

**Risikoabschätzung des Einsatzes von Biokohle in Böden gemäßiger Breiten:  
Ein Weg zur dauerhaften C-Sequestrierung?**

**- Abschlussbericht -**

**Oktober 2009 bis September 2015**

Im Anschluss Fortführung des Feldversuchs in Eigenleistung  
(Prof. Müller, Prof. Grünhage)

**Projektleitung** Dr. Claudia Kammann, Prof. Dr. Ludger Grünhage

**Projektbearbeitung:** Sonja Schimmelpfennig, Dr. Claudia Kammann,  
Daniela Busch, David Rex, Christian Eckhard (Fortführung)

**Auftraggeber**

Fachzentrum Klimawandel Hessen  
im Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

**Projektbetreuung**

Fachzentrum Klimawandel Hessen

**Gießen, Oktober 2016**



April 2011

Gießener Biokohle-Feldversuch einen Tag nach Ausbringung



Mai 2011

Gießener Biokohle-Feldversuch einen Monat nach Ausbringung

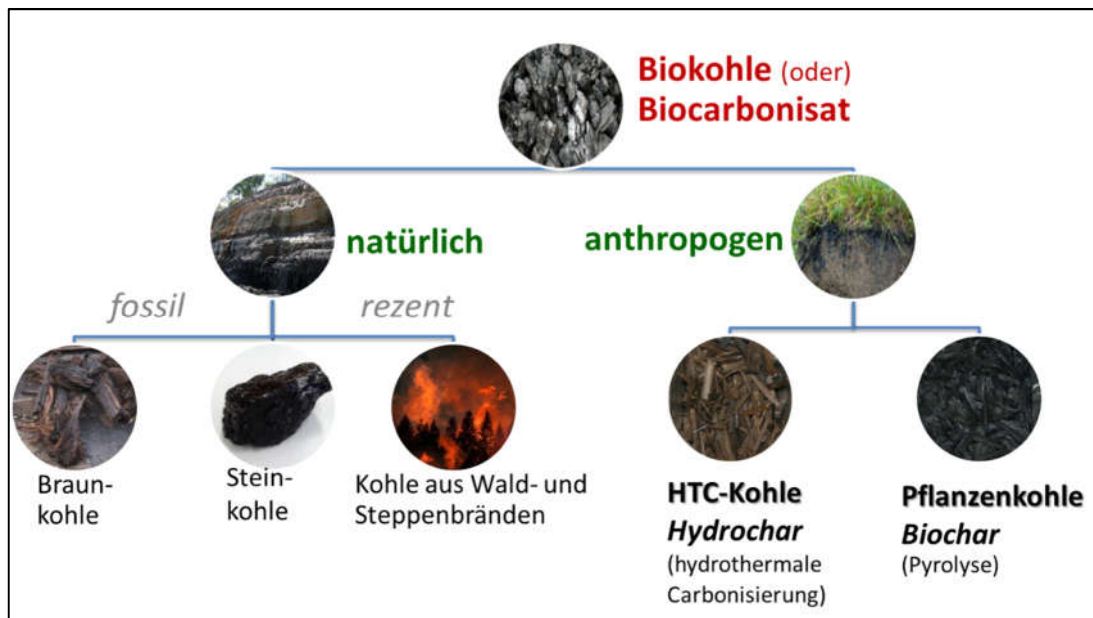


Biochar unter Wurzelfilz gewandert (Nov. 2012)

Fotos: J. Senkbeil, C. Kammann und S. Schimmelpfennig



Biochar in einem Schneckengang, April 2012



**Abbildung 1:** Biokohle-Systematik im Überblick.

Auch vor 400 Millionen Jahren entstandene Kohlen wie Braun- und Steinkohle sind "Biokohlen", also Inkohlungsprodukte biogenen Ursprungs. Heute entstehen bei Waldbränden, Torf- und Steppenbränden teilweise oder nahezu vollständig verschwelte Kohlerückstände. Im Folgenden ist von anthropogen hergestellten Biokohlen die Rede: Biochar aus Pyrolyse und HTC- oder VTC-Kohle aus hydrothormaler Karbonisierung (Idee: L Grünhage, modifiziert).

## Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung .....	1
2	Einleitung, Hintergründe und Zielsetzung.....	4
2.1	"Terra preta" oder der Ursprung der Biokohle-Idee.....	4
2.2	Was ist Biokohle? .....	5
2.3	Hintergrund des Projekts: Abschätzung von Chancen und Risiken.....	6
2.4	Projektstruktur und Fragestellungen .....	7
3	Prüfung von Biokohlen mittels biologischer Testverfahren .....	8
3.1	Kressekeimungstest auf gasförmige phytotoxische Verbindungen.....	8
3.2	Gerstenkeimungs- und Wachstumstest .....	10
3.3	Salatkeimungstest nach ISO-17126 (2005) .....	12
3.4	Regenwurmvermeidungstest nach DIN ISO-17512-1 (2008) .....	13
3.5	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse .....	15
3.6	Kurzfasit und Ausblicke zu den biologischen Testverfahren.....	16
4	Labor- und Gewächshaus-Studien .....	18
4.1	THG-Flüsse: Erste Labor- und Gewächshausstudien.....	18
4.2	Laborstudie I: THG-Emissionen, C-Stabilität und Pflanzenwachstum mit Güllezugabe .....	20
4.3	Nachfolgendes Pflanzexperiment mit Weidelgras.....	24
4.4	Laborstudie II: Abbaubarkeit und THG-Emissionen von C-Additiven mit steigendem Karbonisierungsgrad.....	25
4.5	Diskussion der Ergebnisse der Inkubationsstudien I und II .....	34
4.6	NH <sub>3</sub> -Verluste aus Kohle-Böden – erste Indizien .....	38
5	Das Biokohle-Feldexperiment .....	40
5.1	Anlage des Feldversuchs und verwendete Methoden .....	40
5.2	Charakterisierung der Versuchspartellen vor Beginn .....	42
5.3	Bodenparameter nach Applikation der C-Additive .....	45
5.4	Biomasse-Erträge im Zeitraum 2011 bis 2015 .....	48
5.5	Messung der THG-Flüsse seit Beginn des Feldversuchs .....	50
5.5.1	Bodenatmungsraten 2013 im Feldversuch.....	51
5.5.2	Ökosystemrespiration und THG-Flüsse über den Versuchszeitraum .....	53
5.6	Mikrobielle Biomasse im Feldversuch nach 2,6 Jahren .....	57
6	Abschlussbemerkungen und Ausblicke .....	58
6.1	Biotoxizitätstests .....	58
6.2	Mittelfristige Untersuchungen: C-Stabilität und THG-Flüsse.....	59
6.3	Das Feldexperiment: Eine Synthese .....	59
6.4	Ausblick: Mögliche Anwendungen von Biokohlen.....	61
7	Zitierte Literatur .....	64

## Erläuterungen zu den im Bericht verwendeten Begriffen

### Biokohle:

Umgangssprachlicher Sammelbegriff für verschiedene Biokohletypen, die sich in ihrem Herstellungsverfahren unterscheiden.

1. **Hydrothermale Karbonisierung:** Herstellungsverfahren für braunkohleähnliche Hydrothermalkohle aus feuchten bis sehr nassen biogenen Reststoffen bzw. Biomasse; dabei erfolgt eine Inkohlung in überkritischem Wasser oder Wasserdampf bei Drücken und Temperaturen von (ca.) 20-30 bar und 180-300°C.

#### **Mögliche Produktbezeichnungen:**

- **Hydro(thermal)kohle = HTC-Kohle** (HTC: *hydrothermal carbonization*)
  - **Hydrochar** (englischer Begriff für HTC-Kohle; erstmalig in Libra et al. 2011)
  - **VTC-Kohle** oder **Vapochar**: Sonderform einer schwach karbonisierten HTC-Kohle, die durch Dampfkarbonisierung statt Karbonisierung in Wasser erzeugt wird.
2. **Pyrolyse:** Verschwelung von Biomasse oder biogenen Reststoffen unter Sauerstoff-Mangel oder Sauerstoffausschluss; bei Pyrolyse von Holz entsteht Holzkohle. Klassisches Verfahren: Holzkohlemeiler (Köhlerei); moderne Verfahren nutzen verschiedene Anlagentechniken und Verfahren. Pyrolysekohle ist nicht immer das Zielprodukt, sondern oft nur Nebenprodukt, z.B. Flash-Pyrolyse (Zielprodukt Bioöl), Holzvergasung (Zielprodukt Syngase) oder langsame Pyrolyse (Zielprodukte Syngase und Biochar). Eingesetzt werden können alle energiehaltigen, nicht zu feuchten Biomassen von Getreidespelzen bis hin zu Biertreber, aber auch Holzhäcksel oder Bioenergiepflanzen wie *Miscanthus*.

#### **Mögliche Produktbezeichnungen:**

- **Holzkohle** (Ausgangsmaterial hauptsächlich oder gänzlich Stammholz)
- **Pflanzenkohle:** erweiterter Holzkohlebegriff, wenn das Ausgangsmaterial nicht Holz ist. Es gilt die Definition des European Biochar Certificate (Kap. 2.4 und Kap. 3.5)
- **Biochar** (engl.) hat sich als Begriff für Pyrolyseprodukte aus verschiedensten Ausgangsmaterialien durchgesetzt und wird meist benutzt, wenn die Pflanzenkohle im Boden zur Bodenverbesserung und/oder C-Speicherung eingesetzt werden soll (Definition nach Lehmann & Joseph 2015 oder nach dem Europäischen Biochar Zertifikat)

(Verwirrung kann daraus entstehen, dass der Begriff „Biochar“ im Deutschen für beide Biokohletypen benutzt wird.)

Die rot markierten Begriffe sind die in diesem Bericht verwendeten Bezeichnungen.

# 1 Zusammenfassung

**Die Grundidee des Einsatzes von Biokohle in Böden** ist der Entzug von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre mittels Photosynthese und thermochemischer Umwandlung des Biomasse-Kohlenstoffs (C) in eine zersetzungstabilere Form. Die Biokohlen-Erzeugung kann über Pyrolyse von eher trockener Biomasse oder über hydrothermale Karbonisierung von eher wasserhaltiger Biomasse erfolgen (Abb. 1). Die Nutzung von Biokohlen soll die C-Speicherung mit ökonomisch wie ökologisch positiven Effekten verbinden. Dies sind die Nutzung der entstehenden Bioenergie bei der Pyrolyse (z.B. Abwärme, Stromerzeugung), Nährstoffrecycling aus Stoffströmen, die Steigerung der Fruchtbarkeit von degradierten, verarmten Böden und die Verringerung der Emissionen klimarelevanter Treibhausgase (THG) aus der Landwirtschaft. Die Idee wurzelt in der Erforschung fruchtbarer anthropogener Schwarzerde-Böden des Amazonasgebiets (Terra preta). Diese 450 bis 2000 Jahre alten Böden enthalten einen signifikanten Anteil an Holzkohle und weisen höhere Humus- und Nährstoffgehalte und pH-Werte auf als umgebende Böden auf den typischen stark verwitterten Oxisol-Böden.

Zum **Zeitpunkt des Projektbeginns** waren **Nutzen oder Risiken** von Biokohleanwendung in temperaten Böden (Böden gemäßiger Breiten) **nahezu unbekannt**. Die Ziele des Projektes waren es, potentielle Risiken wie gesteigerte Treibhausgas-Emissionen, Schadstofffrachten oder Pflanzenunverträglichkeit zu untersuchen und die Langzeit-Stabilitäten und den Verbleib von Biokohlen im Vergleich zu nicht karbonisiertem Ausgangsmaterial abzuschätzen.

Die Arbeiten gliedern sich in kurz-, mittel- und langfristige Untersuchungen. Kurzfristige Untersuchungen betrafen die akute Wirkung von Biokohlen auf Pflanzenkeimung und -wachstum und das Verhalten von Bodentieren (Kap. 3). Hierfür wurden **vier verschiedene Ökotoxizitäts-Testverfahren**, modifiziert nach ISO-Normen oder Kompostgüte-Prüfvorschriften, etabliert und auf Wiederholbarkeit getestet. Die etablierten Vorschriften wurden auf **15 verschiedene Biochars bzw. HTC- und VTC-Kohlen** angewandt. Biochar hatte, wenn es analytisch nachweislich ohne Schadstoffe war, keine nennenswerten negativen Effekte, vielmehr waren Testergebnisse oft auch positiv (Wachstumsförderung, Regenwurmverhalten). Die PAK-Belastung eines Holzvergaser-Biochars wurde durch die Tests zuverlässig identifiziert. HTC- und VTC-Kohlen hatten hingegen fast ausnahmslos negative Effekte auf Keimung, Pflanzenwachstum und Fluchtverhalten von Regenwürmern. Bei den standardmäßig untersuchten Schadstoffen gab es keine Befunde, was den Nutzen biologischer Testverfahren unterstreicht.

Für die **Inkubationsversuche im Labor** ("mittelfristig", Kap. 4) und die **Feldstudie** ("Langzeitversuch", Kap. 5) wurde das gleiche Ausgangsmaterial und die Produkte daraus verwendet: *Miscanthus x giganteus* (Chinagrass), eine raschwüchsige Bioenergie-C<sub>4</sub>-Pflanze, über deren Isotopensignatur (<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-Verhältnis) der Weg des eingebrachten Kohlenstoffs verfolgt werden kann. Im längsten der **Labor-Inkubationsversuche** (13 Monate; Kap. 4.4) wurde Stroh, eine schwach (VTC) und eine stark karbonisierte (HTC) Kohle aus hydrothormaler Herstellung sowie Biochar in zwei Bodenarten eingemischt (=Karbonisierungs-Gradient). Dabei wurden stark abbauförderliche Inkubationsbedingungen gewählt. Die kumulativen CO<sub>2</sub>-Emissionen (Maß für C-Stabilität) und N<sub>2</sub>O-Emissionen stiegen in folgender Reihenfolge: Biochar ≤ Kontrolle < HTC < VTC << Stroh. Die Summe der CO<sub>2</sub>- und der N<sub>2</sub>O-Emissionen und die Abbaubarkeit korrelierten positiv und ließ sich sehr gut aus den chemischen Eigenschaften der eingesetzten C-Additive vorhersagen, z.B. aus dem Gehalt an aromatischen Verbindungen oder dem H/C zu O/C Element-Verhältnis. Insgesamt war nur Biochar in der Lage, die N<sub>2</sub>O-Emissionen gegenüber der Nullkontrolle "reiner Boden" signifikant zu senken. Gegenüber der Strovariante

waren die Emissionen immer stark signifikant verringert. Die Oxidation von atmosphärischem Methan wurde durch alle zugegebenen C-Substrate gleichermaßen gefördert.

**Ein Pflanzenwachstumsversuch**, durchgeführt mit Boden-C-Substrat-Mischungen aus einer kürzeren, mit Gülle durchgeführten Inkubationsstudie erbrachte einen um 29 % höheren Weidelgras-Ertrag mit Biochar, wahrscheinlich durch bessere N-Retention. Das Pflanzenwachstum war in der VTC-Variante auch gefördert (im Gegensatz zu den Ergebnissen in Kap.3). Weitere Versuche zeigten, dass Biochar kurzzeitig **Ammoniak-Emissionen** verstärken kann, wenn es oberflächlich auf den Boden und dann die Gülle darauf ausgebracht wird; in der Stroh-Variante waren die NH<sub>3</sub>-Emissionen am höchsten, in der VTC-Variante am geringsten.

**Im Feldexperiment** (Kap. 5; Start April 2011, Fortführung bis heute) veränderte sich die **Erntebiomasse** von 2011 bis 2014 kaum durch die C-Additive (Stroh, VTC, Biochar) gegenüber der Kontrolle; 2015 war erstmalig eine leichte, nicht-signifikante Steigerung durch alle C-Additive zu beobachten. In der VTC-Variante kam es in den ersten zwei Jahren zu einer signifikanten Ertragsreduktion, in den Folgejahren 2013 bis 2015 jedoch nicht mehr. In der Biochar-Variante kam es zu einer **signifikanten Verschiebung** zwischen den **funktionellen Gruppen Kräuter** (Zunahme) und **Gräser** (Abnahme). Der Leguminosenanteil war stets gering, und die Qualität des Ernteguts veränderte sich nicht (Nährstoffanalysen der Biomasse für 2012 und 2013). **Die mittlere Ökosystem-Respiration** (CO<sub>2</sub>-Abgabe von Boden plus Biomasse) zeigte mit Biochar eine leichte Reduktion gegenüber den anderen Varianten, die reine Bodenatmung (ohne grüne Biomasse) im Sommer ebenfalls. Die anderen C-Additive hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Ökosystem-Respiration, bei der Bodenatmung zeigten "VTC-Kohle" und "Stroh" hingegen erhöhte Abbauraten. Ab dem zweiten Sommer hatte die Variante "*Miscanthus*-Stroh" auch im Freiland **signifikant höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen**, was kumulativ zu einer Verdopplung gegenüber der Kontrolle bis Ende 2013 führte. Die beiden Biokohle-Varianten waren bezüglich N<sub>2</sub>O nicht von der Kontrolle verschieden. "Biochar" zeigte phasenweise (Bsp. Winter 2011/2012, Frier-Tau Zyklus) nicht-signifikant verringerte N<sub>2</sub>O-Emissionen. Ein signifikanter Einfluss der C-Additive auf die **Methan-Konsumption** im Boden war bisher nicht feststellbar. Im Feldversuch war das Abbau- und Treibhausgas-Emissionsverhalten gegenüber den Laborstudien verzögert, da die C-Additive erst unter den Wurzelhorizont in den Mineralboden einwandern mussten und die Temperaturen im Jahresgang meist geringer waren als im Labor. Bei umfangreichen Bodenbeprobungen mit **Aggregatfraktionierung** (nasse Siebung) vor Experimentbeginn im Frühjahr 2011 und im Frühjahr 2012 und 2013 zeigten sich im hoch aggregierten Grünlandboden keinerlei negative Effekte, die auf eine Verringerung der Aggregatstabilität durch Applikation der Biokohlen oder des Strohs hindeuten würden; darin geschützter Kohlenstoff blieb geschützt. Die **<sup>13</sup>C-Isotopensignatur der ausgebrachten C-Additive** war 2013 in fast allen Aggregatfraktionen bis in 30 cm Tiefe nachweisbar, am stärksten bei VTC-Kohle. Die **mikrobielle Biomasse** des Bodens war 2,6 Jahre nach Versuchsbeginn nur in der Biochar-Variante signifikant um 56 % erhöht, vor allem die der Pilze.

**Zusammengefasst** bot Biochar ein besseres Potential zur C-Sequestrierung und zur Minderung von N<sub>2</sub>O-Emissionen bei Nutzung in Böden als die anderen C-Additive sowie tendenziell positive Effekte auf das Pflanzenwachstum (Bsp. im Gewächshausversuch). HTC-Kohlen hingegen minderten die N<sub>2</sub>O-Emissionen nicht, waren auch bei starker Karbonisierung deutlich rascher abbaubar und hatten sehr negative Effekte auf Pflanzenkeimung und -wachstum durch nicht identifizierte Schad- oder Hemmstoffe, sodass die Nutzung in Böden unterbleiben sollte. Am Ende des Berichts wird ein **Fazit** gezogen (Kap. 6.1 - 6.3), ein Überblick zur aktuellen Biochar-Nutzung in der Landwirtschaft gegeben (Kap. 6.4); sinnvolle, (ökonomisch) lohnende Forschungs- und Entwicklungswege bzgl. Biochar werden aufgezeigt (Kap. 6.3 und 6.4).

Mit der folgenden Tabelle wird eine zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen der Addition C-haltiger Substrate zu verschiedenen Böden im Labor- und Feldversuch auf die Treibhausgas-Freisetzung gegeben sowie eine Einschätzung der Eignung zur längerfristigen C-Sequestrierung vorgenommen.

Versuch	ausgebrachtes Material	CO <sub>2</sub> -Emission	CH <sub>4</sub> -Konsumption	N <sub>2</sub> O-Emission	Eignung für C-Sequestrierung
Labor	Stroh				nein
	VTC				nein
	HTC				nur kurzzeitig
	Biochar				ja
Feld	Stroh				nein
	VTC				nein
	Biochar				ja

**Farbkodierung / Legende:**

	wie Kontrolle
	neutral bis verbessert (geringere THG-Emissionen)
	verbessert
	neutral bis verschlechtert (höhere THG-Emissionen)
	verschlechtert

Die obige Tabelle ermöglicht einen qualitativen, raschen Überblick über die Ergebnisse der zwei Laborinkubationsstudien und des Feldexperiments im Rahmen dieses Projekts. Signifikante Reduktionen von THG-Emissionen (bzw. eine signifikante Verbesserung der CH<sub>4</sub>-Konsumption) sind dabei in Grün wiedergegeben, Trends oder Tendenzen bzw. kürzere Perioden einer THG-Reduktion in Gelbgrün, während gegenüber der Kontrolle unveränderte THG-Emissionen gelb dargestellt sind. Waren die Emissionen insgesamt signifikant gesteigert, sind sie rot dargestellt, temporäre (phasenweise) oder tendenzielle Steigerungen sind orange gekennzeichnet. Es wird deutlich, dass Biochar sowohl in den Feld- als auch in den Laborversuchen die günstigsten Effekte auf die THG-Flüsse aufwies.

## 2 Einleitung, Hintergründe und Zielsetzung

### 2.1 "Terra preta" oder der Ursprung der Biokohle-Idee

Die **Einbringung von Biokohlen** in landwirtschaftlich genutzte Böden wird als **Strategie** diskutiert, die mehreren Zielen zugleich dienen könnte (Lehmann 2007): nachhaltige, CO<sub>2</sub>-negative Energieerzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen (McHenry 2009) oder landwirtschaftlichen Reststoffen (Woolf et al. 2010), Steigerung der Bodenfruchtbarkeit (Steiner et al. 2007; Lehmann und Joseph 2015), sowie Sequestrierung von pyrogenem, zersetzungsstabilem Kohlenstoff mit dem Nebeneffekt der Reduktion des Ausstoßes hochpotenter Treibhausgase wie N<sub>2</sub>O (Bsp. Ameloot et al. 2013; Karhu et al. 2011; Kuzyakov et al. 2009; Malghani et al. 2013; van Zwieten et al. 2015; Zhang et al. 2010). Eine Steigerung der des Bodenumusgehalts (Aufbau höherer Bodenkohlenstoffvorräte) ist i.e.R. wünschenswert, da sich daraus eine Verbesserung von Parametern wie Wasserspeichervermögen, Infiltration oder Nährstoffretention ergibt. Dies wiederum wäre für eine Verbesserung der Resilienz gegenüber den zu erwartenden negativen Folgen des Klimawandels wünschenswert. Solche Folgen können sein: raschere Stickstoff-(N-)Mineralisierung (v.a. im Winter) durch Erwärmung und nachfolgend Verlust durch (stärkere) Winterniederschläge als Nitrat-Auswaschung, generell Erosionsprobleme durch Starkniederschläge v.a. in Hanglagen, oder Ertragseinbußen durch Hitze- und Dürreperioden. Der voranschreitende Klimawandel (IPCC 2013) zeigt, dass nach Lösungsansätzen gesucht werden muss.

Der Ursprung der Idee des C-Entzugs aus der Atmosphäre über Holzkohle liegt in der noch relativ jungen Erforschung der anthropogenen, sehr fruchtbaren Amazonasschwarzerden (Terra preta) (Glaser and Birk 2012; Glaser et al. 2001) und kultureller Traditionen wie der Kohle-Bokashi-Herstellung in Japan (Ogawa 1991; Okrimori et al. 2003) oder schwarzer Erden in afrikanischen Ländern (Frausin et al. 2014, Solomon et al. 2016).

Schwarzerde-Böden (Chernozems; natürlichen Ursprungs) zählen auch in unseren Breiten zu den fruchtbarsten Böden überhaupt (Beispiel: Hildesheimer und Magdeburger Börde); sie sind oft unter Steppen mit Sommertrockenheit und kalten Wintern entstanden auf kalkhaltigem Löß entstanden. Schwarzerden enthalten signifikant höhere Mengen von "black carbon", eines aromatischen Markers für pyrogenen Kohlenstoff als andere Böden (Brodowski et al. 2005). (Welche Rolle dieser für ihre Fruchtbarkeit spielt ist noch nicht geklärt.) Dieser pyrogene Kohlenstoff stellt i.d.R. die älteste C-Fraktion dar und wird langsamer abgebaut als andere C-Fraktionen (Brodowski et al. 2006; Rodionov et al. 2010; Schmidt et al. 1999; Vasilyeva et al. 2011), ist aber nach heutigem Kenntnisstand auch nicht vollkommen inert (Schmidt et al. 2011; Singh et al. 2012; Lehmann et al. 2015). Der Einschluss und der Schutz von Kohlenstoff in Bodenaggregaten wird heute als ebenso wichtig für eine längere Verweildauer von C im Boden betrachtet als "nur" die chemische Stabilität (Schmidt et al. 2011; Lehmann und Kleber 2015).

Die Schwarzerde-Böden des Amazonasgebiets sind vermutlich das Produkt von kulturellen Traditionen im Siedlungsumfeld von Dörfern auf den höhergelegenen Flussufer-Bereichen, die von den periodischen Überschwemmungen durch Amazonas und seiner Zuflüsse wie Rio Negro, River Xingu usw. nicht erreicht werden. Archäologische Befunde weisen auf Siedlungsabfälle um die Dorf-Kernbereiche hin, die zur Bildung der heutigen Terra-preta-Böden beitragen. Die Siedlungs-Hinweise bestehen aus häufigen Funden von Fischgräten, Schildkrötenpanzern, Knochen und Markern für (menschliche) Fäkalien. Zudem finden sich häufig große Mengen von Tonscherben. Dies deutet auf sesshafte Kulturen hin (Jäger- und Sammlerkulturen töpfern nicht); meist zeigt sich ein fließender Übergang zu weniger schwarzen Böden ohne



Tonscherben-Vorkommen und weniger Kohle in der Umgebung von Terra-preta Standorten; diese werden i.d.R. als "Terra mulata" bezeichnet und zeichnen sich ebenfalls durch erhöhte (wenn auch nicht so stark erhöhte) Fruchtbarkeit aus (Fraser et al. 2011). Im letzten Jahrzehnt mehren sich archäologische Berichte über angelegte Strukturen wie Straßen aus präkolumbianischer Zeit, die die Waldfeldbau-Dörfer oder "Wald-Städte" miteinander verbunden haben müssen (Heckenberger et al. 2003, 2008). Da im Brasilianischen Regenwald jedoch keine Steinbauten errichtet werden konnten, sondern Holz verwendet werden musste, sind weniger Siedlungszeugnisse erhalten als bei indigenen Kulturen mit Steinbauten (Bsp. Maya, Inka). Eine Jahresmitteltemperatur von 28°C und 2000 mm Niederschlag und Termiten sorgen für eine rasche Mineralisierung aller organischen Materialien, weshalb das Auftreten tiefgründiger, humoser Böden unter diesen klimatischen Bedingungen, hervorgegangen aus stark verwitterten, geologisch alten Böden, Forscher so sehr fasziniert. Diese Befunde führten bisweilen zu der Annahme, das Amazonasbecken könne Heimat von zig Millionen Menschen gewesen sein (Stockstad, 2003; Mann, 2008); dies ist Gegenstand aktueller Forschung und noch umstritten. Auch ist nicht das gesamte Amazonasgebiet mit Terra preta Böden überzogen, die Vorkommen sind jedoch häufiger als vor 20 Jahren gedacht. McMichael et al. (2014) konnten kürzlich über Modellierungsansätze zeigen, dass vermutlich 3,2% des zentralen und östlichen Amazonasbeckens mit Terra preta Fundorten bedeckt sein könnten; im Westen Amazoniens sind die Vorkommen limitiert, bzw. die Gebiete sind bisher nicht gut untersucht. Für eine erfolgreiche Vorhersagbarkeit des Vorkommens von Terra preta waren geländemorphologische Charakteristika wie Terrain, Hydrologie und Boden sowie das Vorhandensein der Flussläufe, entlang derer die Besiedlung und der Warenverkehr erfolgt sein müssen, wichtiger als klimatologische Parameter (McMichael et al. 2014).

## 2.2 Was ist Biokohle?

**"Biokohle" ist kein homogenes, klar definiertes Produkt.** Derzeit existieren sehr unterschiedliche Verfahren zur Produktion, weitere sind in der Entwicklung. Auch klar abgegrenzte Begriffsdefinitionen fehlen. Der VDI-Fachausschuss "Emissionsminderung – Erzeugung von Biokarbonisaten für industrielle Anwendungen" (NA 134-01-104 AA) bemüht sich um eine Vereinheitlichung von Begrifflichkeiten. Das technische Wort "Biokarbonisat" im Richtlinienentwurf ist gleichbedeutend mit dem hier verwendeten Wort "Biokohle".

**Wir verwenden den Begriff "Biokohle" im Folgenden** als Oberbegriff für zwei verschiedene, aus Biomasse hergestellte Produkte (vgl. Abb. 1):

(1) **"Biochar"**, oder synonym **"Pflanzenkohle"**, für Produkte aus Pyrolyse (Verschmelzung) oberhalb von ca. 350 °C bis ca. 1000 °C; der Begriff Biochar hat sich international eingebürgert, im Deutschen der Begriff "Pflanzenkohle", da ein Produkt aus Maisspindeln, Getreidespelzen oder Nussschalen schlecht als Holzkohle bezeichnet werden kann. Zudem vermeidet das Wort "Pflanzenkohle" den Eindruck, es handele sich um ein Produkt aus biologischem Anbau. Das Problem besteht im Englischen mit "Biochar" nicht, da biologischer Landbau im Englischen "organic farming" heißt. Die Begriffe "Biochar" oder "Pflanzenkohle" weisen auch auf die beabsichtigte stoffliche Nutzung als C-Senke hin, d.h. auf den Verzicht auf vollständige Oxidation zu CO<sub>2</sub> durch Verbrennung. Pyrolyse benötigt Materialien mit eher geringen Wassergehalten<sup>1</sup>, im Gegensatz zum HTC-Verfahren.

---

<sup>1</sup> Maximal möglicher Wassergehalt in der Pyreg-Pyrolyse (H. Gerber, mündl. Mitt.): Wassermenge, die dem Trockengewicht des Ausgangsmaterials für die Pyrolyse entspricht (d.h. maximal 50% des Frischgewichts).

(2) "**HTC-Kohle**" oder Englisch "**Hydrochar**" für Produkte der Hydrothermalen Karbonisierung (kurz HTC, vom engl. hydrothermal carbonization). Diese wird unter hohen Drücken (20-30 bar) und Temperaturen von 200-250 °C, maximal 300 °C, im wässrigen Milieu bei niedrigem pH-Wert hergestellt, ebenfalls aus verschiedensten C-haltigen, meist sehr nassen Reststoffen wie Straßenlaub oder Klärschlamm. Eine Sonderform ist die Dampfkarbonisierung, bei der weniger Wasser erhitzt werden muss (vapo-thermal carbonization). Die Produkte HTC- bzw. VTC-Kohle ähneln in Struktur, Heizwert und Farbe Braunkohle oder Torf. Der englische Begriff „hydrochar“ für HTC-Kohlen wurde zuerst von Libra et al. (2011) eingeführt; er wird heute im englischsprachigen Ausland allgemein verwendet, in den ersten Publikationen findet sich bisweilen aber die Bezeichnung "biochar" (z.B. Steinbeiss et al. 2009), was zu Verwirrungen oder zu fehlerhaften Metastudien führen könnte.

Beide Prozesse haben das Potential zur nachhaltigen, CO<sub>2</sub>-neutralen bis CO<sub>2</sub>-negativen Energieerzeugung aus Biomasse. Auch ist der Transport von Biomasse-Brennstoffen mit höherem Brennwert und geringerem Wassergehalt wesentlich "CO<sub>2</sub>-günstiger" und kosteneffizienter als der Transport feuchter Biomasse. Beide Techniken sind gut skalierbar und dezentral einsetzbar, d.h. sie bedürften nicht zwingend großindustrieller Ansätze. Wenn ein Teil der erzeugten Biokohle in Böden eingebracht oder anderweitig stofflich genutzt wird und sich sehr langsam über Jahrzehnte und Jahrhunderte wieder abbaut, kann die Energie- plus Biokohle-Erzeugung als "CO<sub>2</sub>-negativ" betrachtet werden. Die CO<sub>2</sub>-Sequestrierung von flüssig abgeschiedenem CO<sub>2</sub> bei der Verbrennung fossiler Energieträger kann hingegen lediglich "CO<sub>2</sub>-neutral" sein. Bereits emittiertes CO<sub>2</sub> kann der Atmosphäre dadurch nicht wieder entzogen werden, dies ist nur durch Photosynthese möglich.

### 2.3 Hintergrund des Projekts: Abschätzung von Chancen und Risiken

Bevor an die **Einbringung von Biokohlen in Böden** gedacht werden kann, müssen **kritische Fragen** nach den möglichen Risiken geprüft werden: Sind die unterschiedlich produzierten Kohlen alle langfristig stabil? Wo verbleiben sie im Bodenprofil, wandern sie in die Tiefe oder in Aggregate ein? Wie ist ihre Wirkung auf Biomasse, Artenzusammensetzung und Nährstoffgehalte? Wie verändern sie die Emissionen von klimarelevanten Treibhausgasen wie N<sub>2</sub>O oder CO<sub>2</sub>? Wichtig ist auch zu klären, ob es zu einer Mineralisierung durch "priming", d.h. zum verstärkten Abbau der alten organischen Bodensubstanz kommt, wenn Biokohlen verwendet werden, wie dies von Wardle et al. (2008) befürchtet wurde. Ein Anzeichen hierfür wäre der Zerfall großer Makroaggregate (bestimmbar durch nasse Siebung) im hoch aggregierten Grünlandboden, der aus diesem Grund als Standort für das Experiment ausgewählt wurde. Diese Fragen sind für die langfristige Nutzungsperspektive von Biokohlen in Böden essentiell, da die Biokohlen nach Einbringung nicht mehr entfernt werden können.

Zum Zeitpunkt des Projektbeginns waren weder Nutzen noch Risiken bekannt bzw. abschätzbar. Die Ziele des Projektes waren es daher, mögliche Risiken zu untersuchen und die Langzeit-Stabilitäten verschiedener Biokohle-Arten im Vergleich zum nicht karbonisiertem Ausgangsmaterial (auch engl. als "feedstock" oder technisch als "Edukt" bezeichnet) abzuschätzen. Beide Punkte, potentielle Gefahren und C-Sequestrierungspotential, schließen die THG-Bilanzen von Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Methan (CH<sub>4</sub>) mit ein. So könnten Biokohlen theoretisch die Mineralisierung von vorhandenem, altem Bodenkohlenstoff anregen, toxisch auf Pflanzen oder Bodentiere wirken, Schadstoffe mitbringen oder die Emissionen von N<sub>2</sub>O oder CH<sub>4</sub> anregen. Hier galt es, erste Erkenntnisse zu gewinnen und aufzuzeigen, ob diese Risiken häufig auftreten bzw. wie sie erkannt werden können. Weitere Ziele der über das Projekt entstandenen

Biokohle-Arbeitsgruppe waren mögliche positive Effekte wie die Verbesserung des Pflanzenwachstums oder die Verminderung von THG-Emissionen und zudem ein verbessertes Verständnis von Wirkungsmechanismen, vor allem die Interaktion mit Stickstoff betreffend.

## 2.4 Projektstruktur und Fragestellungen

Die Aspekte des Projekts umfassen **kurz-, mittel- und langfristige Untersuchungen**. Dies sind Pflanztests zur Überprüfung möglicher Schadwirkungen von Biokohlen ("kurzfristig", Kap. 3), Labor-Inkubationsstudien bis zu einem Jahr Dauer sowie Gewächshausversuche unter kontrollierten Bedingungen ("mittelfristig", Kap. 4), und einen Biokohle-Feldversuch auf dem Versuchsgelände der Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation in Linden ("langfristig", Kap. 5), der auch nach Beendigung der Projektförderung aus Eigenmitteln des Instituts für Pflanzenökologie in verringertem Umfang fortgeführt wird.

**(I) Kurzfristige Untersuchungen, Biotox-Tests (Kap. 3):** Zur **Risikoabschätzung** zählt die Überprüfung möglicherweise negativer Auswirkungen auf Flora und Fauna. Für Biochar existiert seit 2012 das von der EU-COST Action "Biochar" (TD-1107) mitgetragene Europäische Biochar-Zertifikat, welches sich in seinen erlaubten Grenzwerten von Schwermetallen oder PAKs oder POPs (persistent organic pollutants) im Wesentlichen auf die in den Düngemittel- und Bodenschutz-Verordnungen genannten Grenzwerte der Länder Schweiz, Deutschland und Österreich stützt. Im Rahmen des Projekts wurden zunächst **vier verschiedene standardisierte Testvorschriften** für "Biotox-Tests" ausgewählt, modifiziert und auf ihre Reproduzierbarkeit überprüft (Busch et al. 2012) und anschließend auf eine Reihe verschiedener, gut charakterisierter Biokohlen angewendet. Fernziel ist es, aus den Test-Reaktionsmustern grob die Ergebnisse der Schadstoffanalysen sowie die physiko-chemischen Charakteristika der Kohlen zu prognostizieren, so dass sie als Indikatoren für bestimmte "Kohleprobleme" und positive wie negative Wirkungen in Böden heran gezogen werden können.

**(II) Mittelfristige Untersuchungen, Laborstudien (Kap. 4):** Diese dienen v.a. der Abschätzung und dem Verständnis von Veränderungen der THG-Flüsse ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) aus Böden sowie der C-Stabilität verschiedener Biokohlen. Spezielle Fragestellungen können nur durch das Einstellen definierter Bedingungen beantwortet werden (Temperatur, Bodenfeuchte, Homogenität der Mischungen, Frier-Tau-Zyklen, Düngung usw.), wie dies im Feldversuch unmöglich ist. Zudem kann hier an geschlossenen Systemen ohne Nährstoffauswaschung gearbeitet werden (nur gasförmige N-Verluste).

**(III) Langzeit-Feldexperiment (Kap. 5):** Hier erfolgte die Biokohle- und Ausgangsmaterial-Applikation anhand gleicher C-Mengen; die applizierten C-Mengen entsprachen jeweils der mittleren Anhebung des Bodenkohlenstoffgehalts des Oberbodens um +20%. Die Materialien wurden in Kombination mit flüssiger Schweinegülle ausgebracht, um Staubverluste zu vermeiden (Major and Husk 2010) und um die Materialien mit Nährstoffen anzureichern.

Für mitteleuropäische Böden und Klimate lagen zu Projektbeginn 2009 fast keine Ergebnisse oder Erfahrungswerte vor; dies hat sich mittlerweile geändert. Jedoch existiert (unseres Wissens) nach wie vor europaweit keine andere Studie, die in gewachsenem Grünland durchgeführt wird oder vergleichbar wäre.

In den folgenden Kapiteln werden die drei Hauptaspekte des laufenden Projekts behandelt. Wenn Resultate bereits publiziert sind oder als Manuskript zur Veröffentlichung vorbereitet werden bzw. eingereicht sind, wird das Zitat im Bericht im Folgenden unterstrichen aufgelistet.

### 3 Prüfung von Biokohlen mittels biologischer Testverfahren

Für ein rasches Screening auf mögliche toxische oder schädliche Wirkungen von Biokohlen und zum besseren Vergleich diverser Kohlen mittels standardisierter Verfahren wurden im Rahmen des Projekts geeignete biologische Testverfahren etabliert. Die Methoden wurden ISO-Normen oder Prüfvorschriften (Kompostgütebestimmung, Kehres et al. 2006) entlehnt, modifiziert und zunächst in einer Masterarbeit (D. Busch) auf Reproduzierbarkeit geprüft. Die Standardisierung und Wiederholbarkeit der Testverfahren und erste Ergebnisse wurden in einem Biochar-Sonderband in *Journal of Environmental Quality* veröffentlicht (Busch et al. 2012). Die Tests umfassten:

- Kresstest auf gasförmige phytotoxische Substanzen,
- Gerstekeimungs- und Wachstumstest in Torfsubstrat,
- Salatkeimungstest, modifizierte ISO-Norm
- Regenwurmvermeidungstest, modifizierte ISO-Norm.

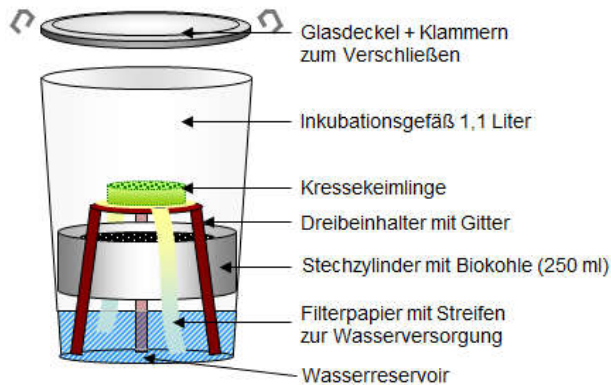
Mit dem etablierten Instrumentarium wurden 15 verschiedene Biokohlen (Biochars und HTC-Kohlen) untersucht und ihre **Schadstofffrachten** analysiert (PAK, PCB, Dioxine, Nährstoffe, Schwermetalle; Kammann et al., in Vorbereitung(a)). Für alle **statistischen Ergebnisangaben** im Folgenden gilt: Resultate ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 0,05$  werden im Text als signifikant bezeichnet, ab  $p < 0,001$  als hochsignifikant. Resultate mit  $p < 0,1$  (aber  $>0,05$ ) werden ggf. als Trend oder Tendenz bezeichnet, gelten aber nicht als signifikant.

