

Efecto de la incorporación de biocarbón de pinzote de palma aceitera sobre las características químicas y retención de nitrógeno de un Alfisol, en la producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en invernadero

Allan David Marín Guzmán

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO
AGRONÓMO CON EL GRADO DE LICENCIADO EN AGRONOMÍA

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA

FACULTAD DE CIENCIAS AGROALIMENTARIAS

ESCUELA DE AGRONOMÍA

2022

Efecto de la incorporación de biocarbón de pinzote de palma aceitera sobre las características químicas y retención de nitrógeno de un Alfisol, en la producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en invernadero

Allan David Marín Guzmán

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AGRÓNOMO CON EL GRADO DE LICENCIADO EN AGRONOMÍA


Dra. Cristina Chinchilla Soto

DIRECTOR DE TESIS


Dr. Juan Chin Dampillo

MIEMBRO DEL TRIBUNAL


Dra. Karolina Villagra Mendoza

MIEMBRO DEL TRIBUNAL


M.Sc. Gabriela Soto Muñoz

MIEMBRO DEL TRIBUNAL


Dr. Luis Gómez Alpizar

DIRECTOR DE ESCUELA


B.Sc. Allan Marín Guzmán

SUSTENTANTE

Dedicatoria

A mi familia por su inmenso amor, apoyo y sacrificio para la realización de mi éxito profesional. Se los agradezco con el alma. Para ustedes va dedicado.

Agradecimientos

A la Dra. Cristina Chinchilla por abrirme las puertas del Centro de Investigación en Contaminación Ambiental, situación que me permitió crecer personal y profesionalmente, siempre lo agradeceré.

Al Dr. Juan Chin por brindar siempre su colaboración y conocimientos al servicio de este proyecto.

A la M.Sc. Gabriela Soto por sus acertadas sugerencias, amabilidad y disponibilidad, aún en situaciones complejas.

A la Dra. Karolina Villagra y al Ing. Juan Carlos Monge del Tecnológico de Costa Rica, por su amistad, cooperación y buen trabajo en los ensayos y pruebas realizadas en el TEC.

Al Ing. Agr. Melvin Alpízar por su participación y valiosa experiencia en el proyecto.

Al Ing. Agr. Carlos Huertas, al Sr. Milton Matute y a la Ing. Agr. Katherine Chinchilla por su apreciable ayuda y consejos en la ejecución práctica del proyecto, pero sobre todo por su amistad.

A los profesores Juan Ramón Navarro e Iván León por su valiosa cooperación y aportes en el área estadística del proyecto.

A los profesores Melissa Aguzzi, Nancy León y Arturo Brenes por su provechosa retroalimentación en la construcción de este documento.

A los profesores y compañeros de carrera, por su amistad, consejos y buenos deseos, durante este importante reto, los aprecio mucho.

Al personal docente, administrativo y asistentes del Centro de Investigación en Contaminación Ambiental y la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno que realizaron un importante aporte en el proyecto.

Al Ing. Agr. Miguel García y Palma Tica S.A por proporcionar el pinzote de palma aceitera utilizado en la investigación.

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Costa Rica, por el otorgamiento de los fondos concursables para Trabajos Finales de Graduación, recursos que facilitaron el financiamiento de esta investigación.

A la Escuela de Agronomía de la Universidad de Costa Rica, por su excelente y altamente capacitada formación técnica y humanística.

Índice General

Resumen.....	XIV
1 Introducción	16
2 Objetivos	19
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3 Revisión de Literatura.....	19
3.1 EFECTO DEL BIOCARBÓN SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO	19
3.2 EFECTO DEL BIOCARBÓN SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO	22
3.3 EFECTO DEL BIOCARBÓN SOBRE LAS PROPIEDADES MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO.....	26
4 Materiales y Métodos.....	31
4.1 LOCALIZACIÓN DEL INVERNADERO	31
4.2 MATERIAL EXPERIMENTAL.....	31
4.3 PROCEDIMIENTO GENERAL	33
4.3.1 <i>Generación y Características del Biocarbón</i>	33
4.3.2 <i>Tratamientos y Diseño Experimental</i>	36
4.3.3 <i>Distribución del Biocarbón en Potes, Siembra y Establecimiento del Frijol</i>	38
4.3.4 <i>Lixiviados del Suelo</i>	40
4.3.5 <i>Temperatura y Humedad Relativa dentro del Invernadero</i>	42
4.3.6 <i>Cosecha y Rendimiento del Frijol</i>	43
4.3.7 <i>Análisis de Propiedades Químicas del Suelo</i>	44
4.3.8 <i>Análisis Estadístico de los Datos</i>	45
5 Resultados.....	46
5.1 VARIABLES CLIMÁTICAS	46
5.2 LIXIVIACIÓN	48
5.3 SISTEMA RADICAL DE PLANTAS	57
5.4 PRODUCCIÓN Y RENDIMIENTO	61
5.5 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO	63

6	Discusión	68
6.1	VARIABLES CLIMÁTICAS	68
6.2	RETENCIÓN DE NITRÓGENO	70
6.3	EFEECTO EN EL pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	72
6.4	HUMEDAD VOLUMÉTRICA DEL SUELO Y LIXIVIACIÓN.....	74
6.5	CRECIMIENTO RADICAL	75
6.6	PRODUCCIÓN Y RENDIMIENTO	77
6.7	PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO	79
7	Conclusiones	86
8	Recomendaciones	88
9	Literatura Citada	89
10	Anexos	121

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Concentración química de macro y micronutrientes del biocarbón de pinzote de palma aceitera producido en un horno tipo Kon Tiki, utilizado en el ensayo en invernadero.....	35
Cuadro 2. Concentración química de metales pesados del biocarbón de pinzote de palma aceitera producido en un horno tipo Kon Tiki, utilizado en el ensayo en invernadero.	35
Cuadro 3. Porcentaje de humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), porcentaje de carbono, relación carbono/ nitrógeno, concentraciones de fuentes nitrogenadas y porcentaje de cenizas del biocarbón de pinzote de palma aceitera utilizado en invernadero.	36
Cuadro 4. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo de invernadero.	37
Cuadro 5. Composición de macro y micronutrientes de la fuente de abono orgánico El Sembrador	38
Cuadro 6. Concentración de nitrógeno amoniacal, nítrico y ureico de la fuente de abono orgánico El Sembrador.....	38
Cuadro 7. Peso de 100 semillas de frijol (n=1) e índice de cosecha para cada tratamiento en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	63
Cuadro 8. Resultados del análisis químico completo de suelos al inicio (T ₀) y al final del ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	66
Cuadro 9. Resultados del análisis químico de conductividad eléctrica (CE), porcentaje de carbono, nitrógeno y relación carbono/ nitrógeno (C: N) de las muestras de suelo al inicio y al final del ensayo en el invernadero D3 de la EEAFBM.....	67

Índice de Figuras

Figura 1. Suelos de orden Alfisol con textura arcillosa en la finca productora de frijol Asentamiento El Progreso, en Pejibaye, Pérez Zeledón, San José	32
Figura 2. Horno de pirólisis experimental de campo tipo Kon Tiki, para la generación de biocarbón de pinzote de palma aceitera (<i>Elaeis guineensis</i>) utilizado en el ensayo en invernadero.....	33
Figura 3. Incorporación de biocarbón de pinzote de palma aceitera en potes plásticos en el invernadero D3 de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno en La Garita, Alajuela.....	39
Figura 4. (A) Colecta y (B) análisis de muestras de lixiviados del suelo en LAIMEC del CICA en San Pedro, Montes de Oca, San José.....	41
Figura 5. (A) Raíces de una planta de frijol en el escáner de WinRHIZO®. (B) Imagen digitalizada de raíces de una planta de frijol por WinRHIZO®	44
Figura 6. Valores máximos, mínimos y promedios de temperatura, humedad relativa y déficit de presión de vapor (DPV) registrados dentro del invernadero D3 de la EEAFBM durante el ensayo de campo	46
Figura 7. Valores de conductancia estomática de hojas de frijol, registrados dentro del invernadero en la EEAFBM a los 59 días después de la siembra.....	47
Figura 8. Concentración promedio de nitrato (NO_3^-) en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM	49
Figura 9. Masa promedio de nitrato (NO_3^-) en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	51
Figura 10. Concentración promedio de pH en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	52
Figura 11. Valores de conductividad eléctrica (CE) promedio en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	53
Figura 12. Lixiviación promedio del suelo según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM	54

Figura 13. Humedad volumétrica promedio del suelo (HV) según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM	55
Figura 14. Valor de potencial hídrico promedio del suelo según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM	57
Figura 15. (A) Área superficial, (B) volumen, (C) longitud, (D) diámetro y (E) promedio porcentual de raíces finas y gruesas en plantas de frijol, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM	60
Figura 16. Biomasa seca promedio de raíces y parte aérea en plantas de frijol, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM.....	62
Figura 17. Concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺) y nítrico (N-NO ₃ ⁻) disponible en el suelo utilizado en el ensayo en invernadero	64

Índice de Anexos

Anexo 1. Invernadero D3 de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno, La Garita, Alajuela	121
Anexo 2. Plantas de frijol (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) var. Cabécar a los 53 DDS con diferentes tratamientos en presencia y ausencia de biocarbón en el invernadero D3 de la EEAFBM	121
Anexo 3. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable de NO_3^- en lixiviados (ppm).....	122
Anexo 4. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable de NO_3^- en lixiviados (mg)	122
Anexo 5. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable pH en lixiviados	123
Anexo 6. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable CE en lixiviados	123
Anexo 7. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje de lixiviación del suelo	124
Anexo 8. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable humedad volumétrica del suelo.....	124
Anexo 9. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable potencial hídrico del suelo.....	125
Anexo 10. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable área superficial de raíces	125
Anexo 11. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable volumen de raíces.....	126
Anexo 12. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable longitud de raíces	126
Anexo 13. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable diámetro de raíces.....	127

Anexo 14. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje raíces finas (0-2 mm).....	127
Anexo 15. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje raíces gruesas (> 2 mm).....	128
Anexo 16. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable biomasa de parte aérea de planta.....	128
Anexo 17. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable biomasa de raíces	129
Anexo 18. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable relación raíz: parte aérea.....	129
Anexo 19. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable índice de cosecha.....	130

Índice de ecuaciones

Presión de saturación de vapor (T_{\max}) (ecuación 1)	42
Presión de saturación de vapor (T_{\min}) (ecuación 2)	42
Presión de saturación de vapor (e_s) (ecuación 3)	42
Presión real de vapor (HR_{\max}) (ecuación 4)	42
Presión real de vapor (HR_{\min}) (ecuación 5)	42
Presión real de vapor (e_a) (ecuación 6)	42
Déficit de presión de vapor (DPV) ($e_s - e_a$) (ecuación 7)	42

Resumen

El biocarbón es el producto obtenido de la descomposición térmica de biomasa, a temperaturas entre 200 °C y 700 °C, bajo condiciones de ausencia o limitada cantidad de oxígeno, proceso denominado pirólisis. Se caracteriza por ser un material recalcitrante, rico en carbono y su aplicación como enmienda agrícola, tiene la capacidad de influir sobre las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo. Por tales motivos, se determinó el efecto de incorporar biocarbón derivado de pinzote de palma aceitera sobre las características químicas y retención de nitrógeno de un suelo de orden Alfisol, en la producción de frijol en condición de invernadero. El ensayo se realizó en el invernadero de Docencia # 3 (D3) de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno (EEAFBM) en La Garita, Alajuela. Como material experimental se utilizó plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) de grano rojo var. Cabécar con un ciclo productivo de 75 días aproximadamente, y suelo de orden Alfisol procedente de Pejibaye de Pérez Zeledón. Se establecieron tres dosis distintas de biocarbón (0, 10 y 20 t ha⁻¹), en nueve distintos tratamientos, con cinco repeticiones de cada uno, distribuidos en un diseño irrestricto al azar. Se utilizaron fuentes de abono orgánico (compost) y químico (fórmula física 10-30-10), para la nutrición mineral de las plantas.

Se cuantificó, semanalmente la cantidad de nitrógeno mediante medición de nitrato en los lixiviados del suelo, además del pH y conductividad eléctrica en cada uno de los potes. Para evaluar el desarrollo del frijol, se analizaron variables fenológicas como biomasa seca de planta, relación raíz- parte aérea, peso de 100 semillas, y morfología radical de plantas, al final del ensayo. Los efectos de las distintas dosis de biocarbón en las propiedades químicas del suelo como capacidad de intercambio catiónico, suma de bases, entre otros, se evaluaron por medio de análisis

químicos completos. Se evaluó, además, el contenido de humedad y el potencial hídrico promedio del suelo.

Los tratamientos con incorporación de biocarbón de 10 y 20 t ha⁻¹ en el suelo junto con fertilización química, mostraron una concentración de nitrato significativamente superior ($p < 0,05$) a los demás tratamientos, asociado a un estímulo en la mineralización de nitrógeno. Además, se observó que al agregar biocarbón, se presentó un incremento en los valores de pH y conductividad eléctrica en las muestras de lixiviados, mayor área superficial y longitud de raíces, así como valores más elevados de biomasa seca de planta y peso de 100 semillas, sin llegar a presentarse diferencias estadísticamente significativas. Adicionalmente, en el tratamiento de biocarbón a 20 t ha⁻¹ junto con abono químico, se duplicó la concentración de fósforo del suelo, comparado con los tratamientos de abono químico y abono químico junto con biocarbón a 10 t ha⁻¹. Asimismo, la relación C: N aumentó en todos los tratamientos al incorporar biocarbón.

1 Introducción

La incorporación de biocarbón utilizado como enmienda para el suelo, ha reportado resultados favorables en prácticas experimentales enfocadas en la producción de cultivos agrícolas (Crane et al., 2013), al promover aumentos en la fertilidad del suelo, en la capacidad de retención de agua y nutrientes, y en la productividad final de los cultivos (Chen et al., 2010; Jeffery et al., 2011; Zheng et al. 2010). Se ha demostrado que el biocarbón puede proporcionar un entorno favorable para el crecimiento de las plantas, porque promueve la retención de nutrientes que pueden ser absorbidos por las raíces, incrementa la capacidad de intercambio catiónico, disminuye la densidad aparente del suelo, aumenta el pH, y provee condiciones óptimas para el crecimiento de poblaciones microbianas benéficas (Chan et al., 2008). Asimismo, es posible que el biocarbón posea cualidades de fertilizante lento o de lenta liberación, debido a que su estructura facilita la adsorción e intercambio de nutrientes en sus microporos y superficie, dada su alta capacidad de intercambio catiónico (Gao et al., 2016).

Se ha reportado que en algunos casos el biocarbón puede acelerar la degradación de plaguicidas como la atrazina y el isotiocianato de metilo (Fan et al., 2017). Otros autores mencionan que el biocarbón tiende a reducir la concentración de plaguicidas libremente disueltos en el suelo (Gong et al., 2016). El empleo de biocarbón en suelos, es capaz de enmendar daños causados por toxicidad de residuos de plaguicidas como oxyfluorfén, y reducir el daño potencial de estos compuestos sobre poblaciones de microorganismos benéficos (Wu et al., 2019).

Respecto a la productividad de los cultivos, el biocarbón ha presentado resultados alentadores en gramíneas como maíz y arroz, y en leguminosas como frijol

y maní, debido al aumento en la retención y solubilización de nutrimentos como N y P, la reducción en la acidificación del suelo, el incremento en la relación C: N y la tendencia al aumento en la germinación de esporas micorrícicas (Liu et al., 2017). También se han reportado beneficios en la productividad de maíz, al aumentar la retención de humedad del suelo y la cantidad de potasio disponible para las plantas (Pandit et al., 2018).

Adicionalmente, se ha señalado que el biocarbón puede adsorber nitrógeno (como amonio, nitrato y urea), fósforo (como ortofosfato) y potasio, así como materia orgánica en forma líquida (Hale et al., 2013), orina, aguas residuales de ganado (Kizito et al., 2015), y digestatos anaeróbicos (Takaya et al., 2016), y de esta forma, ser un material apropiado para ser utilizado como enmienda en suelos agrícolas. El biocarbón se caracteriza, además, por ser un material de estructura porosa, con alta capacidad de intercambio catiónico y elevada área superficial, lo que le da una alta capacidad para la adsorción de nutrientes (Sarkhot et al., 2013). También posee propiedades recalcitrantes, que le otorgan la capacidad de almacenar grandes cantidades de carbono en el suelo y, por tal motivo ser un buen material para el reciclaje de nutrientes (Lehmann y Joseph, 2015).

Los efectos benéficos del biocarbón en la agricultura pueden variar, según sea, la materia prima seleccionada para elaborar el biocarbón, la temperatura utilizada en el proceso de pirólisis, las propiedades físicas (textura, aireación), químicas (contenido de carbono, pH, conductividad eléctrica), propiedades biológicas (poblaciones de microorganismos, hongos, bacterias) del suelo e incluso prácticas culturales (Jaafar et al., 2015). Por tales motivos se plantea el uso del biocarbón como una estrategia que contribuye a mejorar el rendimiento de los cultivos.

Uno de los cultivos donde el biocarbón puede tener un impacto positivo sobre la productividad, características edáficas y actividad agrícola, es el frijol común (*Phaseolus vulgaris* L.), debido a su importancia nutricional y volumen de consumo, además de ser generalmente cultivado sobre suelos ácidos, con alto contenido de arcillas y la capacidad de promover relaciones simbióticas con bacterias fijadoras de nitrógeno, cualidades particularmente promisorias para desarrollar esta investigación. Además, este cultivo es uno de los de mayor importancia con relación a área destinada y volumen de producción, en la Región Brunca costarricense, por lo que la presente investigación pretende, por una parte, determinar los efectos al incorporar el biocarbón derivado de los residuos orgánicos de la agroindustria de palma aceitera (*Elaeis guineensis*) como mejorador del suelo en la producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en condición de invernadero. Por otra parte, incentivar el desarrollo de futuras investigaciones y estrategias de valorización para residuos orgánicos de difícil manejo, que puedan potenciar la calidad de los suelos y la productividad agrícola en la Zona Sur de Costa Rica.

2 Objetivos

2.1 Objetivo General

Determinar el impacto de la incorporación de biocarbón derivado del pinzote de la palma aceitera sobre la producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y la retención de nitrógeno, en un suelo Alfisol de la Región Brunca en condiciones de invernadero.

2.2 Objetivos Específicos

1. Examinar el efecto de incorporar biocarbón derivado del pinzote de la palma aceitera, junto con fertilizante químico y orgánico, sobre la retención de nitrógeno en un suelo Alfisol.
2. Determinar el efecto de la incorporación de diferentes dosis de biocarbón derivado del pinzote de la palma aceitera al suelo sobre la producción de frijol.
3. Analizar el efecto de la incorporación de biocarbón de pinzote de palma aceitera sobre las características químicas de un suelo Alfisol de Pejibaye de Pérez Zeledón.

3 Revisión de Literatura

3.1 Efecto del Biocarbón sobre las Propiedades Físicas del Suelo

Se ha indicado que la producción y empleo de biocarbón podría convertirse en un área potencialmente prometedora en la industria agrícola, debido a que tiene la capacidad de aumentar la eficiencia en el uso del agua y los nutrientes, regular el pH del suelo, reducir la toxicidad generada por plaguicidas, lo que se traduce en mejoras para la productividad de los cultivos, además de secuestrar carbono a largo plazo y en

cantidades significativas, promoviendo beneficios ambientales (Woolf et al., 2010). Laird et al. (2009) mencionó que el biocarbón mejora las propiedades físicas del suelo, incrementa la capacidad de retención de agua, y la aireación, además de mejorar la eficiencia del uso de nutrientes al retenerlos en la rizosfera, una vez se incorporan al suelo.

Se han reportado también efectos sobre la humedad del suelo, al aplicar biocarbón en dosis de 10 y 20 t ha⁻¹, lo que mantiene el suelo húmedo por un mayor lapso durante períodos de sequía o época climática seca (Igaz et al., 2018). Estos mismos autores indicaron que al aplicar biocarbón en combinación con fertilizante nitrogenado, se promueve un aumento en la porosidad del suelo y en la saturación de bases, así como en la cantidad de agua fácilmente extraíble para la planta (rango calculado entre -20 y -300 kPa de presión). Se observó una reducción en la densidad aparente y acidez intercambiable del suelo, así como un incremento en la porosidad total, pH, contenido de carbono orgánico, y nitrógeno, al incorporar biocarbón al suelo, en contraste con un tratamiento testigo, o sin aplicación de biocarbón (Berihun et al., 2017). Nabavinia et al. (2015) reportaron también un aumento en el contenido de carbono orgánico y en la conductividad eléctrica del suelo, al añadir biocarbón a una dosis de 2,5 t ha⁻¹.

De acuerdo con Głąb et al. (2016), se observó una mejora en las propiedades físicas del suelo como, aumento en el volumen de poros que oscilan entre los 0,5 y 500 µm de diámetro y en la capacidad de retención de agua, al aplicar biocarbón derivado de plantas de miscanthus (*Miscanthus × giganteus*) y trigo de invierno (*Triticum aestivum* L.) pirolizado a 300 °C y con dosificaciones de 0,5 %, 1 %, 2 % y 4 %, sobre un suelo de textura franco arenosa. Asimismo, Fu et al. (2021), al aplicar biocarbón de paja de maíz (*Zea mays*) en dosificaciones de 0,5 %, 1 %, 2 % y 4 %, pirolizado a 500

°C sobre un suelo arenoso de desierto, observaron mejoras en las propiedades físicas e hidráulicas, como, aumentos en el volumen de porosidad, cantidad de microporos y en el contenido de agua disponible, por tanto, se mejoró la estabilidad de los agregados y la retención de agua, lo que a su vez mejoró la resistencia del suelo a la sequía y la erosión eólica. Entre tanto, Hardie et al. (2014), no reportaron diferencias significativas en la porosidad, capacidad de almacenamiento de agua ni estabilidad de los agregados de un Planosol franco arenoso, al incorporar biocarbón derivado de residuos de árboles de *Acacia*, a una dosis de 47 Mg ha⁻¹ y pirolizado a 550 °C.

Según Edeh y Mašek (2021), el biocarbón aumentó la retención de agua del suelo y disminuyó la conductividad hidráulica, debido al aumento en la intraporosidad y las superficies hidrófilas, esto, al incorporar biocarbón derivado de madera blanda, pirolizado a 700 °C y a una dosificación de 1 %, 2 %, 4 % y 8 % sobre dos tipos de suelo (franco arenoso y franco arcilloso). En tanto que Li et al. (2022) reportaron mejoras en la capacidad de retención de agua y el contenido de agua disponible del suelo, al aplicar biocarbón de residuos de frutos después del procesamiento de aceite de palma (*Trachycarpus fortunei*) a dosis de 10, 25, 50 y 100 t ha⁻¹ y pirolizado entre 300 °C y 600 °C sobre un suelo de textura franco limo arcillosa.

Se han reportado, además, incrementos en la conductividad hidráulica saturada, en la capacidad de retención de agua y macroporosidad ($\geq 0,05 \mu\text{m}$) de un suelo de orden Vertisol de origen aluvial, al incorporar biocarbón derivado de la poda de árboles frutales, pirolizado a 500 °C y a una dosis de 30 g kg⁻¹ (Castellini et al., 2015). Un aumento en la capacidad de retención de agua (48,5 a 54, 0 %) también fue reportado por Karhu et al. (2011), al enmendar un suelo de textura franco limosa con biocarbón derivado de abedul (*Betula pendula*) pirolizado a 400 °C y a una dosis de 9 t ha⁻¹.

De acuerdo con Mukherjee et al. (2014) la incorporación de biocarbón de madera de roble (*Quercus* spp.) a una dosis de 7,5 Mg ha⁻¹ y sometido a un proceso de pirólisis a 650 ° C, incrementó en un 15 % el área superficial de los nanoporos (>1,5 nm) y redujo en un 13 % la densidad aparente de un suelo de textura franco limosa, mientras que Hseu et al. (2014) reportaron una reducción en la resistencia a la penetración de 1,42 MPa a 0,62, 0,22 , y 0,12 MPa, de un suelo franco arcilloso limoso al incorporar biocarbón derivado de cascarilla de arroz, pirolizado a 400 °C y a una dosis de 2,5, 5 y 10 %, respectivamente. Una revisión de literatura realizada por Blanco (2017) concluyó que la incorporación de biocarbón disminuye la densidad aparente del suelo entre 3 % y 31 %, aumenta la estabilidad de los agregados húmedos entre 3 % y 226 %, aumenta la disponibilidad de agua entre un 4 % y 130 %, además de promover una disminución en la conductividad hidráulica saturada en suelos de textura gruesa y un aumento en suelos de textura fina, así como un incremento en la porosidad entre 14 % y 64 %, lo que podría reducir los riesgos de erosión hídrica.

