden in den Varianten mit den beiden HTC-Kohlen der Firma SunCoal (HTC-H und HTC-G) zu keinem Termin mehr als 40 g/Schale erzielt. Bei der Biertreber-HTC-Kohle (HTC-B) und der HTC-Kohle aus Maisstroh (HTC-M) war die Frischmassebildung mit weniger als 20 bzw. weniger als 10 g/Schale nochmals geringer. Die Substrat- und Pflanzenanalysen zeigten bei den drei Varianten mit HTC-H, HTC-G und HTC-M sehr deutlich N-Mangel als Hauptursache für das schwache Wachstum. Die Gesamt-N-Gehalte der Pflanzen lagen bei nur etwa 10 mg/g TM und die Substrate enthielten zu Versuchsende keine nennenswerten Restmengen an löslichem N. Die Pflanzen in beiden Kontrollen hatten trotz eines Mehrfachen an Biomasse N_T -Gehalte von 12 bis 18 mg/g TM. Eine starke N-Immobilisierung trat auch in den unbepflanzten Gefäßen auf. Bereits nach 14 Tagen waren nur noch sehr geringe Gehalte an löslichem N (< 10 mg N/l) in den Substraten mit HTC-Kohle messbar.

Die Pflanzen in der Variante mit der HTC-Kohle aus Biertreber wiesen im Gegensatz zu den drei anderen HTC-Kohlen sehr hohe N_T -Gehalte von 40 bis 50 mg N/g TM auf und auch im Substrat wurden zu Versuchsende noch erhebliche Mengen an löslichem N (bis zu 65 mg/l) gefunden. Daher ist zumindest bei dieser HTC-Kohle davon auszugehen, dass neben einem N-Mangel durch N-Immobilisierung (die bei den nicht besäten Schalen mit dieser Kohle vergleichbar war wie bei den übrigen HTC-Kohlen) zusätzlich phytotoxische Substanzen für das Minderwachstum verantwortlich sind.

Ein Vergleich der Frischmasseentwicklung bei den verschiedenen HTC-Kohlen über die Dauer der Co-Kompostierung zeigte zwar bei drei der vier Kohlen (HTC-H, HTC-G und HTC-B) einen signifikant positiven Effekt, allerdings nur auf einem sehr geringen Niveau. So ist bei den beiden Varianten HTC-H und HTC-G ein Anstieg der Frischmasse von etwa 20 g/Schale bei den frischen Mischungen (Tag 0) bis auf knapp 40 g/Schale nach einer 21-tägigen Co-Kompostierung zu beobachten. Der maximal erreichte Wert entspricht aber nur gut 25 % der Frischmasse in der Kontrollvariante mit Kompost.

Im Vergleich zu den Ergebnissen des vorangegangenen Tastversuchs, bei dem die Co-Kompostierung einen wesentlich stärkeren Effekt hatte, waren diese Ergebnisse enttäuschend. Eine genaue Analyse der Versuchsdurchführung ließ die Vermutung aufkommen, dass die geringe Wirkung der Co-Kompostierung auf Sauerstoffmangel zurückzuführen sein könnte. Um den Wasserverlust während der Co-Kompostierung zu reduzieren, befanden sich die Kohle-Kompost-Mischungen in verschlossenen Kunststofffässern, während sie in dem Tastversuch nur locker abgedeckt wurden. Zudem stand die Frage im Raum, ob die 21-tägige Co-Kompostierung – die aus der zeitlichen Begrenzung von Bachelorarbeiten resultierte – schlicht zu kurz war. Um diese beiden Fragen zu klären, wurde der Versuch neu angelegt, wobei die Co-Kompostierung in offenen, nur mit einer PE-Folie abgedeckten Wannen erfolgte und der Zeitraum der Co-Kompostierung auf 77 Tage verlängert wurde. Auf Grund begrenzter Materialmengen umfasste der Neuanfang nur die beiden HTC-Kohlen der SunCoal GmbH (HTC-H und HTC-G). Bis auf die Art der Co-Kompostierung war die Versuchsdurchführung identisch der im vorangegangenen Versuch.

Die Resultate bestätigten die Ergebnisse aus dem ersten Versuch bzw. die daraus gezogenen Schlussfolgerungen. Auch bei diesem zweiten Ansatz konnte kein negativer Effekt der HTC-Kohlen auf die Keimrate festgestellt werden. Allerdings war das weitere Wachstum wiederum gehemmt und die Frischmasse zu Versuchsende gegenüber den beiden Kontrollen deutlich reduziert. Mit zunehmender Co-Kompostierungsdauer kam es zu einer signifikanten Zunahme der Frischmasse, wobei jedoch auch nach einer 77-tägigen Co-Kompostierung erst knapp 70 % der Frischmasse der Kontrolle mit Torf und gut 50 % der Frischmasse der Kontrolle mit Kompost erreicht wurden. Sowohl die Analysen der Substrate aus den Schalen ohne Pflanzen als auch die N-Bilanzen für die Keimpflanzen zeigten, dass der N-Haushalt durch die Co-Kompostierung zunehmend stabilisiert wird. Da allerdings die Gehalte an löslichem N im Substrat am Ende des Keimpflanzentests zu allen Ansatzterminen sehr niedrig lagen (< 15 mg N/l), lässt sich nicht mit Sicherheit sagen, ob neben N-Mangel auch phytotoxische Substanzen für das Minderwachstum verantwortlich waren.

2.5.3 Fazit

Die Versuche zeigen, dass die pflanzenbauliche Eignung von HTC-Kohlen durch eine Co-Kompostierung signifikant verbessert werden kann. Insbesondere wird der N-Haushalt stabilisiert. Im Vergleich zu Berichten anderer Autoren waren die beobachteten Effekte

auf das Pflanzenwachstum allerdings relativ gering. So werden in der Literatur sogar Mehrerträge durch Co-kompostierte HTC-Kohlen im Vergleich zur alleinigen Anwendung von Kompost berichtet. Eine Ursache könnte die Intensität des Kompostierungsprozesses sein. In der Literatur wurden die HTC-Kohlen zum Teil mit frischer, sehr nährstoffreicher Biomasse vermengt und dann kompostiert. Im vorliegenden Fall wurde dagegen ein bereits vollständig durchgerotteter und nährstoffarmer Kompost (Substratkompost, Rottegrad V) verwendet. In Bezug auf die Verwendung als Bodenhilfsstoff sind die Ergebnisse zwiespältig. Zwar kann die pflanzenbauliche Eignung verbessert werden, gleichzeitig deuten die Ergebnisse an, dass die HTC-Kohlen größere Mengen an leicht umsetzbarem C enthalten und somit eine langfristige C-Sequestrierung, die durch die Einbringung von karbonisierten Reststoffen erreicht werden soll, nur in begrenztem Umfang möglich ist.

Die Ergebnisse der Versuche zur Eignung von HTC-Kohle als Torfersatz und der Versuche zur Co-Kompostierung wurden auf dem International Symposium on Growing Media, Composting and Substrate Analysis (SusGro 2015) in Wien als Poster präsentiert und in der *Acta Horticulturae* veröffentlicht.

Neumaier, D., Lohr, D., Voßeler, R., Girmann, S., Kolbinger, S. und Meinken, E. (2015): Hydrochars as peat substitute in growing media for organically grown potted herbs. International Symposium on Growing Media, Composting and Substrate Analysis (SusGro 2015), 07.-11.09.2015 in Wien (Posterpräsentation).

Neumaier, D., Lohr, D., Voßeler, R., Girmann, S., Kolbinger, S. und Meinken, E. (2017): Hydrochars as peat substitute in growing media for organically grown potted herbs. *Acta Horticulturae* 1168, 377-385.

2.6 Versuch VI: P-Düngewirkung karbonisierter Reststoffe

In den vorangegangenen Versuchen wurde versucht, Biokohlen aus nährstoffarmen Ausgangsmaterialien mit Nährstoffen anzureichern. Nach der Einbringung der Biokohlen in den Boden sollten die während der Anreicherung adsorbierten Nährstoffe von den Biokohlen langsam an die Pflanzen abgegeben werden. Wie gezeigt, hatte dieser Ansatz keinen Erfolg. In einem letzten Versuch wurden daher nährstoffreiche Biogasgärreste karbonisiert und deren Düngewirkung – insbesondere hinsichtlich Phosphor – untersucht. Die Karbonisierung P-reicher Biogasgärreste könnte ein interessanter Ansatz sein, um deren Transportwürdigkeit zu erhöhen und so dem Problem der P-Bilanzüberschüsse in Regionen mit hoher Biogasdichte zu begegnen und gleichzeitig Primärphosphate einzusparen. Dies setzt aber voraus, dass die Karbonisierung die P-Verfügbarkeit nicht negativ beeinflusst. Die Arbeiten erfolgten erneut im Rahmen einer Masterarbeit, die in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Pflanzenernährung der TUM (Prof. Dr. Schmidhalter) durchgeführt wurde. Der Titel der von Frau Ka Ian Leong im Jahr 2016 abgeschlossenen Arbeit lautet: „P-Düngewirkung von karbonisierten Reststoffen (Pyrolyse, HTC) aus P-reichen Biogasgärresten – ein Düngeversuch mit Mais“.

2.6.1 Material und Methoden

Für den Versuch wurde ein P-reicher Biogasgärrest (getrocknet und pelletiert) zum einen bei zwei unterschiedlichen Temperaturen (400 und 700 °C) am Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT in Sulzberg-Rosenberg mittels eines dort entwickelten Verfahrens (Thermo-katalytisches Reforming[®]/TCR) pyrolysiert. Zum

anderen erfolgte eine hydrothermale Karbonisierung durch die Artec Biotechnologie GmbH (Bad Königshausen). Analog zu den beiden Temperaturstufen bei der Pyrolyse wurde bei der HTC die Verweildauer im Reaktor variiert (6 bzw. 8 h). Hintergrund war die Frage, ob die Intensität der Karbonisierung Einfluss auf die P-Verfügbarkeit hat. Deshalb wurde zusätzlich auch der getrocknete und pelletierte Gärrest ohne weitere Aufbereitung verwendet.

Während es durch die Pyrolyse zu einer deutlichen Anreicherung der Gesamtnährstoffe kommt (mit Ausnahme des N bei einer Pyrolysetemperatur von 700 °C und des Schwefels unabhängig von der Temperatur), ist dieser Effekt bei den HTC-Kohlen kaum zu beobachten bzw. es kommt teilweise sogar zu einer Nährstoffabreicherung (insbesondere bei K). Die Gesamtnährstoffgehalte des Gärrestes sowie der beiden Pyrolyse- (P 400, P 700) und der beiden HTC-Kohlen (HTC 6, HTC 8) sind in Tab. 5 zusammengefasst.

Tab. 5: Nährstoffgesamtgehalte des unbehandelten Gärrestes sowie der vier daraus hergestellten Kohlen (Werte bezogen auf das bei 105 °C getrocknete Material)

Material	N	P	K	Ca	Mg	S
	mg/g TM					
Gärrest	16,7	11,6	18,1	7,8	7,4	3,6
P 400 °C	22,0	25,7	42,6	18,4	16,7	2,1
P 700	16,0	36,2	57,4	26,9	24,2	2,9
HTC 6	19,3	12,1	11,7	11,1	6,6	4,2
HTC 8	22,2	13,6	11,1	14,6	6,1	4,6

Der Gärrest und die vier Biokohlen wurden auf Basis von 100 mg Gesamt-P/kg in einen P-armen, leicht sauren Boden (P_2O_5 -CAL: 3,5 mg/100g, Gehaltsklasse A; pH: 4,9, Bodenart: sandiger Lehm) eingemischt. Der Boden stammte von einer ackerbaulich genutzten Fläche in Scheyern (Lkr. Pfaffenhofen/Ilm). Um bei den übrigen Nährstoffen eine identische Versorgung sicherzustellen, wurden die mit den fünf Materialien eingetragenen Nährstoffe durch Einzelsalze ausgeglichen. Als Kontrollen dienten der Boden mit einer P-Düngung in derselben Höhe als KH_2PO_4 sowie gänzlich ohne P-Düngung. Der Gefäßversuch mit Mais wurde vierfach wiederholt in 2,5 l Kunststoffcontainern mit jeweils 3 kg Boden durchgeführt. In KW 33/2015 erfolgte die Aussaat von acht Maiskörnern je Topf, die acht Tage später (BBCH-Stadium 9-10) auf vier einheitliche Pflanzen je Topf vereinzelt wurden. Zusätzlich zu den vier bepflanzten Gefäßen wurden zur Untersuchung der Nährstoffdynamik (lösliche P-Gehalte sowie N_{min} - und pH-Werte) je Variante noch vier unbepflanzte Gefäße in der Vegetationshalle aufgestellt. Drei Wochen nach Versuchsbeginn sowie zu Versuchsende wurden jeweils zwei der Töpfe entnommen und die Böden auf N_{min} und pH-Wert sowie die löslichen P-Gehalte im H_2O -, CAT-, CAL- und Na-Formiat-Extrakt analysiert. Die Ergebnisse wurden den direkt nach dem Einmischen des Gärrestes bzw. der Biokohlen analysierten Werte gegenübergestellt. Auf Basis der N_{min} -Werte nach drei Wochen wurde zudem die zu diesem Zeitpunkt vorgenommene Stickstoffkopfdüngung variantenspezifisch festgelegt. Zu Versuchsende in KW 40/2015 erfolgte eine Bonitur der Maispflanzen hinsichtlich P-Mangelsymptome (Anthocyanverfärbungen der Blätter) sowie die Ermittlung der Frisch-

und Trockenmassen der oberirdischen Pflanzenteile. Des Weiteren wurde der Gesamt-P-Gehalt der Pflanzen bestimmt und die Böden auf dieselben Parameter wie die bei den unbepflanzten Gefäßen analysiert. Aus der Trockenmasse und dem Gesamt-P-Gehalt wurde die P-Aufnahme berechnet und zu den extrahierbaren P-Gehalten im Boden zu Versuchsbeginn bzw. -ende korreliert.

2.6.2 Ergebnisse

Die Prozessparameter, d. h. bei den Pyrolysekohlen die Temperatur und bei den HTC-Kohlen die Verweildauer, hatten weder auf die extrahierbaren P-Gehalte in den unbepflanzten Gefäßen noch auf die P-Aufnahme der Pflanzen einen signifikanten Einfluss. Allerdings bestanden erhebliche Unterschiede bezüglich der P-Verfügbarkeit zwischen dem unbehandelten Gärrest sowie den Pyrolyse- und den HTC-Kohlen. Durch die Pyrolyse wurde die P-Verfügbarkeit im Vergleich zum unbehandelten Gärrest verringert (Abb. 7 und Abb. 8), wobei die Unterschiede zwischen dem Gärrest und den beiden Pyrolysekohlen nur für die P-Aufnahme, nicht aber für die Frisch- und Trockenmasse und auch nicht für die Bonitur der Anthocyanverfärbungen signifikant waren. Das Pflanzenwachstum und die P-Aufnahme in den beiden Varianten mit den HTC-Kohlen waren tendenziell sogar besser als in der Variante mit dem unbehandelten Gärrest. Diese drei Varianten (Gärrest, HTC 6 und HTC 8) unterschieden sich hinsichtlich Pflanzenwachstums sowie P-Aufnahme nur geringfügig von der mit KH_2PO_4 gedüngten Kontrolle.

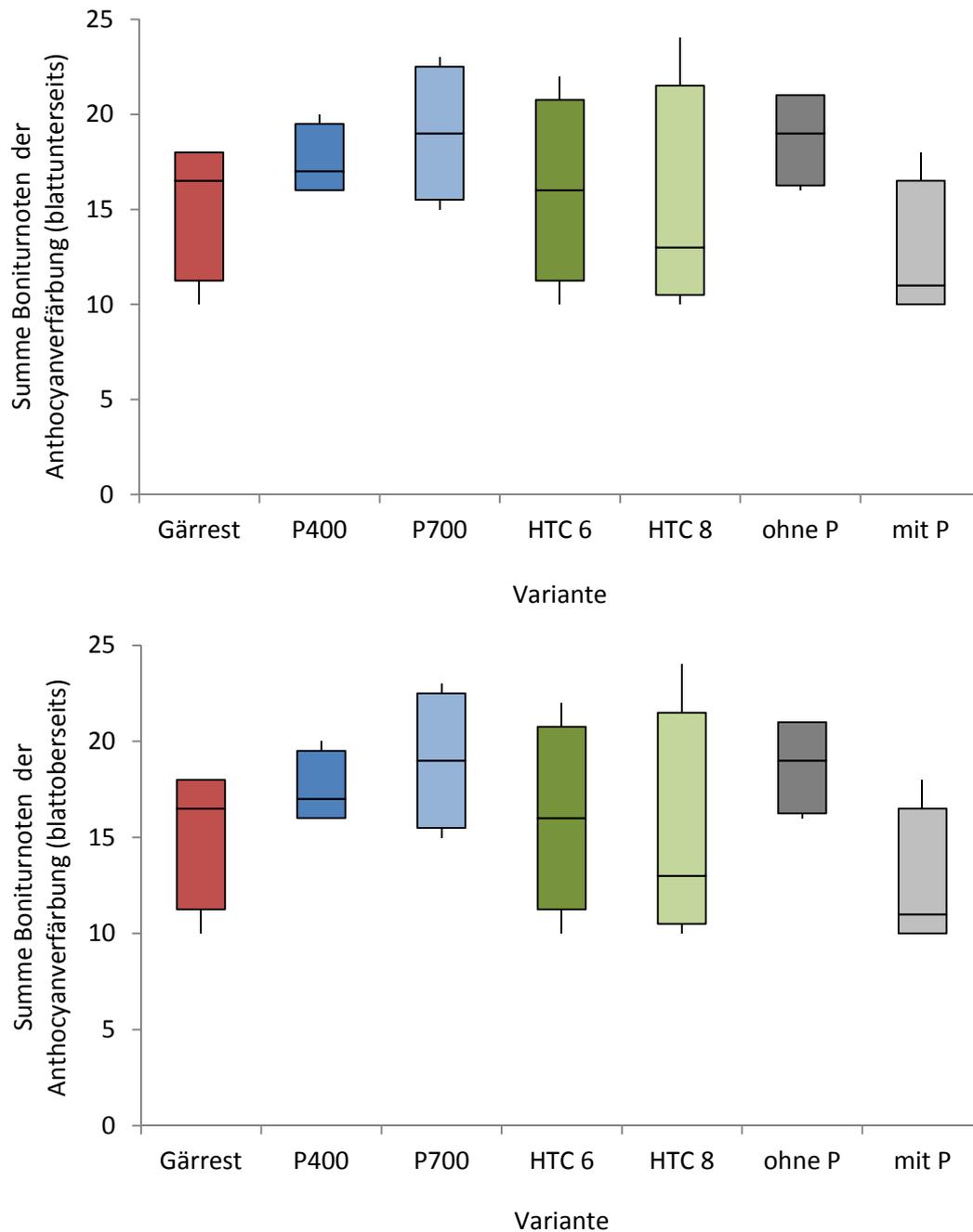


Abb. 7: Bonitur der Intensität der Anthocyanverfärbungen an der Unter- bzw. Oberseite der Hauptblattader (Summe der Boniturnoten (1 = weiß, 2 = teilweise rot gefärbt, 3 = stark rot gefärbt) für die beiden bonitierten Blätter je Pflanze und die vier Pflanzen je Gefäß) in Abhängigkeit von der P-Applikation