#### 3.1 Kressekeimungstest auf gasförmige phytotoxische Verbindungen

Die Durchführung erfolgte wie in Busch et al. (2012) beschrieben (Abb. 2 links). Die Ergebnisse der Kressekeimungstests sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Bis auf eines bewirkte keins der getesteten **9 Biochars** eine signifikante Reduktion der Keimungsrate oder des Frischgewichts. Einzige Ausnahme war ein Holzvergaser-Biochar (BC-2), welches einen stark erhöhten PAK-Gehalt aufwies (Kammann et al. in Vorbereitung(a)). Dieses zeigte einen Trend zu einer erhöhten Keimungsrate, das Wachstum wurde jedoch durch die Ausgasungen dieses Biochars auf 77.2% der Kontrolle reduziert. Nach der Ursprungsvorschrift wäre der Test damit nicht bestanden (da  $<80\%$ ). Gewisse leichter flüchtige Pyrolyse-Kondensate können die Keimung sogar anregen, wie dies z.B. bei Pflanzen in Feuer-Ökosystemen auftritt, was die erhöhte Keimungsrate erklären könnte. Menge und Toxizität der PAK-Ausgasung des Holzvergaser-Biochars BC-2 verringerte das Wachstum signifikant; die Kohle wäre mit ihrem hohen PAK-Gehalt nach der BBschVO keinesfalls zulässig gewesen (was alle Tests sicher identifizierten, s.u.).

**Fast alle HTC-Kohlen** hatten hingegen eine sehr negative Wirkung auf Keimung und Wachstum: Die Samen liefen schwärzlich an, die Keimung wurde oftmals komplett unterbunden (Abb. 2, Abb. 3). Im Falle aller aus Rübenschnitzeln hergestellten HTC-Kohlen könnte dafür bereits das Ausgangsmaterial (=Edukt) verantwortlich sein, da auch mit diesem die Keimung inhibiert wurde. Wurden die trockenen Rübenschnitzel jedoch pyrolysiert (BC-5) bestand keine Inhibierung mehr; gleiches galt für das (nicht-phytotoxische) Ausgangsmaterial *Miscanthus*: HC-7 (eine schwach karbonisierte VTC-Kohle) wirkte phytotoxisch, BC-7 nicht. Zwei "gealterte"

HTC-Kohlen, die länger offen bei Raumtemperatur aufbewahrt worden waren (aus Rübenschnitzeln und Rinde), zeigten keine negativen Effekte mehr. Generell scheint die Alterung von HTC-Kohlen somit eine gewisse Verminderung gasförmiger phytotoxischer Stoffe zu bewirken, und dies eher bei offener als bei geschlossener Lagerung.



**Abbildung 2:** Versuchsanordnung beim Kresse-Keimungstest (links), Foto Testergebnisse (rechts)

Foto: Links Kontrolle: gekeimte und gewachsene Kresse (grün); Rechts HTC-Kohle mit stark inhibierter bzw. ausbleibender Keimung, Foto: D. Busch



**Abbildung 3:** Blattnekrosen und Keimungshemmung durch ausgasende VTC-Miscanthus-Kohle.

Das Ausbreiten der VTC-Miscanthus-Kohle zum Trocknen im Foliengewächshaus des Instituts für Pflanzenökologie (links) verursachte Blattnekrosen bei den dort eingestellten Pappeln (Mitte); im Kressestest keimten Kressesamen über frischer VTC-Kohle nicht aus (rechts). Die Nekrose-Beobachtungen lieferten erste Hinweise noch vor den Biotests. Fotos: C. Kammann und D. Busch

Die beiden Kohlen aus Niedertemperaturkonvertierung (NTK; Kürzel LC für low-temperature conversion) schnitten gut (LC-1) bzw. "nur" mit Wachstums-, nicht aber Keimungsreduktion (LC-2) ab; bei LC-2 können jedoch keine PAK's dafür verantwortlich gemacht werden.

**Tabelle 1:** Ergebnisse der Kresse-Keimungstests: Frischgewicht und Keimungsrate, in Prozent der jeweils mitgeführten Kontrolle (Einheitserde Null); p-Wert t-test: n.s. = nicht signifikant; (\*) p<0.1; \* p<0.05; \*\* p<0.01; \*\*\* p<0.001. Die Materialien waren entweder (Produktions-)frisch und nass (i.e. undefinierter Wassergehalt), oder sie waren, wenn "trocken" oder "getrocknet", auf 30% ihrer maximalen Wasserhaltekapazität (WHC) wieder befeuchtet worden. HTC, Edukt: "Neu" bedeutet, dass sie innerhalb der ersten Monate nach Lieferung getestet wurden (Lagerung bei 4°C). "Gealtert" bedeutet, dass das trockene Material bei Raumtemperatur für mehr als 3 Monate gelagert wurde. K. = Keimung

Biokohle-Art	Eigenschaften	Keimung (% Kontrolle)	P	Frischgewicht (% Kontrolle)	P	Bemerkungen
BC-1 Erdnuss-Schalen	trocken	101.5	n.s.	96.5	n.s.	Test in Busch et al. (2012)
BC-2 Holzvergaser-Kohle	trocken	113.5	(*)	77.2	**	Nur Wachstum signifikant reduziert
BC-3 Weizenstroh	trocken	104.8	n.s.	100.7	n.s.	
BC-8 Hackschnitzelsiebreste	trocken	96.9	n.s.	123.1	(*)	Wachstum tendenziell erhöht
BC-9 Birtreber	trocken	101.0	n.s.	95.5	n.s.	‡
BC-10 Holzhäcksel	trocken	99.0	n.s.	105.4	n.s.	‡
CC-1 Grillkohle (ProFagus)	trocken	97.4	n.s.	100.1	n.s.	
CC-2 (Stückholz-Heizanlage)	trocken	Nicht genug Material verfügbar				Nicht genügend Material
Edukt Rübenschitzel	frisch, nass	0.0	***	0.0	***	Keimung komplett inhibiert
Edukt Rübenschitzel	trocken (=Pferdefutter)	6.7	***	3.7	***	K. bei 3 von 4 komplett inhibiert
BC-5 Rübenschitzel	trocken	102.1	n.s.	100.1	n.s.	‡
HC-3 Rübenschitzel	frisch, nass	0.0	***	0.0	***	K. komplett inhibiert
HC-3 Rübenschitzel	neu, getrocknet	19.1	***	16.8	***	K. bei 3 von 4 komplett inhibiert
HC-3 Rübenschitzel	gealtert <sup>§</sup> , getrocknet	100.5	n.s.	101.8	n.s.	
HC-4 Rübenschitzel	frisch, nass	0.0	***	0.0	***	Keimung komplett inhibiert
HC-5 Rübenschitzel	frisch, nass	0.0	***	0.0	***	Keimung komplett inhibiert
HC-5 Rübenschitzel	gealtert <sup>§</sup> , getrocknet	13.9	***	8.7	***	Wenigen Keimlinge: keine Wurzeln
Edukt Rindenmulch	neu, getrocknet	96.9	n.s.	81.5	n.s.	
HC-6 bark + wood	frisch, nass	45.6	(*)	42.8	(*)	K. bei 2 von 4 komplett inhibiert
HC-6 bark + wood	gealtert <sup>§</sup> , getrocknet	100.1	n.s.	92.9	n.s.	
Edukt Miscanthus	neu, getrocknet	104.3	n.s.	102.8	n.s.	
BC-7 Miscanthus	neu, getrocknet	96.4	n.s.	108.9	n.s.	
HC-7 Miscanthus	neu, getrocknet	0.0	***	0.0	***	Keimung komplett inhibiert
HC-7 Miscanthus	gealtert <sup>§</sup> , getrocknet	90.2	*	103.2	n.s.	
LC-1 Tiermehl	trocken	94.1	n.s.	93.7	n.s.	
LC-2 Tiermehl	trocken	89.7	†	65.1	†	Materialmenge erlaubte nur 2 Wiederholungen

† kein statistischer Test möglich (geringe Wiederholungszahl durch Mangel an Material)

‡ das Wurzel/Spross-Verhältnis der Keimlinge wurde bestimmt: alle BC's zeigten eine (n.s.) Tendenz hin zu etwas mehr Wurzel- und etwas weniger Sprosswachstum als die jeweiligen Kontrollen (113.3 – 134.4%).

§ HC-5 Lagerung: 1.5 Jahre; HC-7 Lagerung: 3 Monate; HC-3 und HC-6 Lagerung 2-3 Wochen, offene Box (HC-5 und HC-7 in geschlossener Box im Schrank bei Raumtemperatur)

### 3.2 Gerstenkeimungs- und Wachstumstest

Dieser Test war der Kompostgüteprüfung entlehnt (Kehres 2006). Hierbei wurden die zu prüfenden Biokohlen bis zu einem Anteil von 25 Vol.-% (errechnet über die Schüttdichte der zu mischenden Materialien) mit ungedüngtem Torf gemischt (Einheitserde Null), in Pflanzgefäße gefüllt und gedüngt (Details: siehe Busch et al. 2012; vgl. auch Abb. 4). Fast keines der getesteten Biochars zeigte negative Auswirkungen im Gerste-Test (Abb. 5), mit Ausnahme des hoch PAK-belasteten Holzvergaser-Biochars BC-2, das zwar keine Keimungshemmung, wohl aber in der höchsten Zugabestufe (25 Vol.-%) eine signifikante Wachstumsreduktion bewirkte. Die Kohle aus der Hausfeuerungsanlage (CC-2) zeigte in der geringsten (5 Vol.-%) Zugabestufe eine positive, in der höchsten Stufe eine stark negative Wirkung. CC-2 wies erhöhte Schwermetallgehalte auf: Hier lagen die Cu- und Ni-Gehalte oberhalb der von der Düngemittelverordnung (DüMV) bzw. Bioabfall-Verordnung (BioAbfV) angegebenen Vorsorgewerte; bei Mangan und Blei hatte diese Kohle die höchsten Werte. Die PAK-Werte dieser Kohle waren jedoch

sehr gering, so dass die Schwermetalle vermutlich Ursache der signifikanten und fast vollständigen Wachstumsreduktion in der höchsten Zugabestufe (25 Vol.-%) bei CC-2 waren (Abb. 5). Das Rübenschnitzel-Biochar, BC-5, überschritt bei Nickel ebenfalls die Grenzen des EBC-Zertifikats; bei ihm zeigte sich jedoch in der höchsten Stufe keine signifikante Wachstumsreduktion, sodass die negative Wirkung bei CC-2 (+/- gleiche Ni-Belastung) vermutlich eher von Cu als von Ni herrührte.

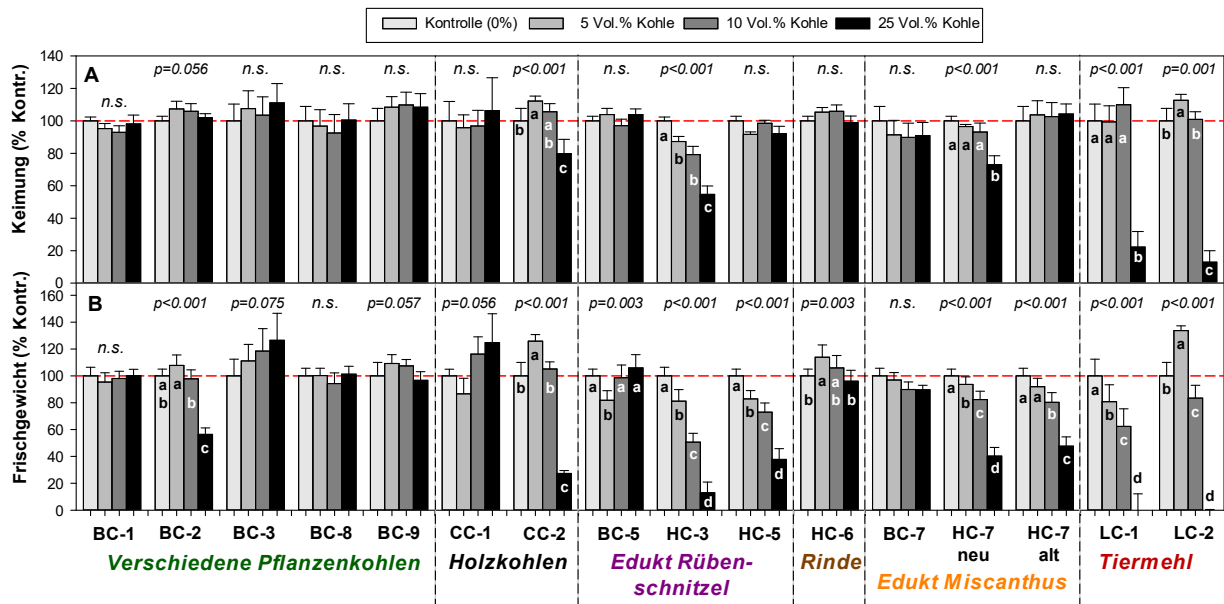
Wurde das gleiche Ausgangsmaterial jedoch hydrothermal karbonisiert (HC-3 und HC-5) war das Wachstum bereits ab der geringsten Zugabestufe signifikant geringer; bei HC-3 (in jüngerem Zustand getestet) wurde bereits die Keimung signifikant reduziert (Abb. 5). Kaum gelagerte *Miscanthus*-VTC-Kohle (HC-7 in Abb. 5) wirkte ebenfalls toxisch auf Keimung und Wachstum; nach einem Jahr Lagerung war zwar die Keimungshemmung verschwunden, die Reduktion des Wachstums bestand jedoch unverändert fort (fast auf die Prozentwerte genau, vgl. Abb. 5). Positive Ausnahme war die Rinden-HTC-Kohle, die in der geringsten Zugabestufe eine signifikant positive Wirkung auf das Wachstum hatte.

Die Niedertemperaturkonvertierungskohlen aus Tiermehl (LC-1 und LC-2) besaßen zwar von allen getesteten Kohlen die mit Abstand höchsten N- und P-Konzentrationen (mögliche Nährstoffwirkung); dennoch hatte LC-1 eine negative Wirkung auf das Wachstum der Gerste; in der höchsten Stufe keimten nur noch wenige Körner auf allen 5 Gefäßen. Es ist unklar, welche Substanzen diesen Effekt bewirkten. (Die PAK-Analyse ließ sich bei dieser Kohle nicht durchführen). Die nachträgliche Auskunft des Herstellers lautete, diese Kohle sei durch falsche Lagerung mit Öldämpfen beaufschlagt worden. Der folgende Produktionsbatch aus gleichem Ausgangsmaterial, Tiermehl (LC-2), wies diese Belastung nach Herstellerangaben nicht auf; hier waren die PAK-Analysen durchführbar und zeigten keinerlei Belastung. In der geringsten Zugabestufe war das Gerste-Wachstum mit LC-2 sogar signifikant besser.



**Abbildung 4:** Gerstetest mit einem Biochar und einer HTC-Kohle (links), randomisierte Aufstellung mit Randgefäßen eines Testansatzes mit verschiedenen Biokohlen im Gewächshaus (rechts)

Bei LC-2 (höchste Stufe) und bei den Rübenschnitzel- und *Miscanthus*-HTC-Kohlen ist nicht ganz klar, was genau die stark negativen Wirkungen verursacht haben könnte: Die vorliegenden PAK-Analysen von HC-5, HC-7 und LC-2 zeigen sehr geringe Werte; bei HC-3 war eine Substanz (Anthracen) nicht nachweisbar, alle anderen jedoch ebenfalls sehr gering; auch die Schwermetall-, PCB- oder CKW-Analysen gaben keinerlei Hinweise auf die Toxizitätsursachen.



**Abbildung 5:** Ergebnisse des Gerstenkeimungs- und Wachstumstests.

A) Keimung, B) Frischgewicht. Hier und in den folgenden Abbildungen dieser Art werden stets Mittelwerte (Mw) und Standardabweichung (Stabw, n=5) gezeigt.

Biochar wurde in steigenden Mengen zugesetzt, bis ein 25 Vol.-% Mischungsverhältnis (auf trockenen Substraten basierend) erreicht wurde. Die WHC wurde auf 60% eingestellt. Die rote Linie kennzeichnet die Kontrolle (diese wurde jeweils gleich 100% gesetzt). Die P-Werte bzw. "n.s." (nicht signifikant) geben die Resultate einer einfaktoriellen ANOVA pro Kohle wieder, unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Stufenunterschiede innerhalb einer Kohle (SNK-Test,  $p < 0.05$ ). Methode: siehe Busch et al. (2012). BC = biochar, HC = HTC-Kohle, weitere Informationen siehe Text.

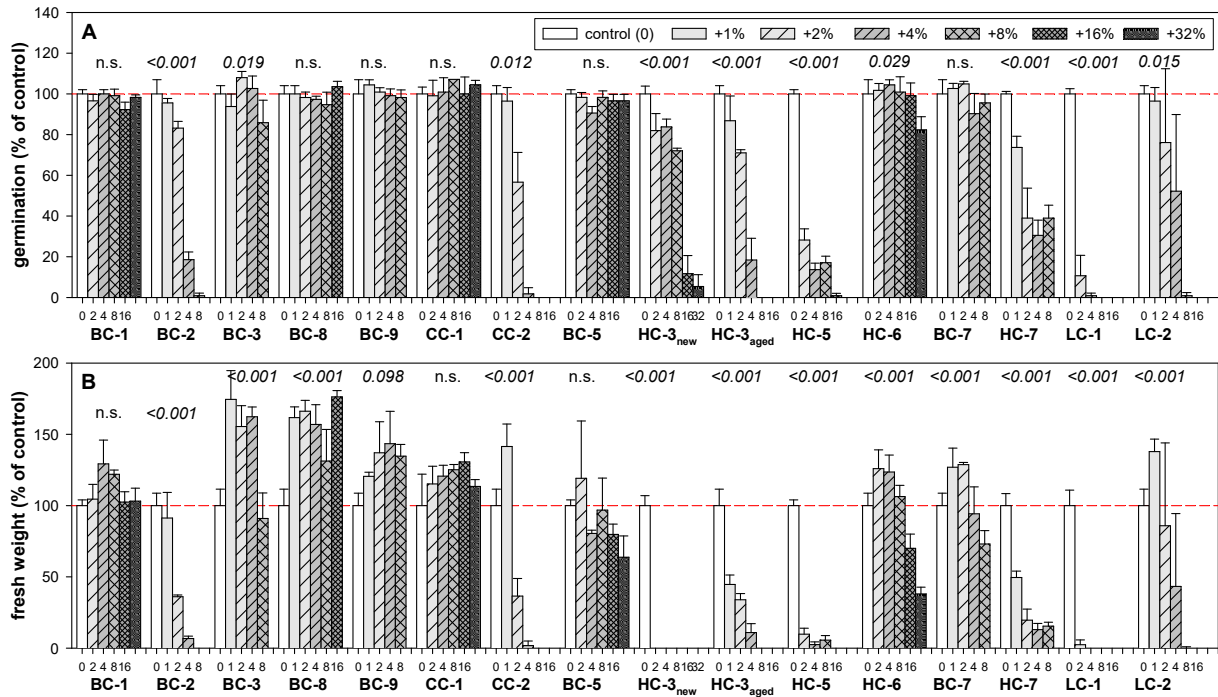
### 3.3 Salatkeimungstest nach ISO-17126 (2005)

Die Ergebnisse der Salatkeimungstests sind in Abb. 6 aufgeführt (detaillierte statistische Ergebnisse werden in [Kammann et al. \(in Vorbereitung\(a\)\)](#) gegeben). Alle getesteten Biochars mit Ausnahme von BC-2 und CC-2 hatten keine negative Wirkung auf Keimung und Gewicht der Salatkeimlinge. Im Gegenteil: Einige Biochars steigerten signifikant und sehr deutlich (BC-3, BC-8) oder tendenziell (BC-9) das Keimlingsgewicht; und fast alle zeigten diese Steigerung bei einer Zugabe von 1-2%. Die positive Wirkung beruht vermutlich auf einem Nährstoffeffekt über die zugeführten Aschen (Analysen in [Kammann et al., in Vorbereitung\(a\)](#)). Der häufig beobachtete Rückgang dieser Steigerung mit zunehmender Applikation bis hin zu nicht-signifikant negativen Effekten (BC-7) könnte auf einen zu hohen Asche-(Salz)gehalt zurückzuführen sein, da *Lactuca sativa* sehr salzempfindlich ist. Die einzigen Ausnahmen mit stark negativer Wirkung waren erneut BC-2 (PAK) und CC-2 (Schwermetalle Cu und Ni), wobei die PAK-belastete Kohle schon bei einer Zugabe von 2% eine signifikante Keimungs- und Gewichtsreduktion bewirkte.

Die meisten HTC-Kohlen zeigten auch beim Salatkeimungstest (Abb. 6) erneut eine überaus negative Wirkung auf Keimung und Keimlingsgewicht, schon in geringen Zugabestufen von 1-2%. Rinden-HTC-Kohle (HC-6) war auch hier die "positive" Ausnahme, bei der erst ab 16% Zugabe eine Keimreduktion und ab 8% eine Gewichtsreduktion auftrat.

Beide NTK-Tiermehl-Kohlen hatten einen signifikant negativen Einfluss auf Keimung und Wachstum, wobei die verschmutzte Kohle noch schlechter abschnitt als die nicht verschmutzte; ab 4% Zugabe reduzierte sie die Keimlingsmasse um mehr als die Hälfte.

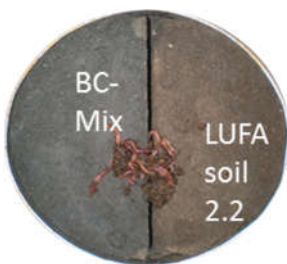




**Abbildung 6:** Ergebnisse der Salatkeimungstests (Mw + Stabw., n=3). Biochar wurde in Verdopplungsschritten von 1% (w/w) bis maximal 32% einem Feinsand zugesetzt, bis ein 1:1 Volumenverhältnis zwischen Sand und Kohle überschritten wurde. Die einzustellende WHC von 85% wurde zuvor für jede Mischungsstufe ermittelt. Die rote Linie kennzeichnet die Kontrolle (= 100%). Die P-Werte bzw. "n.s." (nicht signifikant) geben die Resultate einer einfaktoriellem ANOVA pro Kohle wieder; eine Unterscheidung der einzelnen Zugabestufen voneinander ( $p < 0.05$ ) mittels SNK-Post-hoc-test wird in [Kammann et al. \(in Vorbereitung\(a\)\)](#) gegeben. (Methoden-Details in [Busch et al. 2012](#))

Eine Testerweiterung zur Identifizierung eines prinzipiell nicht toxischen (Nähr)salzeffekts wäre wünschenswert. Diese könnte in der zusätzlichen Verwendung einer salztoleranteren Art wie *Chenopodium quinoa* anstatt *Lactuca sativa* bestehen.

### 3.4 Regenwurmvermeidungstest nach DIN ISO-17512-1 (2008)



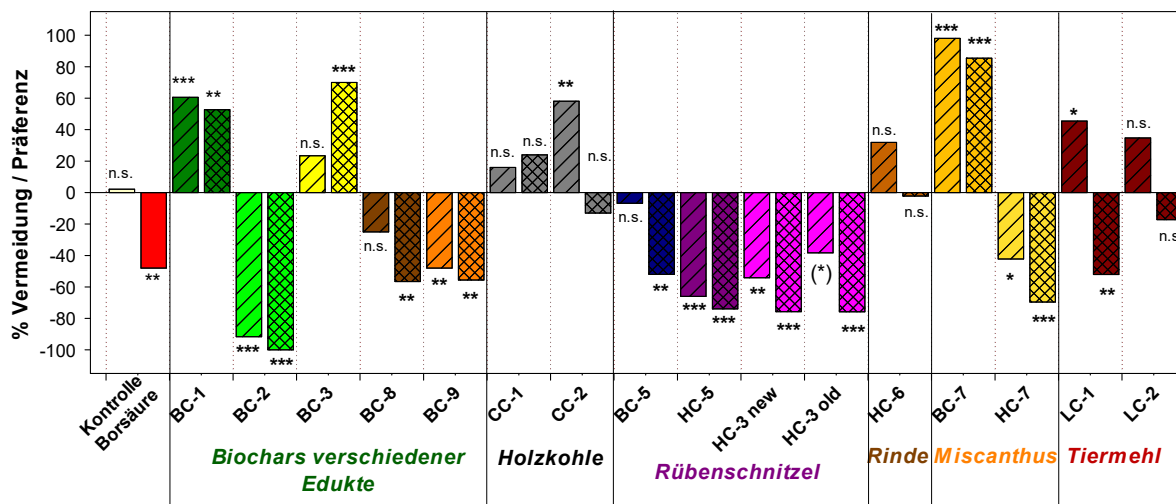
**Abbildung 7:** Testgefäß mit Kompostwürmern für den Regenwurmvermeidungstest.

Abb. 7 zeigt eines von 5 Gefäßen pro Kohlezugabestufe, die für den Test auf Fluchtverhalten des Kompostwurms verwendet wurden. Es wurde sandiger LUFA-Standardboden 2.2 verwendet. In eine der Seiten wurden entweder 10 oder 30 t ha<sup>-1</sup> Biokohle (<2mm Partikelgröße) in 5 cm Tiefe eingemischt und die Mischungen auf 50% WHC gebracht. Dass es für die Ergebnisse des Tests essentiell ist, die gleiche relative WHC zu verwenden, zeigten die Ergebnisse von Li et al. (2011): Falls die Biokohle-Bodenmischung mehr Wasser aufnehmen kann, ist sie physiologisch trockener, wenn dem durch Einstellen der gleichen WHC nicht Rechnung getragen würde. Nach 48 Stunden unter kontrollierten Bedingungen wurde die Anzahl von Tieren pro Gefäßhälfte ausgezählt. Bei jedem Regenwurmvermeidungstest wurden eine echte Kontrolle (d.h. in beiden Gefäßhälften Standardboden 2.2, ohne Zugaben) sowie eine Borsäure-Positivkontrolle mitgeführt (Abb. 8). Damit ein Testdurchlauf

akzeptabel war, durfte es keinen signifikanten Effekt bei der Kontrolle geben, und die Zugabe von Borsäure musste einen signifikanten Fluchteffekt auslösen. (Dies war bei einem Testdurchlauf mit BC-8 und BC-9 nicht gegeben: Borsäure löste in diesem Durchgang eine schwache, aber nicht signifikante Fluchtreaktion aus, so dass dieser Testdurchgang wiederholt werden musste.) In Abb. 8 sind nur Ergebnisse aufgeführt, bei denen die echte und die Positivkontrolle die geforderten Bedingungen erfüllten.

Die meisten schadstofffreien Biochars lösten keine signifikante Fluchtreaktion aus, oder aber die Tiere bevorzugten die Kohleseite sogar, auch in hoher Konzentration (BC-1, BC-3, BC-7). Ausnahmen waren BC-2 (PAK-belastet), welches die stärkste aller gemessenen Fluchtreaktionen auslöste, sowie BC-5. BC-5 bewirkte in der höchsten Zugabestufe ein signifikantes Vermeidungsverhalten – dieses könnte mit der Überschreitung des Vorsorgewerts (Düngemittelverordnung, DüMV; Bodenschutzverordnung, BoSchV) beim Nickelgehalt einhergehen (168 mg kg<sup>-1</sup> TS); außerdem wies diese Kohle den jeweils höchsten gemessenen Aluminium-, Arsen- und Chromwert von allen gemessenen 18 Kohlen auf. Warum jedoch die Holzkohle BC-8 bzw. die Birtreberkohle BC-9 ganz oder teilweise gemieden wurde, kann aus den vorliegenden Schadstoff-Analysen (auf PAK, Schwermetalle, PCB, die alle unterhalb der Grenzwerte der BoSchV lagen) nicht erklärt werden.

Alle HTC-Kohlen mit Ausnahme der Rindenkohle (HC-6) lösten ein signifikantes Fluchtverhalten aus. Theoretisch könnte der pH-Wert eine Rolle spielen (Biochars: alkalisch; HTC-Kohlen: sauer); die einzige HTC-Kohle ohne negative Wirkung war jedoch die sauerste aller getesteten HTC-Kohlen (HC-6, Rinde). Bei den Biochars ist ebenfalls keine Korrelation zwischen dem pH-Wert und der Wirkung erkennbar; beides spricht gegen die Erklärung über den pH-Wert.



**Abbildung 8:** Ergebnisse des Regenwurmvermeidungstests.

Je 10 Kompostwürmer müssen sich über 48 h für eine Seite mit oder ohne Kohle entscheiden. Die mittlere Flucht- oder Präferenzrate ( $n = 5$  Gefäße, d.h. insges. 50 Tiere) ist in Prozent jeweils positiv (Präferenz) oder negativ (Flucht) dargestellt. Getestet wurden je zwei Raten von 10 oder 30 t ha<sup>-1</sup> Kohlezugabe auf 5 cm Bodentiefe, eine extrem hohe Kohlegabe. Biokohle-Arten wie zuvor, BC = Biochar; HC = HTC-Kohle; HC-7 ist die im Feldversuch eingesetzte VTC-Kohle.

Bei jeder Durchführung wurden exemplarisch je 5 Gefäße mit "Boden pur" auf beiden Seiten (echte Kontrolle) sowie eine Variante mit "Boden pur" gegenüber "Boden mit Borsäure" mitgeführt. Testergebnisse wurden nicht verwendet, wenn (a) bei der echten Kontrolle keine Normalverteilung auf beiden Seiten oder (b) kein signifikantes Fluchtverhalten vor der Borsäure-Seite gegeben war. (Ganz links typische Ergebnisse, exemplarisch dargestellt.) Statistik: Fischers exact test, n.s. = nicht signifikant; \*  $p < 0,05$  signifikant; \*\*  $p < 0,01$  hochsignifikant; \*\*\*  $p < 0,001$  höchst signifikant.

Die "saubere" Tiermehlkohle LC-2 zeigte keine negative Wirkung auf das Fluchtverhalten der Kompostwürmer, jedoch führten die für eine Kohle sehr hohen N- und P-Gehalte auch nicht zu Präferenz. Das verschmutzte LC-1 hatte in hoher Zugabe einen negativen Effekt.

### 3.5 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

**Biochars** wiesen selten negative Effekte auf, meist **neutrale bis positive Effekte**. Traten negative Effekte auf, ließen diese sich gut mit den Schadstoffgehalten korrelieren. Bei Biochar erlaubten die Tests sogar die Identifizierung der Überschreitung von Grenzwerten des **Europäischen Biochar-Zertifikats** (Kürzel: EBC, <http://www.european-biochar.org/de/home>); die Grenzwerte des EBC sind den deutschen, österreichischen und schweizerischen Vorschriften entlehnt, die der deutschen Düngemittel- und Bodenschutzverordnung entsprechen.

Bei den untersuchten **HTC-Kohlen** hingegen erbrachten fast alle Tests **signifikant negative Effekte**, ohne dass ein zugehöriger Schadstoff identifiziert werden konnte, selbst wenn die HTC-Kohlen aus dem gleichen Ausgangsmaterial produziert worden waren wie positiv oder neutral wirkende Biochars (Bsp. Abb. 6 und 8: BC-5 und HC-5, Rübenschitzel; BC-7 und HC-7 aus *Miscanthus*-Stroh). Weder die PAK- noch die PCB- oder Dioxinwerte der negativ wirkenden HTC-Kohlen waren erhöht, ebenso wenig die Schwermetallfrachten. Dies zeigt, dass das Hinzuziehen biologischer Testverfahren nützliche Informationen liefern kann, wenn neuartige, potentielle Bodenzuschlagstoffe untersucht werden. Die gasförmigen phytotoxischen Verbindungen der HTC-Kohlen verschwanden durch Lagerung/Ausgasung, aber weitere negativ auf das Pflanzenwachstum wirkende Stoffe überdauerten 1.5 Jahre Schranklagerung der trockenen HTC-Kohlen, und erzeugten bei Wiederholung des Tests nahezu die gleichen Resultate. In einigen Studien beriefen sich die Autoren auf eine Stickstoff-Immobilisierung durch den hohen labilen C-Anteil der HTC-Kohle, die rasches mikrobielles Wachstum bewirkte (Gajić and Koch 2012, Bargmann et al. 2014a,b); auch wir haben diesen Effekt in länger laufenden (anderweitigen) Versuchen beobachten können (Berge et al. 2013).

**Tabelle 2:** Die Ergebnisse der biologischen Testverfahren im Überblick, dargestellt über Farben und Symbole. Die Codierung wird unter dem Ergebnisfeld gegeben die Biokohle-Kürzel entsprechen denen in den vorhergehenden Abbildungen an. (Vergleiche auch dazu Text 3.5)

Karbonisat	Ausgangsmaterial	Gerste		Salat		Kresse		Regenwurm Verhalten	Kommentar: Kohle war.... (...relativ gesehen)
		Keimung	Wachstum	Keimung	Wachstum	Keimung	Wachstum		
BC-1	Erdnussschalen				(+)			++	verhältnismäßig nährstoffreich
BC-2	Holzvergaser	(+)				(+)			nachweislich PAK-Kontaminiert
BC-3	Weizenstroh		(+)		+			++	Nieder-Temperatur-Prod. (400°C)
BC-8	Grünschnitt				++		(+)	(+/-)	Keine Kontamination nachweisbar
BC-9	Biertreber		(+)		++				Keine Kontamination nachweisbar
CC-1	Buchenholz	(+)			(+)				Grillkohle, kommerziell
CC-2	Buchenholz, Scheite	(+/-)	(+/-)		(+/-)	not tested		(+/-)	Stückgut-Heizung, aschereich
BC-5	Rübenschitzel, gepresst	(-)						(+/-)	
HC-3	Rübenschitzel, nass					SnE	SnE		Alle Produkte aus Rübenschitzeln (Abfall aus Zuckerproduktion)
HC-4 *	Rübenschitzel, nass	not tested		not tested				not tested	
HC-5 *	Rübenschitzel, gepresst					SnE	SnE		
HC-6	Rindenmulch (etw. Holz)		(+)	(-)	(+/-)	SnE	SnE		(Beste aller HTC-Kohlen)
BC-7 *	<i>Miscanthus</i> Häcksel				(+/-)			++	Gleiche <i>Miscanthus</i> -Karbonisate die in der Feldstudie genutzt wurden
HC-7	<i>Miscanthus</i> Häcksel					SnE	SnE		
LC-1	Fleisch- u. Knochenmehl							(+/-)	Erste Charge kontaminiert (Auskunft Produzent), zweite nicht
LC-2	Fleisch- u. Knochenmehl	(+/-)	(+/-)		(+/-)			(+/-)	
		<b>Farbcode</b>							
BC = Biochar: Pyrolyse		= Kohle o.k., keine negativen Effekte (Inhibierung / Verringerung)							
HC = Hydrochar: Hydrothermale K.		= Tendenz zur Verbesserung (p<0.1)							
LC = low temp. conversion char		= signifikant verbessert oder bevorzugt							
(Niedertemperaturkonversionskohle)		= positiv in geringer Konzentration, negativ in hoher Konz.   ODER: negativ frisch, o.k.wenn gealtert							
* Dampf-Karbonisiert "VTC"		= signifikant negative Effekte / signifikante Vermeidung							
		= SnE: Stärke des negativen Effekts abhängig von Alterung							

Da aber z.B. beim Gerstetest auch stark gedüngt wurde und eine Wachstumseinschränkung schon ab 5% Zugabe erfolgte, kann dies nicht die alleinige Ursache sein. In der Tat ist heute

bekannt, dass beim HTC-Prozess eine Reihe von Hemmstoffen entstehen können. Detailliertere Studien anderer Forschergruppen identifizierten einige dieser Verbindungen (keimhemmend: Guaiacol, Levulin- und Glycolsäure; wachstumshemmend: Essigsäure, Glycolaldehyd Dimer und Katechol) (Bargmann et al. 2013, 2014c; Jandl et al. 2013); vermutlich ist die Liste dieser Stoffe jedoch noch deutlich länger, hier besteht noch Forschungsbedarf.

Die **Durchführung des *Tradescantia*-Kleinkern-Tests** auf mutagene Wirkungen war durch den Weggang der betreffenden Mitarbeiterin zur Promotion nach Halle zu Prof. Glaser zunächst in Frage gestellt. Frau Busch etablierte diese Methode jedoch in Halle erfolgreich im Rahmen ihrer Promotion aus *Tradescantia*-Klonen des Instituts für Pflanzenökologie Gießen (erhalten durch L. Grünhage). Frau Busch testete zahlreiche Biokohlen sowie Wege zur Amelioration schädlicher Wirkungen (Busch et al. 2013). Die Ergebnisse von Busch et al. (2013) deuten darauf hin, dass produktionsfrische, unbehandelte HTC-Kohlen bzw. deren Waschwasser eine genotoxische (mutagene) Wirkung haben können. Diese verschwand durch Mit-Kompostierung der Kohlen, die Schadstoffe sind also biologisch abbaubar.

Die **Ergebnisse** aller durchgeführten biologischen Testverfahren wurden mit einem "Ampel-Farbcode" für einen **raschen Überblick** zusammengefasst (Tabelle 2, entnommen aus einer Poster-Präsentation bei der EuroSoil Conference in Bari, 04. Juli 2012; daher in Englisch). Die Darstellungsform ermöglicht eine rasche Synthese: So sticht aus der Menge der vorwiegend positiv (=unproblematisch bis fördernd: gelb und grün) getesteten Biochars die PAK-kontaminierte Holzvergaser-Kohle BC-2 heraus, die von den Tests zuverlässig identifiziert wurde. Heute ist bekannt, dass PAK-Belastungen bei Holzvergaserkohlen nur dann auftreten können, wenn es zu einer Re-Kondensation von volatilen organischen Verbindungen auf der Kohle kommen kann; wenn die Prozessführung der Gasifizierung dazu keine Möglichkeit bietet (wie in einem dänischen Demonstrationsprojekt zur Erzeugung erneuerbarer Energien, Bsp. Hansen et al. 2015), ist auch Holzvergaser-Biochar komplett PAK-frei, egal ob aus Stroh oder Holz (Hansen et al. 2015). Bei der PAK-kontaminierten BC-2 Kohle ist interessant, dass einige leichter flüchtige PAK sogar einen keimungsstimulierenden Effekt hervorriefen (zweimal (+) in der BC-2 Zeile). Die eher aschereichen Biochars (BC-1, BC-3 und BC-7) mit alkalischen pH-Werten wurden alle von Regenwürmern bevorzugt, während holzartige Biochars eher neutral bis leicht negativ auf das Verhalten der Tiere wirkten, auch wenn sie nicht kontaminiert waren. Hier wäre ggf. noch eine Verfeinerung des Testverfahrens (das mit sehr hohen Kohle-Applikationsraten arbeitete) notwendig. Tabelle 2 hebt auch hervor, dass der Salatkeimungstest mit dem Parameter "Biomasse" (salad growth in Tabelle 2) hoch sensitiv ist und ein breites Reaktionsspektrum von Stimulation bis Totalausfall erlaubte. Wenn nur ein Testverfahren durchgeführt werden kann, empfehlen wir, den Salatkeimungstest zu verwenden.

### 3.6 Kurzfazit und Ausblicke zu den biologischen Testverfahren

- Moderne, saubere Pyrolyseverfahren sind heute in der Lage, schadstofffreie Biochars ohne negative Wirkungen auf Keimung, Wachstum und Fluchtverhalten von Regenwürmern zu produzieren.
- Vorhandene Schadstoffe, z.B. in Holzvergaserkohlen, konnten sowohl mit den modifizierten Biotox-Tests als auch mit geeigneten Analyseverfahren zuverlässig erkannt werden.

- HTC-Kohlen weisen Schadstoffe auf, die Keimung und Wachstum erheblich beeinträchtigen und vermutlich auch genotoxisch wirken. Vom Einsatz von nicht nachbehandelten HTC-Kohlen in Böden sollte daher unbedingt Abstand genommen werden, solange die Schadstoffklassen und -gehalte nicht bekannt sind.
- Da die HTC-assoziierten Schadstoffe biologisch abbaubar waren, könnte das Material HTC rein theoretisch durch Kompostierung als Torfersatzstoff nutzbar gemacht werden.
- Die entwickelten Pflanztests sind ein ideales Werkzeug, um rasch und kostengünstig Schadstoffproblematiken aufzuzeigen, bevor Kohlen in Böden eingebracht werden.

Das entstandene Instrumentarium von kurzfristigen Pflanztests zur Prüfung von Biokohlen wird bzw. wurde auch weiterhin am Institut für Pflanzenökologie (und ggf. an der Hochschule Geisenheim) innerhalb verschiedener anderer Forschungsprojekte, Studentenarbeiten und in der Lehre angewendet. Zudem erarbeitete eine Lehramtsstudentin (Frau **Ines Stange**) in ihrer Abschlussarbeit zusammen mit der Eigenherstellung kleiner Pyrolyseöfen eine "Schul-taugliche" Version von Pflanztests mit Biochar zur zukünftigen Einbindung in den fächerübergreifenden Unterricht an Schulen.

Herr **Andreas Haller** entwickelte in seiner BSc-Arbeit einen Testbatterie-Ansatz zur Prüfung der (positiven) Wirkung von Biochars auf Grundlage einer anderen ISO-Norm weiter (DIN ISO 11269-2 (2004)), z.B. zur Abmilderung der toxischen bzw. Säurewirkung von Borsäure. Es ist angedacht, in Anlehnung an ISO-Normen weitere biologische Testverfahren zu adaptieren, mit denen sich das Nitrat-Retentions- und Nachlieferungsvermögen von Biochars in Böden – gegen Auswaschung und für Pflanzenernährung – systematisch untersuchen lässt.



**Abbildung 9:** Biotest auf potentiell positive Wirkungen von Biochar (Abschlussarbeit A. Haller)

*Optischer Eindruck bei Testende nach 14 Tagen: Wachstum von Brassica napus; von links nach rechts steigende Konzentrationen von Borsäure mit negativer Wirkung auf das Pflanzenwachstum; diese wird verringert durch Zugabe von Biochar (Bilder A – C). A: 0% Biochar = Kontrolle, B: 2% Biochar, C: 4% Biochar Zugabe.*

## 4 Labor- und Gewächshaus-Studien

In den meisten folgenden Labor- und Gewächshausexperimenten wurde Oberbodenmaterial des Grünland-Versuchsfelds verwendet (UKL, Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden: Biokohle-Feldexperiment). Es handelt sich um einen Auenboden-Pseudogley (tonhaltiger Lehm, reich an Bodenkohlenstoff (SOC, soil organic carbon), pH 5,8-6,1); detailliertere Analysen vgl. [Schimmelpfennig et al. \(2014\)](#) und [Rex et al. \(2015\)](#).

