



Potencial de biocarbón después de su activación biológica por microflora nativa del suelo

Helena Dvořáčková^{1*} ; Jaroslav Záhora¹ ; Lubica Pospíšilová¹ ; Vítězslav Vlček¹ 

¹Universidad de Mendel en Brno, Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Agroquímica, Edafología, Microbiología y Nutrición Vegetal. Zemědělská 1, 613 00 Brno, República Checa.

*Correspondencia: helenadvorackovaa@gmail.com

Recibido: Noviembre 2020; Aceptado: Mayo 2021; Publicado: Junio 2021.

RESUMEN

Objetivo. Se estudió la actividad de la deshidrogenasa tras la activación biológica del biocarbón por los microorganismos nativos del suelo. El objetivo principal era mejorar las propiedades del biocarbón mediante su activación y hacerlo más amigable para la microflora del suelo. **Materiales y métodos.** La activación se logró mediante la aireación del suelo con la solución durante dos semanas. No se aplicó ningún inóculo especial de microorganismos. Se prepararon los siguientes tratamientos en cuatro réplicas: biocarbón crudo convencional (BR), biocarbón activado (BA), fertilizante mineral DAM 390 (NF) y control (C). Se utilizó una prueba estadística para comparar las medias de los tratamientos (Fisher $p \leq 0.05$; programa STATISTICA 12.0; StatSoft software Inc., Tulsa, Oklahoma, USA). **Resultados.** Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la actividad deshidrogenasa entre los tratamientos BR, BA y C. La aplicación de fertilizantes minerales tuvo un efecto negativo y se observó un aumento de la lixiviación de nitrógeno. **Conclusiones.** La activación del biocarbón es un método adecuado para mejorar la condición de la biota del suelo en comparación con el biocarbón convencional.

Palabras clave: Biochar; carbono; actividad deshidrogenasa; nitrógeno; microorganismos del suelo (*Fuente: CAB*).

ABSTRACT

Objective. Dehydrogenase activity after the biological activation of biochar by the native soil microorganisms was studied. The main aim was to improve biochar properties by activation and make it more friendly for the soil microflora. **Materials and methods.** The activation was reached by aerating with the soil solution for two weeks. No special inoculum of microorganisms was applied. The following treatments in four replicates were prepared: conventional raw biochar (BR), activated biochar (BA), mineral fertilizer DAM 390 (NF), and control (C). A statistical test for comparing treatments means (Fisher $p \leq 0.05$; program STATISTICA 12.0; StatSoft software Inc., Tulsa, Oklahoma, USA) was used. **Results.** Statistically significant differences in the dehydrogenase activity between the treatments BR, BA, and C were found. Application of mineral fertilizers had a negative effect and increasing of nitrogen leaching was observed. **Conclusions.** Activating of biochar is suitable methods for improve soil biota condition compared with convention biochar.

Keywords: Biochar; carbon; dehydrogenase activity; nitrogen; soil microorganisms (*Source: CAB*).

Como citar (Vancouver).

Dvořáčková H, Záhora J, Pospíšilová L, Vlček V. Potencial de biocarbón después de su activación biológica por microflora nativa del suelo. Rev MVZ Córdoba. 2021; 26(3):e2219. <https://doi.org/10.21897/rmvz.2219>



©El (los) autor (es), Revista MVZ Córdoba 2021. Este artículo se distribuye bajo los términos de la licencia internacional Creative Commons Attribution 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>), que permite a otros distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir de su obra de modo no comercial, siempre y cuando den crédito y licencien sus nuevas creaciones bajo las mismas condiciones.

INTRODUCCIÓN

El biocarbón, materia orgánica carbonizada, se aplica al suelo con fines medioambientales. Además, es muy estable, contiene más del 60% de carbono y puede permanecer en el suelo entre 100-1000 años (1). Está compuesto de partículas aromáticas altamente condensadas, que se descomponen lentamente, lo que tiene un efecto positivo en el secuestro de carbono en el suelo. El biocarbón afecta a las propiedades físicas y químicas del suelo (porosidad y capacidad de retención de agua, pH del suelo, capacidad de intercambio catiónico y disponibilidad de nutrientes), también 1.

Según Lehmann (1) y Zhang (2) el biocarbón no es muy amigable para la biota del suelo, y no tiene ningún efecto o incluso un efecto negativo en el crecimiento de las plantas (1,2). Quilliam (3) estudió el asentamiento de microorganismos en la superficie del biocarbón y llegó a la conclusión de que incluso después de tres años de la aplicación, la colonización era insignificante.