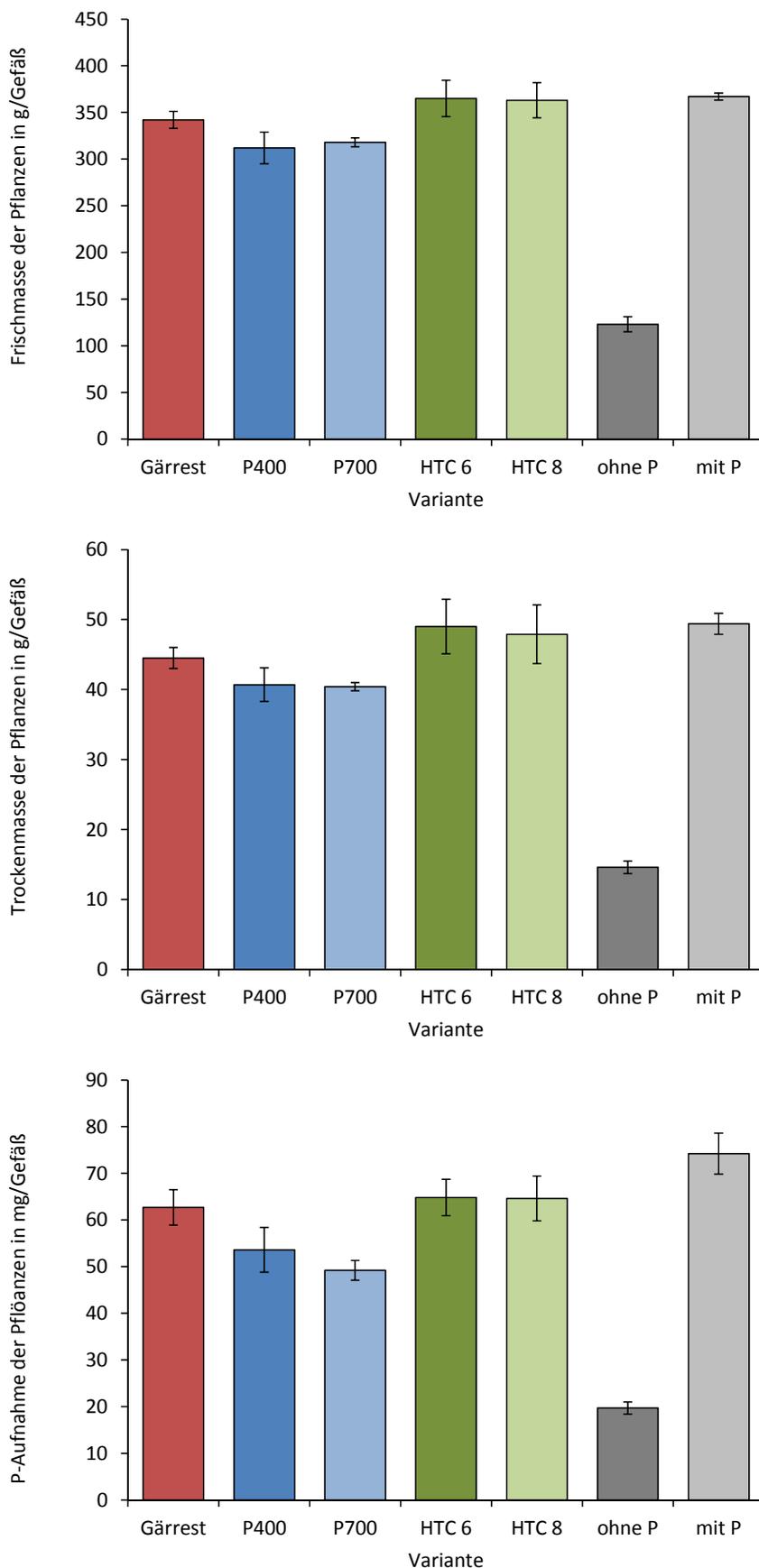


Abb. 8: Frischmasse, Trockenmasse und P-Aufnahme der Maispflanzen in Abhängigkeit von der P-Applikation (Fehlerbalken markieren die Standardabweichung, n = 4)

Die P-Aufnahme der Pflanzen war sehr eng mit den extrahierbaren P-Gehalten korreliert. Beim mittels CAT-, CAL- und Na-Formiat erfassten Phosphat galt dies unterschiedslos für alle Untersuchungszeitpunkte ($r \geq 0,88$), während beim H₂O-löslichen P nur zu Versuchsende eine lineare Korrelation bestand ($r = 0,92$). Auf Grund der im Vergleich zu früheren Versuchen relativ geringen Aufwandmengen (bei den Pyrolysekohle 0,3 bzw. 0,4 Gew.-% und bei den HTC-Kohlen rund 0,5 Gew.-%) beeinflussten die Kohlen weder den pH-Wert noch den N-Haushalt des Bodens signifikant. Allerdings bildete sich bei der Variante HTC 6 auf der Oberfläche sowohl der bepflanzten als auch der unbepflanzten Töpfe ein dichtes Pilzmyzel aus. Offensichtlich beeinträchtigte der Pilz das Pflanzenwachstum nicht, allerdings wurde das Pilzmyzel mit zunehmendem Alter immer hydrophober, was die Bewässerung bei diesen Töpfen stark erschwerte (Abb. 9).



Abb. 9: *Hydrophobes Pilzmyzel auf der Oberfläche bei einem unbepflanzten Gefäß in der Variante HTC 6*

2.6.3 Fazit

Der Versuch lieferte bezüglich der im Hintergrund stehenden Frage, ob durch eine Karbonisierung die Transportwürdigkeit P-reicher Biogasgärreste erhöht werden kann, keine eindeutige Antwort. So wurde zwar durch die Pyrolyse eine deutliche Aufkonzentration der P-Gehalte um den Faktor zwei bis drei erzielt, gleichzeitig nahm die P-Verfügbarkeit aber ab. Die hydrothermale Karbonisierung beeinflusste umgekehrt die P-Verfügbarkeit nicht negativ, allerdings wurde die P-Konzentration im Vergleich zu den unbehandelten Gärresten nur unwesentlich erhöht. Trotzdem könnte die Karbonisierung ein interessanter Ansatz für die Aufbereitung von Biogasgärresten sein, insbesondere da die Anlagen auch dezentral, direkt bei den Biogasanlagen betrieben werden könnten. Eigentlich waren hierzu noch weitere Versuche geplant. Unter anderem sollte die P-Düngewirkung der vier Kohlen in einem Boden mit höherem pH-Wert geprüft werden. Leider fand sich niemand, der diesen Versuch im Rahmen einer Abschlussarbeit durchführen wollte und zusätzlich kündigte die an der HSWT im Rahmen des Projektes beschäftigte CTA ihr Arbeitsverhältnis vorzeitig, so dass dieser Aspekt nicht mehr untersucht werden konnte.

Die Ergebnisse dieser Arbeit wurden auf der 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau als Poster präsentiert und im Tagungsband veröffentlicht.

Leong, K.I., Lohr, D., Meinken, E. und von Tucher, S. (2017): Phosphordüngewirkung karbonisierter Biogasgärreste. 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau (WiTa 2017), 07.-10.03.2013 in Freising-Weihenstephan, Posterpräsentation & Beitrag im Tagungsband.

3 Teilprojekt II: Feldversuche zum Einfluss karbonisierter Reststoffe auf Ertrag und Bodenfruchtbarkeit

Im Rahmen des von der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) bearbeiteten Teilprojektes wurden Feldversuche an drei Versuchsstandorten mit unterschiedlichem ackerbaulichen Ertragspotential angelegt. An allen Standorten wurden pyrolytisch bzw. hydrothermal karbonisierte Reststoffe ausgebracht und die Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit sowie den Ertrag bei standorttypischer Bewirtschaftung untersucht.

3.1 Material und Methoden

3.1.1 Versuchsstandorte

Der Pflanzenkohlefeldversuch wurde im Herbst 2013 in Großlellenfeld-Arberg (im weiteren Verlauf nur Großlellenfeld) – Landkreis Ansbach, in Puch - Landkreis Fürstentum und in Ochsenfurt – Landkreis Würzburg angelegt (Abb. 10). Die Versuchsstationen Großlellenfeld und Ochsenfurt werden von der Landesanstalt für Landwirtschaft Bayern und die Versuchsstation Puch vom Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Würzburg bewirtschaftet. Die Klima- und Bodenparameter der Standorte sind in Tab. 6, die C und N Gehalte in Tab. 7 zusammengefasst.



Abb. 10: Lage der Feldversuche (Geobasisdaten© Bayerische Vermessungsverwaltung).

Tab. 6: Standortparameter der Versuchsstandorte Großlellenfeld, Puch und Ochsenfurt erhoben im Herbst 2013.

Parameter	Einheit	Großlellenfeld	Puch	Ochsenfurt
Höhe (üNN)	m	480	517	187
Mittlerer jährlicher Niederschlag †	mm	750	882	670
Mittlere jährliche Temperatur †	°C	8,4	8,8	9,8
Bodenart	-	Anlehmiger Sand	Sandiger Lehm	Sand
Bodentyp	-	Braunerde-Podsol	Pseudogley-Parabraunerde	Braunerde
Bodenzahl	-	32	64	26
pH (ohne Pflanzenkohle)	-	5,7	6,4	5,4

† Daten des Deutschen Wetterdiensts für den Zeitraum von 1981-2010 (DWD, 2017).

Die Feldversuche wurden in praxisüblicher Fruchtfolge angelegt, um die Wirkung verschiedener Pflanzenkohlen mit und ohne Nährstoffaktivierung in verschiedenen Applikationsmengen (insgesamt sieben Varianten) zu testen. Während des Pflanzenkohleversuchs wurde standorttypisch in Großlellenfeld eine Wintergerste-Mais-Winterweizen-Fruchtfolge eingehalten (Tab. 12 im Anhang). In Ochsenfurt wurden 2013-2017 ausschließlich Winterroggen und in Puch Sommergerste-Winterweizen-Sommerhafer-Winterraps-Winterweizen angebaut. Nach jeder Ernte wurde der Boden bis 20 cm Tiefe gepflügt. Details zur standorttypischen mineralischen Düngung sind in Tab. 12 im Anhang aufgeführt.

3.1.2 Karbonisierte Reststoffe

Als Ausgangsmaterial für die Pflanzenkohle dienten Buchenholzhackschnitzel. Eine ausführliche Analyse der reinen Pflanzenkohle von Carbon Terra wurde durch das externe Labor AGROLAB durchgeführt. Zu den Basisparametern der Pflanzenkohle sind der pH-Wert mit 10,8, der C_t-Gehalt von 76,8 % sowie der C_{org}-Gehalt von 71,3 % zu nennen. Der N_t-Gehalt lag bei 1,4 % und der Wasserstoffgehalt bei 1,05 %. Die Pflanzenkohle wies einen Aschegehalt von 6,65 % und eine spezifische Oberfläche von 320 m²/g auf. Die Gesamt-PAK Gehalte unterschritten mit 2,950 mg/kg TS den Richtwert des EBC, das für die Klassifizierung der Pflanzenkohle als Premiumqualität < 4,000 mg/kg TS vorschreibt.

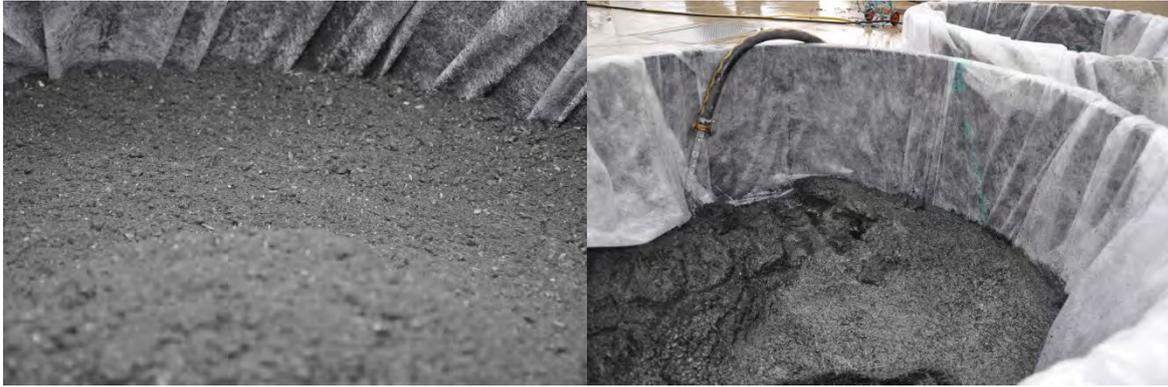


Abb. 11: Pflanzkohle trocken (links) und aufgeschwemmt mit Wasser (rechts) zur Staubvermeidung bei der anschließenden Einbringung.

Neben der Befeuchtung der Pflanzkohle wurde die Variante 3 (20t/ha Pflanzkohle), 4 (60t/ha Pflanzkohle) und 5 (5 t/ha) sowie die HTC-Kohle (Variante 7) mit gelösten Nährstoffen versetzt (aktiviert). Variante 3, 4 und 7 wurden mit 50 kg/ha N, 30 kg/ha P_2O_5 und 100 kg/ha K_2O versetzt, Variante 5 mit 10 kg/ha N, 6 kg/ha P_2O_5 und 20 kg/ha K_2O . Die Nährstoffe wurden zu der Pflanzkohle gegeben und am nächsten Tag durch einen Filter vom überschüssigen Wasser getrennt, sodass Pflanzkohle mit einer feuchtschlammigen Konsistenz zurückblieb, die in die Versuchsflächen eingearbeitet werden konnte (Abb. 11).

3.1.3 Versuchsaufbau

Bei den drei Versuchsflächen handelt es sich um Blockanlagen mit je vier Feldwiederholungen. Die Verteilungen der Behandlungen innerhalb der Parzellen der einzelnen Standorte sind in Abb. 12 wiedergegeben.

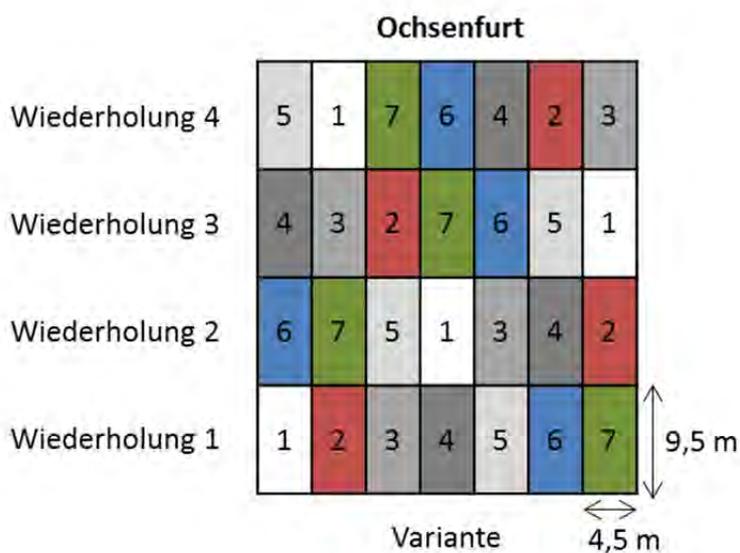
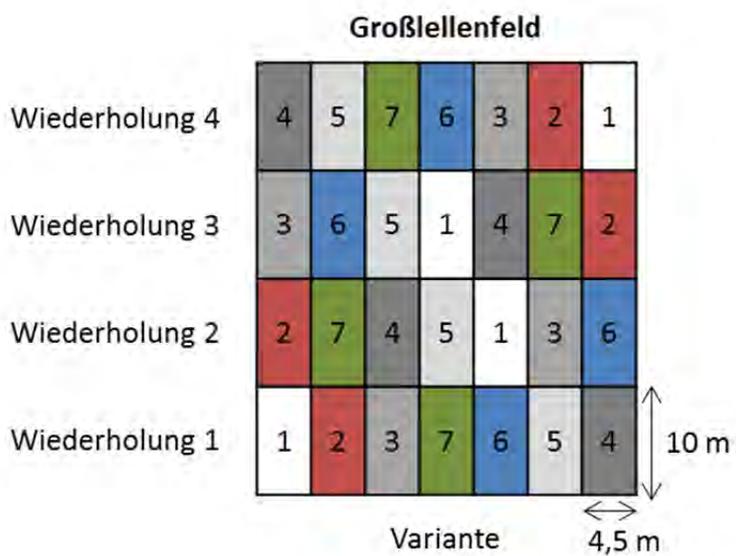
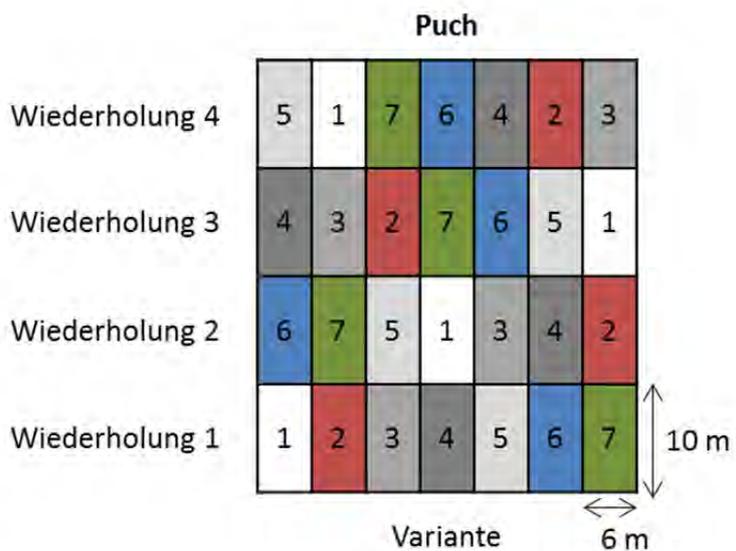


Abb. 12: Parzellenpläne der drei Versuchstandorte Puch, Großlellenfeld und Ochsenfurt

Auf 28 Parzellen wurden sieben verschiedene Behandlungen untersucht (Tab. 7). Fünf Varianten mit Pflanzenkohle wurden im Herbst 2013 angelegt (Variante 1 bis 5), eine Minimalvariante mit Buchenholzkohle (Variante 6) und eine HTC-Kohlevariante (Variante 7) wurde im Herbst 2014 angelegt (in Puch wurde keine HTC-Kohle ausgebracht) und die erste Beprobung fand im Frühling 2015 statt. Die Ausbringung der Pflanzenkohlen fand in Puch am 15.10., in Großlellenfeld am 02.10. und in Ochsenfurt am 10.10.2013 statt (Abb. 13 und Abb. 14) und wurde mit einem Pflug bis auf 30 cm Tiefe eingearbeitet. Abb. 15 zeigt die Pflanzenentwicklung zu Beginn der ersten Vegetationsperiode am Versuchsstandort Großlellenfeld nach der Ausbringung der Pflanzenkohlen



Abb. 13: Links eine 60t/ha Pflanzenkohleapplikation und rechts eine Kontrollvariante ohne Pflanzenkohle vor der Einarbeitung.

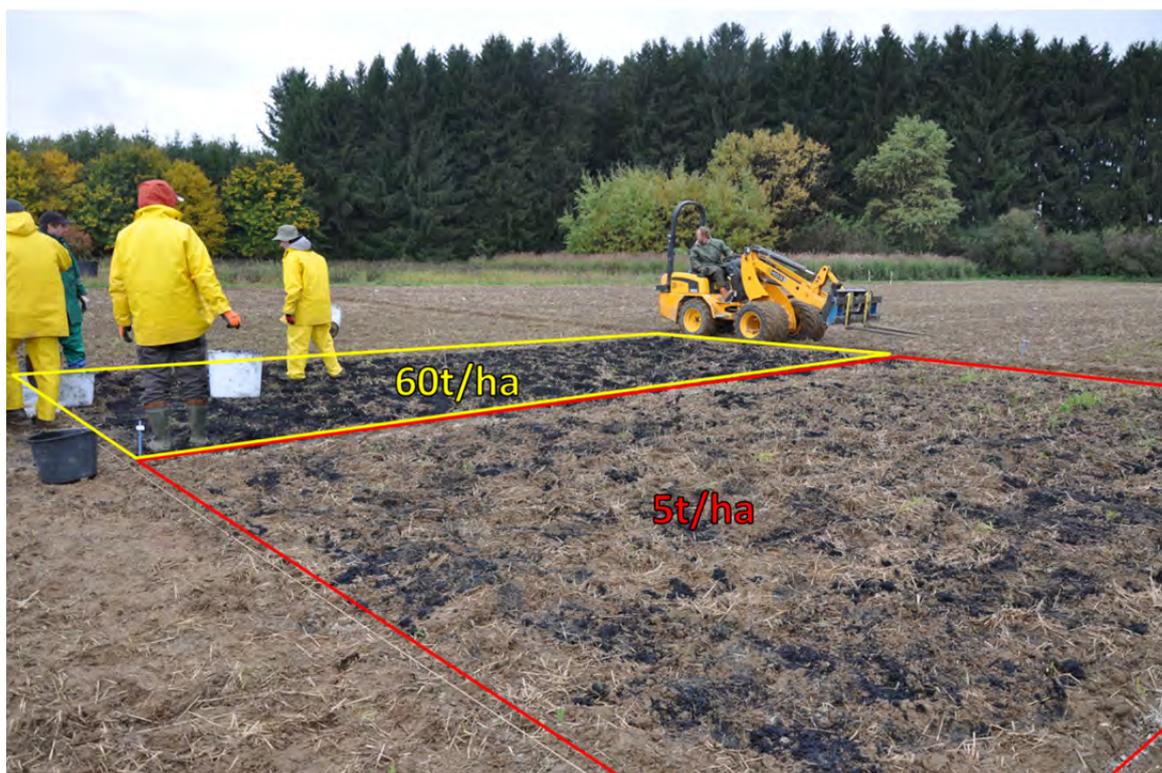


Abb. 14: Der Versuchsstandort Puch bei der Behandlung im Herbst 2013. Zu sehen sind Applikationen von 60 t/ha (Variante 4) und 5 t/ha Pflanzkohle (Variante 5).



Abb. 15: Großlennenfeld im Frühjahr 2014. Zwischen den Pflanzen lassen sich Pflanzkohlepartikel an der Bodenoberfläche erkennen.