In den meisten der folgenden Studien wurden die drei im Feldexperiment verwendeten, unterschiedlich stark karbonisierten C-Additive *Miscanthus*-Stroh (= Ausgangsmaterial), hydrothermal karbonisiertes *Miscanthus*-Häcksel (als VTC- oder HTC-Kohle) sowie *Miscanthus*-Biochar aus Pyrolyse verwendet. ("VTC" steht für "vapo-thermal carbonisation", eine Sonderform der Hydrothermalen Karbonisierung, vgl. Glossar).

Die C-Additive wurden dem Boden entweder in gleicher absoluter C-Menge zugesetzt (d.h. in unterschiedlichen Gewichtsanteilen) oder in gleichen Gewichtsanteilen (d.h. in unterschiedlichen absoluten C-Mengen). Ersteres entspricht dem Konzept des Feldversuchs (Kap. 5), letzteres würde eher der üblichen landwirtschaftlichen Praxis entsprechen.

### 4.1 THG-Flüsse: Erste Labor- und Gewächshausstudien

Mit Beginn dieses Projekts führten C. Kammann und C. Müller zahlreiche Untersuchungen zu Biochar und THG-Emissionen allein oder in Kooperation mit Mitarbeitern des University College Dublin durch. Die Ergebnisse wurden in einem Biochar-Sonderband in "Journal of Environmental Quality" veröffentlicht ([Augustenborg et al. 2012](#); [Kammann et al. 2012](#); [Buss et al. 2012](#)). An dieser Stelle wird eine kurze Zusammenfassung der beiden ersten Publikationen gegeben, die sich mit THG-Flüssen beschäftigten.

**Kammann et al. (2012)** führten drei verschiedene Experimente durch. In **Experiment I** wurde Weidelgras in Gefäßen mit 10 cm Durchmesser und 20 cm Länge in folgenden Varianten angezogen: Kontrolle (kein Zusatz), Kompostzugabe oder Erdnussschalen-Biochar (=BC-1 in den biologischen Tests) mit je 50 t ha<sup>-1</sup>, Kompost+BC-1 (50 + 50 t ha<sup>-1</sup>) oder Doppelt-Kompost (100 t ha<sup>-1</sup>). Während des Wachstums wurden alternierende Bedingungen von Vernässung und Wiederaustrocknung hergestellt und wiederholt gedüngt, um N<sub>2</sub>O-Emissionen zu fördern. Die THG-Flüsse wurden regelmäßig mit der geschlossene-Hauben Technik gemessen und über den Versuchszeitraum aufkumuliert. Die Zumischung von Biochar erbrachte signifikante Verringerungen der N<sub>2</sub>O-Emissionen gegenüber der Kontrolle, aber auch gegenüber purer Kompostzugabe. Gleichzeitig war das Weidelgras-Wachstum verbessert, sodass die pro Ertrag anfallenden "Treibhausgaskosten" in Gegenwart von BC-1 signifikant vermindert waren.

In **Experiment II** wurden verschiedene Biochar- und HTC-Kohle-Arten (8% Gewichtsanteil) mit sandigem Lehm in 1-Liter Inkubationsgefäßen gemischt, und bei 65% WHC 140 Tage lang inkubiert. Gewählt wurden die auch in den Biotests verwendeten Biochars BC-1, BC-8, CC-1 und eine in den Biotests nicht geprüfte Kohle aus Maishäcksel (Menge nicht ausreichend für Biotests) sowie die HTC-Kohlen HC-3 (Rübenschnitzel) und HC-6 (Rindenmulch). Die Biochars reduzierten über die gesamte Testphase hinweg die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant um ca. 60% gegenüber der Kontrolle ohne Zugabe. Die HTC-Kohlen reduzierten auch zunächst die N<sub>2</sub>O-Emissionen, nach Stickstoffdüngung hingegen waren die Lachgasemissionen deutlich erhöht (302% und 155% gegenüber der Kontrolle). Daher ist wahrscheinlich, dass die anfängliche Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen bei HTC-Kohle auf N-Immobilisierung durch das verstärkte Wachstum der mikrobiellen Biomasse zurückging, wie von Gajic und Koch (2012) oder

Bargmann et al. (2014a,b) im Hinblick auf das Pflanzenwachstum angenommen. Sobald die N-Limitierung durch Düngung aufgehoben wurde, kam die hohe Fracht labilen Kohlenstoffs zum Tragen und führte zu Denitrifikations-N<sub>2</sub>O-Verlusten. Schon hier zeigte sich die höhere Stabilität der Biochars verglichen mit HTC-Kohlen.

In **Experiment III** ging es darum, eine mögliche "Gefahrenquelle" zu testen, die mit der langfristigen Nutzung von Biochar einhergehen könnte: Wenn mehr Bodenkohlenstoff in Gegenwart von Biochar erhalten bleibt, so könnte unter denitrifikations-förderlichen Bedingungen (N-Düngung, anoxische Bedingungen) mehr labiler Kohlenstoff für hohe N<sub>2</sub>O-Verluste zur Verfügung stehen. Hier wurde sandiger Lehmboden mit 0, 1, 2, 4 und 8 g Biochar pro 100 g Boden gemischt und über 1,5 Jahre bei Raumtemperatur und 70% WHC inkubiert. THG-Flussmessungen wurden zu Beginn, kurz vor und kurz nach der Düngung (nach 1,5 Jahren) durchgeführt. Wie schon zuvor reduzierte Biochar bei stufenweise höherer Zugabe die N<sub>2</sub>O-Emissionen bis nahe Null (>90%); nach 1,5 Jahren waren diese ohnehin sehr gering. Nach Düngung aber schnellten sie in die Höhe, und tatsächlich waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen nun mit steigender Biochar-Menge signifikant höher – jedoch klang dieser Peak rasch ab und Unterschiede waren nicht länger zu verzeichnen. Diese Publikation umfasst zudem THG-Emissionen von reinen trockenen und frisch auf 30% WHC gewässerten Biochars und HTC-Kohlen. Die reinen Kohlen emittierten zumindest kurzfristig verschiedene THG, wenn sie benetzt wurden.

Diese ersten Versuche zeigten bereits früh, dass Biochar N<sub>2</sub>O-Emissionen gegenüber der Kontrolle ohne Zugabe von Kohle reduzieren konnten, selbst bei N-Düngung, während HTC-Kohlen eher mit Vorsicht zu betrachten sind. Auch findet sich hier ein erster Hinweis, dass sich langfristige Effekte u.U. deutlich von kurzfristigen Effekten unterscheiden könnten; die Gefahr von höheren Lachgasemissionen mit gealterter Kohle wurde auch von Spokas (2013) beschrieben (Laborstudie), die Resultate von Hagemann et al. (2016) zeigen das Gegenteil (Feldversuch). In weiteren Versuchen mit Terra preta (gegenüber korrespondierendem Oxisol) oder Kohlepartikeln aus 100 Jahre altem Köhlereiboden wurden ebenfalls noch immer signifikante N<sub>2</sub>O-Emissions-Reduktionen festgestellt ([Kammann et al. 2012](#), und [Kammann et al. in Vorbereitung\(b\)](#)); BSc Abschlussarbeit Katharina Kömpf, MSc Abschlussarbeit Christoph Finke). Bezüglich der Langzeiteffekte besteht definitiv weiterer Forschungsbedarf.

**Augustenborg et al. (2012)** führten am University College Dublin, Irland, Inkubationsversuche mit zwei verschiedenen Biochars (Holzhackschnitzel-Siebreste, BC-8; *Miscanthus*, ähnlich BC-7) und zwei verschiedenen irischen Böden durch (ein C-armer Ackerboden und ein C-reicher Grünlandboden). Die Inkubation von je 200 g Boden bzw. Boden-Biochar-Mixtur in 1-Liter Weckgläsern erfolgte jeweils mit bzw. ohne Zugabe je eines endogäischen ("Erde fressenden") Regenwurms (*Aporrectodea icterica*), und mit oder ohne Ammonium-Düngung. Die Ergebnisse waren eindeutig: Die Biochars reduzierten jeweils die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant – auch in Gegenwart der Regenwürmer. Regenwurmaktivität führt durch die Art der Verdauung der Würmer fast immer zu gesteigerten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Böden – ein unerwünschter Negativaspekt der ansonsten erwünschten Bodenauflockerung. Bei Zugabe der Biochars waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen in Gegenwart von Regenwürmern im Ackerboden um 70 % - 95 % reduziert und im Grünlandboden um 10 % - 61 %, je nach Düngung und Bodenart. Die Überlebensrate der Regenwürmer betrug in allen Behandlungen 100 %.

## 4.2 Laborstudie I: THG-Emissionen, C-Stabilität und Pflanzenwachstum mit Güllezugabe

Die Ergebnisse dieser ersten Studie sind in [Schimmelpfennig et al. \(2014\)](#) zusammengefasst. Zu Beginn dieses Versuchs gab es nur wenige Publikationen zu Treibhausgas-Flüssen und Biochar, und außer [Kammann et al. \(2012\)](#) noch keine zu HTC-Kohlen.

**Die Ziele der ersten Inkubationsstudie des Projekts waren es,**

- (a) erste Informationen zur Veränderung der THG-Flüsse aus Böden durch Kohlezugabe parallel zum Feldversuch zu erhalten (gleiche Kohlen, gleicher Boden) bei *Einmischung* der Kohle anstelle einer *Oberflächen-Applikation* (Einpflügen ist die häufigste Vorgehensweise in wissenschaftlichen Studien bisher, nicht Oberflächenapplikation, vgl. Publikationen zusammengefasst in van Zwieten et al. 2015 oder Jeffery et al. 2015),
- (b) die Effekte der Gülle-Applikation auf den Verlauf der THG-Emissionen mit und ohne C-Additive zu untersuchen (Bsp. vor und nach Gülle-Düngung),
- (c) zu prüfen, ob die Mischung von Biochar mit HTC-/VTC-Kohle deren Abbau verlangsamt oder die THG-Emissionen gegenüber purer HTC-/VTC-Kohle verringert,
- (d) und, nachfolgend, das Pflanzenwachstumspotential zu prüfen, d.h. zu untersuchen, ob die Zugabe der C-Additive nach der Inkubation zu messbaren Wachstumsverbesserungen (bzw. bei HTC immer noch zu Verschlechterungen) führt, nachdem die negativen Effekte frischer HTC-/VTC-Kohlen in den biologischen Testverfahren aufgetreten waren.

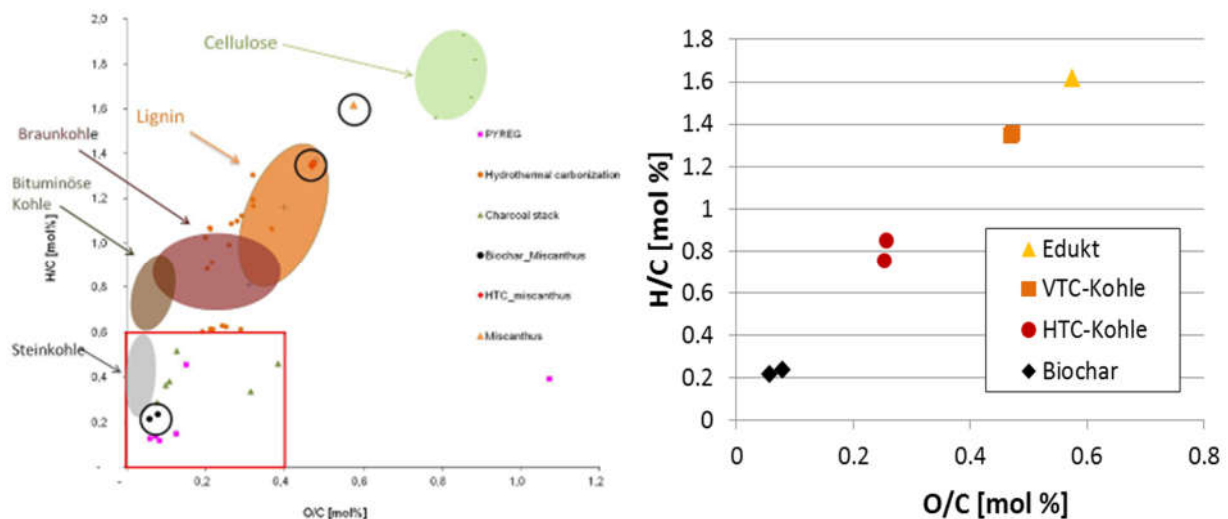
**Kohlecharakterisierung:** Die verwendeten Kohlen wurden auch im Feldexperiment und im zweiten Inkubationsexperiment verwendet (Abb. 10). Die hydrothermale Karbonisierung wurde von Hydrocarb (heute: Revatec GmbH) nach dem Vapothermal-Verfahren® durchgeführt (2 h bei ca. 200°C und 16 bar), d.h. es wurde nicht in flüssigem Wasser, sondern in Wasserdampf karbonisiert. Schwach karbonisierte HTC-Kohle dieser besonderen Herstellung wird im Folgenden mit "VTC-Kohle" abgekürzt und ist von echter HTC-Kohle (in flüssigem Wasser karbonisiert; vgl. zweite Inkubationsstudie unter 4.3) geringfügig verschieden. Dies wurde uns jedoch erst einige Zeit später (nach Patenterteilung) von Revatec mitgeteilt. Das Biochar wurde von der Firma Pyreg GmbH bei ca. 600°C hergestellt. Das Ausgangsmaterial *Miscanthus*-Häcksel und beide Biokohlen wurden mittels Retsch-Mühle (SM-300) mit einem 10-mm Siebeinsatz gemahlen, um möglichst gleiche Korngrößen zu erzeugen.



**Abbildung 10:** Eingesetzte Materialien (links) und Inkubationsansatz (rechts).

Foto links (Kammann): Von links nach rechts: Edukt (=Ausgangsmaterial), VTC-Kohle und Biochar (BC); Foto rechts (Schimmelpfennig): Probeflaschen mit ähnlichen Bodenmischungen vor <sup>13</sup>C-Messung mit einem Picarro-Analyzer (Resultate siehe [Bai et al. 2013](#)).

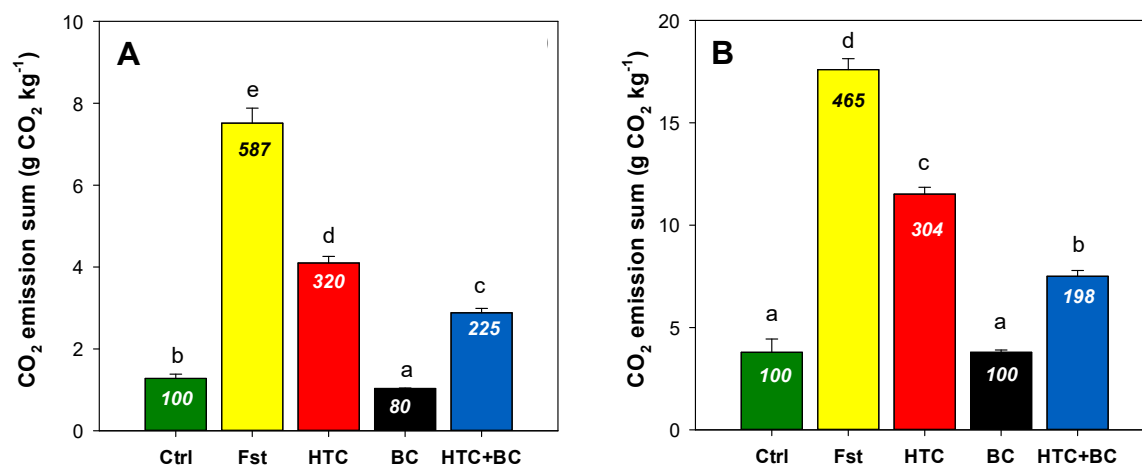




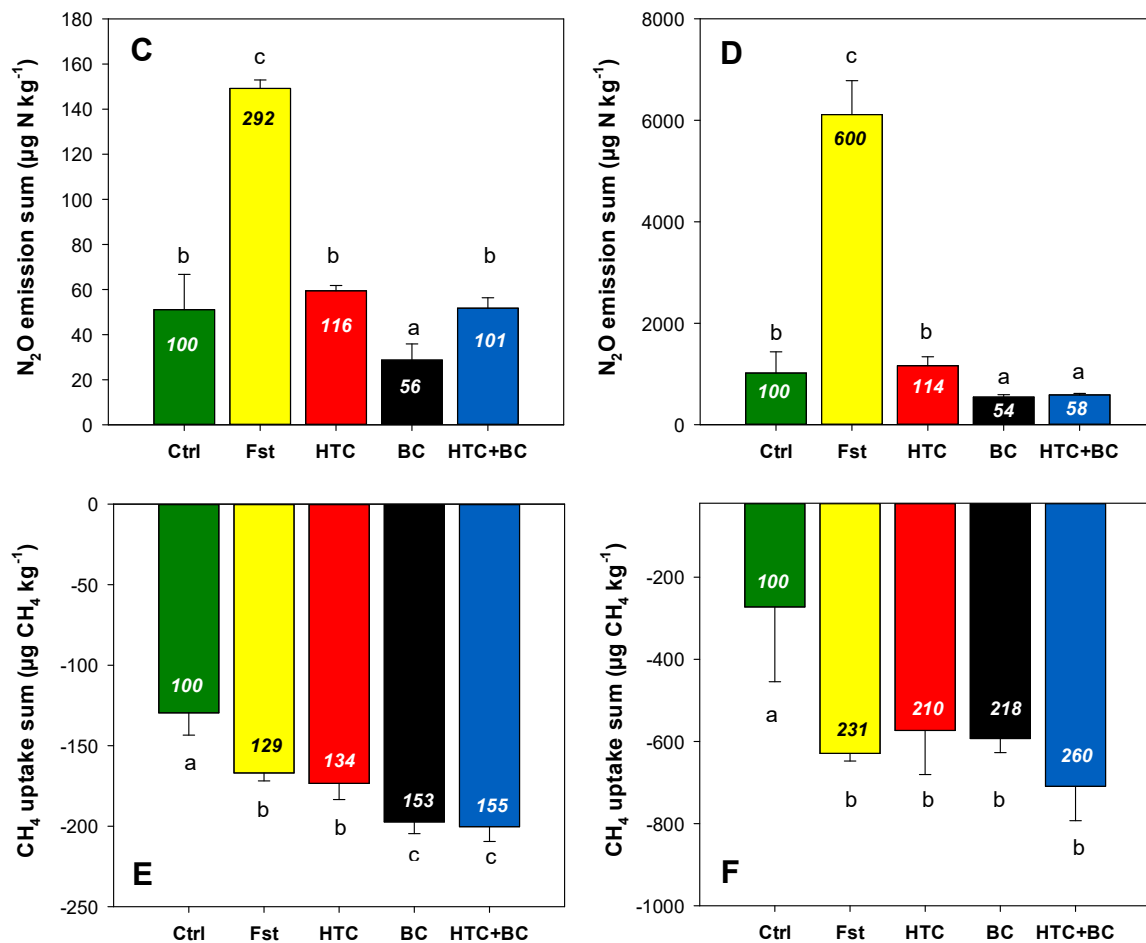
**Abbildung 11:** Links: Van-Krevelen-Diagramm (aus: Schimmelpfennig & Glaser, 2012) mit Einordnung der Materialien Biochar, VTC und Stroh (jeweils umkreiste Symbole). Rechts: Darstellung der in Studie I und II verwendeten C-Additive (ohne andere Substanzen) im Van-Krevelen-Diagramm.

Ein Van-Krevelen-Diagramm zeigt die molekularen Verhältnisse von H/C zu O/C und ist ein Maß für die wahrscheinliche Stabilität und Abbauresistenz der jeweiligen C-haltigen Additive. Der rote Kasten gibt den von Schimmelpfennig & Glaser (2012) als "Biochar" definierten Bereich von H/C zu O/C Verhältnissen wieder, innerhalb derer ein Produkt liegen sollte, das als "Biochar" bezeichnet werden kann und bei dem mit Abbaustabilität zu rechnen ist. Dieses Kriterium wurde in das Europäische Biochar-Zertifikat übernommen (vgl. <http://www.european-biochar.org/de/>)

**Interpretation der Kohleeigenschaften:** Die VTC-Kohle und das Stroh enthalten neben einem für Pflanzenbiomasse typischen C-Anteil durch fehlende (Stroh) oder schonende Karbonisierung (VTC) funktionelle Gruppen, was sich in erhöhten Sauerstoff (O) und Wasserstoff (H) - Anteilen bemerkbar macht. Diese charakteristischen Elementverhältnisse lassen sich graphisch gut durch ein **Van-Krevelen-Diagramm (Inkohlungsdiagramm)** darstellen (Abb. 11, vgl. Schimmelpfennig and Glaser 2012). Es zeigt den Karbonisierungsgrad der verschiedenen Kohle- und Pflanzenmaterialien an und kann als Indikator für die Stabilität von organischem Material gegenüber mikrobiellem Abbau angesehen werden.



(Fortsetzung der Abbildung, und Abbildungsunterschrift auf der folgenden Seite.)



**Abbildung 12:** Kumulative THG-Fluss-Summen: vor (A, C, E) und vor+nach Güllezugabe (B, D, F). Links (A, C, E) Gesamtsummen Start bis Güllezugabe, und rechts (B, D, F) Gesamtsumme (Start bis Ende, inkl. Zeit nach Güllezugabe). Gase CO<sub>2</sub> (A, B), N<sub>2</sub>O (C, D) sowie CH<sub>4</sub> (E, F); Datenpunkte: Mittelwerte +/- Standardabweichung, n=4. Buchstaben: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten mittels einfaktorier ANOVA. Ctrl = Kontrolle, Fst = feedstock (=Miscanthus-Stroh); "HTC" ist hier die Sonderform VTC-Kohle (s.o.); BC = Biochar; HTC+BC = halb VTC-Kohle, halb Biochar.

**Versuchsdurchführung:** Inkubationsexperiment 1 startete Anfang Januar 2011 (Dauer 4 Monate). Nach 4 Wochen wurde Gülle zugegeben, da dies auch im Feldversuch beabsichtigt war und die N-Zugabe die mögliche Zersetzung der C-Additive beschleunigt. Die Durchführung, Berechnungen und Statistik folgten der am Institut für Pflanzenökologie etablierten Inkubationstechnik (Kammann et al. 2009) und den üblichen "closed chamber" Methoden zur Messung von THG-Flüssen; Details siehe [Schimmelpfennig et al. \(2014\)](#).

**Die Resultate und die Diskussion** werden im Folgenden stichpunktartig zusammengefasst. Eine detailliertere Darstellung ist in [Schimmelpfennig et al. \(2014\)](#) enthalten.

**CO<sub>2</sub>-Emissionen und C-Stabilität:** Die Abbaubarkeit des zugefügten Kohlenstoffs richtete sich wie erwartet nach dem Karbonisierungsgrad bzw. Anteil hoch karbonisiertem Kohlenstoff (Abb. 12 A, B): *Stroh* > *VTC-Kohle* > *1:1 Mischung VTC:BC* > *Biochar*. Beim Ausgangsmaterial und der VTC-Kohle war die initiale Abbaurrate (relativ zur Kontrolle) am höchsten. Bei Biochar trat hingegen ein sogenannter negativer priming-Effekt auf (d.h. eine signifikante Verringerung der CO<sub>2</sub>-Abgabe gegenüber der Kontrolle), der nach Zugabe des organischen N-Düngers Gülle verschwand. Die Mischung (½ + ½) von Biochar mit VTC-Kohle konnte die labilen VTC-Komponenten nicht vor Zersetzung schützen. Die CO<sub>2</sub>-Abgabe entsprach in dieser Mischvariante genau dem rechnerischen Wert (aus beiden Hälften und dem Boden). Nach Ablauf der 3

Monate waren vom Stroh bereits 10,8% des anfangs vorhandenen Kohlenstoffs (= C-Additiv + Boden-C) mineralisiert worden. Bei der Biochar-Variante war der C-Verlust am geringsten und betrug durch den anfänglichen negativen *priming*-Effekt nur 2,4% (Kontrolle 2,9%; Tabelle 3). Bei VTC-Kohle + Boden wurde mehr als die Hälfte der Menge freigesetzt, die beim Stroh + Boden mineralisiert wurde; bei Biochar waren es nur 0.4% der C-Freisetzung der Stroh-Variante (Tabelle 3, linke Spalte). Eine noch offene Frage war am Ende der ersten Inkubationsstudie, ob schwach karbonisierte HTC-Kohlen (wie die VTC-Kohle hier) durch höhere Karbonisierungstemperaturen und höhere Drücke deutlich zersetzungstabiler werden und in den Bereich der Stabilität von pyrogenen Biochars kommen. Diese Frage wurde durch die zweite Inkubationsstudie beantwortet (vgl. 4.4, Kooperation mit dem Leibniz-Institut für Agrartechnik in Potsdam-Bornim, Dr. J. Mumme, Prof. J. Kern).

**Tabelle 3:** Links absolute C-Verluste der Varianten (kumulierte CO<sub>2</sub>-Emissionen, d.h. Boden-C plus Additiv-C), bzw. in Prozent der C-Menge bei Versuchsbeginn; rechts rechnerische C-Verluste des addierten C (Variante minus Kontrolle) sowie C-Verluste berechnet als Prozent des Verlusts in der Stroh-Edukt-Variante (=100%).

	$\Sigma$ C-Verlust (g C/Gefäß)	in % der Start-C-Menge	g C des Additivs	% Verlust, vgl. mit Edukt
<b>Kontrolle</b>	0.385	2,9	----	----
<b>Miscanthus</b>	1.829	10,8	1.444	100.0
<b>VTC-Kohle</b>	1.194	7,1	0.809	56.0
<b>Biochar</b>	0.391	2,4	0.006	0.42
<b>VTC+BC</b>	0.776	4,7	0.391	27.1

**Resultate Lachgasemissionen:** Die Zugabe von VTC-Kohle veränderte die Lachgasemissionen nicht signifikant gegenüber der Null-Kontrolle ohne C-Additive (Abb. 12 C, D), weder vor noch nach Gülledüngung. Dies steht im Kontrast zu den in [Kammann et al. \(2012\)](#) erzielten Resultaten mit HTC-Rinden- und Rübenschnitzel-Kohle und ist evtl. in dieser Studie auf den Belüftungseffekt durch die Kohlezugabe zurückzuführen (in [Kammann et al. 2012](#) wurden die gleichen Wasserkapazitäten eingestellt). Biochar-Zugabe hingegen halbierte die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant gegenüber der Kontrolle. Durch beide Kohlearten wurden die Lachgasemissionen signifikant gegenüber der Zugabe von Stroh verringert. Das *Miscanthus*-Stroh steigerte die N<sub>2</sub>O-Emissionen auf bis zu 600% der Emissionen der Null-Kontrolle. Vor der Gülledüngung waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen in der Misch-Variante (½ + ½ VTC+BC) nicht reduziert. Nach Gülledüngung bewirkte vermutlich der Biochar-Zusatz eine signifikante Reduktion bis auf das Niveau der "puren" Biochar-Variante mit der doppelten Biochar-Menge.

**Resultate Methanflüsse:** Direkt bei der Güllezugabe wurden hohe CH<sub>4</sub>-Emissionen in Folge der Ausgasung des in der Gülle enthaltenen CH<sub>4</sub> gemessen. Ansonsten konsumierten die Böden in allen Varianten stets Methan. Vor der Gülle-Zugabe zeigten die beiden Biochar-haltigen Varianten die signifikant höchsten CH<sub>4</sub>-Oxidationsraten (Abb. 12 E); aber auch die VTC- und Edukt-Varianten bewirkten signifikant höhere CH<sub>4</sub>-Aufnahmeraten gegenüber der Null-Kontrolle (Abb. 12 E, F). Die Güllezugabe steigerte zunächst die CH<sub>4</sub>-Oxidationsrate in allen Varianten. Später ging v.a. die CH<sub>4</sub>-Aufnahmerate der Kontrolle auf nahezu Null zurück. Die gleichförmige Steigerung der CH<sub>4</sub>-Oxidation durch alle C-Additive lässt auf einen Belüftungseffekt schließen.

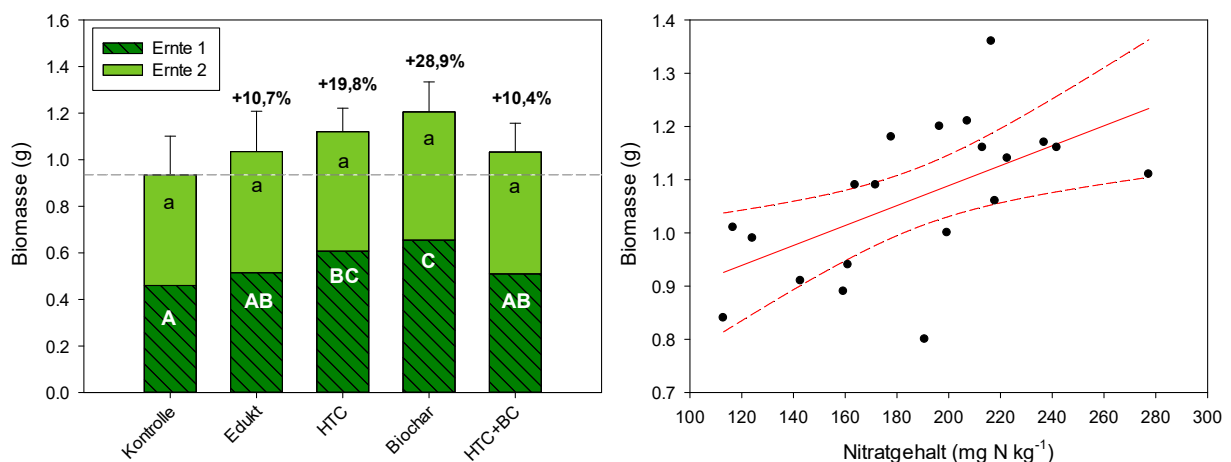
Eine gemeinsame Diskussion der Ergebnisse aller Laborstudien erfolgt am Ende von Kap. 4.

### 4.3 Nachfolgendes Pflanzexperiment mit Weidelgras

**Ziel dieses Teilversuchs war es, nach Inkubation-I zu prüfen,**

- (a) ob und in welchem Maße durch Zugabe der C-reichen Materialien eine verbesserte N-Retention (durch Verminderung gasförmiger Verluste wie  $N_2O$ ,  $N_2$  oder  $NH_3$ ) erreicht werden kann, die sich in besserem Pflanzenwachstum manifestiert, und
- (b) ob die beobachtete Phytotoxizität von *Miscanthus*-VTC-Kohle (Kap. 3) nach Monaten der Inkubation und hohen N-Gaben verschwindet (Aufhebung der N-Immobilisierung) oder andauert. Letzteres würde auf persistente, nicht biologisch abbaubare Schadstoffe schließen lassen.

**Durchführung:** Am Ende der Treibhausgas-Messperiode nach drei Monaten wurde zur Analyse der mineralischen Stickstoff- ( $N_{min}$ )-Konzentrationen ( $NH_4^+$  und  $NO_3^-$ ) aus den inkubierten Boden-Kohle-Mischungen eine Extraktion mit 2 M Kaliumchlorid (KCl) vorgenommen. Hierzu wurde 40 g Boden mit 2 M KCl-Lösung im Überschuss geschüttelt und der lösliche mineralische Stickstoff am Autoanalyzer (Seal XY2 Sampler, Seal Analytical, Norderstedt) colorimetrisch-photometrisch ermittelt. Gleichzeitig wurden Anteile der Bodenmischungen in Pflanzgefäße mit 9 cm Durchmesser überführt und pro Gefäß zehn *Lolium perenne* (L.) Keimlinge pikiert. Die Gefäße wurden bei konstant 60 % der jeweiligen Wasserhaltekapazität bei Tagestemperaturen von 20-24°C und Nachttemperaturen von 14°C, bei 60-70 % Luftfeuchte und einer Tageslänge von 12 h im Gewächshaus für drei Wochen kultiviert. Die zwei durchgeführten Ernten waren zeitlich um 17 Tage versetzt. Dabei wurde die oberirdische Biomasse abgeschnitten und bei 105°C getrocknet und rückgewogen.



**Abbildung 13:** (links) Mittlere Weidelgras-Biomasse (Trockengewicht) bei der ersten und zweiten Ernte; Standardabweichung: Gesamtbiomasse ( $n=4$ ). Die Groß- bzw. Kleinbuchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede bei der ersten bzw. zweiten Ernte mittels LSD-Test. Prozentwerte: Steigerung der Gesamtbiomasse gegenüber der Kontrolle. (rechts) Korrelation zwischen Nitratgehalt bei Aussaat und Gesamtertrag ( $P = 0,007$ ;  $R^2 = 0,338$ ; gestrichelte Linie: 95% Konfidenzintervall). "HTC" steht für die in Kap. 4.2 beschriebene VTC-Kohle.

**Ergebnisse und Diskussion:** In der **ersten Ernte** wurde die Erntebiomasse von Weidelgras durch alle C-Additive gesteigert (Abb. 13, links, schraffiert). Gegenüber der Kontrolle war dies für „VTC“ (+32%) und für „Biochar“ (+42%) signifikant. In der **zweiten Ernte** trat zwar die gleiche Tendenz auf, die Unterschiede zur Kontrolle waren jedoch nicht mehr signifikant. Zwi-

schen dem Anfangs-Nitratgehalt und der geernteten Biomasse bestand eine signifikante Korrelation (Abb. 13, rechts). Dies weist auf einen signifikanten N-Retentionseffekt von Gülle-N vor allem bei Biochar-Zugabe hin. Dass der fördernde Effekt zumindest teilweise ein Nährstoffeffekt ist, zeigt auch die Tatsache, dass nach Entzug eines Teils der Nährstoffe durch die abgeschnittene Biomasse bei der zweiten Ernte keine signifikante Steigerung mehr auftrat, nur ein "Echo" des vorherigen Reaktionsmusters. In diesem Versuch deutete sich bereits ein Zusammenhang zwischen Biochar und Nitrat an. Dass Biochar Nitrat regelrecht einfangen und einlagern kann und mit der klassischen Bodenanalytik möglicherweise nur zum Teil detektiert wird, war zu diesem Zeitpunkt noch nicht bekannt (vgl. Kammann et al. 2015; Haider et al. 2016). Interessant sind auch in diesem Fall die Langzeiteffekte (vgl. Diskussion).

Nach dieser langen Zeit der Inkubation zeigte die VTC-Kohle keine negativen Effekte auf das Pflanzenwachstum mehr wie zu Beginn in den Keimungstests (Kap. 3, Übersicht in Tabelle 2), sondern vielmehr einen positiven Effekt. Daher sind die hemmenden Schadstoffe wahrscheinlich biologisch abbaubar, wie auch von [Busch et al. \(2013\)](#) beschrieben. Zudem war nach 140 Tagen Vorinkubation vermutlich der größte Anteil an labilem Kohlenstoff abgebaut, und somit die N-Immobilisierung, die ebenfalls negativ wirken kann, beendet (Gajic und Koch, 2012; Bargmann et al. 2014a,b).

Die stärkste Förderung gegenüber der Kontrolle mit reinem Boden zeigte die Biochar-Variante. Eine Kombination von VTC und Biochar erbrachte keine synergistischen Verbesserung, sondern bewegte sich auf dem Niveau der Kontrolle ([Schimmelpfennig et al. 2014](#)).

#### 4.4 Laborstudie II: Abbaubarkeit und THG-Emissionen von C-Additiven mit steigendem Karbonisierungsgrad

**Ziele und Durchführung des Versuchs:** Ziel von Studie II war es, Biokohlen möglichst abbauförderlichen Bedingungen über längere Zeit (mehr als ein Jahr) auszusetzen, um die Anfangsphase des rapiden Abbaus labiler Bestandteile zu überwinden. Mittlerweile ist bekannt, dass vor allem schwach karbonisierte HTC-Kohlen einen hohen Anteil an labilem Kohlenstoff besitzen können, der sich in sehr hohen BSB- und CSB-Werten der Kohlen und Prozesswässer manifestiert (Libra et al. 2011; Berge et al. 2013). Die labilen Frachten sind anfangs relativ rasch abbaubar ([Bai et al. 2013](#); [Kammann et al. 2012](#); [Qayyum et al. 2012](#)).

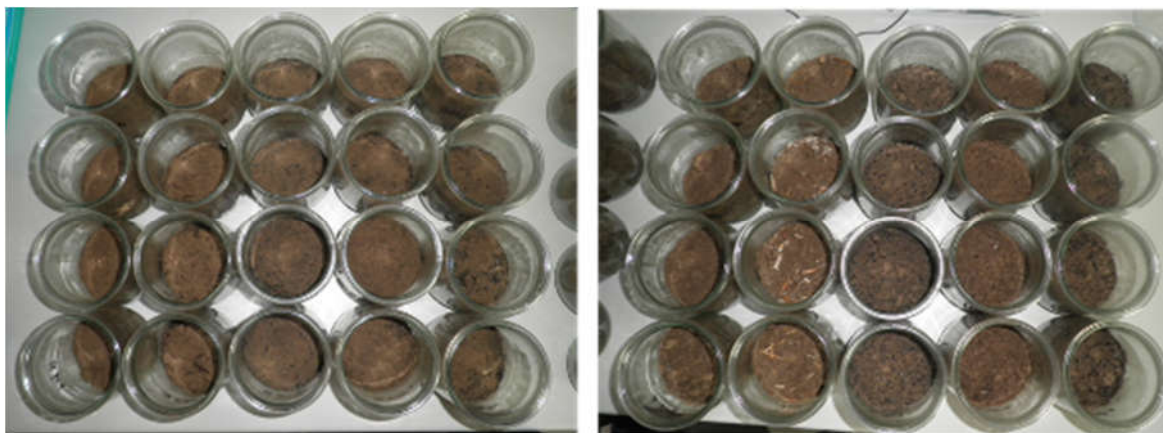
Beim Biochar-Symposium im September 2011 in Halle entstand durch einen Vortrag von S. Schimmelpfennig und anschließende Fragen/Diskussionen mit dem Auditorium die Idee zu diesem Versuch, in Kooperation mit der Biokohle-Arbeitsgruppe des ATB (J. Mumme). Ein Mitglied der Arbeitsgruppe des ATB stellte die These auf, dass eine aus *Miscanthus* produzierte HTC-Kohle mit gleich (hohem) C-Gehalt wie das von uns verwendete Biochar auch die gleiche Stabilität aufweisen würde; dies stellten wir in Frage. Tatsächlich war der C-Gehalt der vom ATB (aus unserem *Miscanthus* Ausgangsmaterial) stark karbonisierten HTC-Kohle dem unseres *Miscanthus*-Biochars sehr ähnlich (70% C). Er liegt signifikant über dem der schwach karbonisierten VTC-Kohle bzw. dem Edukt.

Mit der Studie wurden folgende Fragen untersucht:

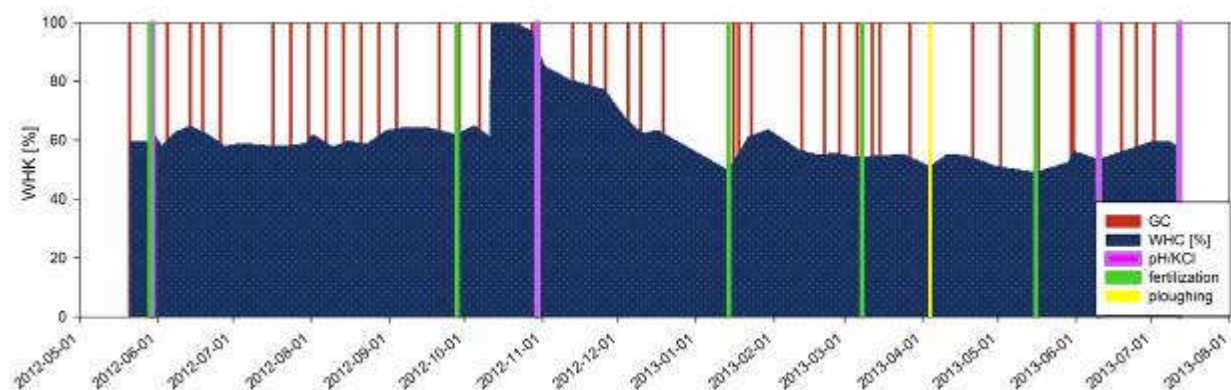
- Wie verhalten sich die in Laborstudie I untersuchten Parameter, wenn der Belüftungseffekt experimentell ausgeschaltet wird (gleiche WHC)?
- Welchen Einfluss hat die Bodenart (sandig vs. tonig) auf die C-Stabilität der Additive und des Boden-endogenen organischen Kohlenstoffs?

- Wie stabil sind die C-Additive, wenn nacheinander verschiedene den Abbau fördernde "Extremereignisse" angewendet werden?
- Steigt mit zunehmendem Karbonisierungsgrad die Resistenz gegenüber mikrobiellem Abbau, können HTC-Kohlen eine Biochar-ähnliche Stabilität erreichen?
- Führen die stärker karbonisierten Biokohlen generell zu stärkeren Reduktionen der N<sub>2</sub>O-Emissionen gegenüber Null-Kontrolle und Ausgangsmaterial?
- Welchen Einfluss haben die C-Additive auf die Methanoxidation von Böden, wenn der Belüftungseffekt ausgeschlossen wird (gleich eingestellte WHC)?

**Die Durchführung** war sehr ähnlich wie zuvor. Verwendet wurden der bereits bekannte tonige, C-reiche Grünlandboden des Feldversuchsstandorts sowie ein nährstoffarmer, C-armer Sandboden vom Feldversuchsstandort Groß-Gerau (dort wurde im April 2012 ein Biochar-Feldversuch angelegt, vgl. Haider et al. 2016). Pro Gefäß wurden 350 g Boden + 2 % (Gewicht) der C-Additive verwendet und die Mischungen auf 60 % ihrer jeweiligen Wasserkapazität eingestellt. Drei Tage nach Ansatz des Versuchs wurde eine N-Düngung von 50 µg N g<sup>-1</sup> Bodenmix als <sup>15</sup>N-(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gegeben. Die Proben wurden bei 30°C im Klimaschrank inkubiert und wöchentlich mit einer THG-Fluss-Messung über fast 400 Tage beprobt (zeitlicher Verlauf siehe Abb. 14); der Inkubationsstopp (Trocknen der Proben) erfolgte nach 439 Tagen.