Sólo unas pocas observaciones más mostraron cómo hacer que el biocarbón sea más atractivo para la biota del suelo utilizando el envejecimiento químico y físico (4,5,6).

El efecto del biocarbón sobre la actividad microbiana se evalúa mediante la actividad de la deshidrogenasa (1,3). Se registra un efecto de estimulación o de inhibición. La actividad de la deshidrogenasa depende también del tipo de suelo, humedad, aireación, pH, temperatura, contenido y calidad de la materia orgánica, fertilizantes y contaminación (7).

Esta investigación tiene como objetivo la evaluación de la actividad de la deshidrogenasa tras el envejecimiento del biocarbón utilizando una solución del suelo nativo. Además, estudiamos la disponibilidad de nitrógeno y la lixiviación en experimentos en macetas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Caracterización del suelo. La localidad estudiada Březová nad Svitavou (República Checa) es una de las zonas protegidas de fuentes de agua en la República Checa. Por lo tanto, el seguimiento de la calidad del suelo y del agua es muy importante allí. El suelo se muestreó dentro del perfil hasta una profundidad de 1 m y se

clasificó como Planosol Gleyico (8). Las muestras de suelo para el estudio de las propiedades microbiológicas se tomaron del horizonte húmico *Ap* superior (0-25 cm). Todas las muestras seleccionadas se estabilizaron durante una semana a temperatura de laboratorio antes de su análisis. Las muestras de suelo para la determinación de otras propiedades se secaron al aire a temperatura ambiente y se tamizaron (malla de 2 mm). El carbono orgánico total (COT) se determinó por el método de titulación oxidimétrica (9) La reacción intercambiable del suelo (pH/KCl) se midió en 1M KCl (10g de suelo y 25 mL de 1M KCl) utilizando un medidor digital de pH (Metrohm, Suiza). La textura se determinó por el método de pipeta (10). Las propiedades básicas del suelo se muestran en la tabla 1.

Tabla 1 Propiedades básicas del suelo de Planosol Gleyico.

TOC* (%)	pH/KCl	Nt** (%)	Textura (%)		
1.52	5.19	0.13	Arcilla	Arena	Limo
			<0.002 mm	2.00-0.25 mm	0.05-0.002 mm
			31.86	3.48	45.16
Franco limoso					

* TOC = carbono orgánico total; **Nt = nitrógeno total

Preparación del biocarbón. El biocarbón fue producido por la empresa PYREQ (Alemania) mediante el método de carbonización en seco (500-700°C). La biomasa vegetal de desecho fue cortada (>30 mm), luego triturada y desgasificada. El biocarbón recibido se certificó de acuerdo con el Certificado Europeo de Biocarbón (31.12.2017, N° 70401) (Tabla 2).

Tabla 2. Propiedades seleccionadas del biocarbón (BR) (PYREQ, Alemania).

Titulo	Titulo
TOC* (%)	2.22
pH/KCl	7.84
Conductividad (mS/cm)	0.06
P (mg. kg-1)	260.20
K (mg. kg-1)	141.80
Ca (mg. kg-1)	1474.00
Mg (mg. kg-1)	51.60

* TOC = carbono orgánico total

Diseño experimental. Inicialmente, el experimento en maceta se llevó a cabo en un fitotrón (PlantMaster, Alemania). Temperatura diurna 24°C, humedad relativa 75%, intensidad lumínica 380 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$, temperatura nocturna 20°C y humedad 65%, que son las recomendaciones para nuestro tipo de fitotrón. Se establecieron cuatro variantes en cuatro réplicas: biocarbón convencional (BR), biocarbón activado (BA), DAM 390 = 39 kg de N en 100 litros (NF), y control - suelo desnudo (C). Las macetas experimentales se llenaron con 1 kg de suelo mineral y la dosis adecuada de adiciones (Tabla 3). Las muestras se humedecieron a la capacidad de agua del campo. Cada maceta estaba provista de un disco en el fondo de la misma para captar el nitrógeno lixiviado (Figura 1). Como planta experimental se eligió la lechuga (*Latuca sativa*) por su sensibilidad y rápido crecimiento. En cada maceta se introdujeron semillas de esta planta. Tras cinco días de experimento, sólo quedaba una semilla (Figura 1).

Tabla 3. Diseño del experimento en maceta en el fitotrón PlantMaster, Alemania.