3.2 Efecto del Biocarbón sobre las Propiedades Químicas del Suelo

Se han reportado aumentos en la absorción de macronutrientes en plantas de maíz cultivadas en un suelo arcilloso, tratadas con biocarbón derivado de residuos de poda de Higuera (*Ficus carica*) y mazorcas de maíz (*Zea mays*), a concentraciones de 10 y 20 t ha⁻¹ (Mukherjee et al., 2011). Los autores lo atribuyeron a que el biocarbón incorpora y retiene nutrientes en el suelo, debido al aumento en la CIC y el pH que promueve este material, así mismo, mencionaron que al aumentar la concentración de nitrógeno (como NH₄⁺ y NO₃⁻) y fósforo (como PO₄⁻) en el suelo, el sistema radical de la planta se ve estimulado en zonas donde se almacena el biocarbón, lo que promueve la elongación y el anclaje de raíces. Relacionado al efecto en el pH, Chin et al. (2021) reportaron una relación entre la temperatura de pirólisis del biocarbón y el efecto

encalante del mismo, al estudiar las propiedades químicas del biocarbón derivado de residuos agrícolas tropicales (cascaras de café, rastrojos de piña y fibra de aceite de palma), pirolizado a 300 °C y 600 °C.

Respecto al comportamiento del nitrógeno en suelos enmendados con biocarbón, Yu et al. (2018) en un ensayo con plantas de soya (*Glycine max*), mencionaron que al incorporar al suelo biocarbón junto a un fertilizante nitrogenado, se incrementó el contenido de nitrógeno disponible para las plantas, a la vez que aumentó significativamente la acumulación de nitrógeno en la rizosfera, promovió también un aumento en la biomasa microbiana y elevó el pH, lo que favoreció el desarrollo de bacterias Gram negativas. Por otra parte, Shi et al. (2020) observaron en plantas de maíz (*Zea mays*), que al agregar biocarbón en una mezcla con un fertilizante nitrogenado como urea al suelo, aumentó la absorción de nitrógeno en las plantas, lo que promovió un aumento en el desarrollo radical y la producción de biomasa, así como una disminución en la lixiviación de este elemento comparado con plantas testigo. Backer et al. (2017) también en maíz, observaron un mayor crecimiento de raíces, al aplicar biocarbón a una dosis de 20 t ha⁻¹ al suelo y lo atribuyeron a un aumento en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo y un incremento de la actividad microbiana y exudación de raíces.

En relación con la productividad en cultivos, Cornelissen et al. (2018) estudiaron el efecto de emplear dos dosis distintas de biocarbón (5 y 15 t ha⁻¹) derivado de cáscara de cacao (*Theobroma cacao*), pirolizado a temperaturas entre 400 y 500 °C, en un suelo de orden Ultisol, con pH de 3,6, y con niveles reportados de 2 cmol_c kg⁻¹ de aluminio intercambiable, sobre el rendimiento de un cultivo anual como maíz (*Zea mays*) durante cinco ciclos de cultivo. Los autores reportaron incrementos en la biomasa de las mazorcas y semillas, superiores en la dosis de 15 t ha⁻¹ sobre la dosis

de 5 t ha⁻¹ y el testigo (0 t ha⁻¹), y lo atribuyeron principalmente a la capacidad del biocarbón de corregir el exceso de acidez del suelo.

En otra investigación, Graber et al. (2010) analizaron el efecto de incorporar biocarbón al suelo, sobre el desarrollo y la productividad de cultivos hortícolas como chile (*Capsicum annuum*) y tomate (*Solanum lycopersicum*). Los autores indicaron que el biocarbón estimuló cambios en las poblaciones microbianas benéficas como rizobacterias u hongos, debido a sustancias químicas en bajas dosis como etilenglicol y propilenglicol, ácidos hidroxipropiónico y butírico, ácido benzoico y o-cresol quinonas y 2-fenoxietano, o atributos físicos del biocarbón, lo que favorece el crecimiento de las plantas.

Otros autores han mencionado que partículas de biocarbón en contacto con las raíces o cercanas al área de la rizosfera, en plantas de arroz en condición de anegamiento, pueden tener un efecto significativo sobre el pH, el potencial redox del suelo y el potencial de la membrana radical, así como la cantidad y diversidad de microorganismos, lo que incrementa la disponibilidad de nutrientes que pueden ser absorbidos por las raíces (Chew et al., 2020). De esta forma, cuando el biocarbón se encuentra en contacto con los pelos radicales y la microbiota del suelo, se estimula la liberación de electrones y nutrientes en estado iónico, así como la capacidad de almacenamiento y absorción de estos por las raíces (Chew et al., 2020; Sun et al., 2017).

En otra investigación, Chen et al. (2021) evaluaron la adición de biocarbón de residuos de bambú (pirolizado a 500 °C por dos horas), sobre suelos del orden Inceptisol dedicados a la producción de té y, concluyeron que la lixiviación de nitrógeno en estos suelos disminuyó al incorporar el biocarbón, mientras que se

incrementó la retención de nitrógeno disponible para las plantas, y se elevó el pH, además se incrementó la biomasa y comunidad microbiana del suelo, al contrastar contra un tratamiento testigo. Al estudiar el efecto del biocarbón de residuos de pino insigne (*Pinus radiata*) en dos tipos de suelo, concluyen entre otros puntos, que la incorporación de biocarbón con biosólidos (residuos orgánicos derivados de aguas residuales procesadas) en el suelo, reduce la lixiviación de nitratos en el corto plazo, lo que fue beneficioso para las plantas, al retener nitrógeno en la zona radical por un mayor tiempo (Knowles et al., 2011).

Asimismo, Yoo et al. (2014) reportaron una disminución en la lixiviación de nitratos al incorporar biocarbón derivado de granza de arroz y pirolizado a 600 °C, en un suelo franco arenoso. Mientras en un suelo de características fluviales, enmendado con biocarbón pirolizado a 500 °C y derivado de paja de maíz, Xu et al. (2016), mostraron en los resultados de su experimento, una reducción de hasta 20% en la lixiviación de nitrógeno, comparado con un tratamiento sin biocarbón. Widowati et al. (2014) también informaron que al aplicar biocarbón derivado de cáscaras de coco y cáscaras de arroz (en mezcla), pirolizado a temperaturas entre los 500 y 700 °C por espacio de nueve horas, en un suelo de orden Alfisol, se logró reducir hasta en 47 % la lixiviación de nitrógeno en el cultivo de maíz. Mientras que Luo et al. (2014) indican que al enmendar suelos con biocarbón se incrementa significativamente el contenido de nitrógeno y carbono orgánico del suelo, lo que proporciona una importante alternativa hacia un uso más eficiente de fertilizantes.

Al estudiar el efecto de aplicar biocarbón derivado de plantas de carrizo (*P. australis*) y pirolizado a 500°C por dos horas, sobre un suelo de textura arenosa de la zona central de China, Li et al. (2021) observaron un cambio en la morfología de raíces de *Phragmites australis* (en condición de secano) al inducir un mayor crecimiento de

raíces finas, y una mayor capacidad de absorción de nitrógeno. Estos autores basados en experimentos previos de Backer et al. (2017), concluyeron que el biocarbón al contener compuestos orgánicos como ácidos alcanoicos, ácidos benzoicos, fenoles, entre otros, estimula la elongación de las raíces y reduce la resistencia mecánica del suelo a la penetración radical, lo que produce una alteración en las características físicas de los suelos.

En otras investigaciones realizadas sobre biocarbón, al utilizar frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) como cultivo indicador y bajo condiciones de ambiente controlado o invernadero, algunos autores han observado incrementos significativos en biomasa de brotes, raíces, y nódulos, en plantas cultivadas sobre suelos de orden Acrisol (Ultisol, según taxonomía USDA), con pH cercano a 5,5 y de textura arcillosa (Güereña et al., 2015). Saxena et al. (2013) reportaron, además, incrementos cercanos al 50% en biomasa de brotes y raíces, en plantas cultivadas en suelos enmendados con biocarbón, así como aumentos en los valores de pH y en la capacidad de intercambio catiónico del suelo. En otro experimento se observó, además, una mejoría en variables de rendimiento como cantidad, tamaño, y peso de vaina por planta, así como la cantidad de granos por vaina, en plantas de frijol mungo (*Vigna radiate*), al ser cultivadas en suelos tratados con dosis de 25, 50, 75 y 100 t ha⁻¹ de biocarbón, comparado con un testigo (Rab., 2016).

3.3 Efecto del Biocarbón sobre las Propiedades Microbiológicas del Suelo

Según Tian et al. (2016) la adición de biocarbón a partir madera de pino (*Pinus* sp.) junto con fertilizante con fuentes NPK, aumentó la descomposición microbiana de aminoácidos, aminos y hasta en un 50,4 % el contenido de carbono orgánico de un suelo con textura franco limosa, mientras que también se incrementó la cantidad y

diversidad de bacterias fijadoras de nitrógeno y bacterias nitrificantes (Abujabhah et al., 2018). Se ha reportado, además, que al incorporar biocarbón de paja de trigo pirolizado a 500 °C y con dosificaciones de 24 y 48 t ha⁻¹, se estimuló la reproducción de Acidobacteria y de hongos benéficos como *Mortierella* y *Westerdykella*, al tiempo que disminuyó la incidencia de hongos fitopatógenos como *Athelia* y *Penicillium* sobre un suelo de textura arenosa (Wang et al., 2021).

De acuerdo con Ameloot et al. (2013), al incorporar biocarbón derivado de madera de sauce (*Salix dasyclados*) y pirolizado a 350 °C sobre un suelo de orden Inceptisol, se incrementó la cantidad de bacterias Gram negativas y Gram positivas, atribuido posiblemente al aumento en las concentraciones de carbono lábil, así como de los macro y micronutrientes que proporciona el biocarbón al suelo (Sohi et al., 2010), mientras que Palansooriya et al. (2019) reportó aumentos en la abundancia y diversidad de la actividad microbológica, ocasionados por una mejoría en algunas propiedades fisicoquímicas del suelo como pH, conductividad eléctrica, densidad aparente y porosidad.

Entre tanto, Watzinger et al. (2014) reportó un aumento en la biomasa microbiana de bacterias Gram negativas y actinomicetos, al aplicar biocarbón de cáscara de trigo (*Triticum aestivum* L.) empobrecido en ¹³ C y pirolizado a 525 °C, sobre un suelo de textura franco arenosa de orden Planosol. Al respecto Yu et al. (2018), reportó un aumento de la biomasa microbiana en la rizosfera del cultivar de soja Yuechun NO.3, al aplicar biocarbón de paja de trigo pirolizado a 450 °C a una dosis 19,5 t ha⁻¹ más fertilizante nitrogenado (Urea, KNO₃, (NH₄)₂SO₄) sobre un suelo de orden Ultisol.

Otros autores indicaron que la adición sobre un suelo de textura arenosa, de biocarbón derivado de desechos vegetales de árboles del género *Acacia*, pirolizado a 550 °C y a una dosis de 47 t ha⁻¹, incrementó la cantidad de hongos del género *Ascomycota* y bacterias del filo *Proteobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Deltaproteobacteria* (Abujabhah et al., 2015). De acuerdo con Hu et al. (2014) la enmienda de biocarbón podría representar una importante alternativa para enriquecer la abundancia y diversidad de microorganismos, al observar aumentos en poblaciones de bacterias del filo *Actinobacteria* y en hongos del género *Trichoderma* y *Paecilomyces*, cuando se incorporó biocarbón de residuos de bosque pirolizado a 400 °C sobre un suelo de textura arenosa, mientras que Sun et al. (2016) también reporta mayor abundancia de *Actinobacterias* y *Proteobacterias*, al enmendar con biocarbón de mazorca de maíz pirolizado a 600 °C. También, Li et al. (2018) reportaron incrementos en la biomasa microbiana y diversidad bacteriana (*Proteobacteria* y *Actinobacteria*) de un suelo de orden Ferrisol de régimen údico, cuando se incorporó biocarbón de astillas de bambú (*Bambusoideae*) pirolizado a 600 °C y a una dosis de 20 t ha⁻¹.

Además, Le Guen et al. (2017) reportaron un incremento en el contenido de materia orgánica de un suelo de textura arenosa, al incorporar biocarbón de residuos de bambú (*Bambusoideae*) pirolizado a 450 °C y a una dosis de 20 t ha⁻¹. Mientras Singh y Cowie (2014) reportaron un aumento en la mineralización del carbono orgánico de un Vertisol, al aplicar biocarbón pirolizado entre 400 °C y 550 °C y derivado de distintas fuentes como residuos de Eucalipto (*Eucalyptus saligna*), cascarilla de arroz (*Oryza sativa*) y estiércol de aves y vacas. Entre tanto, Piscitelli et al. (2015) observaron un incremento en el contenido de C y N de la biomasa microbiana, al incorporar biocarbón derivado de orujo de molino de oliva a una dosis

de 10 y 30 Mg ha⁻¹ y pirolizado a 450 °C, sobre dos suelos de textura franco limosa y franco arenosa.

Por otro lado, Prayogo et al. (2014) informaron que al aplicar biocarbón derivado de madera de sauce (*Salix*) pirolizado a 470 °C y al 0,5 % y 2 % de concentración, se incrementó la biomasa microbiana de un suelo de textura franco arcillosa, principalmente la cantidad de bacterias Gram negativas y actinobacterias. Al tiempo que Sun et al. (2015) evaluaron el crecimiento de *Bacillus mucilaginosus* sobre biocarbón derivado de tallos de maíz (*Zea mays*), residuos de hongos (*Agaricus bisporus*) y paja de arroz (*Oryza sativa*), pirolizado a 450 °C, donde reportaron que los compuestos orgánicos volátiles absorbidos por el biocarbón, estimularon la supervivencia de *B. mucilaginosus*, lo que podría demostrar el potencial del biocarbón como portador de inoculantes y tener efecto en la conformación de la estructura de las comunidades microbianas del suelo. Mientras que Sekaran et al. (2019) indicaron que al aplicar biocarbón de madera de pino (*Pinus* sp.) a una concentración de 10 Mg ha⁻¹ y pirolizado a 850 °C, mejoró el carbono lábil, aumentó la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas de dos tipos de suelo (arenoso y limoso). También, Zhou et al. (2019) reportaron un aumento en la riqueza y diversidad microbiana, en el contenido de materia orgánica y en la disponibilidad de macronutrientes (N, P, K) en un suelo calcáreo kárstico, al incorporar biocarbón de residuos de tala forestal al 2 % y 4 %, más fertilizante químico con NPK y compost de estiércol porcino, pirolizado a 500 °C.

Según un ensayo realizado por Xu et al. (2018), al incorporar biocarbón de madera en bruto pirolizado a 600 °C a concentraciones de 40, 80 y 120 Mg ha⁻¹ sobre un suelo franco arenoso, se podría inducir a un cambio en el patrón metabólico de poblaciones microbianas y provocar un efecto en el ciclo biogeoquímico del carbono y nitrógeno, así como una aceleración en el consumo de aminoácidos, polímeros y

ácidos carboxílicos por parte de los microorganismos. A su vez Liu et al. (2019), observaron una alteración en la composición de la comunidad microbiana de un suelo de orden Antrosol, con propiedades estagnicas, como un aumento en la proporción de bacterias Gram- positivas, Gram- negativas y en la mineralización del carbono orgánico del suelo, al incorporar biocarbón de paja de trigo (*Triticum*) a una dosis de 40 t ha⁻¹ y sometido a una pirólisis entre 350 °C y 550 °C. Asimismo, Xu et al. (2020) al realizar un metaanálisis sobre respuestas funcionales de las poblaciones de microorganismos a la aplicación de biocarbón, concluyeron que independientemente de la dosis utilizada, la incorporación de biocarbón aumentó la cantidad de hongos micorrícicos arbusculares y el contenido de carbono de la biomasa microbiana del suelo.

Se espera que los resultados de la investigación puedan brindar información que facilite el entendimiento del uso del biocarbón como enmienda, y se pueda incorporar dentro de un programa de buenas prácticas agrícolas para la producción de frijol en el sur de Costa Rica. Asimismo, se busca que los resultados estimulen la generación de biocarbón derivado de residuos de palma aceitera como enmienda comercializable, y fomentar una economía circular.

4 Materiales y Métodos

4.1 Localización del Invernadero

El experimento se realizó bajo condiciones controladas, en el invernadero D3 de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno (EEAFBM) de la Universidad de Costa Rica (UCR), en La Garita de Alajuela, Costa Rica (Anexo 1).

4.2 Material Experimental

Se trabajó con un suelo de orden Alfisol, procedente de Pejibaye, Pérez Zeledón, San José. El suelo se colectó mediante un muestreo compuesto en una finca dedicada a la producción de frijol, denominada Asentamiento El Progreso (Figura 1), perteneciente a uno de los productores participantes en el Proyecto C0-518 “El Biocarbón como estrategia de Economía Circular: valorización de residuos agroindustriales para la Descarbonización y la protección de los recursos (BIOECODES)”.



Figura 1. Suelos de orden Alfisol con textura arcillosa en la finca productora de frijol Asentamiento El Progreso, en Pejibaye, Pérez Zeledón, San José. Marzo de 2022.

Se colectaron los primeros 30 cm de profundidad y una cantidad total de suelo cercana a 300 kg, la cual se tamizó y homogeneizó en la EEAFBM. Además, se utilizó semilla de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Cabécar, suministradas por el Programa de Leguminosas de Grano de la EEAFBM, como cultivo indicador de ciclo corto y biocarbón derivado del pinzote de palma aceitera (*Elaeis guineensis*), proveniente de Quepos, Puntarenas.

4.3 Procedimiento General

4.3.1 Generación y Características del Biocarbón

Para la producción del biocarbón de residuos de pinzote de palma aceitera, se utilizó un horno de pirólisis experimental de campo tipo Kon Tiki, instalado en la EEAFBM, que consiste en un contenedor metálico de aproximadamente 200 L de capacidad, aislado por una cobertura metálica adicional (Figura 2). El pinzote seco se introdujo en el horno y se calentó a una temperatura de 550 °C por aproximadamente 1 hora, hasta que finalizó la reacción de pirólisis. Posteriormente, se dejó enfriar cerca de 12 horas dentro del horno cerrado para evitar la entrada de oxígeno. Una vez frío, se molió hasta lograr un tamaño de partícula menor a 2 mm.



Figura 2. Horno de pirólisis experimental de campo tipo Kon Tiki, para la generación de biocarbón de pinzote de palma aceitera (*Elaeis guineensis*) utilizado en el ensayo en invernadero.

Al biocarbón se le determinó su contenido mineral y concentración de metales pesados en el Laboratorio de Suelos y Foliare (LSF) del Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA) en San Pedro de Montes de Oca, San José (Cuadros 1 y 2). La determinación de N se realizó por medio de un autoanalizador bajo el principio analítico de la combustión seca por el método de Dumas. Para la determinación de P, K, Cu, Fe, Zn y Mn se tomaron 2,5 ml de biocarbón seco y molido, se agregaron 25 ml de la solución extractora Olsen modificado, se agitó y se filtró la muestra por 10 minutos. La lectura se realizó con el filtrado de la muestra y se determinó a través de colorimetría por el Analizador de Inyección de Flujo (FIA) Lachat® Quick Chem 8000 (ATS Scientific Inc, Burlington, Ontario, Canadá) en el caso del P, mientras en el caso de K, Cu, Fe, Zn y Mn se determinó mediante absorción atómica.

Para cuantificar la concentración de Ca y Mg se tomaron 2,5 ml de biocarbón seco y molido, se agregaron 25 ml de la solución extractora KCl 1.0 M y se agitó y filtró la muestra por 10 minutos. Se tomó 1 ml del filtrado y se agregaron 25 ml de agua desionizada. La determinación de los valores se realizó mediante la lectura con el ICP-OES Perkin Elmer® Optima 8300 (PerkinElmer, Inc., Waltham, Massachusetts, Estados Unidos). Para determinar la concentración de metales pesados, se tomó 0,5 g de biocarbón seco y molido, se agregó 10 ml de ácido nítrico concentrado y se digirió en un microondas durante 25 minutos a una temperatura máxima de 200 °C, posteriormente la muestra se filtró y se llevó a aforo en un balón de 100 ml. Con esta dilución se determinan los metales pesados mediante ICP-Plasma Masas Thermo Scientific® iCAP RQ (Meter Group, Pullman, Washington, Estados Unidos).

Cuadro 1. Concentración química de macro y micronutrientes del biocarbón de pinzote de palma aceitera producido en un horno tipo Kon Tiki, utilizado en el ensayo en invernadero.

% masa						mg/kg				
N	P	Ca	Mg	K	S	Fe	Cu	Zn	Mn	B
1,45	0,25	1,00	0,54	2,74	0,11	17072	68	158	228	20

Cuadro 2. Concentración química de metales pesados del biocarbón de pinzote de palma aceitera producido en un horno tipo Kon Tiki, utilizado en el ensayo en invernadero.

mg/kg						
As	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Mo
1,10	0,04	4,94	30,0	11,9	1,7	2,0

Asimismo, al biocarbón se le determinó su porcentaje de humedad y ceniza mediante un análisis proximal en el Laboratorio de Aplicaciones Isotópicas y Metabolismo de Contaminantes (LAIMEC) del Centro de Investigación en Contaminación Ambiental (CICA) de la UCR, con base en la metodología reportada por Enders y Lehmann (2017) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Porcentaje de humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), porcentaje de carbono, relación carbono/ nitrógeno, concentraciones de fuentes nitrogenadas y porcentaje de cenizas del biocarbón de pinzote de palma aceitera utilizado en invernadero.

Variable	Unidades	Valor
Humedad	%	8
pH		10,4
Conductividad eléctrica	mS cm ⁻¹	7,4
C	%	55,43
C: N		38,1
N-ureico		121,0
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	7,6
N-NO ₃ ⁻		25,7
Cenizas	%	22,06 ± 3,18*

*Porcentaje de ceniza en base al promedio y desviación estándar de 4 repeticiones.

4.3.2 *Tratamientos y Diseño Experimental*

Los tratamientos consistieron en evaluar dos dosis de biocarbón (10 y 20 t ha⁻¹), con dos tipos de fertilización, orgánica y química, así como un testigo (solo suelo). Para la fertilización orgánica se utilizó abono tipo compost derivado de pulpa de café y bagazo de caña de azúcar y para la química, mezcla física granular 10-30-10, derivado de fuente amoniacal (Fosfato Diamónico y Fosfato Monoamónico). El diseño experimental consistió en nueve tratamientos, con cinco repeticiones de cada uno, distribuidos en un diseño irrestricto al azar (Anexo 2 y Cuadro 4).

Cuadro 4. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo de invernadero.

Tratamiento	Descripción	Simbología
1	Testigo	T
2	Abono orgánico (compost)	AO
3	Abono químico (10-30- 10)	AQ
4	Biocarbón 10 t ha ⁻¹	BC10
5	Biocarbón 20 t ha ⁻¹	BC20
6	Biocarbón 10 t ha ⁻¹ + ab. orgánico	BC10 + AO
7	Biocarbón 20 t ha ⁻¹ + ab. orgánico	BC20 + AO
8	Biocarbón 10 t ha ⁻¹ + ab. químico	BC10 + AQ
9	Biocarbón 20 t ha ⁻¹ + ab. químico	BC20 + AQ

La fuente de abono orgánico utilizada se denomina El Sembrador y es distribuida comercialmente por CoopeAgri R.L. (Cuadro 5).

Cuadro 5. Composición de macro y micronutrientes de la fuente de abono orgánico El Sembrador (CoopeAgri R.L.). Recuperado de Barrantes et al. (2012).

% masa						mg/kg				
N	P	Ca	Mg	K	S	Fe	Cu	Zn	Mn	B
1,25	0,39	0,98	0,18	0,87	0,14	44824	130	133	572	91

Asimismo, se realizó un análisis químico de abonos orgánicos en el LSF del CIA para determinar su concentración de nitrógeno amoniacal, nítrico y ureico (Cuadro 6). Para esto se tomaron 5 g de suelo húmedo y se agregaron 50 ml de agua desionizada, la muestra se agitó por 30 minutos y seguidamente se filtró. La determinación se realizó con el filtrado de la muestra a través de un FIA.

Cuadro 6. Concentración de nitrógeno amoniacal, nítrico y ureico de la fuente de abono orgánico El Sembrador.

mg/kg		
N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-Ureico
14,1	364	25,6

4.3.3 Distribución del Biocarbón en Potes, Siembra y Establecimiento del Frijol

El suelo se colocó en potes plásticos de 6,5 L de capacidad, con pequeñas aberturas en su base para la recolección de lixiviados que posteriormente se analizaron en laboratorio. En cada pote se colocó una capa de suelo, seguido de una capa de biocarbón mezclada con abono orgánico o químico, según la dosis y el tratamiento a evaluar y finalmente se colocó otra capa de suelo, con el objetivo de emular la

metodología que realizan los productores de frijol de la Zona Sur, al hacer la siembra de frijol con espeque, y agregar el biocarbón o el abono al fondo del hoyo (Figura 3).



Figura 3. Incorporación de biocarbón de pinzote de palma aceitera en potes plásticos en el invernadero D3 de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno en La Garita, Alajuela. Marzo de 2022.

