

Dr. Holger Flaig

Biokohle auf den Acker – Auswirkungen auf die Bodenbiologie

Vom Einbringen von Biokohle in Böden erhofft man sich positive Wirkungen auf Bodeneigenschaften und Pflanzenwachstum. Außerdem soll Kohlenstoff für lange Zeit im Boden eingelagert und der Atmosphäre entzogen werden. Doch welche Auswirkungen haben Biokohlen auf das Bodenleben, insbesondere auf die Bodenmikroorganismen? Wie reagieren die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivitäten auf den ungewohnten Stoffeintrag? Die Untersuchung bodenbiologischer Folgen war Teil des umfangreichen Biokohleprojekts CarboSolum, an dem das LTZ Augustenberg federführend beteiligt war.

So genannten Biokohlen – aus organischem Material hergestellten Kohleprodukten – werden positive Wirkungen auf den Boden unterstellt. Sie sollen die Wasserhaltekapazität, die Kationenaustauschkapazität und das Porenvolumen erhöhen (ATKINSON et al., 2010). Verschiedentlich wird von einer Ertragssteigerung auf mit Biokohle versorgten Böden berichtet, häufig allerdings aus (sub-)tropischen Regionen und auf ansonsten nährstoffarmen Böden. Darüber hinaus erhofft man sich durch das Einbringen schwer abbaubarer Kohlenstoffverbindungen eine Erhöhung des Sequestrierungspotentials der Böden für Kohlenstoff, der damit über lange Zeit nicht mehr als CO₂ in der Atmosphäre zirkulieren kann.

Im Projektverbund CarboSolum (2011-2014) wurden vom LTZ Augustenberg unter anderem die Wirkungen der Zufuhr zweier verschieden hergestellter Biokohlen auf Boden und Pflanzen im Feldversuch untersucht, und zwar an zwei Versuchsstandorten: March bei Freiburg und Rheinstetten-Forchheim bei Karlsruhe. Als Biokohlen wurden „HTC-Kohle“ – gewonnen aus der hyd-

rothermalen Carbonisierung von Biertreber – und „Pyro-Kohle“ – gewonnen aus der Pyrolyse von Landschaftspflegematerial aus Siebresten einer Hackschnitzelanlage – eingesetzt. Die wesentlichen Angaben zur Biokohle-Herstellung, zu den Eigenschaften der Böden, Kohlen, Komposte und Gärreste sowie Ergebnisse zu den Erträgen, Inhaltsstoffen und Nmin-Bodengehalten wurden bereits im Artikel von MOKRY et al. in der landinfo-Ausgabe 4/2013 dargestellt. Die Bodenproben für die bodenbiologischen Untersuchungen (FLAIG und MOKRY 2014) wurden an beiden Standorten (Forchheim und March) jeweils im Frühjahr 2012 und 2013 als Mischproben der jeweiligen Wiederholungen entnommen, und zwar in 10 cm-Schichten (0-10, 10-20, 20-30, 30-40 und 40-50 cm). Weiterhin wurden Probenahmen im Frühjahr 2011 vor Aufbringen der Biokohlen durchgeführt, um den Ausgangszustand der Parzellen feststellen zu können.

Die bodenbiologischen Untersuchungen umfassten:

- die Bestimmung der atmungsaktiven mikrobiellen Biomasse mittels substratinduzierter Respiration,
- die Aktivität der Dehydrogenase zur Charakterisierung der allgemeinen Stoffwechselaktivität,
- die Xylanase-Aktivität für die Charakterisierung des C-Umsatzes,
- die Aktivität der alkalischen Phospho-Monooesterase zur Charakterisierung des P-Umsatzes.

Die Biokohlen wurden ohne und mit Zusatz organischer Dünger (Kompost, Gärrest fest) einmalig im April 2011 ausgebracht; daneben wurden die üblichen Kontrollen angelegt (Tab. 1).

Tabelle 1
Varianten der Biokohleausbringung und entsprechende Kontrollen für die Feldversuche in Forchheim und March. Mineralische Ergänzungsdüngung mit Stickstoff je nach Düngebedarfsermittlung und Kultur unter Einbeziehung der Nährstoffgehalte der Biokohle und der organischen Dünger (MOKRY et al. 2013).