Variantes	Dosis
BR ¹	50 t.ha ⁻¹
NF ²	140 kg.N ⁻¹ .ha ⁻¹
BA ³	50 t.ha ⁻¹
C ⁴	0

¹BR - biocarbón convencional; ²NF - fertilizante mineral DAM 390; ³BA - biocarbón activado; ⁴C - control

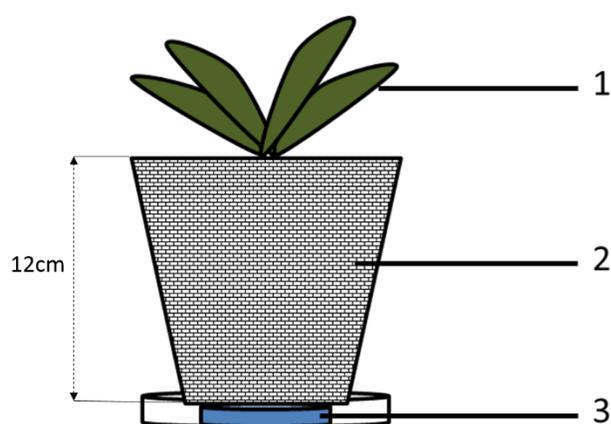


Figura 1. Esquema del experimento en maceta (1 - Planta, 2 - maceta con suelo mineral, 3 - disco de intercambio iónico).

Activación del biocarbón. El esquema de envejecimiento y activación del biocarbón se

muestra en la figura 2. El método de activación fue el siguiente: en un barril de plástico (20 L) se vertió agua destilada. Se añadió un lienzo con biocarbón (1 kg) y aproximadamente 20 g de tierra mineral. El agua en el barril se aireó durante dos semanas y luego se secó el biocarbón en el lienzo a temperatura ambiente durante 24 h. Además del biocarbón activado también se utilizó el biocarbón convencional como control.

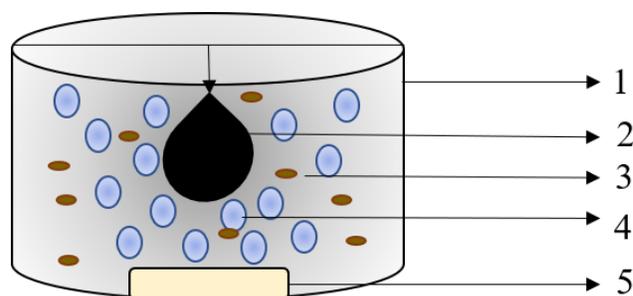


Figura 2. Esquema de activación del biocarbón (1 - barril de plástico (20 L) con agua destilada; 2 - biocarbón en bolsa de tela; 3 - solución de suelo con microflora nativa; 4 - burbujas de aire; 5 - aireador).

Métodos analíticos

Policarbonatos. Se extrajeron por tolueno utilizando Soxtec de la siguiente manera: 2 mg de biocarbón activado o convencional se extrajeron por tolueno durante 2 h a 180°C, luego se filtraron, se evaporaron al vacío y se secaron bajo atmósfera de nitrógeno. El resto de tolueno se disolvió en 1 mL de iso-octano, se filtró usando un filtro de nylon (0.45 μm) y se analizó por GC/MS-TOF, Pegasus IVD (11).

Evaluación de la biomasa vegetal. Se registró el peso de la biomasa aérea y subterránea y se realizó su separación. La biomasa aérea y subterránea se lavó y secó (105°C) y se registró el peso constante (12).

Actividad deshidrogenasa (DHA). La DHA se determinó según Casida et al (13). Se utilizaron colorantes específicos como el cloruro de trifeníl-tetrazolio (TTC). Mediante la reducción de un sustrato incoloro e hidrosoluble (TTC) por las deshidrogenasas presentes en el entorno del suelo, se forma un producto insoluble de color rojo (trifenil-formazán-TPF). El TPF puede cuantificarse fácilmente por calorimetría en el rango de la luz visible (485 nm). Esta prueba, sin embargo, refleja una respuesta positiva sólo

en un rango neutro de pH y en presencia de carbonato de calcio para amortiguar el sistema del suelo. En resumen, si los colores rojos de las muestras de suelo preparadas para los análisis del espectrofotómetro son más intensos, el nivel de DHA medido es mayor. En consecuencia, se distinguen las muestras de suelo sin color (= sin actividad de DHA) de las que son rojas (= alta actividad de DHA).

Lixiviación de nitrógeno mineral. La pérdida de nitrógeno se midió continuamente durante todo el experimento. Se utilizó la mezcla 1:1 de granos de intercambio iónico de cationes (CER, Purolite C100E) y granos de intercambio iónico de aniones (AER, Purolite A520E). Esta mezcla se colocó en discos permeables de nylon UHELON 130T de 42 µm de diámetro (Silk & Progress; República Checa). Los discos se instalaron bajo las salidas de las macetas experimentales. La lixiviación del nitrógeno mineral total se determinó después de la cosecha de la lechuga. El nitrógeno mineral captado se determinó por el método de destilación - valoración (14). El aparato de destilación es un Behr S3 StreamDistillation Unit (BehrLabor Technik; Düsseldorf; Alemania).