Tab. 7: Erläuterung der Behandlungen mit entsprechenden Mengen- und Zeitangaben.

Variante	Behandlung	Ausgangs- material	Kohle- zugabe (TS)	Davon aktiviert	C- Gehalt (TS)	Ausbringungszeit			Aktivierungsnährstoffe		
						Puch	Großlellenfeld	Ochsenfurt	N	P (P ₂ O ₅)	K (K ₂ O)
						t/ha			kg/ha		
1	keine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	Pflanzkohle		20	0	13,9				0	0	0
3	Pflanzkohle - aktiv	Buchenholz- hackschnitzel	20	20	13,9	15.10.2013	02.10.2013	10.10.2013	50	30	100
4	Pflanzkohle - aktiv		60	20	41,8				50	30	100
5	Pflanzkohle - aktiv		5	5	3,5				10	6	20
6	Holzkohle minimal	Buchenholz	0,2	0	0,06	09.10.2014	22.10.2014	01.10. 2014	0	0	0
7	HTC-Kohle aktiv	Maisstroh	20	20	N.A.	09.10.2014	22.10.2014	01.10. 2014	50	30	100

3.1.4 Erhobene Parameter

3.1.4.1 Kornertragsbestimmung

Zur Überprüfung der Effekte der Behandlungen auf die Erträge wurden die Parzellen auf voller Länge und 1,5 m Breite mit einem Parzellenmährescher geerntet. Der Ertrag wurde aus der Trockensubstanz (86 % Feuchte für Getreide und 91 % für Winterraps) und dem Frischgewicht ermittelt. Die Erfassung der Erträge fand am 08.08.2014, am 27.07.2015 und am 19.07.2016 in Puch, am 17.07.2014, am 11.09.2015 und am 17.08.2016 in Großlellenfeld und am 23.07.2014, am 15.07.2015 und am 30.07.2016 in Ochsenfurt statt.

3.1.4.2 Bodenchemie

Die pH-Werte wurden in 0,01 M CaCl_2 -Lösung in einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:25 (g/ml) gemessen (Tab. 14). Die C_t - und N_t -Gehalte wurden mit einem CN-Analysator (Vario-EL Cube, Elementar, Deutschland) nach trockener Verbrennung bei 1000°C bestimmt. Die Carbonat-C-Bestimmung erfolgte gasvolumetrisch nach Scheibler. Durch das Bilden der Differenz von C_t und Carbonat-C wurde der C_{org} -Gehalt ermittelt.

Aufgrund möglicher Kontaminationen mit Schwermetallen sowie produktionsbedingt gebildeten PAKs, Polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen und Furanen (PCDD/F) wurden die Pflanzenkohlen von einem externen Prüflabor (Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung) untersucht. Schwermetallgehalte wurden in einem Screeningverfahren für die Pflanzen- und HTC-Kohle bestimmt. Die HTC-Kohle wurde zur Sicherstellung der Seuchen- und Phytohygiene (§ 5 der DüMV) auf Salmonellen untersucht (Methode: ASU L 00.00-20 – mod). Es konnten keine Salmonellen nachgewiesen werden.

3.1.4.3 Bodenphysik

Für die Bestimmung der Trockenrohddichte wurden gemäß DIN ISO 11272:2001-01 Stechzylinderproben genommen und im Ofen bei 105°C getrocknet. Mit dem Trockengewicht konnte dann durch das bekannte Volumen die Trockenrohddichte (g/cm^3) errechnet werden.

Die Substanzdichte dient der Bestimmung der Dichte des Gesamtbodens und wird mit Hilfe des AccuPyc 1330 Pyknometer (Micromeritics Instrument Corporation, USA) ermittelt. Die Substanzdichte wird für die Kalkulation des Gesamtporenvolumens (GPV) verwendet. Dafür wurde luftgetrockneter und anschließend bei 105°C getrockneter Boden in die Probenkammer eingewogen und durch wiederholte, vollautomatische Volumenmessungen die exakte Dichte bestimmt. Die Festsubstanzdichte betrug für alle Standorte und Behandlungen $2,61 \pm 0,1 \text{ g}/\text{cm}^3$.

Die Texturanalyse basiert auf der DIN ISO 11277 Norm. Die Probe wurde dafür auf 2 mm gesiebt und luftgetrocknet. Nachdem die organische Substanz in einem Wasserbad (ca. 95°C) mit 30 %iger Wasserstoffperoxidlösung zerstört wurde, wurden lösliche Salze und Gips ausgewaschen bis die elektrische Leitfähigkeit bei $< 400 \mu\text{S}/\text{cm}$ lag. Abschließend wurde die Probe mit $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (Natriumpyrophosphat) dispergiert und 19 h geschüttelt. Durch Nasssiebung wurden die Bodenproben dann in Sand- bzw. durch Sedimentation (SEDIMAT 4-12) in Schluff- und Tonfraktionen getrennt.

Die Aggregatstabilität dient der Beurteilung der Verschlammungsneigung eines Bodens. Bestimmt wurde die Aggregatstabilität mit dem Siebtauchverfahren nach DIN 19683-16:1998-12. Ungestörte Bodenproben wurden luftgetrocknet und $< 2 \text{ mm}/> 1 \text{ mm}$ gesiebt.

Anschließend wurden die Aggregate in einem Siebtauchapparat automatisiert gesiebt und nach Trocknung die Gewichtsanteile bestimmt. Stabile Bodenaggregate werden mit Natriumpyrophosphat dispergiert, wodurch einzelne Sandkörner ausgesiebt und ihre Gewichtsanteile von den Aggregatmassen abgezogen werden können.

Der Wassergehalt wurde bei pF 1,8 an ungestörten und bei 4,2 an gestörten Bodenproben bestimmt. Dafür wurden die Proben mit Wasser aufgesättigt und anschließend entwässert. Dies erfolgte für pF 1,8 auf einer pF-Laborstation (ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Deutschland) und für pF 4,2 in einem Drucktopf (Druck-Membran Maschine (Eijkelkamp, Niederlande)). Nachdem sich ein Equilibrium eingestellt hat (3 Tage für pF 1,8, 3-7 Tage pF 4,2 abhängig von der Bodenart und überprüft mit einem Potentiometer (WP4 Potentiometer, Decagon Device, USA), werden die Proben gewogen, bei 105°C getrocknet und erneut gewogen, um den exakten Wassergehalt zu ermitteln und den volumetrischen Wassergehalt (cm^3 Wasser / cm^3 Boden) berechnen zu können. Zwischen pF 1,8 und 4,2 befindet sich das pflanzenverfügbare Wasser (nutzbare Feldkapazität). Wasser, das nach der Entwässerung bei pF 4,2 noch in der Bodenprobe ist, gilt als nicht pflanzenverfügbar (Totwasser), da es zu stark kapillar gebunden ist. Ebenfalls als nicht pflanzenverfügbar zählt Wasser, das bei geringeren Saugspannungen als pF 1,8 entwässert (Luftkapazität).

3.1.4.4 Bodenbiologie

Alle Proben wurden nach der Probenahme über Nacht getrocknet und dann auf <2 mm gesiebt. Bis zur weiteren Analyse wurden die Proben bei -18 °C tiefgefroren und einen Tag vor den Analysen im Kühlschrank bei 4 °C aufgetaut.

Die mikrobielle Aktivität wurde anhand des Katalase-Test nach Beck (1971) mit Anpassungen durchgeführt. Das Enzym Katalase spaltet toxisch wirkendes Wasserstoffperoxid zu Wasser und Sauerstoff und dient so den Mikroorganismen zur „Entgiftung“. Nach einer Einstellung der Bodenproben auf pH-Werte zwischen 6-7 wurde Wasserstoffperoxid zugegeben. Der in 3 Minuten abgespaltene Sauerstoff wurde manometrisch bestimmt.

Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Substratinduzierten Respiration (SIR) nach Heinemeyer et al. (1989) bestimmt. Die SIR von Mikroorganismen beruht auf einer sofort einsetzenden verstärkten Atmung (CO_2 -Abgabe) von Mikroorganismen bei der Zugabe von Glukose – einer leicht verfügbaren Kohlenstoffquelle. Die Untersuchung der aktiven mikrobiellen Biomasse ist entscheidend, da sich lediglich 2-30% der gesamten Biomasse in einem aktiven Zustand befinden (Van De Werf and Verstraete, 1987a; Van De Werf and Verstraete, 1987b) und dementsprechend an Abbau- und Syntheseleistungen teilnehmen. Durch die SIR-Methode erfolgt eine indirekte Bestimmung der aktiven mikrobiellen Biomasse in Böden (Anderson and Domsch, 1978) unter Verwendung eines Infrarot-Gasanalytators (ADC Modell 225 MK3, England) nach Heinemeyer et al. (1989). Feldfrische Bodenproben werden <2 mm gesiebt und anschließend zur Lagerung bei -18 °C eingefroren. Zur Analyse werden die tiefgefrorenen Proben einen Tag im Kühlschrank bei 4 °C aufgetaut. Je 50 g feldfrische Probe wurde in 23 Acrylglaszylinder zwischen zwei luftdurchlässige Schaumstoff-Stopfen eingewogen (s. Abb. 1.1) und in der Anlage angeschlossen. Ein Acrylglaszylinder blieb leer und diente als Kontrolle (Blindwert). Mit einer Umschaltfrequenz von 2,5 min kann eine stündliche Messung aller 24 Acrylglaszylinder erfolgen. Nach 24 h Vorinkubation, werden die Proben bei 22 °C mit Umgebungsluft durchströmt. Nach Zugabe von 0,2 g Glucose wird mit dem IR-Gasanalytator kontinuierlich die CO_2 -Konzentration der Probenluft mit der Außenluft

verglichen. Die CO₂-Produktionsrate wird unter Berücksichtigung der Gasdurchflussrate (ml min) und der Bodeneinwaage (in g) berechnet (in µg CO₂/g/h). Die CO₂-Konzentration ist proportional zur mikrobiellen Biomasse (in µg C/g) (Anderson and Domsch, 1978) und wird mit einem Konversionsfaktor von CO₂-Produktion zu Biomasse C von f=30 berechnet. Für die Berechnung des metabolischen Quotienten (Anderson and Domsch, 1993) wurde berechnet, wieviel C (µgCO₂-C) stündlich durch die mikrobielle Biomasse (mg C_{mic}) emittiert wird.

Der Quotient aus mikrobiellem und organischem Kohlenstoffgehalt des Bodens (C_{mic}/C_{org}) ist ein ökophysiologischer Parameter, der Aussagen über die C-Dynamik im Boden erlaubt. Vergleichende Biomasseuntersuchungen wirtschaftlich genutzter Böden in Bayern zeigten, dass der Anteil der aktiven mikrobiellen Biomasse an der organischen Bodensubstanz in Ackerböden 1-5% und in Wiesenböden 2-8% beträgt (Beck et al. 1992).

3.1.5 Statistik

Die erfassten Kornerträge wurden einzeln für jedes Jahr und jeden Standort mit einer Varianzanalyse und einem SNK-Test mit dem Programm SAS getestet. Die statistische Auswertung der mikrobiellen Biomasse, Katalasezahl und der C_{org}-Vorräte erfolgte mit Hilfe einer Varianzanalyse und nachfolgendem Tukey-Test mit dem Programm R (Version 3.3.2). Die Voraussetzungen wurden mit grafischen Methoden geprüft, wobei eine Inhomogenität der Varianzen auf Grund des ausgeglichenen Versuchsdesigns bis zu einem gewissen Grade toleriert wurde. Als Signifikanzniveau wurde 5 % festgelegt.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

Mit Ausnahme des HTC-8h Prozesswassers wurden in allen Pflanzen- und HTC-Kohleproben geringe Mengen PAKs nachgewiesen, welche allerdings als unbedenklich eingestuft wurden. Die drei Proben HTC 8 h Gärrest (Versuch VI von Teilprojekt I), Pyrolyse Gärrest 400 – 400 °C (Versuch VI von Teilprojekt I) und die im Feldversuch am Standort Ochsenfurt eingebrachte Pflanzenkohle wurden auf Dioxine und Furane untersucht und ebenfalls als unbedenklich klassifiziert. Weitgehend unauffällig waren die Proben auch bezüglich ihrer Schwermetallbelastungen, allerdings war die Messgenauigkeit der Screeningmethode für Cadmium und Arsen nicht ausreichend sensibel, um eine Bewertung nach DmV abzugeben. Nach EBC-Richtlinie entspricht die im Feldversuch eingebrachte Pflanzenkohle den Anforderungen für die Einstufung zur Premiumqualität. Gegen eine Ausbringung im Freiland bestehen laut Prüfbericht des Fraunhofer Instituts keinerlei Bedenken.

3.2.1 Kornerträge

Die Kornerträge an allen drei Standorten zeigten innerhalb der Versuchsfläche eine hohe Variabilität (Abb. 16 bis Abb. 18), was zu einem hohen Versuchsfehler führte und deshalb statistisch nicht sinnvoll ausgewertet werden konnte. Tatsächlich waren in keinem Jahr und an keinem Standort die Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten statistisch absicherbar. Da in Ochsenfurt über den gesamten Versuchszeitraum Winterroggen angebaut wurde, können Rückschlüsse auf jährliche Schwankungen getroffen werden, was aufgrund der unterschiedlichen Erträge je Feldfrucht für die anderen Standorte nicht möglich ist. In Abb. 17 sind mittlere Kornerträge aus Ochsenfurt und dazugehörige Standardabweichungen dargestellt. Deutlich werden zum Teil starke Ertragseinbußen des

sandigen Versuchsstandorts im Versuchsjahr 2015 und 2017, wenn man die Erträge mit normalen Niederschlagsjahren vergleicht. Der Trocken- und Hitzestress von 2015 sorgte auf allen Parzellen trotz Kohleapplikation für Ertragseinbußen beim Winterroggen. Ein positiver Effekt durch die Pflanzenkohle auf die Wasserspeicherfähigkeit, die am Ertrag abzulesen war, konnte dementsprechend in diesem Jahr mit großem Trockenstress nicht abgeleitet werden. In Großlellenfeld und Puch wurde bedingt durch die unterschiedlichen Feldfrüchte die Kornertragsdifferenz je Jahr im Vergleich zur jeweiligen unbehandelten Kontrolle dargestellt. Auch hier konnte kein eindeutiger Trend bezüglich der Erträge bedingt durch die Pflanzenkohle festgestellt werden. Aus anderen Feld- und Laborversuchen geht hervor, dass positive Pflanzenkohlewirkungen häufig auf den Einfluss der pH-Veränderung im Boden sowie der zugeführten Nährstoffe und löslichen bzw. leichtflüchtigen organischen Verbindungen zurückzuführen sind (Jeffery et al., 2011). Diese Veränderungen können einen direkten Einfluss auf Pflanzen und Bodenmikroorganismen haben, sind jedoch meist nur kurzfristig. So zeigten sich in Studien von Kloss et al. (2014), Deenik et al. (2011) und Gaskin et al. (2010) anfänglich sowohl positive als auch negative Effekte auf Bodenfunktionen und Erträge, diese nahmen jedoch mit voranschreitender Versuchsdauer ab und die mit Kohlen behandelten Varianten glichen sich an das Kontrollniveau an. In diesem Feldversuch waren Änderungen des pH-Wert nur minimal, zudem war eine optimale Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen durch die gängige landwirtschaftliche Praxis gewährleistet (Tab. 12 im Anhang), weshalb sich die Kohlebringung nicht wie in den genannten Untersuchungen positiv auswirkte.

Entgegen der Hypothese **H1** zeigte die Pflanzenkohle auf keinem Standort eine ertragssteigernde Wirkung oder reduzierte Ertragseinbußen in trockenen Jahren. Auch die Aktivierung mit einer Nährstofflösung erbrachte keine Ertragssteigerung gegenüber der Kontrollvariante (**H2**). In Großlellenfeld wurden sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Kornerträge auf der 60 t/ha Variante beobachtet und auch die anderen Standorte zeichneten sich durch keinen eindeutigen Trend nach der Behandlung aus. Dementsprechend kann die Hypothese **H3** durch diesen Versuch widerlegt werden. Wie vermutet hatte auch die geringe Zugabe der Holzkohle keine Effekte auf die Erträge (**H4**). Im Gegensatz zu erwarteten Ertragseinbußen wurde weder zu Beginn noch zum Ende des Versuchs ein ertragssenkender Effekt durch die Behandlung mit HTC-Kohle verzeichnet (**H5**).

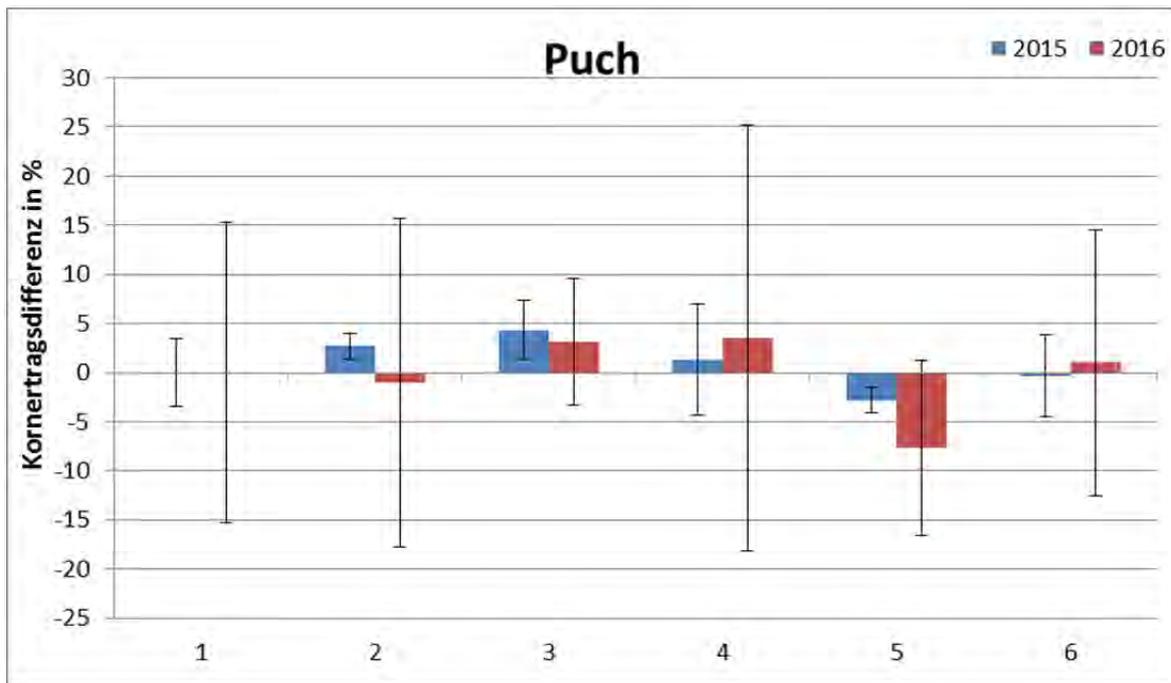


Abb. 16: Kornertrag des Versuchsstandorts Puch in den Jahren 2015 und 2016. Zur Ertragserfassung 2014 war die Holzkohlebehandlung (Variante 6) noch nicht erfolgt, gilt also als zusätzliche Kontrolle. Die Variante 7 wurde in Puch nicht mit HTC-Kohle behandelt. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

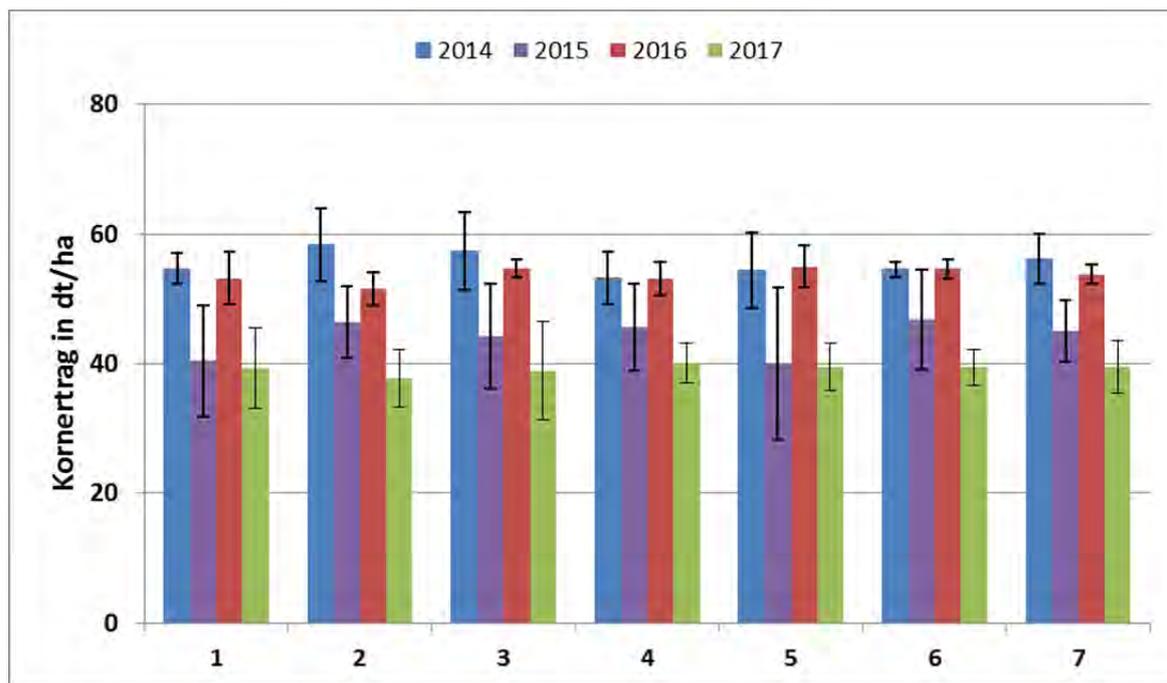


Abb. 17: Kornerträge des Versuchsstandorts Ochsenfurt in den Jahren 2014 bis 2017. Zur Ertrags erfassung 2014 waren die Holz- und HTC-Kohlebehandlung (Variante 6 und 7) noch nicht erfolgt, gelten also als zusätzliche Kontrollen. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

