

ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

“Control de calidad de biocarbón para la producción de Terra Preta”

Diana María Segura Chavarría

CARTAGO, noviembre, 2018



“Control de calidad de biocarbón para la producción de Terra Preta”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

PhD. Federico Masís Meléndez
Director

PhD. Jaime Quesada Kimzey
Lector 1

MSc. Karolina Villagra Mendoza
Lector 2

MSC. Ing Diana Alexandra Zambrano Piamba
Coordinador COTRAFIG

PhD. Floria Roa Gutiérrez
Directora Escuela de Química

MSc. Ing. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

“Deja en manos de Dios todo lo que haces, y tus proyectos se harán realidad”

Proverbios 16:3

A mis padres por darme un apoyo incondicional y por creer en mí siempre, donde el amor y paciencia prevalecieron en todos estos años de aprendizaje.

AGRADECIMIENTOS

Infinitas gracias a Dios, por darme las fuerzas y la sabiduría necesaria en todos estos años de aprendizaje.

A mi familia y amigos cercanos, por apoyarme en cada una de las etapas que he vivido, por creer en mí siempre y por sus oraciones.

A Fabio, por su comprensión y apoyo en todo momento, viviendo conmigo cada logro.

Al profesor Ph.D Federico Masís, por ser un excelente tutor, al guiarme e instruirme en este proyecto.

A Marco, laboratorista de la Escuela de Ingeniería Ambiental, por brindarme su ayuda siempre, ser un buen amigo y compañero.

Al Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) por brindarme un espacio en sus instalaciones y analizar algunas de las propiedades físicoquímicas realizadas en este proyecto.

A la Escuela de Ingeniería Agrícola, por brindarme un espacio de trabajo y préstamos de equipo.

1 TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	8
2	OBJETIVOS	9
2.1	<i>Objetivo general.....</i>	9
2.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	9
3	REVISIÓN DE LITERATURA.....	11
3.1	<i>¿Qué es biocarbón?.....</i>	11
3.1.1	Producción de biocarbón	12
3.1.2	Propiedades físicas y químicas	14
3.2	<i>Aplicaciones del biocarbón</i>	17
3.2.1	Sostenibilidad y ambiente	19
4	MATERIALES Y MÉTODOS	21
4.1	<i>Producción de biocarbón</i>	21
4.1.1	Preparación de la biomasa y biocarbón	21
4.2	<i>Análisis del biocarbón</i>	23
4.2.1	Análisis físicos.....	24
4.2.2	Análisis Químicos.....	25
4.2.3	Análisis de contaminantes en biocarbón	29
4.3	<i>Dosificación de biocarbón: Diseño Experimental.....</i>	29
4.3.1	Determinación de agua disponible.....	31
4.4	<i>Criterios de sustentabilidad</i>	32
4.4.1	Proyección de cantidad de biomasa y biocarbón.....	32
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
5.1	<i>Calidad de los biocarbones</i>	33
5.1.1	Temperatura.....	33
5.1.2	Distribución del tamaño de partículas	34
5.1.3	Microscopía Electrónica de Barrido (MEB).....	36
5.1.4	Hidrofobicidad	37
5.1.5	Análisis próximo y elemental	39
5.1.6	Capacidad de intercambio catiónico y aniónico (CIC y CIA)	46

5.1.7	pH, CE y Efecto Encalante.....	48
5.1.8	Metales pesados.....	50
5.2	<i>dosificación óptima a partir del agua disponible.....</i>	<i>51</i>
5.3	<i>Sostenibilidad ambiental</i>	<i>53</i>
5.3.1	Aspectos sociales, ambientales y económicos.....	¡Error! Marcador no definido.
5.3.2	Factor económico en la producción de biocarbón.....	¡Error! Marcador no definido.
5.3.3	Propuesta del carbonizador	¡Error! Marcador no definido.
5.3.4	Estructura de costo.....	¡Error! Marcador no definido.
5.3.5	Proyección de biocarbón y biomasa.....	¡Error! Marcador no definido.
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	63
6.1	<i>Conclusiones</i>	<i>63</i>
6.2	<i>recomendaciones</i>	<i>64</i>
7	REFERENCIAS.....	65
8	APÉNDICES	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 a) Bambú utilizado para la producción de biocarbón, b) Estructura interna de la Estufa de Finca y c) Madera colocada en la estufa ya preparada para la producción de biocarbón.	22
Figura 4.2 a) Estufa de finca utilizada para la producción de biocarbón, modificada con dos termocuplas y b) carbonizador.	22
Figura 4.4.3 a) Molienda y b) tamizado del biocarbón por malla N° 10 VWR Scientific ...	23
Figura 4.4. Técnica de la gota sésil sobre una lámina de doble tape adhesivo impregnada con biocarbón.	25
Figura 4.5 Muestras de compost con biocarbón en saturación, de acuerdo a las dos dosis 5 y 10 % de biocarbón junto con el control de compost.....	30
Figura 5.1 Distribución del tamaño de partículas para los biocarbones de madera (a) y bambú (b), a partir del modelo matemático Rosin-Rammler.	35
Figura 5.2 Micrográficas MEB para ambos los biocarbones de bambú (a y b) y madera (c y d), con acercamientos de 1000x, 800x y 500x.	37
Figura 5.3. Resultados obtenidos en la hidrofobicidad por medio del método de la gota Sésil para los biocarbones de madera y bambú, a y b respectivamente	39
Figura 5.4 Comportamiento de las curvas termogravimétricas para biocarbones de bambú BA, BB y BC (a,b y c) y madera MA, MB y MC (d, e y f), ante un aumento de temperatura.	42
Figura 5.5. Relación entre la temperatura vs la relación C / N de los biocarbones de bambú y de madera.....	44
Figura 5.6 Composición elemental entre las relaciones de O/C y H/C para los biocarbones de madera y bambú.....	45
Figura 5.7. Resultados obtenidos en la CIC y CIA para los seis biocarbones en estudio (Error con desviación estándar).....	48
Figura 5.8. Valores de retención de agua de acuerdo a las dosis de 5% y 10% para cada biocarbón BA, BB y BC correspondientes al bambú Guadua y MA, MB y MC para madera de construcción. (Error a partir de la desviación estándar).....	53

LISTA DE CUADROS

Cuadro 4.1. Diseño experimental utilizado para la dosificación de biocarbones.	¡Error!
Marcador no definido.	
Cuadro 5.1. Comportamiento de temperaturas en la carbonización de bambú (BA, BB Y BC) y madera (MA, MB Y MC) a dos niveles de altura Termocupla 1 (18 cm) y Termocupla 2 (13 cm).	34
Cuadro 5.2. Granulometría de los biocarbones.	35
Cuadro 5.3. Resultados correspondientes al análisis de próximo (% m/m) para cada uno de los biocarbones de bambú (BA; BB, BC) y madera (MA, MB,MC).	41
Cuadro 5.4. Análisis elemental (% m/m) de los biocarbones de bambú BA, BB, BC y madera MA, MB y MC.	43
Cuadro 5.5 Valores obtenidos de tres métodos diferentes para determinar el pH en los biocarbones, conductividad y efecto de encalado a partir de los equivalentes de CaCO ₃	50
Cuadro 5.6. Concentración de contaminantes inorgánicos (metales pesados) presentes en biocarbones de bambú y madera de pino, junto con la normativa de IBI y EBC.....	51
Cuadro 5.7. Porcentajes de rendimiento obtenido a partir de la estufa de finca para cada uno de los biocarbones.	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.8. Parámetros comparativos entre la estufa de finca empleada y la nueva propuesta del carbonizador, para la obtención de biocarbón, donde D: diámetro, L: largo y C: circunferencia	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.9 Materiales y precios para la elaboración de la propuesta del carbonizador.	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.10. Estructura de costos para el primer caso de producción de biocarbón en la estufa de finca empleada.....	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.11 Estructura de costo para el proceso de carbonización del biocarbón con el reactor propuesto.	¡Error! Marcador no definido.

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

ASTM	Normas Americanas para Pruebas y Materiales, por sus siglas en inglés
CE	Conductividad Eléctrica
CIA	Capacidad de Intercambio Aniónico
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
C _u	Coficiente de Uniformidad
EBC	Certificación Europea de Biocarbón, por sus siglas en inglés
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, por sus siglas en inglés
HAPs	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
IBI	Iniciativa Internacional de Biocarbón, por sus siglas en inglés
MEB	Microscopía Electrónica de Barrido
ONU	Organización de las Naciones Unidas
TP	Tierra Negra, por sus siglas en portugués, <i>Terra Preta</i>
TLUD	Reactor de corriente ascendente, por sus siglas en inglés
STP	Saneamiento con Terra Preta

RESUMEN

El desarrollo de métodos agrícolas que incrementen la productividad en cultivos y mejoren la calidad de los suelos de manera sostenible, es esencial en la actualidad debido a la alta degradación que presentan los suelos. La propuesta que se plantea es el uso del biocarbón para su posterior mezcla en la producción de Terra Preta, como un mejorador orgánico de suelos. No obstante, debido a la variabilidad en las propiedades físicoquímicas del biocarbón, provenientes principalmente de la biomasa y temperatura de producción, se obtienen calidades heterogéneas dificultando la comprensión de los beneficios que pueden brindar al utilizarlo como enmienda de suelos. Por lo tanto, en el presente estudio se realizaron pruebas físicoquímicas de laboratorio a biocarbones provenientes de biomasa de desechos de construcción (pino) y de bambú (*Guadua angustifolia* var. Sur): capacidad de intercambio catiónico (CIC), hidrofobicidad, agua disponible para las plantas a partir de dosificaciones de 5 y 10 % mezclado con material de biosólidos sépticos tratados (compost), son algunas de las pruebas más destacadas, junto con un análisis de sostenibilidad ambiental y socioeconómico. Los resultados obtenidos a partir de las pruebas físicoquímicas son favorables para ambas biomásas, no obstante el biocarbón de bambú guadua presentó mejores resultados en general, como lo fue en el CIC con un valor de 19.97 cmolc/kg como valor máximo obtenido en el análisis, correspondiente a la primera carbonización. Por otra parte, la hidrofobicidad se reduce en un menor tiempo para las pruebas de bambú. La retención de agua disponible para las plantas en las mezclas de bambú al emplear la dosis de 10 % y biosólidos sépticos, son favorables y presentaron un 72 % de retención neta para la primera carbonización y 58 % para la tercera carbonización. Por lo tanto, se recomienda utilizar la biomasa de bambú guadua como posible biomasa para la producción de biocarbón, debido a las propiedades físicoquímicas obtenidas y el análisis de sostenibilidad efectuado con respecto a la versatilidad de aplicación, beneficios ambientales y socioeconómicos. A partir del carbonizador propuesto, se puede lograr un rendimiento de producción del 26 % y a la vez reducir costos operacionales, ya que se espera ahorrar \$1.367,92 al cambiar el reactor, con respecto a la producción de biocarbón realizada en el presente estudio.