Índice de disponibilidad de nitrógeno. Se supone que el nitrógeno disponible es una parte del nitrógeno total, que es fácilmente obtenida por los microorganismos o las raíces de las plantas en poco tiempo (= relativamente rápido). El nitrógeno disponible se determinó de la siguiente manera: Se virtieron 20 g de la muestra de suelo con 50 mL de KCl 2 M, se agitaron durante una hora, y se filtraron. Del mismo modo, se virtieron 20 g de la muestra de suelo con 50 mL de agua destilada, se agitaron durante una hora y se filtraron (15). El contenido de nitrógeno mineral total se determinó por el método de destilación-titulación (14). Paralelamente, las mismas muestras de suelo se prepararon de esta manera y se colocaron en el termostato a 40°C durante siete días de incubación. Esto último provocó la lisis espontánea de las células, seguida de la mineralización del nitrógeno de la biomasa microbiana muerta. A continuación se añadieron 50 mL de KCl 4 M, se agitó esta suspensión durante una hora y se filtró. El contenido de NH₄⁺-N se determinó por el método de destilación - valoración (14). La diferencia entre el nitrógeno total y el nitrógeno NH₄⁺-N se supone que es el nitrógeno fácilmente disponible.

Los datos obtenidos se evaluaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía y para

comparar las medias de los tratamientos (Fisher $p \leq 0.05$) se utilizó el programa STATISTICA 12.0; StatSoft software Inc., Tulsa, Oklahoma, USA).

RESULTADOS

Según el estudio de la FAO, el Planosol Gleyico se clasifica como un suelo cultivable de rango bajo, de textura franco-limosa, con reacción ácida del suelo, bajo contenido y calidad de humus y bajo contenido total de nitrógeno.

La comparación de la composición elemental del biocarbón activado se presenta en la tabla 4.

Tabla 4. Composición elemental de los tipos de biocarbón estudiados.

Variantes	N (peso %)	C (peso %)
BR ¹	0.38	56.05
BA ²	0.35	58.66

¹BR - biocarbón convencional; ²BA - biocarbón activado

Como es evidente, el contenido de carbono y nitrógeno es mayor en comparación con el biocarbón certificado convencional. Se supone que esto es un resultado de la inmovilización del nitrógeno y un resultado del aumento del carbono debido a la presencia de biomasa microbiana. Después de la cosecha de la lechuga se estudió la biomasa total. La biomasa total más baja fue en la variante C de control (1.31 g) y la más alta tras la aplicación de fertilizantes minerales NF (3.88 g). La biomasa tras el envejecimiento del biocarbón BA fue mayor (2.57 g) en comparación con el biocarbón convencional BC (1.63 g).

Los resultados obtenidos del experimento en macetas se documentan en las figuras 3 y 4. La biomasa fue significativamente mayor bajo el tratamiento de fertilización mineral (NF), seguida por el biocarbón activado (BA) y el biocarbón convencional (BR). Un efecto positivo de la fertilización nitrogenada en la producción de biomasa fue también confirmado por Pittelkow (16) También de acuerdo con Lehman et al (1) la aplicación de fertilizantes minerales y la simplificación de las cadenas alimenticias puede conducir a la reducción de la diversidad en la biota del suelo. Como resultado, la producción de plantas depende cada vez más de los fertilizantes minerales y de los pesticidas. Pauli (17) demostró que la mejora de las propiedades biológicas del suelo y de las condiciones para

la biota del suelo tiene un efecto directo en la producción de plantas. Chebotarew (18) afirmó que los fertilizantes minerales son importantes en los suelos de uso intensivo, donde la falta de nutrientes se produce debido a su pérdida tras la cosecha.