Variante	Behandlung	Aufwandmenge
1	ohne jegliche Düngung	
2	Kompost	40 t FM/ ha
3	Gärrest fest	20 t FM/ ha
4	Mineralische Düngung	N, K: kulturspezifisch; P:Abfuhr
5	HTC-Kohle pur	20 t TM/ ha
6	HTC-Kohle + Kompost	20 t TM/ ha + 40 t FM/ ha
7	HTC-Kohle + Gärrest	20 t TM/ ha + 20 t FM/ ha
8	Pyrolysekohle pur	20 t TM/ ha
9	Pyro-Kohle + Kompost	20 t TM/ ha + 40 t FM/ ha
10	Pyro-Kohle + Gärrest	20 t TM/ ha + 20 t FM/ ha

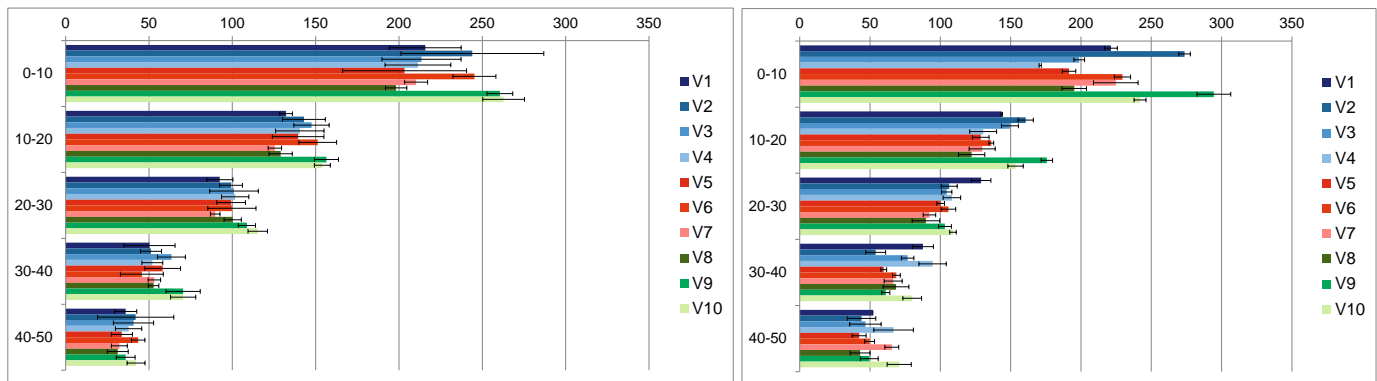


Abbildung 1
Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g Cmic/g TM}$] am Standort Forchheim in verschiedenen Bodentiefen. Ergebnisse für Proben vom März 2012 (links) und März 2013 (rechts). Mittelwerte aus jeweils 3-5 Messungen \pm eine Standardabweichung. Cmic: mikrobieller Kohlenstoff, TM: Trockenmasse. Variantenbeschreibung (V) s. Tab. 1.

Mikrobielle Biomasse

Im Vergleich der beiden Standorte wies March die deutlich höheren Gehalte an mikrobieller Biomasse auf (Abb. 1, Abb. 2). Der Unterschied ist unabhängig von der Verwendung von Biokohle auf die Bodeneigenschaften zurückzuführen: Der Boden der Versuchsfläche March besteht aus schluffigem Lehm mit einem pH-Wert von 7,3; der Boden aus Forchheim ist ein lehmiger Sand mit einem pH-Wert von 5,4. Sowohl Bodenart als auch pH-Wert sind bestimmende Parameter für die Menge an mikrobieller Biomasse. In Boden mit höheren Lehm- und Tonanteilen und mit einem pH-Wert nahe oder etwas über dem Neutralpunkt findet man in der Regel mehr mikrobielle Biomasse und entsprechend höhere Enzymaktivitäten als in sandigen und saureren Böden.