**Abbildung 14:** Inkubationsgefäße mit Boden-Kohle-Mischungen; links Grünlandboden, toniger Lehm (C-Gehalt 2,6%); rechts Sandboden (Ackerstandort Groß-Gerau; C-Gehalt 0,5%).



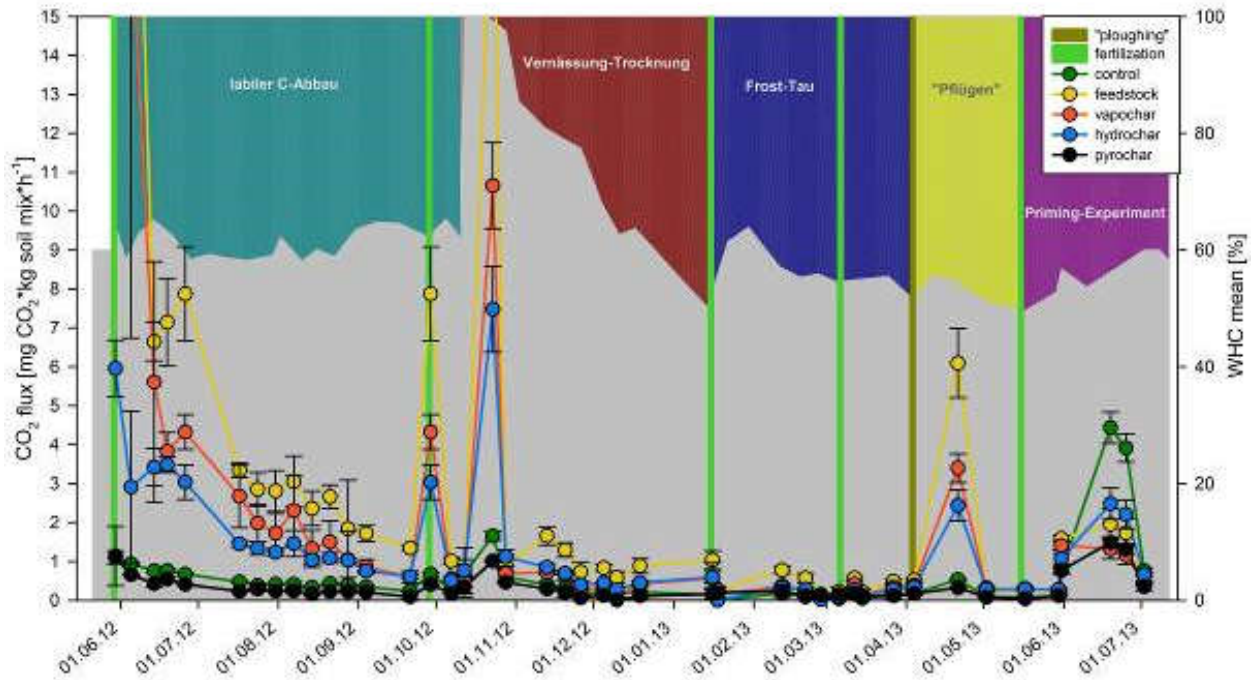
**Abbildung 15:** Zeitlicher Verlauf der Inkubationsstudie. WHC = water holding capacity, d.h. eingestellte Wasserkapazität der Böden und Mischungen. Rötliche Linien: THG-Flussmessung. Grüne Linie: N-Düngung mit (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; Violette Linie: Bestimmung des mineralischen N Gehalts durch KCl-Extraktion und des pH-Werts; gelbe Linie: Simuliertes Pflügen.

**Methodik:** Über die 13 Monate der Inkubation wurde eine Reihe von Bedingungen eingestellt, die für die Steigerung von Boden-C-Abbau und für die Steigerung von N<sub>2</sub>O-Emissionen bekannt sind: wiederholte N-Düngung, Vernässung und Wiederaustrocknung, ein Frier-Tau-Zyklus, „Pflügen“ (mit einem Löffel) und schließlich Glukose-Zugabe, um die Co-Metabolisierung der zersetzungsstabileren C-Additive anzuregen (= priming). Diese verschiedenen Phasen (I = labiler C-Abbau oder Initialphase; II = Vernässung-Trocknung; III = Frost-Tau; IV = Pflügen; V = Priming), sind in Abb. 16 und 17 durch Farb-Hinterlegung der Farben petrol, rot, blau, gelb und lila dargestellt.

**Tabelle 4A:** Element-Zusammensetzung der C-Additive Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung (n=3). Die Werte für Sauerstoff wurden (wie üblich) durch Differenzbildung ermittelt (100 minus Summe der anderen Elemente plus Asche. Alle Werte: Trockengewichtsbezug. H/C, O/C: Atom-Verhältnisse; C/N: Massenverhältnis. Buchstaben geben signifikante Unterschiede zwischen den C-Additiven an (Einfaktorielle ANOVA, Holm-Sidak Post-hoc test  $P < 0.05$ )

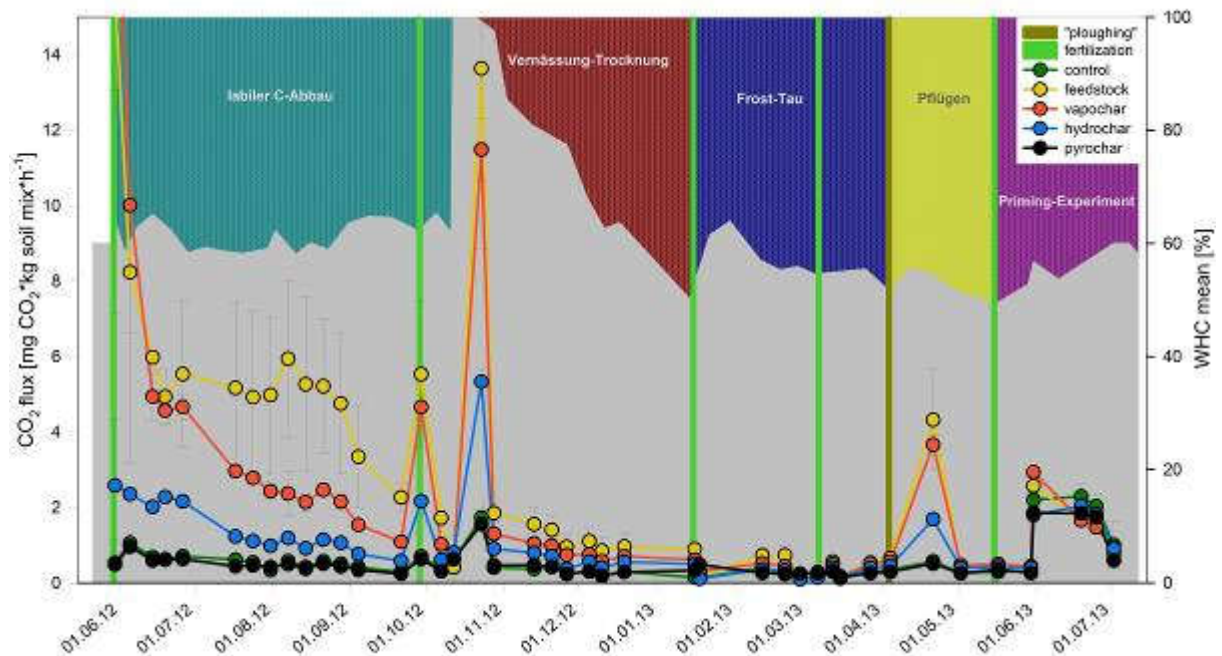
Material	C [%]	N [%]	H [%]	Asche [%]	O [%]	H/C ratio	O/C ratio	C/N ratio
M.-Stroh	47.9 $\pm$ 0.4 <sup>A</sup>	0.1 $\pm$ 0.0 <sup>A</sup>	5.7 $\pm$ 0.1 <sup>D</sup>	1.6 $\pm$ 0.7 <sup>A</sup>	44.5 $\pm$ 0.7 <sup>D</sup>	1.4 $\pm$ 0.0 <sup>D</sup>	0.7 $\pm$ 0.0 <sup>D</sup>	412 $\pm$ 9 <sup>B</sup>
VTC	50.5 $\pm$ 1.0 <sup>B</sup>	0.2 $\pm$ 0.0 <sup>B</sup>	5.2 $\pm$ 0.1 <sup>C</sup>	3.6 $\pm$ 0.6 <sup>B</sup>	40.4 $\pm$ 1.3 <sup>C</sup>	1.2 $\pm$ 0.0 <sup>C</sup>	0.4 $\pm$ 0.0 <sup>B</sup>	263 $\pm$ 20 <sup>A</sup>
HTC	66.4 $\pm$ 0.3 <sup>C</sup>	0.2 $\pm$ 0.0 <sup>C</sup>	4.4 $\pm$ 0.1 <sup>B</sup>	2.1 $\pm$ 0.1 <sup>A</sup>	26.7 $\pm$ 0.3 <sup>B</sup>	0.8 $\pm$ 0.0 <sup>B</sup>	0.5 $\pm$ 0.0 <sup>C</sup>	274 $\pm$ 11 <sup>A</sup>
Biochar	75.7 $\pm$ 1.1 <sup>D</sup>	0.4 $\pm$ 0.0 <sup>D</sup>	0.8 $\pm$ 0.0 <sup>A</sup>	18.5 $\pm$ 0.2 <sup>C</sup>	4.5 $\pm$ 1.3 <sup>A</sup>	0.1 $\pm$ 0.0 <sup>A</sup>	0.0 $\pm$ 0.0 <sup>A</sup>	175 $\pm$ 15 <sup>A</sup>

Zu zwei Zeitpunkten von besonderem Interesse – am Ende der ersten Abbauphase des labilsten Kohlenstoffs der C-Additive (21.9.2012), und direkt zu Beginn des priming (nach Glukosezugabe, am 31.5.2013) – wurde die  $\delta^{13}\text{C}$  Isotopensignatur des abgegebenen CO<sub>2</sub> gemessen (zu jedem der vier Gasprobenahme-Zeitpunkte); über Keeling-Plots (= Bestimmung der <sup>13</sup>C-Signatur der veratmeten C-Quelle, Pataki et al. 2003) und eines two-component mixing model wurde pro Inkubationsgefäß der Anteil des aus dem C-Additiv bzw. aus dem Boden stammenden CO<sub>2</sub> ermittelt. Auf diese Weise sollte ein Schnappschuss der Abbaubarkeit des jeweiligen C-Additivs, aber auch des Boden-endogenen Kohlenstoffs erzielt werden.



**Abbildung 16:** Zeitlicher Verlauf der CO<sub>2</sub>-Flüsse aus sandigem Ackerboden in Inkubationsstudie II (Mittelwerte +/- Standardabweichung, n=4). Die verschiedenen farbigen Hintergründe markieren die experimentellen Phasen wie im Text beschrieben. Feedstock = Miscanthus-Stroh; vapochar = in Dampf karbonisierte VTC-Kohle; hydrochar = in Wasser karbonisierte HTC-Kohle; pyrochar = Biochar

Zudem wurde zu Beginn und zum Ende des Experiments eine  $\delta^{13}\text{C}$  Isotopenanalyse der Boden-C-Additiv Mischungen vorgenommen, um den relativen Anteil des mit dem C-Additiv zugegebenen Kohlenstoffs zu bestimmen.



**Abbildung 17:** Zeitlicher Verlauf der CO<sub>2</sub>-Flüsse aus tonig-lehmigen Grünlandboden in Inkubationsstudie II (Mittelwerte +/- Standardabweichung, n=4). Die verschiedenen farbigen Hintergründe markieren die experimentellen Abbau-Phasen; Begriffe wie in Abb. 16.



**Ergebnisse CO<sub>2</sub>-Freisetzung und C-Stabilität:** Die Ergebnisse zeigten wie erwartet eine nach Karbonisierungsgrad (Tabelle 4A) gestaffelte aufsummierte CO<sub>2</sub>-Freisetzung in der Reihenfolge Edukt > VTC > HTC > Biochar (≥ Kontrolle); die Bodenart hatte auf diese Reihenfolge keinen Einfluss (Abb. 16 und 17, Tabelle 4B).

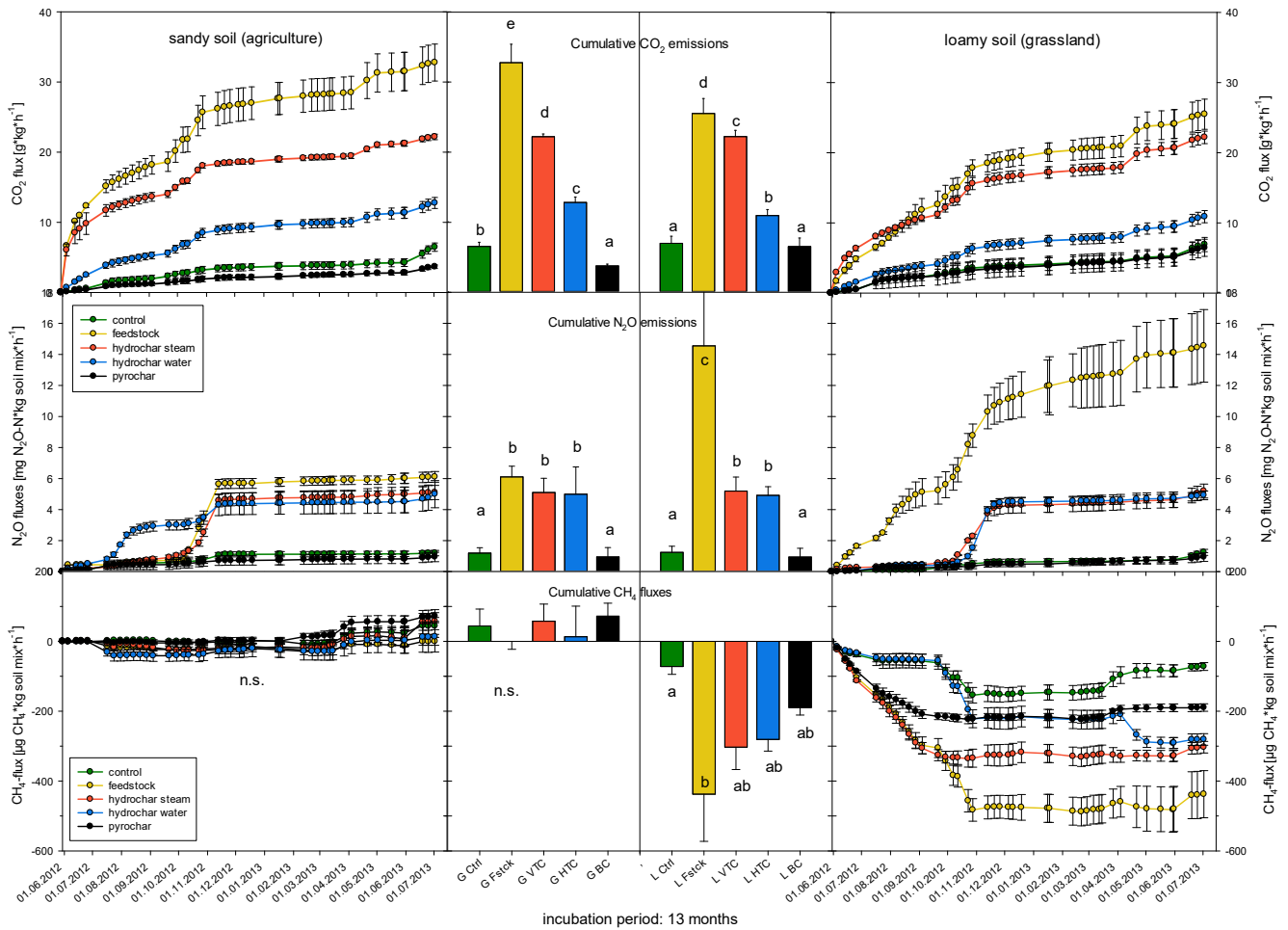
Die CO<sub>2</sub>-Emissionssumme war in allen Phasen in der Mischung mit Stroh am höchsten (Ausnahme: priming-Phase Sandboden, hier waren die CO<sub>2</sub>-Verluste der Kontrolle am höchsten, Abb. 16). Aus der Stroh-Sandboden Mischung wurde über die 13 Monate mehr CO<sub>2</sub> abgegeben als aus der Stroh-Grünlandboden Mischung, ebenso verhielt es sich bei den Mischungen mit stärker karbonisierter HTC-Kohle; die VTC-Kohle-Mischungen wiesen in beiden Böden etwa die gleichen Gesamt-CO<sub>2</sub>-Abgabesummen auf (Abb. 16-18). Im biologisch aktiveren Grünlandboden wurde die VTC-Kohle (vermutlich die große labile Fraktion) anfangs rascher abgebaut als das Ausgangsmaterial; im Sandboden war es umgekehrt (Abb. 16-18).

Der stärkere Abbau wäre in Mischungen mit dem aktiveren Grünlandboden mit einer höheren mikrobiellen Biomasse zu erwarten gewesen. Möglicherweise wurden die C-Additive durch einen Mineralien-Überzug (Bsp. Karbonate, Lehmann et al. 2015) oder durch Einschluss in Aggregate gegenüber mikrobieller Zersetzung besser geschützt. Im Sandboden mit üblicherweise einem sehr geringen Gehalt an stabilen Aggregaten und besserer Durchlüftung war dies nicht möglich.

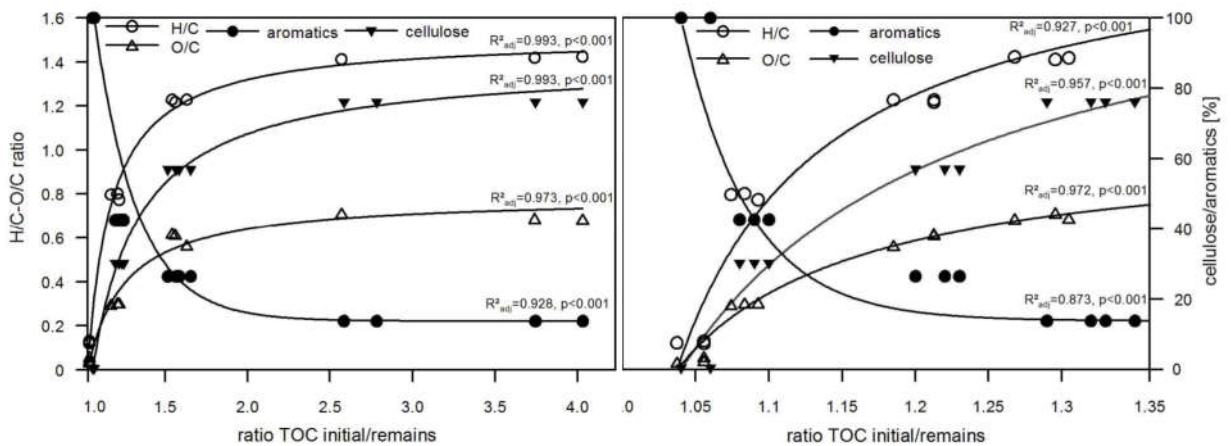
Biochar führte im Sandboden über fast alle experimentellen Phasen (Tabelle 4B) zu einer signifikant verringerten CO<sub>2</sub>-Abgabe gegenüber der Kontrolle ohne C-Additiv (Ausnahme: Frier-Tau-Zyklus, Abb. 16 und 18). Dadurch wurde der Boden-C-Verlust durch Biochar über die Versuchsdauer signifikant vermindert (Abb. 18); im biologisch aktiveren Grünlandboden trat ein solches negatives priming nur anfangs in Tendenz auf, nicht aber in späteren Phasen, und war über die gesamte Dauer nicht signifikant (Abb. 18).

Beim Hinzuaddieren der Nicht-CO<sub>2</sub>-Treibhausgase N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten\* zu den reinen CO<sub>2</sub>-Emissionen bleibt das oben geschilderte Bild im Wesentlichen bestehen, da die CO<sub>2</sub>-Emissionen positiv mit den N<sub>2</sub>O-Emissionen korreliert waren (Abb. 22), und die N<sub>2</sub>O-Emissionen einen größeren Beitrag zur THG-Bilanz lieferten als die CH<sub>4</sub>-Flüsse (Tabelle 4B). Die höchsten Gesamt-THG-Emissionen waren wie schon beim CO<sub>2</sub> in fast allen Abbauphasen (Tabelle 4B) aus der Mischung Boden-*Miscanthus*-Stroh zu verzeichnen, gefolgt von den Mischungen VTC- und HTC-Boden, während die Gesamt-CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Emissionen der Variante Biochar plus Boden bei beiden Bodenarten geringer waren als die der Kontrolle ohne C-Additiv, beim Sandboden signifikant, beim Lehmboden nicht-signifikant geringer. Die (nicht-signifikant) verringerten kumulativen N<sub>2</sub>O-Emissionen der Biochar- gegenüber der Kontrollvariante hatten einen Anteil an dieser Reduktion der Gesamt-THG-Emissionen.

\*Umrechnung der Erwärmungspotentiale von Lachgas und Methan in CO<sub>2</sub>-Äquivalente anhand ihres 100-Jahre Global Warming Potentials nach Myhre et al. 2013 (letzter IPCC-Bericht), Zahlen einschließlich ccf (*climate-carbon feedbacks*), d.h. 298 für N<sub>2</sub>O, 34 für CH<sub>4</sub>.



**Abbildung 18:** Kumulierte THG-Flüsse (oben CO<sub>2</sub>, Mitte N<sub>2</sub>O, unten CH<sub>4</sub>) aus sandigem C-armen Ackerboden (links) und tonig-lehmigen C-reichen Grünlandboden (rechts) nach Zusatz verschiedener C-Additive, jeweils über den Versuchsverlauf (außen) und in Summe (innen) (Mittelwerte +/- Standardabweichung, n=4). Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (einfaktorielle ANOVA pro Bodenart).

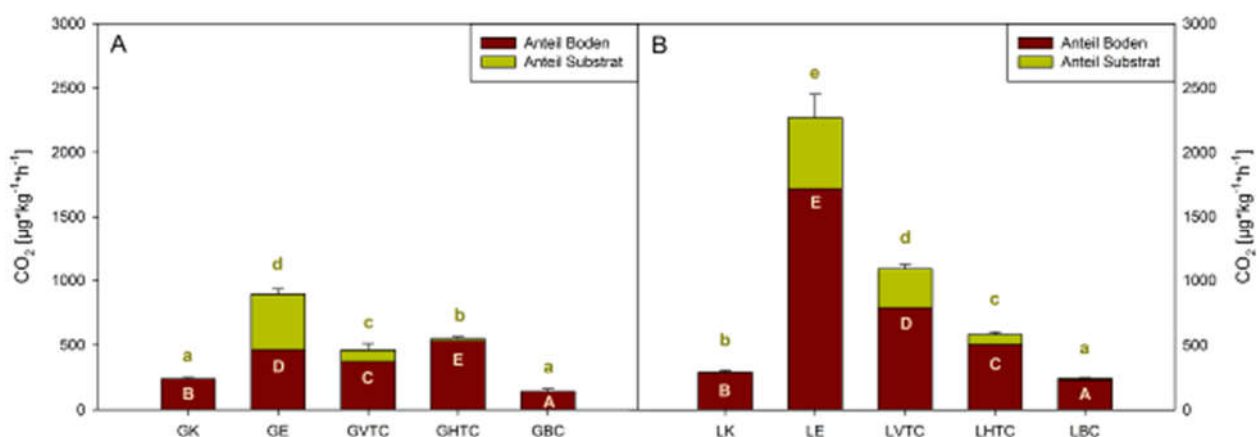


**Abbildung 19:** Kumulativer CO<sub>2</sub>-C Verlust bzw. C-Verbleib (Sandboden links, Lehmboden rechts) in Abhängigkeit von Stabilitätsindices (H/C-O/C Verhältnis, linke Y-Achse, bzw. Anteil Cellulose/Aromaten, rechte Y-Achse) aufgetragen jeweils gegen das Verhältnis von Anfangs- zu verbleibendem Kohlenstoff (TOC = total organic carbon); für die angepassten Exponentialfunktionen sind jeweils Signifikanz und R<sup>2</sup> angegeben (aus: Schimmelpfennig et al. eingereicht bzw. Schimmelpfennig 2015, Diss.-Schrift).

**Tabelle 4B:** Kumulative CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Emissionssummen (d.h. CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> in g CO<sub>2</sub>-Äq. kg<sup>-1</sup> Boden(mischung)), Mittelwerte ± Standardabweichung (n=4) der verschiedenen Abbauphasen. CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen gehen positiv, CH<sub>4</sub>-consumption negativ in die CO<sub>2</sub>-Äq. Summe ein. Großbuchstaben innerhalb einer Bodenart: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, einfaktorische ANOVA (p<0,05). M.Stroh = Miscanthus-Stroh, Kontr. = Kontrolle, BC = Biochar, andere Kürzel wie zuvor; % = Anteil an der Gesamt-CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Summe (Schimmelpfennig 2015).

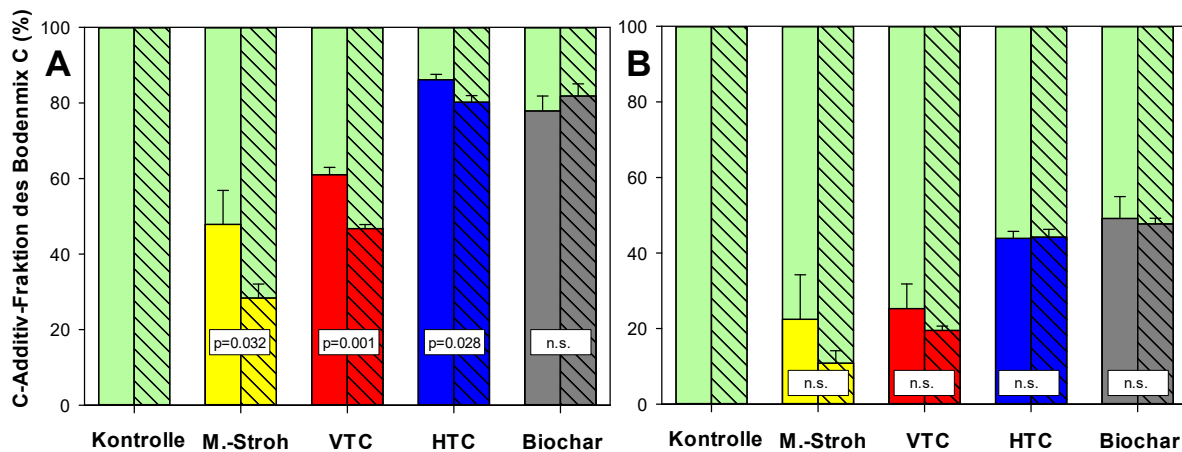
Phase	Sandboden Groß-Gerau					Lehmboden Leihgestern				
<b>Abbau</b>	<b>Kontr.</b>	<b>M.Stroh</b>	<b>VTC</b>	<b>HTC</b>	<b>BC</b>	<b>Kontr.</b>	<b>M.Stroh</b>	<b>VTC</b>	<b>HTC</b>	<b>BC</b>
<b>1 initial p.</b>	2.71 ± 0.55 <b>A</b>	22.38 ± 1.7 <b>D</b>	15.98 ± 0.6 <b>C</b>	8.28 ± 0.43 <b>B</b>	1.72 ± 0.48 <b>A</b>	2.77 ± 0.51 <b>A</b>	15.45 ± 1.4 <b>C</b>	13.16 ± 0.3 <b>C</b>	5.04 ± 0.66 <b>B</b>	2.70 ± 1.24 <b>A</b>
<b>2 wet dry</b>	1.24 ± 0.09 <b>B</b>	8.23 ± 0.80 <b>D</b>	4.10 ± 0.13 <b>C</b>	3.49 ± 0.30 <b>C</b>	0.74 ± 0.13 <b>A</b>	1.05 ± 0.19 <b>A</b>	5.15 ± 1.44 <b>C</b>	4.05 ± 0.21 <b>C</b>	2.42 ± 0.17 <b>B</b>	1.12 ± 0.09 <b>A</b>
<b>3 frost thaw</b>	0.16 ± 0.01 <b>A</b>	0.82 ± 0.09 <b>D</b>	0.42 ± 0.04 <b>C</b>	0.34 ± 0.03 <b>B</b>	0.32 ± 0.08 <b>B</b>	0.39 ± 0.06 <b>A</b>	0.76 ± 0.20 <b>C</b>	0.64 ± 0.01 <b>BC</b>	0.42 ± 0.02 <b>A</b>	0.50 ± 0.01 <b>AB</b>
<b>4 plow</b>	0.49 ± 0.02 <b>B</b>	4.02 ± 0.57 <b>E</b>	2.41 ± 0.11 <b>D</b>	1.78 ± 0.24 <b>C</b>	0.36 ± 0.07 <b>A</b>	0.68 ± 0.07 <b>A</b>	3.10 ± 0.80 <b>C</b>	2.70 ± 0.15 <b>C</b>	1.45 ± 0.11 <b>B</b>	0.62 ± 0.03 <b>A</b>
<b>5 Glucose</b>	2.26 ± 0.2 <b>C</b>	1.44 ± 0.17 <b>B</b>	1.08 ± 0.17 <b>A</b>	1.73 ± 0.18 <b>B</b>	0.96 ± 0.06 <b>A</b>	1.73 ± 0.14 <b>A</b>	1.57 ± 0.11 <b>A</b>	1.68 ± 0.07 <b>A</b>	1.55 ± 0.13 <b>A</b>	1.43 ± 0.09 <b>A</b>
<b>Summe</b>	7.0 ± 0.7 <b>B</b>	35.6 ± 2.9 <b>E</b>	24.6 ± 0.4 <b>D</b>	15.1 ± 0.4 <b>C</b>	4.1 ± 0.5 <b>A</b>	7.5 ± 1.1 <b>A</b>	32.3 ± 4.3 <b>D</b>	24.6 ± 0.5 <b>C</b>	13.2 ± 0.9 <b>B</b>	6.9 ± 1.5 <b>A</b>
<b>Phase</b>	<b>Sandboden Groß-Gerau</b>					<b>Lehmboden Leihgestern</b>				
<b>%CO<sub>2</sub></b>	93.5	92	97.5	84.5	60.6	92.3	79	90.2	82.7	93.8
<b>%N<sub>2</sub>O</b>	6.4	8	2.5	15.5	39.36	7.8	21.1	9.9	17.5	6.4
<b>%CH<sub>4</sub></b>	0	0	0	0	0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.2

Die **Abbaubarkeit** der Böden, Boden-Stroh- oder Boden-Kohle-Mischungen ließ sich gut über messbare **chemische Stabilitätsindikatoren** wie das H/C-zu-O/C Verhältnis beschreiben (Abb. 19), was für beide Böden gleichermaßen galt, und vom Karbonisierungsgrad des eingesetzten Materials bestimmt wurde.



**Abbildung 20:** Anteile der Kohlenstoff-Substrate an der Gesamt-Bodenrespiration am 21.09.2012, gegen Ende der Phase des labilen Kohlenstoffabbaus (A) aus Sandboden (G=Groß-Gerau), (B) aus Lehmboden (L=Linden). Kürzelerklärung: K=Kontrolle, E=Edukt, VTC, HTC und BC selbsterklärend. Rote Säulen zeigen den Anteil des bodenbürtigen CO<sub>2</sub>, die hellgrünen Säulen den Anteil des Substrates. Die Buchstaben belegen signifikante Unterschiede zwischen Boden- (Großbuchstaben) und Substratrespiration (kleine Buchstaben) (ANOVA mit Holm-Sidak Post-hoc-Test, p<0,05). Fehlerbalken: Standardfehler der Gesamtrespiration.

Die Abbildung 20 zeigt die Anteile des zersetzten Boden-Kohlenstoffs sowie des Kohlenstoffs der C-Additive an der Gesamtrespiration am Ende der ersten Inkubationsphase (Abb. 16-18). Deutlich sichtbar ist erneut der Karbonisierungsgradient von Stroh bis Biochar; überraschend war der hohe Anteil an bodenbürtigem Kohlenstoff, v.a. im Lehmboden (Abb. 20B).

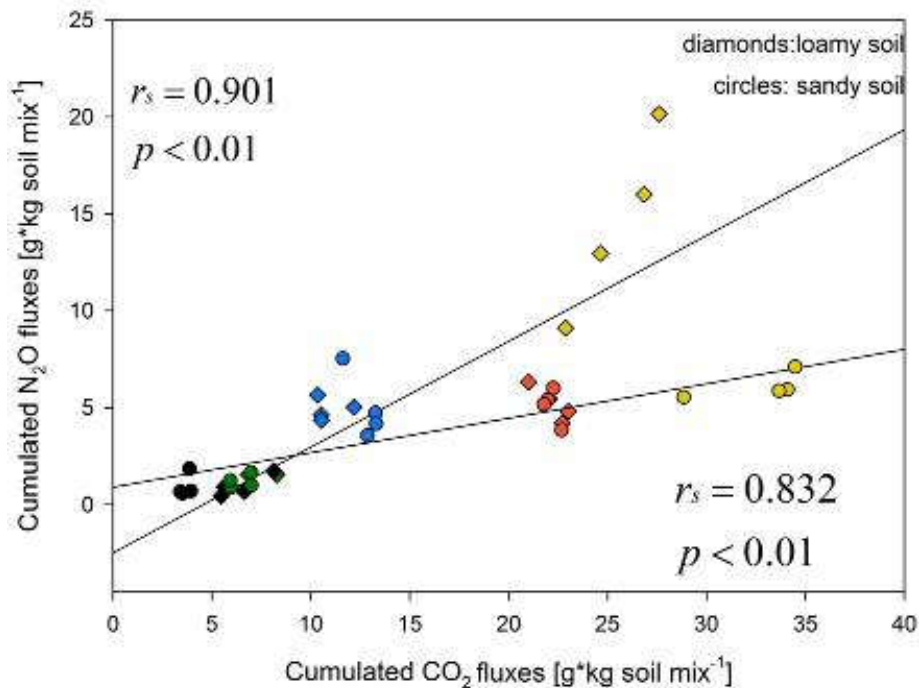


**Abbildung 21:** Relativer Anteil (Fraktion) des C-Additivs am Gesamt-Bodenkohlenstoff zum Startzeitpunkt (jeweils linke Säulen) und am Ende der Inkubation (rechte Säulen, schraffiert) (A) bei Sandboden (Groß-Gerau), (B) bei Lehmboden (Linden). Da die gleiche Gewichtsmenge (7 g Trockengewicht) zugefügt wurde, der C-Gehalt mit dem Karbonisierungsgrad aber zunahm, steigt auch jeweils der relative Anteil des Additiv-C am Gesamt-C. Hellgrün: Boden-C. Die p-Werte gelten je für ein Stroh-, VTC-, HTC- oder Biochar-Wertepaar "Start – Ende" (gepaarter t-test).

Die abschließende Messung der  $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur der Boden-C-Additiv-Mischungen (Abb. 21) belegt ebenfalls den Abbau der labileren C-Additive *Miscanthus*-Stroh und VTC-Kohle, und z.T. auch den der HTC-Kohle, denn auch ihr relativer Anteil am Gesamt-C des Boden-Biokohle-Mix sank signifikant (Sandboden) oder tendenziell (Lehmboden: Stroh und VTC; aufgrund der hohen Standardabweichung beim Startzeitpunkt war die Abnahme nicht signifikant, Abb. 21B). Zudem ist deutlich sichtbar, dass (i) die Addition der 7 g des C-Additivs zu 350 g Boden im Sandboden mit seinem geringen Boden-C-Gehalt zu einem höheren relativen C-Beitrag führte als beim C-reicheren Lehmboden, und dass (ii) mit steigender Karbonisierung der C-Beitrag generell anstieg, wobei HTC und Biochar wie vorgesehen einen ähnlich hohen C-Anteil lieferten.

**Ergebnisse  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen:** Die Zeitverläufe sind aus Platzgründen hier nicht wie bei Abb. 16 und 17 dargestellt, sondern nur kumulativ (Abb. 18, Dissertationsschrift Schimmelpfennig 2015 enthält die Graphiken der Zeitverläufe). Die signifikant höchsten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen traten wie zuvor stets mit Zugabe des *Miscanthus*-Strohs auf (Abb. 22). Besonders hoch waren diese Emissionen in Grünland-Lehmboden (Abb. 18). Die anfangs sehr hohen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus den HTC-Sandboden-Mischungen nach der ersten N-Düngung waren unerwartet; die Mischungen mit Stroh oder VTC-Kohle, die nicht oder schwächer karbonisiert waren und daher höhere labile C-Frachten besaßen, zeigten diese zu Anfang nicht. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen stiegen in diesen Varianten erst mit der Vernässungs-Austrocknungsphase an (Abb. 18), gleiches war in den Grünlandboden-Mischungen mit VTC und HTC zu beobachten. Eine mögliche Ursache könnte die erneute Freisetzung von zuvor mikrobiell immobilisiertem Stickstoff nach der Vernässung sein, zusammen mit denitrifikations-förderlichen Bedingungen der Vernässung für die Bildung von  $\text{N}_2\text{O}$ .

Biochar-Zusatz verursachte von allen C-Additiven die signifikant geringsten kumulativen N<sub>2</sub>O-Emissionen. Die Emissionen waren auch gegenüber der Kontrolle ohne C-Additiv um etwa ein Viertel verringert, durch fast alle Phasen hindurch; die Reduktion war jedoch nicht signifikant (Abb. 18). Die kumulierten N<sub>2</sub>O-Emissionen beider Böden folgten erneut dem Karbonisierungsgrad, wie schon zuvor die CO<sub>2</sub>-Emissionen, daher wiesen beide kumulierten Gasflüsse eine hohe Korrelation auf, d.h. aus der Höhe der CO<sub>2</sub>-Emissionen ließ sich die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen ableiten (Abb. 22).



**Abbildung 22:** Kumulierte N<sub>2</sub>O-Emissionen in Abhängigkeit vom kumulierten CO<sub>2</sub>-Verlust der reinen Böden und der vier verwendeten C-Additiv-Mischungen; lineare Regressionen mit  $r$  und Signifikanz der Korrelation. Farben der Varianten wie zuvor (grün = Kontrolle, gelb = Stroh, rot = VTC, blau = HTC, schwarz = biochar; Kreise: Sandboden, Rauten: Lehm Boden).

**Ergebnisse CH<sub>4</sub>-Flüsse:** Wie zu erwarten (Bsp. Hütsch et al. 1994; Powlson et al. 1997) konsumierte nur der lehmige Grünland-Boden nennenswerte CH<sub>4</sub>-Mengen; im sandigen Ackerboden war die Fähigkeit zum Methanverzehr nahezu erloschen, und wurde auch durch C-Additiv-Zugabe nicht wiederhergestellt (Abb. 18). Die Methanoxidation des Grünlandbodens war kumulativ betrachtet bei Stroh- und VTC-Zugabe signifikant am höchsten, geringer bei HTC- und Biochar-Zugabe, und bei der Kontrolle am geringsten. Mit Erhöhung der Wasserkapazität auf 100 % kam die Methanoxidation auch im Grünlandboden zum Erliegen; nur die HTC-Variante zeigte im weiteren Verlauf nach dem "Pflügen" noch einmal vorübergehend CH<sub>4</sub>-Oxidationsaktivität.

## 4.5 Diskussion der Ergebnisse der Inkubationsstudien I und II

**Diskussion CO<sub>2</sub>-Emissionen und C-Stabilität:** Die erzielten Ergebnisse decken sich inhaltlich mit vorangehenden Studien (Kammann et al. 2012), in der jedoch andere HTC-Kohlen und Biochars aus verschiedenen Ausgangsmaterialien eingesetzt wurden. Stets galt in diesen Studien ebenfalls "C-Stabilität Biochar >> HTC/VTC-Kohle". In einem vergleichbaren Experiment mit 3 verschiedenen Böden und einer HTC-Kohle und Biochar, die ebenfalls aus dem gleichen Ausgangsmaterial hergestellt worden waren, fanden auch Malghani et al. (2013) oder Bai et al. (2013) die hier festgestellte stärkere Zersetzbarkeit von HTC- (bzw. VTC-)Kohlen. In einem Feldversuch mit HTC-Applikation bei Zuckerrüben-Anbau zeigten Gajic & Koch (2012) auch im Feld eine rasche Zersetzung von HTC-Kohle innerhalb des ersten Jahres (gemessen wie in Laborstudie-I über die kumulierten Gesamt-CO<sub>2</sub>-Verluste, d.h. keine Trennung zwischen Boden- und Kohle-bürtigem CO<sub>2</sub>). Auch Steinbeiss et al. (2009) berichteten von nur geringen mittleren Verweildauern von einer stickstoffreichen und stickstoffarmen HTC-Kohle nach einer Inkubationsdauer von wenigen Wochen (die sie in der Publikation als "Biochar" bezeichnen).

**Generell werden mit kurzen Studien die Abbauraten überschätzt** (vgl. Kuzyakov et al. 2014, Lehmann et al. 2015, oder Berge et al. 2013); auch unsere längste Studie mit Abbauförderlichen Bedingungen würde hier noch unter "kurz" fallen, wenn es um eine Stabilität geht, die sich in Jahrzehnten und Jahrhunderten bemisst. Dennoch ist der Unterschied zwischen pyrogenem Biochar und hydrothermalen Kohle (HTC) bei gleichem Ausgangsmaterial in beiden Inkubationsstudien offensichtlich: Es ist nicht anzunehmen, dass HTC-Kohlen langfristig in gleichem Maße wie Biochars zur Boden-C-Sequestrierung verwendet werden können. Auch bei einer starken hydrothermalen Karbonisierung, wie sie großtechnisch vermutlich schwierig zu realisieren ist (300°C und 30 bar), erreichte die am ATB Potsdam erzeugte HTC-Kohle nicht die Stabilität von Biochar aus gleichem Material. Zudem wies die HTC-Kohle eine höhere Gefahr für Lachgasemissionen auf als Biochar; verglichen mit dem Ausgangsmaterial Stroh bewirkte jede Karbonisierung jedoch stets eine Verringerung der Lachgasemissionen. Die längste (publizierte) Labor-Inkubationsstudie über 9.2 Jahre unter Verwendung eines Gras-Biochars in drei verschiedenen Böden erbrachte einen maximalen Abbau von 6% des Biochar-C, wovon der Löwenanteil des Abbaus in den ersten zwei Jahren erfolgte (Kuzyakov et al. 2009, Kuzyakov et al. 2014). Da hier das Biochar radioaktiv markiert war (<sup>14</sup>C), war eine überaus feine experimentelle Auflösung des Abbaus und Transfers in andere Kompartimente (z.B. Bodenorganismen) möglich.