Palabras clave: Biocarbón, Cambio Climático, Enmienda, Sostenibilidad

ABSTRACT

The development of agricultural methods that increase crop productivity and improve the quality of soils in a sustainable manner, is essential nowadays due to the high degradation of soils. The proposal presented here is the use of biochar for its subsequent mixing in the production of Terra Preta, as an organic soil improver. However, due to the variability in the physicochemical properties of biochar, coming mainly from biomass and production temperature, heterogeneous qualities are obtained, making it difficult to understand the benefits it can offer when used as soil amendment. Therefore, in the present study physicochemical laboratory tests were carried out on biochars obtained from construction waste (pine) and bamboo biomass (*Guadua angustifolia* var. Sur): cation exchange capacity (CEC), hydrophobicity, water available for plants from dosages of 5 and 10 %, are some of the most important tests, together with an analysis of environmental and socioeconomic sustainability. The results obtained from the physicochemical tests are favorable for both biomasses; however, the bamboo biochar showed better results in general, as it was in the CEC with a value of 19.97 cmolc / kg as the maximum value obtained in the biochars, corresponding to the first carbonization. On the other hand, the hydrophobicity is reduced in a shorter time for the bamboo tests. The retention of water available for the plants in the bamboo mixtures when using the 10 % dose, are favorable and presented a 72 % net retention for the first carbonization and 58 % for the third carbonization. Therefore, it is recommended to use bamboo biomass for the production of biochar, due to the physicochemical properties obtained and the sustainability analysis carried out with respect to the versatility of application, environmental and socioeconomic benefits. From the proposed carbonizer, a production yield of 26 % can be achieved, at the same time reduce operational costs, since it is expected to save ₡ 820 750, respect to the production of biochar obtained in the present study.

Keywords: Biochar, Climate Change, Amendment, Sustainability

1 INTRODUCCIÓN

La agricultura debe hacer frente a una serie de desafíos, por ejemplo la degradación y pérdida de fertilidad de los suelos, el cambio climático, además de la alta demanda de alimentos (FAO, 2018). El suelo como un recurso finito vulnerable (Salcedo, 2014), presenta aproximadamente un 33 % de la superficie terrestre afectada debido a factores como la erosión, agotamiento de nutrientes, pérdida de carbono orgánico, entre otros (FAO, 2016). Costa Rica no es la excepción, 10 % del territorio se encuentra erosionado, lo cual equivale a 5 110 km² de la geografía del país, de acuerdo con la Comisión Asesora en Degradación de Tierras (CADETI, 2015).

En el presente proyecto se propone el biocarbón como una enmienda mejoradora de suelos y cultivos, siendo a la vez una alternativa innovadora para la mitigación del cambio climático. El biocarbón es obtenido a partir de biomasa como materia prima y brinda beneficios al aplicarlo en suelos como: secuestro de carbono, efecto de encalado, incremento en la capacidad de retención de agua en suelo y en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, entre los más destacados (Vaccari et al., 2015; Lehmann & Joseph, 2009). Además, diversas investigaciones han demostrado mejores resultados al mezclar el biocarbón en compostajes orgánicos previo a su aplicación en suelos (Wu et al., 2017; Liu et al., 2012). El biocarbón es un componente esencial en suelos denominados Terra Preta (TP), un suelo antropogénico de la Amazonia de color negro (Silva, 2013). La TP puede crearse bajo una síntesis acelerada, obteniendo características similares en un menor tiempo, al proceso se le denomina Saneamiento con Terra Preta (STP) (Salcedo & Guzmán, 2014).

En el presente proyecto se estableció una caracterización físicoquímica de los biocarbones, definiendo posteriormente el biocarbón que presentó mejor calidad de acuerdo con los resultados obtenidos, además de presentar un enfoque de sostenibilidad ambiental, social y económico, para ser empleado posteriormente en TP y aplicarlo en suelos agrícolas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Establecer un protocolo de caracterización de la calidad de biocarbones para su utilización en la síntesis de Terra Preta, dirigido al saneamiento y la producción de mejoradores de suelos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la calidad del biocarbón generado a partir de bambú (guadua) y madera de construcción (pino) mediante métodos fisicoquímicos.
- Recomendar dosis óptimas de biocarbón según la calidad de los biosólidos sépticos para la producción de Terra Preta.
- Ajustar criterios de sustentabilidad para dos sistemas de carbonización con biomasa para el posterior uso en mezclas de biosólidos sépticos.

3 REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 ¿QUÉ ES BIOCARBÓN?

El biocarbón (biochar, término en inglés) es producto de la descomposición térmica de materia orgánica en un ambiente limitado de oxígeno destinado a su aplicación en suelos (Aller, 2016), a diferencia del tradicional carbón vegetal que es utilizado como combustible/energía (Lehmann & Joseph, 2009). Es considerado como una enmienda, debido a sus propiedades físicoquímicas y biológicas, capaces de incrementar el rendimiento de cultivos y mejorar la fertilidad del suelo (Guerra, 2015; Qian et al., 2015). Puede ser producido a partir de una gran variedad de materias primas y diversas condiciones de carbonización, otorgándole características físicoquímicas particulares, por ejemplo, grupos poliaromáticos condensados que otorgan estabilidad, alta porosidad, retención de iones en la superficie, entre otros (Sparkes & Stoutjesdijk, 2011; Xie et., 2014; Cuthbertson, 2018).

A pesar de que la aplicación del biocarbón como enmienda es reciente, investigaciones científicas desde el siglo XIX y XX relatan el uso del carbón en la agricultura. La base existente ante la aplicación del producto carbonoso, es debido al descubrimiento de partículas similares al carbón en suelos muy fértiles denominado como Terra Preta do Indio, en la Amazonia (Lehmann et al., 2011; Maia, 2011; Guerra, 2015). Las evidencias obtenidas determinan que los nativos modificaban la fertilidad del suelo con la quema de troncos, ramas, malezas y también con el carbón de las cocinas junto con las cenizas (Sparkes & Stoutjesdijk, 2011). Por lo tanto, los suelos tienen un origen antropogénico y se predice que se encuentran sobre antiguos asentamientos indígenas (Martínez, 2015). Muchos de estos suelos originales del Amazonas se consideran estériles y la alta fertilidad de la Terra Preta es debido al alto contenido de materia orgánica, carbón y nutrientes (Maia et al., 2011).

El estudio de los suelos Terra Preta permitió concluir que presentaban excelentes propiedades beneficiosas para los suelos y cultivos, entre las que se puede mencionar: elevado contenido de materia orgánica y carbono, elevada disponibilidad de nutrientes,

altos contenidos de humedad, mayor capacidad de intercambio catiónico y actividad microbiológica (Lehmann & Joseph, 2009). Por lo que, de estos suelos surgió la idea de emplear una tecnología semejante para que el carbón obtenido de la quema de desechos vegetales fuese aplicado en el suelo, como una forma de capturar de manera relativamente permanente el exceso de carbono atmosférico y contribuir positivamente el efecto del cambio climático y mejorar los suelos. El intento de imitar o recrear este tipo de suelos con altos contenidos de carbón y tan buenas características, favoreciendo la alta productividad en cultivos, originó el interés particular en el estudio del biocarbón (Escalante et al., 2016).

3.1.1 Producción de biocarbón

De acuerdo con Rosas-Mayoral (2015), la biomasa y la temperatura de producción, influyen sobre las propiedades físicoquímicas del biocarbón, por lo tanto, realizar una cuidadosa elección de la biomasa y del reactor de producción es punto clave para obtener una buena calidad. La biomasa está compuesta por varios componentes (celulosa, hemicelulosa, lignina y compuestos minerales) que se descomponen a diferentes temperaturas (Ranzi et al., 2008; Xie et al., 2014). Por lo tanto, la velocidad de calentamiento, la temperatura y el tiempo de residencia desempeñan un papel importante, ya que controlan los compuestos químicos que se descomponen (Ronsse et al., 2013; Xie et al., 2014).