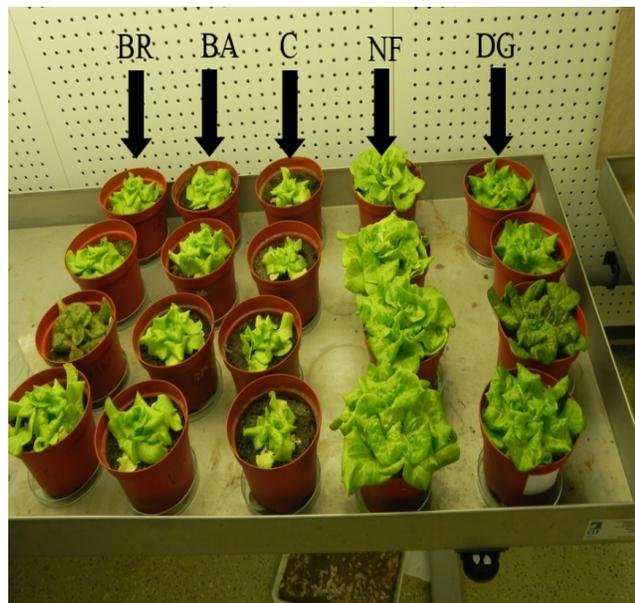


Figura 3. Experimentos en maceta en el fitotrón PlantMaster, Alemania (BR - biocarbón convencional, BA - biocarbón activado, C - control, NF - fertilizante mineral DAM 390).

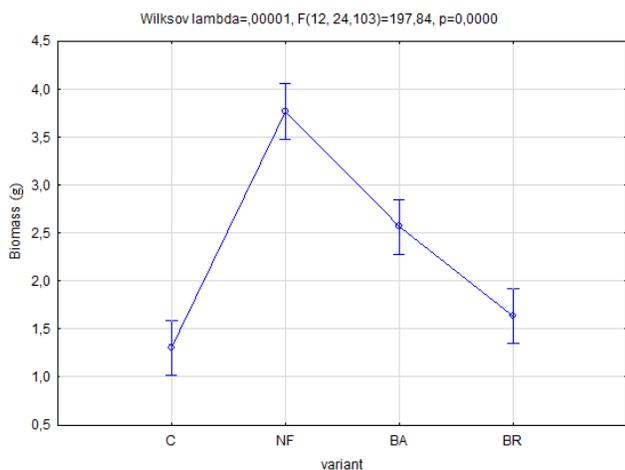


Figura 4. Diferencias estadísticamente significativas en la producción de biomasa (C - control, NF - fertilizante mineral DAM 390, BA - biocarbón activado, BR - biocarbón convencional).

Actividad de la deshidrogenasa (DHA). la evaluación de la DHA se muestra en la figura 5. La actividad DHA disminuyó en el orden siguiente BA (17.95 TPF/ g*h) > BR (11.51 TPF/ g*h)

> NF (10.8 TPF/ g*h) > C (10.32 TPF/ g*h). Se determinaron diferencias estadísticamente significativas entre BA, BR y el control (C). No se encontraron diferencias entre el control (C) y el fertilizante mineral NF.

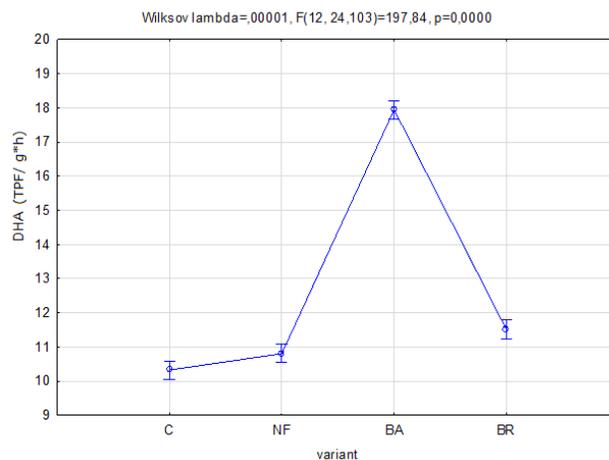


Figura 5. Diferencias estadísticamente significativas en la actividad DHA (C - control, NF - fertilizante mineral DAM 390, BA - biocarbón activado, BR - biocarbón convencional).

La cantidad de nitrógeno mineral que se lixivia al suelo es un parámetro medioambiental importante y los resultados de este estudio se muestran en la figura 6.

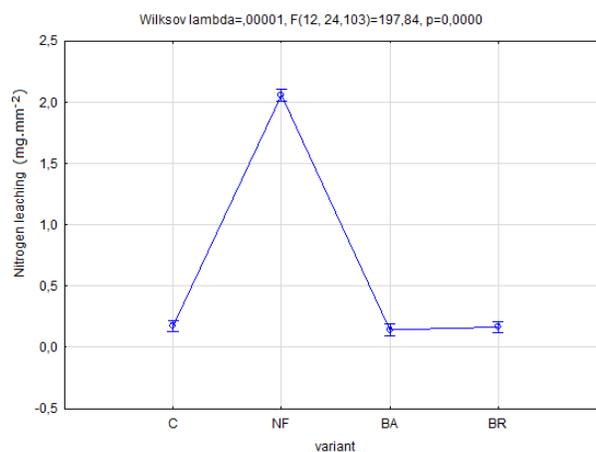


Figura 6. Diferencias estadísticamente significativas en la lixiviación de nitrógeno (C - control, NF - fertilizante mineral DAM 390, BA - biocarbón activado, BR - biocarbón convencional).