**Der negative priming-Effekt**, den Biochar in Laborstudie I im Grünlandboden erzeugte, bzw. den es durchgängig über mehr als ein Jahr im C-armen Sandboden hatte (Studie II), könnte zwei mögliche Erklärungen haben: (a) Niederschlag von CO<sub>2</sub> als Karbonat-C an Biochar-Oberflächen, sowie (b) Adsorption von labilen Kohlenstoffverbindungen an den Biochar-Oberflächen, die gerade beim hier verwendeten *Miscanthus*-Biochar extrem hoch waren (>800 mg pro g Biochar). Der Karbonat-Niederschlag durch Verbindung von CO<sub>2</sub> mit Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> Mineralen aus der Asche von Biochar wird häufig als Hypothese für anfängliche starke Verringerungen von CO<sub>2</sub>-Emissionen genannt (Hansen et al. 2015). Bisweilen wird daher eine CO<sub>2</sub>-Aufnahme beobachtet, wie in der Biokohle-pur Inkubation (Kammann et al. 2012). Aber auch die Adsorption von labilem Bodenkohlenstoff (DOC, *dissolved organic carbon*) wurde in zahlreichen Experimenten beschrieben (Übersicht in Lehmann et al. 2015, Kapitel 10); auch in Jahrzehnte- bis Jahrhunderte-alten Böden von Köhlerei-Meiler-Standorten war der Wasser- oder KCl-extrahierbare Gehalt an labilem Kohlenstoff signifikant verringert, wie von uns (Kammann et al. in Vorbereitung(b)) und anderen Gruppen beobachtet wurde (Heitkötter und Marschner,

2015). Gleiches zeigen diverse Inkubationsversuche (wie Hansen et al. 2015), wenn DOC mitgemessen wurde. Eine solche räumliche Kompartimentierung könnte labilen Kohlenstoff vor mikrobiellem Abbau schützen: Falls DOC in Biochar-Poren sorbiert wird, deren Größe unter denen von Mikroorganismen liegen (d.h.  $< 1 \mu\text{m}$ ), ist DOC dem mikrobiellen Abbau nicht mehr zugänglich. Welcher Mechanismus (a oder b) wann die größere Rolle spielt, ist noch zu klären. Es kann aber als sicher angesehen werden, dass beide Mechanismen zum häufig beobachteten "negativen priming", also dem Rückhalt von Kohlenstoff im Boden und verringerten Verlusten beitragen. Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass dieser Effekt nur bei Biochar auftritt.

Sandböden sind meistens humusärmer als Lehmböden, da ihre Aggregation (wasserstabile Aggregate, Aufbau von Ton-Humus-Komplexen, siehe Feldversuch) naturgemäß geringer ist als bei Böden mit höherem Tonanteil. Zudem verarmen sie leichter an Humus, wenn sie kultiviert werden, v.a. wenn nicht genügend Ernterückstände und Gründüngung eingebracht werden. Der Mangel an *soil organic carbon* (SOC) bzw. Humus trägt dann zu ihrem geringen Wasserhaltevermögen bzw. ihrer geringen Nährstoffretention bei. Gerade solche Böden sind daher Ziel-Böden für die Nutzung von Biokohlen.

Biochar-Zugabe steigerte bisweilen das Wasserhaltevermögen bzw. die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser in Sandböden (Abel et al. 2013; Cornelissen et al. 2013; Obia et al. 2016; Haider et al. 2015). Unsere Ergebnisse, dass vor allem Biochar in Sandboden besonders stabil war und dass zudem die C-Mineralisierung des Bodenkohlenstoffs durch Biochar verringert wurde (negatives priming), spricht für einen langfristigen Beitrag zum Humusaufbau.

**Diskussion N<sub>2</sub>O-Emissionen:** Die Beobachtung, dass die Zugabe von Biochar die Lachgasemissionen reduzieren kann, ist mittlerweile durch zahlreiche Studien gut belegt, u.a. durch unsere Arbeiten bzw. Arbeiten mit den Projekt-Biokohlen (Kammann et al. 2011, 2012; Augustenborg et al. 2012; Bamminger et al. 2014; Schimmelpfennig et al. 2014, Schimmelpfennig 2015, und Manuskripte in Vorbereitung). Kürzlich erschienen **erste Meta-Analysen**, die dies vor dem Hintergrund einer rasch wachsenden Zahl an Publikationen eindrucksvoll belegen (Cayuela et al. 2014, Cayuela et al. 2015; van Zwieten et al. 2015). Vor allem das  $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$  (=C-organisch) Verhältnis scheint ein guter Vorhersage-Indikator zu sein, d.h. je kleiner dieser Wert, desto ausgeprägter die N<sub>2</sub>O-Emissionsreduktion (Cayuela et al. 2015). Mit anderen Worten: Die stärkere Reduktionswirkung kann von holzigen, Asche-ärmeren Biochars erreicht werden, die bei höheren Temperaturen produziert werden.

Mit **HTC- oder VTC-Kohle** kam es anfangs bisweilen zu einer Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen, die sehr wahrscheinlich durch die mikrobielle N-Immobilisierung durch den hohen Anteil an labilem Kohlenstoff bedingt war (Gajić und Koch 2012; Bargmann et al. 2014a, Bargmann et al. 2014c). Wurde N im Überschuss zugegeben (Kammann et al. 2012: Mineraldünger; Schimmelpfennig et al. 2014: Gülle-Zugabe), so stiegen die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Boden-HTC-Mischungen an und übertrafen meist die der Boden-Kontrolle, immer jedoch die der Biochar-Varianten. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen mit HTC-Kohlen konnten, abhängig vom Karbonisierungsgrad gegenüber den Kontrollböden, um mehrere Hundert Prozent gesteigert sein (365%-407% in lehmigem Grünland-Boden, 564%-569% in sandigem Ackerboden).

In den Inkubationsstudien **reduzierte eine Biochar-Zugabe die N<sub>2</sub>O-Emissionen immer signifikant** gegenüber anderen C-Additiven aus gleichem Ausgangsmaterial. Gegenüber dem Kontrollboden kam es stets zu Reduktionen, die jedoch nicht immer signifikant waren. Nach

der o.g. Systematik (Cayuela et al. 2015) war das von uns verwendete aschereiche *Miscanthus*-Biochar "suboptimal", um N<sub>2</sub>O-Emissionen zu reduzieren (war aber aufgrund seiner anderen <sup>13</sup>C-Isotopensignatur gewählt worden).

Trotz großer Forschungsanstrengungen sind die **Mechanismen**, die zur N<sub>2</sub>O-Emissionsreduktion bei Zugabe von Biochar führen, noch nicht voll verstanden. Grundsätzlich stammt der Löwenanteil der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus temperaten Böden meist aus Denitrifikationsprozessen (klassische Denitrifikation, d.h. Reduktion von Nitrat unter anoxischen Bedingungen bis zu N<sub>2</sub>O und N<sub>2</sub>; oder "verwandte" Prozesse wie pilzliche Co-Denitrifikation, vgl. Müller und Sherlock 2004; Laughlin et al. 2008; Müller et al. 2011). Somit könnten Biochars reduzierend wirken, wenn sie (a) den Boden besser belüften, (b) den pH-Wert anheben, da im sauren Milieu das letzte Enzym der Denitrifikationskette, die N<sub>2</sub>O-Reduktase, nicht richtig arbeitet und daher die Reduktionskette nicht bis zum N<sub>2</sub> läuft, sondern vermehrt schon beim N<sub>2</sub>O stoppt; und (c) wenn sie Nitrat oder labilen organischen Kohlenstoff so binden, dass diese Ausgangssubstrate der Denitrifikation nicht mehr hinreichend zur Verfügung stehen. (Ob die Bindung langfristig ist, und in welchem Maße sie reversibel ist, ist derzeit noch unbekannt.) Zudem (d) werden derzeit weitere elektrophysiologische Mechanismen wie Elektronentransport über den Halbleiter Biochar (Briones and Aurelio 2012), oder DIET (*direct interspecies electron transfer*, Chen et al. 2014, Shrestha et al. 2014) diskutiert, die an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden. Dass ein solcher Elektronentransfer zwischen Mikroorganismen über Biochar-Partikel stattfinden kann, ist jedoch mittlerweile gut belegt.

Welche **N<sub>2</sub>O-Emissions-Reduktionsmechanismen mit Biochar-Zugabe** sind nach derzeitigem Kenntnisstand die wahrscheinlichsten? Direkt nach Zugabe eines trockenen Biochars kann theoretisch ein **kurzfristiger Belüftungseffekt** auftreten, v.a. wenn durch Wasseraufnahme in das Biochar die Bodenfeuchte gesenkt wird, wie Case et al. (2012) zeigten; langfristig könnte eine **Verringerung der Lagerungsdichte** für eine verbesserte Belüftung sorgen, wie dies in sehr holzkohlereichen Meilerböden gegenüber umgebenden Waldböden der Fall ist (Borchard et al. 2014). Die eher langfristige Änderung durch veränderte Bodeneigenschaften (Lagerungsdichte, Wasserhaltekapazität) sind noch nicht recht abschätzbar; in einer Masterarbeit mit Böden eines Köhlereisandorts (mit besserer Durchlüftung als beim nahen Waldboden) kam es nicht zu einer Steigerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen (Finke, 2013; Kammann et al. in Vorbereitung(b)). In sauren Böden spielt der **Anstieg des pH-Wertes** mit Biochar-Zugabe definitiv eine positive (Emissions-senkende) Rolle, wie Obia et al. (2015) in Modellexperimenten im Labor zeigen konnten, oder wie es Hüppi et al. (2015) im Feldversuch fanden (Reduktion durch Biochar um ca. 50%); letztgenannte Autoren verwendeten eine Kalkungsvariante als eine von zwei Kontrollvarianten, hier kam es ebenfalls zu einer N<sub>2</sub>O-Emissionsreduktion, wie bei Biochar-Gabe. Der dritte Mechanismus wurde bereits andiskutiert: Eine **Absorption von labilen Kohlenstoffverbindungen** (DOC) (Bsp. Heitkötter und Marschner 2015; Finke, 2013), d.h. eine verringerte Verfügbarkeit des organischen Substrats für die Denitrifikation. Hinzu kommt möglicherweise ein von uns erstmalig näher beschriebenes Phänomen (erarbeitet im Rahmen eines parallel laufenden DFG-Projekts, Grant KA-3442/1-1): Wir konnten nachweisen, dass Biochar aus Holz bzw. Hackschnitzel-Siebresten relativ viel **Nitrat binden** und so "einfangen" kann ("nitrate capture"), sowohl bei der Mitkompostierung von Biochar als auch in Feldversuchen in sandigem Boden (Kammann et al. 2015; Haider et al. 2016). Biochar-Partikel unterschiedlicher Größe waren stark mit Nitrat angereichert (bis 5300 mg N kg<sup>-1</sup>) und dieses war nicht ohne weiteres vollumfänglich von den Partikeln ablösbar. Daher unterschätzen klassische Extraktionsmethoden vermutlich generell die im Boden vorhandene Nitrat-



menge, wenn Biochar-Partikel enthalten sind. Dies führte in einem Feldversuch zu einer verbesserten Nitratretention im Oberboden (Haider et al. 2016; Schutz gegen Auswaschung in die Tiefe). Wird unbehandeltes Biochar in wässrige Nitratlösung gegeben, tritt nicht der gleiche "nitrate capture" Effekt auf, wie zahlreiche wissenschaftliche Publikationen belegen.

Mechanistisch liegen dem "nitrate capture" vermutlich keine typischen ionischen Bindungskräfte zugrunde, sondern physikalische Effekte des Biochar-Porenkontinuums kombiniert mit wechselnden Bodenfeuchte-Bedingungen. Bei der Retention des in die Kohle gelangten Nitrats könnten H-bonding eine Rolle spielen; der Mechanismus ist Gegenstand aktueller Forschung (Bsp. Conte et al. 2014). Beide Mechanismen, die pH-Wert-Anhebung (und damit die Aktivierung des Enzyms N<sub>2</sub>O-Reduktase) und auch "DOC- und nitrate capture", sind wahrscheinlich (in unterschiedlichem Maße) an den immer wieder beobachteten Reduktionen der N<sub>2</sub>O-Emissionen beteiligt. Dafür spricht auch, dass einige Mikrobiologie-Arbeitsgruppen das interessante Phänomen beschreiben, dass die Zugabe von Biochar zu einer verstärkten Expression des Enzyms N<sub>2</sub>O-Reduktase führte (*NosZ gene copies*, vgl. Wang et al. 2013; Harter et al. 2014; van Zwieten et al. 2014); dies kann theoretisch sowohl durch pH-Wert-Anhebung geschehen als auch durch "Verschwinden" des Substrats Nitrat, sodass Mikroorganismen zur besseren Ausnutzung der Reduktionskette auch das letzte Enzym in der Kette (die N<sub>2</sub>O-Reduktase) vermehrt herstellen. In der Grundlagenforschung wäre eine weitere mechanistische Klärung wünschenswert, damit für die praktische Anwendung von Biochars gezielt "beste Rezepte" zur Emissionsminderung ausgearbeitet werden können.

**Diskussion Methanflüsse:** Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) besitzt fast die gleiche Molekülstruktur wie CH<sub>4</sub>. Daher kann die Anwesenheit von Ammonium das aktive Zentrum der Methan-Monooxygenase (MMO), des ersten Enzyms der Methanoxidierer, blockieren, d.h. es wird als eine klassische Substratinhibierung betrachtet (Bédard und Knowles 1989; De Visscher und van Cleemput 2003). Ein weiterer Mechanismus, der den Methanverzehr in Böden steigern kann, ist die verbesserte Belüftung des Bodens (d.h. verringerte Lagerungsdichte, steigende Luftkapazität). Daher verringert sich häufig die Methanoxidation in Böden linear mit steigendem Wassergehalt und Bodenverdichtung, da die Diffusivität sowohl für CH<sub>4</sub> als auch für O<sub>2</sub> abnimmt. Mit wachsendem Wasserfilm um die aktiven Mikroorganismen wächst der Diffusionswiderstand. Daher ist in vielen Ökosystemen die Methanoxidation sehr gut über den Wassergehalt des Bodens vorhersagbar (Boeckx et al. 1997; Castro et al. 1994; Castro et al. 1995).

Die Zugabe aller drei bzw. vier C-Additive (Stroh, VTC, HTC, Biochar) steigerte in beiden Experimenten die Aufnahme von Methan (mikrobielle Methanoxidation) in demjenigen Boden, der auch Methanoxidation zeigte (Grünland). Im ersten Experiment kann dies zumindest theoretisch auf eine verbesserte Belüftung zurückgeführt werden. Im zweiten Experiment wurde die Wasserkapazität jedoch auf den gleichen Wert eingestellt und scheidet daher als Ursache weitgehend aus. Die Stärke der Steigerung der Methanoxidation folgte der Reihung vom C-Additiv mit der geringsten Stabilität zur höchsten Stabilität (Stroh > VTC > HTC > Biochar). Daher könnte eine weitere Ursache eine verringerte Ammonium-Inhibierung durch N-Immobilisierung gewesen sein: Eine stärker wachsende mikrobielle Biomasse legt Stickstoff fest, so dass er für die Hemmung der Methanoxidation nicht zur Verfügung steht.

Durch landwirtschaftliche Nutzung von Böden verringern sich gegenüber naturnahen Ökosystemen (und vor allem gegenüber nativen Wäldern) die CH<sub>4</sub>-Aufnahmeraten in den Boden stark, wie hier bei dem Sandboden unter Ackernutzung aus Groß-Gerau zu beobachten (Studie II); hier war die Senkenfunktion für Methan quasi erloschen. Vor diesem Hintergrund ist es sehr

interessant, dass alle Karbonisierungsprodukte eine Art Schutz vor dem Rückgang der CH<sub>4</sub>-Oxidation nach der Gülledüngung (Studie I) oder nach Mineraldüngung mit Ammoniumsulfat (Studie II, erste Abbauphase) zu bieten scheinen. Wenn dieser Effekt von Dauer sein sollte, könnte durch die Nutzung von Biochar in Böden die CH<sub>4</sub>-Senkenfunktion von landwirtschaftlichen Böden theoretisch verbessert werden oder zumindest vor Verschlechterung bewahrt werden. Langfristig wäre zu erwarten, dass durch Humus-Aufbau in Gegenwart von Biochar (falls dieser wie z.B. in der Studie von Wenig et al. (2015) erfolgt) mit Verbesserung der Wasserhalte- und Luftkapazität (verringerte Lagerungsdichte) auch eine Verbesserung der Methan-Senkenfunktion von Böden erreicht werden kann. Ein Beispiel hierfür bot das Ergebnis einer Masterarbeit (Finke 2013; Kammann et al. in Vorbereitung(b)), das zeigte, dass der Methanverzehr in Holzkohle-reichen Böden von Köhlereiplätzen hochsignifikant größer war als der von angrenzenden Waldböden. Der pH-Wert der Köhlerböden war höher und ihre Lagerungsdichte wesentlich geringer als die der angrenzenden Waldböden (Borchard et al. 2014).

#### 4.6 NH<sub>3</sub>-Verluste aus Kohle-Böden – erste Indizien

**Ziele und Fragestellung:** Die Feldausbringung von Biokohlen kann mit windbedingten Staubverlusten verbunden (Blackwell et al. 2009). Eine Mischung der Biokohlen mit Gülle kann starker Winderosion, wie dem von Major and Husk (2010) beobachteten Verlust von 30 % des ausgebrachten Biochars, jedoch völlig unterbinden. Zudem war eine "Aufladung" mit Nährstoffen aus der Gülle vorstellbar und für die Düngewirkung der Biokohlen von Vorteil. Die Gefahr von Ammoniak-(NH<sub>3</sub>-)Verlusten nach Gülleapplikation sind bekannt; sie können sehr hoch sein, abhängig von den herrschenden Bedingungen.

Eine mögliche Senkung der Ammoniakemissionen bei Gülleapplikation auf wirtschaftlich genutzte Flächen könnte wiederum helfen, die im EU-Recht verankerte National Emissions Ceiling (NEC)-Richtlinie zur Reduktion von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft einzuhalten. In diesem Bereich besteht noch enormer Forschungsbedarf, aber hier liegt auch ein enormes wirtschaftliches Potential des Einsatzes von kleinen Mengen von Biokohlen (Spokas et al. 2011; Taghizadeh-Toosi et al. 2011). Taghizadeh-Toosi et al. (2011) konnten durch den Einsatz stabiler Isotope bei vier verschiedenen *Pinus*-Biochars nachweisen, dass die Kohlen NH<sub>3</sub> adsorbierten, es gegen Ausgasung fixierten, und in Böden eingemischt pflanzenverfügbar wieder abgaben.

Die Interaktionen von Gülle-Ausbringung mit Biokohle-Boden-Mischungen waren kaum erforscht, als S. Schimmelpfennig dieses Experiment im "Nachgang" der Anlage des Feldversuch konzipierte; Durchführung und Ergebnisse sind in Schimmelpfennig et al. (2014) publiziert. Die Hypothese war, dass bei den eher alkalischen Biochars erhöhte NH<sub>3</sub>-Emissionen auftreten würden, bei den eher sauren HTC-Kohlen sollten diese vermindert sein, die mit dem *Miscanthus*-Stroh sollten dazwischenliegen, so unsere Hypothese.

**Durchführung und Methoden:** Um die Ammoniakmessungen zu Beginn des Feldexperiments zu simulieren, wurde der Feld-Versuchsansatz im Gewächshaus nachgestellt: 200 g feldfrischer Boden wurde in Pflanzgefäße mit 15 cm Durchmesser und Tiefe gefüllt, die Substrate (M.-Stroh, VTC und Biochar) mit Gülle gemischt (Mengen äquivalent zum Feld, auf den Durchmesser der Bodenoberfläche im Topf umgerechnet) und auf den Boden oberflächlich appliziert (n=4 pro Variante). Direkt ab Applikation der Gülle-Substratmischungen begannen die Ammoniakmessungen, zu acht Zeitpunkten bis zu fast 30 Stunden nach Applikation (Zeitabstände: 0 h; 0,6 h; 2,1 h; 3,4 h; 4,5 h; 5,4 h; 20,6 h; 22,7 h und 28,3 h). Der Großteil der

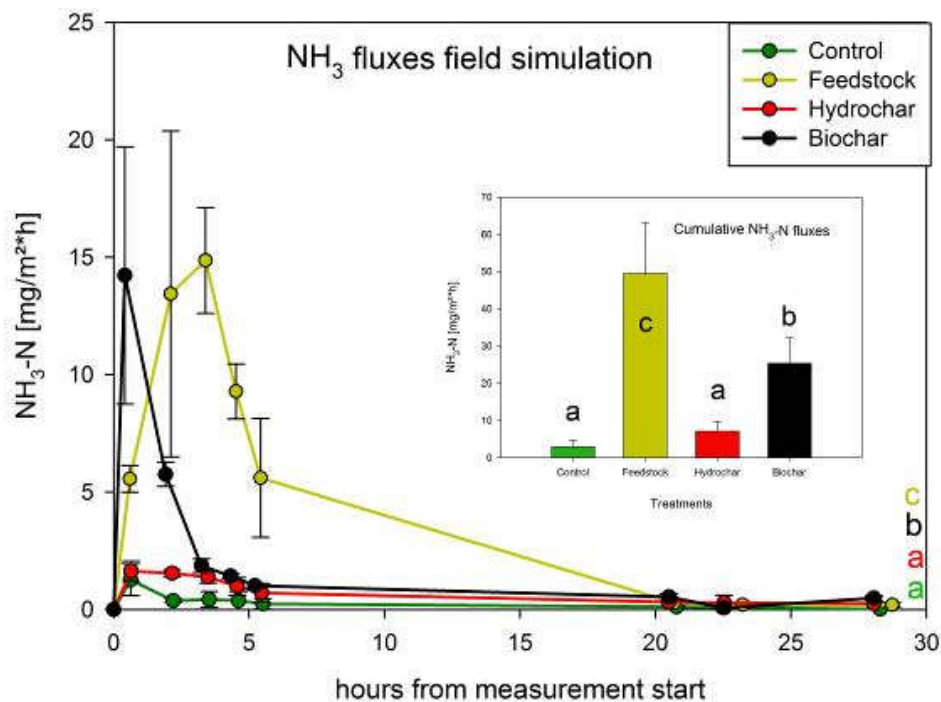
Emissionen wurde innerhalb der ersten 24 Stunden nach Gülleapplikation erwartet. Für die Ammoniakmessungen wurden geschlossene Kammern mit Durchflussprinzip (closed dynamic chambers) und Dräger-Messröhrchen zur Ammoniakbestimmung (Drägerwerk AG, Lübeck, Germany) verwendet, in leicht veränderter Methodik nach Pacholski et al. (2006), siehe Schimmelpfennig et al. (2014). Jede Messung dauerte zwischen 40 und 90 Sekunden, die resultierenden  $\text{NH}_3$ -Flüsse wurden wie in Schimmelpfennig et al. (2014) beschrieben berechnet, und durch lineare Interpolation über die Zeit kumuliert (Abb. 23).

**Ergebnisse und Diskussion:** Die Feldsimulation der Ammoniakemissionen ergab signifikante Unterschiede der Ammoniakverluste zwischen den Varianten (Abb. 23). Die Stickstoffverluste in Form von Ammoniak waren in der *Miscanthus*-Stroh-Variante mit 22% des aufgetragenen Stickstoffs innerhalb der ersten 30 Stunden nach Applikation signifikant am höchsten, gefolgt von den Ammoniakverlusten aus der Biochar-Variante (12%) und denen der VTC-Variante von nur 3,74 % (nicht signifikant von der Kontrollvariante verschieden; die Kontrolle wies N-Verluste von 0,8% auf). Auch der Emissionsverlauf war je nach Variante sehr unterschiedlich (Abb. 23). Der Hauptanteil der Ammoniakemissionen aus der Boden-Kontrolle und der VTC-Variante erfolgte in den ersten fünf Stunden nach Applikation und tendierte nachfolgend gegen Null. Die Emissionen aus der Biochar-Variante begannen mit einem scharfen Emissionspeak in der ersten Stunde nach Aufbringen der Gülle-Biokohle-Mischung, gefolgt von einem sehr raschen Abfall der Emissionen nach drei Stunden zu einem Level nicht höher als das Emissionslevel der Boden-Kontrolle. Die Emissionen der Stroh-Variante zeigten ein komplett anderes Muster, mit einem eher langsamen Anstieg und Rückgang und einem Emissionspeak-Maximum etwa drei Stunden nach Applikation. Daher entsprachen die Ergebnisse nur in etwa den Eingangshypothesen (Stroh =  $\text{HTC}/\text{VTC} < \text{Biochar}$ ). Die Höhe der Ammoniakverluste aus unseren Varianten (Biochar: bis zu 22%, bei Stroh sogar fast 50% des aufgetragenen  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ist vergleichsweise hoch, da unter günstigen Bedingungen nur mit Verlusten von 5% des initialen Stickstoffs aus Gülle gerechnet werden muss (Pacholski et al. 2006).

Neben dem pH-Wert kam hier vermutlich die Auflockerung des Bodens durch die C-Additive hinzu; diese muss beim *Miscanthus*-Stroh aufgrund der größten zugemischten Menge am höchsten gewesen sein. Chen et al. (2013) konnten zeigen, dass der Boden-pH Wert eine große Rolle bezüglich der Wirkung von Biochar spielte: War der Boden zu sauer, verursachte die pH-Anhebung durch Biochar höhere  $\text{NH}_3$ -Emissionen, war der Boden neutral, verringerte Biochar die  $\text{NH}_3$ -Emissionen durch Adsorption von  $\text{NH}_4^+$ , und war der Boden alkalisch, ging ohnehin fast alles  $\text{NH}_4^+$  als  $\text{NH}_3$ -Emission verloren, auch in Gegenwart von Biochar (Chen et al. 2013). Subedi et al. (2015) hingegen beschrieben, dass bei Einmischung von HTC-Kohle und Biochar in einen tonigen Lehm und Lehmboden (3% nach Gewicht) die  $\text{NH}_3$ -Emissionen signifikant höher als bei der Kontrolle waren (38.7% des applizierten N bei HTC und 23.5% bei Biochar). Das Ergebnis  $\text{HTC} > \text{BC}$  wurde auf die Hydrophobizität der HTC-Kohle zurückgeführt.

Auch wenn die Ausbringung der C-Additive im Grünland auf eine Vegetationsoberfläche und nicht auf eine Brache erfolgte, ist doch davon auszugehen, dass es bei Ausbringung bei Anlage des Feldversuchs zu N-Verlusten aus der Gülle gekommen ist. Vom Standpunkt der Applikationstechnik erwies sich die Mischung der staubigen, trockenen Substrate mit Gülle gegenüber der Ausbringung purer, trockener Substrate jedoch als vorteilhaft: Weder am Tag der Ausbringung noch im Zeitraum, bis die Substrate von der Vegetation überwachsen waren (ca. ein Monat, siehe Deckblatt), wurden Verluste durch Winderosion beobachtet.

Zum Thema "Ammoniakverluste" bei Nutzung von Biochar in der Tierhaltung (Einsatz in der Güllebehandlung, in der Tierfütterung bzw. in der Stalleinstreu) besteht definitiv noch Forschungsbedarf (vergleiche 6.4).

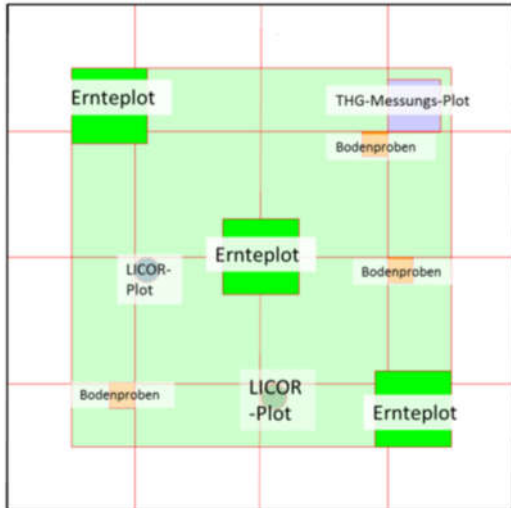


**Abbildung 23:** NH<sub>3</sub>-Emissionen über die Zeit (große Graphik) sowie kumulierte NH<sub>3</sub>-Verluste (kleiner Einsatz), Mittelwerte +/- Stabw., n=4; Hydrochar ist hier die in Kap. 4.2. beschriebene VTC-Kohle.

## 5 Das Biokohle-Feldexperiment

### 5.1 Anlage des Feldversuchs und verwendete Methoden

Im Spätsommer 2009 (nach der Einstellung und Arbeitsaufnahme von S. Schimmelpfennig im Projekt) wurden die Versuchspartellen auf dem Gelände der Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden (UKL) eingemessen und für ein mehrjähriges Experiment abgesteckt. Angelegt wurden 16 Plots à 4 x 4 m (=16 m<sup>2</sup>) in vier Blöcken (Abb. 24B; Versuchsdesign lateinisches Quadrat). Jeder Block enthielt vier Plots mit den Varianten Kontrolle, *Miscanthus*-Stroh, VTC-Kohle und Biochar (Seite i, obere Bilder). Im März 2011 wurde die erste große Beprobung des Bodens dieser Partellen zur Charakterisierung der Bodenparameter vor Applikation der C-Additive durchgeführt. Pro Plot wurden an drei Stellen (Abb. 24) Proben mit ungestörter Lagerungsdichte aus 0-30 cm Tiefe entnommen. Bestimmt wurden: Der pH-Wert (pH<sub>H2O</sub>) in Wasser, der Gehalt an mineralischem Stickstoff (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N<sub>org</sub>), die Lagerungsdichte, die prozentuale Verteilung der wasserstabilen Aggregatfraktionen (nasse Fraktionierung, methodisches Vorgehen wie in der Dissertation von Lenhart (2008) beschrieben), der C/N-Gehalt dieser Aggregate sowie deren <sup>13</sup>C-Isotopensignatur (2013, nach 2 Jahren), die potentielle Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) sowie die Korngrößenverteilung (Anteile Sand, Schluff, Ton). Die Arbeiten werden in vermindertem Umfang weiter fortgeführt (Stand: Oktober 2016). Wie wichtig eine solche initiale Charakterisierung ist, zeigte sich z.B. anhand der Ergebnisse zu den Parametern Lagerungsdichte, pH und Boden-C-Gehalt (vgl. 5.2): Es bestand ein signifikanter Block- und Tiefen-Effekt, nicht aber entlang der (späteren) Varianten.



**Abbildung 24A:** Schema einer 4 x 4 m Parzelle; Ernteplot = Erntesubplot; LICOR = Messung der Bodenatmung (ohne grüne Biomasse)



**Abbildung 24B:** Anordnung der vier Blöcke im Freiland (Umweltbeobachtungs- und Klimafolgen-Forschungsstation Linden): vergl. Seite i, obere Fotos.

Anfang April 2011 waren die umfangreichen Vorarbeiten zur Etablierung des Feldexperiments abgeschlossen, wozu auch das Trocknen und Mahlen des Inhalts einiger BigBags (m<sup>3</sup>) Biokohlen und Stroh mit einem 10 mm Einsatz mit einer Retsch-Mühle (Typ SM300) gehörte, um die Partikelgrößen möglichst zu vereinheitlichen. Hinzu kam das Abwiegen der richtigen Mengen für jeden einzelnen m<sup>2</sup> der 16 m<sup>2</sup> der 12 Parzellen sowie die Organisation einer Gülle-Lieferung vom Oberen Hardthof, eines der JLU angegliederten landwirtschaftlichen Hofes.

Am 12. und 13. April wurde die auf 10 mm Partikelgröße gemahlene, getrocknete *Miscanthus*-Biokohle (VTC und Biochar; vgl. 4.2) sowie das gemahlene, getrocknete Stroh quadratmeterweise ausgebracht, jeweils mit 4 l/m<sup>2</sup> Schweinegülle gemischt, um Winddrift und damit Staubverluste zu verhindern. Dies funktionierte sehr gut, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Verluste sehr gering waren und sich auf das Stauben beim Schütten in den Mischkübel beschränkten (nicht wie bei Major and Husk 2010). Das mit Schweinegülle getränkte Substrat wurde auf jedem m<sup>2</sup> mit Harken so gleichmäßig wie möglich auf der Oberfläche verteilt (nicht eingearbeitet). Noch am ersten Ausbringungstag wurde mit der Messung der THG-Flüsse begonnen, nachdem die Flächen der THG-Bodenrahmen (Abb. 25) zuvor eigens abgewogenes C-Additiv erhalten hatten; THG-Flussmessungen (Dauer: 40 min) wurden in den ersten Tagen zunächst häufiger (alle 1 – 2 Tage) und später 1 x wöchentlich fortgeführt.



**Abbildung 25:** Eindrücke vom Anlegen des Feldversuchs.

*Bodenrahmen mit einer THG-Fluss-Messkammer (links), unterschiedlich gefärbte Plots nach Kohleapplikation (mitte-rechts), ganz rechts Mischen von Stroh-Ausgangsmaterial und Gülle mit Bohrmaschinen-Rührer vor Applikation.*

Die Beprobung erfolgte stets in 7.5 cm Schichten (0-15 cm: A<sub>n</sub> Horizont). Es wurde Schweine- statt Rindergülle verwendet, weil nur so sichergestellt werden konnte, dass keine C-haltigen

Substanzen mit  $^{13}\text{C}$ -Signatur von  $\text{C}_4$ -Pflanzen in die Plots gelangten (Bsp. Fütterung von Kühen durch Maissilage). Die Gülle hatte die in Tabelle 5 dargestellten Eigenschaften und Nährstoffgehalte.

**Tabelle 5: Kenndaten der im Labor- und Feldversuch verwendeten Schweinegülle:**

Trockensubstanzanteil (TS), Glühverlust (GV) bzw. Aschegehalt, C, N und H-Gehalte in % der TS sowie weitere Nährstoffe in mg/g

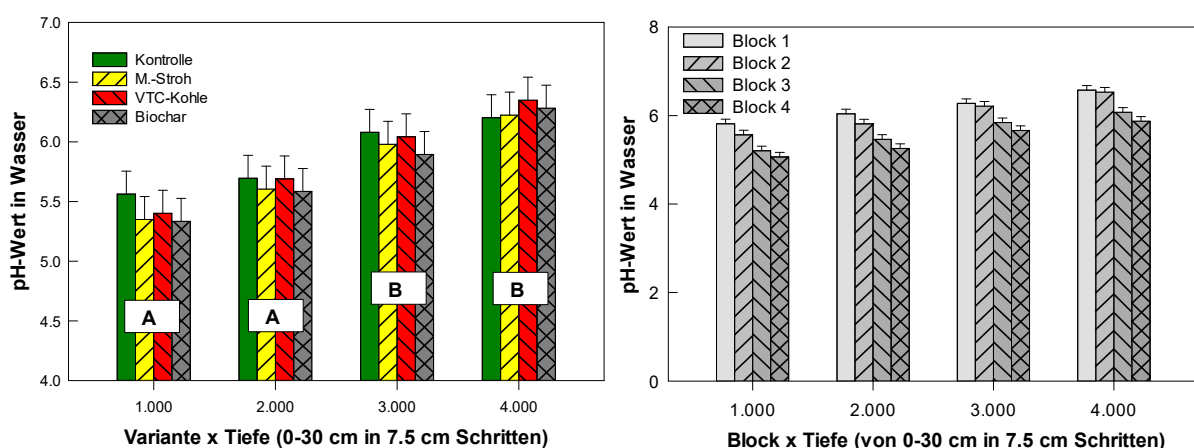
TS [%]	GV/Asche [%]	C [%]	N[%]	H[%]	Na	Mg	K	Ca	Ges.-N	NH <sub>4</sub> -N
3,93	99,68/0,32	32,12	3,025	4,76	0,26	0,1	0,68	0,3	1,33	1,00

Die Analyse der organischen Substanzen C, N, H erfolgte mit einem Elementaranalyser (Carlo Erba, Italien), die einzelnen Stickstoffkomponenten wurden nach der Kjeldahl-Methode ermittelt, alle anderen Elemente mittels Atomabsorptionsspektrometrie. Da die Gülle äußerst wässrig war (nur 3,93 % Trockensubstanz (TS), Tabelle 5), wurde der trockene Rückstand (24 h bei 105°C) für die Elementanalyse der Hauptelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Wasserstoff (H) verwendet. Es wird deutlich, dass Kohlenstoff (12% der TS) in der Gülle möglicherweise in Form von Harnstoff enthalten war. Bei näherer Charakterisierung des enthaltenen Stickstoffs fällt auf, dass fast der gesamte N-Anteil der Gülle (75 %) in Ammonium-Form vorlag. Die sonstigen pflanzenverfügbaren Nährstoffe (Tabelle 5) sind für eine etwaige Düngewirkung als zu gering anzusehen. Die mit der Kohleapplikation im Feldversuch ausgebrachte N-Düngung entsprach somit etwa 50 kg N ha<sup>-1</sup>.

Im weiteren Verlauf des Freilandversuchs wurde im Oktober 2011 nochmals mit Gülle gedüngt. Auch in den weiteren Versuchsjahren 2012 und 2013 erfolgten Güllendüngungen jeweils im Frühjahr und im Herbst (N-Gehalte und aufgebrauchte Mengen bis 2012 in [Schimmelpfennig et al. \(2015\)](#)).

Weitere verwendete Methoden werden in den folgenden Kapiteln wo nötig kurz vorgestellt.

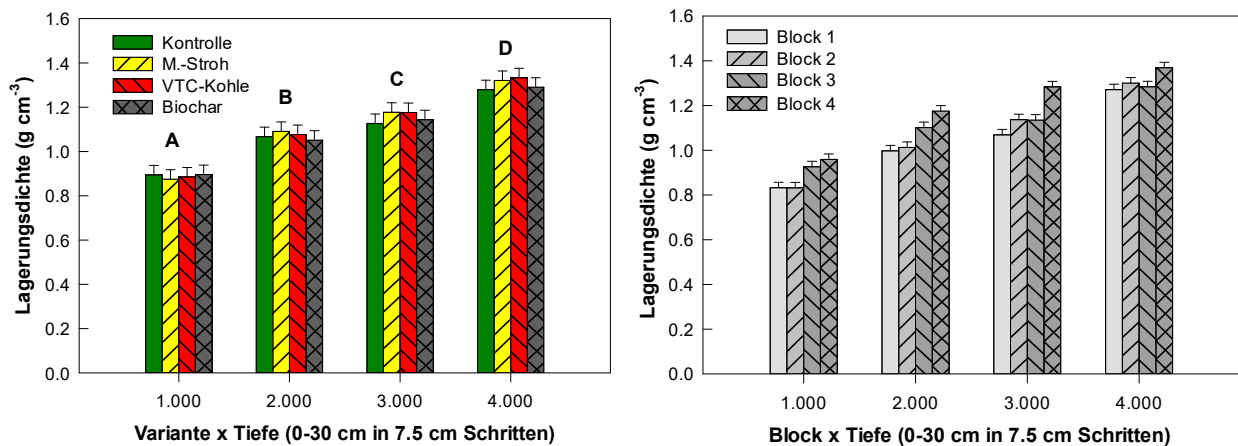
## 5.2 Charakterisierung der Versuchspartellen vor Beginn



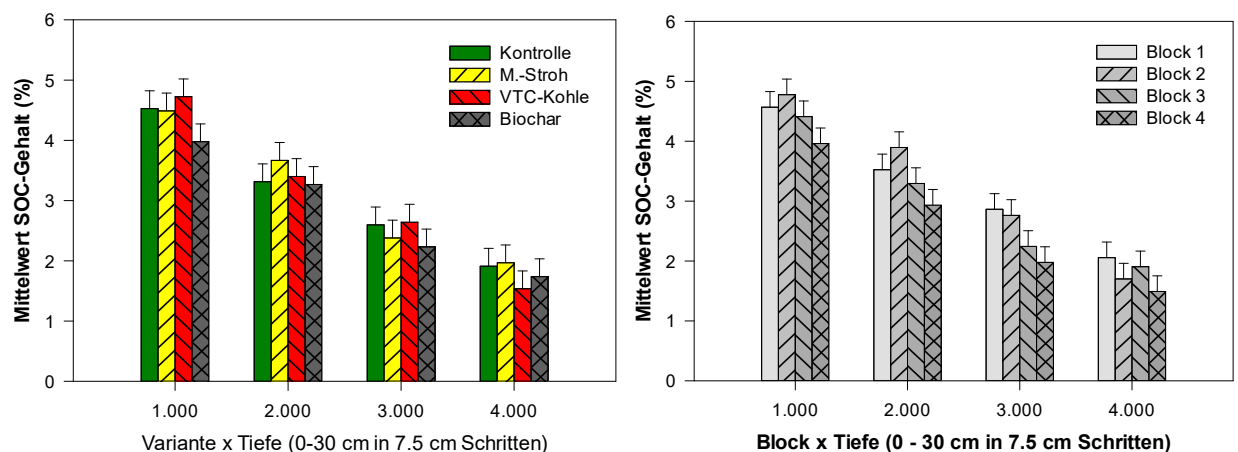
**Abbildung 26:** Mittlere pH-Werte (pH in Wasser) der Versuchspartellen vor Versuchsbeginn (März 2011) plus Standardabweichung (n=4) in den Tiefen 1 bis 4 (0-7.5 cm, 7.5-15 cm, 15-22.5 cm, 22.5-30 cm), aufgetragen gegen "Variante" (links) oder "Block" (rechts). Getestet wurde jeweils mittels zweifaktorieller ANOVA, da für eine dreifaktorielle ANOVA keine Normalverteilung erreicht wurde.

Eine zweifaktorielle ANOVA zeigte, dass der pH-Wert mit zunehmender Tiefe signifikant zunahm, ebenso unterschieden sich die Reihen (=Blöcke) signifikant voneinander: Die nördlich, d.h. tiefer zur Talaua hin gelegenen Blöcke besaßen einen höheren pH als die weiter oben gelegenen Blöcke (Abb. 26).