El biocarbón se puede obtener por medio de pirólisis, gasificación o carbonización, siendo los métodos más comunes (Guerra, 2015). La pirólisis se refiere a la descomposición térmica de la materia orgánica a temperaturas mayores o iguales a 300 °C en ausencia de oxígeno, y se obtienen gases, aceites y/o condensados (Aller, 2016). Por otra parte, la gasificación es la oxidación parcial de la biomasa a temperaturas superiores de 800 °C empleando pequeñas cantidades de oxígeno o un agente gasificante (aire, vapor de agua e hidrógeno) (Duku, Gu & Hagan, 2011; Cely, 2016). La conversión térmica que se fundamenta en el calentamiento de biomasa en ausencia o poco oxígeno, es denominada carbonización (Aller, 2016).

El biocarbón debe producirse en reactores eficientes que produzcan muy pocas o ninguna emisión aparte del dióxido de carbono y el agua (Lehmann & Joseph, 2015). Para muchos diseños de hornos, esto se puede lograr con un aislamiento de calor adecuado, control efectivo del aire de entrada y monitoreo del proceso. No obstante, los métodos tradicionales de carbonización están en constante mejoramiento, como lo son las estufas de corriente ascendente (TLUD, por sus siglas en inglés) empleadas en el presente estudio, que reducen las emisiones de gases causantes del efecto invernadero (Martínez et al., 2009).

La producción de biocarbón en Costa Rica surge hace aproximadamente 20 años y Talamanca ha sido una zona de atención para la aplicación de proyectos y promoción del desarrollo rural, para la aplicación de biocarbón como enmienda. Es por eso que la organización estadounidense SeaChar difundió el uso de la estufa de finca en Costa Rica para producir el biocarbón a un bajo costo y a la vez reducir problemas de salud y mejorar cultivos (Acosta, 2014; Avilés-López, 2014). Por otra parte, en el presente año la Universidad de Costa Rica ha dado inicio la investigación del biocarbón a partir del rastrojo de piña, como una alternativa para el manejo adecuado de los desechos de la fruta (Salas, 2018).

3.1.1.1 Variables que afectan la carbonización

Las variables involucradas en la carbonización incluyen la composición de la biomasa, intervalo de calentamiento, temperatura, entre las más importantes (Escalante et al., 2016). Al entender la influencia de las variables indicadas en el producto final (biocarbón), se puede anticipar la caracterización deseada (Lehmann et al., 2011).

La biomasa utilizada para producir biocarbón está compuesta por materiales heterogéneos y varían de acuerdo a las especies de las cuales provienen, por lo que, los componentes son responsables de la complejidad y variedad de las características (Brownsort, 2009; Lehmann & Joseph, 2015). Es importante destacar que en la actualidad para la producción de biocarbón, no solo se pueden utilizar los materiales que originalmente contribuyeron en la formación de la Terra Preta, (ej: restos de árboles, malezas, huesos), sino también los lodos residuales pueden ser carbonizados (Cantrell et al., 2012; Lashari et al., 2013; Lu et

al., 2015). Por otra parte, el intervalo de calentamiento toma en consideración el aumento de temperatura por segundo y la duración del calentamiento, por lo que afectan las reacciones de pirólisis/carbonización. Es por esto, que la temperatura es otro parámetro importante ya que modifica las características y el valor que puede aportar a la agricultura, aunque no haya un consenso sobre cuál es la mejor temperatura y materia prima en términos de uso en el suelo (Sohi et al., 2010).

3.1.2 Propiedades físicas y químicas

Las propiedades de los biocarbones son muy variadas, siendo la biomasa y las condiciones de carbonización los principales parámetros determinantes en las características físicoquímicas del biocarbón (Bachmann et al., 2015; Janus et al., 2015; Teβin, 2016). Un estudio realizado por Amin et al. (2016), explica que algunas de las propiedades físicoquímicas del biocarbón pueden cambiar después de la exposición ambiental, desafiando la capacidad de predecir la función de este a largo plazo en el ecosistema, por ejemplo la capacidad de intercambio catiónico y el pH.

La estandarización de los análisis físicoquímicos es necesaria, por lo que existen dos iniciativas que brindan directrices a seguir para obtener un biocarbón de calidad, estas son: la Iniciativa Internacional de Biocarbón (IBI) y la Certificación Europea de Biocarbón (EBC), (Guerra, 2015). Por otra parte, las normas Americanas para Pruebas y Materiales (ASTM), también juegan un papel importante para cumplir con procedimientos certificados; para este caso las pruebas de análisis próximo y último se obtienen a partir de la norma E 113-08, aunque estén dirigidas a la caracterización de combustibles sólidos como el carbón.

La ASTM, brinda la definición de los siguientes análisis a partir del concepto de las fórmulas anotadas en el apartado 4.3.1.1: la humedad del biocarbón es considerada como la cantidad de masa de agua perdida durante el secado de la muestra, asumiendo que es el único material volátil a una temperatura de 105 °C. Por otra parte, el contenido de material volátil es la pérdida de masa del producto gaseoso, excluyendo el vapor húmedo en la muestra del carbón. Las cenizas son la fracción no orgánica del biocarbón que se

encuentran libre de humedad y presenta gran cantidad de minerales (Bachmann et al., 2015). El contenido de carbono fijo es el residuo del análisis del contenido de materia volátil y se determina restando a 100 la suma de los porcentajes de humedad, material volátil y cenizas, todos referidos en base seca (McLaughlin, Andersin, Shields & Reed, 2009).

Con respecto al contenido de carbono y nitrógeno, la relación C/N es un factor importante a considerar en la aplicación de enmiendas, ya que se debe tener una relación C/N que no sea superior a aproximadamente 30 para evitar la inmovilización con nitrógeno (Wang et al., 2012). Los biocarbones están compuestos por carbono y suelen tener relaciones de carbono y nitrógeno muy altas en una base de composición elemental, donde casi todo el carbono no estará disponible para los microorganismos, debido a la estructura recalcitrante (Lehmann et al., 2011; Jiang et al., 2016), lo que significa que la relación C/N efectiva no será afectada en su totalidad por el biocarbón. Sin embargo, si el biocarbón no se piroliza/carboniza en su totalidad, parte del carbono aún puede estar biodisponible y posiblemente cause la inmovilización del nitrógeno, dando como resultado efectos negativos a corto plazo en el rendimiento del cultivo (Kimetu et al., 2008; Jiang et al., 2016).

La capacidad de intercambio catiónico o CIC es una característica importante que determina capacidad de adsorción y desorción de nutrientes (Guerra, 2015) de la superficie interna y externa de los biocarbones. Similar a la CIC del suelo, entre más alto sean los valores de CIC, mayor la capacidad de retener cationes de valor nutricional (ej, K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) en la zona de las raíces. Por lo que, enmiendas con alta CIC tienden a mejorar la productividad de los suelos (Sohi et al., 2010). Con el paso del tiempo, luego de su incorporación en los suelos, las superficies de las partículas del biocarbón se oxidan, dando como resultado un aumento de los grupos funcionales y por consiguiente un aumento de la CIC (McElligott et al., 2011).

Los grupos funcionales presentes en el biocarbón, dependen de la composición inicial de la biomasa, temperatura del proceso de carbonización y velocidad de calentamiento (Lehmann

& Joseph, 2009). A partir de un aumento de la temperatura, grupos hidroxilo tienden a desaparecer como un resultado de la deshidratación, de igual forma con los grupos carboxilo y fenólico (Hagner et al., 2015; Jindo, 2014). Al reducir o desaparecer estos grupos funcionales se origina una condición hidrófoba en el biocarbón (Sohi et al., 2010). Cabe destacar que la presencia de grupos funcionales superficiales alifáticos y aromáticos, reducen la afinidad con el agua (Jindo, 2014). El biocarbón presenta una alta capacidad de absorción de agua, debido al área superficial con grupos funcionales poco hidrófobos y al aumento de la porosidad con respecto a la temperatura de carbonización/pirolización (Antal & Grønli, 2003), por lo que dicha capacidad implica un aumento del contenido de agua disponible para las plantas (Baronti et al., 2014). Diversos estudios han evaluado que el biocarbón incrementa la capacidad de retención de agua en los suelos (Glaser et al., 2002; Laird et al., 2010; Revell, 2011; Hale et al., 2014), aunque también se han encontrado casos en los que no genera un efecto en la retención (Brewer et al., 2012; Muter et al., 2014), sin embargo, es incierta la cantidad de agua disponible para las plantas. Muy pocos estudios han evaluado el agua disponible del biocarbón para las plantas, e incluso en mezclas con compost y su capacidad de mejorar en los suelos (Karer et al 2013; Tammeorg et al., 2014; Baronti et al, 2014).

La distribución del tamaño de partículas depende de la biomasa empleada y la temperatura de producción, lo que ocasiona un desgaste del material orgánico durante el proceso térmico (Olmo, 2016). En general, los biocarbones a base de madera presentan estructuras funcionales como el xilema (Verheijen et al., 2010) que pueden ser observadas por medio de microscopías electrónicas de barrido (MEB), además de los micro y macro poros.

Por otra parte, el pH varía de ácido a alcalino con el incremento de la temperatura, debido a la pérdida de grupos ácidos, separación de minerales y sales alcalinas de la fracción orgánica de la biomasa (Janus et al., 2015; Srinivasarao et al. 2013). Además, Jeffery et al. (2011), mencionan que la adición de biocarbón puede aumentar (0.6 a 1 unidades de pH) en los niveles de pH del suelo, obteniendo un efecto positivo en la producción de cultivos en suelos ácidos. El pH o acidez en disolución de una mezcla de biocarbón - agua puede determinarse directamente utilizando una relación 1:2, así también se pueden emplear

disoluciones de KCl o CaCl₂, para cuantificar la acidez intercambiable. La alcalinidad de un biocarbón se puede ver reflejada en la capacidad de encalado, por lo que la capacidad total de ácido neutralizante de un biocarbón es especialmente importante para los caracteres con alto contenido de ceniza que pueden actuar como agentes de encalado en los suelos (Brewer, 2012). La conductividad eléctrica (CE) representa la medida del contenido total de sales disueltas en el biocarbón, incluyendo todos los nutrientes y sales neutras que se encuentran en la materia prima (Kumari et al., 2014).