La mayor pérdida de nitrógeno se produjo en la variante NF (2.06 mg.mm⁻²). La secuencia creciente es la siguiente BA (0.14 mg. mm⁻²) < BR (0.16 mg. mm⁻²) < C (0.17 mg. mm⁻²) < NF

(2.06 mg. mm⁻²). La menor pérdida de nitrógeno se determinó tras la activación del biocarbón (BA; 0.14 mg. mm⁻²). También se comprobó que la aplicación de biocarbón convencional no afectaba mucho la lixiviación de nitrógeno. Sólo se encontraron resultados estadísticamente significativos (diez veces más altos) tras la aplicación de fertilizantes minerales (NF).

El índice de disponibilidad de nitrógeno se deriva de la mineralización microbiana de la materia orgánica fácilmente descompuesta y se correlaciona con el nitrógeno total en la biomasa microbiana. La figura 7 muestra los resultados obtenidos en cada una de las variantes estudiadas. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las variantes. La cantidad de nitrógeno fácilmente descompuesto aumentó de la siguiente manera NF (30.01 mg/m²) < C (40.57 mg/m²) < BR (44.25 mg/m²) < BA (60.5 mg/m²).

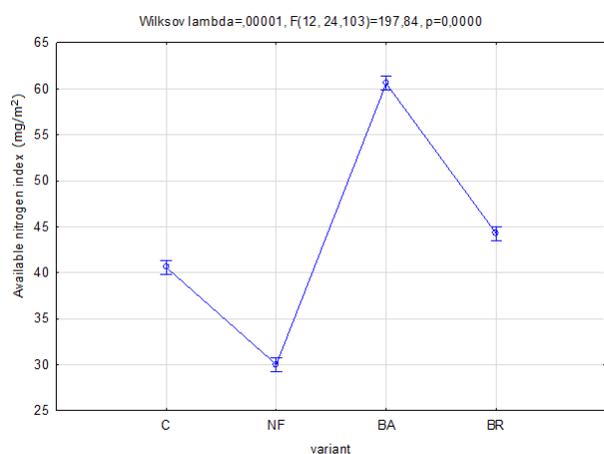


Figura 7. Diferencias estadísticamente significativas del índice de nitrógeno disponible (C - control, NF - fertilizante mineral DAM 390, BA - biocarbón activado, BR - biocarbón convencional).

DISCUSIÓN

Pauli (17) destacó la importancia de la aplicación de fertilizantes minerales junto con materiales orgánicos exógenos. Esto puede mejorar las condiciones para la biota del suelo (19). Según Lehmann (1), la aplicación de biocarbón podría tener un efecto positivo o negativo en las propiedades biológicas del suelo. Los resultados presentados mostraron que es posible suprimir el efecto negativo del biocarbón mediante la activación y el envejecimiento del mismo. Como resultado, se forma una biopelícula especial

en la superficie y se dan condiciones más amigables para la biota del suelo. Por lo tanto, una comunidad compleja de biota del suelo puede comunicarse y cooperar mejor. Allí se forma una biopelícula y comienza la colonización. Del mismo modo, las piedras en el agua, tienen una colonización microbiana típica similar (por ejemplo, primero biofilm bacteriano y más tarde colonias de algas y protozoos). Lo que resulta del proceso natural son poros de biocarbón cubiertos por una película microbiana que contiene agua y nutrientes.

Kuzyakov (20) también citó que el biocarbón puede absorber las sustancias de señalización responsables de la nodulación, dependiendo de su duración en el suelo. Los autores también llegaron a la conclusión de que la aplicación de biocarbón aumenta la capacidad de la biota del suelo para la fijación de nitrato en el aire. Esto podría ser una razón de las diferencias en contenido de nitrógeno en los diferentes tratamientos (BR, BA, NF). La consecuencia más importante fue la disminución de los compuestos aromáticos. Normalmente, el naftaleno y el pireno se determinan en el biocarbón. Si su concentración es demasiado alta se reconoce un efecto negativo sobre la biota del suelo. La activación y la aireación del biocarbón conducen a la disminución de naftaleno y pireno debido a la oxidación. Los resultados mostraron que la modificación del suelo con biocarbón crudo tuvo un efecto negativo, la mortalidad microbiana fue alta y no se registró actividad de DHA. Esto fue consecuencia de la alta concentración de aromáticos. Pauli (17) y Quilliam (3) demostraron que el sistema de vías metabólicas de la biota del suelo es muy rico y que allí se produce la descomposición de todo tipo de sustancias antropogénicas (pesticidas, insecticidas, venenos industriales, etc.).