Auch die Lagerungsdichte wies mit der Tiefe signifikante Unterschiede auf, sie stieg wie üblich mit der Tiefe an (Abb. 27). Die Parzellen, die nach Ausbringung der Kohle die verschiedenen Varianten ergaben, unterschieden sich zu Beginn nicht voneinander. Block 3 hatte im Oberboden und Block 4 überall eine tendenziell höhere Lagerungsdichte als die Blöcke 1 und 2 (Abb. 27). Hier war in einer dreifaktoriellen ANOVA der Block- und Tiefeneffekt signifikant, nicht jedoch der Effekt der (späteren) Varianten ( $P=0.172$ ). Wie es dem Lehrbuch entspricht, wies Block 4 mit der höheren Lagerungsdichte stets die geringsten SOC-Werte (also Humusgehalte) auf (vgl. Abb. 28).

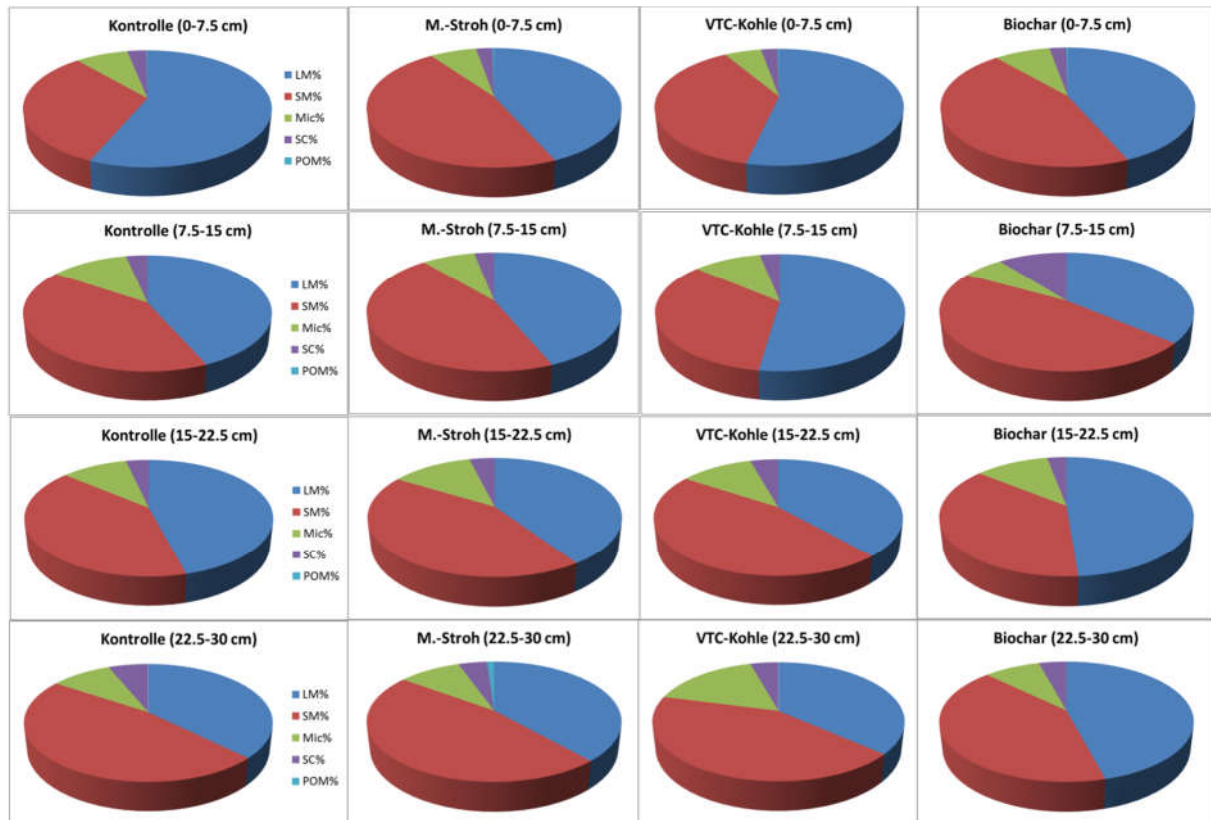


**Abbildung 27:** Mittlere Lagerungsdichte-Werte der Versuchspartellen vor Versuchsbeginn (März 2011) plus Standardabweichung ( $n=4$ ) in den Tiefen 1 bis 4 (0-7.5 cm, 7.5-15 cm, 15-22.5 cm, 22.5-30 cm), aufgetragen gegen "Variante" (links) oder "Block" (rechts). Getestet wurde mittels dreifaktorieller ANOVA ohne Interaktionen, Darstellung hier von jeweils zwei Faktoren (Variante und Tiefe; Block und Tiefe) pro Abbildung. Buchstaben in linker Abbildung: Signifikanter Effekt der Tiefe.



**Abbildung 28:** Mittlere Bodenkohlenstoffgehalte (SOC = soil organic carbon) der Versuchspartellen vor Versuchsbeginn (März 2011) plus Standardabweichung ( $n=4$ ) in den Tiefen 1 bis 4 (0-7.5 cm, 7.5-15 cm, 15-22.5 cm, 22.5-30 cm), aufgetragen gegen "Variante" (links) oder "Block" (rechts). Getestet wurde jeweils mittels zweifaktorieller ANOVA, da für eine dreifaktorielle ANOVA keine Normalverteilung erreicht wurde.

Vor Versuchsbeginn bestand kein signifikanter Unterschied zwischen den späteren Varianten (Abb. 28, links,  $P=0.399$ ), aber zwischen den Blöcken (Abb. 28 rechts,  $P=0.001$ ); Block 4 war signifikant niedriger im Boden-C-Gehalt als die Blöcke 1 und 2. Mit der Tiefe nahm der Boden-C-Gehalt stets wie üblich ab ( $P<0.001$ , Abb. 28, links und rechts). Es gab keine signifikante Interaktion zwischen Tiefe und Variante (Abb. 28 links) oder Block (Abb. 28 rechts).



**Abbildung 29:** Prozentuale Verteilung der verschiedenen wasserstabilen Bodenaggregate vor Versuchsbeginn.

Dargestellt sind die Fraktionen "Large Macroaggregates" (LM = blau), Small Macroaggregates (SM = rot), Microaggregates (grün), silt and clay = Schluff und Ton (lila) und particulate organic matter (POM = hellblau). Zwischen den Parzellen der späteren Varianten (nach C-Substrat-Ausbringung einen Monat später) existierten vor Versuchsbeginn in keiner der Aggregatklassen signifikante Unterschiede.

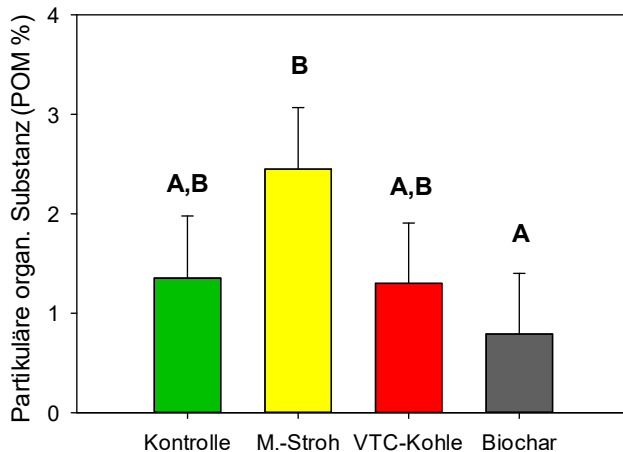
Der gewählte Graslandboden war, wie auch bereits zuvor im Gießener FACE-Experiment ermittelt, hoch aggregiert. Der Anteil an wasserstabilen Makroaggregaten (groß plus klein) lag im Oberboden bei  $89,8\pm 4,5\%$  und nahm bis in den Unterboden (22,5-30 cm) auf  $84,0\pm 6,2\%$  ab, freie partikuläre organische Substanz (POM) war kaum nachweisbar. Für den Versuch waren dies ideale Voraussetzungen: Falls die Zugabe von Biokohle oder Stroh zu einem Aggregatzerfall führen würde, sodass der darin enthaltene Bodenkohlenstoff leichter abgebaut werden kann, sollte dies in den ersten beiden Jahren nach Ausbringung im Oberboden sichtbar werden, sobald die Kohle in den Mineraloberboden einwanderte.

In keinem der später nach Biokohle-Applikation untersuchten Parameter bestand vor Versuchsbeginn ein signifikanter Unterschied, lediglich die Blöcke unterschieden sich voneinander. Die Blockunterschiede wurden durch das Versuchsdesign berücksichtigt (randomized block design "Lateinisches Quadrat").



### 5.3 Bodenparameter nach Applikation der C-Additive

Im Winter 2011 auf 2012 kam es zu einer Frost-Tau-Phase mit Minusgraden; der Bodenfrost drang einige Zentimeter tief in den Boden ein. Dies war vermutlich der Auslöser für einen teilweisen Zerfall von großen wasserstabilen Makroaggregaten in kleinere Makroaggregate sowie für eine Abnahme der Makroaggregate insgesamt; stattdessen nahmen Mikroaggregate und die Schluff- und Tonfraktion (silt and clay) in ihrem Anteil zu. Durch einen solchen Aggregatzerfall wird zuvor geschützter Kohlenstoff dem mikrobiellen Abbau zugänglich gemacht, was auch zu Phasen mit gesteigerten Lachgasemissionen führen kann (Kammann et al. 2008).



**Abbildung 30:** Relativer Anteil an partikulärer organischer Substanz im Oberboden im Frühjahr 2012

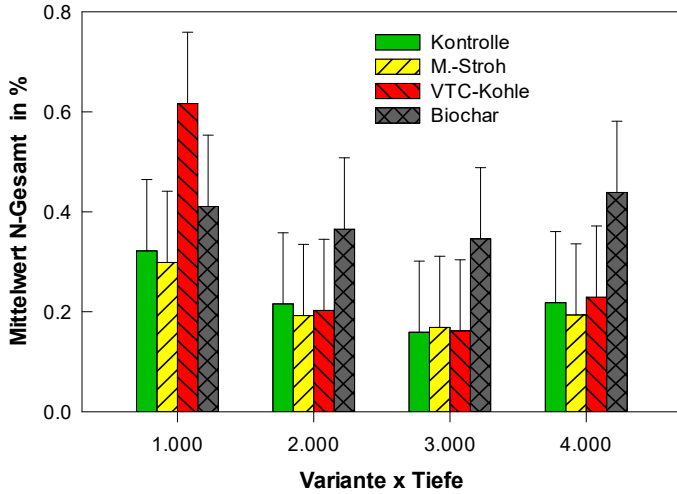
(Mittelwerte,  $n=4$ , und Standardabweichung, einfaktorielle ANOVA).

Zu einer Veränderung der Aggregation durch die Applikation der C-Additive kam es im Jahr 2012 jedoch nicht, auch der pH-Wert, die Lagerungsdichte oder der Boden-C-Gehalt des Oberbodens (wo Veränderungen zuerst sichtbar werden sollten) zeigten keine Veränderung an.

Einzigste Ausnahme war im obersten Bodenhorizont ein signifikanter Unterschied ( $P=0.016$ ) im relativen Anteil von POM (Abb. 30), der bei Stroh- und Biochar-Applikation gegenüber der Kontrolle tendenziell erhöht bzw. tendenziell verringert war, wodurch sich die Varianten "Stroh" und "Biochar" signifikant unterschieden. Da das Stroh sich am raschesten zersetzt, ist die Freisetzung von organischem Kohlenstoff hier zuerst sichtbar, während Biochar möglicherweise über die Sorption von organischer Substanz wirkte. Das weitgehende Fehlen von Effekten in Parametern wie pH-Wert, Gesamt-C-Gehalt usw. geht möglicherweise darauf zurück, dass noch nicht genug der C-Additive den oberen Mineraloberboden durch die Grasnarbe hindurch erreicht hatte (was der Anstieg der  $N_2O$ -Emissionen in der Stroh-Variante erst im Sommer 2012 ebenfalls unterstreicht, vgl. 5.6).

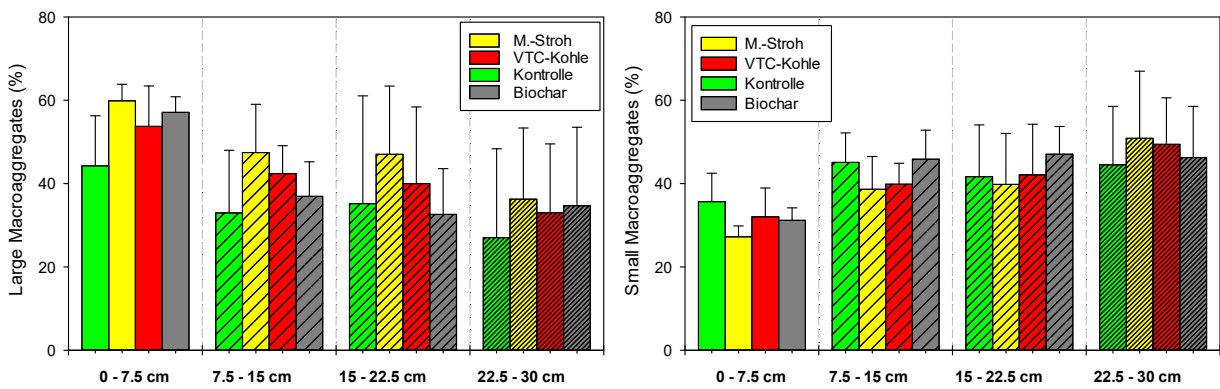
Auch zwei Jahre nach Ausbringung der C-Substrate (2013) waren noch kaum Effekte in den Bodenparametern sichtbar: Nach wie vor waren pH, Lagerungsdichte und sogar der Boden-C-Gehalt nicht signifikant verändert gegenüber der Kontrolle.

Ein Effekt, den es zukünftig zu beobachten gilt, ist die (nicht-signifikante) Zunahme des Boden-N-Gehalts bei der Variante VTC-Kohle im Oberboden und bei Biochar im Unterboden (vgl. Abb. 31).



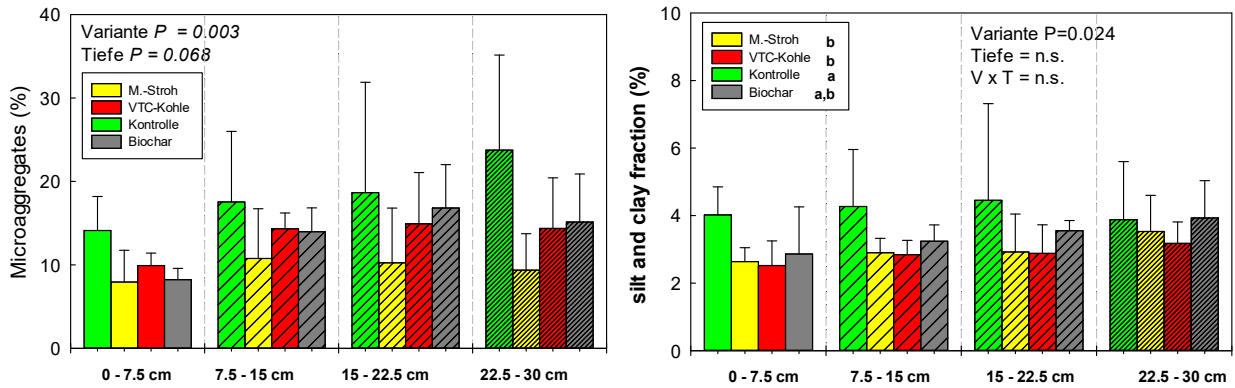
**Abbildung 31:** N-Gehalt des Gesamtbodens in verschiedenen Tiefen

Tiefen 1-4: je 7.5 cm Schichten von 0-30 cm in Abhängigkeit von der C-Additiv-Variante (Mittelwerte + Standardabweichung, n=4)



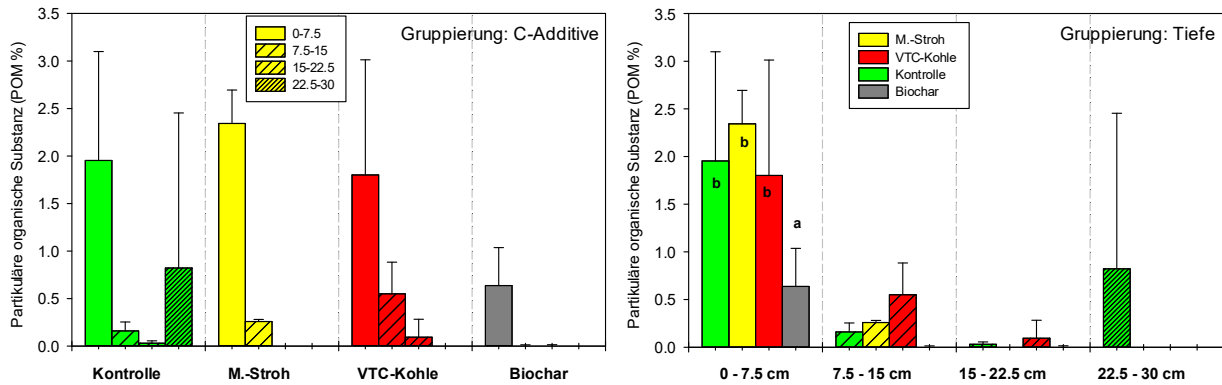
**Abbildung 32:** Prozentualer Anteil großer und kleiner Makroaggregate im März 2013

Große MA (links), kleine MA (rechts), Anteil an der gesamten Bodensubstanz in Abhängigkeit von der C-Additiv-Variante und der Bodentiefe (Mittelwerte + Standardabweichung, n=4)



**Abbildung 33:** Prozentualer Anteil der Mikroaggregate und der Schluff- und Tonfraktion im März 2013. Mikroaggregate (links), S&T (rechts), Anteil an der gesamten Bodensubstanz in Abhängigkeit von der C-Additiv-Variante und der Bodentiefe, Mittelwerte + Standardabweichung (n=4)

Bei den Mikroaggregaten war der prozentuale Anteil in der Variante Stroh signifikant verringert gegenüber der Kontrolle, bei der Schluff- und Tonfraktion war der prozentuale Anteil in den Varianten Stroh und VTC-Kohle gegenüber der Kontrolle signifikant verringert.



**Abbildung 34:** Prozentualer Anteil der Fraktion POM im März 2013.

Darstellung: pro Variante mit der Tiefe (links) oder pro Tiefe nach Variante gruppiert (rechts), Mittelwerte + Standardabweichung (n=4); im Oberboden hatte Biochar einen tendenziell verminderten Effekt auf  $P < 0.1$  Niveau (ANOVA Variante:  $P = 0.084$ ; Buchstaben beziehen sich auf dieses Signifikanzniveau).

Bei den großen Makroaggregaten kam es mit den C-Additiven zu keiner signifikanten Veränderung der Aggregation (Abb. 32, links große und rechts kleine Makroaggregate). Bei den Mikroaggregaten und der Schluff- und Tonfraktion hingegen kam es zu einer Verringerung der relativen Anteile, bei den Mikroaggregaten war dies für die Variante "Stroh" signifikant (Abb. 33 links), bei der Schluff- und Tonfraktion war dies für "Stroh" und "VTC-Kohle" signifikant (Abb. 33 rechts).

Die Abnahme der kleinen, mobilen Bodenaggregatfraktionen (Schluff und Ton, Abb. 33; POM, Abb. 34) mit der Zugabe der C-Additive kann ein erster Hinweis auf eine Verbesserung der Aggregation durch den eingebrachten eher labilen und von Mikroorganismen abbaubaren Kohlenstoff sein. Bei Biochar ist jedoch zu vermuten, dass die Mechanismen eher im Bereich der Sorption und der Bildung von Ton-Humus-Komplexen liegen, weniger im Abbau des Biochar. Es ist sehr wahrscheinlich, dass Stroh und VTC-Kohle als im Bodenwasser gelöste organische C-Fractionen wandern, Biochar hingegen eher als winzige feste Partikelbruchstücke (Lehmann et al. 2015) oder als gelöster oder partikulärer heterozyklischer Kohlenstoff (black carbon; Jaffé et al. 2013; Wagner et al. 2015).

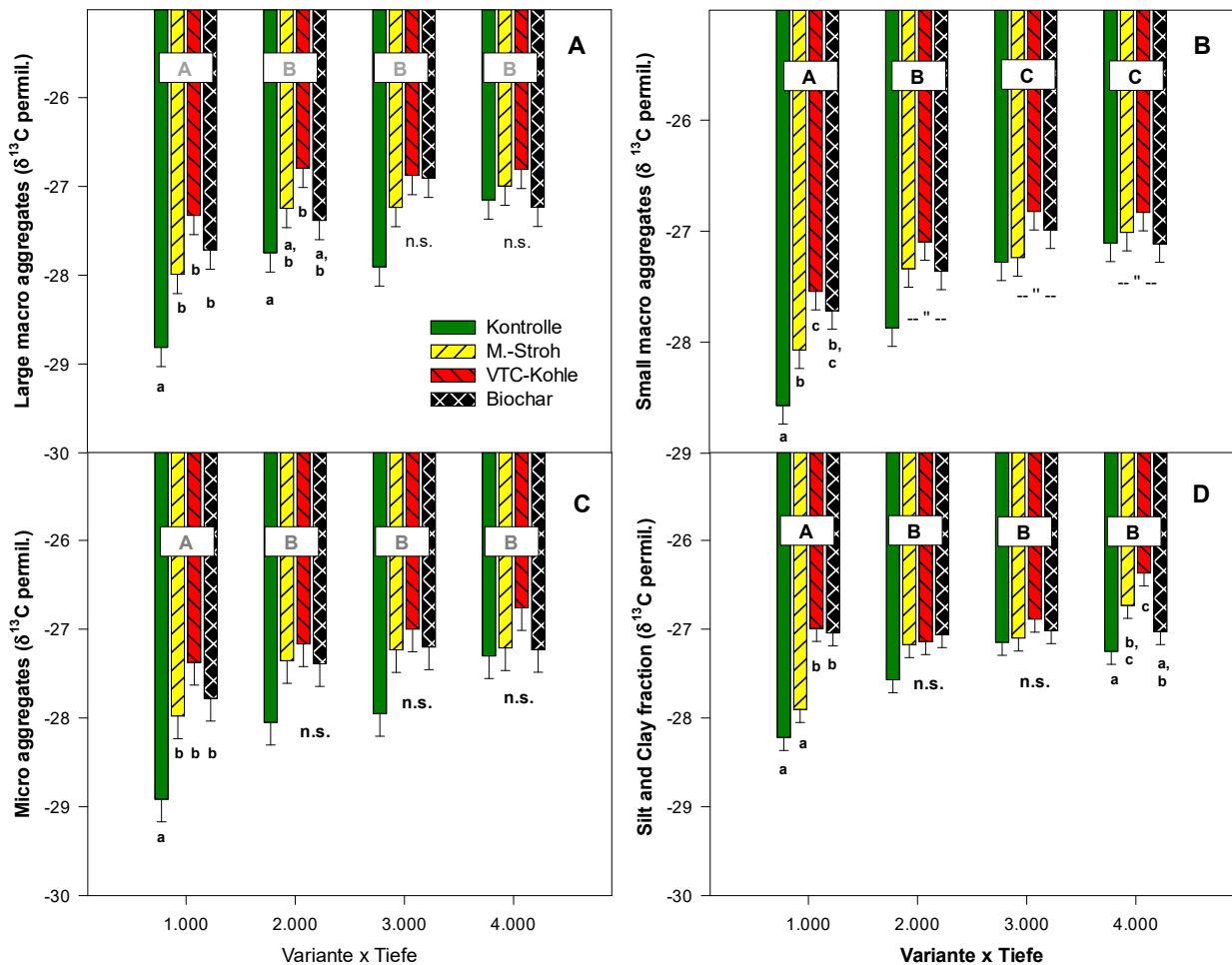
Hier sind die Ergebnisse der  $^{13}\text{C}$ -Isotopenanalyse besonders hilfreich: Sie zeigen, dass eine signifikante Markierung des Aggregat-Kohlenstoffs mit C-Additiv-Kohlenstoff stattgefunden hat (welcher höhere Werte als der Boden von  $-12$  bis  $-14$  ‰  $\delta^{13}\text{C}$  aufwies, vgl. Abb. 35). Am ausgeprägtesten ist diese Anreicherung naturgemäß im Oberboden (0-15 cm Tiefe), erstreckt sich aber bei einigen Aggregatfraktionen signifikant bzw. bis in den Unterboden in 30 cm Tiefe. Die **stärkste Markierung** hat durch die **VTC-Kohle** stattgefunden, gefolgt von Biochar und (meist gleichauf) *Miscanthus*-Stroh. Die am stärksten markierten Aggregatfraktionen sind die besonders großen und besonders kleinen Fraktionen (vgl. Balesdent und Mariotti 1996).

Der Eintrag des C-Additiv-Kohlenstoffs sagt nicht unbedingt etwas über die Abbaubarkeit des C-Additivs aus: Im Falle des Stroh- und VTC-Kohlenstoffs könnte es sich um wasserlösliche Kohlenstoffverbindungen und Abbauprodukte handeln, bei Biochar um Nanopartikel – oder aber doch um mikrobiellen Abbau und labile Verbindungen. Angesichts der ansonsten sehr hohen Stabilität von Biochar (vgl. Kuzyakov et al. 2014) erscheint die Annahme wandernder Nanopartikel wahrscheinlicher.

Die überwiegende Menge des aufgebrauchten Kohlenstoffs steckte bei Biochar (schwarz und daher sichtbar) vermutlich noch im Wurzelfilz bzw. in dem obersten Zentimeter Mineralboden,

also der Schicht, die oberhalb des Stechzylinders bei der Probennahme üblicherweise abgeschnitten wird. Diese 2013er Proben, "Köpfe" genannt, wurden aufbewahrt, gemahlen, und zur Isotopen-Analyse an einen Kooperationspartner geschickt (PD Dr. Sven Marhan, Universität Hohenheim). Bei Abschluss dieses Berichts lagen die Ergebnisse aus diesen Analysen jedoch noch nicht vor, daher kann keine komplette Bilanz erstellt oder versucht werden.

Dies soll jedoch im Rahmen der durch C. Eckhard fortgeführten Arbeiten noch nachgeholt werden.



**Abbildung 35:** Veränderung der  $^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur verschiedener Aggregatfraktionen durch Einwandern von Kohlenstoff aus den C-Additiven.

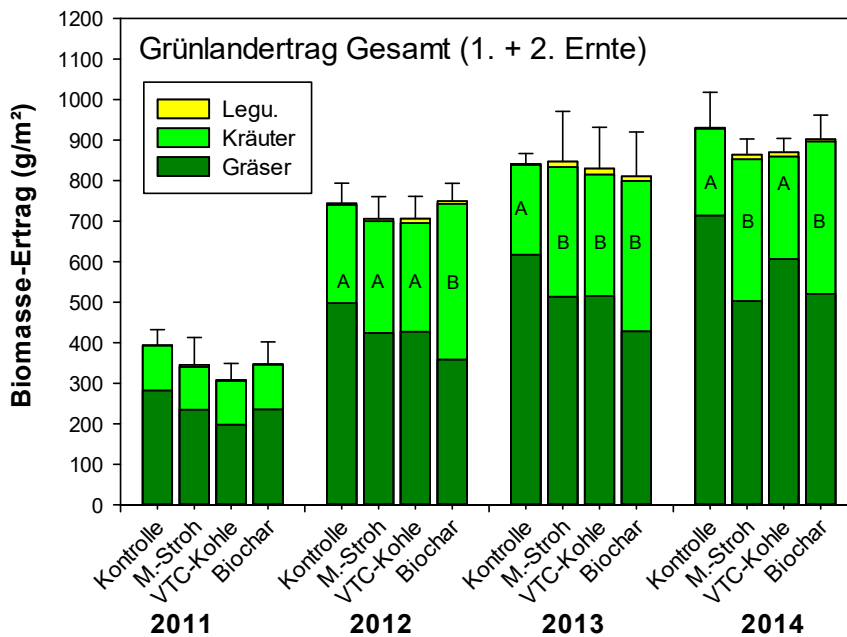
Die Isotopensignatur der Additive lag zwischen  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von  $-12\text{‰}$  bis  $-14\text{‰}$ , die des Bodens bei  $-28\text{‰}$  bis  $-28.5\text{‰}$ . Tiefen 1 – 4 wie in Abb. 32-34 (rechts) jeweils auf der X-Achse vermerkt. Eine weniger negative Signatur als die der Kontrolle weist daher auf das Einwandern des Additiv-Kohlenstoffs hin (Mittelwerte + Standardabweichung,  $n=4$ ). Große Buchstaben markieren einen signifikanten Effekt der Tiefe, kleine Buchstaben einen signifikanten Unterschied durch die C-Additive. "--" bedeutet, dass die kleinen Buchstaben für "Variante" insgesamt gelten (keine signifikante  $V \times T$  Interaktion).

## 5.4 Biomasse-Erträge im Zeitraum 2011 bis 2015

Die Biomasse der vier Varianten wurde zweimal jährlich seit Initiierung des Experiments geerntet und nach funktionellen Gruppen (Gräser, Kräuter und Leguminosen) differenziert. Erntezeitpunkte waren im späten Frühjahr und im Herbst. Hierzu wurden zu Beginn drei Ernte-Subplots mit den Maßen 60 x 60 cm in jedem Plot installiert. Die Ergebnisse der Ernten 2011, 2012 und der Summe der beiden Jahre wurden in [Schimmelpfennig et al. \(2014\)](#) veröffentlicht.

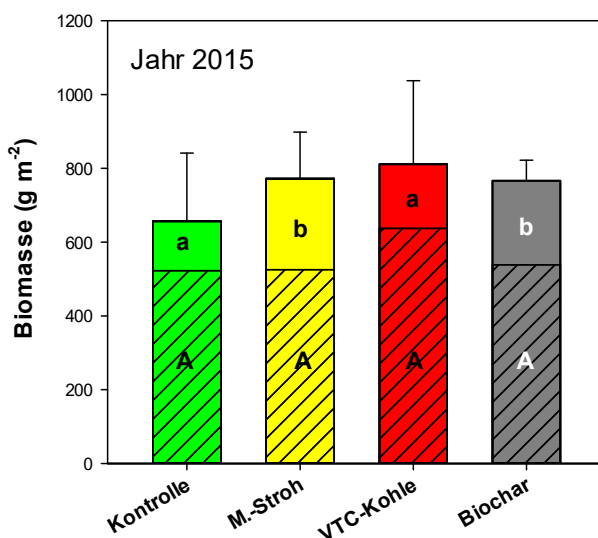
Über die ersten beiden Jahre wurde wie in den Biotests ein negativer Anfangseffekt der VTC-Kohle beobachtet, der später wieder verschwand (Abb. 36, Abb. 37). Die Analyse der Daten mittels einer dreifaktoriellen ANOVA mit Post-hoc-Test (Fisher LSD) ergab signifikante Unterschiede in Bezug auf Erntejahr (2011 gegenüber 2012), Erntezeitpunkt und C-Additiv-Variante (10 %-ige Reduktion der Gesamtbiomasse der beiden Jahre durch die VTC-Kohle ( $1014 \text{ g m}^{-2}$ ) im Vergleich zum Gesamtertrag der Kontrollvariante ( $1138 \text{ g m}^{-2}$ ).

Innerhalb der funktionellen Gruppen der Biomasse wurden ab dem zweiten Jahr (2012) bis heute (2015) signifikante Verschiebungen durch die C-Additive festgestellt (Abb. 36; Abb. 37). Vor allem in der Biochar-Variante wurde die Reduktion des Grasertrags durch einen signifikant erhöhten Kräuteranteil kompensiert (Abb. 36B, Abb. 37); dies führte aber nicht zu einem erhöhten Gesamtertrag (Abb. 37; Tabelle 6). Der Anteil der Leguminosen am Gesamtertrag war bei allen Varianten gering und lag bei durchschnittlich 1%.



**Abbildung 36:** Biomasse-Jahreserträge (Frühjahrs- + Herbsterte) der Jahre 2011 bis 2014.

Dargestellt sind die funktionellen Gruppen Gräser, Kräuter und Leguminosen. Der Anfangsunterschied durch VTC-Kohle (10% Reduktion: 2011-2012) bestand in späteren Jahren nicht mehr. Statistik: Dreifaktorielle ANOVA, siehe Tabelle 6.



**Abbildung 37:** Biomasse-Ertrag in 2015.

Gräser: schraffiert; Kräuter: kein Muster; Mittelwerte + Standardabweichung der Gesamtbiomasse ( $n=4$ ) verschiedene Buchstaben: signifikante Unterschiede in den funktionellen Gruppen mittels ANOVA.

Über die Projektlaufzeit 2011 bis 2014 betrachtet gab es insgesamt keinen Effekt der C-Additive auf den Grünlandertrag (Abb. 36), auch 2015 nicht (Abb. 37). Der anfängliche negative Effekt der VTC-Kohle verschwand in späteren Jahren. Über die Projektlaufzeit bis 2014 hinweg hatte das *Miscanthus*-Stroh einen ganz leicht negativen Effekt, der zum  $p$ -Wert von 0.024 beim Faktor "Variante" führte (Tabelle 6). Im Jahr 2015 war auch dieser negative Effekt verschwunden, und alle C-Additiv-Varianten wiesen in diesem Jahr nicht-signifikant höhere Erträge auf als die Kontrolle, was bei Stroh und Biochar auf den erhöhten Kräuteranteil zurückging (Abb. 37).

**Tabelle 6:** Statistische Ergebnisse einer dreifaktoriellen ANOVA der Ertragsergebnisse 2011 – 2014 (g Trockengewicht pro m<sup>2</sup>) mit Erntejahr, Erntezeitpunkt (Frühsommer, Herbst) und Variante als Faktoren. (Um Normalverteilung zu erreichen, mussten die Daten log-transformiert werden.)

Quelle der Variation	Gesamtbiomasse		Gräserbiomasse		Kräuterbiomasse	
	F	P	F	P	F	P
Variante	3.279	0.024	13.596	<0.001	17.356	<0.001
Ernte Nr.	76.351	<0.001	95.77	<0.001	130.149	<0.001
Jahr	353.659	<0.001	82.925	<0.001	3.207	0.076
Variante x Ernte Nr.	0.454	0.715	1.892	0.062	2.709	0.007
Variante x Jahr	1.188	0.312	0.88	0.454	0.0992	0.96
Ernte Nr. x Jahr	7.094	<0.001	17.335	<0.001	7.174	<0.001
Variante x Ernte Nr. x Jahr	1.182	0.315	1.784	0.081	0.74	0.671

**Diskussion:** Negative Effekte auf das Pflanzenwachstum durch HTC- bzw. VTC-Kohle sind mittlerweile auch aus anderen Feldexperimenten mit landwirtschaftlich genutzten Flächen bekannt (Gajić and Koch 2012). Auch die Verringerung bzw. Eliminierung toxischer Inhaltsstoffe nach Kompostierung oder längerem Bodenkontakt wurde bereits beschrieben (Busch et al. 2013; Pflanzexperiment nach Laborstudie I), aber sowohl die Schadstoffe selbst als auch die Abbau-Mechanismen sind noch nicht vollständig bekannt, auch wenn einige Komponenten wie Levullin- und Glykolsäure oder Guajakol identifiziert werden konnten (vgl. Biotox-Tests Kap. 3; Jandl et al. 2012, Bargmann et al. 2014a).

Die Artenverschiebung von Gräsern hin zu mehr Kräutern durch alle C-Additive, vor allem aber durch Biochar, könnte durch Änderungen im pH-Wert des Bodens und durch die Verfügbarkeit von Nährstoffen aus der alkalireichen Asche des Biochars verursacht worden sein. Eine Veränderung des pH-Wertes war jedoch gemittelt über die Oberboden-Schicht (noch) nicht nachweisbar, nur in den obersten 2 cm Mineralboden (DFG-Projekt). Eine Veränderung der Elementgehalte oder -Entzüge mit dem Erntegut gab es nicht, nicht mal durch die Verschiebung der funktionellen Gruppen (weniger Gräser, mehr Kräuter, vgl. Schimmelpfennig et al. 2015). Somit könnte die Verschiebung mit Veränderungen der N-Umsetzungsprozesse und der N-Nutzungseffizienz im Grünlandboden gekoppelt sein – das Weidelgrasexperiment (vgl. 4.3) legte nahe, dass dies sich stärker ausprägen könnte, wenn die C-Additive in Zukunft nach und nach stärker in den mineralischen Oberboden einwandern.

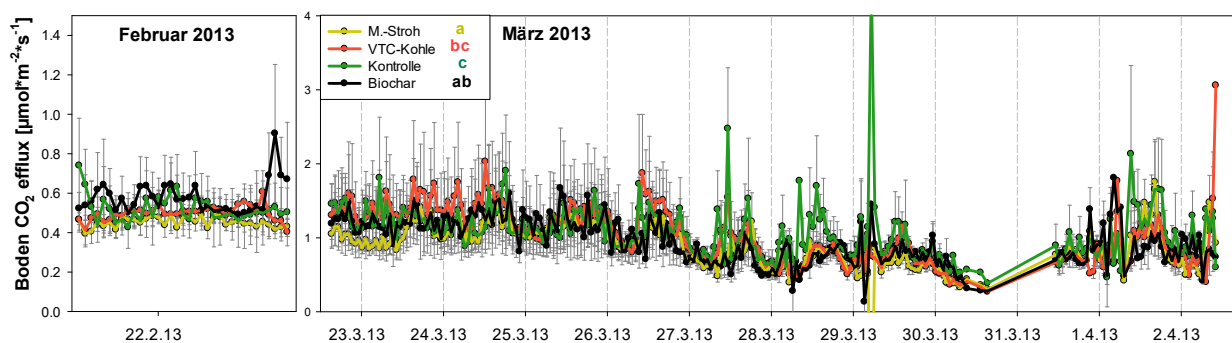
## 5.5 Messung der THG-Flüsse seit Beginn des Feldversuchs

Der Datensatz vom Beginn des Feldexperiments im April 2011 bis zum November 2012 ist in der Publikation Schimmelpfennig et al. (2014) detailliert beschrieben und diskutiert. An dieser Stelle werden die Daten einschließlich der Fortführung bis Ende 2013 vorgestellt und nur die wesentlichen (kumulierten) Ergebnisse diskutiert, unter Bezugnahme auf die Diskussion zu potentiellen Mechanismen unter Kap. 4.5. Weiterhin werden Bodenatmungsmessungen aus der Saison 2013 vorgestellt, die bisher noch nicht publiziert sind.

Zur Messung der Treibhausgasflüsse (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>) wurde im Feld zu Beginn des Experiments in jedem Plot ein Spurengasrahmen 10 cm tief in den Boden eingebracht (Abb. 25, Material Edelstahl). Seitdem erfolgten die Messungen der Treibhausgasflüsse 1x pro Woche mittels der closed static chamber-Methode (Hutchinson and Livingston 1993; Kammann et al.

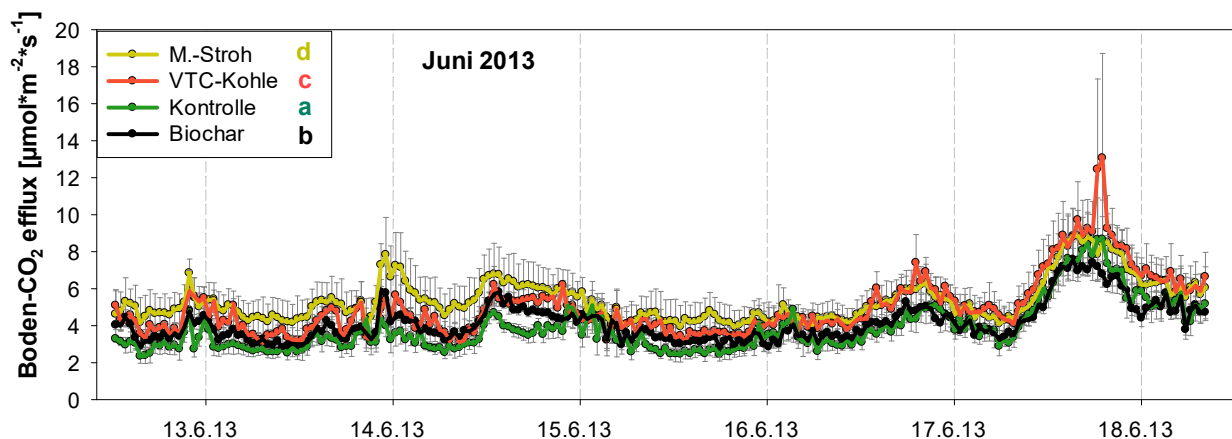
2008). Diese Messung schließt die grüne oberirdische Biomasse mit ein, d.h. es wird mit der dunklen Haube die Ökosystemrespirationsrate ( $R_{eco}$ ) bestimmt. (Die hier geerntete Biomasse unterschied sich nicht signifikant von der über die drei größeren Erntegitter in den Parzellen bestimmte Biomasse.) Zur Bestimmung der reinen Bodenrespiration ( $R_{soil}$ ) wurden in jedem Plot zudem Kunststoffringe mit ca. 20 cm Durchmesser (8 Zoll) der Firma Licor eingebaut und vegetationsfrei gehalten. Im Jahr 2013 führte S. Schimmelpfennig zu vier Jahreszeiten jeweils ca. 1 Woche dauernde Messkampagnen mit der LI-8100 Anlage mit Multiplexer und 16 automatisierten Hauben zur Erfassung der Bodenatmung (ohne die grüne Biomasse) durch. Hierbei erfolgte die Messung der  $CO_2$ -Flüsse komplett automatisiert. Am Rechner wurde anschließend eine Qualitätskontrolle unter Nutzung eines definierten Algorithmus vorgenommen (Methodik wie bei Keidel et al. 2015 beschrieben).

### 5.5.1 Bodenatmungsraten 2013 im Feldversuch



**Abbildung 38:** Kontinuierliche Messung der Bodenrespiration im Frühjahr 2013. Messung zu Beginn der Vegetationsperiode, Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler ( $n=4$ ). Buchstaben in der Legende: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten mittels repeated Measurement ANOVA.