El contenido de compuestos tóxicos orgánicos e inorgánicos en el biocarbón son muy variables en función de los parámetros de producción. Los principales contaminantes en los biocarbones son los metales pesados y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). En particular, los HAPs se producen durante la combustión incompleta de la biomasa y, por lo tanto, se generan inherentemente durante la producción de biocarbón. Debido a su toxicidad y sus características cancerígenas, el riesgo de generar estas toxinas al ambiente requiere una cuidadosa elección de biomasa antes de su producción. (Tang, Zhu, Kookana, & Katayama, 2013; Yargicoglu, Yamini, Reddy, & Spokas, 2015). Por otra parte, los metales pesados se encuentran originalmente en la biomasa y pueden volatilizarse durante el proceso de carbonización, al igual que los HAPs son considerados tóxicos, por lo que las concentraciones de ambos tipos de contaminantes deben ser comparados ante los límites brindados por las certificaciones establecidas (Bachmann et al., 2015; Zheng, Holm, & Spokas, 2016).

3.2 APLICACIONES DEL BIOCARBÓN

La aplicación del biocarbón en los suelos se ha incrementado en los últimos años, de igual manera la investigación de sus beneficios al emplearse en suelos. De acuerdo con Edenborn et al. (2015), el biocarbón puede utilizarse con el fin de disminuir la contaminación de metales en suelos y mejorar la fertilidad. Olmo, (2016) y Jeffery et al. (2015), hacen referencia a otros beneficios con respecto a la disminución en el uso de recursos naturales, como ejemplo el agua para irrigación, y el ahorro en la inversión de materias primas,

debido a que se puede disminuir el uso de fertilizantes, agua, cal y reducción de pérdidas de nutrientes, entre las características más destacadas.

Cabe destacar que el biocarbón en los cultivos, en el peor de los casos, no tendrá ningún efecto. Sin embargo, hay tres casos de acuerdo con Domingues et al. (2017) en que el biocarbón puede producir un efecto negativo. El primer caso involucra los efectos del pH de la aplicación de biocarbón, especialmente cuando se usan biocarbones muy alcalinos (valores de pH mayores a 11) y altos valores en cenizas. Si la adición de biocarbón aumenta el pH del suelo demasiado alto, ciertas poblaciones microbianas involucradas en el ciclo de nutrientes y la disponibilidad de micronutrientes como el hierro se verían afectadas negativamente. El segundo caso es la contaminación del suelo con metales pesados u otras toxinas durante la aplicación de biocarbón. Para evitar este problema antes de su uso, deberá existir un control de calidad sobre niveles de HAPs presentes en el biocarbón a aplicarse y del contenido previo de metales pesados en las materias primas (biomasas). El tercer caso es la inmovilización de nitrógeno debido a una alta proporción de carbono - nitrógeno disponible en la enmienda de biocarbón.

El uso de biocarbón como aditivo para el compostaje, permite a través de propiedades fisicoquímicas y microbiológicas una interacción más favorable comparado a su aplicación individual, debido a la sinergia entre el conjunto de materia orgánica, nutrientes y biomasa microbiana del compost y el biocarbón (Sánchez-Monedero et al., 2017). La adición permitirá la activación del proceso de compostaje, dando un aumento en la actividad microbiana, reduciendo el tiempo de compostaje y brindando estabilidad en los materiales, incluso en dosis de 5 % peso seco (Sánchez-García et al., 2015).

Por otra parte, el saneamiento con Terra Preta (STP) es un nuevo sistema inspirado en el descubrimiento de suelos TP del Amazonas (Factura et al., 2010) y utiliza el biocarbón como materia prima. Los suelos TP han mantenido altas cantidades de carbono orgánico incluso miles de años después de ser abandonados (Andreev et al., 2014), evidenciándose en el rendimiento de los cultivos. Los antiguos amazónicos emplearon residuos carbonosos para fertilizar sus tierras, incluyendo también orina y heces. Por lo que el STP es presentada

como una tecnología que utiliza fermentación de ácido láctico, biocarbón y procesos de vermicompostaje para convertir las heces en un compost rico en nutrientes e higiénicamente seguro que se puede utilizar en la fertilización de suelos en un periodo más corto (Factura et al., 2010).

En Costa Rica, la aplicación de enmiendas orgánicas está respaldada por el reglamento técnico: Rtc 485:2016. Sustancias Químicas. Fertilizantes y Enmiendas para Uso Agrícola. Tolerancias y Límites Permitidos para la Concentración de los Elementos y Contaminantes. El reglamento tiene como fin establecer las tolerancias y los límites permitidos en la concentración de los elementos, metales pesados e impurezas en los fertilizantes y en las enmiendas tanto orgánicas como inorgánicas. Toma en consideración para los fertilizantes y enmiendas para uso agrícola, la posibilidad de que pueden ser nocivos para la salud humana, el ambiente, la sanidad vegetal y la competitividad del sector agrícola, por lo que se requiere la fiscalización por medio del control de calidad.

3.2.1 Sostenibilidad y ambiente

En el año 2015 se llevó a cabo la conferencia denominada COP21 en París, para aprobar la agenda de desarrollo sostenible a cumplir para el año 2030 y se sustituyen los objetivos del milenio por 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), considerando el crecimiento económico, inclusión social y protección ambiental (ONU, 2018). De acuerdo con la ONU, los objetivos planteados no siguen ningún orden prioritario y todos se encuentran relacionados entre sí. Considerando el aspecto ambiental, se plantearon políticas con el fin de reducir el impacto del sector agrícola en la generación de gases de efecto invernadero, ya que el sector agrícola es responsable del 14 % de las emisiones (FAO, 2017).

Investigaciones sobre el uso del biocarbón en la agricultura podrían significar un aporte importante para el cumplimiento de algunos ODS planteados, y son enunciados a continuación: ODS 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria, mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible; ODS 12: Producción y consumo responsables; ODS 13: Adoptar medidas para combatir el cambio climático y ODS 15:

Proteger y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, detener e invertir la degradación de las tierras (ONU, 2018).

La mención del Objetivo de Desarrollo Sostenible sobre el cambio climático, es debida al beneficio que aporta el biocarbón en los suelos ya que permite ser un sumidero importante de CO₂ (Lehmann et al., 2011). El suelo juega un papel importante por ser una fuente de emisión de gases de efecto invernadero, ya que al agregar materia orgánica en el suelo se degradará rápidamente generando emisiones a la atmósfera, no así, al agregar biocarbón (Sohi et al., 2009), debido a la estructura recalcitrante que impide la fácil descomposición microbiana (Lehmann et al., 2011). Diversas investigaciones indican que el biocarbón puede ser beneficioso debido a la retención de gas en el suelo, estabilizando la enmienda ya que se mineraliza de forma lenta (Cely et al., 2014), lo que permite disminuir las emisiones tras la adición del biocarbón a los suelos (Guerra, 2015). No obstante, tal efecto está condicionado a los diversos procesos biológicos: actividad microbiana y nutrientes, en donde el pH es otro factor importante a considerar en las emisiones de gases (Lehmann & Joseph, 2009). Al incrementar el pH del suelo (como ejemplo, el efecto de encalado) el proceso de desnitrificación libera menos N₂O (Lehmann & Joseph, 2015), reduciendo con esto los gases emitidos a la atmósfera.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, se muestran los procedimientos realizados para el desarrollo del presente estudio, desarrollados en las facilidades del CEQIATEC y el Laboratorio de Suelos, Escuela de Ingeniería Agrícola, Edificio de la carrera de Ingeniería Ambiental y la preparación de las muestras en el CIPA, todos localizados en la sede central del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Se realizaron ensayos físico-químicos para la caracterización y análisis de la calidad para cada uno de los biocarbones producidos. Posteriormente se llevaron a cabo experimentos para determinar la dosificación adecuada a partir de la mezcla con lodos sépticos tratados (compost)

4.1 PRODUCCIÓN DE BIOCARBÓN

4.1.1 Preparación de la biomasa y biocarbón

Se escogieron dos tipos de biomasa, bambú guadua (*Guadua angustifolia* var. Sur) y madera de construcción (pino). Ambas biomásas consideradas como opciones de residuos que se pueden obtener fácilmente.

La biomasa fue limpiada y cortada en trozos, con medidas cercanas a los 15 cm x 8 cm, y con un grosor de 0.7 cm y 2 cm para el bambú guadua y tabla de pino respectivamente, luego se dejó secar al aire libre, ver Figura 4.1a. Posteriormente se colocó de manera vertical con respecto a la base para permitir el ingreso ordenado de una pequeña cantidad de aire, ver Figuras 4.1b y 4.1c.



Figura 4.1 a) Bambú utilizado para la producción de biocarbón, b) Estructura interna de la Estufa de Finca y c) Madera colocada en la estufa ya preparada para la producción de biocarbón.

La producción de biocarbones a pequeña escala fue realizada con una Estufa Finca SeaChar®, se le realizaron dos agujeros para colocar dos termocuplas tipo k a diferentes alturas, una colocada en la parte superior (Termocupla 1, 18 cm de altura) y otra en el centro de esta (Termocupla 2, 13 cm de altura), ver Figura 4.2b, y por medio de un Arduino Uno Rev3 se registró la temperatura durante la carbonización.