Am Standort Forchheim (Abb. 1) wurde die mikrobielle Biomasse auf den Pyrolysekohle-Varianten mit Kompost und Gärrest (V9, V10) mit Werten von 10-20% (0-10 cm) über den jeweiligen Kontrollen ohne Kohle besonders gefördert. Der Grund dafür liegt vermutlich einerseits in der gemessenen Anhebung des Gehalts an organischem Kohlenstoff (Corg) - als Nahrungsquelle für die Mikroorganismen. Andererseits kommt die Anhebung des pH-Werts in Aggregaten des Oberbodens durch das Einmischen der pyrolytisch ge-

wonnenen, alkalischen Biokohle ins Spiel, zusammen mit dem Angebot an abbaubarer organischer Substanz über die Zusatzdüngung (pH-Werte von $> 6,0$ in 0-10 cm Tiefe mit Biokohle plus Kompost/Gärrest im Gegensatz zu den anderen Varianten einschließlich Pyro-Kohle pur). Der pH-Effekt wirkte auch in 2013 noch nach. Selbst in 10-20 cm Tiefe war in der Tendenz noch eine Förderung messbar. Während 2012 aufgrund der großen Varianz kein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten 2 (Kompost), 6 (HTC + Kompost) und 9 (Pyrokohle + Kompost) bestand, waren 2013 in Forchheim die Werte zwischen diesen Varianten signifikant verschieden ($V9 > V2 > V6$). Für die Varianten mit Pyrokohle + Gärresten galt für 2012 $V10 > V3 = V7$ und für 2013: $V7 = V10 > V3$.

In March wiesen die Varianten mit HTC-Kohle im Jahr 2012 die höchste mikrobielle Biomasse auf (20-30% in 0-10 cm über den jeweiligen Kontrollen ohne Kohle), gefolgt von den Pyro-Kohle-Varianten (10-20% über den Kontrollen) (Abb. 2). Diese Wirkung ist mit dem Angebot an leicht löslichem Kohlenstoff und Stickstoff in den HTC-Varianten (besonders mit zusätzlichem Kompost und Gärresten) erklärbar. Bei beiden Kohlevarianten waren die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Boden höher als bei den jeweiligen Kon-

Abbildung 2
Mikrobielle Biomasse [$\mu\text{g Cmic/g TM}$] am Standort March in verschiedenen Bodentiefen. Ergebnisse für Proben vom März 2012 (links) und Anfang April 2013 (rechts). Abkürzungen, Mittelwert und Fehler siehe Abb. 1. Variantenbeschreibung s. Tab. 1.

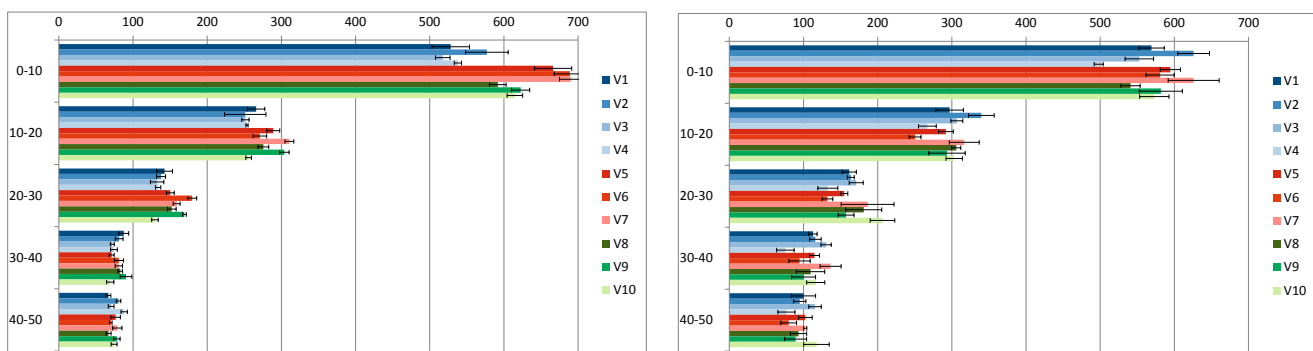
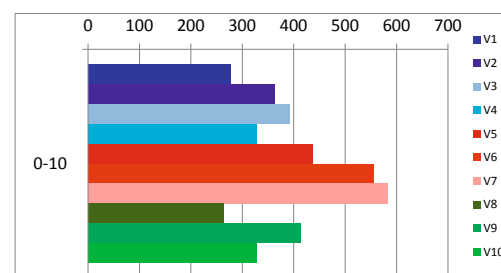
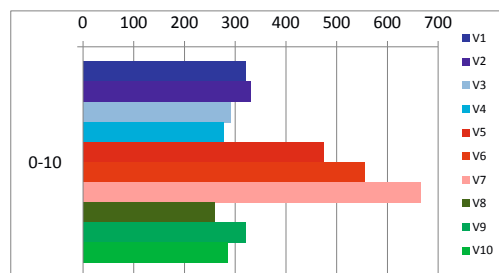