Se sembraron cuatro semillas de frijol por pote, que posterior al establecimiento y de acuerdo con el porcentaje de germinación y vigor de planta, se procedió a raleo para dejar dos plantas por pote. La nutrición mineral del cultivo se distribuyó en tres fraccionamientos, el primero, el día de siembra, el segundo a los 24 días después de la siembra (DDS) y el tercero a los 46 DDS. Para el primer y segundo

fraccionamiento, se fertilizó con la fórmula 10-30-10 (10 % N-NH₄⁺ - 30% P₂O₅ - 10 % K₂O) a una dosis de 500 kg ha⁻¹ (2 g pote⁻¹) para los tratamientos con fertilizante químico, y con compost a una dosis de 4 t ha⁻¹ (16,62 g pote⁻¹), para los tratamientos con fertilizante orgánico. En el caso del tercer fraccionamiento se utilizó una dosis de 1 t ha⁻¹ (4 g pote⁻¹) para los tratamientos con fertilizante químico y 8 t ha⁻¹ (33,24 g pote⁻¹) para los tratamientos con fertilizante orgánico. Durante el ciclo de cultivo, se midió una vez por semana el contenido de humedad mediante el uso del sensor de humedad Meter Environment® Teros 12 (Meter Group, Pullman, Washington, Estados Unidos) y el potencial hídrico del suelo con el sensor Meter Environment® Teros 21 para mantenerlo cercano a capacidad de campo.

4.3.4 Lixiviados del Suelo

Para evaluar las variables relacionadas con lixiviación del suelo, se instaló un sistema de riego por goteo tipo *tubing* o *spaguetti* que, de acuerdo con el diseño espacial del ensayo, contó con un total de doce emisores de cuatro salidas con goteros autocompensantes de 8 L h⁻¹, de manera que se distribuyó un microtúbulo con gotero de estaca de 2 L h⁻¹ de caudal por pote. Desde la siembra (0 DDS) hasta el inicio de la emergencia (7 DDS), la frecuencia de riego consistió en cinco aplicaciones diarias de 3 min cada una. De la fase de emergencia hasta la aparición de los primeros botones florales (28 DDS), se modificó la frecuencia de riego a dos aplicaciones diarias de 5 min cada una. Al iniciar la fase reproductiva o prefloración de las plantas, justo cuando la demanda de agua por parte de las plantas aumenta, se incrementó la frecuencia a tres aplicaciones diarias de 12 min cada una. Para las etapas finales del cultivo, maduración y cosecha, se modificó el riego cinco aplicaciones diarias de 3 min cada una. Las modificaciones en las frecuencias de riego se realizaron de acuerdo con el

contenido de humedad del suelo, la temperatura dentro del invernadero, y la etapa fenológica del cultivo.

Luego de un evento de riego, para poder determinar el porcentaje de lixiviación según cada tratamiento, a cada pote se le midió el total de agua lixiviada y se colectó una muestra en tubos cónicos Falcon™ de 50 ml, para determinar la concentración de nitratos, según la metodología descrita por Shand et al. (2008). Los análisis se realizaron en LAIMEC, donde se utilizó un electrodo Thermo Scientific® Orion 9700BNWP (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, Estados Unidos) para medir durante doce evaluaciones, la concentración de nitratos en cada una las muestras. Asimismo, se les determinó a las muestras de lixiviado del suelo, el valor de pH mediante el uso de un pH metro Thermo Scientific® Orion 8107UWMMD y la conductividad eléctrica con el uso de una celda de conductividad de 4 electrodos Thermo Scientific® Orion 013010MD (Figura 4).

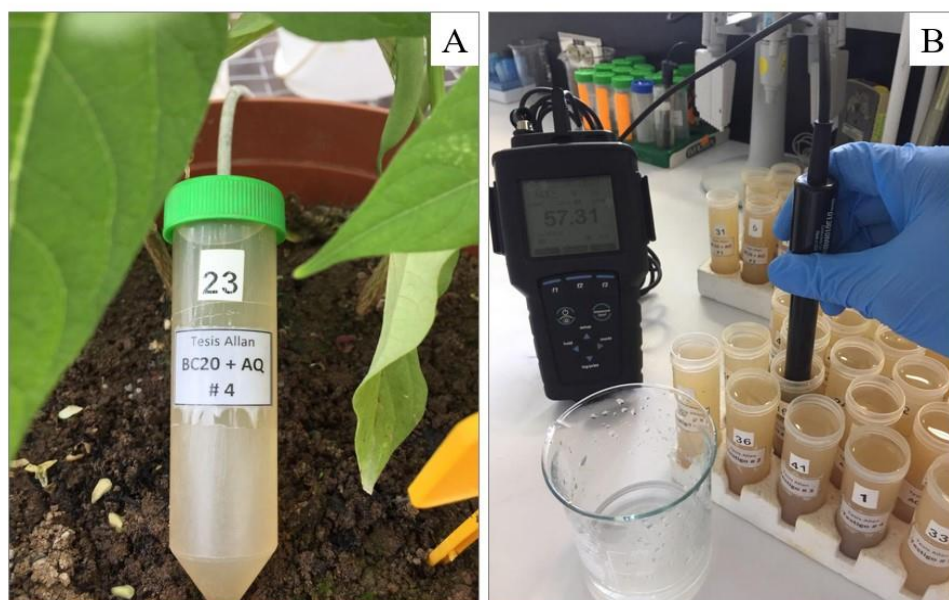


Figura 4. (A) Colecta y (B) análisis de muestras de lixiviados del suelo en LAIMEC del CICA en San Pedro, Montes de Oca, San José.

4.3.5 Temperatura y Humedad Relativa dentro del Invernadero

Se instaló un sensor HOBO® Pro v2 (Onset, Bourne, Massachusetts, Estados Unidos) para registrar cada 10 min la temperatura y la humedad relativa dentro del invernadero. A partir de estos registros se calculó el valor máximo, mínimo y promedio diario, de temperatura y humedad relativa, así como el déficit de presión de vapor (DPV). El valor de déficit de presión de vapor dentro del invernadero se obtuvo con base a la hoja de cálculo (ecuaciones 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 7) reportada por FAO (2006).

Presión de saturación de vapor: e_s

$$e^o(Tmax) = 0,6108 * \exp [(17,27 * Tmax)/(Tmax + 237,3)] \quad (\text{ecuación 1})$$

$$e^o(Tmin) = 0,6108 * \exp [(17,27 * Tmin)/(Tmin + 237,3)] \quad (\text{ecuación 2})$$

$$\text{Presión de saturación de vapor: } e_s = [e^o(Tmax) + e^o(Tmin)]/2 \quad (\text{ecuación 3})$$

Presión real de vapor: e_a

$$e_a = e^o(Tmin) * \frac{HRmax}{100} \quad (\text{ecuación 4})$$

$$e_a = e^o(Tmax) * \frac{HRmin}{100} \quad (\text{ecuación 5})$$

$$e_a = [e^o(Tmin)HRmax/100 + e^o(Tmax)HRmin/100]/2 \quad (\text{ecuación 6})$$

$$\text{Déficit de presión de vapor (DPV): } (e_s - e_a) \quad (\text{ecuación 7})$$

4.3.6 Cosecha y Rendimiento del Frijol

Respecto a la evaluación de los tratamientos en la producción de frijol, se procedió con la metodología utilizada por Rab. (2016), al medir variables fenológicas y de rendimiento en las plantas, como peso fresco y seco de planta (raíz y parte aérea) y peso de semilla. A los 66 DDS se procedió a cosechar una de las dos plantas de cada pote, para realizar las evaluaciones de biomasa. Se determinó el peso fresco de hojas, tallos y vainas (con semillas), y se procedió a colocar las muestras en bolsas de papel, separadas y etiquetadas, e introducir en una estufa a 70 °C durante 7 días, con el objetivo de secar por completo las muestras y determinar la biomasa seca de cada una.

Al completarse el ciclo productivo del frijol (78 DDS), momento en que la mayoría de plantas se mostraron senescentes y con vainas maduras, se procedió a realizar la cosecha de las plantas. Se extrajeron las plantas de los potes, se removieron las capas de suelo, biocarbón y se separó cada raíz de su respectiva planta, para lavarlas, colocarlas en bolsas plásticas y refrigerarlas. El siguiente paso consistió en analizar las raíces mediante el uso del programa WinRhizo® versión 2016. Para ello, se escanearon las raíces con el objetivo de obtener una imagen digital de las mismas, y proceder a determinar variables como longitud, área superficial, volumen y diámetro de raíces, según cada tratamiento y repetición (Figura 5).

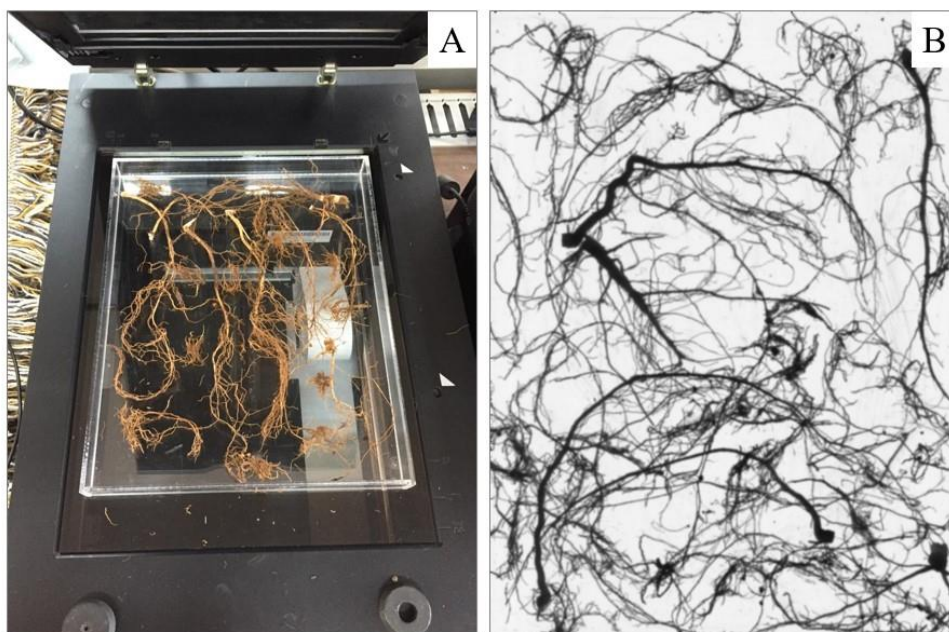


Figura 5. (A) Raíces de una planta de frijol en el escáner de WinRHIZO®. (B) Imagen digitalizada de raíces de una planta de frijol por WinRHIZO®.

Posteriormente, de cada una de las plantas, se desprendieron las vainas presentes y se extrajeron las semillas, las cuales debieron pasar por un proceso de secado al sol durante 5 días con el fin de reducir el contenido de humedad a un rango entre 13 y 14 %, para proceder a pesarlas.

4.3.7 Análisis de Propiedades Químicas del Suelo

Para determinar el impacto generado sobre las características químicas del suelo antes y después del ensayo, se realizó un análisis químico completo al inicio y otro al final, a cada uno de los tratamientos en el LSF del CIA. El procedimiento consistió en tomar una muestra de suelo de cada uno de los cinco potes que componen un mismo tratamiento y homogeneizar. Asimismo, al final del ensayo, se realizó un análisis para determinar el contenido de nitrógeno amoniacal y nitrógeno nítrico del suelo en cada uno de los tratamientos. Para esto se tomaron de tres repeticiones

pertenecientes a cada uno de los nueve tratamientos, una muestra aproximada a 300 g de suelo por repetición, para un total de veintisiete muestras.

4.3.8 Análisis Estadístico de los Datos

Los datos del experimento se analizaron por medio de las pruebas estadísticas de análisis de varianza (ANDEVA) y comparación de medias o prueba Tukey, con uso del software Infostat® versión 2020e, para determinar las diferencias estadísticas entre tratamientos.

5 Resultados

5.1 Variables Climáticas

La temperatura reportó un valor máximo de 36 °C, un mínimo de 17 °C, y un valor promedio de 23 °C (Figura 6). Mientras que humedad relativa, reportó una máxima de 99 %, una mínima de 44 % y un valor promedio de 87 %. El valor máximo de DPV fue de 1,6 kPa, el mínimo de 0,6 kPa y el promedio de 1,1 kPa.

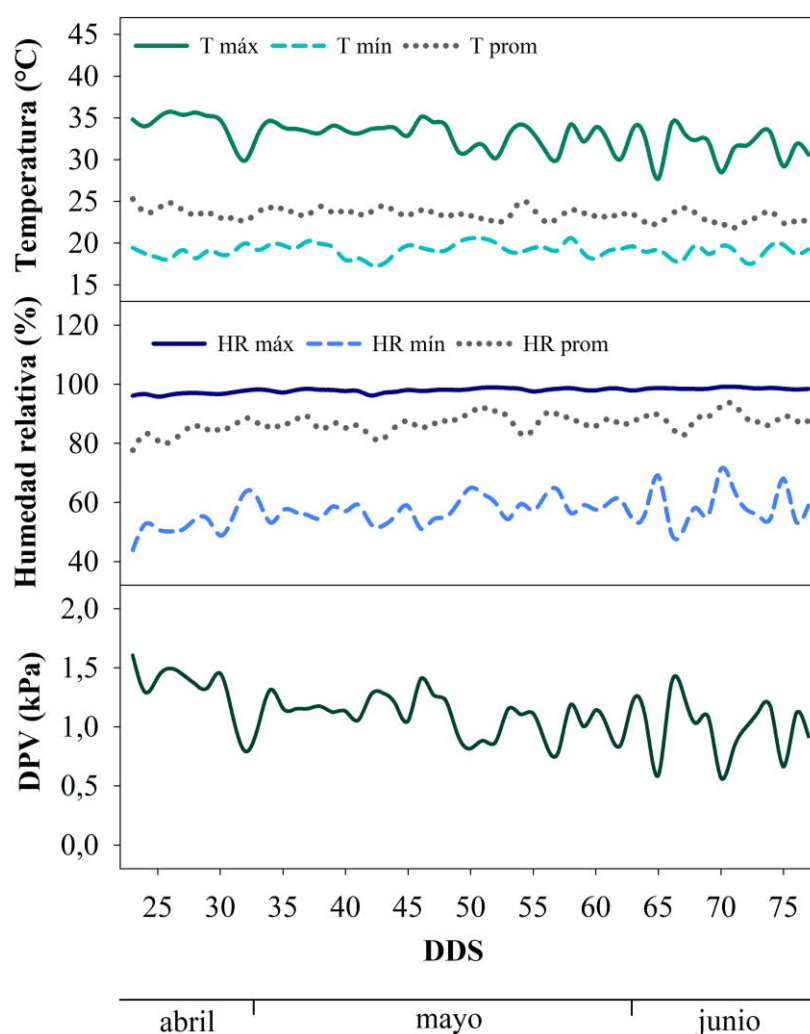


Figura 6. Valores máximos, mínimos y promedios de temperatura, humedad relativa y déficit de presión de vapor (DPV) registrados dentro del invernadero D3 de la EEAFBM durante el ensayo de campo. (DDS) representan los días después de la siembra.

A los 59 días después de la siembra se realizaron tres turnos de medición para registrar datos de conductancia estomática de hojas de plantas de frijol (Figura 7). El valor promedio más alto fue de 1 640 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ registrado a las 11:31 para el tratamiento BC10+AQ, mientras el más bajo se presentó en el tratamiento T con 568 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ registrado a las 09:52.

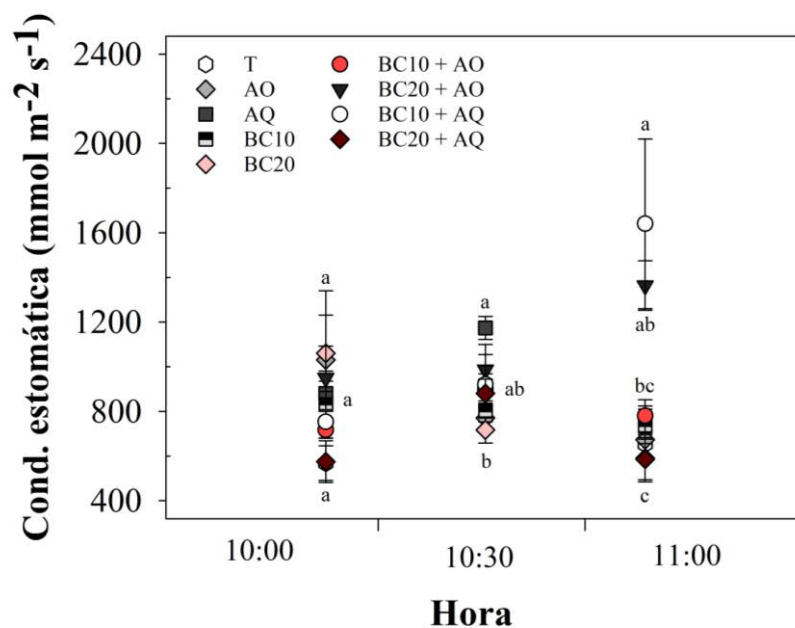


Figura 7. Valores de conductancia estomática de hojas de frijol, registrados dentro del invernadero en la EEAFBM a los 59 días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 3$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

5.2 Lixiviación

Durante el ciclo de cultivo del frijol, la concentración de nitrato presente semanalmente en las muestras de lixiviados del suelo, mostró que los tratamientos con presencia de biocarbón y abono químico (BC10+AQ y BC20+AQ), presentaron concentraciones de nitrato significativamente ($p < 0,05$) más elevadas, que todos los demás tratamientos, donde en algunos casos superó las 150 ppm (65,71 y 64,67 ppm, en promedio) (Figura 8). Entre los tratamientos de abono químico (AQ) y biocarbón a 20 t ha⁻¹ (BC20), no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas, aunque sí con los demás tratamientos (Anexo 3).

Los tratamientos de abono químico (AQ) y biocarbón a 20 t ha⁻¹ más abono orgánico (BC20+AO), presentaron concentraciones de nitrato similares. Entre los tratamientos de biocarbón a una dosis de 10 t ha⁻¹ (BC10) y biocarbón a 10 t ha⁻¹ más abono orgánico (BC10+AO), no se observó un comportamiento estadísticamente diferente, mientras que el tratamiento de abono orgánico (AO), sí presentó diferencias estadísticamente significativas con los dos anteriormente mencionados. Finalmente, el tratamiento testigo (T) presentó una concentración de nitrato significativamente menor que todos los demás tratamientos, sin superar en promedio, las 25 ppm.

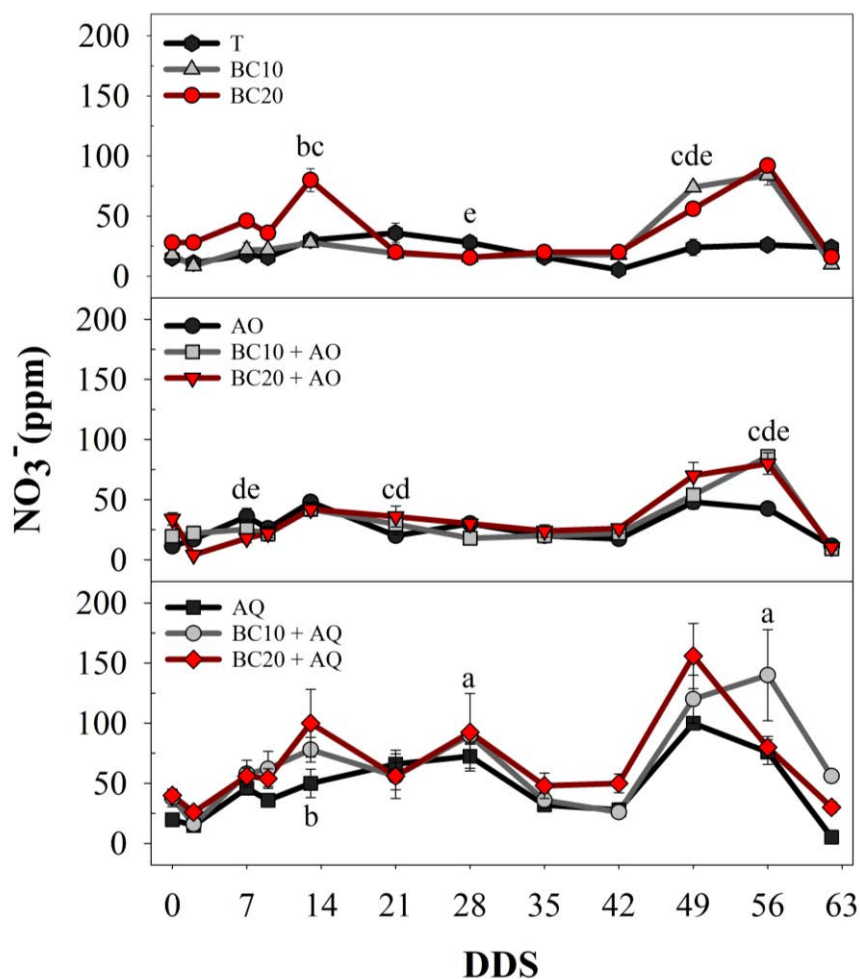


Figura 8. Concentración promedio de nitrato (NO_3^-) en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

En términos de masa, al incorporar biocarbón se presentó un aumento en la masa de NO_3^- , tanto en los tratamientos de solo biocarbón, biocarbón más abono orgánico y biocarbón más abono químico (Figura 9). El tratamiento BC20+AQ presentó el valor más alto de NO_3^- , con 51,27 mg de en promedio, un 27 % más que AQ (Anexo 4). Mientras que la masa de nitrato en BC20+AO aumentó un 23 % al

compararlo con el tratamiento sin biocarbón (AO) y BC20 presentó un 36 % más de NO_3^- en promedio, en comparación con T.

En lo que respecta a kg ha^{-1} de N lixiviado del suelo por tratamiento, los tratamientos que combinaron abono químico junto con biocarbón, presentaron una mayor cantidad de N lixiviado en comparación con los demás tratamientos ($6,69 \pm 1,68 \text{ kg ha}^{-1}$ en BC20+AQ y $5,61 \pm 1,23 \text{ kg ha}^{-1}$ en BC10+AQ) y $4,87 \pm 0,69 \text{ kg ha}^{-1}$ en AQ. En el caso de los tratamientos con abono orgánico más biocarbón, la cantidad de N lixiviado fue de $3,41 \pm 0,56 \text{ kg ha}^{-1}$ en BC20+AO y $2,94 \pm 0,45 \text{ kg ha}^{-1}$ en BC10+AO, mientras que en AO fue de $2,63 \pm 0,42 \text{ kg ha}^{-1}$. Para los tratamientos sin abono, la cantidad de N lixiviado correspondió a $3,50 \pm 0,44 \text{ kg ha}^{-1}$ en BC20, en BC10 $2,73 \pm 0,33 \text{ kg ha}^{-1}$ y $2,23 \pm 0,48$ para el tratamiento testigo (T).

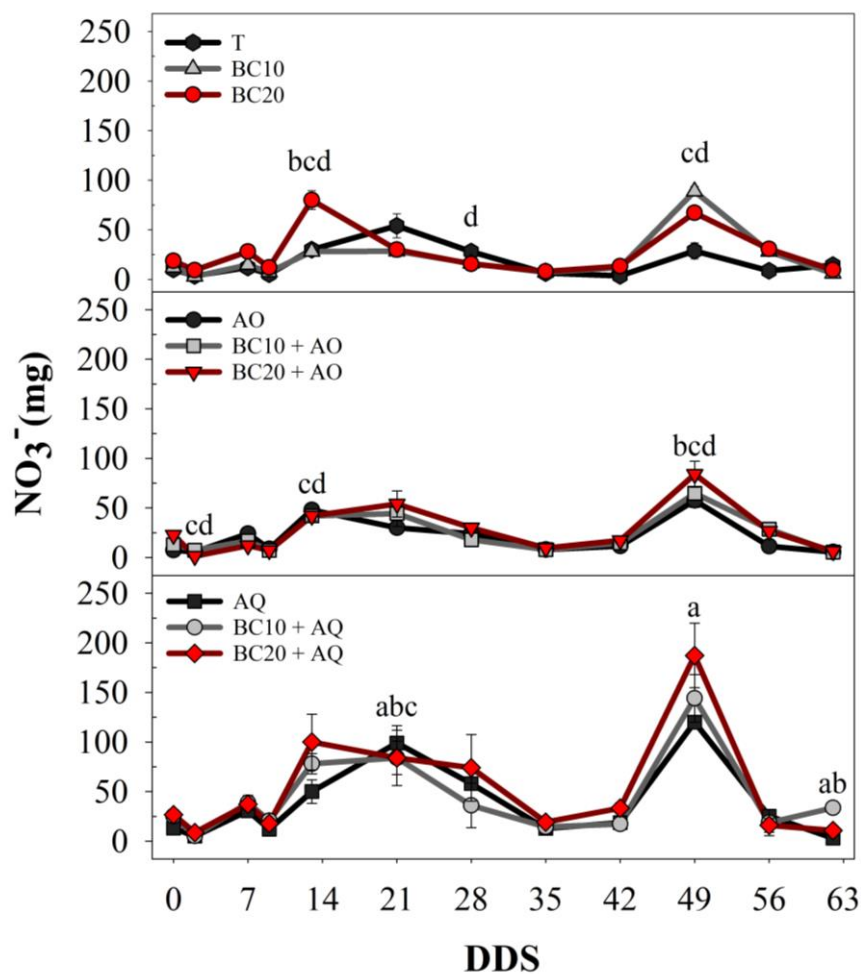


Figura 9. Masa promedio de nitrato (NO_3^-) en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

Los tratamientos BC20+AO, T, AO y BC20 fueron los que presentaron medias más elevadas que los demás tratamientos (entre 6,62 y 6,58) unidades de pH a través del tiempo, sin diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Anexo 5). En los tratamientos BC10, BC20+AQ y BC10+AO, no se observaron diferencias en valores de pH, mientras que los tratamientos AQ y BC10+AQ, mostraron valores de pH significativamente menores que todos los demás tratamientos (6,48 - 6,46), según el valor de sus medias (Figura 10).