Transcurrido el tiempo de producción, los biocarbones fueron trasladados a un recipiente de metal con una termocupla colocada en el centro y tapada, ver Figura 4.2a, hasta que los biocarbones alcanzaran temperaturas cercanas a los 30 °C.



Figura 4.2 a) Estufa de finca utilizada para la producción de biocarbón, modificada con dos termocuplas y b) carbonizador.

El rendimiento en la producción de biocarbón se calculó considerando la masa del biocarbón obtenido con respecto a la masa de la biomasa inicial, tal y como se muestra en la Ecuación 1.

$$\% \text{ de rendimiento} = \frac{\text{masa del biocarbón obtenida(g)}}{\text{masa de la biomasa inicial(g)}} \quad [1]$$

4.2 ANÁLISIS DEL BIOCARBÓN

Los biocarbones fueron triturados primeramente con mortero en un crisol, ver Figura 4.3, para finalmente tamizarlos por una malla N° 10 (< 2 mm) marca VWR Scientific.

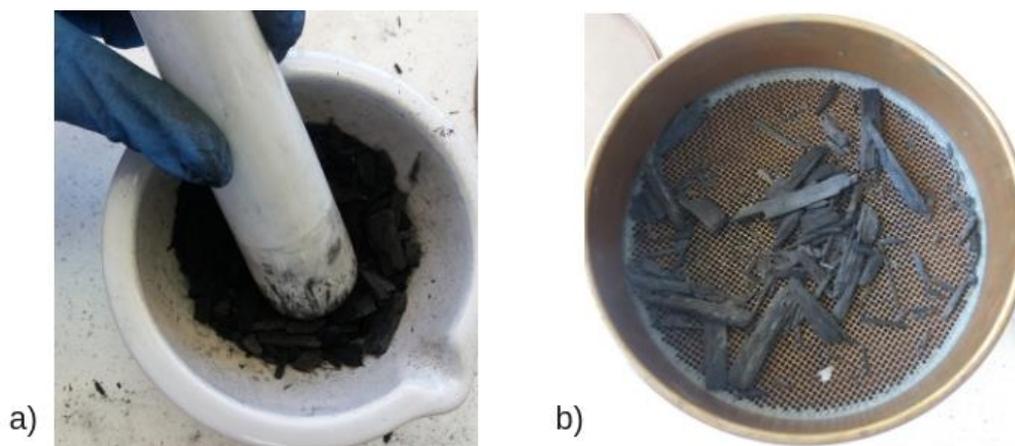


Figura 4.3 a) Molienda y b) tamizado del biocarbón por malla N° 10 VWR Scientific

La caracterización físico-química de los biocarbones, se realizó de acuerdo a los lineamientos para una producción sustentable de biocarbón, dados por el Certificado Europeo de Biocarbón (EBC, 2016) y normas de la ASTM. Se llevaron a cabo en el Instituto Tecnológico de Costa Rica en los laboratorios del centro de investigación CEQIATEC.

4.2.1 Análisis físicos

Se realizó el análisis estadístico mediante medidas de tendencia central, el análisis de varianza ANOVA de un factor, y analizar por medio de la prueba Tukey las medias, al haber diferencias significativas entre los seis biocarbones y los métodos analizados. Se utilizó el software estadístico Minitab® 17.2.1, a un 95 % de confianza.

4.2.1.1 Distribución del tamaño de partículas

Se pesó dos gramos de biocarbón y se utilizó cuatro tamices de (710, 500, 355 y 250 μm) colocándose en este orden, el biocarbón fue agitado por aproximadamente tres minutos manualmente. Se realizó por duplicado. Se utilizó el modelo matemático de Rosin-Rammler (Rosin & Rammler, 1933) para el análisis de distribución de tamaño de partículas.

4.2.1.2 Microscopía Electrónica de Barrido (MEB)

Las muestras de biocarbón fueron llevadas al Laboratorio Institucional de Microscopía ubicado en la sede Central del Instituto Tecnológico de Costa Rica en donde se analizó una muestra de biocarbón de guadua y otra de pino, obteniéndose micrografías por medio del equipo TM 3000, Tabletop Microscope.

4.2.1.3 Hidrofobicidad

Siguiendo Bachmann et al. (2000), se utilizó la técnica de gota sésil. Las muestras fueron tamizadas por la malla 63 μm , posteriormente en un cubreobjetos de vidrio se colocó una cinta adhesiva doblotape Scotch, se cubrió con biocarbón al doblotape y con un peso de 100 g se fijó el biocarbón por 5 segundos, el exceso no adherido en la superficie fue retirado aplicando una ligera vibración.

Como se muestra en la Figura 2.4, para medir el ángulo de contacto, se colocó el biocarbon tamizado sobre una placa de vidrio en un Goniómetro Ramé – Hart. Se programó el software Drop Image version 2.5.02 para que cada 10 segundos se midiera el ángulo de

contacto entre la monocapa de biocarbón y la gota de agua destilada de 4 μ l. Finalmente, se utilizó el modelo de Subedi, (2005) para el análisis de hidrofobicidad.

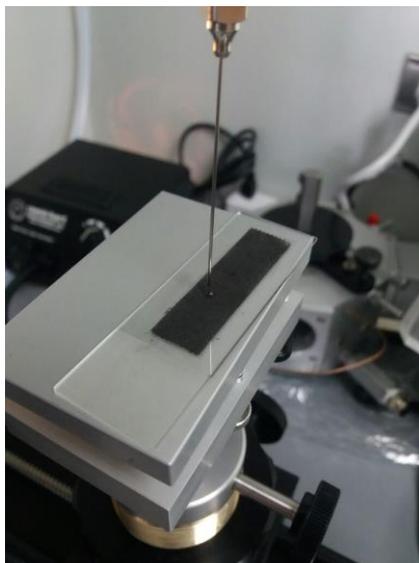


Figura 4.4. Técnica de la gota sécil sobre una lámina de doble tape adhesivo impregnada con biocarbón.

4.2.2 Análisis Químicos

4.2.2.1 *Contenido de humedad, orgánicos volátiles, carbono fijado y cenizas*

Se utilizó el equipo TA SDT Q600 para obtener los datos de la materia volátil, humedad, carbón fijo y cenizas por medio de la norma ASTM E1131-08. Se utilizó una masa de 8-10 mg de biocarbón bajo un ambiente de nitrógeno con un flujo de masa de 50 mL/min, hasta llegar a 110 °C por medio de una rampa de 50 °C/min, seguidamente de una isoterma de 5 min, para iniciar una rampa a 10 °C/min y finalizar a una temperatura de 600 °C. Se inició por 15 min una isoterma, para cambiar el gas de Nitrógeno a Oxígeno manteniendo el flujo de masa de 50 ml /min. Una última isoterma de 10 min fue utilizada para finalizar el proceso con una rampa de 20 °C/min hasta llegar a 900 °C. Los datos fueron analizados en el programa Universal Analysis 2000, TA Instruments. Se utilizaron las Ecuaciones (3, 4, 5 y 6) dadas en la norma ASTM E1131-08.

$$\% \text{ de humedad} = \frac{W - R}{W} \times 100$$

[3]

donde:

W: Masa inicial de biocarbón (mg)

R: Masa de biocarbón medida a una temperatura X (mg)

$$\% \text{ Volátiles} = \frac{R - S}{W} \times 100$$

[4]

donde:

W: Masa inicial de biocarbón (mg)

R: Masa de biocarbón medida a una temperatura X (mg)

S: Masa de biocarbón medida a una temperatura Y (mg)

$$\% \text{ Carbono Fijado} = \frac{S - T}{W} \times 100$$

[5]

donde:

W: Masa inicial de biocarbón (mg)

S: Masa de biocarbón medida a una temperatura Y (mg)

T: Masa de biocarbón medida a una temperatura Z (mg)

$$\% \text{ Cenizas} = \frac{T}{W} \times 100$$

[6]

donde:

W: Masa inicial de biocarbón (mg)

T: Masa de biocarbón medida a una temperatura Z (mg)

4.2.2.2 *Análisis Elemental*

El análisis de CNHS se efectuó con un Autoanalizador elemental 2400 Series II, por el método de combustión seca. El contenido de oxígeno se obtuvo a partir de la diferencia (con base a 100 como contenido total) de los elementos analizados de acuerdo con lo realizado en otros estudios (Cely et al., 2015; Mahmood et al., 2015; Veiga et al., 2017).

4.2.2.3 *Capacidad Intercambio Catiónico y Aniónico*

Se pesó medio gramo de biocarbón en la balanza analítica marca Precisa, se agregó 50 ml de KCl 1 M. Se colocó en el agitador orbital marca Hotech Instruments Corp. 702R durante 1 hora a una velocidad de (20 ± 1) rpm y una temperatura de (20.00 ± 0.25) °C, concluída la hora se eliminó la disolución mediante una filtración al vacío. El biocarbón fue devuelto al frasco por medio de la disolución de KCl 0.01 M, se colocó de nuevo en el orbital, bajo las mismas condiciones. Se procedió a realizar otro lavado con KCl 0.01 M y se trasladó todo el biocarbón a un crisol Gooch. Se midió la masa de dos crisoles Gooch y filtro número 393 marca Sartorius Stedim. Posteriormente se realizaron tres enjuagues con agua destilada utilizando piseta, y se midió la masa exacta del conjunto: crisol, papel filtro 100 mm y biocarbón. Con una disolución de NaNO_3 0.5 M en piseta, se trasladó todo el biocarbón en un frasco previamente pesado, evitando pérdidas. Finalmente, se midió la masa exacta del crisol seco con el filtro y la disolución fue agitada durante 1 hora con agitador orbital. En un Kitasato seco, se realizó la última filtración utilizando el mismo filtro empleado en los lavados. Los datos finales del método correspondieron a miliequivalentes de K^+ y Cl^- por cada 100 gramos de biocarbon para la determinación de capacidad de intercambio cationico y anionico respectivamente.