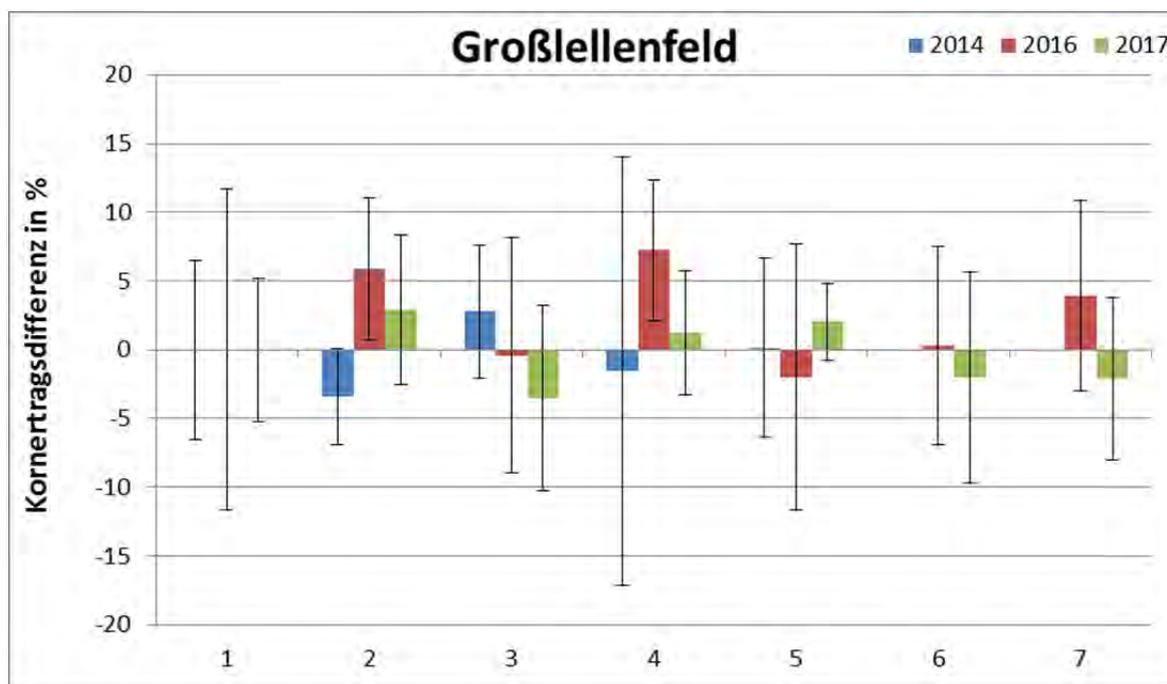


Abb. 18: Kornertragsdifferenz im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (Variante 1) des Versuchsstandorts Großellenfeld in den Jahren 2014 bis 2017. Zur Ertrags erfassung 2014 waren die Holz- und HTC-Kohlebehandlung (Variante 6 und 7) noch nicht erfolgt, gelten also als zusätzliche Kontrollen. 2015 wurde Silomais angebaut, weshalb keine Kornertrags erfassung stattfand. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

3.2.2 pH-Werte sowie Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt

Die pH-Werte stiegen 2014 nach der 60 t/ha Pflanzengabe signifikant in Großlellenfeld von $5,9 \pm 0,1$ auf $6,6 \pm 0,1$ und in Ochsenfurt von $5,7 \pm 0,2$ auf $6,9 \pm 0,3$ an (Tab. 14). Die geringeren Gaben hatten keinen Effekt auf die pH-Werte. In den folgenden Jahren verlor sich auch der Effekt der 60 t/ha Gaben – vermutlich aufgrund einer besseren Einarbeitung.

Die C_{org} - und N_{t} -Gehalte in Puch liegen erst ab 2015 vor. Angemerkt werden sollte, dass die N_{t} -Gehalte in Puch auf der Fläche von Variante 4 (60 t/ha) schon vor der Pflanzenkohlebehandlung 38 % höher lagen, als auf den Kontrollparzellen.

Auf den sandigen Versuchsstandorten Großlellenfeld und Ochsenfurt konnte bei den Probenahmen im Frühling 2014 ein erheblicher Anstieg der C_{org} - und N_{t} -Gehalte festgestellt werden (Abb. 19 und Abb. 32 im Anhang). Gaben von 20 t/ha nicht aktivierter Pflanzenkohle erhöhten den ursprünglichen C_{org} -Gehalt um 32 % (Großlellenfeld) und 45 % (Ochsenfurt). In der aktivierten Variante stiegen die C_{org} -Gehalte 49 % (Großlellenfeld) und 71 % (Ochsenfurt). Die N_{t} -Gehalte stiegen in Ochsenfurt um 23 % nach 20 t/ha nicht aktivierter Pflanzenkohle und um 29 % bei aktivierter Kohle. In Großlellenfeld hingegen konnte kein eindeutiger Effekt der Pflanzenkohle auf die N_{t} -Gehalte beobachtet werden.

Die 60 t/ha Pflanzenkohle-Variante führte zu Anstiegen der C_{org} -Gehalte um 142 % in Ochsenfurt und 127 % in Großlellenfeld. Währenddessen die N-Gehalte in Ochsenfurt um 38 % anstiegen, war der Effekt in Großlellenfeld marginal.

In den darauffolgenden Jahren fällt der Anstieg des C_{org} -Gehalt – wahrscheinlich aufgrund der zunehmenden Durchmischung von Pflanzenkohle und Boden – wesentlich schwächer aus. 2015 und 2016 zeichneten sich in Puch nur die 60 t/ha Variante von den anderen Behandlungen ab. Im Vergleich zur Kontrolle war der C_{org} -Gehalt 2015 und 2016 1/3 höher. In Ochsenfurt und Großlellenfeld ist eine eindeutige Aussage zu Effekten der Pflanzenkohle auf den C_{org} -Gehalt für 2015 und 2016 aufgrund der großen Standardabweichungen nicht möglich. Währenddessen in Großlellenfeld zwar noch ein Trend zu höheren C_{org} -Gehalten in der 60 t/ha Variante erkennbar ist, führen in Ochsenfurt die 20 t/ha und 60 t/ha Pflanzenkohlegaben zu gleichwertigen Anstiegen des C_{org} -Gehaltes.

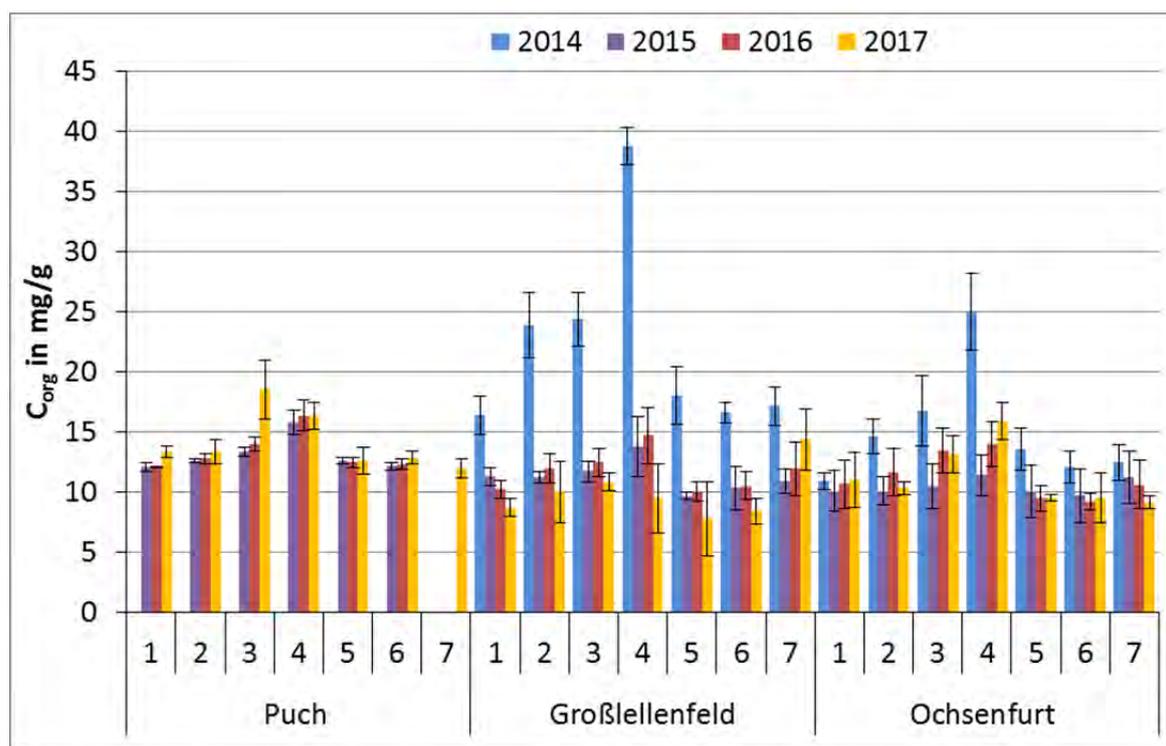


Abb. 19: Organische Kohlenstoffgehalte der drei Versuchsstandorte der Jahre 2014 bis 2017. In Puch wurden 2014 Proben vor der Behandlung genommen, enthalten also für dieses Jahr noch keine Pflanzenkohle. Buchenholz- sowie die HTC-Kohle (Variante 6 und 7) wurden erst im Herbst 2014 aufgebracht. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

Die C_{org} -Gehalte steigen wie in **H6** angenommen, doch bleibt der langfristige Effekt der Zugabe gering. Die Anstiege der 60 t/ha Variante sind zwar die höchsten, doch stehen diese nicht im Verhältnis zu den nahezu gleichwertigen Anstiegen der 20 t/ha Variante.

Entgegen der Hypothese **H7** konnten weder kurz- noch mittelfristig höhere C_{org} -Gehalte nach einer Gabe von 20 t/ha HTC-Kohle gefunden werden. Auch der erwartete Verlust organischen C gegen Ende des Versuchs bedingt durch eine geringere Stabilität der HTC-Kohle gegenüber der Pflanzenkohle wurde nicht beobachtet. Starke wachstumshemmende oder -steigernde Wirkungen der Pflanzenkohle oder HTC-Kohle wurden ebenfalls nicht beobachtet, weshalb nicht von erhöhten oder verringerten C_{org} -Einträgen durch pflanzliche Biomasse ausgegangen wird.

Die C/N Verhältnisse stiegen mit der Masse der Pflanzenkohlegabe in Großlellenfeld und Ochsenfurt (Tab. 14, Anhang).

Proben für die C_{org} - und N_t -Vorratsberechnung wurden im Jahr 2017 genommen (Tab. 8). Hierfür erfolgte eine Beprobung der gesamten Pflugsohle (bis 30 cm Tiefe), sowie unterhalb der Pflugsohle (30-45 cm). So können Translokationsprozesse der Pflanzenkohle in tiefere Horizonte berücksichtigt werden. Die Kohle wurde ausschließlich im Pflughorizont wiedergefunden, wodurch eine Verlagerung großer C_{org} -Mengen in tiefere Horizonte ausgeschlossen werden kann. Innerhalb des gepflügten Bereichs gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Tiefenstufen.

Auf allen drei Standorten blieb der Boden unterhalb der Pflugsohle unbeeinflusst von den Kohlegaben (Abb. 20). 60 t/ha erhöhten den C-Vorrat in Puch und Ochsenfurt in den oberen 15 cm. Interessanter Weise zeigten die aktivierte und die nicht aktivierte 20 t/ha

Pflanzkohlegabe nicht den gleichen Effekt. Besonders in Puch und Ochsenfurt stiegen die C-Vorräte stärker in den aktivierten Varianten. Hinzu kommt, dass der Anstieg der 60 t/ha Pflanzkohlegabe bei weitem geringer ausfällt als in der 20 t/ha Variante (80 % zu 30 %). Die Variante 6 (und in geringerem Umfang Variante 5 und 7) zeigen eher geringere Vorräte als die Kontrollvariante 1.

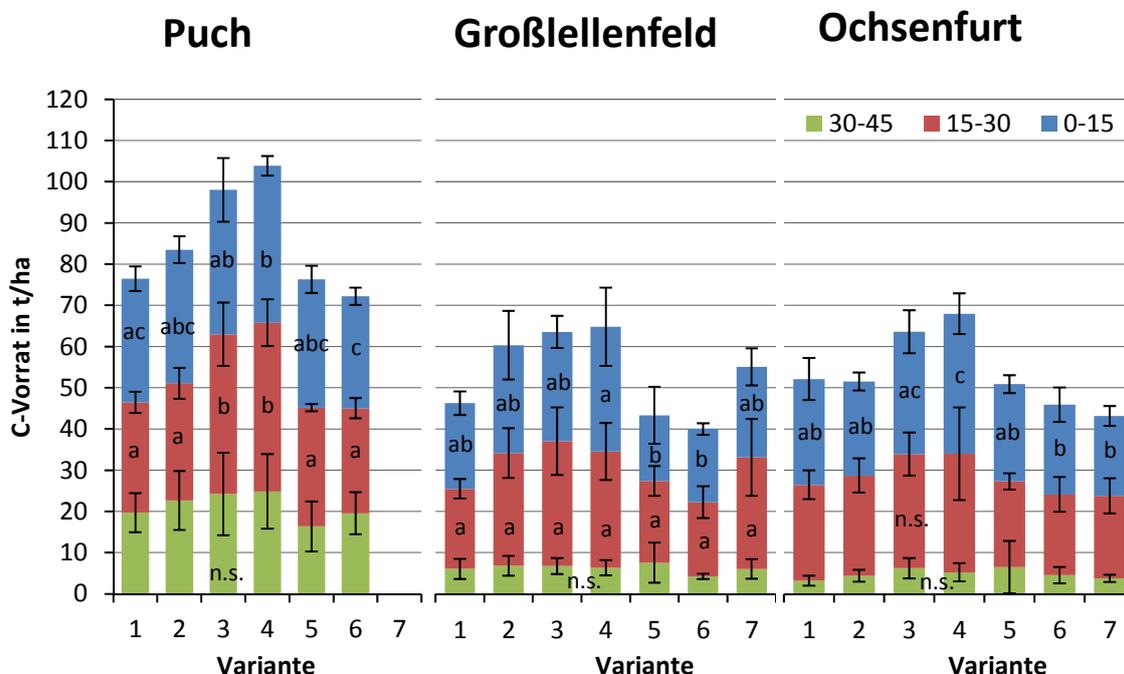


Abb. 20: Kohlenstoffvorräte von 2017 in den Tiefenstufen 0-15cm, 15-30 cm und 30-45 cm. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen. Unterschiedliche Buchstaben je Tiefenstufe markieren signifikante Unterschiede. N.s. = nicht signifikant für die gesamte Tiefenstufe des Standorts.

Tab. 8: Mittelwerte mit Standardabweichung ($n=4$) der organischen Kohlenstoffvorräte in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm von Proben aus dem Jahr 2017. In Puch wurde keine HTC-Kohle ausgebracht (Variante 7).

Jahr	Ort	Variante	C _{org} -Vorrat		
			0-15 cm	15-30 cm	30-45 cm
			t/ha		
2017	Puch	1	30,0 ± 3,0	26,8 ± 2,6	19,7 ± 4,7
		2	32,4 ± 3,3	28,4 ± 3,7	22,7 ± 7,1
		3	35,1 ± 7,7	38,7 ± 7,7	24,2 ± 10,0
		4	38,1 ± 2,4	41,0 ± 5,7	24,8 ± 9,1
		5	31,1 ± 3,3	28,9 ± 0,9	16,3 ± 6,1
		6	27,1 ± 2,1	25,5 ± 2,5	19,6 ± 5,1
		7	-	-	-
	Großlellenfeld	1	20,8 ± 2,8	19,4 ± 2,4	6,1 ± 2,5
		2	26,2 ± 8,3	27,3 ± 6,0	6,8 ± 2,4
		3	26,5 ± 3,9	30,3 ± 8,2	6,7 ± 1,9
		4	30,3 ± 9,5	28,2 ± 6,9	6,3 ± 1,8
		5	15,9 ± 6,9	19,8 ± 3,6	7,6 ± 4,9
		6	17,7 ± 1,4	18,0 ± 3,9	4,2 ± 0,6
		7	21,9 ± 4,5	27,1 ± 9,3	6,0 ± 2,4
	Ochsenfurt	1	25,7 ± 5,1	23,3 ± 3,5	3,2 ± 1,2
		2	22,8 ± 2,2	24,3 ± 4,1	4,4 ± 1,5
		3	29,7 ± 5,2	27,7 ± 5,2	6,2 ± 2,5
		4	34,0 ± 4,9	28,8 ± 11,3	5,2 ± 2,2
		5	23,6 ± 2,2	20,8 ± 2,0	6,5 ± 6,3
		6	21,8 ± 4,2	19,6 ± 4,2	4,5 ± 1,9
		7	19,4 ± 2,4	20,0 ± 4,3	3,7 ± 0,9

Tab. 9: Mittelwerte mit Standardabweichung ($n=4$) der Stickstoffvorräte in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm von Proben aus dem Jahr 2017. In Puch wurde keine HTC-Kohle ausgebracht (Variante 7).