Zhang (2) utilizó la determinación del DHA como indicador de la actividad enzimática y llegó a la misma conclusión. En este caso, el DHA fue influenciado principalmente por la activación del biocarbón y no se reconoció ningún efecto de la fertilización mineral. Major (21) confirmó que la activación del biocarbón puede aumentar la riqueza y la actividad de la biota del suelo.

Las consecuencias negativas de la lixiviación del nitrógeno mineral fueron estudiadas por Xu (22). Demostraron que el suelo cultivable bajo manejo convencional está principalmente amenazado por este proceso negativo. Suponen que viene dado por la pérdida de interacción y capacidad

de comunicación de la biota del suelo entre sí, con las raíces de las plantas, y su pérdida de control de la disponibilidad de nutrientes. Durante el período en que el suelo cultivable está cubierto por las plantas, el nitrógeno mineral es consumido por la biota del suelo, pero hay un período bastante largo de lixiviación de nitrógeno del suelo. Di y Cameron (23) destacaron que el principal problema está en las altas dosis de fertilizantes minerales, especialmente de nitrógeno, que es nitrificado por las bacterias a su forma móvil ($-\text{NO}_3^-$).

Esto último provoca la lixiviación del nitrógeno y la contaminación del agua. En la gestión convencional, se recomienda suministrar abono mineral junto con abonos orgánicos, lo que puede resolver en parte este problema. La acumulación de nitratos en el suelo y el agua es uno de los mayores problemas medioambientales de la actualidad. Los nitratos influyen directamente en la calidad de la producción y en la salud humana. Muchos autores han demostrado que el envejecimiento del biocarbón es una forma de prevenir este proceso negativo (1).

En el caso de la producción de biomasa, el biocarbón activado dio mejores resultados que el biocarbón convencional. Según Lehmann (1), el estado de la comunidad microbiana se refleja directamente en la producción del cultivo, lo que está bien relacionado con nuestro resultado de producción de biomasa (Tabla 4).

Lehmann (1) demostró que el envejecimiento del biocarbón tenía un efecto positivo sobre la comunidad microbiana y su actividad. De forma similar a nuestros resultados, el efecto negativo de los aromáticos disminuyó y el pH del suelo aumentó. Como confirmó también Geisseler (24) la aplicación de fertilizantes minerales conduce a la disminución del nitrógeno disponible en el suelo. Esto también fue comprobado por nuestra investigación. También se demostró que el enorme aumento de la biomasa microbiana (variantes de NF) conduce a la falta de nitrógeno disponible en poco tiempo (NF-30,01 mg/m²). Kuzyakov (20) sugirió que esto podría explicarse por los cambios del ciclo de nutrientes en el

tiempo, por la inducción de exudados de las raíces y por el efecto secundario de todo el espectro de la biota del suelo. Morrièn (25) también describió el mismo efecto negativo de retroestimulación tras las altas dosis de fertilizantes minerales.

En conclusión, la activación del biocarbón mediante la aireación con la solución del suelo nativo tuvo un efecto positivo y el biocarbón se hizo más amigable para la biota del suelo. Se observó un aumento de la actividad deshidrogenasa y de la biomasa seca de la lechuga en el experimento en maceta después de enmendar el suelo con biocarbón activado. También se registró un efecto positivo en cuanto a la disminución de la lixiviación de nitrógeno del suelo. El índice calculado de disponibilidad de nitrógeno y el contenido de nitrógeno de lixiviación se determinaron como dos indicadores importantes de la transformación del nitrógeno en el suelo. La investigación también mostró que el efecto del biocarbón está influenciado por el tipo y las propiedades del suelo, la calidad del biocarbón, la composición y la actividad de la microflora del suelo. Es necesario realizar más estudios detallados para evaluar el efecto del biocarbón en el entorno del suelo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Agradecimiento

Se agradece el apoyo financiero de la Agencia Nacional de Agricultura de la República Checa, proyecto QK 1810233. Este trabajo también fue apoyado por el Ministerio de Educación, Juventud y Deportes de la República Checa, proyecto no. CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_019/000 0797 „SustES - Estrategias de adaptación para servicios ecosistémicos sostenibles y seguridad alimentaria en condiciones ambientales adversas“. Agradecimiento especial al prof. J. Kučerík de la Universidad Técnica de Brno por las mediciones TGA y la determinación de los policarbonatos.