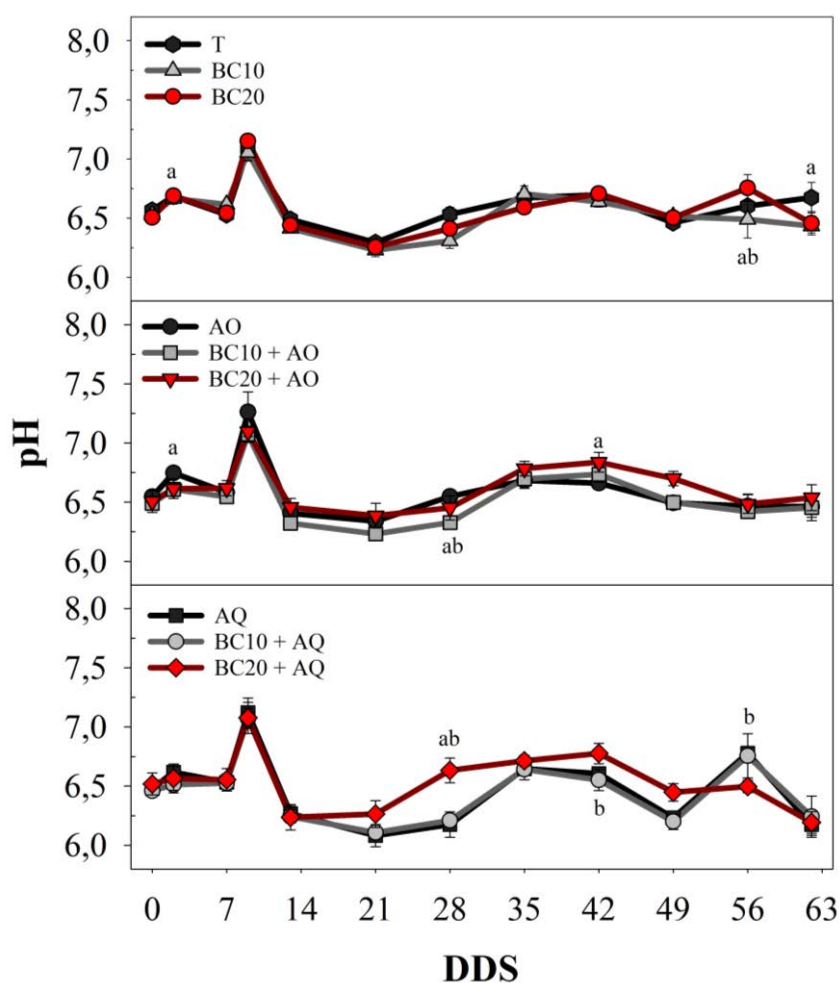


Figura 10. Concentración promedio de pH en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

La conductividad eléctrica en las muestras de lixiviados del suelo en los tratamientos BC20+AQ, BC10+AQ y AQ, presentó diferencias estadísticamente significativas con respecto a los tratamientos BC10+AO, T, AO y BC10 (Anexo 6). Los primeros presentaron valores promedio entre 0,22 y 0,19 mS cm^{-1} , mientras los segundos entre 0,12 y 0,10 mS cm^{-1} (Figura 11).

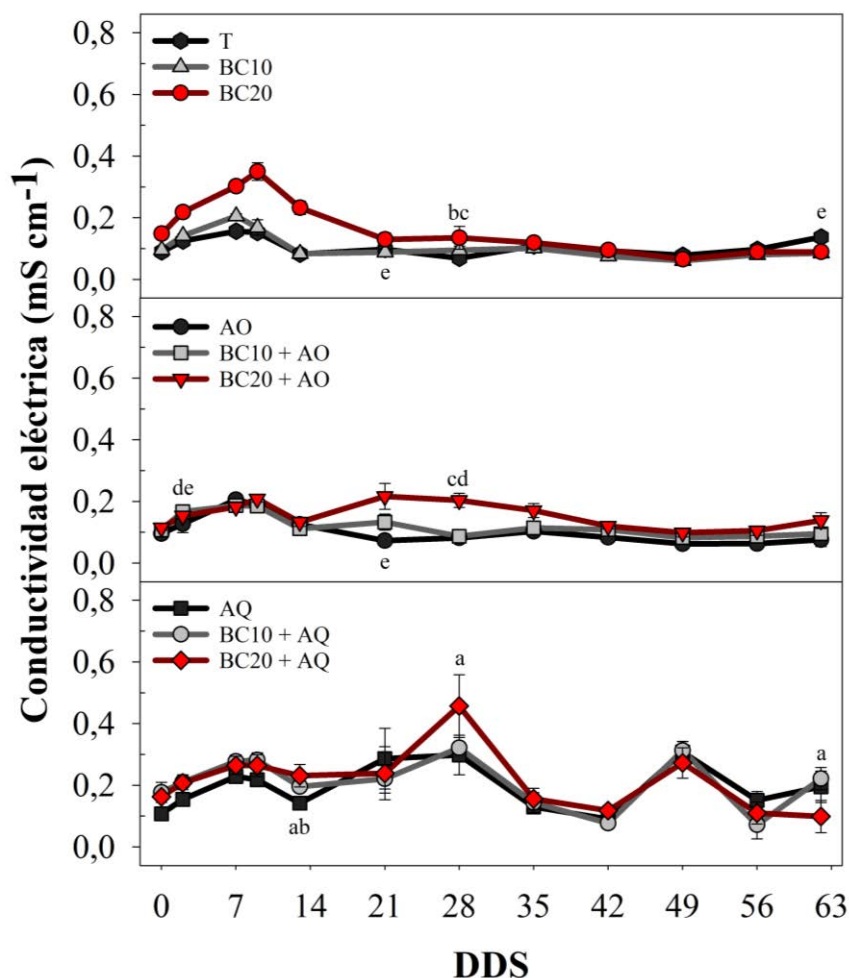


Figura 11. Valores de conductividad eléctrica (CE) promedio en las muestras de lixiviados a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

El porcentaje de lixiviación semanal promedio del suelo luego de un evento de riego no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos T, AO, AQ, BC10, BC20, BC10+AO y BC20+AO (Anexo 7). Los únicos tratamientos que mostraron diferencias con respecto a los demás fueron BC10+AQ y BC20+AQ, donde el porcentaje de lixiviación fue significativamente menor (37,73 % y 37,70 %, en promedio (Figura 12).

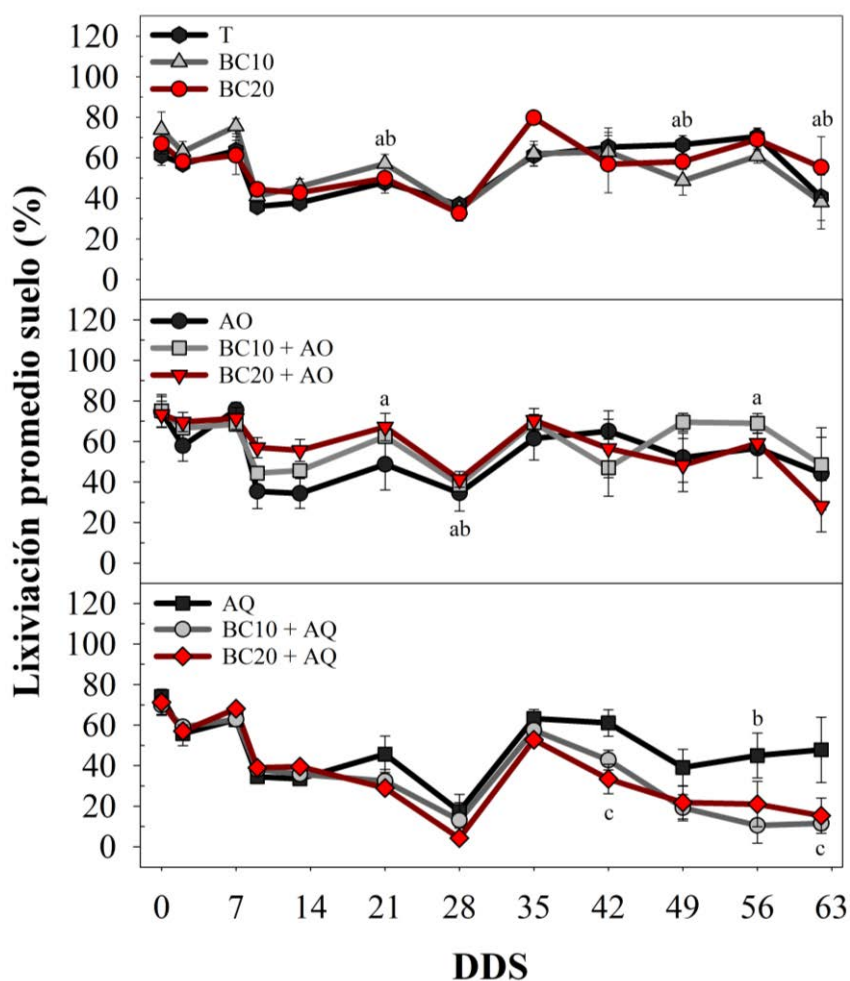


Figura 12. Lixiviación promedio del suelo según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

La humedad volumétrica promedio del suelo presentó diferencias significativas en los tratamientos BC20, AQ y BC10+AQ, con respecto al resto (Anexo 8). En el caso de BC10+AQ, presentó un valor porcentual de humedad volumétrica menor que los demás tratamientos, según los valores de sus medias (31,44%), lo que sugiere que el suelo contenido en las macetas de este tratamiento se mantuvo más seco durante el ciclo de cultivo del frijol (Figura 13).

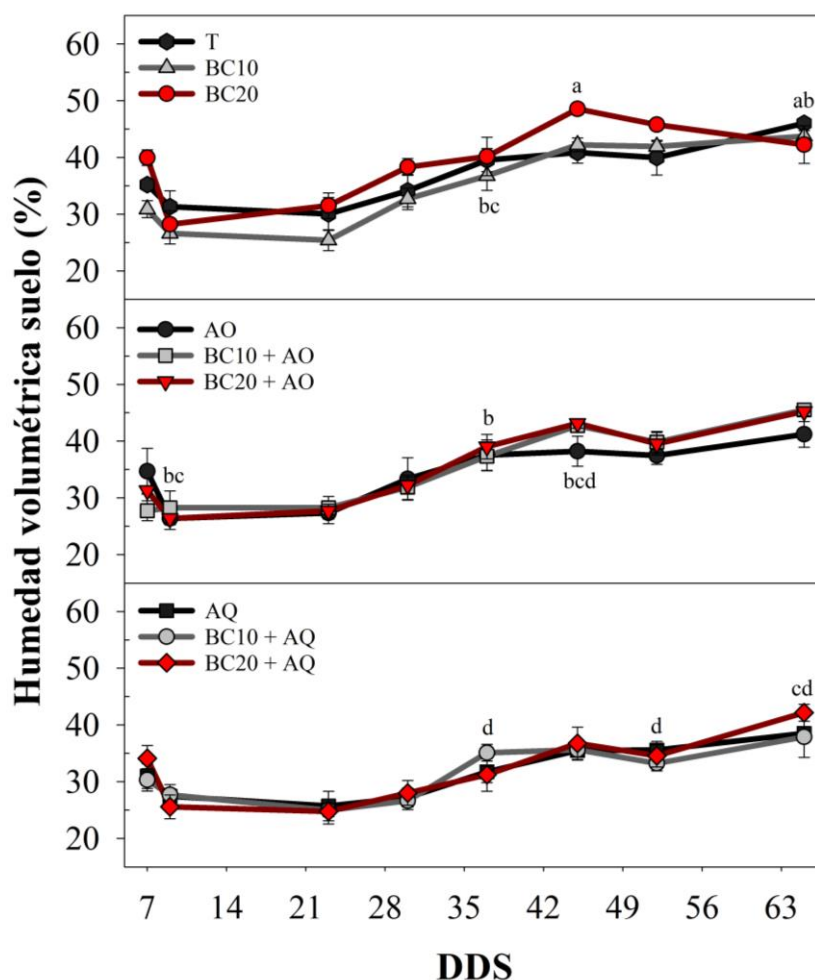


Figura 13. Humedad volumétrica promedio del suelo (HV) según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

El potencial hídrico no mostró diferencias estadísticamente significativas entre ninguno de los tratamientos (Anexo 9), ya que, según los valores de las medias de los tratamientos (entre los -19,48 y -21,73 kPa), durante el ensayo el suelo de las macetas presentó resultados promedio similares de agua útil para las plantas (Figura 14). Posterior al receso de Semana Santa, se detectó una falla técnica en la configuración del sistema de riego automatizado, por lo que no se realizaron riegos programados durante al menos 8 días. Por tal motivo, al encontrarse las plantas y el suelo en condición de sequía, el valor de potencial hídrico se hace más negativo, como se observa a los 23 DDS, para posteriormente estabilizarse entre -30 kPa y 0 kPa durante el resto del ensayo.

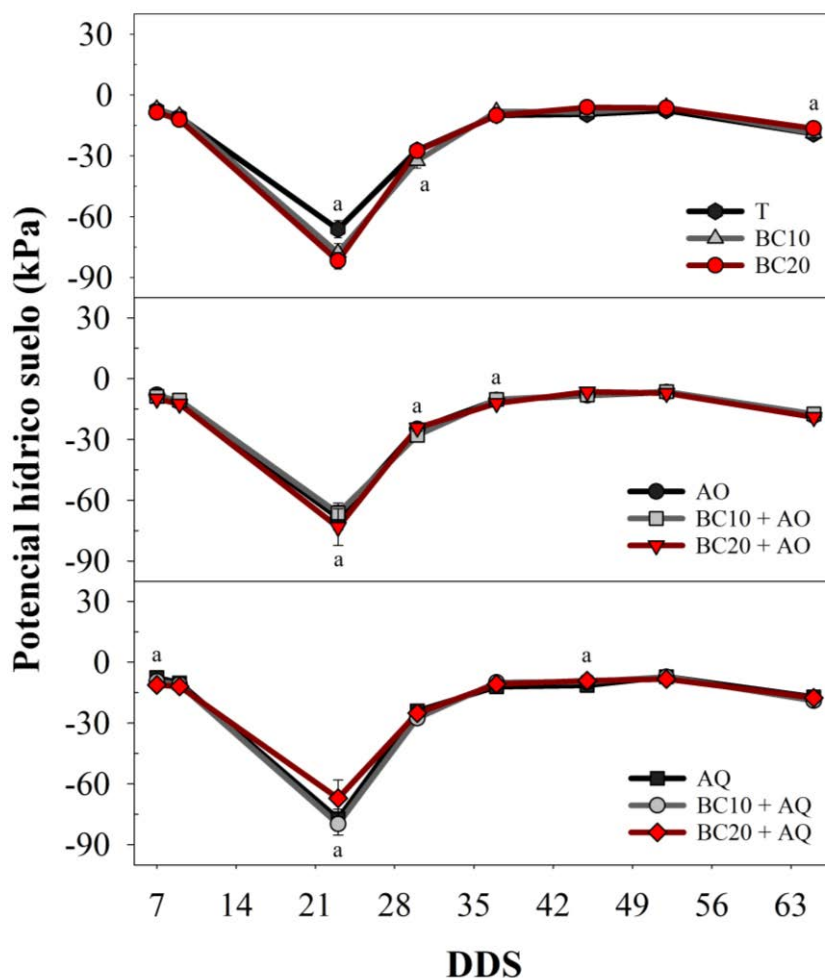


Figura 14. Valor de potencial hídrico promedio del suelo según cada tratamiento a través del tiempo, en el ensayo en el invernadero de la EEAFFBM. (DDS) representan los días después de la siembra. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras iguales representan diferencias estadísticamente no significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p > 0,05$).

5.3 Sistema Radical de Plantas

Se determinó el área superficial, el volumen, la longitud y el diámetro promedio del sistema radical de las plantas de frijol, así como el porcentaje de raíces finas y gruesas (Figura 15). Con relación al área superficial (Figura 15a), (BC10+AQ) presentó el valor más alto con 314 cm^2 y resultó ser estadísticamente diferente a los tratamientos (BC10) con un valor de 187 cm^2 y (T) con 161 cm^2 . Los tratamientos

(AO), (AQ), (BC20), (BC10+AO), (BC20+AO) y (BC20+AQ), no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos, ni con (BC10+AQ), (BC10) y (T) (Anexo 10).

Respecto al volumen de raíces (Figura 15b), los tratamientos (BC10+AQ) y (BC20+AQ) reportaron los valores más elevados con 11,4 cm y 10,8 cm, respectivamente. Con 6,2 cm y 5,0 cm, los tratamientos (BC10) y (T), respectivamente, obtuvieron los valores más bajos. No obstante, al realizar la prueba de comparación de medias, no se reportaron diferencias estadísticamente significativas entre ninguno de los tratamientos (Anexo 11).

Según la variable longitud de raíces (Figura 15c), el tratamiento (BC10+AQ) obtuvo el valor promedio más elevado con 692 cm, seguido de (BC20+AQ) con 650 cm. Los valores más bajos se presentaron en (BC10) con 463 cm y (T) con 415 cm. Al realizar la prueba de comparación de medias, el valor de longitud de raíces de (BC10+AQ) resultó ser estadísticamente superior a (BC10) y (T), no así sobre (AO), (AQ), (BC20), (BC10+AO), (BC20+AO) y (BC20+AQ) (Anexo 12). Respecto a la variable diámetro de raíz (Figura 15d), el valor más alto se presentó en el tratamiento (AO) con 1,52 mm, y el valor más bajo se reportó en el tratamiento (T) con 1,21 mm, no obstante, no se presentaron diferencias significativas entre las medias de los tratamientos de acuerdo con la prueba Tukey (Anexo 13).

Para el diámetro de raíces se determinó, además, la proporción porcentual promedio de raíces finas y gruesas de cada tratamiento (Figura 15e), donde el mayor porcentaje de raíces finas (0-2 mm) lo obtuvo el tratamiento (T) con 37,5 % y (BC20) con 31,8 %, el menor. Respecto al porcentaje de raíces gruesas (>2 mm), (BC20) con 68,2 % obtuvo el mayor porcentaje, mientras que el menor porcentaje de raíces gruesas

se presentó en (T) con 62,5 %. Al realizar la prueba de comparaciones de medias de tratamientos, no se reportaron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna de las dos variables (Anexos 14 y 15).

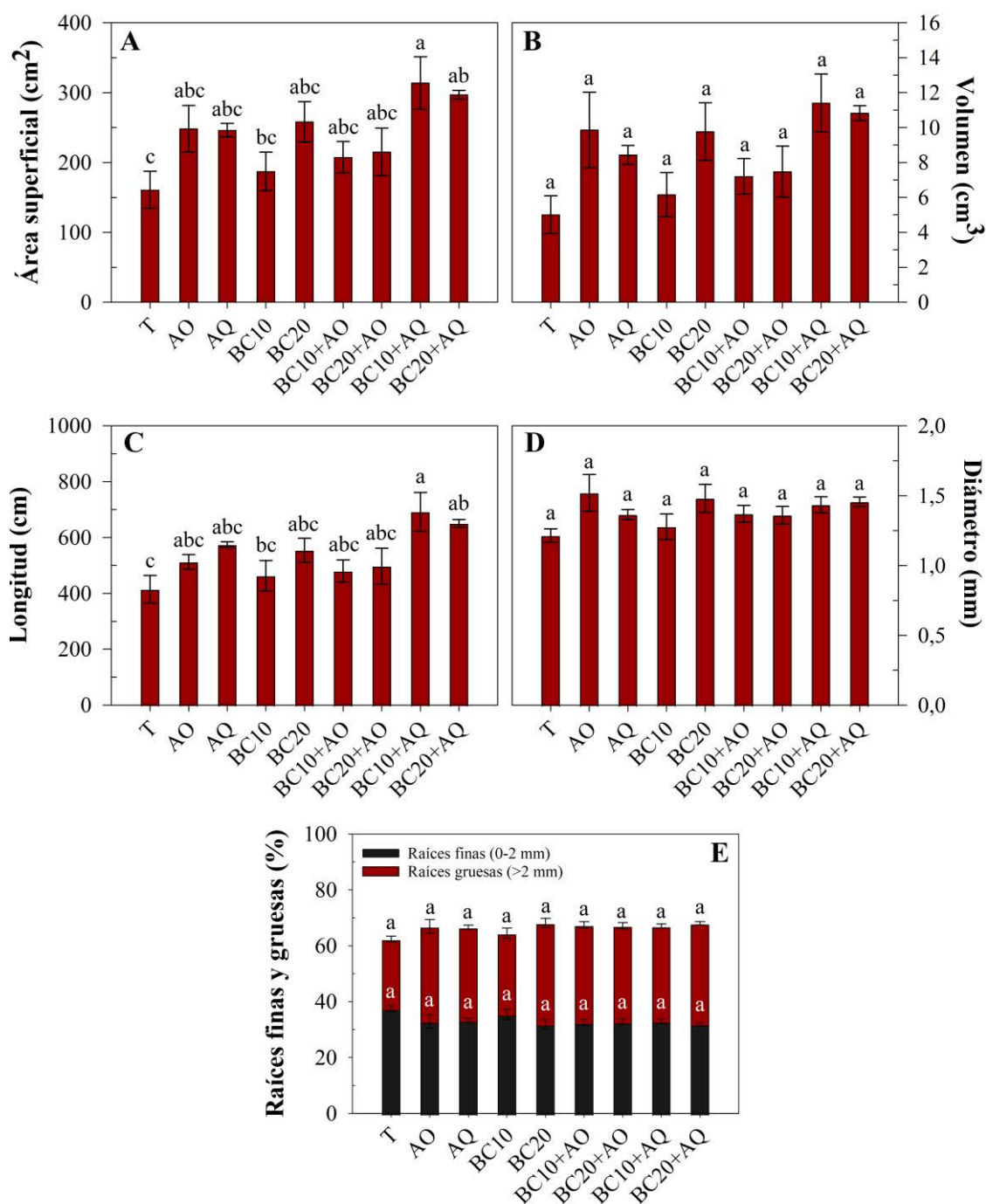


Figura 15. (A) Área superficial, (B) volumen, (C) longitud, (D) diámetro y (E) promedio porcentual de raíces finas y gruesas en plantas de frijol, en el ensayo en el invernadero de la EEAFFBM. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

5.4 Producción y Rendimiento

Se determinaron los valores de materia seca promedio de las plantas de frijol para cada tratamiento, al registrar el valor de biomasa seca de raíces y parte aérea, comprendida por hojas, tallos y vainas, así como la relación raíz/ parte aérea promedio para cada tratamiento (Figura 16). El tratamiento (BC10+AQ) obtuvo el valor promedio de biomasa seca de parte aérea más elevado, con 13,96 g, seguido de (BC20+AQ) con 11,42 g, mientras el valor más bajo se reportó para (T) con 3,54 g. Según la prueba de comparación de medias (BC10+AQ) presentó diferencias significativas con (BC20), (BC10+AO), (AO) y (T) (Anexo 16).

En relación con los valores de biomasa seca de raíces, el tratamiento (BC20+AQ) reportó el valor promedio más alto con 1,78 g y el tratamiento (T) reportó el valor más bajo con 0,58 g. Sin embargo, de acuerdo con los resultados de Tukey (Anexo 17), ningún tratamiento resultó ser estadísticamente diferente. El tratamiento (BC10+AO) presentó el valor más alto de relación raíz/ parte aérea con 0,30, al tanto que el tratamiento (BC10+AQ), el valor más bajo con 0,13 (Anexo 18).

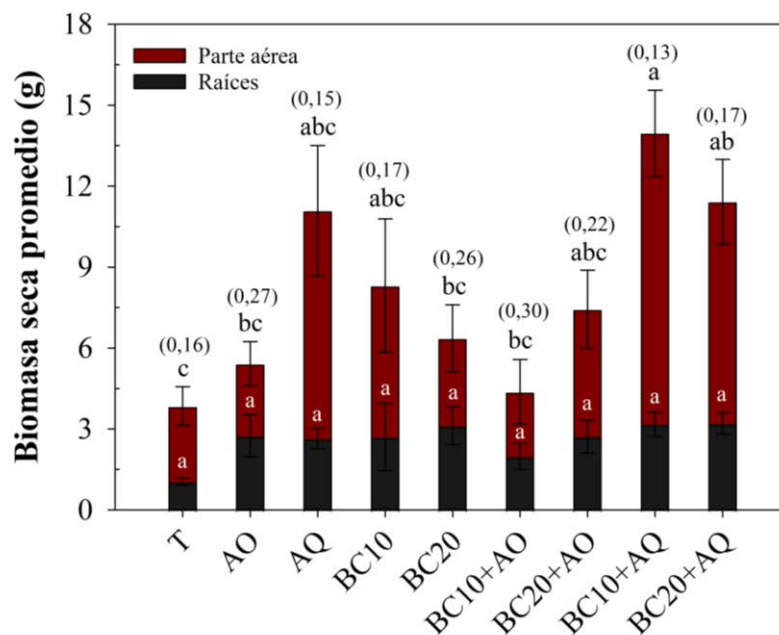


Figura 16. Biomasa seca promedio de raíces y parte aérea en plantas de frijol, en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 5$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$). Entre paréntesis se muestra el promedio de la relación raíz/ parte aérea para cada tratamiento ($n = 5$).