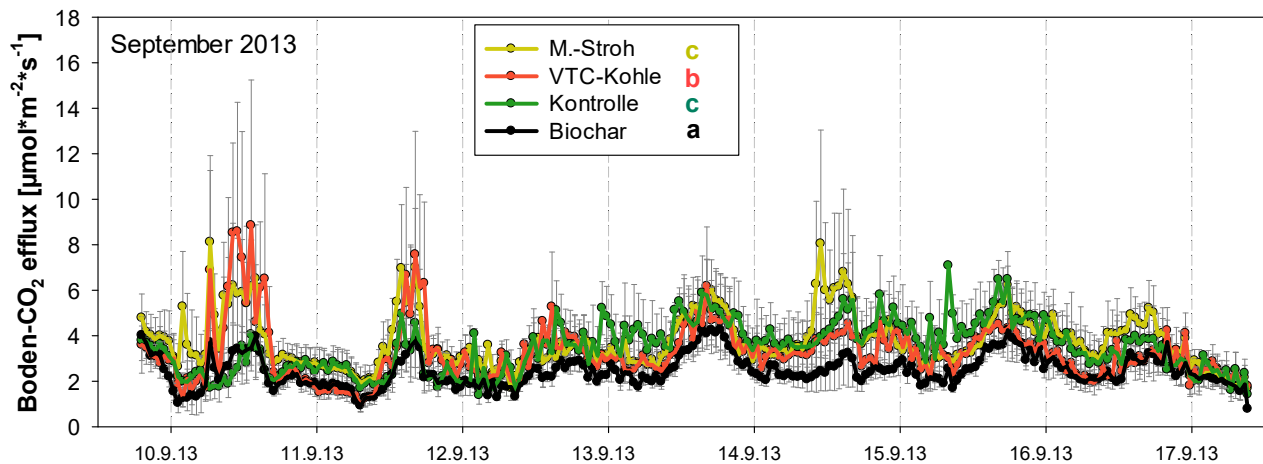
Vor Beginn der Vegetationsperiode waren die  $CO_2$ -Abgaberraten witterungsbedingt eher gering ( $<1.5 \mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$ ), auch sind keine deutlichen Tagesgänge basierend auf starken Temperaturamplituden sichtbar (Abb. 38). Die höchste Bodenatmung wies die Kontrolle auf, gefolgt von der VTC-Variante; am geringsten war  $R_{soil}$  bei der Biochar- und der Stroh-Variante.



**Abbildung 39:** Kontinuierliche Messung der Bodenrespiration im Sommer 2013. Messungen in der Vegetationsperiode, Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler ( $n=4$ ). Buchstaben in der Legende: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten mittels repeated Measurement ANOVA.

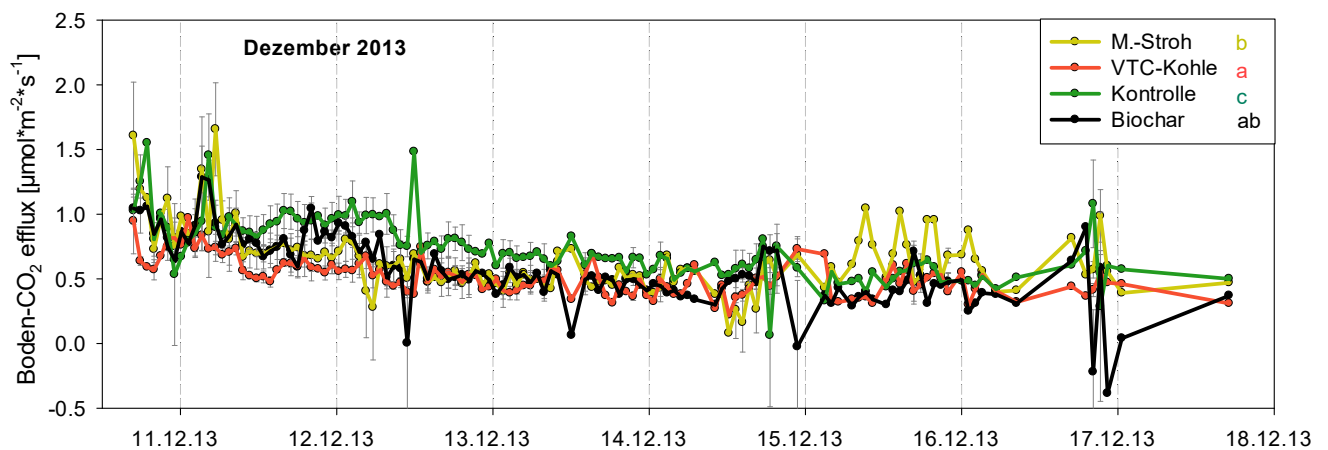
Während des Sommers bei höherer Bodentemperatur waren auch die Bodenatmungsraten deutlich höher als im Frühjahr oder Winter (vgl. Abb. 38 mit 39 und 41). Im Messzeitraum ergab

sich eine Staffelung des Niveaus der CO<sub>2</sub>-Flüsse nach C-Additiv: Die Kontrolle, gefolgt von Biochar, hatte die geringsten Bodenrespirationsraten. VTC-Kohle wies höhere Raten auf, und die höchsten CO<sub>2</sub>-Flüsse kamen von den Strohparzellen. Interessant ist die "Umkehr" der vorherigen Reihenfolge an einem Strahlungstag mit ausgeprägtem Bodentemperatur-Tagesgang (17. – 18.6.2013); eine evtl. dunklere Bodenoberfläche mit Biochar kann nicht verantwortlich gewesen sein, da dies bei Sonnenschein durch raschere Erwärmung eigentlich zum umgekehrten als dem tatsächlichen beobachteten Muster hätte führen müssen.



**Abbildung 40:** Kontinuierliche Messung der Bodenrespiration im Frühherbst 2013. Messung am Ende der Vegetationsperiode, Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler (n=4). Buchstaben in der Legende: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten mittels repeated measurement ANOVA.

Während der Messungen Mitte September stellte sich unter den C-Additiv-Varianten die bereits bekannte Reihenfolge Stroh > VTC-Kohle > Biochar ein. Während die CO<sub>2</sub>-Flüsse in den ersten zwei Tagen bei Stroh und VTC noch am höchsten waren, wurden gegen Ende die höchsten Werte in der Kontroll-Variante gemessen; auch sind die Flussraten insgesamt wieder niedriger als die im Juni.



**Abbildung 41:** Kontinuierliche Messung der Bodenrespiration im Winter 2013. Messungen während der Vegetationsruhe, Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler, (n=4). Buchstaben in der Legende: signifikante Unterschiede zwischen den Varianten mittels repeated measurement ANOVA.

Im Winter waren die CO<sub>2</sub>-Emissionen der beiden Biokohlevarianten (VTC, Biochar) am geringsten, die der Strohvariante höher und die der Kontrolle am höchsten. Aufgrund der tiefen Temperaturen waren die Flussraten insgesamt sehr gering. Während der Vegetationsperiode mit der höchsten mikrobiellen (Abbau-)Aktivität waren die Boden-CO<sub>2</sub>-Flüsse der Varianten



Stroh und VTC-Kohle wie erwartet am höchsten. Insgesamt betrachtet überraschte es, dass es überhaupt Perioden gab, bei denen die Abfolge nicht Stroh > VTC > Kontrolle/Biochar war, sondern dass es auch Phasen gab, in denen die höchsten Bodenatmungsraten von der Kontrolle kamen. Da jedoch die erwartete Reihenfolge vor allem dann dominierte, wenn hohe Bodenatmungsraten vorherrschten (z.B. hohe mikrobielle Aktivität durch warme Temperaturen sowie das Potential für priming der C-Additive durch Wurzelexsudate), ist davon auszugehen, dass der Löwenanteil des Abbaus der C-Additive über die Jahresbilanz (i) in der aktiven Vegetationsperiode erfolgte, und (ii) in der Bilanz die gleiche Reihung aufweisen würde wie zuvor in den Laborstudien beobachtet, also M.-Stroh > VTC-Kohle > Biochar = Kontrolle).

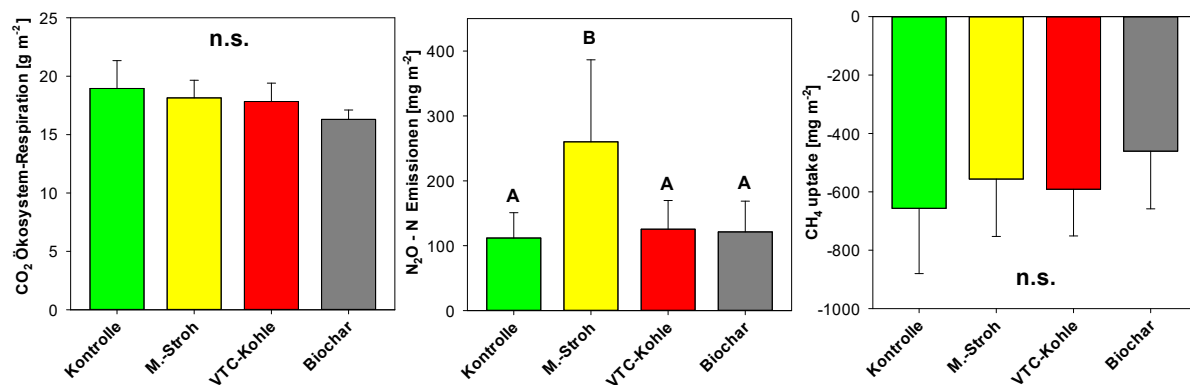
### 5.5.2 Ökosystemrespiration und THG-Flüsse über den Versuchszeitraum

Zu Beginn des Experiments waren die **Ökosystem-Respiration** ( $R_{eco}$ ) in der Biochar-Variante signifikant geringer als bei der Kontrolle, bis etwa zur ersten Ernte (Anfang Juni). Ab Mitte Mai beruhten die höheren  $CO_2$ - $R_{eco}$  Raten der Kontrolle zumindest teilweise auf einer etwas höheren Biomasse in den Treibhausgas-Messrahmen (nicht dargestellt). Während die Unterschiede des Biomassewachstums im zweiten bei Biochar Jahr verschwand, setzte sich die Reduktion von  $R_{eco}$  in der Biochar-Variante nahezu über die gesamte Messperiode fort, so, wie sie sich auch in der Sommermessung der Bodenatmung zeigte (Abb. 39). Zusammen mit den Ergebnissen der Aggregatfraktionierung betrachtet kann also davon ausgegangen werden, dass Biochar im Lindener Grünland über eine Messperiode von ca. drei Jahren nicht zu einer Mineralisierung des bodenbürtigen organischen Kohlenstoffs führte, sondern eher zu einer Verminderung der Mineralisierung (oder zumindest der  $CO_2$ -Abgabe), wie zuvor in den Laborstudien beobachtet. Eine Tendenz zu einer verminderten Ökosystematmung konnte auch für die beiden anderen C-Additive festgestellt werden, allerdings war die Reduktion nicht signifikant (Abb. 42). Die Reduzierung der Bodenatmung kann zunächst mit einer Abdeckung der Bodenoberfläche zu Beginn des Experiments (siehe Fotos Deckblattinnenseite) erklärt werden. Spätere, längerfristige Reduktionen in der Biochar-Variante können so nicht erklärt werden. Sie könnten zumindest anfangs auf Faktoren wie Sorption von extrazellulären Enzymen und organischen C-Verbindungen an Biochar zurückzuführen sein (Borchard et al. 2012; Prost et al. 2013; Kammann et al. 2015). Eine weitere Möglichkeit wäre die Ausfällung von Carbonaten auf/in Biochar-Partikeln (vgl. Diskussion Laborstudien). Auch könnten sich Änderungen in der mikrobiellen Gemeinschaft in der Bodenrespiration eingestellt haben (Jones et al. 2011). Die Ergebnisse einer Laborstudie (in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenbiologie in Stuttgart-Hohenheim) mit und ohne Zusatz von Regenwürmern bzw. N-reicher Streu, weisen tatsächlich auf eine signifikante Verschiebung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften hin zu einem höheren Anteil Gram-positiver Bakterien und (mit Streu) zu Pilzen. Zudem war auch in der in Hohenheim durchgeführten Studie durch Addition des *Miscanthus*-Biochars die respiratorische Effizienz und damit die Retention von organischem Bodenkohlenstoff signifikant gesteigert (Bamminger et al. 2014). Auch die Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse im Grünland durch D. Rex (Rex et al. 2015) weisen in diese Richtung (vgl. Kap. 5.6).

Über den Verlauf des Experiments waren die  **$N_2O$ -Emissionen**, wie für Grünland üblich, meist eher gering und stiegen nur nach Gülleausbringung stark und kurz an (Emissionspeaks, wahrscheinlich  $N_2O$ -Abgabe vor allem aus der Gülle selbst). Bezüglich der Varianten bestand bei Biochar im Feldversuch im Winter 2011/2012 eine leichte Tendenz zur Emissionsreduktion;

am ausgeprägtesten war diese während eines Frier-Tau-Zyklus, insgesamt jedoch nicht signifikant (Schimmelpfennig et al. 2014). Die Emissionen mit Ausbringung des Strohs stiegen über die zweite und dritte Vegetationsperiode hingegen so stark an, dass sie kumulativ über den Untersuchungszeitraum doppelt so hoch waren als in der Kontrolle oder mit den beiden Biochar (Abb. 42). Es wird angenommen, dass sich die verschiedenen Effekte mit fortschreitender Zeit, wenn die C-Additive durch Bioturbation mehr und mehr mit dem Mineralboden vermischt werden und in die Tiefe wandern, deutlicher ausprägen werden.

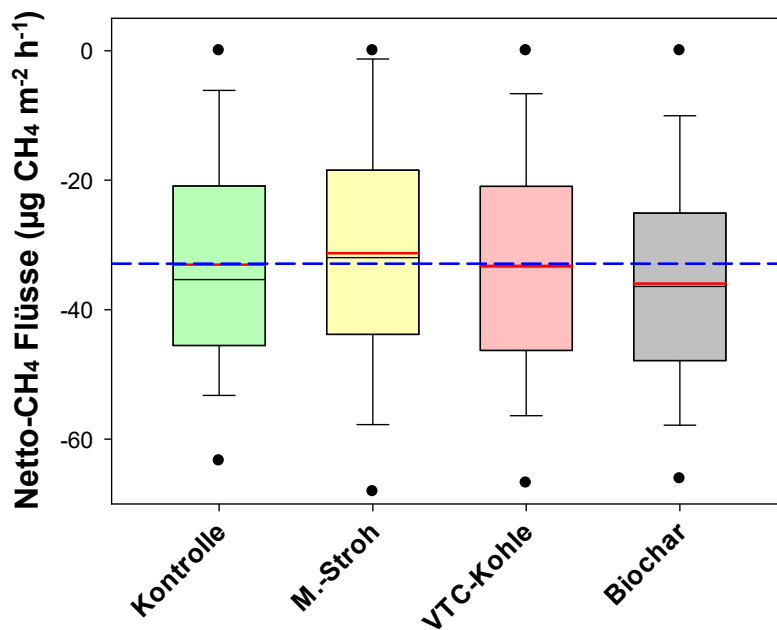
Die hohen **Lachgasemissionen** aus der *Miscanthus*-Stroh-Variante ab dem zweiten Jahr (Schimmelpfennig et al. 2014) werfen die Frage auf, ob nicht überall dort, wo Stroh bzw. Bestandesabfall im Grünland verrottet, höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen freigesetzt werden als bislang angenommen. Diese Ergebnisse – stark gesteigerte Lachgasemissionen mit eher stickstoffarmem *Miscanthus*-Stroh – decken sich mit früheren Ergebnissen von der Versuchsfläche (Kammann et al. 1998): Durch häufigeres Schneiden des Grünlands (= Entfernen von möglichem pflanzlichen Bestandesabfall) wurden die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant vermindert. Auch Wolf et al. (2010) beobachteten, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen in der mongolischen Steppe durch Beweidung deutlich geringer waren, als wenn das abgestorbene Pflanzenmaterial stehen blieb und verrottete. Pilze, als Cellulose-Verwerter, können einen beträchtlichen Anteil an den N<sub>2</sub>O-Emissionen haben (Butterbach-Bahl et al. 2013; Laughlin and Stevens 2002), v.a. in semi-natürlichem Grünland. Kürzlich wurden auch nicht unerhebliche N<sub>2</sub>O-Emissionen durch Kryptogame beschrieben (Flechten und Moose; Lenhart et al. 2015). Im Mineraloberboden waren jedoch in der Strohvariante keine Verschiebungen hin zu einer höheren Pilzbiomasse feststellbar (Rex et al. 2015, vgl. 5.6), sodass die N<sub>2</sub>O-Emissionen möglicherweise aus der Grenzschicht "Mineraloberboden – Wurzelfilz mit Stroh" stammten.



**Abbildung 42:** Kumulative THG-Flüsse im Feldexperiment über den Untersuchungszeitraum. Messungen: Vom 11. April 2011 bis Dezember 2013, Mittelwerte + Standardabweichung (n=4).

Die **Methanflüsse** über die gesamte Messperiode zeigten im wesentlichen Methanoxidation (d.h. die Aufnahme von Methan in den Boden durch methanotrophe Bakterien) des Lindener Grünlands (Kammann et al. 2001; Kammann et al. 2009) (Abb. 42 – Abb. 44). Diese wurde durch die Addition der C-Substrate nicht signifikant beeinträchtigt, jedoch auch nicht wie in den Laborversuchen verbessert (Abb. 42; Abb. 44). Im Mittel über die Gesamt-Messperiode (Abb. 42, Abb. 44) war die tendenziell geringere Methanoxidation der Flächen mit aufgebrachtem Biochar augenfällig: Eine Betrachtung des Zeitverlaufs ergab, dass die Gülleausbringungs-Ereignisse zu hohen, kurzen Methan-Ausgasungsspeaks führten (Schimmelpfennig et al. 2014; Abb. 44). Wurde jeweils das oberste und unterste Prozent der Daten ausgeschlossen (um die Gülle-Ereignisse zu entfernen), ergab sich ein anderes Bild: Ohne die Extremwerte führte Bio-

char zu einer tendenziell verbesserten Methanoxidation, wie sie auch von Karhu et al (2011) in umgebrochenem Grünland nach Einarbeitung von Biochar in den Oberboden beschrieben wurde (Abb. 43, Abb. 44). Die durch Biochar erhöhten Gülle-CH<sub>4</sub>-Ausgasungspeaks könnten eine mögliche Folge des hohen pH-Wertes des Biochars sein (vor allem, solange noch einiges im Wurzelfilz des Grünlands liegt). Während der pH-Wert im Oberboden (definiert als Horizont 0-7.5 cm) nicht signifikant erhöht war, konnte in einem anderen Forschungsprojekt (DFG, KA3442/1-1) eine leichte, signifikante Erhöhung des pH um 0,1 – 0,2 Einheiten in den allerersten cm des Bodens festgestellt werden.

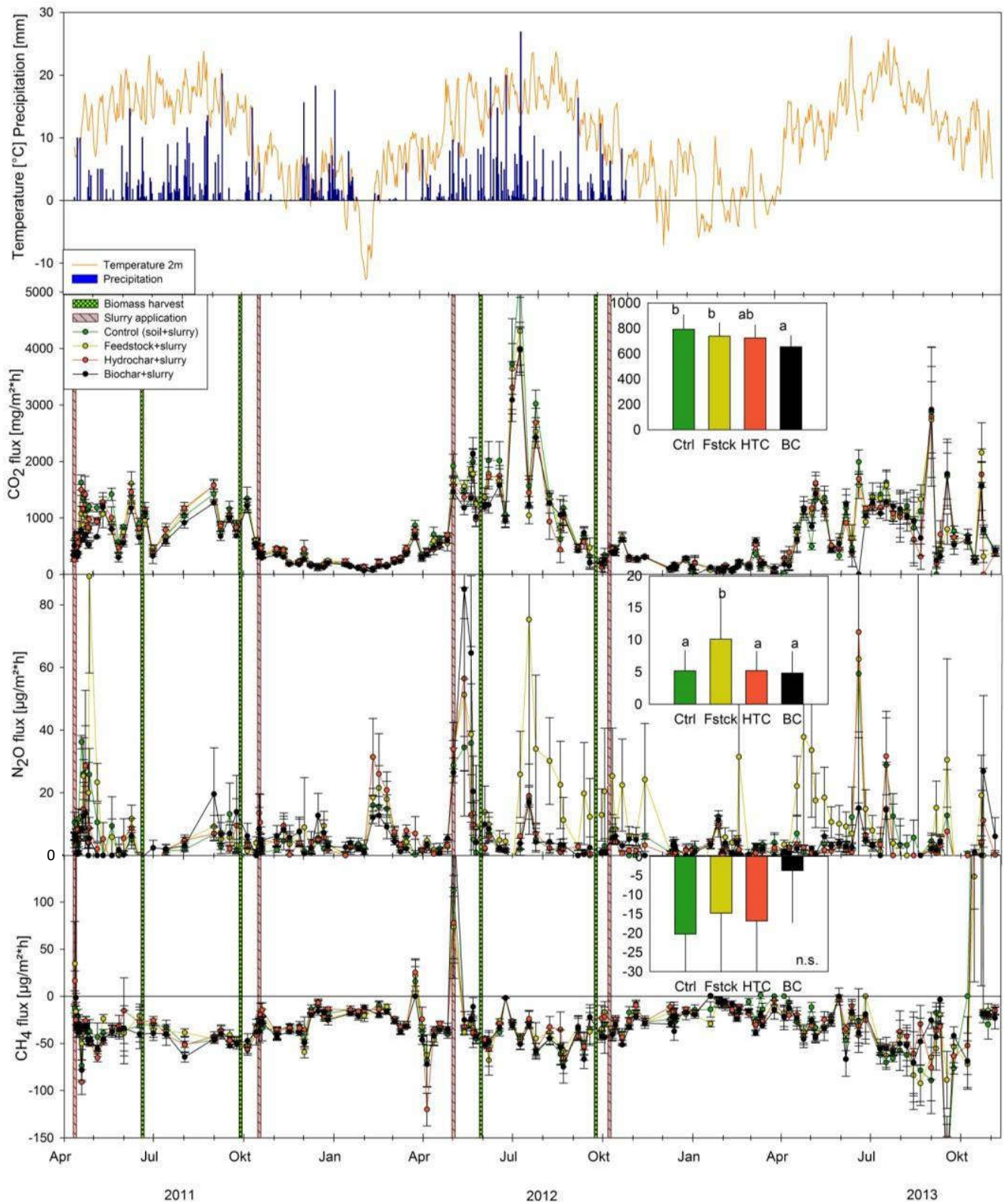


**Abbildung 43:** Boxplots der mittleren CH<sub>4</sub>-Flussraten im Untersuchungszeitraum.

Schwarze Linie in Box-Mitte: Median, rote Linie: Mittelwert; durchgezogene blaue Stichlinie: Mittelwert der Kontrolle. Boxen geben 50% aller Werte wider, Fehlerbalken das 10-90% Perzentil, Punkte das 5-95% Perzentil (Kruskal-Wallis Test,  $P=0.069$ ).

Die leicht erhöhten Methankonsumptionsraten in den mit Biochar versetzten Böden könnten ihre Ursache in einem verbesserten diffusiven Gaseintritt in den Oberboden haben (siehe Foto Innenseite Deckblatt; Karhu et al. 2011) oder auch, wie bei den Inkubationsstudien diskutiert, in einer Minderung der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Inhibierung. Weitere Untersuchungen sind nötig, um mit höherer Zeitauflösung zu untersuchen, ob es mit Biochar (solange es oberflächennah lokalisiert ist) tatsächlich zu verstärkten Methan- und ggf. Ammoniak-Ausgasungen nach Gülleapplikation kommen kann, da dies einen unerwünschten Effekt ("Risiko") darstellen würde.

**Zusammenfassung:** In den durchgeführten Laborstudien zeigte sich das Potential von verschiedenen Biochars, die N<sub>2</sub>O-Emissionen ab einer Konzentration im Boden von 1—2% signifikant zu reduzieren; im Feldversuch konnte dies hingegen bisher nicht nachgewiesen werden. Dies hängt vermutlich mit dem langsamen „Einwandern“ der C-Additive in den Mineralboden nach der Oberflächenausbringung zusammen. Bezüglich der anderen C-Additive (Stroh, VTC- und HTC-Kohle) zeigte sich hingegen in den Laborstudien, dass sie umso stärker zu einer Steigerung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung (gegenüber Boden ohne C-Additiv) führen je leichter sie abbaubar sind. Dies bestätigte sich für das leicht mineralisierbare Stroh bisher auch im Feldversuch – hier stiegen die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant gegenüber der Kontrolle an. Bezüglich der Methankonsumption könnte es im Wesentlichen eine Verringerung der Lagerungsdichte sein, die eine Verbesserung der Diffusion von Gasen in den Boden nach Verwendung von Biochar bewirkte. Die THG-Messungen im Feld werden weiter fortgeführt.



**Abbildung 44:** Mittelwerte der Treibhausgas ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ )-Flüsse von Beginn des Experiments bis November 2013 mit Temperatur- und Niederschlagswerten, soweit verfügbar; Treatments sind farblich unterschieden (Balken zeigen den Standardfehler). Die Gesamtmittelwerte über den Messzeitraum sind als kleine Graphiken dargestellt (Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Treatments hin, getestet mittels ANOVA und Holm-Sidak als Post-hoc-Test).

Quelle meteorologische Daten: Meteorologische und Lufthygienische Messstation des HLNUG auf dem Gelände der Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden.

## 5.6 Mikrobielle Biomasse im Feldversuch nach 2,6 Jahren

Es mehren sich Studien, die die Besiedlung von (gealtertem) Biochar im Boden durch Bodenmikroorganismen zeigen, aber auch solche die nur postulieren, dass Biochar mit seiner großen inneren Oberfläche und Porensystem Mikroorganismen Lebensraum böte und daher förderlich sein solle. Die Biotextests (Kap. 3) waren jedoch für Aussagen diesbezüglich zu kurz, die auf "Abbau" angelegten pflanzenlosen Inkubationsversuche zu fern von Feldbedingungen. Andererseits zeigten die HTC-/VTC-Kohlen unbehandelt in allen Tests sehr negative Effekte, was sich auch im VTC-Effekt auf den Ertrag im Feld widerspiegelte (signifikante Ertragsdepression um 10 % über die ersten beiden Jahre, [Schimmelpfennig et al. 2014](#)).

Um die langfristigen Auswirkungen im Freiland zu untersuchen, wurde nach mehr als zweieinhalb Jahren der Effekt auf die mikrobielle Biomasse des Bodens und ihre funktionellen Gruppen (Bakterien, Pilze und Sonstige) untersucht (MSc Arbeit David Rex). Nach dieser Zeit sollten die Anfangseffekte aus dem Abbau der labileren Verbindungen der ausgebrachten C-Additive weitgehend abgeklungen sein, sodass längerfristige Effekte sichtbar werden. Zu methodischen Details siehe [Rex et al. \(2015\)](#).

Verwendet wurde die Methode "Substratinduzierte Respiration" nach DIN ISO (17155:2011–06 2011), da befürchtet wurde, dass gerade Biochar mit seinen ausgeprägten adsorptiven Fähigkeiten den labilen mikrobiellen Kohlenstoff, der bei Verwendung der anderen Standardmethode freigesetzt wird, binden würde (Chloroform-Fumigationsextraktion). In diesem Fall würde die vorhandene mikrobielle Biomasse unterschätzt werden.

**Table 7: Ergebnisse der Messung der Substratinduzierten Respiration (roter Rahmen: mikrobielle Biomasse der Biochar-Variante, vgl. [Rex et al. 2015](#)). Basalatmung: vor Zugabe von Glucose, SIR: direkt nach Zugabe von Glucose. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen ( $P < 0.05$ , ANOVA oder Kruskal-Wallis Test).**

Variante	Basalatmung	Substratinduzierte Respiration	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Atmungsquotient
	[ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ]	[ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ]	[ $\text{mg g}^{-1}$ ]	[ $\text{ng CO}_2 \mu\text{g SMB h}^{-1}$ ]
Kontrolle	6.7 ± 1.3 A	85.9 ± 16.8 BC	1.8 ± 0.3 A	3.7 ± 0.9 A
M.-Stroh	9.0 ± 1.5 C	69.0 ± 24.8 A	1.4 ± 0.5 A	6.4 ± 0.2 B
VTC-Kohle	8.1 ± 1.6 B	93.7 ± 38.1 B	1.9 ± 0.8 A	4.2 ± 0.2 AB
Biochar	10.3 ± 1.8 D	136.3 ± 45.3 C	2.8 ± 0.9 B	3.7 ± 0.8 A

Die Ergebnisse zeigten nur im Boden der Biochar-Variante eine signifikante Erhöhung der mikrobiellen Biomasse um 56% (Tab. 7). Messungen mit selektiven Inhibitoren zeigten, dass v.a. die Biomasse der Pilze gegenüber "Kontrolle" und "*Miscanthus*-Stroh" erhöht war. Der respiratorische Quotient (Basalatmung pro  $\mu\text{g}$  mikrobieller Biomasse) der Biochar-Variante glich der Nullkontrolle; die Quotienten der Varianten "Stroh" und "VTC-Kohle" waren erhöht. Dies zeigt an, dass die mikrobielle Lebensgemeinschaft weniger effizient mit dem verfügbaren Kohlenstoff umging, vermutlich, weil zuvor über die C-Additive Überfluss herrschte. Bei letzteren Varianten war die mikrobielle Biomasse jedoch gegenüber der Kontrolle nicht erhöht. Somit traten auch längerfristig keine negativen Effekte auf das mikrobielle Bodenleben auf. Durch Biochar erfuhr es eine Förderung, die sich nicht in erhöhten Abbauraten des Bodenkohlenstoffs niederschlug (vgl. Kap. 5.5, Boden- und Bestandes-Respiration).

## 6 Abschlussbemerkungen und Ausblicke

### 6.1 Biotoxizitätstests

In den Biotoxizitätstests ließen sich bei den getesteten Biochars die beobachteten Kohle-Effekte sehr gut mit den Inhaltsstoffen (Schad- bzw. Nährstoffen) in Einklang bringen; ein hoch PAK-belastetes Biochar wurde von allen relevanten Tests "erfasst". Biochars hatten vermutlich über ihre nährstoffreiche Asche auch positive Effekte auf Keimung, Wachstum und das Verhalten von Kompostwürmern. Die Mehrzahl der getesteten HTC-Kohlen hatte hingegen toxische Effekte, ohne dass der verantwortliche Stoff über die üblichen Schadstoffanalysen identifiziert werden konnte; die Identifizierung der Schadstoffe ist Gegenstand aktueller Forschung (vgl. Jandl et al. 2012, Bargmann et al. 2013a). Durch dieses Projekt lassen sich die möglichen Schadstoffe jedoch anhand ihrer Wirkungen beschreiben: Einige der für die Keimhemmung verantwortlichen Stoffe sind vermutlich flüchtig (→ Kressekeimungstest), einige Stoffe mit toxischer keim- und wachstumshemmender Wirkung sind bei trockener Lagerung *nicht* abbaubar, da die Wirkung selbst über 1.5 Jahre unvermindert bestehen blieb, wohl aber biologisch (z.B. durch Kompostierung, [Busch et al. 2013](#); Pflanzversuch, Kap. 4). Bedenklich ist zudem der Hinweis auf eine genotoxische Wirkung ([Busch et al. 2013](#)). Bargmann et al. (2013a) identifizierten als potentiell phytotoxische Substanzen in HTC-Kohlen Guaiacol, Levulinsäure und Glykolsäure, die auch in ihren Versuchen die Kressekeimung ganz oder teilweise hemmten, sowie Essigsäure, Glykolaldehyd-Dimer (syn. Hydroxyacetaldehyd-Dimer) und Katechol, die einen negativen Einfluss auf die Keimung und/oder das Pflanzenwachstum hatten. Die Autoren beschrieben die HTC-Hemmstoffe ebenfalls als teilweise flüchtig und biologisch abbaubar, was sich mit den Befunden dieses Projekts deckt. Da die Anzahl chemischer Verbindungen, die sich im HTC-Prozess bilden können, jedoch in die Hunderte gehen kann (Libra et al. 2011), ist unklar, ob alle Schadschubstanzen identifiziert werden können.

Insgesamt bieten die biologischen Tests die Chance, verschiedenste Kohlen auf gleicher Basis in ihrer Wirkung vergleichbar zu prüfen und über "Reaktionsbilder" toxisch wirkende Stoffe ohne komplexe Analytik zu identifizieren. Ein erster Grundstein wurde mit der Publikation der Methodik und Reproduzierbarkeit der Tests gelegt ([Busch et al. 2012](#)) und mit der in Vorbereitung befindlichen Publikation durchexerziert ([Kammann et al. in Vorbereitung\(a\)](#)). Um das Potential solcher Tests für Biochar weiter auszuarbeiten, wären jedoch Sach- und v.a. Personal-mittel erforderlich gewesen, die über dieses Projekt hinausgehen.

Die Systematisierung von Untersuchungsverfahren ist sehr wichtig (vgl. [www.biochar-international.org](http://www.biochar-international.org)); bisher ist Kohle A mit Kohle B oft deswegen nicht vergleichbar, weil bei Tests und Untersuchungen unterschiedlich vorgegangen wurde. Diese Frage wurde in einem Ringversuch der EU COST Action Biochar (TD1107) näher untersucht. Die Ergebnisse (Bachmann et al. 2016) unterstreichen die Notwendigkeit standardisierter Analysemethoden, die jedoch nicht einfach aus anderen Bereichen (Bsp. Bodenuntersuchungen) ungeprüft übernommen werden sollten. Für die Analyse von PAK-Kontaminationen wurde beispielsweise in einem Schweizer Forschungsprojekt eine für das stark sorbierende Biochar taugliche Methode entwickelt (Hilber et al. 2012), die für die Analysen für den freiwilligen Standard "European Biochar Certificate" (EBC 2012) vorgeschrieben ist. Die Boden-Standard-Methode kann die stark adsorbierten PAK-Frachten unterschätzen. Die Standardisierung von biologischen Testverfahren auf der Basis etablierter Testvorschriften (Bsp. DIN-ISO Normen) sollte unseres Erachtens auch für die Prüfung der Wirkung von Biokohlen weiter entwickelt werden: Bei HTC-Kohle zur Identifizierung der Schadschubwirkung, bei Biochar zur Charakterisierung von Nutzwirkungen.

## 6.2 Mittelfristige Untersuchungen: C-Stabilität und THG-Flüsse

Die verwendeten VTC- und HTC-Kohlen zersetzten sich mittelfristig unter einer Reihe verschiedener Inkubationsbedingungen und in zwei verschiedenen Böden rascher als erwartet. Auch stark karbonisiert reicht ihre Stabilität nicht an die von Biochar heran, war jedoch deutlich höher als die Stabilität von nicht karbonisiertem Ausgangsmaterial. Die teils signifikant verringerten CO<sub>2</sub>-Verluste (z.B. negatives priming bei Sandboden) und Lachgasemissionen sowie die Verbesserung des Methanverzehrns verweisen auf Biochar als besser geeignetes Mittel zur C-Sequestrierung gegenüber anderen C-Additiven.

Zwar kann man theoretisch die Option "Biochar statt Ernterückstände" als Emissionsminderungsstrategie diskutieren, wie dies bisweilen in der Literatur erfolgt. Da jedoch die Umsetzung von Ernterückständen oder organischen Düngemitteln stets Teil des Managements der Bodenfruchtbarkeit ist, sollten "entweder-oder"-Optionen gar nicht erst betrachtet (oder deren polarisierende Diskussion beachtet) werden. Biochar erscheint als Beimengung gut geeignet, um N<sub>2</sub>O-Emissions-Spitzen bei der Einbringung/Zersetzung von organischen Materialien zu vermindern (Beispiele für organische Materialien und N<sub>2</sub>O-Emissionsreduktion durch Biochar: Gülle, [Schimmelpfennig et al. 2014](#); Phacelia-Gründüngung, [Bamminger et al. 2014](#); Kompostierung nährstoffreicher organischer Materialien, Wang et al. 2013).

Die Ergebnisse weiterer laufender Untersuchungen, die nicht Teil dieses Projekts sind, weisen bisher nicht auf verstärkte Lachgasemissionen mit steigendem Biochar-Alter hin, wohl aber darauf, dass die Stärke der N<sub>2</sub>O-Reduktion mit steigendem Kohlenalter geringer werden könnte. Hier sind weitere Untersuchungen erforderlich, möglichst an sehr alten kohlehaltigen Böden, um das langfristige Gefahrenpotential nach Jahrzehnten bis Jahrhunderten besser abschätzen zu können.

## 6.3 Das Feldexperiment: Eine Synthese

Sowohl die in den Inkubationen als auch die im Feldversuch erzielten Ergebnisse zeigen, dass Biochar als C-Additiv besser geeignet ist als Stroh oder HTC- bzw. VTC-Kohle, wenn es um C-Sequestrierung geht. Das Feldexperiment zeigte auch, dass bei Aufbringung auf die Oberfläche mit längeren Zeiten zu rechnen ist, bis nachweisbare Mengen der C-Additive bzw. Biochar im Oberboden (0-7.5 cm) enthalten sind. Die natürliche <sup>13</sup>C-Markierung durch die Verwendung von *Miscanthus*-Stroh (einer C<sub>4</sub>-Pflanze) in einem Boden mit C<sub>3</sub>-Pflanzen-Isotopensignatur erwies sich als gut geeignet, um die Inkorporierung der C-Additive in die wasserstabilen Aggregate zu verfolgen. Hier fand die ausgeprägteste Inkorporierung in die Makroaggregate und die Schluff- und Tonfraktion in der Variante VTC-Kohle bis in 30 cm Tiefe statt. Ein ungeklärter Punkt ist die Migration von Biochar in die Tiefe. Diese erfolgte schneller als vermutet, und sehr wahrscheinlich in der Form von kleinsten Partikelbruchstücken (Spokas et al. 2014). Hier wäre im Lindener Grünland eine Tiefenbeprobung mit schwerem Gerät notwendig, um zu untersuchen, wie rasch und bis wohin dieser Kohlenstoff wandern kann.

Die unveränderte bzw. leicht reduzierte Ökosystem- und Bodenatmungsrate des mit Biochar versetzten Grünland-Ökosystems (bei gleichbleibender Erntebiomasse) spricht, wie auch die Ergebnisse der Inkubationsstudien, nicht für die Gefahr, dass es zu einem verstärkten Abbau von bodenbürtigem Kohlenstoff kommen könnte, wie zu Beginn des Projekts aufgrund einer viel zitierten Publikation gefürchtet (Wardle et al. 2008). Die tendenziell bis signifikant reduzierten N<sub>2</sub>O-Emissionen (z.B. gegenüber Strohnutzung), die Steigerung der mikrobiellen Biomasse und das Fehlen negativer Effekte auf Menge und Qualität des Ernteguts verweist auf

Biochar als eine weitgehend "gefahrlose" Möglichkeit der C-Speicherung im Grünlandboden (vgl. landwirtschaftliche Praxis der Nutzung in der Tierhaltung, Kap. 6.4). Zu klären sind noch die Fragen nach möglichen Methan- und Ammoniak-Ausgasungsspeaks bei oberflächlicher Gülleausbringung.

Die Applikation von Stroh oder HTC-/VTC-Kohle zur Vergrößerung des Boden-C-Pools (C-Speicherung) erscheint vor dem Hintergrund der erzielten Ergebnisse weniger empfehlenswert als die von Biochar (siehe jedoch „entweder-oder“ Bemerkung in 6.2). Bei unbehandelter Kohle aus hydrothermalen Verfahren besteht die Gefahr von vorübergehenden Ertragsdepressionen, zudem besteht bezüglich der Gesundheitsrisiken weiterer Klärungsbedarf (Busch et al. 2013). Auch das unkarbonisierte Stroh ist als Mittel zur Steigerung der C-Sequestrierung in Böden keine gute Lösung, da es zu signifikant gesteigerten (verdoppelten) Lachgasemissionen führte, sowohl im Feld als auch in den Laborstudien.

Als wichtige, für die praktische Nutzung relevante Forschungsfragen der kommenden Jahre werden folgende Punkte gesehen:

- Identifizierung der Wirkungsmechanismen der Reduktion der Lachgasemissionen durch Biochar
- Identifizierung der Mechanismen und Dynamiken der Nitrataufnahme in Biochar-Partikel sowie dessen Schutz gegen Auswaschung in den Biochar-Partikeln und dessen Pflanzenverfügbarkeit; Untersuchung der Möglichkeiten, diese Eigenschaften durch Behandlung und „Design“ von Biochars zu beeinflussen.
- Evaluierung von Langzeiteffekten (Köhlerböden, anthropogene Schwarzerden, im Feld gealterte Kohlepartikel)
- Physikalisch-chemische Alterung von Biochar in (weiterlaufenden) Feldversuchen
- Vertikale Migration von kleinen und kleinsten Biochar-Partikelbruchstücken, deren Einbindung in Bodenaggregate und vollständige C-Bilanzen über Tiefenprofile
- Zersetzung von Biochar-Kohlenstoff in Gegenwart von Pflanzen sowie Aufbau von Humus in Biochar-Böden in Gegenwart von Pflanzen; erste Studien legen nahe, dass beides vermutlich unterschätzt wird (Whitman und Lehmann 2016; Weng et al. 2015; Ventura et al. 2015).
- Nutzung von Biochar als Zuschlagstoff von organischen Düngemitteln zur Verringerung von Nitratverlusten durch Auswaschung sowie Entwicklung zu einem Unterfuß-Düngemittelträger v.a. für die biologische Landwirtschaft (vgl. Kap. 6.4, Ausblicke).
- Ökonomische und ökologische Effekte des Einsatzes von Biochar in der Tierhaltung (Schmidt et al. 2016), vor allem (a) die Untersuchung von THG- und NH<sub>3</sub>-Emissionen (vgl. 6.4), und (b) der mögliche Nutzen von Biochar in der Tierfütterung auf die Reduktion des Einsatzes von Antibiotika. (Stark reduzierte Tierarzt- und Arzneimittelkosten sind *de-facto* Gründe für den Einsatz von zertifizierter Futtermittelkohle durch Landwirte.) Eine reduzierte Antibiotika-Nutzung durch Biochar in der Tierhaltung könnte „sekundär“ die THG-Emissionen reduzieren: Die Studie von Hammer et al. (2016) zeigte, dass der Verzicht auf Antibiotika die CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Rinderdung senkte.
- Ggf. Entwicklung von (biologischen) Testmethoden zur Identifizierung und Charakterisierung der teils unbekanntem Schadstoffe in HTC-Kohlen, sowie Untersuchung weiterer HTC-Kohlen verschiedener Hersteller.