Abbildung 3
Dehydrogenaseaktivität [$\mu\text{g INF/g TM} \cdot 18\text{h}$] am Standort Forchheim, Ergebnisse für 2012 (links) bzw. 2013 (rechts). INF: Iodonitroformazan (Reaktionsprodukt). Mittelwerte aus jeweils 2-4 Messungen. Da sich in den oberen 10 cm sowohl die höchsten Aktivitäten, als auch die größten Unterschiede messen ließen, wurden nur die Resultate für den obersten Horizont dargestellt.



trollen, was auch die höheren Biomassegehalte der Pyrolysekohle-Parzellen erklärt.

Im Jahr 2013 – nach zwei Jahren Biokohle-Einwirkung – waren die Kohle-Effekte kaum mehr nachweisbar (Abb. 2). Die HTC-Variante mit Gärrest-Zusatz (V7) zeigte zwar noch die höchsten Gehalte an mikrobieller Biomasse, war aber beispielsweise von der Kompostvariante ohne Kohle (V2) nicht mehr signifikant verschieden.

Die alkalische Phosphatase reagierte auf die bestimmenden Parameter organisch gebundenes Phosphat (positiv), pH-Wert (höher positiv), mikrobielle Biomasse (mit Gehalt \pm korrespondierend) und anorganisches Phosphat (negativ) je nach Faktorenkonstellation - am deutlichsten im Forchheimer Boden. Beide Biokohlen zeigten keinen Sondereffekt. Am höchsten waren die Aktivitäten bei Kompost(-zusatz), am niedrigsten bei Minereraldüngung.

Dehydrogenase-Aktivität

Unter den Enzymaktivitäten zeigte die Dehydrogenase das deutlichste Muster (Abb. 3, Abb. 4): In beiden Böden war die höchste Aktivität bei HTC-Kohlevarianten zu messen. Die aktivierende Wirkung der HTC-Kohle war besonders in Forchheim ausgeprägt (Abb. 3), aber auch in March 10-20% höher (0-10 cm) als bei den anderen Varianten (Abb. 4). Im zweiten Jahr war der Effekt zwar noch messbar vorhanden, aber bereits weniger deutlich, auch in Forchheim (insbesondere die Variante HTC + Gärrest). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass bei Aufbringen von HTC-Kohle bis ins zweite Jahr hinein hohe Stoffwechselaktivität in der mikrobiellen Gemeinschaft induziert wurde, und zwar – zumindest in Forchheim – über die allgemeine Förderung der mikrobiellen Biomasse hinaus (abgeleitet aus der spezifischen Enzymaktivität bezogen auf den Gehalt an mikrobieller Biomasse).

Folgerungen für das Bodenleben

Das Aufbringen der Biokohlen hatte keine schädlichen Auswirkungen auf die Bodenmikroorganismen – zumindest nicht auf die untersuchten bodenbiologischen Parameter und zumindest nicht ein bzw. zwei Jahre nach Einmischung in den Boden. Der Gehalt an mikrobieller Biomasse reagierte positiv, aber eher auf Begleiterscheinungen der Biokohle-Einmischung, wie das Zusatzangebot an organischer Substanz bei HTC- und Pyro-Kohle, besonders in Kombination mit Kompost und Gärresten, und die Anhebung des pH-Werts durch Pyro-Kohle.