Asimismo, se cuantificó el peso de 100 semillas de frijol con un contenido de humedad de 13,2 % y el índice de cosecha para cada tratamiento (Cuadro 7). Las semillas del tratamiento (BC10+AQ) presentaron mayor biomasa con 20,26 g, seguidas de (BC20+AQ) con 19,42 g, mientras que las semillas con menor biomasa se reportaron en los tratamientos (BC10+AO) y (T), con 17,32 g y 17,21 g, respectivamente. Mientras que el tratamiento BC20+AQ presentó el índice de cosecha más alto con $62,24 \pm 0,88$ % (Anexo 19).

Cuadro 7. Peso de 100 semillas de frijol (n=1) e índice de cosecha para cada tratamiento en el ensayo en el invernadero de la EEAFBM. Valores \pm representan el error estándar de la muestra (n=5). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

Tratamiento	Peso 100 semillas (g)*	Índice de cosecha (%)
T	17,21	50,82 \pm 1,58 abc
AO	17,62	49,90 \pm 1,68 abc
AQ	19,30	57,93 \pm 3,84 abc
BC10	18,85	44,41 \pm 5,42 bc
BC20	17,96	49,58 \pm 3,59 abc
BC10+AO	17,32	48,30 \pm 2,87 bc
BC20+AO	18,93	45,02 \pm 2,68 c
BC10+AQ	20,26	59,17 \pm 2,02 ab
BC20+AQ	19,42	62,24 \pm 0,88 a

*Valores reportados al 13,2 % de humedad.

5.5 Propiedades Químicas del Suelo

Según los resultados de los análisis químicos de suelos, los tratamientos AQ y BC20+AQ reportaron las concentraciones de nitrógeno amoniacal más elevadas, con valores promedio de 35,03 mg kg⁻¹ y 31,19 mg kg⁻¹, respectivamente, mientras T presentó la concentración más baja con 15,75 mg kg⁻¹, sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. Respecto al nitrógeno nítrico, las concentraciones más altas se presentaron en BC20+AQ y BC10+AQ, con 43,61 mg kg⁻¹ y 36,70 mg kg⁻¹, respectivamente, y la concentración más baja se presentó en BC10 con 12,44 mg kg⁻¹. Se presentaron diferencias significativas entre BC20+AQ y los demás tratamientos, excepto con BC10+AQ (Figura 17).

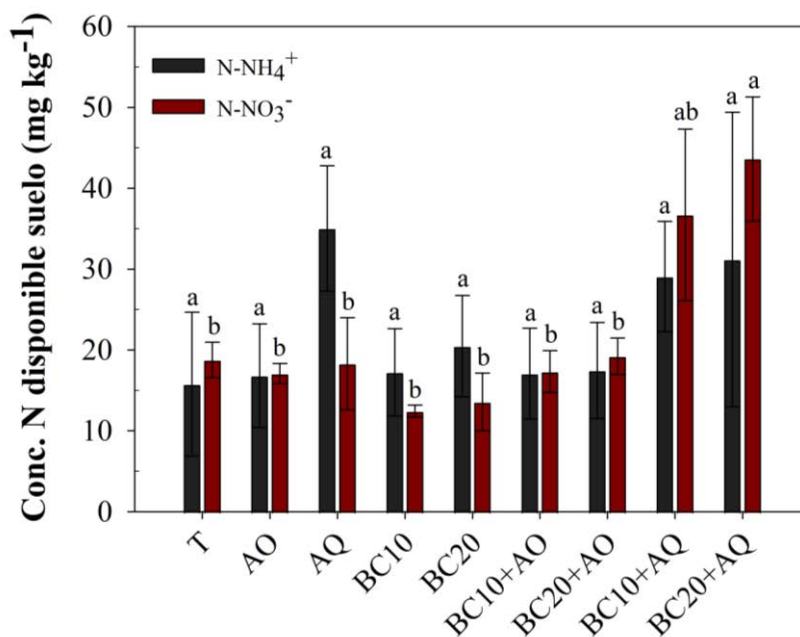


Figura 17. Concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) y nítrico (N-NO₃⁻) disponible en el suelo utilizado en el ensayo en invernadero. Las barras de error representan el error estándar de la muestra ($n = 4$). Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre medias de tratamientos según prueba Tukey ($p < 0,05$).

Para la variable pH, el tratamiento BC20+AO presentó el valor más alto con 6,6, mientras que el más bajo se presentó en BC10+AQ con 5,6 (Cuadro 8). La acidez intercambiable del suelo presentó valores entre 0,07 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹ (AO, BC20, BC10+AO y BC20+AO) y 0,11 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹ (BC10+AQ). El tratamiento AQ presentó la concentración más alta (33,3 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹) de suma de bases (Ca + Mg + K) y de capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) (33,4 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹), mientras que BC20+AO presentó las concentraciones más bajas de suma de bases (26 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹) y CICE (26,4 cmol⁽⁺⁾ L⁻¹). El porcentaje de saturación de acidez mostró valores entre los 0,2 % (AO, BC10, BC20 y BC10+AO) y 0,4 % (BC10+AQ). La concentración de fósforo (P) mostró valores entre 7 mg L⁻¹ (T y BC10) y 102 mg L⁻¹ (BC20+AQ), el zinc (Zn) osciló entre 5,5 mg L⁻¹ (T) y 6,6 mg L⁻¹ (AQ), el cobre (Cu) entre 6 mg L⁻¹

(T, BC10+AQ, BC20+AQ) y (AO, AQ, BC10, BC20, BC10+AO, BC20+AO).

Mientras que las concentraciones de hierro (Fe) oscilaron entre 36 mg L⁻¹ (BC10+AQ)

y 54 mg L⁻¹ (BC10+AO, BC20+AO) y las de manganeso (Mn) entre 15 mg L⁻¹

(BC20+AO) y 40 mg L⁻¹ (AQ).

Cuadro 8. Resultados del análisis químico completo de suelos al inicio (T₀) y al final del ensayo en el invernadero de la EEAFBM.

Valores reportados para cada tratamiento son resultado de una mezcla compuesta por 5 repeticiones.

Variable	Unidades	T ₀	T	AO	AQ	BC10	BC20	BC10+AO	BC20+AO	BC10+AQ	BC20+AQ
H ₂ O	pH	6,0	6,3	6,3	5,7	6,3	6,5	6,4	6,6	5,6	5,9
Acidez		0,10	0,09	0,07	0,10	0,08	0,07	0,07	0,07	0,11	0,10
Ca		26,92	25,14	23,19	25,88	26,02	23,35	22,87	19,66	23,18	21,01
Mg	cmol ⁽⁺⁾ L ⁻¹	6,18	5,71	5,40	6,22	5,93	5,59	5,37	4,78	5,46	5,75
K		0,85	0,99	1,15	1,23	1,25	1,65	1,54	1,85	1,21	1,93
CICE		34,05	31,93	29,81	33,43	33,28	30,66	29,85	26,36	29,96	28,79
SA	%	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3
P		6	7	8	52	7	8	12	14	46	102
Zn		4,8	5,5	6,1	6,6	6,1	6,0	6,4	6,0	6,1	5,6
Cu	mg L ⁻¹	8	6	7	7	7	7	7	7	6	6
Fe		24	41	45	42	41	49	54	54	36	47
Mn		13	18	21	40	16	17	20	15	23	21

La conductividad eléctrica mostró concentraciones entre 0,1 mS cm⁻¹ (T, AO, BC10), 0,2 mS cm⁻¹ (BC20, BC10+AO, BC20+AO), 0,3 mS cm⁻¹ (AQ, BC10+AQ) y 0,4 mS cm⁻¹ (BC20+AQ) (Cuadro 9). El porcentaje de carbono fluctuó entre 2,38 % (T, AQ) y 4,99 % (BC20+AQ), y el porcentaje de nitrógeno entre 0,28 % (T) y 0,36 % (BC20+AQ). Entre tanto la relación carbono-nitrógeno presentó valores entre 8,2 (AQ) y 13,9 (BC20+AQ).

Cuadro 9. Resultados del análisis químico de conductividad eléctrica (CE), porcentaje de carbono, nitrógeno y relación carbono/ nitrógeno (C: N) de las muestras de suelo al inicio y al final del ensayo en el invernadero D3 de la EEAFBM. Valores reportados para cada tratamiento son resultado de una mezcla compuesta por 5 repeticiones. (T₀) representa el análisis al inicio del ensayo.

Tratamiento	mS cm ⁻¹	%		Relación
	CE	C	N	C: N
T ₀	0,1	1,92	0,25	7,7
T	0,1	2,38	0,28	8,5
AO	0,1	2,48	0,30	8,3
AQ	0,3	2,38	0,29	8,2
BC10	0,1	3,75	0,31	12,1
BC20	0,2	3,86	0,32	12,1
BC10+AO	0,2	3,04	0,30	10,1
BC20+AO	0,2	4,12	0,33	12,5
BC10+AQ	0,3	3,62	0,32	11,3
BC20+AQ	0,4	4,99	0,36	13,9

6 Discusión

6.1 Variables Climáticas

Los datos de temperatura registrados dentro del invernadero (Figura 6) reportaron una temperatura promedio de 23 °C, lo que representó un valor óptimo para el desarrollo del cultivo (Balardin et al., 2000) en la mayor parte del día, sin embargo, en las horas cercanas al medio día, la temperatura superó los 30 °C, valor crítico para un apropiado desarrollo del cultivo en etapa reproductiva (Hoffman et al., 2007). Según Hernández (2009) la temperatura en las principales zonas productoras de frijol en Costa Rica oscila entre los 22 °C y 27 °C, y el rango para un óptimo desarrollo está entre los 20 °C y 25 °C. En el caso de la humedad relativa, se registró un valor promedio de 87 %, que de acuerdo con Ortega et al. (1979) es adecuado para las exigencias del cultivo (>85,5 %), mientras el valor de déficit de presión de vapor (DPV) dentro del invernadero, osciló entre 0,6 y 1,6 kPa, con un promedio de 1,10 kPa, lo cual según algunos autores se considera dentro del rango óptimo para un adecuado desarrollo de las plantas (0,5 - 2 kPa) (Bakker, 1991; Zaman et al., 2011).

Al relacionar conductancia estomática con déficit de presión de vapor, Comstock y Ehleringer (1993), indican que el cultivo de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) cierra estomas cuando el DPV del entorno oscila entre 2 y 5 kPa y de acuerdo con McDowell et al. (2008), condiciones de altas temperaturas se relacionan con valores más altos de DPV, lo que podría inducir a un estrés fisiológico, lo que conlleva a pérdida de agua y una reducción en la absorción de carbono, así como una disminución en la eficiencia del uso del agua por parte de las plantas (Roby et al., 2020), situación que se observa en los tratamientos AO, BC10 y BC20, donde conforme aumenta la temperatura, aumenta el DPV y disminuye la apertura estomática (Figura 7). De

acuerdo con Fanourakis et al. (2011), la capacidad de cierre estomático ante condiciones de estrés hídrico, por ejemplo, se genera durante la formación y desarrollo de la hoja y una vez esta alcanza su desarrollo fisiológico, no es posible inducir un cambio en la capacidad de cierre estomático por DPV.

Se ha reportado, además, que una regulación en los valores de DPV se relacionan con una reducción en la longitud estomática, un aumento en la densidad estomática y un aumento en la tasa fotosintética neta de las hojas (Lu et al., 2015). Asimismo, el tamaño de los estomas está asociado con la capacidad de respuesta a los estímulos de cierre, así, los estomas más pequeños se relacionan con tiempos de respuesta más cortos (Drake et al., 2013; Giday et al., 2013).

Por otra parte, el desarrollo de plantas en condiciones de DPV bajo ($\leq 0,2$ kPa) aumenta el tamaño de las cavidades estomáticas (Arve et al., 2012; Fanourakis et al., 2011; Rezaei y van Meeteren, 2005) a la vez que reduce el número de estomas por área foliar, debido a un aumento en el tamaño de las células epidérmicas (Aliniaieifrad et al., 2014). Outlaw y De Vlieghere-He (2001) sugirieron que las diferencias en la tasa de transpiración debido a las diferencias en DPV pueden resultar en diferencias en la concentración de sacarosa del apoplasto de la célula protectora, lo que afecta el tamaño de la apertura estomática, además que el nivel de ácido abscísico (ABA) endógeno en las células protectoras disminuye rápidamente con DPV bajo.

Se debe señalar, que aún en ambientes controlados como invernaderos, el DPV tiende a fluctuar de manera constante durante el día (Harmanto et al., 2005), y esto repercute en la conductancia estomática (tal como se observa en T, AQ y BC20+AQ, que presentaron un comportamiento variable a través del tiempo), la tasa de asimilación de CO₂, y el desarrollo de las plantas (Yamori, 2016). Otros autores

indican que, cambios drásticos en los valores de DPV (atribuidos a la temperatura ambiental) pueden provocar cierre estomático y reducciones en el transporte de electrones, lo que provocaría una reducción en la reserva de plastoquinona, causar fotoinhibición y finalmente una reducción en la producción de biomasa (Inoue et al., 2021).

6.2 Retención de Nitrógeno

Los tratamientos que combinaron biocarbón junto con abono químico BC10+AQ y BC20+AQ, presentaron concentraciones más elevadas de nitratos en comparación con los demás tratamientos, tanto en las evaluaciones semanales de lixiviados a lo largo del ensayo (Figuras 8 y 9), como en el muestreo final de suelos (Figura 17), por lo que se infiere que la incorporación de este material favorece la retención de nitrógeno disponible en el suelo. Este comportamiento, coincide con lo obtenido por Sing et al. (2010), DeLuca et al. (2009), Kolb et al. (2009) y Yu et al. (2018). Estos últimos determinaron que al incorporar al suelo biocarbón junto con fertilizante nitrogenado, se incrementó el contenido de nitrógeno disponible para las plantas, debido a que aumentó significativamente la acumulación de nitrógeno en la rizosfera, lo que promovió también un aumento en la biomasa microbiana del suelo. Por su parte, Berglund et al. (2004) reportan un estímulo en la nitrificación al incorporar biocarbón, mientras Blagodatskaya y Kuzyakov, (2008), indican que al ser el biocarbón una enmienda rica en carbono y presentar una alta relación C: N, promoverá la activación de microorganismos descomponedores de materia orgánica, que mineralizarán el nitrógeno en formas disponibles para las plantas (NO_3^- y NH_4^+), lo que inducirá a un aumento en su concentración en el suelo.

Este efecto en la concentración de nitratos podría atribuirse a una mayor capacidad de retención de agua, adsorción de NH_4^+ e inmovilización del nitrógeno (Zheng et al., 2010; Taghizadeh et al., 2012) y un incremento en la capacidad de retención de aniones del biocarbón (Dempster et al., 2012). Otros autores indican que incorporar biocarbón, puede incrementar la superficie neta total del suelo y la adsorción de nutrientes (Chan et al., 2007), además de actuar como un agente de lenta liberación de nutrimentos (Lehmann et al., 2002).

Asimismo, Shi et al. (2020) observaron que agregar biocarbón en mezcla con fertilizante nitrogenado, favoreció la absorción de nitrógeno en las plantas, lo que promovió un aumento en el desarrollo radical y la producción de biomasa, así como una disminución en la lixiviación de nitrógeno comparado con plantas de tratamiento testigo. Conclusiones similares reportaron Kameyama et al. (2012), quienes mencionaron que la adición de biocarbón favoreció la retención de nitratos en la rizosfera, lo que hace que estos estén disponibles para ser absorbidos por las raíces, lo cual promueve un incremento en la producción de raíces finas y biomasa de las plantas. Otros autores reportaron una disminución de 20 % (Yoo et al., 2014) y 47 % (Widowati et al., 2014) en la lixiviación de nitrógeno del suelo, una mejora en el desarrollo del sistema radical de las plantas y en la eficiencia en el uso de fertilizantes.

Sin embargo, Mia et al. (2017) mencionan que el efecto del biocarbón sobre la retención de nitrógeno en el suelo es específica según la materia prima de la cual este se extrae, y podría depender de características como la carga superficial, el área superficial específica y la fracción de carbono lábil, mientras que Li et al. (2022) aducen una aceleración en el proceso de desnitrificación y por ende una mayor degradación de nitratos en el suelo a corto plazo, debido a la capacidad del biocarbón para transferir electrones. Por su parte Prommer et al. (2014) reportan una disminución

en la concentración de nitratos, debido a una alteración en el ciclo del N orgánico y una estimulación en la nitrificación, estado que, si bien facilita la disponibilidad de N para las plantas, promueve también las pérdidas por lixiviación.

Los resultados de la investigación muestran que la incorporación de biocarbón promueve la retención de nitratos en el suelo, según sea la fuente nitrogenada que se incorpore. En el caso de los tratamientos con abono químico (fuente amoniacal) se observó que al incorporar biocarbón se promovió un incremento en la concentración de nitratos (mineralización de nitrógeno), mientras en el caso de los tratamientos con abono orgánico y sin abono, no se observó este efecto. De acuerdo con lo observado en los tratamientos con abono químico, incorporar biocarbón al suelo podría favorecer el desarrollo de raíces absorbentes, promover simbiosis con bacterias Gram negativas y bacterias fijadoras de nitrógeno (Scheifele et al., 2017) y por ende, representar una prometedora alternativa al uso excesivo de fertilizantes nitrogenados, así como, incrementar la producción de biomasa, la productividad de los cultivos, promover una economía circular y el secuestro de carbono biomásico en el suelo.

6.3 Efecto en el pH y Conductividad Eléctrica

El efecto del pH en el suelo al incorporar biocarbón en el presente ensayo, no concuerda con lo obtenido por Hailegnaw et al. (2019) quienes reportaron efectos enalantes en el suelo al incorporar biocarbón, al tiempo que Li et al. (2018) atribuyeron el aumento en el pH al contenido de cenizas y cationes básicos del biocarbón, mientras que Yuan et al. (2011) indicaron que este aumento está relacionado con la presencia de carbonatos sólidos de Ca^{2+} y Mg^{2+} formados durante el proceso de pirólisis. El reemplazo de Al^{3+} y H^+ intercambiables del suelo por cationes básicos, especialmente K^+ y Ca^{2+} , en sitios del suelo cargados negativamente,

aunado a las condiciones de alcalinidad del biocarbón y la liberación de K^+ y Ca^{2+} , pueden ocasionar un aumento en las unidades de pH del suelo (Masud et al., 2014).

Se ha reportado, además, que los grupos funcionales con cargas negativas como ácidos carboxílicos, ácidos fenólicos y grupos hidroxilos, que suelen estar presentes en la superficie del biocarbón, al unir los iones H^+ excedentes en la solución del suelo, contribuyen al aumento en el pH (Gul et al., 2015). Otros autores reportan que es posible que el aumento en el pH del suelo, tenga relación con la descarboxilación de aniones orgánicos al incorporar biocarbón, debido a un incremento en el consumo de aniones orgánicos por parte de los microorganismos del suelo, ya que estos pueden consumir el exceso de H^+ de la solución del suelo y elevar el grado de alcalinidad en el mismo (Wang et al., 2014). Mientras que Chin et al. (2021) asocian un mayor efecto encalante del biocarbón con una temperatura de pirólisis más elevada, debido entre otras cosas a la pérdida preferencial de sitios ácidos (Li et al., 2014), y al aumento de anillos aromáticos fusionados (Li et al., 2013) y concentración de sales de elementos alcalinos (Singh et al., 2017), por tales motivos el efecto en el pH al agregar biocarbón, podría no siempre ser el mismo.

En la presente investigación, la incorporación de biocarbón al suelo no se relacionó directamente con un aumento significativo en los valores de pH (Figura 10), como se reporta en otras investigaciones, debido que no se muestra una clara tendencia entre los tratamientos con y sin biocarbón. Esto podría ser atribuido a que, desde el inicio, el suelo no presentó un alto grado de acidez (Cuadro 8), por lo que sería conveniente la ejecución de ensayos posteriores para evaluar la capacidad del biocarbón utilizado sobre el pH del suelo.

Los tratamientos correspondientes a BC10+AQ y BC20+AQ mostraron valores de conductividad eléctrica significativamente mayores que los demás tratamientos (Figura 11), esto se pudo deber a que la incorporación de biocarbón más abono químico, influyó en la conductividad eléctrica de los lixiviados del suelo. Estos resultados concuerdan con Li et al. (2018), quienes reportaron que con el aumento en la dosificación de biocarbón, la salinidad del suelo también aumentó, y con Chan et al. (2008), que indicaron que el biocarbón en el suelo tuvo un efecto sobre la conductividad eléctrica, debido a la liberación de cationes y aniones en la solución del suelo, que promovió la disponibilidad de estos para ser absorbidos por las raíces. Otros estudios reportaron que al incorporar biocarbón al suelo, se presentó un aumento en los valores de conductividad eléctrica, debido a una mayor solubilidad de elementos como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} en la solución del suelo (Shokuhifar et al., 2021).

6.4 Humedad Volumétrica del Suelo y Lixiviación

Los tratamientos BC10+AQ y BC20+AQ mostraron un volumen de lixiviación menor que los demás tratamientos (Figura 12), debido posiblemente a varios factores, entre ellos, la tendencia del biocarbón a incrementar la capacidad de retención de agua, sumado a una respuesta fisiológica de las plantas, ya que, al ser plantas de mayor vigor, tendían a absorber mayor cantidad de agua. Sin embargo, este comportamiento no se observó en la medición del contenido de humedad volumétrica del suelo (Figura 13), donde no se presentaron diferencias significativas entre el tratamiento con mayor contenido de humedad (BC20) y el tratamiento testigo (T).

En anteriores estudios, se menciona, que el biocarbón puede alterar la cantidad y distribución de la estructura porosa del suelo, lo que conlleva a una modificación en la capacidad de infiltración del agua (Pu et al., 2019). Se piensa, además, que el

biocarbón promueve la capacidad de retención de agua en el suelo, debido a que tiene el potencial para adsorber iones Na^+ , lo que a su vez tiene un efecto en la expansión y dispersión de las arcillas, y así puede aumentar la permeabilidad y conductividad hidráulica del suelo (Amini et al., 2015).

El biocarbón, además, puede mejorar la estabilidad de los agregados, aumentar la microporosidad, y reducir la densidad aparente del suelo (Zhao et al., 2019). Otros autores indican que al incorporar biocarbón, las partículas finas de este material, reducen el tamaño promedio de los poros del suelo, y esto fomenta que, por medio de acción capilar, el contenido de humedad en el suelo se mantenga por más tiempo (Bordoloi et al., 2018). Asimismo, la presencia de enlaces superficiales hidrofílicos, especialmente OH, en la unión suelo-biocarbón, mejora la capacidad de retención de humedad (Gray et al., 2014). Los resultados de esta investigación coinciden de manera parcial con otros estudios, debido que no se observó una clara tendencia en los tratamientos con incorporación de biocarbón, a aumentar la retención de agua y por ende reducir el volumen de lixiviación, así como ejercer algún efecto sobre el potencial hídrico del suelo (Figura 14), por tal motivo, se requiere ampliar y comparar los resultados obtenidos en estas variables con investigaciones posteriores.

6.5 Crecimiento Radical

Se observó un mayor crecimiento en el aérea superficial (Figura 15a), volumen (Figura 15b) y longitud de raíces (Figura 15c) en los tratamientos BC10+AQ y BC20+AQ, lo que podría favorecer una mayor exploración en el suelo, movilización, absorción de nutrimentos y asociarse a aumentos en el rendimiento de las plantas. Estos resultados coinciden con los hallazgos de Abiven et al. (2015), quienes reportaron que la aplicación de biocarbón derivado de mazorcas de maíz a una dosis

de 4 t ha⁻¹, presentó un efecto en la arquitectura radical del maíz, produciendo una mayor ramificación y cantidad de raíces finas, comparadas con un testigo, mientras que el diámetro de las raíces (Figura 15d y 15e) no presentó variaciones. Otros autores mencionan que al incorporar biocarbón, se disminuye la densidad aparente y aumenta el espacio poroso del suelo, lo que reduce la resistencia mecánica y facilita la elongación de las raíces (Bruun et al., 2014), mientras que Prendergast et al. (2014) reporta aumentos en la rizosfera al incorporar biocarbón al suelo, debido a que la estructura del biocarbón favorece la absorción de nutrientes y crecimiento de microorganismos. Al tiempo que Reyes et al. (2017) reportan mayor crecimiento en el área superficial y longitud de raíces de plantas de soya (*Glycine max*) con tratamientos de biocarbón (10, 20 y 50 Mg ha⁻¹), atribuido al efecto sobre las características químicas (pH, CE) y físicas (densidad aparente, porosidad) del suelo, lo que sugiere una influencia de este material en la interfaz de la raíz y el suelo, que beneficia el crecimiento de las plantas y favorece la exploración radicular.

De igual forma, Nikpour et al. (2019) reportan un mayor crecimiento en brotes y longitud de raíces de plantas de frijol mungo (*Vigna radiata*) al cultivarse en suelos enmendados con biocarbón, debido a que este material tiende a reducir el estrés por salinidad y la toxicidad generada por iones Na⁺ en la savia del xilema de las plantas, lo que permite regular la presión osmótica, y favorecer el crecimiento y expansión de raíces. Asimismo, Farhangi y Torabian (2018) reportan aumentos en la absorción radical de Ca²⁺, Mg²⁺ y K⁺, al tiempo que se reduce la absorción de Na⁺, al enmendar con biocarbón, lo que favorece el crecimiento de raíces de plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.). Olmo et al. (2016) respalda estos datos al observar cambios en la morfología y longitud de raíces de trigo (*Triticum durum* L.), atribuido a una mayor proliferación de raíces finas o absorbentes.