Jahr	Ort	Variante	N _t -Vorrat		
			0-15 cm	15-30 cm	30-45 cm
			t/ha		
2017	Puch	1	2,98 ± 0,38	2,72 ± 0,32	2,07 ± 0,45
		2	3,09 ± 0,33	2,64 ± 0,28	2,26 ± 0,62
		3	3,03 ± 0,40	2,99 ± 0,31	2,35 ± 0,69
		4	3,13 ± 0,32	3,00 ± 0,32	2,33 ± 0,66
		5	3,04 ± 0,29	2,81 ± 0,13	1,69 ± 0,59
		6	2,73 ± 0,22	2,59 ± 0,26	2,04 ± 0,51
		7	-	-	-
	Großlellenfeld	1	1,72 ± 0,29	1,62 ± 0,24	0,65 ± 0,28
		2	1,91 ± 0,61	1,93 ± 0,45	0,71 ± 0,25
		3	1,88 ± 0,33	1,99 ± 0,34	0,72 ± 0,22
		4	1,85 ± 0,39	1,83 ± 0,29	0,72 ± 0,17
		5	1,36 ± 0,45	1,61 ± 0,25	0,75 ± 0,38
		6	1,45 ± 0,16	1,39 ± 0,17	0,49 ± 0,09
		7	1,57 ± 0,10	1,83 ± 0,37	0,63 ± 0,26
	Ochsenfurt	1	2,19 ± 0,27	1,91 ± 0,23	0,30 ± 0,15
		2	1,85 ± 0,27	1,84 ± 0,08	0,43 ± 0,18
		3	2,10 ± 0,22	1,98 ± 0,27	0,58 ± 0,26
		4	2,30 ± 0,37	1,93 ± 0,42	0,45 ± 0,18
		5	2,05 ± 0,28	1,72 ± 0,16	0,57 ± 0,58
		6	1,84 ± 0,29	1,63 ± 0,32	0,42 ± 0,23
		7	1,69 ± 0,24	1,66 ± 0,29	0,36 ± 0,08

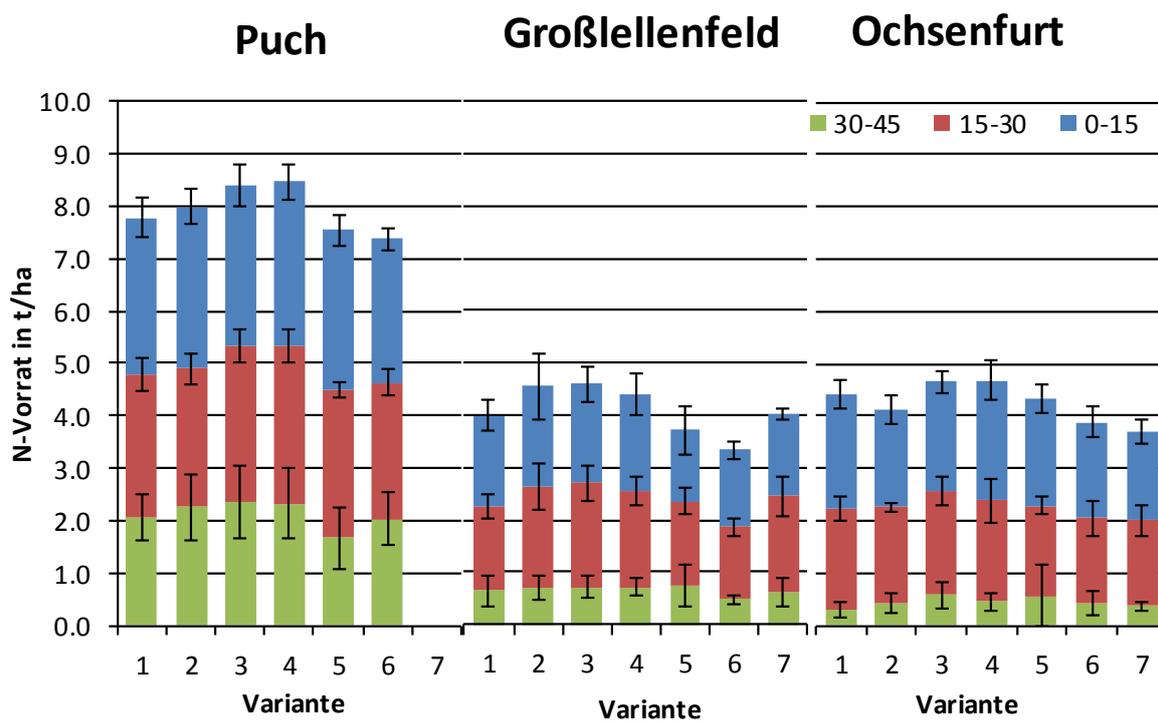


Abb. 21: Stickstoffvorräte von 2017 in den Tiefenstufen 0-15cm, 15-30 cm und 30-45 cm. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

3.2.3 Bodenphysikalische Parameter

Die bodenphysikalischen Untersuchungen zeigten, dass eine homogene Verteilung der Textur und Substanzdichte auf den Versuchsfeldern vorlag (Abb. 29 bis Abb. 31).

Entgegen der Hypothesen hatten weder die Bodenart noch die Menge der Pflanzenkohlegabe einen Einfluss auf bodenphysikalische Parameter. Die Luftkapazität des lehmigen Bodens in Puch sowie die Luftkapazität blieben selbst bei 60 t/ ha Pflanzenkohle unbeeinflusst. Die sandigen Böden in Großlellenfeld und Ochsenfurt profitierten ebenfalls entgegen der Erwartungen nicht durch erhöhte Porenvolumina (Tab. 10).

Tab. 10: Parameter für den Bodenwasserhaushalt aus den oberen 15 cm.

GPV=Gesamtporenvolumen, LK=Luftkapazität, FK=Feldkapazität (pF 1,8), nFK=nutzbare Feldkapazität (pF 1,8 bis 4,2), TW=Totwasser (>pF 4,2)

Versuchs- standort	Vari- ante	GPV	LK	FK Vol%	nFK	TW
Puch	1	49,0 ± 4,7	12,3 ± 7,2	36,7 ± 2,7	26,0 ± 1,9	5,8 ± 0,2
	2	51,7 ± 3,1	15,8 ± 4,7	35,9 ± 1,9	25,6 ± 1,5	5,9 ± 0,2
	3	51,6 ± 4,6	17,3 ± 7,1	34,3 ± 3,2	24,1 ± 2,6	5,8 ± 0,2
	4	49,4 ± 3,6	11,8 ± 5,2	37,7 ± 2,2	27,2 ± 1,9	5,7 ± 0,1
	5	49,8 ± 5,8	13,7 ± 9,3	36,1 ± 4,0	25,4 ± 3,1	5,9 ± 0,1
	6	47,5 ± 5,3	11,3 ± 7,9	36,3 ± 3,0	25,1 ± 2,3	5,9 ± 0,2
	7	48,7 ± 2,4	12,2 ± 3,0	36,5 ± 1,3	25,8 ± 1,2	5,7 ± 0,1
Groß- lellenfeld	1	43,8 ± 2,2	27,6 ± 3,3	16,3 ± 1,4		
	2	44,9 ± 1,8	27,8 ± 2,3	17,1 ± 1,1		
	3	44,7 ± 2,7	27,9 ± 3,4	16,8 ± 1,3		
	4	44,8 ± 2,8	27,0 ± 2,9	17,8 ± 1,6	Nicht analysiert	
	5	44,0 ± 2,1	28,1 ± 2,8	16,0 ± 1,0		
	6	43,9 ± 2,1	27,4 ± 2,8	16,5 ± 1,2		
	7	44,7 ± 2,7	27,0 ± 3,3	17,7 ± 2,0		
Ochsen- furt	1	49,6 ± 2,0	36,1 ± 2,7	13,4 ± 1,3		
	2	50,3 ± 1,7	35,8 ± 1,8	14,6 ± 1,2		
	3	50,0 ± 2,9	35,5 ± 3,4	14,6 ± 1,5		
	4	50,6 ± 1,9	35,1 ± 2,1	15,5 ± 2,1	Nicht analysiert	
	5	49,9 ± 2,0	36,0 ± 2,1	14,0 ± 1,7		
	6	50,1 ± 1,7	36,6 ± 2,7	13,4 ± 1,3		
	7	49,7 ± 2,0	36,5 ± 2,7	13,2 ± 1,2		

Die Lagerungsdichte wurde 2017 an Proben aus 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm Tiefe bestimmt. Durch keine Applikation konnten signifikante Änderungen der Lagerungsdichte erzielt werden (Tab. 11).

Tab. 11: Lagerungsdichte bestimmt an Proben von 2017 in den Tiefenstufen 0-15 cm, 15-30 cm und 30-45 cm (n=4).

Jahr	Ort	Variante	Lagerungsdichte		
			0-15 cm	15-30 cm	30-45 cm
			g/cm ³		
2017	Puch	1	1,33 ± 0,10	1,43 ± 0,05	1,48 ± 0,06
		2	1,26 ± 0,06	1,37 ± 0,08	1,50 ± 0,06
		3	1,26 ± 0,11	1,35 ± 0,09	1,45 ± 0,08
		4	1,32 ± 0,09	1,36 ± 0,08	1,47 ± 0,07
		5	1,31 ± 0,12	1,38 ± 0,07	1,50 ± 0,04
		6	1,37 ± 0,08	1,38 ± 0,07	1,54 ± 0,02
		7	-	-	-
	Großlellenfeld	1	1,50 ± 0,06	1,51 ± 0,11	1,70 ± 0,06
		2	1,51 ± 0,10	1,45 ± 0,07	1,67 ± 0,05
		3	1,47 ± 0,09	1,56 ± 0,08	1,65 ± 0,03
		4	1,44 ± 0,06	1,47 ± 0,10	1,67 ± 0,06
		5	1,47 ± 0,06	1,45 ± 0,05	1,68 ± 0,05
		6	1,55 ± 0,10	1,58 ± 0,07	1,67 ± 0,05
		7	1,47 ± 0,03	1,52 ± 0,07	1,68 ± 0,06
	Ochsenfurt	1	1,39 ± 0,04	1,51 ± 0,07	1,67 ± 0,07
		2	1,39 ± 0,08	1,50 ± 0,05	1,64 ± 0,06
		3	1,32 ± 0,07	1,50 ± 0,07	1,65 ± 0,03
		4	1,36 ± 0,06	1,51 ± 0,06	1,63 ± 0,03
		5	1,37 ± 0,08	1,52 ± 0,04	1,60 ± 0,09
		6	1,36 ± 0,06	1,48 ± 0,07	1,59 ± 0,06
		7	1,36 ± 0,08	1,49 ± 0,05	1,63 ± 0,05

Die Aggregatstabilität wurde nur in Großlellenfeld und Puch bestimmt (Abb. 22 und Abb. 23). Aufgrund des hohen Sandanteils in Ochsenfurt (siehe Textur, Abb. 31) konnten die Parzellen nicht mit der gängigen Methode beprobt werden. Auch bezüglich der Aggregatstabilität ist die Variabilität zwischen den Jahren größer als substratinduzierte Effekte, was keine Schlussfolgerungen auf Pflanzenkohleeffekte zulässt.

Entgegen der Hypothese **H8** konnten weder auf dem lehmigen Standort (Puch) gesteigerte Luftkapazitäten und sinkende Lagerungsdichten, noch steigende Wasserhaltefähigkeiten auf dem sandigen Standort (Ochsenfurt) festgestellt werden.

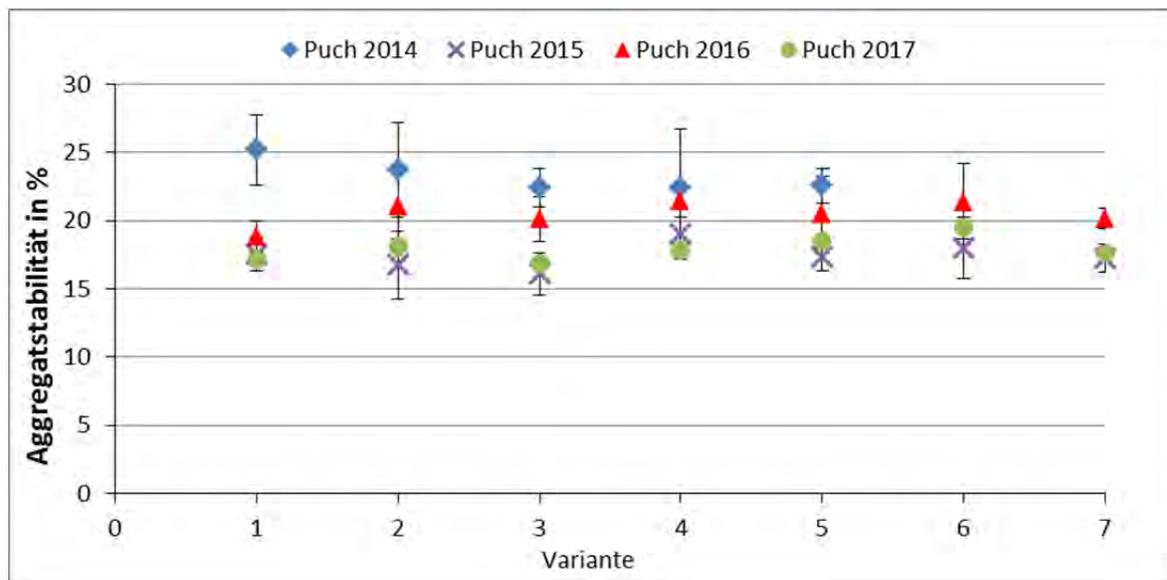


Abb. 22: Aggregatstabilität des Bodens in Puch zwischen 2014 und 2017. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

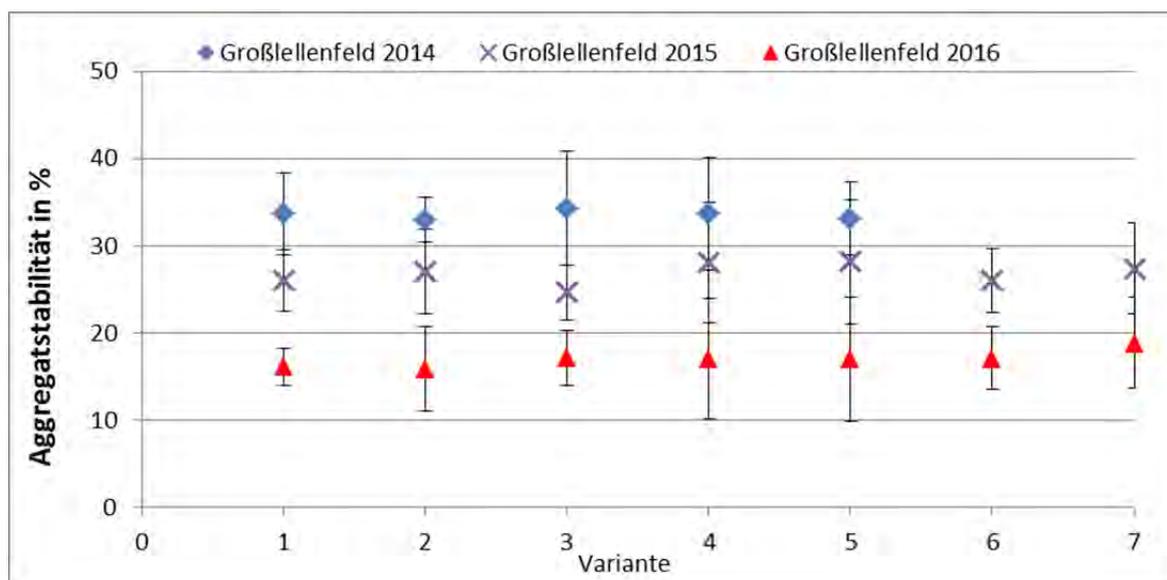


Abb. 23: Aggregatstabilität des Bodens in Großlellenfeld zwischen 2014 und 2016. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

3.2.4 Mikrobielle Bodenparameter

Effekte der Pflanzenkohleapplikation auf die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) zeigten sich nur in den ersten 3 Jahren (Abb. 24). Der lehmige Standort Puch wies die höchsten C_{mic} auf, Ochsenfurt die geringsten. Die Werte reichten in Puch von 251 bis 565 $\mu\text{gC/gTS}$, in Großlellenfeld von 228 bis 432 $\mu\text{gC/gTS}$ und in Ochsenfurt von 138 bis 262 $\mu\text{gC/gTS}$.

In Puch wurden nur 2015 signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt jedoch ist eine eindeutige Interpretation aufgrund der großen Inhomogenität der Flächen nicht möglich. Deutlich wird dies an den extremen Unterschieden der unbehandelten Variante 1 und 7 (Variante 7 wurde in Puch nicht mit HTC-Kohle behandelt).

In Großlellenfeld wurden im 1. und 3. Jahr signifikante Unterschiede der mikrobiellen Biomasse aufgrund der unterschiedlichen Behandlungen festgestellt. Im 1. Jahr wurde durch die Zugabe der Pflanzenkohle die mikrobielle Biomasse erhöht oder tendierte zu erhöhten Werten. Dieser Effekt war in den Folgejahren nicht mehr erkennbar. 2016 wurde eine signifikant höhere C_{mic} in der HTC-Kohlevariante ermittelt.

In Ochsenfurt kam es wie erwartet zu den stärksten Anstiegen der mikrobiellen Biomasse durch Pflanzenkohle. Im ersten Jahr hatte die höchste Kohlegabe den höchsten Anstieg der C_{mic} -Gehalte zur Folge. Für das Jahr nach der Ausbringung war dies signifikant gegenüber der Kontrollvariante und den Flächen auf denen nur 5 t/ha Kohle ausgebracht wurden. Aber auch die 20 t/ha Gaben – unabhängig ob aktiviert oder nicht aktiviert – zeigten 2016 signifikant erhöhende C_{mic} -Werte gegenüber der Kontrolle. Die 5 t/ha Gabe, die Buchenholzkohlevariante sowie die HTC-Kohlevariante bewirkten keine signifikanten Veränderungen der C_{mic} -Gehalte.

Wie im Statistikabschnitt erwähnt, konnte für die Basalatmung aufgrund der Varianzinhomogenität keine valide Statistik berechnet werden (Abb. 25). Auch ist kein eindeutiger Trend in Abhängigkeit der Behandlungen ableitbar.

Die großen Unterschiede der aktiven mikrobiellen Biomasse (Katalaseaktivität) zwischen den Standorten verdeutlichen die unterschiedlichen Habitateigenschaften, die am schlechtesten auf dem sandigen Standort in Ochsenfurt ausfallen. In Großlellenfeld und Puch zeigten schon die unbehandelten Kontrollen mit 12,1 und 19,5 ml O_2 doppelt bis dreifach höhere Katalasezahlen als das Pendant in Ochsenfurt. Ochsenfurt war die einzige Versuchsfläche auf der die Behandlungen mit Pflanzenkohle im ersten Versuchsjahr signifikante Anstiege der Katalaseaktivität zeigten (Abb. 26). Im Vergleich zu der unbehandelten Kontrolle steigerten Pflanzenkohlegaben von 60 t/ha die geringe Katalasezahl um 19 % von 6,4 ml O_2 auf 7,6 ml O_2 . Es spielte für die aktive mikrobielle Biomasse keine Rolle, ob die Fläche mit 20 t/ha aktivierter oder nicht aktivierter Pflanzenkohle behandelt wurde. Alle Dosen unter 60 t/ha hatten keinen Einfluss auf die aktive mikrobielle Biomasse.

Der metabolische Quotient lässt wie die Basalatmung keine valide Statistik aufgrund der Varianzinhomogenität zu (Abb. 27). Auffällig sind jedoch die Unterschiede zwischen Puch und Großlellenfeld im Vergleich zu Ochsenfurt. Im Gegensatz zu Puch und Großlellenfeld ist die C-Nutzungseffizienz der Mikroorganismen in Ochsenfurt wesentlich schlechter. Vorhandener C wird zum Erhalt der mikrobiellen Biomasse benötigt, also präferenziell mineralisiert. Das bedeutet allerdings auch, dass weniger C für den Aufbau mikrobieller Biomasse und damit für den Aufbau eines Langzeitspeicherpools genutzt wird.

Entgegen der Hypothese **H9** konnten keine bodenartsspezifischen Effekte auf bodenbiologische Parameter festgestellt werden. Sowohl der lehmige als auch die sandigen Standorte zeigten positive Effekte auf C_{mic} , dies jedoch nicht über den gesamten Versuchszeitraum. Die mikrobielle Aktivität wurde nur nach hohen Pflanzenkohlegaben (60 t/ha) in Ochsenfurt im ersten Beprobungsjahr (nach 6 Monaten im Feld) erhöht. Die Aktivierung mit der Nährstofflösung hatte keinerlei Auswirkungen auf die Effizienz der Pflanzenkohle bzgl. der bodenbiologischen Parameter. Auch erwartete negative Effekte der HTC-Kohle zu Beginn des Versuchs blieben aus. Die geringe Holzkohlegabe von 0,2 t/ha auf die mikrobielle Aktivität wurde überschätzt. Auf keinem Standort konnte eine Stimulierung der gemessenen Aktivitätsparameter nach der Gabe von Holzkohle eindeutig bestätigt werden (**H10**).