Wenn die Aktivität der Dehydrogenase absinkt, wird dies in ökotoxikologischen Untersuchungen oft als Indikator dafür gesehen, dass das Bodenleben z.B. durch stoffliche Einwirkungen gestört wird. Die Dehydrogenaseaktivität reagierte in unseren Untersuchungen aber nicht mit einer Verminderung, sondern mit einer Steigerung der Aktivität, insbesondere bei HTC-Kohle (mit und ohne organische Zusätze) mit ihren leicht löslichen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen (MOKRY et al. 2013), und zwar auf beiden Standorten. Hier musste offenbar etliches, wenn auch nicht allzu toxisches, verarbeitet werden. Die Aktivitäten der Xylanase und der Phosphatase hingegen wurden durch die Zugaben der Biokohle nicht spezifisch beeinflusst.

Xylanase und Phosphatase

Die Xylanase reagiert auf leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff mit höherer Aktivität, insbesondere dann, wenn wie bei Mais viel Xylan in der Streu bzw. den Ernteresten enthalten ist. Je nach Standort und Jahr zeigten einmal die Varianten mit Kompost, einmal die Gärrest-Varianten höhere Aktivität als die Parzellen ohne Zusätze. Ob Kohle dabei war oder nicht, war unerheblich.

Die Anregung der mikrobiellen Biomasse und der Dehydrogenasen war allerdings nur vorüberge-

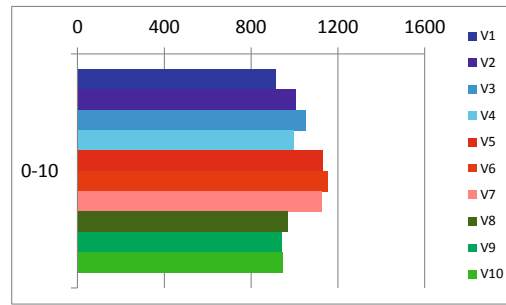
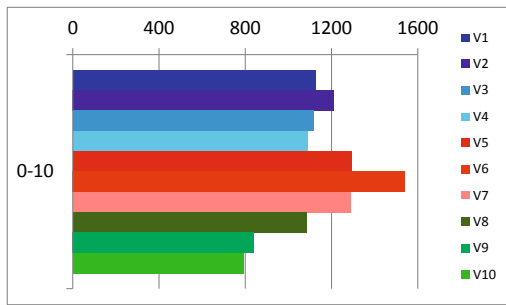


Abbildung 4
Dehydrogenaseaktivität [$\mu\text{g INF/gTM}^*18\text{h}$] am Standort March, Ergebnisse für Proben vom März 2012 (oben) bzw. Anfang April 2013 (unten). INF: Iodonitroformazan (Reaktionsprodukt). Mittelwerte aus jeweils 2-4 Messungen. Darstellung nur für die obersten 10 cm.

hend nach einem Jahr Kohlewirkung messbar. Bereits im zweiten Jahr schwächte sich die Wirkung ab oder war nicht mehr nachweisbar. Ähnliche transiente Effekte konnten z.B. auch JONES et al. (2012) in einem der wenigen mehrjährigen Feldversuche mit Biokohle in gemäßigten Breiten aufzeigen. Die Auswirkungen auf diverse Enzymaktivitäten zeigen in der Literatur kein einheitliches Bild (Überblick in LEHMANN und JOSEPH 2015) und hängen von den Eigenschaften der Biokohlen und der Böden, dem Versuchsdesign und der Versuchsdauer ab.

Die Auswirkungen einer Biokohle-Einmischung in den Boden auf die Bodenmikroorganismen werden in der Literatur im Allgemeinen positiv eingeschätzt (LEHMANN et al. 2011). Die kohlespezifischen Wirkungen sind freilich von den zumeist vorhandenen „Nebenwirkungen“, wie der etwaigen Verbesserung der Bodenstruktur, der Anhebung des pH-Werts oder des Gehalts an organischer Substanz nicht klar zu trennen (LEHMANN und JOSEPH 2015), die im Prinzip auch durch andere und kostengünstigere Maßnahmen als durch Biokohle zu erreichen wären (z.B. durch Kompost).