Otros autores (Chang et al., 2021), reportan efectos del biocarbón sobre la longitud, área superficial, cantidad de puntas y bifurcaciones de las raíces, donde se atribuye a la disminución en la densidad aparente del suelo, lo que permite que las raíces puedan profundizar en busca de agua y nutrientes, así como colonizar y establecer relaciones simbióticas con microorganismos, como micorrizas (Vanek y Lehmann, 2014), además de estimular la absorción radical de nutrientes relativamente inmóviles como P y K (Eissenstat, 1992). El efecto del biocarbón sobre la morfología de las raíces para este ensayo coincide con Xiang et al. (2017), al sugerir que la aplicación de biocarbón en conjunto con fertilizante, estimula en mayor proporción el crecimiento del sistema radical de las plantas, sobre la aplicación de fertilizante o biocarbón por separado.

6.6 Producción y Rendimiento

Se presentó un valor más elevado de biomasa seca promedio de hojas, tallos y vainas (Figura 16) en BC10+AQ y BC20+AQ respecto a los demás tratamientos, lo que coincide con estudios realizados por Güereña et al. (2015), Lin et al. (2015), Were et al. (2021). Según Schulz et al. (2013) esto se debe a que la combinación de biocarbón con fertilizante estimula el crecimiento de las plantas e incrementa la eficiencia en el uso de fertilizantes, al tener un efecto sobre el área fotosintéticamente activa y promover el intercambio gaseoso (Jones, 2014), mientras Crane et al. (2013) atribuyen el incremento en productividad, a la capacidad del biocarbón de potenciar la retención de agua, nutrientes y agregados del suelo.

Se ha reportado también, que el incremento en el peso de materia seca se debe a que el biocarbón estimula una disminución en la densidad aparente y un aumento en la cantidad de microporos del suelo, lo que favorece la retención de macroelementos

(N, P, K), simbiosis con bacterias fijadoras de N y actividad nitrogenasa de las raíces (Wu et al., 2022). Ante esto, Madari et al. (2017) indicó que el biocarbón puede potenciar de manera indirecta e incluso a largo plazo, el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo y estimular así, un incremento en la biomasa vegetal de las plantas.

Los resultados de índice cosecha (Cuadro 7), el cual representa la relación entre rendimiento de semilla y biomasa aérea de planta, y a la vez es un indicador de eficiencia de la distribución de asimilados a la semilla (Fan et al., 2017; Wiesmeier et al., 2014) mostró valores superiores en los tratamientos BC10+AQ y BC20+AQ, sobre el resto, al igual que la variable de peso de 100 semillas, lo que es concordante con lo reportado por Madari et al. (2017) que atribuyeron un aumento en la biomasa de semilla, al aumento en la disponibilidad de agua para las plantas y una disminución en la acidez del suelo, mientras que Rondon et al. (2007) lo asociaron al aumento en los valores de pH del suelo y la disponibilidad de P, K, Mg, Ca, Mo y B para ser absorbidos por el sistema radical de las plantas. En otros estudios se asoció el incremento en materia seca y biomasa de semilla a una mayor absorción de P en las plantas, elemento clave en los procesos de fotosíntesis, respiración, síntesis de proteínas y promotor de enraizamiento (Zhu et al., 2019), además de una mayor mineralización de nitrógeno orgánico en el suelo (Kätterer et al., 2019). Otros autores argumentaron que el efecto en la biomasa de semilla se debe principalmente al aumento en la capacidad de intercambio catiónico y nitrógeno residual del suelo (Arabi et al., 2018), aunado a que la superficie del biocarbón es rica en grupos funcionales con capacidad de absorber nutrientes (Luan et al., 2021) y reducir la lixiviación de cationes como NH_4^+ , Ca^{2+} y K^+ (Van Zwieten et al., 2015), además de mejorar la eficiencia en el uso del agua y potenciar la actividad enzimática del suelo (Lima et al., 2021).

6.7 Propiedades Químicas del Suelo

Los resultados muestran un elevado incremento en la concentración (mg L^{-1}) de P en BC10+AQ y BC20+AQ con relación al testigo (Cuadro 8), lo que coincide con investigaciones realizadas por (DeLuca et al., 2009; Lehman et al., 2003; Morales et al., 2013; Nelson et al., 2011) quienes observaron incrementos en la biodisponibilidad de este macronutriente al incorporar biocarbón al suelo. Se observa, además, una disminución en el pH y en la concentración de Ca, lo cual es coincidente con lo reportado por Buss et al., 2018. Algunos autores (Xu et al., 2014) indican que la relación entre el biocarbón y el incremento en la concentración de P es dependiente del pH, ya que, en suelos ácidos, la incorporación de biocarbón tiende a incrementar la absorción de P, mientras en suelos alcalinos el efecto es menor, aunado a un efecto en la sorción de P inducida por Ca. Se menciona, además, que en suelos ácidos el fósforo se puede adsorber en óxidos de hierro, condición que limita su disponibilidad para las plantas, por tanto, las propiedades encalantes del biocarbón tienden a reducir la concentración de Fe y Al de la solución del suelo y de esta manera, el P previamente unido, pasa a estar disponible (Cui et al., 2011). Otra posible explicación, es que al incrementar los macroagregados y microagregados del suelo por influencia del biocarbón, hay una mayor retención de P orgánico e inorgánico en el perfil del suelo (Cao et al., 2021), sumado a que las enmiendas orgánicas al incrementar la actividad microbiana, promueven la liberación de P (de FePO_4 y AlPO_4) para posteriormente transformarse en formas orgánicas de P en el suelo (Liu et al., 2019), por lo que el biocarbón podría ser una eficiente alternativa para la retención de este macronutriente (Peng et al., 2012; Yao et al., 2013). En otros estudios (Li et al., 2020) se menciona que la concentración de P en el suelo, por influencia del biocarbón, depende de la temperatura de pirólisis, por lo que a una temperatura más alta ($600\text{ }^\circ\text{C}$), se presenta

mayor capacidad de absorción de P, debido a un incremento en la porosidad y superficie específica del biocarbón.

Por otro lado, se observa una disminución en las concentraciones de Ca y Mg en BC20, BC10+AO, BC20+AO y BC10+AQ, lo que podría atribuirse a un efecto en los complejos Ca/Mg-P y Al/Ca-P en el proceso de pirólisis del biocarbón, lo que reduce la disponibilidad de Mg y Ca en el suelo, tal como se ha reportado en otras investigaciones (Gunes et al., 2014; Wang et al., 2012). De acuerdo con Limwikran et al. (2018), el biocarbón puede actuar como sumidero de Ca intercambiable del suelo, en lugar de fuente, por tanto, en lugar de aportar Ca, más bien podría extraer Ca de la solución del suelo, debido a que el Ca es uno de los principales cationes de intercambio en el suelo, y el biocarbón tiende a promover la capacidad de intercambio catiónico (Singh et al., 2010). Asimismo, otro de los mecanismos que podría tener el biocarbón para extraer Ca del suelo, es la proliferación de hifas fúngicas presentes en los poros de las partículas del biocarbón (Jaafar et al., 2014). La disminución en la concentración de Mg podría, además, estar relacionada con el incremento del K, debido al mecanismo de interacción antagonista entre estos dos cationes (Zemanová et al., 2017).

En el caso de K, los resultados muestran un mayor incremento en la concentración de este macronutriente en BC20+AO y BC20+AQ, con respecto al testigo, lo que concuerda con otros autores (Kraska et al., 2016; Prapagdee y Tawinteung, 2017; Zhang et al., 2016). Se menciona que el biocarbón influye en la disponibilidad y eficiencia en el uso de K, debido a que su estructura porosa, carga superficial negativa y gran área superficial, aunado al efecto potenciador en la CIC del suelo, promueven la retención y lenta liberación de este nutriente (Zhou et al., 2015); asimismo, el efecto en la concentración de K, como producto de la enmienda,

dependerá de la materia prima de la cual se extraiga el biocarbón y la temperatura de pirólisis (Hossain et al., 2020).

Se muestra, además, un aumento en las concentraciones de Zn y Cu al incorporar biocarbón (BC10 y BC20) con respecto al testigo (T), y en BC10+AO con respecto a AO, lo cual podría coincidir con lo reportado por Rodríguez et al. (2017), quienes indican que el aumento en la sorción de estos elementos, se debe a la atracción electrostática entre Cu, Zn y los electrones π deslocalizados de las estructuras aromáticas del área superficial del biocarbón. Se ha reportado que la capacidad de sorción de estos metales incrementa conforme la temperatura de pirólisis del biocarbón, es mayor (Li et al., 2015; Melo et al., 2013), debido al aumento en el volumen de porosidad y área superficial del biocarbón (Kloss et al., 2012; Suliman et al., 2016; Zhao et al., 2013). Específicamente en el caso del Cu, la capacidad de sorción de iones en la superficie del biocarbón, se da por la sorción específica a grupos funcionales superficiales, que se degradan a una temperatura de pirólisis superior a 550 °C, mientras que con el Zn se debe principalmente a interacciones cationes- π , con estructuras aromáticas presentes en la superficie del biocarbón, al ser pirolizado a temperaturas superiores a 400 °C, esto debido al agrietamiento térmico de la celulosa y la lignina (Xiao et al., 2014).

Sin embargo, este comportamiento no se observó en los demás tratamientos que combinaron biocarbón y abono (orgánico y químico) (BC20+AO, BC10+AQ y BC20+AQ), donde contrariamente las concentraciones de Cu y Zn, disminuyeron o no presentaron variación, al agregar biocarbón. Por otra parte, en el Mn se observa una disminución en la concentración al incorporar biocarbón (BC10 y BC20), lo cual concuerda con otros estudios (Alling et al., 2014; Olmo et al., 2016).

Al mismo tiempo, se observó una disminución en la acidez del suelo (Al^{3+} intercambiable) en los tratamientos con biocarbón (BC10 y BC20), en comparación con el tratamiento testigo (T), lo cual ha sido reportado por otros estudios (Berihun et al., 2017; Cornelissen et al., 2018; Ymato et al., 2006; Zhao et al., 2015). Esto podría deberse a que a la influencia que ejercen los cationes básicos del biocarbón, los grupos carboxilo con cargas negativas y los grupos funcionales fenólicos presentes en la superficie del biocarbón, capaces de reducir la concentración de H^+ en las soluciones del suelo (Gaskin et al., 2010). Aunado a esto, el biocarbón al promover el crecimiento radical, promover un aumento en la absorción de aniones y promover la liberación de iones hidroxilo por las raíces de las plantas, puede disminuir la acidez del suelo (Gijssman, 1990). Algunos estudios indican que los grupos carboxilo presentes en el biocarbón benefician la inmovilización de cationes básicos (Cheng et al., 2008; Peng et al., 2011), además, la concentración de cenizas y carbonatos del biocarbón pueden, en parte, neutralizar la acidez del suelo por medio de una reacción de neutralización (Bruun et al., 2014), al mismo tiempo que las características de alta porosidad y gran superficie específica del biocarbón tienden a inmovilizar el NH_4^+ , e inhibir la nitrificación, lo que promueve una mejora en la acidez del suelo (Nelissen et al., 2012; Pocknee y Sumner, 1997).

Sin embargo, esto no ocurrió en el caso del tratamiento de biocarbón y abono químico a 10 t ha^{-1} (BC10+AQ), donde se presentó un ligero aumento en la acidez con relación a AQ. Una posible explicación, en parte, sería debido a la correlación entre el aumento en la acidez del suelo y el aumento en concentración de nitratos (Mao et al., 2010) (Figura 17), y también a que según Jin et al. (2019), la aplicación de fertilizantes nitrogenados a base de NH_4^+ , podría incrementar la acidez del suelo. De acuerdo con Zeng et al. (2017) y Zhu et al. (2018), la liberación de protones ocasionada por la

nitrificación de fertilizantes sintéticos a base de NH_4^+ , especialmente en suelos con pH ácido, provoca un aumento en la acidez del suelo. En el caso de los tratamientos que combinaron biocarbón y abono orgánico (BC10+AO y BC20+AO) y biocarbón con abono químico a 20 t ha^{-1} (BC20+AQ), la concentración de acidez no varió con respecto a AO y AQ.

La capacidad de intercambio catiónico aumentó únicamente en AQ y BC10 con respecto al testigo, lo que concuerda parcialmente con otras investigaciones (Chan et al., 2008; Schulz y Glaser, 2012). Algunos autores indican, que el incremento en la capacidad de intercambio catiónico se atribuye a la oxidación de las partículas del biocarbón y a la adsorción de materia orgánica oxidada a las superficies de este (Glaser et al., 2003; Lehmann et al., 2006; Liang et al., 2006), aunado a que el biocarbón por lo general posee una superficie con cargas negativas, que facilita la atracción electrostática de cationes (Igalavithana et al., 2016). Sin embargo, esta característica no se presenta en todos los casos, ya que según Mukherjee et al. (2011), la temperatura a la cual se piroliza el biocarbón influye en la capacidad de intercambio de cationes del suelo; así que, de esta manera, una temperatura baja de pirólisis ($250 \text{ }^\circ\text{C}$) en el biocarbón, tendrá mayor efecto en el incremento de la CIC, que un biocarbón pirolizado a temperatura más alta ($400\text{-}650 \text{ }^\circ\text{C}$) ($550 \text{ }^\circ\text{C}$ en nuestro caso), por lo que esta podría ser una de las razones por las cuales no se presentó un aumento generalizado en la CIC en los resultados de la presente investigación. Otra de las posibles causas podría ser el tiempo de añejamiento o envejecimiento del biocarbón, ya que tal como lo indican Cheng et al. (2008) y Mia et al. (2017), el biocarbón se oxida en el suelo conforme envejece, lo que induce cambios en sus propiedades físicas y químicas, donde se forman grupos funcionales superficiales, específicamente, grupos carboxílicos e hidroxilo y como resultado de esto, la carga superficial negativa

y la capacidad de intercambio catiónico del biocarbón, suelen incrementar con el transcurso del tiempo.

Por otro lado, los resultados muestran un aumento en la concentración de carbono y nitrógeno en el suelo (Cuadro 9), al incorporar biocarbón, lo que concuerda con Biederman y Harpole (2012), quienes indican que la aplicación de biocarbón puede ser una herramienta prometedora para mejorar el secuestro de carbono a corto plazo en el suelo, al tiempo que la fracción de carbono lábil puede estimular la actividad microbiana (Lehmann et al., 2011; Weng et al., 2015). Algunos estudios (Wang et al., 2015; Woolf et al., 2010) reportan que el comportamiento recalcitrante y baja tasa de rotación del biocarbón en el suelo, le otorga a este material una alta capacidad para el secuestro de C, a la vez que influye en la mineralización e inmovilización del nitrógeno, al mejorar propiedades fisicoquímicas del suelo, estimular la actividad microbiana y mejorar la mineralización de la materia orgánica del suelo. (Lehmann et al., 2003; Nelson et al., 2011; Novak et al., 2010). Motivos que conllevan a un aumento en la relación C: N del suelo al incorporar biocarbón, como se observa en BC10, BC20, BC10+AO, BC20+AO, BC10+AQ y BC20+AQ, tal como se ha reportado en otras investigaciones (Case et al., 2012; Ouyang et al., 2014). De acuerdo con Prommer et al. (2014), una alta relación C: N en el biocarbón podría causar la limitación de N, situación que conlleva a la retención de NH_4^+ producido catabólicamente en la microflora limitada en N, lo que deriva en una disminución de la cantidad de amonio liberado al suelo, mientras que un biocarbón con una baja relación C: N (como es el caso del pinzote de palma aceitera) induce a la limitación microbiana de C, esto hace que el exceso de N se mineralice y por ende, aumenten las tasas de mineralización de N. De esta forma al incrementar la relación C: N (asociada también a la temperatura de pirólisis), se estimula la fijación biológica de N por parte

de los rizobios en leguminosas (Rondon et al., 2007), a la vez que aumenta la estabilidad estructural del biocarbón (Baldock y Smernick, 2002).

7 Conclusiones

- Al evaluar el efecto de la incorporación de biocarbón junto con abono químico y abono orgánico, sobre la retención de nitrógeno en el suelo, se observó que al comparar el tratamiento de abono químico (AQ), con los tratamientos de abono químico y biocarbón a 10 y 20 t ha⁻¹ (BC10+AQ y BC20+AQ), se presentó un incremento en la concentración de nitrógeno nítrico (N-NO₃⁻), probablemente asociado al estímulo en la nitrificación. Entre los tratamientos de abono orgánico (AO) y abono orgánico junto con biocarbón (BC10+AO y BC20+AO), no se observaron diferencias sobre la concentración de nitrógeno en el suelo, aunque sí en los lixiviados. Mientras que, en los tratamientos de biocarbón (BC10 y BC20), se observó un incremento en la concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) con respecto al testigo (T), lo que podría tener influencia directa en las concentraciones altas de NO₃⁻ de los lixiviados del suelo observadas en todos los tratamientos que tenían biocarbón. Asimismo, en los tratamientos en que se incorporó biocarbón (BC10, BC20, BC10+AO, BC20+AO, BC10+AQ y BC20+AQ), se presentó un incremento en la concentración de NO₃⁻ de los lixiviados del suelo, al compararse con los tratamientos que no tenían biocarbón (T, AO y AQ).
- Con relación a la producción y rendimiento del frijol, los resultados muestran valores de biomasa de semilla y parte aérea de planta (hojas, tallos, vainas), superiores en BC10+AQ, sobre los demás tratamientos. Al comparar los tratamientos que incorporaban abono químico y biocarbón (BC10+AQ y BC20+AQ) con el tratamiento compuesto por solamente abono químico (AQ), se observó un aumento en la biomasa aérea de planta y biomasa de semilla. En el caso de los tratamientos con abono orgánico, se obtuvo un incremento en

biomasa aérea de planta y biomasa de semilla en BC20+AO, pero no así en BC10+AO, al comparar con AO. Respecto a los tratamientos que incorporaron únicamente biocarbón (BC10 y BC20), se presentó un aumento en la biomasa de semilla y parte aérea de planta en comparación con el tratamiento testigo (T), pero menor a su combinación con abono químico. Los resultados obtenidos para estas variables pueden estar relacionados con la mineralización del nitrógeno, que parece promoverse en presencia del biocarbón.

- Las propiedades químicas del suelo presentaron un comportamiento variable con presencia y ausencia de biocarbón, las cuales pueden estar relacionadas con el aumento en el porcentaje de C, porcentaje de N y en la relación C: N, al incorporar biocarbón. La concentración de fósforo se duplicó en BC20+AQ, con respecto a BC10+AQ y AQ, lo cual puede estar relacionado a un efecto del pH o asociado a un sinergismo con N, para lo cual se sugiere investigar el efecto del fósforo al incorporar biocarbón. La capacidad de intercambio catiónico efectiva y las concentraciones de Mg y Ca, disminuyeron al incorporar biocarbón, al tiempo que se presentó un ligero aumento en la concentración de K, asociado posiblemente a interacciones sinérgicas/antagónicas entre nutrientes. El valor de pH del suelo aumentó al incorporar biocarbón a 20 t ha^{-1} (BC20, BC20+AO y BC20+AQ), con relación al T, AO y AQ.

8 Recomendaciones

- Se recomienda efectuar experimentos con biocarbón pirolizado a diferentes temperaturas, debido a que las características químicas y contenido mineral del suelo, puede variar.
- Para analizar el efecto encalante del biocarbón, se sugiere ensayos con suelos que contengan mayor grado de acidez, que el suelo utilizado en esta investigación.
- Efectuar ensayos con diferentes tiempos de añejamiento del biocarbón y varios ciclos de cultivo, ya que según se reporta, el tiempo de añejamiento del biocarbón puede influir sobre algunas de las variables evaluadas en la presente investigación. Asimismo, se sugiere establecer varios ciclos de cultivo, para observar si el comportamiento de las variables aquí evaluadas, es similar o presenta variaciones en el tiempo.
- Debido a la influencia que podría ejercer el componente microbiológico sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, el desarrollo radical y rendimiento del cultivo, y fijación de nitrógeno, por medio de bacterias fijadoras de nitrógeno, se sugiere contemplar la evaluación de variables microbiológicas en futuras investigaciones con biocarbón.

9 Literatura Citada

- Abiven, S., Hund, A., Martinsen, V. (2015). Biochar amendment increases maize root surface areas and branching: a shovelomics study in Zambia. *Plant Soil*, 395, 45–55. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2533-2>
- Abujabhah, I., Bound, S., Doyle, R. (2015). Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 98, 243-253. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.021>
- Abujabhah, I., Doyle, R., Bound, S. (2018). Assessment of bacterial community composition, methanotrophic and nitrogen-cycling bacteria in three soils with different biochar application rates. *J Soils Sediments*, 18, 148–158. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1733-1>
- Aliniaiefard, S., Malcolm, P., van Meeteren, U. (2014). Stomatal malfunctioning under low VPD conditions: induced by alterations in stomatal morphology and leaf anatomy or in the ABA signaling? *Physiologia Plantarum*, 152(4), 688-699. <https://doi.org/10.1111/ppl.12216>
- Alling, V., Hale, S., Martinsen, V. (2014). The role of biochar in retaining nutrients in amended tropical soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(5), 671 -680. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400109>
- Ameloot, N., De Neve, S., Jegajeevagan, K. (2013). Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 57, 401-410. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.025>

- Amini, S., Ghadiri, H., Chen, C., & Marschner, P. (2016). Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 16(3), 939–953. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1293-1>
- Arabi, Z., Eghtedaey, H., Gharehchmaghloo, B. (2018). Effects of biochar and bio-fertilizer on yield and qualitative properties of soybean and some chemical properties of soil. *Arabian Journal of Geosciences*, 11, Article 672. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4041-1>
- Arve, L., Terfa, M., Gislerød, H. (2012). High relative air humidity and continuous light reduce stomata functionality by affecting the ABA regulation in rose leaves. *Plant, Cell and Environment*, 36(2), 382–392. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02580.x>
- Backer, R. G. M., Saeed, W., Seguin, P., & Smith, D. L. (2017). Root traits and nitrogen fertilizer recovery efficiency of corn grown in biochar-amended soil under greenhouse conditions. *Plant and Soil*, 415(1–2), 465–477. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3180-6>
- Bakker, J. (1991). Analysis of humidity effects on growth and production of glasshouse fruit vegetables. Ph.D. dissertation, Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
- Balardin, R., Costa, E., Ribeiro, N. (2000). Feijão: Recomendações técnicas para cultivo no Rio Grande do Sul. [Arquivo PDF] https://www.bibliotecaagpatea.org.br/agricultura/culturas_anuais/livros/FEIJA%20RECOMENDACOES%20TECNICAS%20PARA%20O%20CULTIV%20NO%20RIO%20GRANDE%20DO%20SUL.pdf

- Baldock, J., Smernik, R. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33(9), 1093–1109. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00062-1)
- Barrantes, J., Alfaro, R., Ocampo, R. (5-7 setiembre de 2012). *Evaluación de fuentes de silicio en caña de azúcar en combinación con materia orgánica; en un suelo Ultisol de la Región Sur, Costa Rica. 2012. V Congreso del Departamento de Investigación y Extensión de la Caña de Azúcar (DIECA).*
- Berihun, T., Tadele, M., & Kebede, F. (2017). The application of biochar on soil acidity and other physico-chemical properties of soils in southern Ethiopia. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 180(3), 381–388. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600343>
- Berglund, L., De Luca, T., Zackrisson, O. (2004). Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(12), 2067-2073. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.005>
- Biederman, L., Harpole, W. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 5, 202–214. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>
- Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y. (2008). Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review. *Biology and Fertility of Soils*, 45(2), 115-131. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>
- Blanco, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81(4), 687-711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>

- Bruun, E., Petersen, C., Hansen, E. (2014). Biochar amendment to coarse sandy subsoil improves root growth and increases water retention. *Soil Use and Management*, 30(1), 109–118. <https://doi.org/10.1111/sum.12102>
- Buss, W., Assavavittayanon, K., Shepherd, J. (2018). Biochar Phosphorus Release Is Limited by High pH and Excess Calcium. *Journal of Environmental Quality*, 47(5), 1298-1303. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.05.0181>
- Cao, D., Lan, Y., Sun, Q. (2021). Maize straw and its biochar affect phosphorus distribution in soil aggregates and are beneficial for improving phosphorus availability along the soil profile. *European Journal of Soil Science*, 72 (5), 2165-2179. <https://doi.org/10.1111/ejss.13095>
- Case, S., McNamara, N., Reay, D. (2012). The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil – The role of soil aeration. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 125-134. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.017>
- Castellini, M., Giglio, L., Niedda, M. (2015). Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil. *Soil and Tillage Research*, 154, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.016>
- Chan, K., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2008). Using poultry litter biochars as soil amendments. *Australian Journal Of Soil Research*, 46(2003), 437–444. <https://doi.org/10.1071/SR08036>
- Chan, K., Van Zwieten, L., Meszaros, I. (2007). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45(8), 629–634. <https://doi.org/10.1071/SR07109>