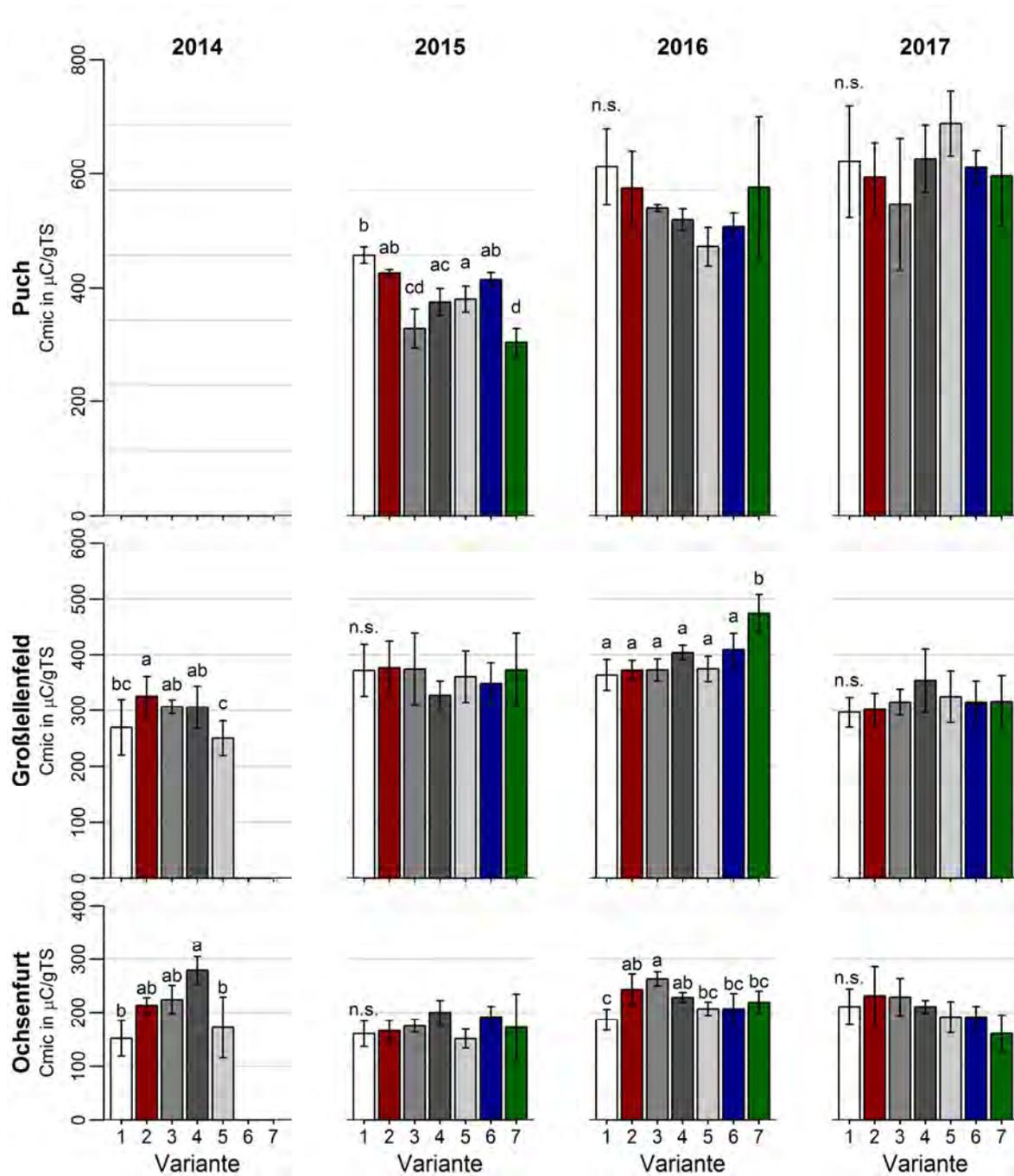


Abb. 24: Mikrobielle Biomasse aus vier Feldwiederholungen. N. s. kennzeichnet nicht signifikante Unterschiede. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben über den Balken markiert ($p=0,05$).

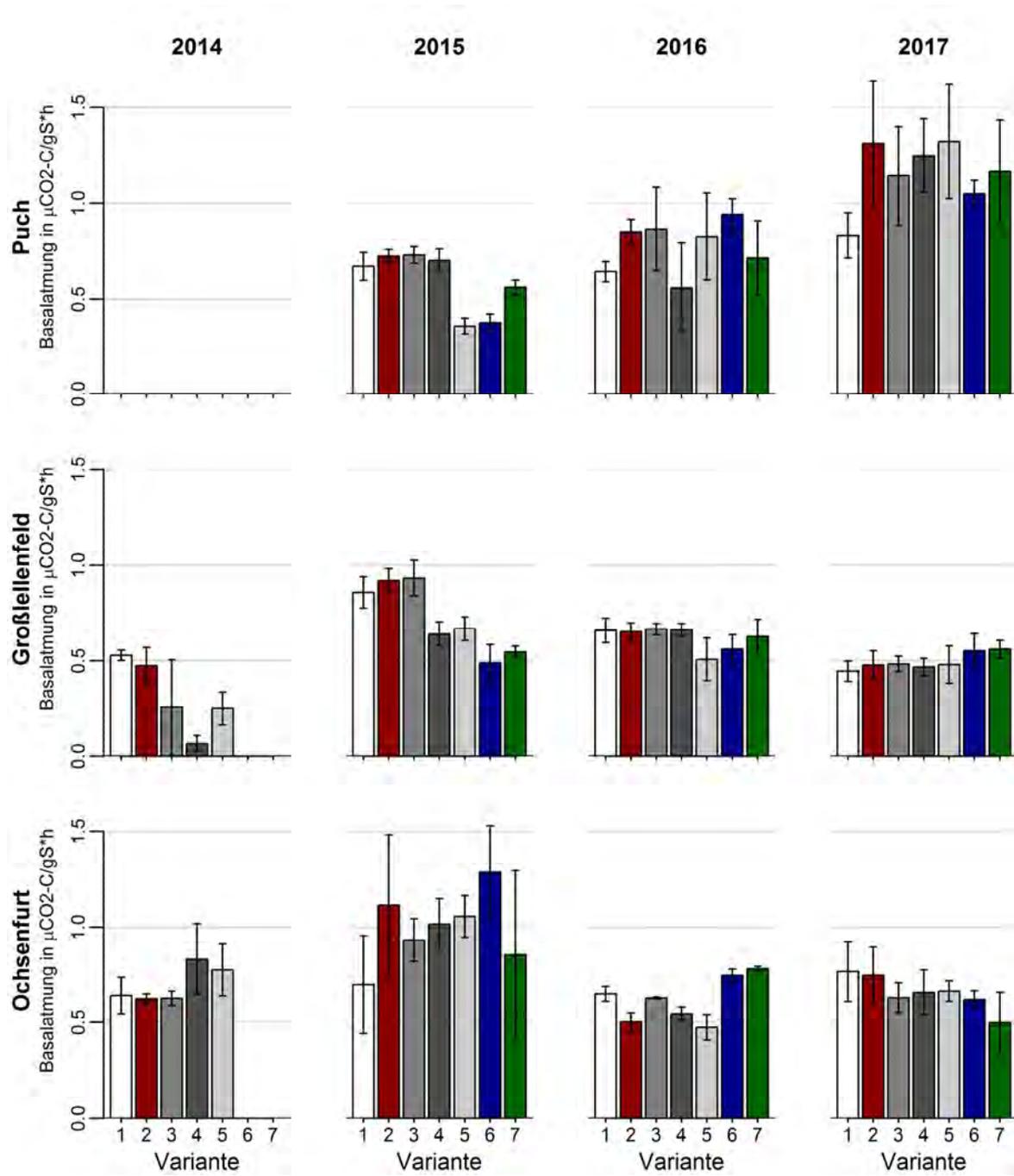


Abb. 25: Basalatmung aus vier Feldwiederholungen.

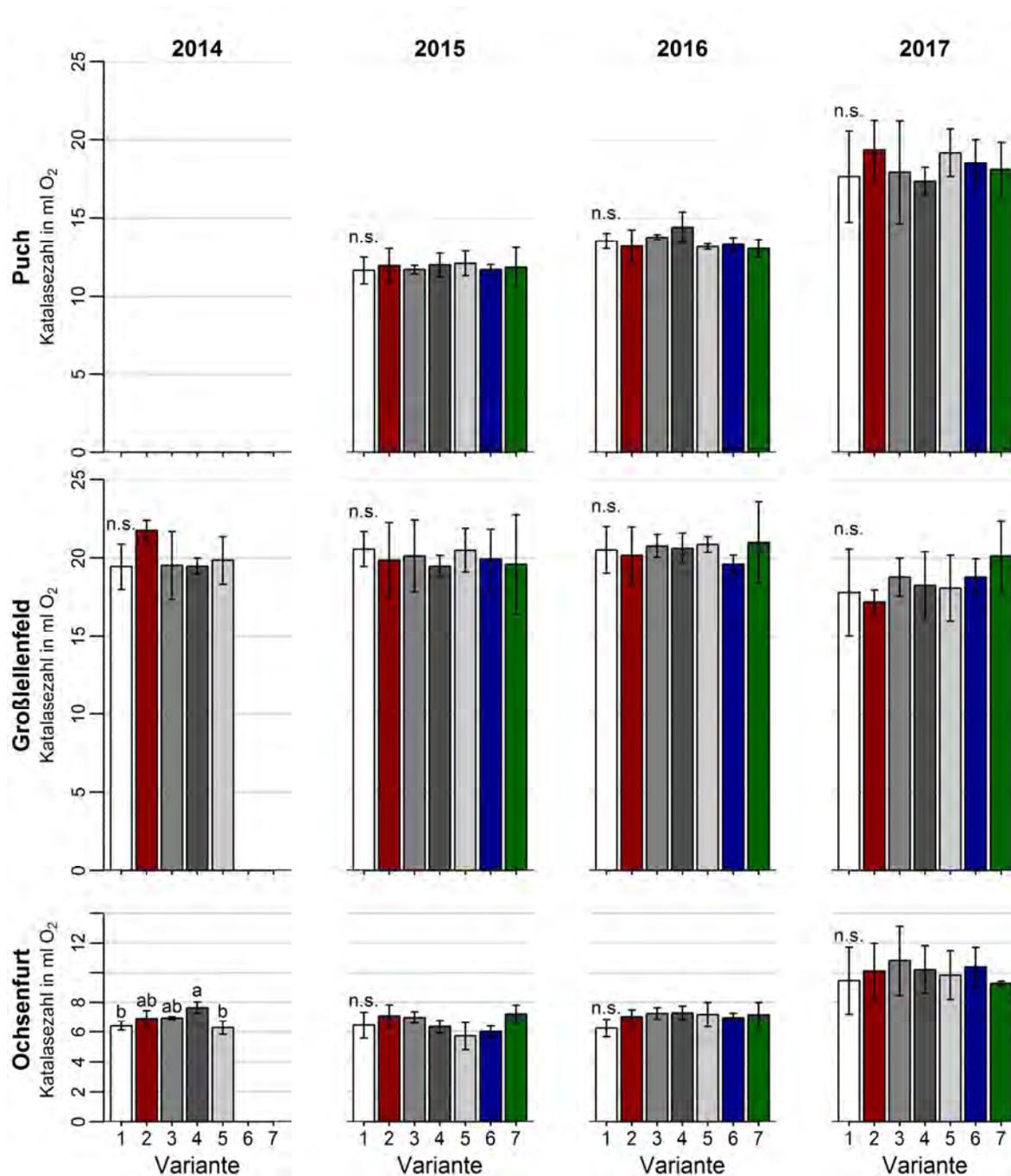


Abb. 26: Katalaseaktivität aus vier Feldwiederholungen. N. s. steht für nicht signifikante Unterschiede. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben über den Balken markiert ($p=0,05$).

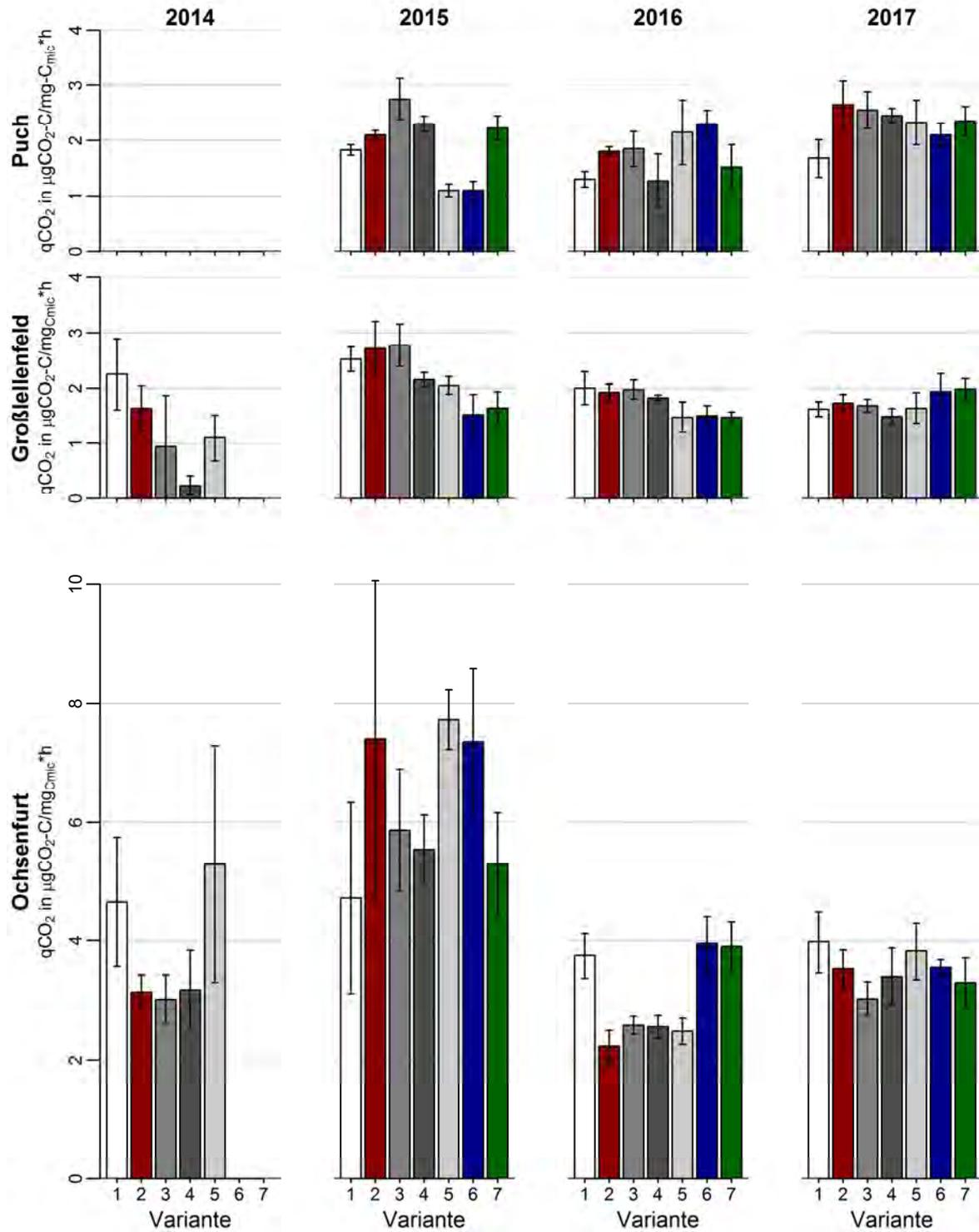


Abb. 27: Metabolischer Quotient (qCO_2) aus vier Feldwiederholungen.

Mit der Ausnahme von Großlellenfeld 2017 zeigten Puch und Großlellenfeld signifikant geringere C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse in der 60 t/ha Variante (Abb. 28). Entgegen der Hypothese **H11**, dass die HTC-Kohlegabe die C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse erst senken und dann an das Kontrollniveau angleichen würden, zeigt sich in Großlellenfeld eine mit der Zeit gesteigerte Kohlenstoff-Dynamik. Warum es 2017 in Großlellenfeld und 2016 in Ochsenfurt zu signifikant höheren Werten in Variante 5, 6 und 7 kam, kann mit den getroffenen Annahmen und Untersuchungen nicht eindeutig geklärt werden.

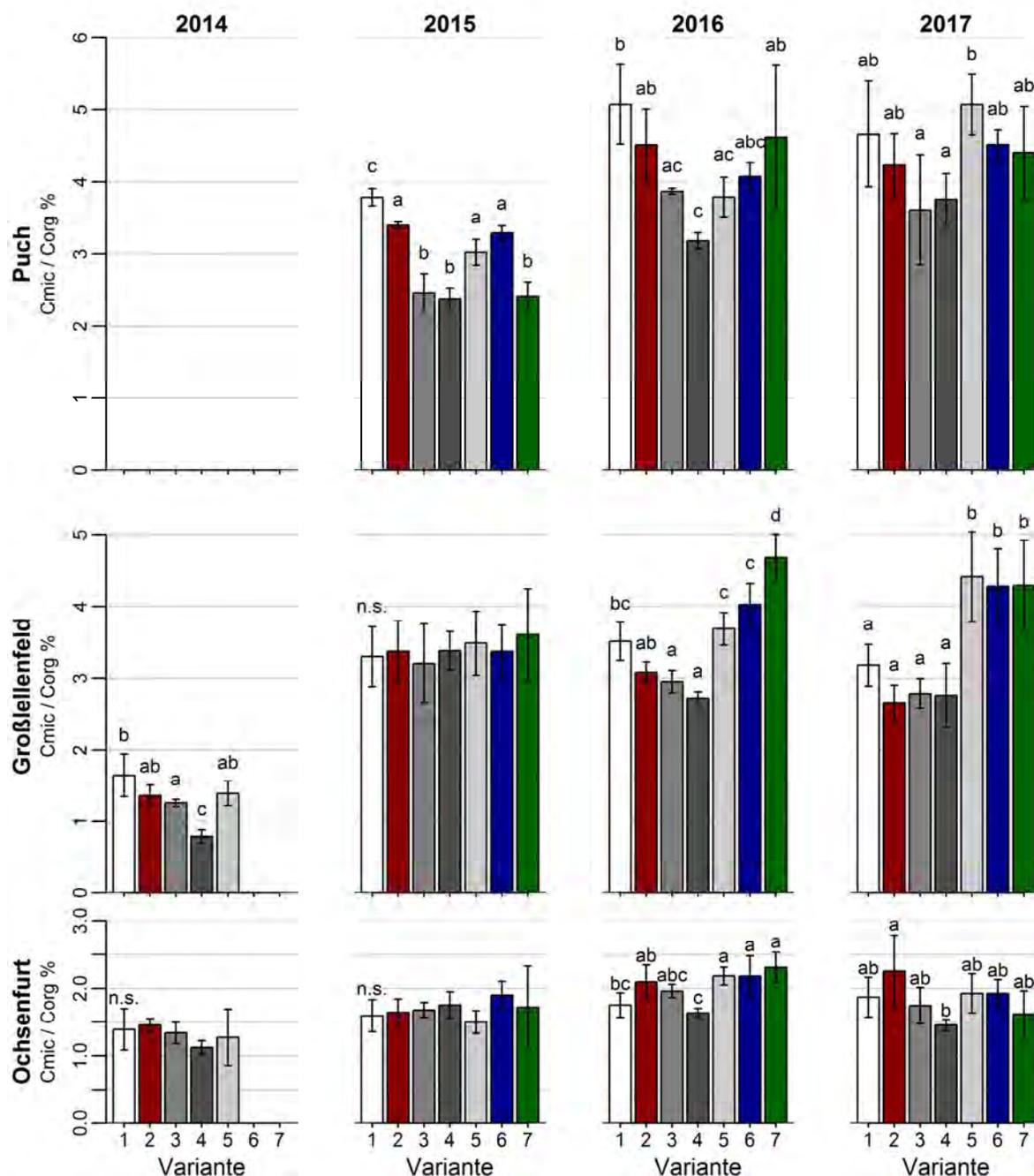


Abb. 28: C_{mic}/C_{org} -Verhältnis aus vier Feldwiederholungen.

3.3 Fazit und Ausblick

Die Ausbringung von Biokohle auf landwirtschaftlich genutzte Böden kann durch eine langfristige Speicherung von Kohlenstoff einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Voraussetzung für den Einsatz in der Landwirtschaft ist allerdings, dass weitere pflanzenbauliche Vorteile vorliegen, wie die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, aber auch, dass negative Effekte auf Bodenfunktionen ausgeschlossen werden können.

Eine starke Verbesserung bodenphysikalischer oder -chemischer Parameter, wie in der Literatur besonders für sandige Standorte beschrieben, konnte mit den hier durchgeführten Feldversuchen nicht bestätigt werden. Auch konnte kein gravierender Unterschied zwischen nicht aktivierter und mit einer Nährstofflösung aktivierter Pflanzenkohle festgestellt werden. Andere Feldversuche zeigten, dass Pflanzenkohle in Reinform (keine Co-Kompostierung) bei europäischen Böden keinen bzw. nur einen sehr geringen positiven Effekt auf die Bodenfruchtbarkeit hat. Auf der anderen Seite können negative Veränderungen von Bodeneigenschaften nicht ausgeschlossen werden.

Sieht man den Ertrag als messbaren Ausdruck der Bodenfruchtbarkeit, so konnte in diesem Feldversuch kein eindeutiger Effekt – auch bei hohen applizierten Mengen von bis zu 60 t/ha Pflanzenkohle – auf den Ertrag nachgewiesen werden. Entgegen der erwarteten hemmenden Wirkung von HTC-Kohle, konnte kein ertragssenkender Effekt beobachtet werden. Die minimalen Holzkohlegaben hatten ebenfalls keinen Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit. Positive Effekte der Pflanzenkohle aus anderen Feld- und Laborversuchen in temperierten Regionen werden häufig auf den Einfluss der pH-Veränderung im Boden sowie der zugeführten Nährstoffe und löslichen bzw. leichtflüchtigen organischen Verbindungen zurückgeführt. Langfristige Effekte auf den Ertrag und Bodenmikroorganismen sind jedoch unwahrscheinlich.

Im Feldversuch konnten bezüglich bodenphysikalischer Kenngrößen ebenfalls keinerlei Beeinflussung festgestellt werden. Unabhängig von Applikationsmenge, Aktivierung oder Art der Pflanzenkohle blieb der Bodenwasser- und Lufthaushalt unverändert. Einzig mikrobiologische Parameter wurden beeinflusst, die jedoch eine hohe Inkonsistenz aufwiesen und zumeist mit voranschreitender Zeit ausblieben.