Insgesamt hat das noch junge Forschungsfeld "Biokohle" im Projektzeitraum eine sehr dynamische Entwicklung durchlaufen, mit 6 wissenschaftlichen Publikationen mit dem Schlagwort "Biochar" im Jahr 2007, und 834 wissenschaftlichen Publikationen im Jahr 2015 (Quelle ISI Web of Science, Thompson Reuters), sodass der Erkenntnisstand gewachsen ist. Dennoch sind sehr viele Fragen offen, unbeantwortet oder haben sich neu ergeben. Anfänglich hohe oder überzogene Erwartungen wurden nicht immer erfüllt, andere bestätigten sich, bisweilen in modifizierter Form. Es zeichnen sich einige sinnvolle Nutzungswege für Biochar in der Landwirtschaft ab, die im folgenden Kapitel kurz skizziert werden.

#### 6.4 Ausblick: Mögliche Anwendungen von Biokohlen

**HTC-Kohle:** Derzeit existiert de-facto keine (uns bekannte) HTC-Kohlenutzung in der Landwirtschaft, bei der HTC-Kohle von Landwirten gekauft und verwendet würde, ebenso wenig existiert eine reguläre Nutzung in Pflanzen-Kultursubstraten (Bsp. Torfersatz, Torfreduktion). Die in diesem Projekt sowie in anderen Untersuchungen erzielten Resultate (z.B. Gajic und Koch 2012; Bargmann et al. 2013a,b) weisen darauf hin, dass das Problem der teils nicht identifizierten Schad- und Hemmstoffe und das der N-Immobilisierung noch zu lösen ist. Eine Anwendung in landwirtschaftlichen Böden kann daher nach bisherigem Kenntnisstand nicht empfohlen werden. Die energetische Nutzung wasserreicher, hydrothermal karbonisierter Reststoff-Biomassen zum Ersatz fossiler Brennstoffe ist nach unserer Ansicht die primäre Nutzungsform, ggf. auch das Recycling von Nährstoffen wie Phosphor aus Reststoff- bzw. Sekundärrohstoffströmen wie Klärschlamm. Da HTC-Kohle gegenüber schwer entwässerbaren Ausgangsmaterialien wie Klärschlamm sehr viel besser abgepresst werden kann (Bsp. Klärschlamm) und der Brennwert des Produkts steigt, sehen wir das HTC-Verfahren vornehmlich als Lieferanten von CO<sub>2</sub>-neutralen (bzw. fossilen Kohlenstoff ersetzenden) Brennstoffen aus sonst nicht oder schlecht nutzbaren Abfallstoffen an (Quicker und Weber 2016).

**Biochar:** Die einzige bisher bereits in der Landwirtschaft verwendete Biokohle ist daher Biochar bzw. Holzkohle. Im Gegensatz zur aktuellen Forschung, bei der oft große Mengen purer Holzkohle bzw. Biochar in Böden gemäßigter Breiten eingepflügt wurden (meist ohne große Ertragsteigerungen, Jeffery et al. 2015, Ruyschaert et al. 2016), gehen derzeit ca. **90 % des verwendeten Biochars** in der entsprechenden gesetzlich vorgeschriebenen Qualität in die **Tierhaltung**. Biochar findet hier v.a. als Futtermittelzuschlagstoff v.a. bei Wiederkäuern und Geflügel Verwendung (Schmidt et al. 2016). Weitere Verwendungswege sind die Nutzung in der Stalleinstreu, als Behandlungsmittel zusammen mit Milchsäurebakterien für Gülle (Milieusteuerung), als medizinische Maßnahme, z.B. bei *Clostridien*-Infektionen (=Botulismus; Krüger et al. 2012, Gerlach et al. 2014; Anwendung i.d.R. ebenfalls zusammen mit Milchsäurebakterien-Präparaten wie Sauerkrautsaft) oder als Silierhilfsmittel. In diesem Bereich gibt es nur wenig Forschung, sondern eher praktische Anwendung von Landwirten, die die Praxis voneinander übernehmen. Der aktuelle Stand des Wissens ist in einer umfassenden Literaturrecherche bei Schmidt et al. (2016) zusammengefasst (Vorabdruck "white paper" eines im September 2016 erscheinenden Lehrbuch-Kapitels des "Biokohle"-Lehrbuchs, Hrsg. Quicker und Weber, im Springer-Verlag). Der Einsatz von Biochar rechnet sich nach Auskunft praktizierender Landwirte relativ rasch durch sinkende Tierarztkosten (Bsp. von ca. 100 € pro Jahr und Milchkuh auf 17 €), ein verbessertes Stallklima, stark verminderte Geruchsbelästigung, eine fließfähigere (nicht stinkende) Gülle, die keine Verätzungen an Pflanzen verursacht, sowie allmählich steigende Grünlanderträge. Wie in diesem Projekt gezeigt werden konnte, verursachte auch ein schadstofffreies, aschereiches Stroh-Biochar aus *Miscanthus* (also keine Holzkohle mit 80 % C-Gehalt, s.u.), in großer Menge von fast 10 t ha<sup>-1</sup> ad-hoc ausgebracht,

keine negativen Effekte auf Qualität und Quantität des Grünlandertrags. Die derzeit von Landwirten z.B. zur Güllebehandlung genutzten Biochar-Mengen sind sehr viel geringer und liegen eher im Bereich von einigen Hundert kg pro ha und Jahr.

Eine saubere Produktion und Prozesssteuerung kann ein **schadstoffreies Biochar**, welches die Richt- und Grenzwerte der Bodenschutzverordnung und der Düngemittelverordnung einhält, heute problemlos gewährleisten (Quicker und Weber, 2016; Vogel et al. 2015). Kontaminationsmöglichkeiten, z.B. die Rück-Kondensation von volatilen Verbindungen bzw. PAK auf den Kohleoberflächen durch mangelnde Nachverbrennung der Pyrolysegase, die Nutzung von Schwermetall-kontaminierter Biomasse oder die Verwendung falscher Metalllegierungen für den Reaktorstahl (Abrieb) sind bekannt, und können durch geeignete Materialwahl, Produktionsverfahren und eine Positivliste der erlaubten Inputmaterialien (Bsp. EBC 2012) nach heutigem Kenntnisstand leicht vermieden werden. Es erscheint zielführend, die Schadstofffreiheit sowie die Nachhaltigkeit der Produktion von Biochar (Bsp. Begrenzung der Transportstrecke für Biomasse/Reststoffe für die Pyrolyse auf max. 80 km, vgl. EBC 2012) durch entsprechende Regelungen festzuschreiben. Dabei wäre es von Vorteil, bei der Analyse von Düngemitteln ähnlich strenge Maßstäbe bezüglich PAK anzulegen, wie dies derzeit im freiwilligen Standard EBC für Biochar notwendig ist. Derzeit sind für Düngemittel gar keine PAK-Analysen vorgeschrieben (Vogel et al. 2015).

**Gesetzliche Rahmenbedingungen:** Derzeit ist nach der Reform des Düngemittelrechts 2015 nur Biochar mit einem Kohlenstoffgehalt von über 80% zum Einsatz in Böden zugelassen. Es ist anzunehmen, dass dieser Grenzwert eingeführt wurde, um eine Trennung von Biochar und HTC-Kohle zu ermöglichen. Nach den vorliegenden Ergebnissen dieses Projekts ist dies auch unbedingt erforderlich (s.o.). Eine wissenschaftliche Begründung für den Grenzwert von 80 % C ergibt sich jedoch aus den hier vorliegenden Ergebnissen oder aus der publizierten Literatur zu Biochar nicht. Nur wenn der Anteil von reinem Stammholz und die Pyrolysetemperatur sehr hoch sind, kann ein Biochar mit 80 % C produziert werden. Da Rinde oder grasartige Komponenten (Bsp. Getreidespelzen) einen höheren Aschegehalt bewirken, der den C-Gehalt "verdünnt", können solche Biochars gar nicht auf diesen C-Gehalt kommen. Damit muss zwingend teures Stammholz verwendet werden. Landschaftspflegematerial oder Ernterückstände, d.h. Einsatzstoffe im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgedankens, werden so ausgeschlossen. Der Asche- und der C-Anteil allein sagen nichts über die Reinheit und Nutzwirkung des betreffenden Biochars aus, z.B. als Kalkungsäquivalent, Lieferant für Nährstoffe wie  $K^+$  und  $Ca^{2+}$ , über die Fähigkeit zur  $N_2O$ -Emissionsreduktion (Cayuela et al. 2015) oder über die Schadstofffreiheit (Vogel et al. 2015). Letzteres kann nur durch geeignete Analysen (wie über das EBC vorgeschrieben) gewährleistet werden. Der Karbonisierungsgrad (zur Unterscheidung von HTC-Kohle) lässt sich, wie in diesem Projekt gezeigt (Kap. 4), besser über den Nachweis eines geringen H/C zu O/C Verhältnisses ( $<0,4$ ) oder durch einen  $H/C_{org}$  Wert unter 0,5 oder 0,6 darstellen (vgl. Abb. 11). Bei Anlegen dieses Kriteriums kann praktisch ausgeschlossen werden, dass HTC-Kohlen in die Kategorie „Biochar“ gelangen können.

**Weitere Anwendungsfelder für Biochar:** Kürzlich konnte gezeigt werden, dass Biochar als Zuschlagstoff bei der Behandlung nährstoffreicher organischer Wirtschaftsdünger wie Kompost (Mit-Kompostierung) größere Mengen von **Nitrat** aufnehmen konnte; gleiches vollzog sich bei der Alterung im Boden (Kammann et al. 2015; Haider et al. 2016). Dabei konnte mit herkömmlichen Extraktionsmethoden nicht alles Nitrat von den Kohlepartikeln abgelöst werden, sondern erst über mehrfache Extraktionen und bei höherer Temperatur. Daher ist anzunehmen, dass die tatsächliche Nitratmenge in Biochar-behandelten Böden oder Substraten in vielen Studien unterschätzt wird. Weitere Studien zeigten zudem, dass die Auswaschung von

Nitrat bei Zusatz von Biochar (z.B. zu Komposten) verringert werden konnte, wenn diese Mischungen in Böden eingebracht wurden (Mengel 2013). Diese von uns erstmalig beschriebene Eigenschaft von Biochar war unerwartet, da Biochar kaum eine nennenswerte Anionen-Austauschkapazität besitzt. Sie wurde aber inzwischen von weiteren Forschergruppen bestätigt (Bsp. Hagemann, Kappler et al., Publikationen in Vorbereitung) und scheint mit der Porenstruktur von Biochar zusammen zu hängen, ebenso wie mit einer organischen „Überzugschicht“ (organic coating), die sich über Kompostierung oder allmählich bei Alterung im Boden ausbildet. Daher könnte ein mögliches zukünftiges Einsatzgebiet von Biochar die Behandlung von organischen Wirtschaftsdüngern und Reststoffen vor Ausbringung in den Boden sein, v.a. dort, wo die Nitratbelastung des Grundwassers hoch ist (Bsp. Intensivtierhaltung, Weinbau). Somit könnte eine Forschungsaufgabe lauten, die Nitrat-Aufnahmefähigkeit von Biochar(s) durch Nachbehandlung zu erhöhen bzw. so zu steuern, dass Nitrat im Oberboden gehalten wird, dennoch aber bei Bedarf pflanzenverfügbar abgegeben wird. Noch ist unbekannt, ob es bei Anreicherung von Pflanzenkohle (pyrogenem Kohlenstoff) langfristig zu einer Humusanreicherung und über das beschriebene „*nitrate capture*“ auch zu einer N-Anreicherung im Boden kommt, und ob diese die Gefahr von Nitratauswaschungen verstärken oder mindern. Hier ist vor allem weitere Grundlagenforschung erforderlich.

Ein weiterer möglicher Nutzungsweg ist der Einsatz von **Biochar als Trägermatrix für organische Wirtschaftsdünger**. Eine Unterfußgabe von Biochar direkt unter die Saat bzw. Jungpflanzen anstelle des flächigen Einpflügens reduziert die Aufwandmenge erheblich (Bsp. Cornelissen et al. 2013) und ist somit ökonomisch für Landwirte relevanter. Schmidt et al. (2015) erzielten bei Nutzung von 750 kg ha<sup>-1</sup> Biochar als Träger für organischen Flüssigdünger (Kuhurin) als Unterfußgabe beim Pflanzen einen um 400 % höheren Kürbisertrag als bei der Gabe der gleichen Nährstoffe ohne Biochar als Trägermatrix; der Versuch wurde jeweils im *randomized block design* mit 3-5 Parzellenwiederholungen an 8 verschiedenen Standorten in Nepal in fruchtbaren, nicht degradierten Böden durchgeführt; der erzielte Ertrag entsprach dem der konventionellen Landwirtschaft Mitteleuropas mit Mineraldüngung (Schmidt et al. 2015). Mit verschiedenen weiteren Nutzpflanzen wurden Ertragsteigerungen zwischen 80 % und 200 % bei organischer Biochar-Unterfußdüngung erzielt. Bei Beladung des Biochars mit Mineraldünger fiel die Ertragsteigerung geringer aus als bei organischer Beladung (Publikation in Vorbereitung). Die Nutzung von Biochar als Träger für organische Wirtschaftsdünger könnte somit vor allem für die ökologische Landwirtschaft von wirtschaftlichem Interesse sein. Bislang ist unbekannt, ob es über diesen Nutzungsweg zu einer Verringerung der Emissionen klimarelevanter THG wie N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> und zur Verringerung der Auswaschung von Nitrat kommt; dies ist anzunehmen (hohe Biochar-Konzentration am Wirkungsort), bleibt aber zu prüfen.

Nach den Anfangsjahren der zunächst tastenden Exploration, von Versuch und Irrtum, und der fortschreitenden Systematisierung innerhalb eines neuen Forschungsfelds besteht nun vor allem Forschungsbedarf zur gezielten Entwicklung betriebswirtschaftlich-ökonomisch nutzbringender Implementierungswege, um wünschenswerte gesellschaftliche Effekte wie "C-Sequestrierung", "Emissionsminderung" oder "Nitratretention" über betriebswirtschaftlich sinnvolle Nutzungsmöglichkeiten zu erzielen.

## 7 Zitierte Literatur

- Abel S, Peters A, Trinks S, Schonsky H, Facklam M and Wessolek G 2013 Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma* 202, 183-191.
- Ameloot N, De Neve S, Jegajeevagan K, Yildiz G, Buchan D, Funkuin Y N, Prins W, Bouckaert L and Sleutel S 2013 Short-term CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 401-410.
- Augustenborg C A, Hepp S, Kammann C, Hagan D and Müller C 2012 Impact of biochar on soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions in the presence of earthworms. *Journal of Environmental Quality* 41, 1203-1209.
- Bachmann H J, Bucheli T D, Dieguez-Alonso A, Fabbri D, Knicker H, Schmidt H-P, Ulbricht A, Becker R, Buscaroli A, Buerge D, Cross A, Dickinson D, Enders A, Esteves V I, Evangelou M W H, Fellet G, Friedrich K, Gasco Guerrero G, Glaser B, Hanke U M, Hanley K, Hilber I, Kalderis D, Leifeld J, Masek O, Mumme J, Carmona M P, Calvelo Pereira R, Rees F, Rombolà A G, de la Rosa J M, Sakrabani R, Sohi S, Soja G, Valagussa M, Verheijen F and Zehetner F 2016 Toward the standardization of biochar analysis: The COST Action TD1107 Interlaboratory Comparison. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*.
- Bai M, Wilske B, Buegger F, Esperschütz J, Kammann C, Eckhardt C, Koestler M, Kraft P, Bach M, Frede H-G and Breuer L 2013 Degradation kinetics of biochar from pyrolysis and hydrothermal carbonization in temperate soils. *Plant and Soil* 372, 375-387.
- Balesdent, J. and A. Mariotti 1996 Measurement of soil organic matter turnover using <sup>13</sup>C natural abundance. In: T. W. Boutton and S. Yamasaki, *Mass Spectrometry of Soils*, 83-111. Dekker, New York.
- Bamminger C, Zaiser N, Zinsser P, Lamers M, Kammann C and Marhan S 2014 Effects of biochar, earthworms, and litter addition on soil microbial activity and abundance in a temperate agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils* 50, 1189-1200.
- Bargmann I, Martens R, Rillig M C, Kruse A and Kuecke M 2014a Hydrochar amendment promotes microbial immobilization of mineral nitrogen. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 59-67.
- Bargmann I, Rillig M C, Kruse A, Greef J-M and Kuecke M 2014b Effects of hydrochar application on the dynamics of soluble nitrogen in soils and on plant availability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 48-58.
- Bargmann I, Rillig M C, Kruse A, Greef J-M and Kuecke M 2014c Initial and subsequent effects of hydrochar amendment on germination and nitrogen uptake of spring barley. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 68-74.
- Bédard C and Knowles R 1989 Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiological Reviews* 53, 68-84.
- Berge N D, Kammann C, Ro K and Libra J 2013 Environmental applications of hydrothermal carbonization technology: Biochar production, carbon sequestration, and waste conversion. In *Sustainable Carbon Materials from Hydrothermal Processes*. Ed. M-M Titirici. pp 295-340. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- Blackwell P, Riethmuller G and Collins M 2009 Biochar Application to Soil. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Eds. J Lehmann and S Joseph. pp 207-226. Earthscan, London, U.K.
- Boeckx P, van Cleemput O and Villaralvo I 1997 Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 91-95.
- Borchard N, Ladd B, Eschemann S, Hegenberg D, Möselers B M and Amelung W 2014 Black carbon and soil properties at historical charcoal production sites in Germany. *Geoderma* 232-234, 236-242.
- Briones A M 2012 The secrets of El Dorado viewed through a microbial perspective. *Frontiers in Microbiology* 3, 239-239.

- Berge N D, Kammann C, Ro K and Libra J 2013 Environmental applications of hydrothermal carbonization technology: Biochar production, carbon sequestration, and waste conversion. In Sustainable Carbon Materials from Hydrothermal Processes. Ed. M-M Titirici. pp 295-340. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- Borchard N, Prost K, Kautz T, Moeller A and Siemens J 2012 Sorption of copper (II) and sulphate to different biochars before and after composting with farmyard manure. *European Journal of Soil Science*.
- Brodowski S, John B, Flessa H and Amelung W 2006 Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science* 57, 539-546.
- Brodowski S, Rodionov A, Haumaier L, Glaser B and Amelung W 2005 Revised black carbon assessment using benzene polycarboxylic acids. *Organic Geochemistry* 36, 1299-1310.
- Busch D, Kammann C, Grünhage L and Müller C 2012 Simple biotoxicity tests for evaluation of carbonaceous soil additives: Establishment and reproducibility of four test procedures. *Journal of Environmental Quality* 41, 1023-1032.
- Busch D, Stark A, Kammann C I and Glaser B 2013 Genotoxic and phytotoxic risk assessment of fresh and treated hydrochar from hydrothermal carbonization compared to biochar from pyrolysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 97, 59-66.
- Buss, W., Kammann, C., Koyro, H.-W., 2012 Biochar reduced copper toxicity in *Chenopodium quinoa* Willd. in a sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 41, 1157-1165.
- Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, Kiese R and Zechmeister-Boltenstern S 2013 Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368.
- Case S D C, McNamara N P, Reay D S and Whitaker J 2012 The effect of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from a sandy loam soil - The role of soil aeration. *Soil Biology & Biochemistry* 51, 125-134.
- Castro M S, Mellilo J M, Steudler P A and Chapman J W 1994 Soil moisture as a predictor of methane uptake by temperate forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 1805-1810.
- Castro M S, Steudler P A, Mellilo J M, Aber J D and Bowden R D 1995 Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 1-10.
- Cayuela M L, Sánchez-Monedero M A, Roig A, Hanley K, Enders A and Lehmann J 2013 Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N<sub>2</sub>O emissions? *Scientific Reports* 3.
- Cayuela M L, van Zwieten L, Singh B P, Jeffery S, Roig A and Sánchez-Monedero M A 2014 Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 5-16.
- Cayuela M L, Jeffery S and van Zwieten L 2015 The molar H:C<sub>org</sub> ratio of biochar is a key factor in mitigating N<sub>2</sub>O emissions from soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202, 135-138.
- Chen C R, Phillips I R, Condron L M, Goloran J, Xu Z H and Chan K Y 2013 Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand. *Plant and Soil* 367, 301-312.
- Chen S, Rotaru A-E, Shrestha P M, Malvankar N S, Liu F, Fan W, Nevin K P and Lovley D R 2014 Promoting Interspecies Electron Transfer with Biochar. *Scientific Reports* 4.
- Conte P, Hanke U M, Marsala V, Cimò G, Alonzo G and Glaser B 2014 Mechanisms of water interaction with pore systems of hydrochar and pyrochar from poplar forestry waste. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 62, 4917-4923.
- Cornelissen G, Martinsen V, Shitumbanuma V, Alling V, Breedveld G, Rutherford D, Sparrevik M, Hale S, Obia A and Mulder J 2013 Biochar effect on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in Zambia. *Agronomy* 3, 256-274.
- De Visscher A and van Cleemput O 2003 Induction of enhanced CH<sub>4</sub> oxidation in soils: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> inhibition patterns. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 907-913.

- Finke, C. 2013 Long term effect of the addition of charcoal into temperate soil onto the nitrogen cycle and greenhouse gas emissions. Master Abschlussarbeit, Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig Universität Gießen, 53 S.
- Fraser J, Teixeira W, Falcão N, Woods W, Lehmann J and Junqueira A B 2011 Anthropogenic soils in the Central Amazon: from categories to a continuum. *Area* 43, 264-273.
- Frausin V, Fraser J, Narmah W, Lahai M, Winnebahl T A, Fairhead J and Leach M 2014 "God Made the Soil, but We Made It Fertile": Gender, Knowledge, and Practice in the Formation and Use of African Dark Earths in Liberia and Sierra Leone. *Human Ecology* 42, 695-710.
- Gajić A and Koch H-J 2012 Sugar beet (*Beta vulgaris* L.) growth reduction caused by hydrochar is related to nitrogen supply. *Journal of Environmental Quality* 41, 1067-1075.
- Gerlach, H., Gerlach, A., Schrödl, W., Schottdorf, B., Haufe, S., Helm, H., Shehata, A., Krüger, M. 2014 Oral application of charcoal and humic acids to dairy cows influences *Clostridium botulinum* blood serum antibody level and glyphosate excretion in urine. *Journal of Clinical Toxicology* 4.
- Glaser B and Birk J J 2012 State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 39-51.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G and Zech W 2001 The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37-41.
- Haider G, Koyro H-W, Azam F, Steffens D, Müller C and Kammann C 2015 Biochar but not humic acid product amendment affected maize yields via improving plant-soil moisture relations. *Plant and Soil* 395, 141-157.
- Haider G, Steffens D, Müller C and Kammann C I 2016 Standard extraction methods may underestimate nitrate stocks captured by field aged biochar. *Journal of Environmental Quality* in press.
- Hammer, T.J., Fierer, N., Hardwick, B., Simojoki, A., Slade, E., Taponen, J., Viljanen, H., Roslin, T. 2016 Treating cattle with antibiotics affects greenhouse gas emissions, and microbiota in dung and dung beetles. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 283.
- Harter J, Krause H-M, Schuettler S, Ruser R, Fromme M, Scholten T, Kappler A and Behrens S 2013 Linking N<sub>2</sub>O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. *ISME Journal*, in press.
- Heckenberger M J, Kuikuro A, Kuikuro U T, Russell J C, Schmidt M, Fausto C and Franchetto B 2003 Amazonia 1492: Pristine Forest or Cultural Parkland? *Science* 301, 1710-1714.
- Heckenberger M J, Russell J C, Fausto C, Toney J R, Schmidt M J, Pereira E, Franchetto B and Kuikuro A 2008 Pre-Columbian Urbanism, Anthropogenic Landscapes, and the Future of the Amazon. *Science* 321, 1214-1217.
- Heitkötter J and Marschner B 2015 Interactive effects of biochar ageing in soils related to feedstock, pyrolysis temperature, and historic charcoal production. *Geoderma* 245–246, 56-64.
- Hilber I, Blum F, Leifeld J, Schmidt H-P and Bucheli T D 2012 Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 60, 3042-3050.
- Hüppi R, Felber R, Neftel A, Six J and Leifeld J 2015 Effect of biochar and liming on soil nitrous oxide emissions from a temperate maize cropping system. *SOIL* 1, 707-717.
- Hutchinson G and Livingston G 1993 Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*, 63-78.
- Hütsch B W, Webster C P and Powelson D S 1994 Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biology & Biochemistry* 26, 1613-1622.
- Jaffé R, Ding Y, Niggemann J, Vähätalo A V, Stubbins A, Spencer R G M, Campbell J and Dittmar T 2013 Global Charcoal Mobilization from Soils via Dissolution and Riverine Transport to the Oceans. *Science* 340, 345-347.

- Jandl G, Eckhardt K-U, Bargmann I, Kücke M, Greef J-M, Knicker H and Leinweber P 2012 Hydrothermal Carbonization of Biomass Residues: Mass Spectrometric Characterization for Ecological Effects in the Soil-Plant System. *Journal of Environmental Quality* 42, 199-207.
- 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 and Environment* 144, 175-187.
- Jeffery, S., Abalos, D., Spokas, K., Verheijen, F.G.A. 2015 Biochar effects on crop yield, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management - Science, Technology and Implementation*. Earthscan, London, pp. 299-324.
- Jones D, Rousk J, Edwards-Jones G, DeLuca T and Murphy D 2011 Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1723-1731.
- Kammann C, Grünhage L, Müller C, Jacobi S and Jäger H J 1998 Seasonal variability and mitigation options for N<sub>2</sub>O emissions from differently managed grasslands. *Environmental Pollution* 102, S1, 179-186.
- Kammann C, Grünhage L, Jäger H-J and Wachinger G 2001 Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH<sub>4</sub> oxidation in grassland with a high potential for CH<sub>4</sub> production. *Environmental Pollution* 115, 261-273.
- Kammann C, Müller C, Grünhage L and Jäger H-J 2008 Elevated CO<sub>2</sub> stimulates N<sub>2</sub>O emissions in permanent grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2194-2205.
- Kammann C, Hepp S, Lenhart K and Müller C 2009 Stimulation of methane consumption by endogenous CH<sub>4</sub> production in aerobic grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 622-629.
- Kammann C, Linsel S, Gößling J and Koyro H-W 2011 Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil-plant relations. *Plant and Soil* 345, 195-210.
- Kammann C, Ratering S, Eckhard C and Müller C 2012 Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) fluxes from soils. *Journal of Environmental Quality* 41, 1052-1066.
- Kammann C and Graber E R 2015 Biochar Effects on Plant Eco-Physiology. In *Biochar for Environmental Management - Science, Technology and Implementation (Second Edition)*. Eds. J Lehmann and S Joseph. Earthscan from Routledge, London, Sterling, VA, USA.
- Kammann C I, Schmidt H-P, Messerschmidt N, Linsel S, Steffens D, Müller C, Koyro H-W, Conte P and Joseph S 2015 Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5, doi: 10.1038/srep11080.
- Kammann C, Busch D, Wagner A, Schimmelpfennig S, Luggers K, Grünhage L, Xie Z, Kaupenjohann M, Glaser B and Müller C (in Vorbereitung(a)) Simple biotoxicity tests for evaluating carbonaceous soil additives: Comparison of 16 different biochars, hydrochars and other soil-C additives. Einreichung vorgesehen bei *Journal of Environmental Quality*.
- Kammann C, Finke C, Bammingner C, Borchard N, Eckhard C, Forreiter C, Marhan S, Gisselmann U, Müller C (in Vorbereitung(b)) Greenhouse gas fluxes in temperate forest soil as affected by historical charcoal additions. Einreichung vorgesehen bei *Global Change Biology Bioenergy*.
- Karhu K, Mattila T, Bergstrom I and Regina K 2011 Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity - Results from a short-term pilot field study. *Agriculture Ecosystems & Environment* 140, 309-313.
- Keidel, L., Kammann, C., Grünhage, L., Moser, G., and Müller, C. 2015 Positive feedback of elevated CO<sub>2</sub> on soil respiration in late autumn and winter. *Biogeosciences* 12, 1257-1269.
- Krueger M, Grosse-Herrenthey A, Schroedl W, Gerlach A and Rodloff A 2012 Visceral botulism at dairy farms in Schleswig Holstein, Germany - Prevalence of *Clostridium botulinum* in feces of cows, in animal feeds, in feces of the farmers, and in house dust. *Anaerobe* 18, 221-223.
- Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, Bogomolova I and Xu X 2009 Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 210-219.

- Kuzyakov Y, Bogomolova I and Glaser B 2014 Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific C-14 analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 70, 229-236.
- Kehres B, Thelen-Jüngling M, Bidlingmaier W, Meyer-Spasche H, Fischer P, Philipp W, Marciniszyn E, Schneichel H-W, Severin K and Müller M 2006 Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. (Method Handbook for Analysis of organic fertilizers, soil ameliorants and substrates.). Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln-Gremberghoven.
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J.K., Henriksen, U.B., Hauggaard-Nielsen, H., 2015 Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy* 72, 300-308.
- IPCC 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Laughlin R J and Stevens R J 2002 Evidence for fungal dominance of denitrification and codenitrification in a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1540-1548.
- Laughlin, R.J., Stevens, R.J., Müller, C., Watson, C.J., 2008 Evidence that fungi can oxidize  $\text{NH}_4^+$  to  $\text{NO}_3^-$  in a grassland soil. *European Journal of Soil Science* 59, 285-291.
- Lehmann J 2007 Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 381-387.
- Lehmann J, Abiven S, Kleber M, Genxing Pan, Singh B P, Sohi S and Zimmerman A 2015 Persistence of biochar in soil. In *Biochar for Environmental Management - Science, Technology and Implementation*. Eds. J Lehmann and S Joseph. Earthscan.
- Lehmann J and Kleber M 2015 The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lenhart, K. 2008 The effects of long-term Free Air  $\text{CO}_2$  Enrichment (FACE) on soil aggregation, soil carbon input, and ecosystem  $\text{CO}_2$  dynamics in a temperate grassland ecosystem. Dissertationsschrift, Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig Universität Gießen, 121 S.
- Lenhart K, Weber B, Elbert W, Steinkamp J, Clough T, Crutzen P, Pöschl U and Keppler F 2015 Nitrous oxide and methane emissions from cryptogamic covers. *Global Change Biology*, n/a-n/a.
- Li C, Frolking S and Butterbach-Bahl K 2005 Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change* 72, 321-338.
- Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G., Luizão, F.J. 2010 Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry* 41, 206-213.
- Libra J A, Ro K S, Kammann C, Funke A, Berge N D, Neubauer Y, Titirici M-M, Fühner C, Bens O, Kern J and 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, 71-106.
- Major J and Husk B 2010 Commercial scale agricultural biochar field trial in Québec, Canada, over two years: Effects of biochar on soil fertility, biology, crop productivity and quality. pp 1-38. BlueLeaf Inc., Drummondville (Québec).
- Malghani S, Gleixner G and Trumbore S E 2013 Chars produced by slow pyrolysis and hydrothermal carbonization vary in carbon sequestration potential and greenhouse gases emissions. *Soil Biology and Biochemistry* 62, 137-146.
- Mann C 2008 The Western Amazon's "Garden Cities". *Science* 321, 1151.
- McHenry M P 2009 Agricultural bio-char production, renewable energy generation and farm carbon sequestration in Western Australia: Certainty, uncertainty and risk. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 1-7.
- McMichael C H, Palace M W, Bush M B, Braswell B, Hagen S, Neves E G, Silman M R, Tamanaha E K and Czarnecki C 2014 Predicting pre-Columbian anthropogenic soils in Amazonia. *Proceedings of the Royal Society B* 281, 20132475.



- Müller C, Laughlin R J, Christie P and Watson C J 2011 Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1362-1371.
- Müller C and Sherlock R R 2004 Nitrous oxide emissions from temperate grassland ecosystems in the Northern and Southern Hemispheres. *Global Biogeochemical Cycles* 18 1-11.
- Myhre G, Shindell D, Bréon F-M et al. 2013 Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Kapitel 8 in: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (eds Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM) pp Page. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., Cambridge University Press.
- Novak J M, Lima I, Xing B, Gaskin J W, Steiner C, Das K C, Ahmedna M, Rehrh D, Watts D W, Busscher W J and Schomberg H 2009 Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects in a loamy sand. *Annals of Environmental Science* 3, 195-206.
- Obia A, Cornelissen G, Mulder J and Dörsch P 2015 Effect of soil pH increase by Biochar on NO, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> production during denitrification in acid soils. *PLoS ONE* 10, e0138781.
- Obia, A., Mulder, J., Martinsen, V., Cornelissen, G., Børresen, T. 2016 In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. *Soil and Tillage Research* 155, 35-44.
- Ogawa M 1991 The earth's green saved with charcoal. In *Nihon Keizai Shinbun* (Newspaper of Japanese Economics, Nikkei), Japan.
- Okimori Y, Ogawa M and Takahashi F 2003 Potential of CO<sub>2</sub> emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 8, 261-280.
- Pacholski, A., Cai, G., Nieder, R., Richter, J., Fan, X., Zhu, Z., Roelcke, M., 2006 Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field – comparative measurements in Henan Province, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 259-273.
- Pataki, D.E., Ehleringer, J.R., Flanagan, L.B., Yakir, D., Bowling, D.R., Still, C.J., Buchmann, N., Kaplan, J.O., Berry, J.A., 2003 The application and interpretation of Keeling plots in terrestrial carbon cycle research. *Global Biogeochemical Cycles* 17
- Powlson D S, Goulding K W T, Willison T W, Webster C P and Hütsch B W 1997 The effect of agriculture on methane oxidation in soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 59-70.
- Prost K, Borchard N, Siemens J, Kautz T, Sequaris J-M, Moeller A and Amelung W 2013 Biochar Affected by Composting with Farmyard Manure. *Journal of Environmental Quality* 42, 164-172.
- Qayyum M F, Steffens D, Reisenauer H P and Schubert S 2012 Kinetics of carbon mineralization of biochars compared with wheat straw in three soils. *Journal of Environmental Quality* 41, 1210-1220.
- Quicker P und Weber K 2016 *Biokohle - Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten.* Springer-Verlag, Deutschland, 409 S.; doi: 10.1007/978-3-658-03689-8, ISBN 978-3-658-03689-8
- Rex D, Schimmelpfennig S, Jansen-Willems A, Moser G, Kammann C and Müller C 2015 Microbial community shifts 2.6 years after top dressing of *Miscanthus* biochar, hydrochar and feedstock on a temperate grassland site. *Plant and Soil* 397, 261-271.
- Rodionov A, Amelung W, Peinemann N, Haumaier L, Zhang X, Kleber M, Glaser B, Urusevskaya I and Zech W 2010 Black carbon in grassland ecosystems of the world. *Global Biogeochemical Cycles* 24, GB3013.
- Ruyschaert, G., Nelissen, V., Postma, R., Bruun, E., O'Toole, A., Hammond, J., Rödger, J.-M., Hylander, L., Kihlberg, T., Zwart, K., Hauggaard-Nielsen, H., Shackley, S. 2016 Field applications of pure biochar in the North Sea region and across Europe, in: Shackley, S., Ruyschaert, G., Zwart, K., Glaser, B. (Eds.), *Biochar in European Soils and Agriculture - Science and Practice.* Routhledge, Oxon, UK and New York, USA.
- Schimmelpfennig S and Glaser B 2012 One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality* 41, 1001-1013.

- Schimmelpfennig S, Müller C, Grünhage L, Koch C and Kammann C 2014 Biochar, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland—Effects on greenhouse gas emissions and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 39-52.
- Schimmelpfennig S, Kammann C, Moser G, Grünhage L and Müller C 2015 Changes in macro- and micronutrient contents of grasses and forbs following *Miscanthus x giganteus* feedstock, hydrochar and biochar application to temperate grassland. *Grass and Forage Science* 70, doi: 10.1111/gfs.12158.
- Schimmelpfennig S 2015 Carbon sequestration in temperate grassland soil - risks and opportunities of biochar and hydrochar application. Dissertationsschrift, Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig Universität Gießen, 216 S.
- Schmidt M W I, Skjemstad J O, Gehrt E and Kögel-Knabner I 1999 Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science* 50, 351-365.
- Schmidt M W I, Torn M S, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens I A, Kleber M, Kögel-Knabner I, Lehmann J, Manning D A C, Nannipieri P, Rasse D P, Weiner S and Trumbore S E 2011 Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.
- Schmidt, H.-P., Pandit, B.H., Martinsen, V., Cornelissen, G., Conte, P., Kammann, C.I. 2015 Fourfold increase in pumpkin yield in response to low-dosage root zone application of urine-enhanced biochar to a fertile tropical soil. *Agriculture* 5, 723-741.
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Gerlach, A., Gerlach, H. 2016 Der Einsatz von Pflanzenkohle in der Tierfütterung. *Ithaka Journal* 2016, 364-395. (Vorabdruck Buchkapitel aus Quicker und Weber (Hrsg.) „Biokohle“)
- Shrestha P M and Rotaru A-E 2014 Plugging in or going wireless: strategies for interspecies electron transfer. *Frontiers in Microbiology* 5.
- Singh N, Abiven S, Torn M S and Schmidt M W I 2012 Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. *Biogeosciences* 9, 2847-2857.
- Solomon, D., Lehmann, J., Fraser, J.A., Leach, M., Amanor, K., Frausin, V., Kristiansen, S.M., Millimouno, D., Fairhead, J. 2016 Indigenous African soil enrichment as a climate-smart sustainable agriculture alternative. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14, 71-76.
- Spokas K, Novak J and Venterea R 2011 Biochar's role as an alternative N-fertilizer: ammonia capture. *Plant and Soil*, 1-8.
- Spokas K A 2013 Impact of biochar field aging on laboratory greenhouse gas production potentials. *Global Change Biology Bioenergy* 5, 165-176.
- Spokas, K.A., Novak, J.M., Masiello, C.A., Johnson, M.G., Colosky, E.C., Ippolito, J.A., Trigo, C. 2014 Physical disintegration of biochar: An overlooked process. *Environmental Science & Technology Letters* 1, 326-332.
- Steinbeiss S, Gleixner G and Antonietti M 2009 Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1301-1310.
- Steiner C, Teixeira W, Lehmann J, Nehls T, de Macêdo J, Blum W and Zech W 2007 Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil* 291, 275-290.
- Stokstad E 2003 Amazon Archeology: 'Pristine' Forest Teemed With People. *Science* 301, 1645-1646.
- Subedi, R., Kammann, C., Pelissetti, S., Taupe, N., Bertora, C., Monaco, S., Grignani, C., 2015 Does soil amended with biochar and hydrochar reduce ammonia emissions following the application of pig slurry? *European Journal of Soil Science* 66, 1044-1053
- Taghizadeh-Toosi A, Clough T, Sherlock R and Condron L 2012 Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil* 350, 57-69.
- Van Zwieten L, Singh B P, Kimber S W L, Murphy D V, Macdonald L M, Rust J and Morris S 2014 An incubation study investigating the mechanisms that impact N<sub>2</sub>O flux from soil following biochar application. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 53-62.

- Van Zwieten L, Kammann C, Cayuela M L, Singh B P, Joseph S, Kimber S, Donne S, Clough T and Spokas K 2015 Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. In *Biochar for Environmental Management - Science, Technology and Implementation*. Eds. J Lehmann and S Joseph. pp 487-518. Earthscan from Routledge, London, Sterling, VA, USA.
- Vasilyeva N A, Abiven S, Milanovskiy E Y, Hilf M, Rizhkov O V and Schmidt M W I 2011 Pyrogenic carbon quantity and quality unchanged after 55 years of organic matter depletion in a Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1985-1988.
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., Tonon, G. 2013 Biochar reduces short-term nitrate leaching from A horizon in an apple orchard. *Journal of Environmental Quality* 42, 76-82.
- Ventura, M., Alberti, G., Viger, M., Jenkins, J.R., Girardin, C., Baronti, S., Zaldei, A., Taylor, G., Rumpel, C., Miglietta, F., Tonon, G. 2015 Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy* 7, 1150–1160.
- Vogel, I., Schatten, R., Wagner, R., Terytze, K. 2015 Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland. *Müll und Abfall* 07/2015.
- Wang C, Lu H, Dong D, Deng H, Strong P J, Wang H and Wu W 2013 Insight into the Effects of Biochar on Manure Composting: Evidence Supporting the Relationship between N<sub>2</sub>O Emission and Denitrifying Community. *Environmental Science & Technology* 47, 7341-7349.
- Wagner S, Cawley K, Rosario-Ortiz F and Jaffé R 2015 In-stream sources and links between particulate and dissolved black carbon following a wildfire. *Biogeochemistry* 124, 145-161.
- Wardle D A, Nilsson M-C and Zackrisson O 2008 Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320, 629.
- Weng, Z., Van Zwieten, L., Singh, B.P., Kimber, S., Morris, S., Cowie, A., Macdonald, L.M. 2015 Plant-biochar interactions drive the negative priming of soil organic carbon in an annual ryegrass field system. *Soil Biology and Biochemistry* 90, 111-121.
- Whitman, T., Lehmann, J., 2015. A dual-isotope approach to allow conclusive partitioning between three sources. *Nature Communications* 6.
- Wolf B, Zheng X, Bruggemann N, Chen W, Dannenmann M, Han X, Sutton M A, Wu H, Yao Z and Butterbach-Bahl K 2010 Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* 464, 881-884.
- Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A, Lehmann J and Joseph S 2010 Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nat Commun* 1, 56.
- Zhang A, Cui L, Pan G, Li L, Hussain Q, Zhang X, Zheng J and Crowley D 2010 Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 469-475.