- Chang, Y., Rossi, L., Zotarelli, L. (2021). Biochar improves soil physical characteristics and strengthens root architecture in Muscadine grape (*Vitis rotundifolia* L.). *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 8(7), 1-11. <https://doi.org/10.1186/s40538-020-00204-5>
- Chen, P., Liu, Y., Mo, C., Jiang, Z., Yang, J., & Lin, J. (2021). Microbial mechanism of biochar addition on nitrogen leaching and retention in tea soils from different plantation ages. *Science of the Total Environment*, 757(3), Article 143817. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143817>
- Chen, Y., Shinogi, Y., Taira, M. (2010). Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. *Australian Journal of Soil Research*, 48(7), 526–530. <https://doi.org/10.1071/SR10011>
- Cheng, C., Lehmann, J., Engelhard, M. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(6), 1598–1610. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.010>
- Chew, J., Zhu, L., Nielsen, S. (2020). Biochar-based fertilizer: Supercharging root membrane potential and biomass yield of rice. *Science of the Total Environment*, 713, Article 136431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136431>
- Chin, J., Alfaro, A., Rojas, R. (2021). Widespread tropical agrowastes as novel feedstocks for biochar production: characterization and priority environmental uses. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 11, 1775–1785. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00714-0>

- Comstock, J., Ehleringer, J. (1993). Stomatal Response to Humidity in Common Bean (*Phaseolus vulgaris*): Implications for Maximum Transpiration Rate, Water-Use Efficiency and Productivity. *Australian Journal of Plant Physiology*, 20(6), 669 – 691. <https://doi.org/10.1071/PP9930669>
- Cornelissen, G., Jubaedah, Nurida, N. L., Hale, S. E., Martinsen, V., Silvani, L., & Mulder, J. (2018). Fading positive effect of biochar on crop yield and soil acidity during five growth seasons in an Indonesian Ultisol. *Science of the Total Environment*, 634(0806), 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.380>
- Crane, A., Abiven, S., & Jeffery, S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environmental Research Letters*, 8(4) Article 044049. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044049>
- Cui, H., Wang, Fu, M. (2011). Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *Journal Soils Sediments*, 11, 1135–1141. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0405-9>
- DeLuca, T., MacKenzie, M., Gundale, M. (2009). Biochar effects on soil nutrient transformations en J. Lehmann y S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (1^a ed., pp. 251–270). Earthscan Publications Ltd. <https://doi.org/10.4324/9781849770552>
- Dempster, D., Jones, D., Murphy, D. (2012). Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. *Soil Research*, 50(3), 216–221. <https://doi.org/10.1071/SR11316>

- Drake, P., Froend, R., Franks, P. (2013). Smaller, faster stomata: scaling of stomatal size, rate of response, and stomatal conductance. *Journal of Experimental Botany*, 64(2), 495–505. <https://doi.org/10.1093/jxb/ers347>
- Edeh, I., Mašek, O. (2021). The role of biochar particle size and hydrophobicity in improving soil hydraulic properties. *European Journal of Soil Science*, 73(1), Article 13138. <https://doi.org/10.1111/ejss.13138>
- Eissenstat, D. (1992) Costs and benefits of constructing roots of small diameter. *Journal of Plant Nutrition*, 15(6-7), 763–782. <https://doi.org/10.1080/01904169209364361>
- Enders, A., Lehmann, J. (2017). Proximate analyses for characterising biochars en B. Singh, M. Camps, J. Lehmann, *Biochar A Guide to Analytical Methods* (1^a ed., pp. 9-22). CRC Press. <https://www.routledge.com/Biochar-A-Guide-to-Analytical-Methods/Singh-Arbestain-Lehmann/p/book/9781498765534>
- Fan, J., McConkey, B., Janzen, H. (2017). Harvest index–yield relationship for estimating crop residue in cold continental climates. *Field Crops Research*, 204, 153-157. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.014>
- Fan, J., Xiao, J., Liu, D., Ye, G., Luo, J., Houlbrooke, D., Laurenson, S., Yan, J., Chen, L., Tian, J., & Ding, W. (2017). Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. *Science of the Total Environment*, 592, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.060>
- Fanourakis, D., Carvalho, S., Almeida, D. (2011). Avoiding high relative air humidity during critical stages of leaf ontogeny is decisive for stomatal functioning. *Physiologia Plantarum* 142(3), 274 – 286. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2011.01475.x>

- FAO. (2006). *Evapotranspiracion del cultivo: Guías para determinación los requerimientos de agua de los cultivos*. Editorial Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <https://www.fao.org/3/x0490s/x0490s.pdf>
- Farhangi, S., Torabian, S. (2018). Effect of biochar on growth and ion contents of bean plant under saline condition. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 11556–11564. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1446-z>
- Fu, G., Qiu, X., Xu, X. (2021). The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil. *Catena*, 207, Article 105607. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105607>
- Gao, S., Hoffman, K., Bidwell, A. (2016). Locally produced wood biochar increases nutrient retention and availability in agricultural soils of the San Juan Islands, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 43-54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.028>
- Gaskin, J., Speir, R. Harris, K. (2010). Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agron. J.*, 102(2), 623-633. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0083>
- Giday, H., Kjaer, K., Fanourakis, D. (2013). Smaller stomata require less severe leaf drying to close: A case study in *Rosa hybrida*. *Journal of Plant Physiology*, 170(15), 1309-1316. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2013.04.007>
- Gijssman, A. (1990). Rhizosphere pH along different root zones of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*), as affected by source of nitrogen. *Plant Soil*, 124(2), 161-167. <https://doi.org/10.1007/BF00009254>

- Głąb, T., Palmowska, J., Zaleski, T. (2016). Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma*, 281, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.028>
- Glaser, B., Guggenberger, G., Zech, W. (2003). Soil organic matter stability in Amazonian dark earths en J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser, (Eds.), *Amazonian dark earths: Origin, properties, management* (pp. 141-158). Kluwer Academic Publishers. https://link.springer.com/chapter/10.1007/1-4020-2597-1_8
- Gong, W., Liu, X., Xia, S., Liang, B., & Zhang, W. (2016). Abiotic reduction of trifluralin and pendimethalin by sulfides in black-carbon-amended coastal sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 310(19), 125–134. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.022>
- Graber, E. R., Harel, Y. M., Kolton, M., Cytryn, E., Silber, A., David, D. R., Tsechansky, L., Borenshtein, M., & Elad, Y. (2010). Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil*, 337(1), 481–496. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0544-6>
- Gray, M., Johnson, M. G., Dragila, M. I., & Kleber, M. (2014). Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy*, 61, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.12.010>
- Güereña, D. T., Lehmann, J., Thies, J. E., Enders, A., Karanja, N., & Neufeldt, H. (2015). Partitioning the contributions of biochar properties to enhanced biological nitrogen fixation in common bean (*Phaseolus vulgaris*). *Biology and Fertility of Soils*, 51(4), 479–491. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0990-z>

- Gul, S., Whalen, J. K., Thomas, B. W., Sachdeva, V., & Deng, H. (2015). Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 206, 46–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.015>
- Gunes, A., Inal, A., Taskin, M. (2014). Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv.) grown in alkaline soil. *Soil Use and Management*, 30(2), 182-188. <https://doi.org/10.1111/sum.12114>
- Hailegnaw, N. S., Mercl, F., Pračke, K., Száková, J., & Tlustoš, P. (2019). Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. *Journal of Soils and Sediments*, 19(5), 2405–2416. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>
- Hale, S. E., Alling, V., Martinsen, V., Mulder, J., Breedveld, G. D., & Cornelissen, G. (2013). The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars. *Chemosphere*, 91(11), 1612–1619. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.057>
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376(1), 347-361. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
- Harmanto., Salokhe, V., Babel, M. (2005). Water requirement of drip irrigated tomatoes grown in greenhouse in tropical environment. *Agricultural Water Management*, 71(3), 225-242. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.09.003>
- Hernández, J. (2009). Manual de recomendaciones técnicas del cultivo de frijol. [Archivo PDF]. <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/F01-9533.pdf>

- Hoffman, L., Dalfollo, N., Saydelles, S. (2007). Resposta de cultivares de feijão à alta temperatura do ar no período reprodutivo. *Ciência Rural*, 37 (6), 1543-1548. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000600006>
- Hossain, M., Bahar., M., Sarkar, B. (2020). Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar*, 2, 379-420. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00065-z>
- Hseu, Z., Jien, S., Chien, W. (2014). Impacts of biochar on physical properties and erosion potential of a mudstone slopeland soil. *The Scientific World Journal*, 2014, Article 602197. <https://doi.org/10.1155/2014/602197>
- Hu, L., Cao, L., Zhang, R. (2014). Bacterial and fungal taxon changes in soil microbial community composition induced by short-term biochar amendment in red oxidized loam soil. *World J Microbiol Biotechnol*, 30, 1085–1092. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1528-5>
- Igalavithana, A., Ok, Y., Usman, A. (2016). The Effects of Biochar Amendment on Soil Fertility. En M. Guo, Z. He, S. Uchimiya (Eds.), *Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers* (pp. 123-144). Soil Science Society of America, Inc. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63>
- Igaz, D., Šimanský, V., Horák, J., Kondrlová, E., Domanová, J., Rodný, M., & Buchkina, N. P. (2018). Can a single dose of biochar affect selected soil physical and chemical characteristics? *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 66(4), 421–428. <https://doi.org/10.2478/johh-2018-0034>
- Inoue, T., Sunaga, M., Ito, M. (2021). Minimizing VPD Fluctuations Maintains Higher Stomatal Conductance and Photosynthesis, Resulting in Improvement of Plant Growth in Lettuce. *Frontiers in Plant Science*, 12, Article 646144. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.646144>

- Jaafar, N. M., Clode, P. L., & Abbott, L. K. (2015). Biochar-Soil Interactions in Four Agricultural Soils. *Pedosphere*, 25(5), 729–736. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30054-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30054-0)
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., Velde, M. Van Der, & 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(1), 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
- Jin, Z., Chen, C.,_Chen, X. (2019). Soil acidity, available phosphorus content, and optimal biochar and nitrogen fertilizer application rates: A five-year field trial in upland red soil, China. *Field Crops Research*, 232, 77-87. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.12.013>
- Jones, H. (2013). *Plants and Microclimate: A Quantitative Approach to Environmental Plant Physiology* (3rd ed.). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511845727>
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., & Shinogi, Y. (2012). Influence of Sugarcane Bagasse-derived Biochar Application on Nitrate Leaching in Calcaric Dark Red Soil. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1131–1137. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0453>
- Karhu, K., Mattila, T., Bergström, I. (2011.) Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity: Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 309–313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.005>

- Kätterer, T., Roobroeck, D., Andrén, O. (2019). Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maizesoybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya. *Field Crops Research*, 235, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.015>
- Kizito, S., Wu, S., Kipkemoi Kirui, W., Lei, M., Lu, Q., Bah, H., & Dong, R. (2015). Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. *Science of the Total Environment*, 505, 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.096>
- Kloss, S., Zehetner, F., Dellantonio, A. (2012). Characterization of Slow Pyrolysis Biochars: Effects of Feedstocks and Pyrolysis Temperature on Biochar Properties. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 990-1000. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0070>
- Knowles, O. A., Robinson, B. H., Contangelo, A., & Clucas, L. (2011). Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*, 409(17), 3206–3210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.011>
- Kolb, S., Fermanich, K., Dornbush, M. (2009). Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1173–1181. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0232>
- Kraska, P., Oleszczuk, P., Andruszczak, S. (2016). Effect of various biochar rates on winter rye yield and the concentration of available nutrients in the soil. *Plant, Soil and Environment*, 62, 483–489. <https://doi.org/10.17221/94/2016-PSE>

- Laird, D., Brown, R., Amonette, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproductions and Biorefining*, 3(5), 547–562. <https://doi.org/10.1002/bbb.169>
- Le Guen, M., Herrmann, L., Robain, H. (2017). Relevance of taking into account the fine scale soil variability to assess the effects of agricultural inputs on soil characteristics and soil microbial communities: A case study of biochar application in a rubber plantation in North East Thailand. *Geoderma*, 305, 21-29. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.028>
- Lehmann, J. and Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. (2nd ed.). Routledge. <https://www.routledge.com/Biochar-for-Environmental-Management-Science-Technology-and-Implementation/Lehmann-Joseph/p/book/9780367779184>
- Lehmann, J., da Silva, J., Steiner, C. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil*, 249, 343–357. <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184>
- Lehmann, J., Pereira, J., Rondon, M. (14- 21 de Agosto de 2002). *Slash-and-char: A feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon?* Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand. International Union of Soil Sciences.
- Lehmann, J., Rillig, M., Thies, J. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1812-1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>

- Lehmann, J., Rondon, M. (2006). Bio-char soil management on highly weathered soil in the humid tropics en N. Uphoff (Ed.), *Biological approaches to sustainable soil systems* (1^a ed, pp. 517-530). CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9781420017113.ch36>
- Li, C., Xiong, Y., Qu, Z., Xu, X., Huang, Q., & Huang, G. (2018). Impact of biochar addition on soil properties and water-fertilizer productivity of tomato in semi-arid region of Inner Mongolia, China. *Geoderma*, 331, 100–108.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.014>
- Li, H., Li, Y., Xu, Y. (2020). Biochar phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus availability. *Chemosphere*, 244, Article 12471.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125471>
- Li, M., Liu, Q., Lou, Z. (2014). Method to characterize acid–base behavior of biochar: site modeling and theoretical simulation. *ACS Sustain Chem Eng*, 2(11), 501–2509. <https://doi.org/10.1021/sc500432d>
- Li, M., Lou, Z., Liu, Q. (2015). Alkali and alkaline earth metallic (AAEM) species leaching and Cu (II) sorption by biochar. *Chemosphere*, 119, 778-785.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.033>
- Li, Q. W., Liang, J. F., Zhang, X. Y., Feng, J. G., Song, M. H., & Gao, J. Q. (2021). Biochar addition affects root morphology and nitrogen uptake capacity in common reed (*Phragmites australis*). *Science of the Total Environment*, 766, Article 144381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144381>
- Li, Q., Lei, Z., Song, X. (2018). Biochar amendment decreases soil microbial biomass and increases bacterial diversity in Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) plantations under simulated nitrogen deposition. *Environmental Research Letters*, 13(4), Article 044029. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab53a>

- Li, Q., Ziwen, J., Jingwei, F. (2022). Biochar enhances partial denitrification/anammox by sustaining high rates of nitrate to nitrite reduction. *Bioresource Technology*, 349, Article 126869. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126869>
- Li, S., Barreto, V., Li, R., Chen, G., & Hsieh, Y. P. (2018). Nitrogen retention of biochar derived from different feedstocks at variable pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 133, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.04.010>
- Li, X., Shen, Q., Zhang, D. (2013). Functional groups determine biochar properties (pH and EC) as studied by two-dimensional ¹³C NMR correlation spectroscopy. *PLoS One*, 8(6), Article e65949. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065949>
- Li, Y., Liu, C., Liang, Z. (2022). Effect of biochar on soil properties and infiltration in a lightsalinized soil: Experiments and simulations. *European Journal of Soil Science*, 73(4), Article 13279. <https://doi.org/10.1111/ejss.13279>
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719–1730. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
- Lima, J., Goes, M., Hammecker, C. (2021). Effects of Poultry Manure and Biochar on Acrisol Soil Properties and Yield of Common Bean. A Short-Term Field Experiment. *Agriculture*, 11(4), Article 290. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040290>
- Limwikran, T., Kheoruenromne, I., Suddhiprakarn, A. (2018). Dissolution of K, Ca, and P from biochar grains in tropical soils. *Geoderma*, 312, 139-150. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.022>

- Lin, X., Zie, Z., Zheng, J. (2015). Effects of biochar application on greenhouse gas emissions, carbon sequestration and crop growth in coastal saline soil. *European Journal of Soil Science*, 66(2), 329-338. <https://doi.org/10.1111/ejss.12225>
- Liu, J., Sui, P., Cade, B. (2019). Molecular-level understanding of phosphorus transformation with long-term phosphorus addition and depletion in an alkaline soil. *Geoderma*, 353, 116-124. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.06.024>
- Liu, L., Wang, Y., Yan, X., Li, J., Jiao, N., & Hu, S. (2017). Biochar amendments increase the yield advantage of legume-based intercropping systems over monoculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.026>
- Liu, Z., Zhu, M., Wang, J. (2019). The responses of soil organic carbon mineralization and microbial communities to fresh and aged biochar soil amendments. *GCB Bioenergy*, 11(12), 1408-1420. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12644>
- Lu, N., Nukaya, T., Kamimura, T. (2015). Control of vapor pressure deficit (VPD) in greenhouse enhanced tomato growth and productivity during the winter season. *Scientia Horticulturae*, 197, 17-23. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.11.001>
- Luan, C., He, W., Su, X. (2021). Effects of biochar on soil water and temperature, nutrients, and yield of maize/soybean and maize/peanut intercropping systems. *Int. Agrophys.*, 35(4), 365-373. <https://doi.org/10.31545/intagr/144133>
- Luo, C., Yang, J., Chen, W., & Han, F. (2020). Effect of biochar on soil properties on the Loess Plateau: Results from field experiments. *Geoderma*, 369, Article 114323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114323>

- Madari, B., Silva, M., Carvalho., M. (2017). Properties of a sandy clay loam Haplic Ferralsol and soybean grain yield in a five-year field trial as affected by biochar amendment. *Geoderma*, 305, 100-112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.029>
- Mao, J., Xu, R., Li, J. (2010). Dicyandiamide enhances liming potential of two legume materials when incubated with an acid Ultisol. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1632-1635. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.006>
- Masud, M. M., Li, J. Y., & Xu, R. K. (2014). Use of Alkaline Slag and Crop Residue Biochars to Promote Base Saturation and Reduce Acidity of an Acidic Ultisol. *Pedosphere*, 24(6), 791–798. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60066-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60066-7)
- McDowell, N., Pockman, W., Allen, C. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist*, 178(4), 719-739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>
- Melo, L., Coscione, A., Abreu, C. (2013) Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw-derived biochar. *Bioresources* 8(4):4992–5004. <https://doi.org/10.15376/biores.8.4.4992-5004>
- Mia, S., Dijkstra, F., Singh, B. (2017). Chapter One - Long-term ageing of biochar: a molecular understanding with agricultural and environmental implications. *Advances in Agronomy*, 141, 1–51. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.001>
- Mia, S., Singh, B., Dijkstra, F. (2017). Aged biochar affects gross nitrogen mineralization and recovery: a ¹⁵N study in two contrasting soils. *GCB Bioenergy*, 9, 1196–1206. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12430>

- Morales, M., Comerford, N., Guerrini, I. (2013). Sorption and desorption of phosphate on biochar and biochar–soil mixtures. *Soil Use and Management*, 29(3), 306–314. <https://doi.org/10.1111/sum.12047>
- Mukherjee, A., Lal, R., Zimmerman, A. (2014). Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil. *Science of the Total Environment*, 487, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.141>
- Mukherjee, A., Zimmerman, A. R., & Harris, W. (2011). Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 163(3–4), 247–255. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.021>
- Nabavinia, F., Emami, H., Astarace, A., & Lakzian, A. (2015). Effect of tannery wastes and biochar on soil chemical and physicochemical properties and growth traits of radish. *International Agrophysics*, 29(3), 333–339. <https://doi.org/10.1515/intag-2015-0040>
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D. (2012). Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20–27. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.05.019>
- Nelson, N., Agudelo, S., Yuan, W. (2011). Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Science*, 176(5), 218–226. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3182171eac>
- Nikpour, N., Tavasolee, A., Torabian, S. (2019) The Effect of Biochar on the Physiological, Morphological and Anatomical Characteristics of Mung Bean Roots after Exposure to Salt Stress. *Archives of Biological Sciences*, 71(2), 321–327. <https://doi.org/10.2298/ABS181005014N>

- Novak, J., Busscher, W., Watts, D. (2010). Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandudult. *Geoderma*, 154, 281–288. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.014>
- Okamoto, M., Tanaka, Y., Abrams, S. (2008). High Humidity Induces Abscisic Acid 8'-Hydroxylase in Stomata and Vasculature to Regulate Local and Systemic Abscisic Acid Responses in Arabidopsis. *Plant Physiology*, 149(2), 825–834. <https://doi.org/10.1104/pp.108.130823>
- Olmo, M., Villar, R., Salazar, P. (2016). Changes in soil nutrient availability explain biochar's impact on wheat root development. *Plant Soil*, 399, 333–343. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2700-5>
- Ortega, U., Vives, N., Chacón, L. (1979). Exigencias climáticas del *Phaseolus vulgaris* L., durante agosto-diciembre. [Archivo PDF]. https://www.kerwa.ucr.ac.cr/bitstream/handle/10669/78876/v07n2_01.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Outlaw, W., De Vlieghere-He, X. (2001). Transpiration Rate. An Important Factor Controlling the Sucrose Content of the Guard Cell Apoplast of Broad Bean. *Plant Physiology*, 126 (4), 1716–1724. <https://doi.org/10.1104/pp.126.4.1716>
- Ouyang, L., Yu, L., Zhang, R. (2014). Effects of amendment of different biochars on soil carbon mineralisation and sequestration. *Soil Research*, 52(1), 46-54. <https://doi.org/10.1071/SR13186>
- Palansooriya, K., Wong, J., Hashimoto, Y. (2019). Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. *Biochar*, 1, 3–22. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>

- Pandit, N. R., Mulder, J., Hale, S. E., Martinsen, V., Schmidt, H. P., & Cornelissen, G. (2018). Biochar improves maize growth by alleviation of nutrient stress in a moderately acidic low-input Nepalese soil. *Science of the Total Environment*, 625, 1380–1389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.022>
- Peng, F., He, P., Luo, Y. (2012): Adsorption of phosphate by biomass char deriving from fast pyrolysis of biomass waste. *Clean – Soil, Air, Water*, 40(5), 493–498. <https://doi.org/10.1002/clen.201100469>
- Peng, Z., Ye, L., Wang, C. (2011). Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China. *Soil and Tillage Research*, 112(2), 159-166. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.01.002>
- Piscitelli, L., Shaaban, A., Mondelli, D. (2015). Use of Olive Mill Pomace Biochar as a Support for Soil Microbial Communities in an Italian Sandy Soil. *Soil Horizons*, 56(6), 1-7. <https://doi.org/10.2136/sh15-02-0006>
- Pocknee, S., Sumner, M. (1997). Cation and Nitrogen Contents of Organic Matter Determine Its Soil Liming Potential. *Soil Society of America Journal*, 61(1),86-92. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010014x>
- Prapagdee S., Tawinteung N. (2017). Effects of biochar on enhanced nutrient use efficiency of green bean, *Vigna radiata* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 9460–9467. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8633-1>
- Prayogo, C., Jones, J., Baeyens, J. (2014). Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. *Biol Fertil Soils*, 50, 695–702. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0884-5>

- Prendergast, M., Duvall, M., Sohi, S. (2014). Biochar–root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability. *European Journal of Soil Science*, 65, 173 – 185. <https://doi.org/10.1111/ejss.12079>
- Prommer, J., Wanek, W., Hofhansl, F. (2014). Biochar Decelerates Soil Organic Nitrogen Cycling but Stimulates Soil Nitrification in a Temperate Arable Field Trial. *Plos One*, 9(1), Article e86388. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086388>
- Pu, S., Li, G., Tang, G., Zhang, Y., Xu, W., Li, P., Feng, G., & Ding, F. (2019). Effects of biochar on water movement characteristics in sandy soil under drip irrigation. *Journal of Arid Land*, 11(5), 740–753. <https://doi.org/10.1007/s40333-019-0106-6>
- Rab, A. (2016). Impact of biochar on mungbean yield and yield components. *Pure and Applied Biology*, 5(3), 632–640. <https://doi.org/10.19045/bspab.2016.50082>
- Reyes, J., Leon, R., Erickson. (2017). Biochar Changes Shoot Growth and Root Distribution of Soybean during Early Vegetative Stages. *Crop Science*, 57(1), 454-461. <https://doi.org/10.2135/cropsci2016.01.0075>
- Rezaei, A., van Meeteren, U. (2005). Stomatal response characteristics of *Tradescantia virginiana* grown at high relative air humidity. *Physiologia Plantarum* 125(3), 324–332. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2005.00567.x>
- Rezaei, A., van Meeteren, U. (2007). The role of abscisic acid in disturbed stomatal response characteristics of *Tradescantia virginiana* during growth at high relative air humidity. *Journal of Experimental Botany*, 58(3), 627–636. <https://doi.org/10.1093/jxb/erl234>

- Roby, M., Scott, R., Moore, D. (2020). High Vapor Pressure Deficit Decreases the Productivity and Water Use Efficiency of Rain-Induced Pulses in Semiarid Ecosystems. *JGR Biogeosciences*, 125(10), Article 2020JG005665. <https://doi.org/10.1029/2020JG005665>
- Rodríguez, A., Selwyn, H., Enunwa, L. (2017). Predicting Cu and Zn sorption capacity of biochar from feedstock C/N ratio and pyrolysis temperature. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 7730–7739. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1047-2>
- Rondon, M., Lehmann, J., Ramírez, J. (2007). Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biol Fertil Soils*, 43(6), 699–708. <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0152-z>
- Sarkhot, D. V., Ghezzehei, T. A., & Berhe, A. A. (2013). Effectiveness of Biochar for Sorption of Ammonium and Phosphate from Dairy Effluent. *Journal of Environmental Quality*, 42(5), 1545–1554. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0482>
- Saxena, J., Rana, G., & Pandey, M. (2013). Impact of addition of biochar along with bacillus sp. on growth and yield of french beans. *Scientia Horticulturae*, 162, 351–356. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.08.002>
- Scheifele, M., Hobi, A., Buegger, F. (2017). Impact of pyrochar and hydrochar on soybean (*Glycine max* L.) root nodulation and biological nitrogen fixation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 180, 199–211. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600419>
- Schulz, H., Glaser, B. (2012). Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soilquality and plant growth in a greenhouse experiment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 175, 410–422. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100143>