REFERENCIAS

1. Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil biology and biochemistry*. 2013; 43(9):1812-1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
2. Zhang C, Nie S, Liang J, Zeng G, Wu H, Hua S. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of the Total Environment*. 2016; 557:785-790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>
3. Quilliam RS, Glanville HC, Wade SC, Jones DL. Life in the 'charosphere'—Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?. *Soil Biol Biochem*. 2013; 65:287-293. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.004>
4. Sorrenti G, Masiello CA, Dugan B, Toselli M. Biochar physico-chemical properties as affected by environmental exposure. *Science of the total Environment*. 2016; 563:237-246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.245>
5. Wang B, Jiang YS, Li FY, Yang DY. Preparation of biochar by simultaneous carbonization, magnetization and activation for norfloxacin removal in water. *Bioresour Technol*. 2017; 233:159-165. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.103>
6. Sajjadi B, Zubatiuk T, Leszczynska D, Leszczynski J, Chen WY. Chemical activation of biochar for energy and environmental applications: a comprehensive review. *Rev Chem Eng*. 2019; 35(7):777-815. <https://doi.org/10.1515/revce-2018-0003>
7. Wolińska A, Stępniewska Z, Bielecka A, Ciepielski J. Bioelectricity production from soil using microbial fuel cells. *Appl Biochem Biotechnol*. 2014; 173(8):2287-2296. <https://doi.org/10.1007/s12010-014-1034-8>
8. IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Reports No. 106. World Soil Resources; 2015. <http://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf>
9. Sato JH, Figueiredo CCD, Marchão RL, Madari BE, Benedito LEC, Busato JG, Souza DMD. Methods of soil organic carbon determination in Brazilian savannah soils. *Scientia Agricola*. 2014; 71(4):302-308. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0306>
10. Pospíšilová H, Jiskrova E, Vojta P, Mrizova K, Kokáš F, Čudejková MM, Dzurova L. Transgenic barley overexpressing a cytokinin dehydrogenase gene shows greater tolerance to drought stress. *N Biotechnol*. 2016; 33(5):692-705. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2015.12.005>
11. Kučerík J, Tokarski D, Demyan MS, Merbach I, Siewert CC. Linking soil organic matter thermal stability with contents of clay, bound water, organic carbon and nitrogen. *Geoderma*. 2018; 316:38-46. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.001>
12. José M, Paneque M, Miller AZ, Knicker H. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of *Lolium perenne* on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. *Sci Total Environ*. 2014; 499:175-184. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.025>
13. Casida LE, Klein DA, Santoro T. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*. 1964; 98:371-376
14. Peoples MB, Faizah AW, Rerkasem B, Herridge DF. Methods for evaluating nitrogen fixation by nodulated legumes in the field (No. 435-2016-33692). 1989

15. Keeney DR, Nelson DW. Nitrogen—inorganic forms. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy. 1983. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c33>
16. Pittelkow CM, Linquist BA, Lundy ME, Liang X, van Groenigen KJ, Leevan Kessel C. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research*. 2015; 183:156-168. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020>
17. Pauli N, Abbott LK, Negrete-Yankelevich S, Andrés P. Farmers' knowledge and use of soil fauna in agriculture: a worldwide review. *Ecology and Society*. 2016; 21(3):19. <https://www.jstor.org/stable/26269977>
18. Chebotarev NT, Yudin AA, Konkin PI, Oblizov AV. Efficiency of using organic and mineral fertilizers in fodder crop rotation on northern soddy podzols. *Russian Agricultural Sciences*. 2017; 43(2):162-166. <https://doi.org/10.3103/S1068367417020045>
19. Kučová L, Záhora J, Pokluda R. Effect of mycorrhizal inoculation of leek *Allium porrum* L. on mineral nitrogen leaching. *Horticultural Science*. 2016; 43(4):195-202. <https://doi.org/10.17221/182/2015-HORTSCI>
20. Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. Biochar stability in soil: decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biol Biochem*. 2014; 70:229-236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>
21. Major J, Rondon M, Molina D, Riha SJ, Lehmann J. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil*. 2010; 333(1-2):117-128. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0327-0>
22. Xu N, Tan G, Wang H, Gai X. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. *Eur J Soil Biol*. 2016; 74:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.02.004>
23. Di HJ, Cameron KC. Inhibition of nitrification to mitigate nitrate leaching and nitrous oxide emissions in grazed grassland: a review. *J Soils Sediments*. 2016; 16(5):1401-1420. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1403-8>
24. Geisseler D, Scow KM. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms—A review. *Soil Biol Biochem*. 2014; 75:54-63. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>
25. Morriën E. Understanding soil food web dynamics, how close do we get?. *Soil Biol Biochem*. 2016; 102:10-13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.06.022>