4.2.2.4 *pH utilizando tres disoluciones (CaCl₂ 0.01 M, H₂O y KCl 1 M)*

Por duplicado se midieron dos gramos de biocarbón en una balanza granataria Precisa 2200, utilizando frascos plásticos de 50 ml. Se agregaron 20 ml de la disolución extractora (CaCl_2 0.01 M/ H_2O destilada / KCl 1M) y se agitó por 1 hora a (30 ± 1)

rpm, a una temperatura de (25.00 ± 0.25) °C con el agitador orbital marca Hotech Instruments Corp. 702R. La suspensión obtenida se midió directamente con un medidor de pH marca Orion 2 Star.

Nota aclaratoria: El procedimiento para la determinación de pH en las muestras es el mismo, excepto por la disolución extractora empleada

4.2.2.5 Capacidad encalante del biocarbón

Por duplicado se pesó un gramo de biocarbón en la balanza granataria Precisa 2200, posteriormente se agregó 50 ml de HCl 0.5 M en beakers de 100 ml, se hirvieron durante 5 minutos en una plantilla marca IKA C-MAG HS 7. La mezcla se dejó enfriar y se filtró con papel número 393 (100 mm) marca Sartorius Stedim. Se tomó 10 ml del filtrado para valorar el HCl remanente con NaOH 0.2576 M (previamente estandarizado con ftalato ácido de potasio) y se utilizó fenolftaleína al 0.05 % como indicador. Por lo que el cálculo del valor de neutralización del biocarbón a partir del método según Briceño & Pacheco (1984), se presenta en la Ecuación 7.

$$\% CaCO_3 = (mL HCl \times mol L^{-1} HCl - mL NaOH \times mol L^{-1} NaOH) \times 0.050 \times \frac{100}{P.M}$$

[7]

4.2.2.6 Conductividad eléctrica

La prueba se realizó por duplicado, por lo tanto se prepararon doce envases plásticos de 50 ml, y se agregaron tres gramos de biocarbón en 30ml de agua desionizada, luego fueron colocados en un agitador orbital marca Hotech Instruments Corp. 702R durante 1 hora a 30 ± 1 rpm y 25 ± 0.25 °C. Posteriormente se filtró la mezcla con papel número 393 (100 mm) marca Sartorius Stedim y se tomó la medición en el filtrado con un conductímetro HANNA INSTRUMENTS, el resultado se reportó en $\mu S/cm$.

4.2.3 Análisis de contaminantes en biocarbón

4.2.3.1 Traza de metales pesados

Se pesó 0.25 g de biocarbón en cada uno de los frascos de reacción del microondas, luego se añadió 7 ml de HNO₃ 65 % Merck KgaA y 1 ml de H₂O₂ al 50 % CAS 7722-84-1. El recipiente de reacción se selló y se colocó en el microondas.

Flujo de programa de la digestión de la presión de microondas: un primer paso de 10 min a una temperatura de 220 °C, posteriormente una isoterma de 20 min a una temperatura de 220 °C, y terminando el proceso con 3 min a 100 °C. Todo esto a un 63 % de operación.

Las muestras finalmente fueron filtradas con papel filtro 393 (100 mm) marca Sartorius Stedim, y aforadas en un balón de 50 ml, posteriormente las muestras fueron analizadas en el equipo de absorción atómica marca Perkin Elmer modelo AAnalyst 800.

4.3 DOSIFICACIÓN DE BIOCARBÓN: DISEÑO EXPERIMENTAL

El diseño experimental presentado en este estudio fue completamente al azar con arreglo factorial. Los factores involucrados fueron dos (bifactorial), denominados como F1 y F2, correspondientes al biocarbón y a la dosificación. Por lo que, F1 presentó seis niveles (asignándose tres niveles para el biocarbón de bambú BA, BB, BC y tres para el de madera de pino MA, MB y MC), por otra parte, F2 presentó dos niveles (dosis de 5 % y 10 %). Se realizaron 4 réplicas, dando como resultado un total de 48 muestras (N = 48). La variable de respuesta fue la ganancia en agua útil para cada una de las mezclas con biosólidos: el biocarbón con respecto al biosólido sin dosis de biocarbón (entiéndase biosólido séptico como la materia prima para la producción de TP).

Por lo que a partir del diseño experimental, se procedió a tomar 40 gramos de compost y se dosificó con 5 % (0.5:10) y 10 % (1:10) para cada uno de los niveles de F1. Cada una de las mezclas fue agregada individualmente a vasos plásticos con un filtro de cigarro para finalmente ser colocados en un recipiente con agua a un nivel que tuviera contacto con los

filtros y sobre un cartón con el fin de sostener los vasos, ver en Figura 4.5. Se dejaron en saturación por un mes.

El compost que se utilizó fue obtenido de la mezcla de biosólidos sépticos mezclados con pergamino de café, colectados en el periodo 2015-2016 (procedentes de baños secos de una finca de café ubicada en León Cortés), luego de un periodo de maduración de 12 meses. Dado compost es materia prima dentro del esquema de producción de STP en un proyecto de investigación del TEC.



Figura 4.5 Muestras de compost con biocarbón en saturación, de acuerdo a las dos dosis 5 y 10 % de biocarbón junto con el control de compost.

Se realizó el análisis estadístico por medio del el análisis de la varianza (ANOVA) de un factor y la prueba Tukey, este último debido a que las diferencias obtenidas entre las dosis eran significativamente diferentes, datos analizados por medio de Minitab® 17.2.1, a un 95 % de confianza.

4.3.1 Determinación de agua disponible

Para determinar el agua útil, el contenido gravimétrico de agua se estableció por medio de la diferencia de dos potenciales pF 2 y pF 4.2, ver ecuación 8. Para el pF de 4.2, se pesó en una balanza analítica aproximadamente dos gramos de mezcla de compost con biocarbón, utilizando dosis 5 % y 10 %, sobre cápsulas de acero. Se les añadió una masa de agua conocida, se cubrieron con una tapa plástica y se dejó equilibrar durante 16 horas a temperatura ambiente.

$$\text{Agua útil} = \text{agua de pF 2} - \text{agua de pF 4.2}$$

[8]

donde:

$$\text{pF} = \log |-\text{cm H}_2\text{O}|$$

El pF 2, también denominado como capacidad de campo, hace referencia a la cantidad máxima de agua capilar retenida por el suelo, en este caso por la mezcla utilizada, por otra parte el pF a 4.2 permite indicar el punto de marchitez permanente y marca el límite del agua absorbible por las plantas (Cujó, 1985).

Por medio de un potenciómetro WP4C (Dewpoint Potentiometer Decagon) se determinó el potencial de agua resultante para cada una de las muestras. Finalmente se colocaron las muestras a 105 °C por 24 horas, luego las muestras fueron equilibradas a temperatura ambiente en un desecador y pesadas en balanza analítica hasta alcanzar peso constante.

En anillos de acero se colocó por duplicado un aproximado de dos gramos de mezcla con biocarbón por cada dosis y de igual manera para el control. Se dejó saturar las muestras por 30 minutos y se colocaron en la caja de arena sintética (53-74 µm) marca Eijkelkamp, por 6 días para desaturar las muestras hasta un potencial de pF 2. Posteriormente el contenido de agua se determinó por diferencia de masa al calentar las muestras a 105 °C por 48 horas hasta lograr el peso constante.

Finalmente, el criterio utilizado para la elección de la dosis óptima de biocarbón, fue a partir de las muestras que presentaron una mayor retención de agua disponible (g agua/g biocarbón) según el tipo de biocarbón.

4.4 CRITERIOS DE SUSTENTABILIDAD

A partir de los dos tipos de biomasa empleados en este estudio, se analizaron factores sociales, ambientales y económicos para posteriormente analizar la viabilidad de la producción y aplicación del biocarbón en suelos destinados a cultivos agrícolas.

Además, se comparó la producción de biocarbón a partir de la estufa de finca contra un carbonizador propuesto, con el fin de lograr un mejor rendimiento en la producción y a la vez reducir gastos de inversión y tiempo invertido por los trabajadores.

4.4.1 Proyección de cantidad de biomasa y biocarbón

A partir de la eficiencia del carbonizador propuesto, se estimó la cantidad de biomasa necesaria para la producción de biocarbón y su posterior aplicación como mejorador de suelos. Se planteó un terreno de cultivo de 50 m x 50 m de extensión, para calcular la masa de suelo a la cual se le añadirá la enmienda; además, se tomó en consideración una densidad aparente del suelo de 1400 kg/m³ y una profundidad de 20 cm. El cálculo mencionado se obtuvo a partir de la ecuación 9.

$$\frac{\text{masa del biocarbón propuesto (g)}}{\text{masa del suelo (g)}} \times \text{masa del suelo aprovechable (g)}$$

[9]

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 CALIDAD DE LOS BIOCARBONES

A continuación se muestran los resultados obtenidos en las pruebas físico-químicas realizadas:

5.1.1 Temperatura durante la producción del biocarbón

Las temperaturas obtenidas para cada una de las carbonizaciones, a partir de las dos termocuplas empleadas, presentan diferencias significativas entre las medias de la termocupla 2 a un 95 % de confianza ($p < 0.05$). Se realizaron tres carbonizaciones por cada biomasa estudiada, por lo que en el presente estudio se hará referencia a las carbonizaciones de bambú como BA, BB y BC y para madera MA, MB y MC, siendo las letras A, B y C el orden de las carbonizaciones realizadas por triplicado.