Aus der Fachliteratur geht hervor, dass die Einmischung von Biokohle in den Boden nicht nur den Gehalt an mikrobieller Biomasse beeinflusst, sondern auch Änderungen in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft zur Folge hat, wobei unterschiedliche Biokohlen auch unterschiedliche Effekte zeigen (Quellen in LEHMANN und JOSEPH 2015). Es gibt genügend Hinweise, dass die mikrobielle Vergesellschaftung unterschiedlich ausgeprägt ist, je nachdem, ob leicht abbaubare Verbindungen in saurer HTC-Kohle verstoffwechselt, leichter verfügbare Stoffe an alkalischer Pyrolysekohle abgebaut oder schließlich in einem langsamen Prozess schwer abbaubare kohlenstoffreiche Verbindungen von Pyrolysekohle mineralisiert werden.

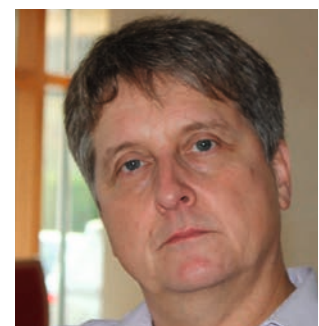
Auch Veränderungen im pH-Wert oder der Wasserkapazität und Nährstoffverfügbarkeit des Bodens beeinflussen die Zusammensetzung der mi-

krobiellen Gemeinschaft. Von der Anhebung des pH-Werts profitieren beispielsweise Aktinomyzeten. Außerdem verdichten sich Hinweise darauf, dass Pilze auf den Biokohlepartikeln und in deren Nähe dominieren, die Bakterien hingegen im biokohle-beeinflussten Boden in der Umgebung (Quellen in LEHMANN und JOSEPH 2015). Zur Wirkung auf Mykorrhizapilze gibt es nur sehr wenige Untersuchungen; in der Regel werden positive Effekte berichtet.

Bei Regenwürmern hängt die Reaktion davon ab, wie viel Biokohle aufgetragen wird, wie trocken die Biokohle ist, ob der pH-Wert negativ beeinflusst wird oder kritische Substanzen freigesetzt werden. Insgesamt ist nach Abklingen kurzfristiger Wirkungen in den meisten Studien keine anhaltende Wirkung auf die Regenwürmer zu beobachten (WEYERS und SPOKAS 2011).

Hinsichtlich der erwünschten Sequestrierungsleistung für Kohlenstoff zeigen in CarboSolum durchgeführte Abbauprobe, dass Pyrolysekohle deutlich schwerer abbaubar ist als HTC-Kohle (LTZ 2014) und auch die Ergebnisse anderer Studien weisen darauf hin, dass Kohle, die unter höherer Temperatur hergestellt wurde, stabiler ist. Eine C-Sequestrierungsleistung ist zumindest pyrolytisch gewonnener Kohle also nicht abzuspüren. Bei im CarboSolum-Projektverbund durchgeführten Regenwurmvermeidungs- und Pflanzenwachstumstests schnitt HTC-Kohle ebenfalls schlechter ab als Pyro-Kohle (LTZ 2014). In der Gesamtbetrachtung kann also HTC-Kohle zwar kurzfristig die Aktivität des Bodenlebens steigern, Pyrolyse-Biokohle jedoch zu Bodenverbesserungen beitragen (z.B. pH-Anhebung in sauren Böden), Kohlenstoff im Boden festlegen und zumindest für einige Zeit ebenfalls das Bodenleben fördern. Wie im früheren Bericht dokumentiert, konnten hinsichtlich Ertrag und Qualität der angebauten Kulturen jedoch keine belastbaren Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt werden (MOKRY et al. 2013, LTZ 2014; Ausnahme: ungedüngte Varianten).

Literaturverzeichnis beim Autor erhältlich. ■



Dr. Holger Flaig
LTZ Augustenberg
Tel. 0721/ 9468-193
Holger.Flaig@ltz.bwl.de