- Sekaran, U., Sandhu, S., Qiu, Y. (2019). Biochar and manure addition influenced soil microbialcommunity structure and enzymatic activities at eroded and depositional landscape positions. *Land Degradation & Development*, 31(7), 894-908. <https://doi.org/10.1002/ldr.3508>
- Shand, C. A., Williams, B. L., & Coutts, G. (2008). Determination of N-species in soil extracts using microplate techniques. *Talanta*, 74(4), 648–654. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2007.06.039>
- Shi, W., Ju, Y., Bian, R., Li, L., Joseph, S., Mitchell, D. R. G., Munroe, P., Taherymoosavi, S., & Pan, G. (2020). Biochar bound urea boosts plant growth and reduces nitrogen leaching. *Science of the Total Environment*, 701, Article 134424. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134424>
- Shi, X., Hu, K., Batchelor, W. D., Liang, H., Wu, Y., Wang, Q., Fu, J., Cui, X., & Zhou, F. (2020). Exploring optimal nitrogen management strategies to mitigate nitrogen losses from paddy soil in the middle reaches of the Yangtze River. *Agricultural Water Management*, 228, Article 105877. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105877>
- Shokuhifar, Y., Ghahsareh, A. M., Shahbazi, K., Tehrani, M. M., & Besharati, H. (2021). Biochar and wheat straw affecting soil chemistry and microbial biomass carbon countrywide. *Biomass Conversion and Biorefinery*, Article 1471 <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01471-4>
- Singh, B., Cowie, A. (2014). Long-Term Influence of Biochar on Native Organic Carbon Mineralisation in a Low-Carbon Clayey Soil. *Scientific Reports*, 4, Article 3687. <https://doi.org/10.1038/srep03687>

- Singh, B., Dolk, M., Shen, Q. (2017). Biochar pH electrical conductivity and liming potential. En B. Singh, M. Camps, J. Lehmann (Eds.), *biochar: a guide to analytical methods* (1^a ed., pp. 23-38). CRC Press. <https://www.routledge.com/Biochar-A-Guide-to-Analytical-Methods/Singh-Arbestain-Lehmann/p/book/9781498765534>
- Singh, B., Hatton, B., Balwant, S. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 39(4), 1224–1235. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>
- Singh, B., Singh, B, Cowie, A. (2010). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48(6-7), 516-525. <https://doi.org/10.1071/SR10058>
- Sohi, S., Krull, E., Lopez, E. (2010). Chapter 2- A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. En D. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (pp. 47-82). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)05002-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05002-9)
- Suliman, W., Harsh, J., Abu-Lail, N. (2016). Influence of feedstock source and pyrolysis temperature on biochar bulk and surface properties. *Biomass and Bioenergy*, 84, 37-48. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.11.010>
- Sun, D., Meng, J., Liang, H. (2015). Effect of volatile organic compounds absorbed to fresh biochar on survival of *Bacillus mucilaginosus* and structure of soil microbial communities. *J Soils Sediments*, 15(490), 271-281. 490 (2015). <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0996-z>

- Sun, D., Meng, J., Xu, E. (2016). Microbial community structure and predicted bacterial metabolic functions in biochar pellets aged in soil after 34 months. *Applied Soil Ecology*, 100, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.12.012>
- Sun, T., Levin, B. D. A., Guzman, J. J. L., Enders, A., Muller, D. A., Angenent, L. T., & Lehmann, J. (2017). Rapid electron transfer by the carbon matrix in natural pyrogenic carbon. *Nature Communications*, 8, Article 14873. <https://doi.org/10.1038/ncomms14873>
- Taghizadeh, A., Clough, T., Sherlock, R. (2012). A wood based low temperature biochar captures NH₃-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability. *Plant Soil* 353, 73–84. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1010-9>
- Takaya, C. A., Fletcher, L. A., Singh, S., Anyikude, K. U., & Ross, A. B. (2016). Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. *Chemosphere*, 145, 518–527. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.052>
- Tian, J., Wang, J., Dippold, M. (2016). Biochar affects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil. *Science of the Total Environment* 556, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.010>
- Van Zwieten, L., Rose, T., Herridge, D. (2015). Enhanced biological N₂ fixation and yield of faba bean (*Vicia faba* L.) in an acid soil following biochar addition: dissection of causal mechanisms. *Plant Soil*, 395, 7–20. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2427-3>

- Vanek, S., Lehmann, J. (2014). Phosphorus availability to beans via interactions between mycorrhizas and biochar. *Plant Soil*, 395, 105–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2246-y>
- Wang, C., Chen, D., Shen, J. (2021). Biochar alters soil microbial communities and potential functions 3–4 years after amendment in a double rice cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 311, Article 107291. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107291>
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y. (2015). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8(3), 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wang, L., Butterly, C. R., Wang, Y., Herath, H. M. S. K., Xi, Y. G., & Xiao, X. J. (2014). Effect of crop residue biochar on soil acidity amelioration in strongly acidic tea garden soils. *Soil Use and Management*, 30(1), 119–128. <https://doi.org/10.1111/sum.12096>
- Wang, T., Camps, M., Hedley, M. (2012). Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. *Plant Soil*, 357, 173–187. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1131-9>
- Watzinger, A., Feichtmair, S., Kitzler, B. (2014). Soil microbial communities responded to biochar application in temperate soils and slowly metabolized ¹³C-labelled biochar as revealed by ¹³C PLFA analyses: results from a short-term incubation and pot experiment. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 40 – 51. <https://doi.org/10.1111/ejss.12100>

- Weng, Z., Van Zwieten, L., Singh, B. (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. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.005>
- Were, S., Narla, R., Mutitu, E. (2021). Biochar and vermicompost soil amendments reduce root rot disease of common bean (*Phaseolous vulgaris* L.). *African Journal of Biological Sciences*, 3(1), 176-196. <https://doi.org/10.33472/AFJBS.3.1.2021.176-196>
- Widowati, W., Asnah, a, & Utomo, W. H. (2014). The use of biochar to reduce nitrogen and potassium leaching from soil cultivated with maize. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 2(1), 211–218. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2014.021.211>
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Dechow, R. (2014). Estimation of past and recent carbon input by crops into agricultural soils of southeast Germany. *European Journal of Agronomy*, 61, 10-23. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.08.001>
- Woolf, D., Amonette, J., Street, F. (2010). Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature communications*, 1(56), 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms1053>
- Wu, C., Liu, X., Wu, X., Dong, F., Xu, J., & Zheng, Y. (2019). Sorption, degradation and bioavailability of oxyfluorfen in biochar-amended soils. *Science of the Total Environment*, 658(2), 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.059>
- Wu, D., Zhang, W., Xiu, L. (2022). Soybean Yield Response of Biochar-Regulated Soil Properties and Root Growth Strategy. *Agronomy*, 12(6), Article 1412. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061412>

- Xiang, Y., Deng, Q., Duan, H. (2017). Effects of biochar application on root traits: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 9(10), 1563–1572. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12449>
- Xiao, X., Chen, B., Zhu, L. (2014). Transformation, Morphology, and Dissolution of Silicon and Carbon in Rice Straw-Derived Biochars under Different Pyrolytic Temperatures. *Environ. Sci. Technol.*, 48(6), 3411–3419. <https://doi.org/10.1021/es405676h>
- Xu, G., Sun, J., Shao, H. (2014). Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecol. Eng.*, 62, 54–60. <https://doi.org/doi:10.1016/j.ecoleng.2013.10.027>
- Xu, N., Tan, G., Wang, H., & Gai, X. (2016). Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology*, 74, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.02.004>
- Xu, W., Wang, G., Deng, F. (2018). Responses of soil microbial biomass, diversity and metabolic activity to biochar applications in managed poplar plantations on reclaimed coastal saline soil. *Soil Use and Management*, 34(4), 597–605. <https://doi.org/10.1111/sum.12460>
- Xu, W., Whitman, W., Gundale, M. (2020). Functional response of the soil microbial community to biochar applications. *GCB Bioenergy*, 13(1), 269–281. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12773>
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52, 489–495. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00065.x>

- Yamori, W., Shikanai, T., Makino, A. (2015). Photosystem I cyclic electron flow via chloroplast NADH dehydrogenase-like complex performs a physiological role for photosynthesis at low light. *Scientific reports*, 5, Article 13908. <https://doi.org/10.1038/srep13908>
- Yao, Y., Gao, B., Chen, J. (2013): Engineered carbon (biochar) prepared by direct pyrolysis of Mg-accumulated tomato tissues: Characterization and phosphate removal potential. *Bioresource Technology*, 138, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.057>
- Yoo, G., Kim, H., Chen, J., & Kim, Y. (2014). Effects of Biochar Addition on Nitrogen Leaching and Soil Structure following Fertilizer Application to Rice Paddy Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 78(3), 852–860. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.05.0160>
- Yu, L., Yu, M., Lu, X. (2018). Combined application of biochar and nitrogen fertilizer benefits nitrogen retention in the rhizosphere of soybean by increasing microbial biomass but not altering microbial community structure. *Science of the Total Environment*, 640–641, 1221–1230. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.018>
- Yuan, J. H., Xu, R. K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102(3), 3488–3497. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>
- Zaman, M., Jenkinson, D., Vadez, V. (2011). Chickpea genotypes contrasting for seed yield under terminal drought stress in the field differ for traits related to the control of water use. *Functional Plant Biology*, 38, 270–281. <https://doi.org/10.1071/FP10244>

- Zemanová, V., Břendová, K., Pavlíková, D. (2017). Effect of biochar application on the content of nutrients (Ca, Fe, K, Mg, Na, P) and amino acids in subsequently growing spinach and mustard. *Plant, Soil and Environment*, 7, 322–327. <https://doi.org/10.17221/318/2017-PSE>
- Zeng, M., De Vries, W., Bonten, L. (2017). Model-Based Analysis of the Long-Term Effects of Fertilization Management on Cropland Soil Acidification. *Environmental Science and Technology*, 51(7), 3843–3851. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05491>
- Zhang J., Zhang, Z., Shen, G. (2016). Growth performance, nutrient absorption of tobacco and soil fertility after straw biochar application. *International Journal of Agriculture and Biology*, 18(5), 983–989. <https://doi.org/10.17957/IJAB/15.0197>
- Zhao, L., Cao, X., Masek, O. (2013). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, 256-257, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>
- Zhao, L., Nan, H., Kan, Y., Xu, X., Qiu, H., & Cao, X. (2019). Infiltration behavior of heavy metals in runoff through soil amended with biochar as bulking agent. *Environmental Pollution*, 254, Article 113114. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113114>
- Zhao, R., Coles, N., Wu, J. (2015). Effects of aged and fresh biochars on soil acidity under different incubation conditions. *Soil and Tillage Research*, 146(b), 133-138. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.014>
- Zhao, R., Jiang, D., Coles, N. (2015). Effects of biochar on the acidity of a loamy clay soil under different incubation conditions. *J Soils Sediments* 15, 1919–1926. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1143-1>

- Zheng, W., Guo, M., Chow, T. (2010). Sorption properties of greenwaste biochar for two triazine pesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 121–126. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.103>
- Zhou, L., Cai, D., He, L. (2015). Fabrication of a High-Performance Fertilizer To Control the Loss of Water and Nutrient Using Micro/Nano Networks. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 3(4), 645-653. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.5b00072>
- Zhou, Z., Gao, T., Van Zwieten, L. (2019). Soil Microbial Community Structure Shifts Induced by Biochar and Biochar-Based Fertilizer Amendment to Karst Calcareous Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 83(2), 398-408. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0297>
- Zhu, Q., De Vries, W., Liu, X. (2018). Enhanced acidification in Chinese croplands as derived from element budgets in the period 1980–2010. *Science of the Total Environment*, 618, 1497-1505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.289>
- Zhu, Q., Kong, L., Shan, Y. (2019). Effect of biochar on grain yield and leaf photosynthetic physiology of soybean cultivars with different phosphorus efficiencies. *Journal of Integrative Agriculture*, 18(10), 2242–2254. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(19\)62563-3](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(19)62563-3)

10 Anexos



Anexo 1. Invernadero D3 de la Estación Experimental Agrícola Fabio Baudrit Moreno, La Garita, Alajuela. Fotografía: Sisgo Acuña.



Anexo 2. Plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Cabécar a los 53 DDS con diferentes tratamientos en presencia y ausencia de biocarbón en el invernadero D3 de la EEAFBM.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
NO3 (ppm)	525	0,75	0,69	46,99

Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	407135,08	107	3805,00	11,79	<0,0001
Fecha	199158,26	11	18105,30	56,12	<0,0001
Tratamiento	111428,96	8	13928,62	43,17	<0,0001
Fecha*Tratamiento	96547,86	88	1097,13	3,40	<0,0001
Error	134535,33	417	322,63		
Total	541670,41	524			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,34682

Error: 322,6267 gl: 417

Tratamiento Medias n E.E.

9	65,71	55	2,47	A
8	64,67	54	2,59	A
3	45,54	59	2,34	B
5	37,80	60	2,32	B C
7	33,06	60	2,32	C D
6	30,78	60	2,32	C D E
4	28,13	60	2,32	C D E
2	27,30	57	2,39	D E
1	20,78	60	2,32	E

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 3. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable de NO₃⁻ en lixiviados (ppm).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
NO3 (mg)	540	0,10	0,08	115,68

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	65920,06	8	8240,01	7,09	<0,0001
Tratamiento	65920,06	8	8240,01	7,09	<0,0001
Error	617414,97	531	1162,74		
Total	683335,03	539			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=19,35272

Error: 1162,7400 gl: 531

Tratamiento Medias n E.E.

9	51,27	60	4,40	A
8	43,00	60	4,40	A B
3	37,32	60	4,40	A B C
5	26,87	60	4,40	B C D
7	26,11	60	4,40	B C D
6	22,55	60	4,40	C D
4	20,95	60	4,40	C D
2	20,15	60	4,40	C D
1	17,08	60	4,40	D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 4. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable de NO₃⁻ en lixiviados (mg).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
pH	525	0,72	0,65	2,52

Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	29,02	107	0,27	9,94	<0,0001
Fecha	23,98	11	2,18	79,92	<0,0001
Tratamiento	1,58	8	0,20	7,23	<0,0001
Fecha*Tratamiento	3,46	88	0,04	1,44	0,0099
Error	11,37	417	0,03		
Total	40,40	524			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,09514

Error: 0,0273 gl: 417

Tratamiento	Medias	n	E.E.	
7	6,62	60	0,02	A
1	6,61	60	0,02	A
2	6,60	57	0,02	A
5	6,58	60	0,02	A
4	6,55	60	0,02	A B
9	6,54	55	0,02	A B
6	6,53	60	0,02	A B
3	6,48	59	0,02	B
8	6,46	54	0,02	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 5. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable pH en lixiviados.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
CE (mS/cm)	526	0,67	0,58	38,28

Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	2,83	107	0,03	7,80	<0,0001
Fecha	0,81	11	0,07	21,83	<0,0001
Tratamiento	0,95	8	0,12	34,94	<0,0001
Fecha*Tratamiento	1,07	88	0,01	3,58	<0,0001
Error	1,41	418	3,4E-03		
Total	4,24	525			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,03350

Error: 0,0034 gl: 418

Tratamiento	Medias	n	E.E.	
9	0,22	57	0,01	A
8	0,21	51	0,01	A
3	0,19	59	0,01	A B
5	0,16	60	0,01	B C
7	0,15	60	0,01	C D
6	0,12	60	0,01	D E
1	0,11	60	0,01	E
2	0,11	59	0,01	E
4	0,10	60	0,01	E

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 6. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable CE en lixiviados.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Lixiviación (%)	540	0,56	0,46	32,46

Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	152783,34	107	1427,88	5,22	<0,0001
Fecha	84704,54	11	7700,41	28,13	<0,0001
Tratamiento	31571,82	8	3946,48	14,42	<0,0001
Fecha*Tratamiento	36506,98	88	414,85	1,52	0,0039
Error	118253,36	432	273,73		
Total	271036,69	539			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=9,39000

Error: 273,7346 gl: 432

Tratamiento	Medias	n	E.E.	
6	58,74	60	2,14	A
7	58,16	60	2,14	A
5	56,26	60	2,14	A B
4	54,79	60	2,14	A B
1	53,70	60	2,14	A B
2	53,39	60	2,14	A B
3	48,34	60	2,14	B
8	37,73	60	2,14	C
9	37,70	60	2,14	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 7. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje de lixiviación del suelo.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
HV (%)	339	0,68	0,59	13,67

Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	12320,79	71	173,53	7,95	<0,0001
Fecha	8977,19	7	1282,46	58,77	<0,0001
Tratamiento	2117,56	8	264,69	12,13	<0,0001
Fecha*Tratamiento	1226,04	56	21,89	1,00	0,4756
Error	5826,27	267	21,82		
Total	18147,06	338			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=3,34661

Error: 21,8212 gl: 267

Tratamiento	Medias	n	E.E.	
5	39,34	39	0,75	A
1	37,14	37	0,80	A B
7	35,57	38	0,77	B
6	35,19	37	0,80	B C
4	35,04	37	0,80	B C
2	34,53	38	0,77	B C D
9	32,15	38	0,77	C D
3	31,59	38	0,77	D
8	31,44	37	0,80	D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 8. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable humedad volumétrica del suelo.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Potencial agua (kPa)	339	0,95	0,93	27,59

*Datos desbalanceados en celdas.
Para otra descomposición de la SC
especifique los contrastes apropiados.. !!*

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	158085,96	71	2226,56	68,82	<0,0001
Fecha	155939,16	7	22277,02	688,57	<0,0001
Tratamiento	213,10	8	26,64	0,82	0,5826
Fecha*Tratamiento	1933,70	56	34,53	1,07	0,3593
Error	8638,14	267	32,35		
Total	166724,10	338			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=4,07493

Error: 32,3526 gl: 267

Tratamiento	Medias	n	E.E.
6	-19,48	37	0,98 A
2	-19,57	38	0,94 A
1	-19,69	37	0,98 A
9	-20,13	38	0,94 A
7	-20,59	38	0,94 A
3	-20,85	38	0,94 A
4	-21,10	37	0,98 A
5	-21,15	39	0,91 A
8	-21,73	37	0,98 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 9. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable potencial hídrico del suelo.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Área superficial	45	0,43	0,30	25,55

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	98832,41	8	12354,05	3,36	0,0056
Tratamiento	98832,41	8	12354,05	3,36	0,0056
Error	132315,87	36	3675,44		
Total	231148,29	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=126,41992

Error: 3675,4409 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
8	313,96	5	27,11 A
9	297,12	5	27,11 A B
5	258,32	5	27,11 A B C
2	248,40	5	27,11 A B C
3	246,42	5	27,11 A B C
7	215,33	5	27,11 A B C
6	207,67	5	27,11 A B C
4	187,37	5	27,11 B C
1	161,08	5	27,11 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 10. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable área superficial de raíces.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Volumen raíz	45	0,36	0,22	35,82

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	188,29	8	23,54	2,56	0,0253
Tratamiento	188,29	8	23,54	2,56	0,0253
Error	330,72	36	9,19		
Total	519,01	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=6,32033

Error: 9,1867 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
8	11,41	5	1,36 A
9	10,83	5	1,36 A B
2	9,87	5	1,36 A B
5	9,77	5	1,36 A B
3	8,44	5	1,36 A B
7	7,48	5	1,36 A B
6	7,20	5	1,36 A B
4	6,16	5	1,36 A B
1	5,02	5	1,36 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 11. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable volumen de raíces.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Longitud	45	0,46	0,34	19,00

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	321265,78	8	40158,22	3,85	0,0023
Tratamiento	321265,78	8	40158,22	3,85	0,0023
Error	375871,55	36	10440,88		
Total	697137,33	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=213,07342

Error: 10440,8765 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
8	691,83	5	45,70 A
9	650,30	5	45,70 A B
3	574,21	5	45,70 A B C
5	554,16	5	45,70 A B C
2	512,78	5	45,70 A B C
7	497,70	5	45,70 A B C
6	480,09	5	45,70 A B C
4	463,03	5	45,70 B C
1	414,83	5	45,70 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 12. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable longitud de raíces.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Diámetro promedio	45	0,27	0,11	12,20

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	0,38	8	0,05	1,66	0,1412
Tratamiento	0,38	8	0,05	1,66	0,1412
Error	1,03	36	0,03		
Total	1,41	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,35268

Error: 0,0286 gl: 36

Tratamiento Medias n E.E.

Tratamiento	Medias	n	E.E.
2	1,52	5	0,08 A
5	1,48	5	0,08 A
9	1,46	5	0,08 A
8	1,44	5	0,08 A
6	1,37	5	0,08 A
3	1,36	5	0,08 A
7	1,36	5	0,08 A
4	1,28	5	0,08 A
1	1,21	5	0,08 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 13. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable diámetro de raíces.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Raíces finas	45	0,29	0,13	9,14

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	138,14	8	17,27	1,84	0,1013
Tratamiento	138,14	8	17,27	1,84	0,1013
Error	337,75	36	9,38		
Total	475,90	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=6,38719

Error: 9,3821 gl: 36

Tratamiento Medias n E.E.

Tratamiento	Medias	n	E.E.
1	37,56	5	1,37 A
4	35,50	5	1,37 A
3	33,33	5	1,37 A
2	33,01	5	1,37 A
8	32,96	5	1,37 A
7	32,81	5	1,37 A
6	32,52	5	1,37 A
9	31,95	5	1,37 A
5	31,84	5	1,37 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 14. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje raíces finas (0-2 mm).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Raíces gruesas	45	0,29	0,13	4,61

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	138,14	8	17,27	1,84	0,1013
Tratamiento	138,14	8	17,27	1,84	0,1013
Error	337,75	36	9,38		
Total	475,90	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=6,38719

Error: 9,3821 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
5	68,16	5	1,37 A
9	68,05	5	1,37 A
6	67,48	5	1,37 A
7	67,19	5	1,37 A
8	67,04	5	1,37 A
2	66,99	5	1,37 A
3	66,67	5	1,37 A
4	64,50	5	1,37 A
1	62,44	5	1,37 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 15. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable porcentaje raíces gruesas (> 2 mm).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Parte aérea	45	0,51	0,40	44,81

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	484,72	8	60,59	4,69	0,0005
Tratamiento	484,72	8	60,59	4,69	0,0005
Error	465,45	36	12,93		
Total	950,17	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=7,49803

Error: 12,9292 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
8	13,96	5	1,61 A
9	11,42	5	1,61 A B
3	11,09	5	1,61 A B C
4	8,31	5	1,61 A B C
7	7,44	5	1,61 A B C
5	6,36	5	1,61 B C
2	5,42	5	1,61 B C
6	4,37	5	1,61 B C
1	3,85	5	1,61 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 16. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable biomasa de parte aérea de planta.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Raíz	45	0,20	0,02	55,84

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	5,85	8	0,73	1,13	0,3660
Tratamiento	5,85	8	0,73	1,13	0,3660
Error	23,24	36	0,65		
Total	29,09	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=1,67546

Error: 0,6456 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
9	1,78	5	0,36 A
8	1,76	5	0,36 A
5	1,73	5	0,36 A
2	1,52	5	0,36 A
7	1,51	5	0,36 A
4	1,50	5	0,36 A
3	1,47	5	0,36 A
6	1,10	5	0,36 A
1	0,58	5	0,36 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 17. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable biomasa de raíces.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Relación R:PA	45	0,32	0,16	46,02

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	0,15	8	0,02	2,08	0,0645
Tratamiento	0,15	8	0,02	2,08	0,0645
Error	0,32	36	0,01		
Total	0,47	44			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,19654

Error: 0,0089 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
6	0,30	5	0,04 A
2	0,27	5	0,04 A
5	0,26	5	0,04 A
7	0,22	5	0,04 A
4	0,17	5	0,04 A
9	0,17	5	0,04 A
1	0,16	5	0,04 A
3	0,15	5	0,04 A
8	0,13	5	0,04 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Anexo 18. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable relación raíz: parte aérea.

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Índice cosecha	45	0,49	0,38	13,08

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	1595,45	8	199,43	4,34	0,0010
Tratamiento	1595,45	8	199,43	4,34	0,0010
Error	1652,73	36	45,91		
Total	3248,19	44			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=14,12898

Error: 45,9092 gl: 36

Tratamiento	Medias	n	E.E.
9	62,49	5	3,03 A
8	59,50	5	3,03 A B
3	56,49	5	3,03 A B C
1	50,47	5	3,03 A B C
2	49,60	5	3,03 A B C
5	49,07	5	3,03 A B C
4	48,33	5	3,03 B C
6	47,01	5	3,03 B C
7	43,17	5	3,03 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 19. Resultados del Análisis de Varianza (ANDEVA) y prueba de comparación de medias (Tukey) a la variable índice de cosecha.