Da die Bodenfruchtbarkeit keine deutliche Verbesserung erfuhr, wäre die C-Sequestrierung der einzig messbare Vorteil einer Pflanzenkohlegabe. Dieser als positiver Nebeneffekt zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit beschriebene Speichereffekt war jedoch weniger stark ausgeprägt als angenommen. Bedingt durch den höheren C-Eintrag zeigten sich höhere C_{org} -Vorräte. Die einmalige Applikation von 60 t/ha Pflanzenkohle resultierte in Puch und Ochsenfurt in signifikant höheren C_{org} -Vorräten. Die höchsten C_{org} -Vorratsanstiege hatten allerdings die 20 t/ha Pflanzenkohleapplikation zur Folge. Für eine Beurteilung der langfristigen Stabilisierung müsste die organische Bodensubstanz detaillierter untersucht werden (beispielsweise durch eine Fraktionierung). Auch müsste geprüft werden, ob die landwirtschaftliche Nutzung von Pflanzenkohle unter dem Aspekt der C-Sequestrierung allein aus Sicht des Klimaschutzes gegenüber der direkten Verwendung der organischen Reststoffe oder gegenüber der Verwendung der Pflanzenkohle zu anderen Zwecken Vorteile bietet. Hinzu kommt, dass Pflanzenkohle als nicht biologisch aktiv gilt und dadurch nur einen Teil der Funktionen der originären organischen Bodensubstanz erfüllen kann. Bei sandigen, schwach humosen Böden (<2 % Humus) kann eine Erhöhung des C_{org} -Gehalts erstrebenswert sein. Die regelmäßige Zufuhr von biologisch aktivem Material ist dabei jedoch der von Pflanzenkohle vorzuziehen. Auch von der Zugabe geringer Kohlemengen wird abgeraten, da sich im

Feldversuch ein Trend zu sinkenden C-Vorräten nach geringen Applikationsmengen zeigte.

Eine ökonomisch sinnvolle Rechtfertigung des Pflanzenkohleeinsatzes erscheint folglich unwahrscheinlich. Da in diesem Versuch Holzhackschnitzeln als Ressource für die Pflanzenkohle verwendet wurden, sollte erwähnt werden, dass eine Nutzungskonkurrenz für das Ausgangsmaterial besteht. Sollten weiterführende Experimente mit Pflanzenkohlen geplant werden, wird die Betrachtung von alternativen Ausgangsmaterialien empfohlen, z.B. Bagasse, Maisrückstände, Stroh, verregnetes Heu, Ackerunkräuter, Grünschnitt etc.

Bei der abschließenden Beurteilung des Forschungsprojektes und damit einer Einschätzung über die nutzbringende Verwendung von karbonisierten Reststoffen in der bayerischen Landwirtschaft muss allerdings die Entwicklung der Biokohle-Forschung in den letzten Jahren betrachtet werden. Seit dem Jahr 2009 hat sich die Anzahl der angezeigten Veröffentlichungen unter dem Schlagwort „Biokohle und Boden“ rasant von 1.300 auf aktuell fast 13.000 p.a. verzehnfacht. Eine Literaturstudie von Verheijen et al. (2010) zeigt, dass viele der bis zu diesem Zeitpunkt veröffentlichten Studien mehr Fragen aufwerfen als beantworten. Hinzu kommt, dass die meisten Arbeiten bis 2009 auf stark verwitterten Böden unter tropischen Klimabedingungen durchgeführt wurden (Spokas et al., 2012) und damit nicht auf die bayerische Landwirtschaft übertragbar sind. Gleichzeitig war aber in der breiten Öffentlichkeit und eben auch bei den bayerischen Landwirten ein sprunghaft wachsendes Interesse an Bio- bzw. Pflanzenkohlen zu verzeichnen.

Vor diesem Hintergrund und mit diesem Wissen wurde das Forschungsprojekt im Jahr 2012 konzipiert. Ein Aspekt bei der Anwendung von Biokohlen, der zu diesem Zeitpunkt intensiv diskutiert wurde, waren Wechselwirkungen zwischen Biokohle und Düngung im Hinblick auf den Ertrag. Kurzfristige Ertragsrückgänge nach der Ausbringung wurden mit der hohen Austauschkapazität der Biokohlen erklärt, wodurch nach der Ausbringung von Biokohlen Nährstoffe zeitweise für die Pflanze nicht verfügbar gebunden werden sollten. Um dies zu verhindern, wurde zum Teil empfohlen, die Biokohlen vor der Ausbringung mit Nährstoffen aufzuladen. Dieser Vorgang, der von Praktikern auch als Aktivierung bezeichnet wird (Schmidt, 2011), wurde im ersten Versuch an der HSWT untersucht und war auch Bestandteil der Feldversuche der LfL. Die im Versuch an der HSWT gefundenen vielversprechenden Ansatzpunkte bezüglich einer Nährstoffsorption – insbesondere von Phosphor – stellten sich allerdings im Folgenden als analytisches Artefakt heraus. Zudem ist eine immer wieder beschriebene Minderung von Ammoniakverlusten durch die Einbringungen von Pflanzenkohlen in Gülle auf Grund der in diesem Versuch beobachteten N-Verluste kritisch zu hinterfragen. Auch die Feldversuche an der LfL lieferten keinen Hinweis auf eine positive Wirkung einer Anreicherung.

Während der Laufzeit des Forschungsprojektes rückte die Co-Kompostierung von Biokohle, die zum Zeitpunkt der Konzeption des Forschungsprojektes noch eine eher untergeordnete Rolle spielte, zunehmend in den Fokus des Interesses. Während der Co-Kompostierung sollen funktionelle Gruppen auf der Oberfläche der Biokohlen oxidiert und damit die Nährstoffspeicherfähigkeit verbessert werden (Wiedner et al., 2015). Einzelne Untersuchungen zeigen unter anderem eine Sorption von Nitrat an co-kompostierten Biokohlen (Kammann et al., 2015, Joseph et al., 2017), die im Versuch IV an der HSWT bei frischen Pflanzenkohlen nicht beobachtet wurde. Wie zudem der Versuch V an der HSWT zeigte, kann durch eine Co-Kompostierung die pflanzenbauliche Eignung von HTC-Kohlen deutlich verbessert werden. Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion zur Nitratbelastung des Grundwassers durch die intensive Landwirtschaft,

eröffnet sich hier womöglich ein interessanter Ansatzpunkt. Zudem werden von verschiedenen Autoren weitere synergistische Effekte von Kompost und Biokohlen beschrieben (Agegnehu et al., 2017). Allerdings ist der aktuelle Wissensstand – ähnlich wie zum direkten Einsatz von karbonisierten Reststoffen zu Beginn des Forschungsprojektes – noch recht unübersichtlich. Gleiches gilt für die Aufbereitung nährstoffreicher Biogasgärreste und ähnlicher landwirtschaftlicher Reststoffe (Sun et al., 2018), die auch im Versuch VI an der HSWT untersucht wurde. In beiden Fällen sind weitergehende Untersuchungen nötig, um die Potenziale für die bayerische Landwirtschaft abschließend bewerten zu können.

Danksagung

Die Autoren danken

- dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Finanzierung des Forschungsprojekts,
- den Landwirten der Flächen in Puch, Großellenfeld und Ochsenfurt für die umsichtige Bewirtschaftung der Versuchsflächen
- den Verwaltern der Versuchsstationen Herrn Heiles und Herrn Miederer
- den Mitarbeitern der LfL-Arbeitsgruppen „Bodenphysik, Bodenmonitoring“ und „Humushaushalt, Umwelt-Mikrobiologie“ für die mit hoher Motivation und Präzision geleistete Arbeit im Feld bei der Anlage des Versuchs, den Probenahmen sowie im Labor

Literaturverzeichnis

Gesetze und Verordnungen

BioAbfV Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV). Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), die durch Artikel 3 Absatz 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. Neugefasst durch Bek. v. 4.4.2013 I 658; Zuletzt geändert durch Art. 5 V v. 5.12.2013 I 4043. (Stand November 2017)

DüMV Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist. Zuletzt geändert durch Art. 3 V v. 26.5.2017 I 1305. (Stand November 2017)

KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das durch Artikel 2 Absatz 9 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist. Zuletzt geändert durch Art. 15 G v. 27.6.2017 I 1966. (Stand November 2017)

Literatur

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G., 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma* 202-203, 183-191.
- Agegnehu, G., Srivastava, A. K., and Bird, M. I. (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: a review. *Applied Soil Ecology* 119, 156–170.
- Ahmad, M., Lee, S.S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J.-K., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2012. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology* 118, 536–544.
- Ameloot, N., Graber, E.R., Verheijen, F.G., De Neve, S., 2013. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science* 64(4), 379-390.
- Ameloot, N., Sleutel, S., Case, S.D.C., Alberti, G., McNamara, N.P., Zavalloni, C., Vervisch, B., Vedove, G.d., De Neve, S., 2014. C mineralization and microbial activity in four biochar field experiments several years after incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 78, 195–203.
- Amonette, J.E., Joseph, S., 2009. Characteristics of biochar: microchemical properties, *Biochar for environmental management: Science and Technology* 33.
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10(3), 215-221.

- Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25(3), 393-395.
- Atkinson, C.J., Fitzgerald, J.D., Hipps, N.A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil* 337(1-2), 1-18.
- Beck, T., 1971. Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 130(1), 68-81.
- Biederman, L.A., Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 5(2), 202-214.
- Borchard, N., Wolf, A., Laabs, V., Aeckersberg, R., Scherer, H., Moeller, A., Amelung, W., 2012. Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching—a greenhouse experiment. *Soil Use and Management* 28(2), 177-184.
- Braida, W.J., Pignatello, J.J., Lu, Y., Ravikovitch, P.I., Neimark, A.V., Xing, B., 2003. Sorption hysteresis of benzene in charcoal particles. *Environmental Science & Technology* 37(2), 409-417.
- Brown, R.A., Kercher, A.K., Nguyen, T.H., Nagle, D.C., Ball, W.P., 2006. Production and characterization of synthetic wood chars for use as surrogates for natural sorbents. *Organic Geochemistry* 37(3), 321-333.
- Busch, D., Kammann, C., Grünhage, L., Müller, C., 2012. Simple biotoxicity tests for evaluation of carbonaceous soil additives: establishment and reproducibility of four test procedures. *Journal of Environmental Quality* 41(4), 1023-1032.
- C.A.R.M.E.N., 2015. Preisentwicklung bei Waldhackschnitzeln - der Energieholz-Index.
- Cabrera, A., Cox, L., Spokas, K., Hermosín, M., Cornejo, J., Koskinen, W., 2014. Influence of biochar amendments on the sorption-desorption of aminocyclopyrachlor, bentazone and pyraclostrobin pesticides to an agricultural soil. *Science of the Total Environment* 470, 438-443.
- Deenik, J.L., Diarra, A., Uehara, G., Campbell, S., Sumiyoshi, Y., Antal, M.J.J., 2011. Charcoal Ash and Volatile Matter Effects on Soil Properties and Plant Growth in an Acid Ultisol. *Soil Science* 176(7), 336-345.
- Downie, A., Munroe, P.R., Crosky, A., 2009. Characteristics of biochar - Physical and structural properties. In: J. Lehmann, S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: Science and technology* Earthscan, pp. 13-29.
- DWD, 2017. Climate Data Center (CDC): Vieljährige Raster des mittleren Vegetationsbeginns in Deutschland des Deutschen Wetterdienstes (DWD).
- EBC, 2012. European Biochar Certificate – Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzenkohle, European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Schweiz.
- Gajic, A., Koch, H.J., Märländer, B., 2011. HTC-biochar as a soil conditioner - First results from a field trial with sugar beet. *Zuckerindustrie* 136(12), 791-799.
- Gaskin, J.W., Speir, R.A., Harris, K., Das, K., Lee, R.D., Morris, L.A., Fisher, D.S., 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal* 102(2), 623-633.
- Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31(7), 669-678.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88(1), 37-41.

- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils* 35(4), 219–230.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E., Walenzik, G., 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116(2), 191-195.
- Hobley, E., Willgoose, G.R., Frisia, S., Jacobsen, G., 2013. Environmental and site factors controlling the vertical distribution and radiocarbon ages of organic carbon in a sandy soil. *Biology and Fertility of Soils* 49(8), 1015-1026.
- IBI, 2015. State of the Biochar Industry 2015.
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144(1), 175-187.
- Joseph, S., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C., Hook, J., Van Zwieten, L., Kimber, S., Cowie, A., Singh, B., 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *Soil Research* 48(7), 501-515.
- Joseph, S., Kammann, C.I., Shepherd, J.G., Conte, P., Schmidt, H.-P., Hagemann, N., Rich, A.M., Marjo, C.E., Allen, J., Munroe, P., Mitchell, D.R.G., Donne, S., Spokas, K., Graber, E.R., 2017. Microstructural and associated chemical changes during the composting of a high temperature biochar: Mechanisms for nitrate, phosphate and other nutrient retention and release. *Science of The Total Environment* 618, 1210-1223.
- Kammann, C., Ratering, S., Eckhard, C., Müller, C., 2012. Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (carbon dioxide, nitrous oxide, and methane) fluxes from soils. *Journal of Environmental Quality* 41(4), 1052-1066.
- Kammann, C.I., Schmidt, H.-P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Müller, C., Koyro, H.-W., Conte, P., Stephen, J. 2015. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5:11080, 1-12.
- Katzer, F., 1903. *Grundzüge der Geologie des unteren Amazonasgebietes (des Staates Pará in Brasilien)*. M. Weg, Leipzig, Deutschland.
- Kloss, S., Zehetner, F., Wimmer, B., Buecker, J., Rempt, F., Soja, G., 2014. Biochar application to temperate soils: Effects on soil fertility and crop growth under greenhouse conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177(1), 3-15.
- Kookana, R.S., 2010. The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review. *Soil Research* 48(7), 627-637.
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., Glaser, B., 2014. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 70(Supplement C), 229-236.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry* 41(2), 210–219.
- Lal, R., 2016. Beyond COP21: Potential and challenges of the "4 per Thousand" initiative. *Journal of Soil and Water Conservation* 71, 20A-25A.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.
- Lehmann, J., Kern, D., German, L., Mccann, J., Martins, G.C., Moreira, A., 2003. Soil Fertility and Production Potential. In: J. Lehmann, D.C. Kern, B. Glaser, W.I. Wodos (Eds.), *Amazonian Dark Earths: Origin Properties Management*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 105-124.

- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biology and Biochemistry* 43(9), 1812-1836.
- Libra, J.A., Ro, K.S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H., 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2(1), 71-106.
- Lohr, D., Voßeler, R., Girmann, S., Meinken, E., 2014. Biokohle als Torfersatz in Kultursubstraten für den Topfkräuteranbau. *Versuche im deutschen Gartenbau* 2014, 1-5.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., Goodale, C., 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology* 16(4), 1366 – 1379.
- Minasny, B., et al., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.
- Mokry, M., 2014. CarboSolum - Effiziente und ökologische Nutzung von Biokohle aus verschiedenegradig carbonisierter Restbiomasse zur Bodenverbesserung in der Landwirtschaft. Karlsruhe, Deutschland.
- Mukherjee, A., Zimmerman, A.R., Harris, W., 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma* 163(3), 247-255.
- Namgay, T., Singh, B., Singh, B.P., 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.). *Soil Research* 48(7), 638-647.
- Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W., Gan, J., 2011. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Science* 176(5), 218-226.
- Omondi, M.O., Xia, X., Nahayo, A., Liu, X., Korai, P.K., Pan, G., 2016. Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma* 274, 28-34.
- Paetsch, L., Mueller, C.W., Rumpel, C., Angst, Š., Wiesheu, A.C., Girardin, C., Ivleva, N.P., Niessner, R., Kögel-Knabner, I., 2017. A multi-technique approach to assess the fate of biochar in soil and to quantify its effect on soil organic matter composition. *Organic Geochemistry* 112, 177-186.
- Rillig, M.C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P.M., George, C., Ramke, H.-G., Titirici, M.-M., Antonietti, M., 2010. Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology* 45(3), 238-242.
- Schmidt, H.-P. 2011. Wege zu Terra Preta – Aktivierung von Pflanzenkohle. *Ithaka Journal* 1/ 2011: 28–32.
- Smith, H.H., 1879. *Brazil, the Amazons and the coast*. C. Scribner's Sons, New York, USA.
- Spokas, K.A., 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management* 1(2), 289-303.
- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., Boateng, A. A., Lima, I. M., Lamb, M. C., McAloon, A. J., Lentz, R. D., Nichols, K. A., 2012. Biochar: A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 41(4), 973-989.
- Sun, D., Hale, L., Kar, G., Soolanayakanahally, R., Adl, S., 2018. Phosphorus recovery and reuse by pyrolysis: applications for agriculture and environment. *Chemosphere* 194, 682-691.

- Tripathi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P., 2016. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 55, 467–481.
- Van De Werf, H., Verstraete, W., 1987a. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: Calibration of the test procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 19(3), 261-265.
- Van De Werf, H., Verstraete, W., 1987b. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: Relation to conventional estimation of total biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 19(3), 267-271.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., 2010. Biochar application to soils: A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. JRC Scientific and Technical Report No 55799.
- VSB, 2012. Environmental and economic benefits from biochar clusters in central area - Biochar status under international law and regulatory issues for the practical application. VSB-Technical University of Ostrava, Energy Center.
- Wang, D., Zhang, W., Hao, X., Zhou, D., 2013. Transport of biochar particles in saturated granular media: effects of pyrolysis temperature and particle size. *Environmental Science & Technology* 47(2), 821-828.
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8(3), 512-523.
- Wiedner, K., Fischer, D., Walther, S., Criscuoli, I., Favilli, F., Nelle, O., Glaser, B., 2015. Acceleration of biochar surface oxidation during composting?. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63, 3830–3837.
- Wiesmeier, M., Dick, D.P., Rumpel, C., Dalmolin, R.S.D., Hilscher, A., Knicker, H., 2009. Depletion of soil organic carbon and nitrogen under *Pinus taeda* plantations in Southern Brazilian grasslands (Campos). *European Journal of Soil Science* 60, 347-359.
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R., 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* 89(11), 1467–1471.
- Zech, W., Haumaier, L., Reinhold, H., 1990. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: P. McCarthy, C.E. Clapp, R.L. Malcolm, R.P. Bloom (Eds.), *Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings*, Madison Wisconsin, pp. 187–202.
- Zhang, W., Niu, J., Morales, V.L., Chen, X., Hay, A.G., Lehmann, J., Steenhuis, T.S., 2010. Transport and retention of biochar particles in porous media: effect of pH, ionic strength, and particle size. *Ecohydrology* 3(4), 497-508.

Anhang

Tab. 12: Übersicht der Düngemengen.

Standort	Jahr	Kultur	Aussaat	Ernte	Düngezeitpunkt	Dünger	N	P	K	Mg	S
							in kg/ha				
Puch	2014	Winterweizen	22.10.2013	08.08.2014	14.03.2014	NPK-Dünger 20+8+8+2	55	22	22		
					14.04.2014	Kalkammonsalpeter	60				
					16.05.2014	Ammonsulfatsalpeter	40				
	2015	Sommerhafer	17.03.2015	27.07.2015	20.03.2015	NPK 12+12+17+2	50	50	70		
					18.05.2015	Kalkammonsalpeter	30				
					26.08.2015	PK-Dünger		45	67		
	2016	Winterraps	26.08.2015	19.07.2016	29.08.2015	Kalkammonsalpeter	30				
					10.03.2016	Ammonsulfatsalpeter	90				
					07.04.2016	Kalkammonsalpeter	80				
Großlellenfeld	2014	Wintergerste	27.09.2013	17.07.2014	03.03.2014	Kalkammonsalpeter	70				
					03.03.2014	Magnesiumsulfat				50	40
					02.04.2014	Kalkammonsalpeter	50				
	2015	Mais	24.04.2015	11.09.2015	18.05.2015	Kieserit				50	40
					22.05.2015	Kalkammonsalpeter	90				
					17.06.2015	Kalkammonsalpeter	60				
	2016	Winterweizen	06.10.2015	07.08.2016	10.03.2016	Kalkammonsalpeter	80				
					10.03.2016	Kieserit				25	20
					27.04.2016	Kalkammonsalpeter	40				
	2017	Wintergerste	23.09.2016	06.07.2017	25.05.2016	Kalkammonsalpeter	50				
					13.03.2017	Kalkammonsalpeter	80				
					23.03.2017	Kieserit				25	20
				05.04.2017	Kalkammonsalpeter	40					
				09.05.2017	Kalkammonsalpeter	40					

Tab. 12: Fortsetzung.