Las temperaturas generadas se muestran en el Cuadro 5.1, las diferencias obtenidas están relacionadas con la biomasa, debido a que las condiciones de carbonización se mantuvieron para todas las réplicas. Las temperaturas presentan una constancia entre el mismo tipo de biomasa en las temperaturas promedio de ambas termocuplas, siendo más bajas en los biocarbones de bambú 484, 486 y 495 °C para BA, BB y BC respectivamente. Los biocarbones de madera obtienen valores más altos, logrando una temperatura máxima registrada en la termocupla 2 de 854 °C para MC. En la producción de biocarbones es usual aplicar temperaturas entre 300 – 700 °C sin importar el tipo de biomasa (Huff, Kumar, & Lee, 2014; Ronsse, Hecke, Dickinson, & Prins, 2013), no obstante, también se ha obtenido en el uso de la Estufa de Finca temperaturas entre los 200 y 600 °C, de acuerdo al tipo de biomasa (Acosta, 2014).

Cuadro 5.1. Comportamiento de temperaturas en la carbonización de bambú (BA, BB Y BC) y madera (MA, MB Y MC) a dos niveles de altura Termocupla 1 (18 cm) y Termocupla 2 (13 cm).

Biocarbón	Termocupla 1		Termocupla 2		Promedio final
	Promedio	Máxima	Promedio	Máxima	
/	412	775	557	790	484
<i>BB</i>	439	744	533	752	486
<i>BC</i>	472	726	519	756	495
<i>MA</i>	553	683	558	685	555
<i>MB</i>	549	767	546	724	547
<i>MC</i>	547	717	654	854	600

5.1.2 Distribución del tamaño de partículas

El tamaño de partículas para ambos tipos de biocarbón se muestra en la Figura 5.1, obteniendo las curvas de distribución a partir del modelo de Rosin- Rammler (Rosin & Rammler, 1933), que permite evaluar la distribución de tamaño de partículas y porcentaje de material retenido (Cerná, 2016). Los tamaños de partículas (d) se reportan en μm correspondientes a 10, 50 y 60 % de masa de tamaño inferior acumulada como D10, D50 (diámetro medio) y D60, respectivamente, en el Cuadro 5.2.

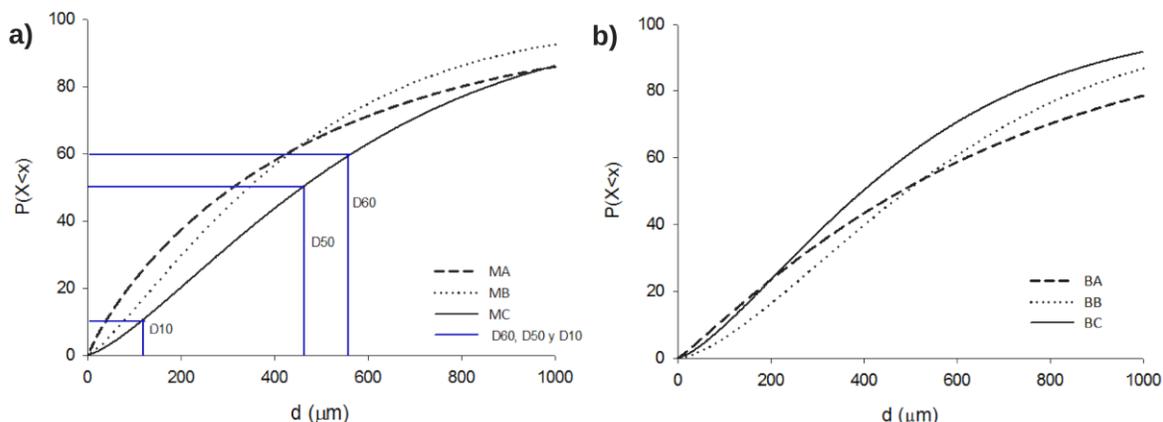


Figura 5.1 Distribución del tamaño de partículas para los biocarbones de madera (a) y bambú (b), a partir del modelo matemático Rosin-Rammler.

El comportamiento de las curvas son similares para ambos biocarbones, a pesar de que el tamaño está influenciado principalmente por la biomasa y la temperatura (Kim, Kim, Cho, & Choi, 2012). No obstante, por medio del D50 se obtiene que los biocarbones de bambú presentan un tamaño de partícula mayor al de madera, afirmando el resultado físico-visual de las muestras obtenidas luego del tamizaje con la malla N° 10 (< 2 mm). El coeficiente de uniformidad ($C_u = D60 / D10$) de ambos biocarbones fueron mayores a cuatro. Por lo tanto, los tamaños de partícula no se distribuyeron uniformemente (poco uniformes).

Cuadro 5.2. Granulometría de los biocarbones.

Biocarbón	D60	D50	D10	C_u
<i>BA</i>	619.2	479.1	84.8	7.3
<i>BB</i>	591.1	491.1	84.8	7.0
<i>BC</i>	486.1	397.3	101.7	4.8
<i>MA</i>	423.6	309.7	37.4	11.3
<i>MB</i>	429.5	343.2	75.6	5.7
<i>MC</i>	464.3	458.8	113.5	4.1

5.1.3 Microscopía Electrónica de Barrido (MEB)

En la Figura 5.2, se ilustran los biocarbones BB y MA, donde se visualiza las diferencias en la morfología entre ambas muestras. Se seleccionaron dos biocarbones al azar, ya que la variación estructural entre el mismo tipo de biomasa no es considerable, debido a la similitud en las condiciones de carbonización. En general, las muestras para ambos biocarbones no revelaron una forma definida y presentaron pequeños trozos provenientes de restos de células vecinas, por causa de la molienda.

Con respecto a la porosidad, en ambos biocarbones no se observan microporos en la superficie ni en la parte interna del biocarbón. El biocarbón de bambú presenta espacios longitudinales entre células más ordenados y con tamaños similares, visualizándose de una manera más compacta y rígida, el mismo efecto se vio reflejado en un estudio de bambú realizado por Hernandez-Mena, Pécora, & Beraldo (2014), con respecto al biocarbón de madera, a diferencia del bambú presenta espacios intercelulares no rectos y de diferentes tamaños. Los poros grandes, aproximadamente de a 20 a 40 μm , pueden ser resultado de la liberación de gases generados en el proceso de carbonización (Hernandez-Mena et al., 2014). Además, se puede observar en la Figura 5.2d, una textura áspera o rugosa en la superficie, posiblemente debido a que la lignina experimentó una degradación parcial (Fuentes et al., 2010).

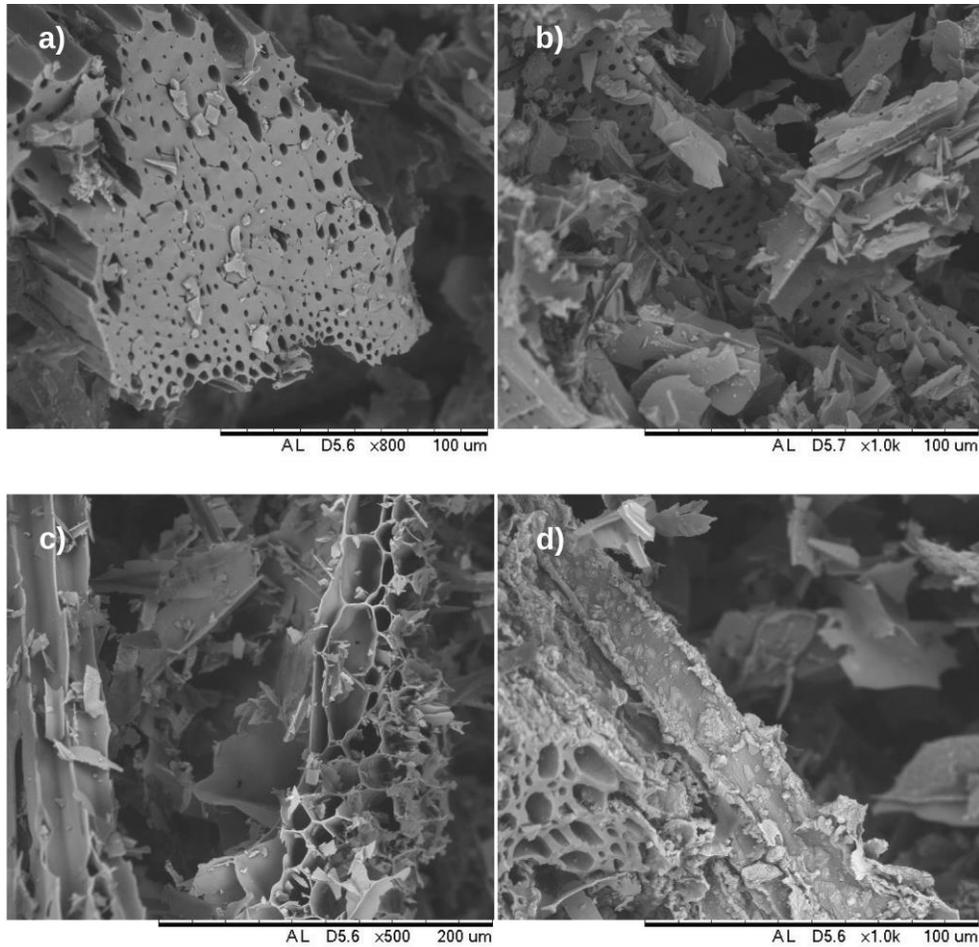


Figura 5.2 Micrografías MEB para ambos los biocarbones de bambú (a y b) y madera (c y d), con acercamientos de 1000x, 800x y 500x.