Standort	Jahr	Kultur	Aussaat	Ernte	Düngezeitpunkt	Dünger	N	P	K	Mg	S
							in kg/ha				
Ochsenfurt	2014	Winterroggen	17.10.2013	23.07.2014	14.03.2014	Kalkammonsalpeter	70				
					22.03.2014	Ammonsulfatsalpeter	50			25	
					15.04.2014	Kalkammonsalpeter	50				
	2015	Winterroggen	01.10.2014	15.07.2015	25.02.2015	YaraBela OPTIMAG	60			20	15
					09.04.2015	Kalkammonsalpeter	40				
					27.04.2015	Kalkammonsalpeter	60				
	2016	Winterroggen	25.09.2015	30.07.2016	09.03.2016	Kalkammonsalpeter	80				
					21.04.2016	Mischdünger	70			18	29
					17.03.2017	InnoFert Star	70			11	29
	2017	Winterroggen	11.10.2016	19.07.2017	26.04.2017	Kalkammonsalpeter	45				
					30.05.2017	Kalkammonsalpeter	40				

Tab. 13: Übersicht der Probenahmen und Methoden

Oberkategorie	Unterpunkte	Standort	2014	2015	2016	2017
Biomasse	Kornerträge	Puch	X			
		Großlellenfeld	X		X	X
		Ochsenfurt	X			
Bodenchemie	pH, CO ₃ -C, C _t , C _{org} , N _t	Puch	X	X	X	X
		Großlellenfeld	X	X	X	X
		Ochsenfurt	X	X	X	X
Bodenphysik	Lagerungsdichte	Puch				X
		Großlellenfeld			X	X
		Ochsenfurt			X	X
	Aggregatstabilität	Puch	X	X	X	X
		Großlellenfeld	X	X		X
		Ochsenfurt				
	Textur	Puch		X		
		Großlellenfeld		X		
		Ochsenfurt		X		
	Totwasser	Puch		X		X
		Großlellenfeld			X	
		Ochsenfurt			X	
Substanzdichte	Puch				X	
	Großlellenfeld			X		
	Ochsenfurt			X		
FK bzw. nFK	Puch					
	Großlellenfeld					
	Ochsenfurt					
Bodenchemie	Mikrobielle Biomasse	Puch	X	X	X	X
		Großlellenfeld	X	X	X	X
		Ochsenfurt	X	X	X	X
	Katalase-Test	Puch	X	X	X	X
		Großlellenfeld	X	X	X	X
		Ochsenfurt	X	X	X	X
	Substratinduzierte Respiration	Puch	X	X	X	X
		Großlellenfeld	X	X	X	X
		Ochsenfurt	X	X	X	X

Tab. 14: Ergänzende chemische Basisparameter der Versuchsstandorte aus je vier Feldwiederholungen von Proben aus dem Frühjahr 2014.
Daten für Puch liegen erst ab 2015 vor

Jahr	Ort	Behandlung	Variante	pH	CO ₃ -C	C _{org} /N _t	
				mgC/g			
2014	Großlellenfeld	ohne Pflanzenkohle	1	5,9 ± 0,1	0,00 ± 0,00	10,75 ± 0,12	
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,1 ± 0,1	0,00 ± 0,00	14,61 ± 0,69	
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,2 ± 0,1	0,00 ± 0,00	15,02 ± 0,69	
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,6 ± 0,1	0,00 ± 0,00	21,94 ± 1,65	
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,0 ± 0,2	0,00 ± 0,00	11,35 ± 0,31	
		ohne Pflanzenkohle	6	6,0 ± 0,2	0,00 ± 0,00	10,56 ± 0,39	
		ohne Pflanzenkohle	7	6,0 ± 0,2	0,00 ± 0,00	10,55 ± 0,35	
	Ochsenfurt	ohne Pflanzenkohle	1	5,7 ± 0,2	0,07 ± 0,05	10,83 ± 0,14	
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,0 ± 0,1	0,10 ± 0,01	13,12 ± 0,40	
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,0 ± 0,1	0,09 ± 0,01	14,45 ± 1,08	
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,9 ± 0,3	0,14 ± 0,02	21,20 ± 2,28	
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	5,9 ± 0,2	0,07 ± 0,01	11,67 ± 0,32	
		ohne Pflanzenkohle	6	5,8 ± 0,2	0,07 ± 0,06	10,85 ± 0,18	
		ohne Pflanzenkohle	7	5,6 ± 0,2	0,08 ± 0,07	10,80 ± 0,25	

Tab. 14: Fortsetzung

Jahr	Ort	Behandlung	Variante	pH	CO ₃ -C	C _{org} /N _t
				mgC/g		
2015	Puch	ohne Pflanzenkohle	1	6,3 ± 0,1	0,15 ± 0,03	9,40 ± 0,14
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,3 ± 0,1	0,19 ± 0,06	9,93 ± 0,22
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,3 ± 0,1	0,18 ± 0,04	10,37 ± 0,15
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,4 ± 0,1	0,19 ± 0,07	11,86 ± 0,60
		Pflanzenkohle minimal	5	6,4 ± 0,1	0,17 ± 0,03	9,74 ± 0,14
		Buchenholzkohle	6	6,4 ± 0,1	0,16 ± 0,07	9,39 ± 0,15
		ohne Pflanzenkohle	7	6,3 ± 0,1	0,14 ± 0,09	9,35 ± 0,18
	Großlellenfeld	ohne Pflanzenkohle	1	6,1 ± 0,2	0,18 ± 0,05	11,06 ± 0,43
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,2 ± 0,1	0,17 ± 0,03	11,75 ± 0,38
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,2 ± 0,1	0,21 ± 0,07	11,98 ± 0,43
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,3 ± 0,2	0,18 ± 0,08	13,28 ± 0,82
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,2 ± 0,1	0,14 ± 0,05	11,08 ± 0,57
		Buchenholzkohle	6	6,2 ± 0,1	0,16 ± 0,02	10,98 ± 0,18
		HTC-Kohle	7	6,1 ± 0,2	0,16 ± 0,06	11,00 ± 0,46
	Ochsenfurt	ohne Pflanzenkohle	1	5,8 ± 0,2	0,22 ± 0,12	10,62 ± 0,20
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	5,8 ± 0,1	0,22 ± 0,10	11,35 ± 0,22
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	5,8 ± 0,1	0,19 ± 0,05	11,76 ± 0,94
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,0 ± 0,1	0,19 ± 0,05	12,97 ± 0,69
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	5,8 ± 0,2	0,16 ± 0,08	10,74 ± 0,27
		Buchenholzkohle	6	5,8 ± 0,1	0,18 ± 0,08	10,47 ± 0,14
		HTC-Kohle	7	5,7 ± 0,2	0,15 ± 0,09	10,97 ± 0,34

Tab. 14: Fortsetzung

Jahr	Ort	Behandlung	Variante	pH	CO ₃ -C	C _{org} /N _t
				mgC/g		
2016	Puch	ohne Pflanzenkohle	1	6,4 ± 0,0	0,16 ± 0,05	9,50 ± 0,07
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,4 ± 0,0	0,14 ± 0,04	10,03 ± 0,15
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,4 ± 0,1	0,14 ± 0,06	10,93 ± 0,46
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,4 ± 0,1	0,16 ± 0,06	12,42 ± 0,81
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,4 ± 0,0	0,16 ± 0,03	9,76 ± 0,13
		Buchenholzkohle	6	6,4 ± 0,1	0,15 ± 0,05	9,64 ± 0,18
		ohne Pflanzenkohle	7	6,4 ± 0,0	0,13 ± 0,02	9,52 ± 0,13
	Großlellenfeld	ohne Pflanzenkohle	1	6,0 ± 0,2	0,13 ± 0,03	10,68 ± 0,26
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,1 ± 0,1	0,13 ± 0,05	12,40 ± 0,29
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,3 ± 0,0	0,16 ± 0,04	12,57 ± 0,89
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,3 ± 0,1	0,15 ± 0,03	15,28 ± 0,34
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,2 ± 0,1	0,12 ± 0,05	10,76 ± 0,18
		Buchenholzkohle	6	6,1 ± 0,2	0,12 ± 0,04	10,64 ± 0,45
		HTC-Kohle	7	6,2 ± 0,1	0,15 ± 0,05	11,74 ± 0,94
	Ochsenfurt	ohne Pflanzenkohle	1	5,7 ± 0,2	0,06 ± 0,02	11,16 ± 0,71
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	5,8 ± 0,1	0,06 ± 0,01	12,72 ± 0,60
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	5,9 ± 0,1	0,09 ± 0,02	13,88 ± 1,30
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,0 ± 0,1	0,08 ± 0,04	15,26 ± 0,70
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	5,8 ± 0,2	0,07 ± 0,02	11,88 ± 1,54
		Buchenholzkohle	6	5,7 ± 0,1	0,07 ± 0,04	11,14 ± 0,69
		HTC-Kohle	7	5,7 ± 0,1	0,18 ± 0,25	10,92 ± 0,32

Tab. 14: Fortsetzung

Jahr	Ort	Behandlung	Variante	pH	CO ₃ -C	C _{org} /N _t
				mgC/g		
2017	Puch	ohne Pflanzenkohle	1	6,5 ± 0,1	0,17 ± 0,01	10,21 ± 0,13
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,3 ± 0,0	0,19 ± 0,02	10,50 ± 0,48
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,4 ± 0,1	0,12 ± 0,02	11,44 ± 0,49
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,3 ± 0,1	0,18 ± 0,03	12,53 ± 0,93
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,2 ± 0,1	0,10 ± 0,03	10,15 ± 0,08
		Buchenholzkohle	6	6,3 ± 0,1	0,16 ± 0,01	9,95 ± 0,09
		ohne Pflanzenkohle	7	6,2 ± 0,0	0,16 ± 0,04	9,90 ± 0,66
	Großlellenfeld	ohne Pflanzenkohle	1	6,2 ± 0,3	0,25 ± 0,08	12,24 ± 0,41
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,0 ± 0,2	0,10 ± 0,02	13,69 ± 0,05
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,2 ± 0,1	0,14 ± 0,01	13,87 ± 0,72
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,2 ± 0,2	0,16 ± 0,03	16,35 ± 1,63
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	6,1 ± 0,2	0,09 ± 0,02	11,08 ± 0,58
		Buchenholzkohle	6	6,1 ± 0,1	0,09 ± 0,00	12,39 ± 1,26
		HTC-Kohle	7	6,2 ± 0,2	0,10 ± 0,03	14,83 ± 1,66
	Ochsenfurt	ohne Pflanzenkohle	1	6,1 ± 0,3	0,14 ± 0,03	11,92 ± 0,15
		Pflanzenkohle nicht aktiviert	2	6,0 ± 0,2	0,10 ± 0,01	12,26 ± 1,03
		Pflanzenkohle aktiv mittel	3	6,1 ± 0,2	0,10 ± 0,01	15,05 ± 0,83
		Pflanzenkohle aktiv hoch	4	6,0 ± 0,1	0,09 ± 0,01	15,14 ± 1,16
		Pflanzenkohle aktiv gering	5	5,7 ± 0,2	0,07 ± 0,00	11,79 ± 0,27
		Buchenholzkohle	6	5,7 ± 0,1	0,05 ± 0,01	11,35 ± 0,30
		HTC-Kohle	7	5,6 ± 0,2	0,05 ± 0,02	11,57 ± 0,16

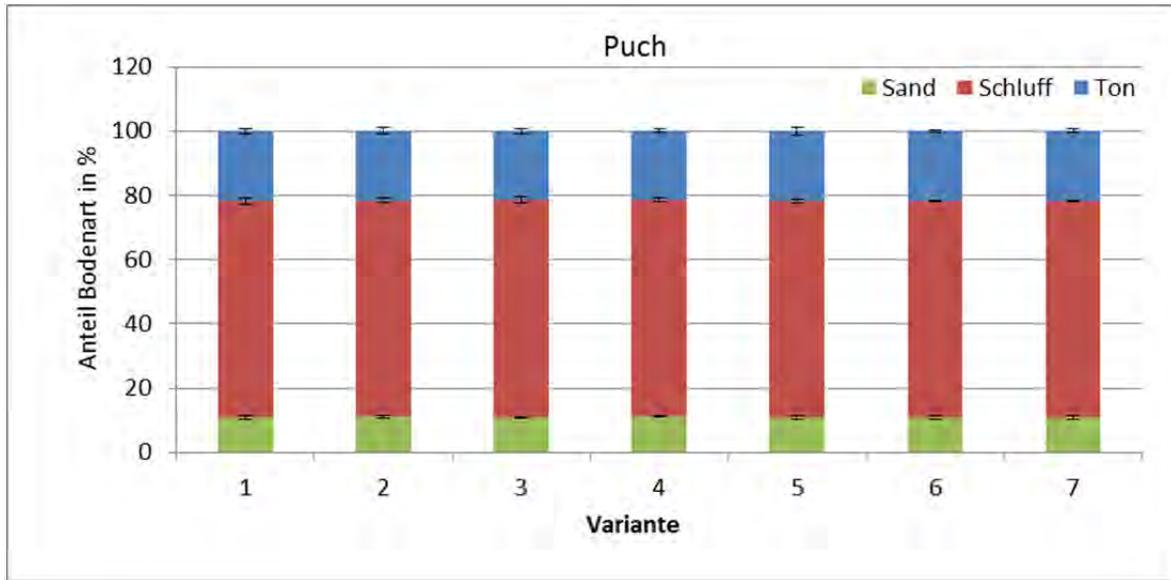


Abb. 29: Textur in Puch in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

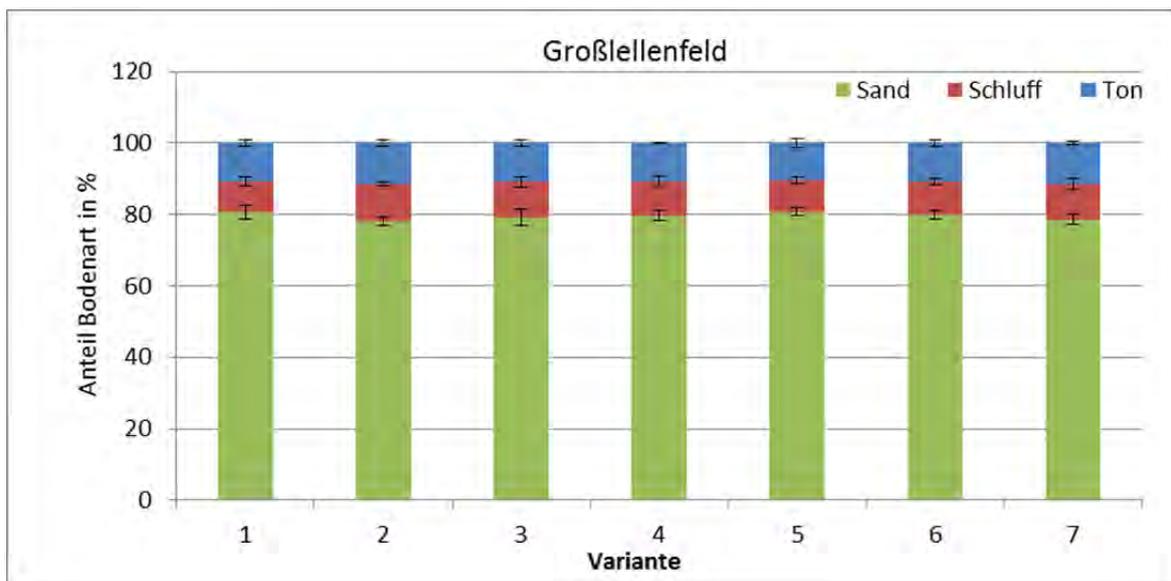


Abb. 30: Textur in Großlellenfeld in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

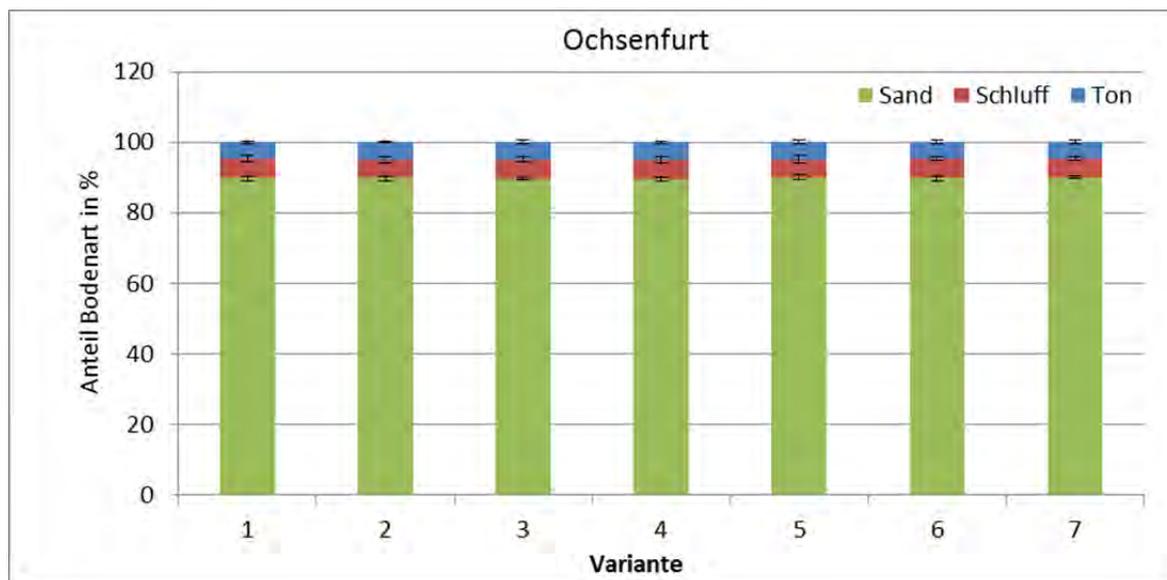


Abb. 31: Textur in Ochsenfurt in 0-15 cm Tiefe. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

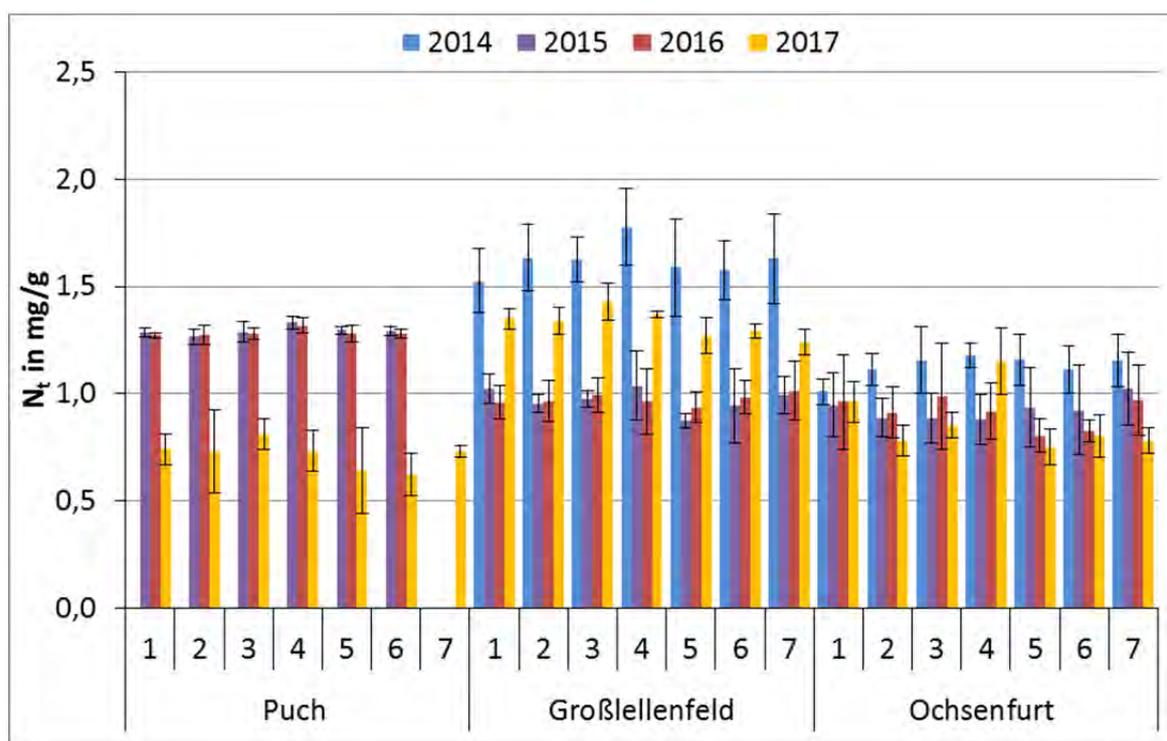


Abb. 32: Gesamtstickstoffgehalte der drei Versuchsstandorte in den Jahren 2014 bis 2017. In Puch wurden 2014 Proben vor der Behandlung genommen, enthalten also für dieses Jahr noch keine Pflanzenkohle. Buchenholz- sowie die HTC-Kohle (Variante 6 und 7) wurden erst im Herbst 2014 aufgebracht. Die Fehlerbalken markieren die Standardabweichung der vier Feldwiederholungen.