5.1.4 Hidrofobicidad

Por medio del método de la gota Sésil se determinó que inicialmente los biocarbones son hidrófobos para los biocarbones de madera, demostrado en la Figura 5.3 donde fue aplicado el modelo que plantea Subedi, (2005), para ambos tipos de biocarbón. Después de 3 minutos, los biocarbones alcanzan el rango de hidrofobicidad subcrítica, es decir, que reducen su hidrofobicidad, siendo el valor crítico 90° (Yi, Witt, Chiu, Guo, & Imhoff, 2015). La reducción de los ángulos y por consiguiente el tamaño de la gota de agua, fueron reduciéndose de manera gradual, hasta ser absorbido por las partículas del biocarbón, un caso similar se obtuvo en el estudio realizado por Nowak, Combes, Stitt, & Pacek, (2013).

En la carbonización, los biocarbones de madera presentan mayores temperaturas que las de bambú, tal y como fue mostrado en el Cuadro 5.1, dada condición implica una disminución en el contenido de oxígeno y un aumento en el carbono (Schimmelpfennig & Glaser, 2012), siendo un motivo de la hidrofobicidad inicial, de manera similar se demuestra en el estudio de Smetanová, Dotterweich, Diehl, Ulrich, & Fohrer, (2012). No obstante, el comportamiento obtenido no es universal, debido a que algunos autores señalan que a temperaturas de producción cercanas a 400 °C, se presenta un comportamiento hidrófobo pero reduce su condición cuando la temperatura aumenta a 600 °C (Gray, Johnson, Dragila & Kleber, 2014; Yi et al., 2015). La causa del cambio de condición, de acuerdo con Gray et al. (2014) y Lin et al. (2012), se asocia a los poros revestidos por grupos funcionales que no fueron eliminados durante la combustión, impidiendo la filtración del agua al generar fuerzas capilares negativas, pero conforme avanza el tiempo los poros van permitiendo el paso del agua debido a que el revestimiento es degradable con el agua.

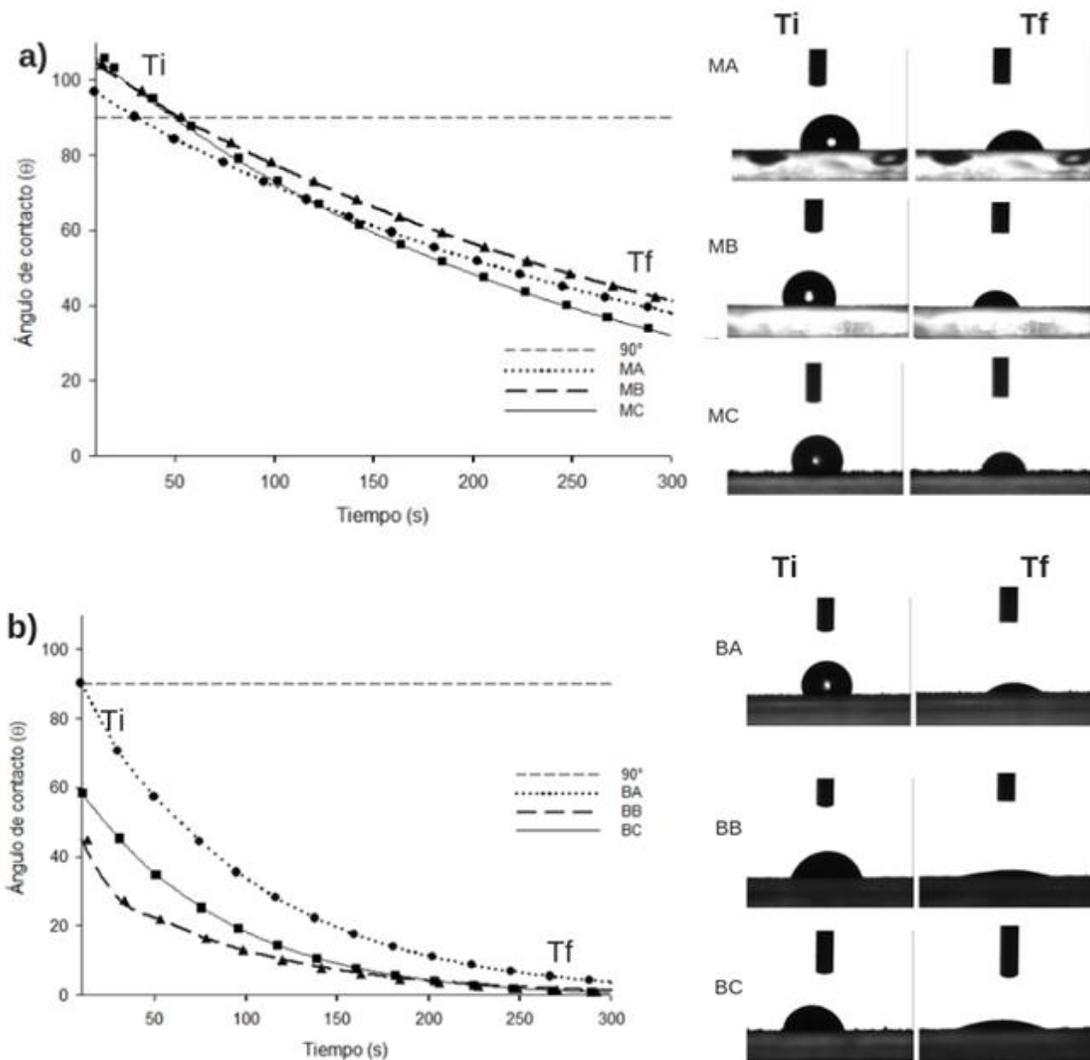


Figura 5.3. Resultados obtenidos en la hidrofobicidad por medio del método de la gota Sésil para los biocarbones de madera y bambú, a y b respectivamente

5.1.5 Análisis próximo y elemental

Los resultados de la composición próxima (contenido de humedad, volátiles, carbón fijado y cenizas) y elemental (carbono, nitrógeno, hidrógeno, oxígeno y azufre) se pueden observar en el Cuadro 5.3 y Cuadro 5.4, respectivamente. Con respecto a los resultados de las curvas termogravimétricas, en la Figura 5.4a se muestra la pérdida de masa de acuerdo a la temperatura, resumida posteriormente para cada uno de los biocarbones en el Cuadro 5.3.

Los resultados obtenidos en el análisis próximo para ambos biocarbones, no representan diferencias significativas entre cada uno de los análisis a un 95% de confianza ($p > 0.05$), excepto para el contenido de cenizas.

Los valores de humedad para los biocarbones de madera son menores, con un mínimo para MC de 6.28 %, la variedad porcentual se atribuye a la temperatura promedio expuesta de 600 °C, conforme aumenta la temperatura es usual que el contenido porcentual de humedad disminuya (Lin et al., 2012; Scurlock, Dayton, & Hames, 2008). Con lo que respecta al contenido de volátiles, se obtiene similitud en los resultados para ambos biocarbones, su contenido es alto con valores de hasta 55 %, comparado a lo citado en otros estudios que emplean la misma biomasa y rangos de temperatura empleados en este estudio que obtienen valores cercanos a 20% a 500 °C, reduciéndose conforme aumenta la temperatura (Chen, Liu, Zhang, Chen, & Li, 2015; X. Liu & Li, 2014; Ronsse et al., 2013).

El contenido porcentual del carbono fijado no sigue un patrón con respecto a la temperaturas expuestas como es usual en otras investigaciones (Lin, Munroe, Joseph, Henderson, & Ziolkowski, 2012; Yargicoglu, Yamini, Reddy, & Spokas, 2015). En general, los biocarbones de madera presentan los valores más altos: 29.9 %, 55.6% y 31.5% para MA, MB y MC respectivamente. Cabe a destacar que el carbono fijado es un parámetro importante que determina la calidad del biocarbón, siendo favorables los valores altos, ya que brinda estabilidad a la enmienda (Pardavé, Delvasto & Sánchez, 2017).

El contenido de cenizas en bambú presenta los valores más altos: 11.1 %, 28.2 % y 33.7% para BA, BB y BC respectivamente, no obstante, el valor de BA varía significativamente a un 95 % de confianza, siendo un valor cercano a los obtenidos en el biocarbón de madera: 8.4 %, 10.2 % y 10.3 % para MA, MB y MC respectivamente. En estudios realizados por Lu et al. (2017) y Ye et al. (2015), muestran coincidencia en el resultado de cenizas para bambú. Es usual encontrar en estudios de madera y bambú bajos contenidos de ceniza, cercanos a 2 % (Scurlock et al., 2008; Shen, Zhu, Liu, Zhang, & Tan, 2010). No se presenta un patrón a seguir con respecto a la temperatura y los contenidos de ceniza, como se puede observar en estudios de Dume, Berecha, & Tulu, (2015) y Chen et al. (2015).

Cuadro 5.3. Resultados correspondientes al análisis de próximo (% m/m) para cada uno de los biocarbones de bambú (BA; BB, BC) y madera (MA, MB,MC).

Biocarbón	Humedad	Materia Volátil	Carbón Fijado	Ceniza
<i>BA</i>	10.5	55.1	23.2	11.1
<i>BB</i>	9.2	34.2	27.3	28.2
<i>BC</i>	7.5	42.9	16.2	33.7
<i>MA</i>	7.1	55.0	29.9	8.4
<i>MB</i>	7.2	26.9	55.6	10.2
<i>MC</i>	6.3	51.9	31.5	10.3

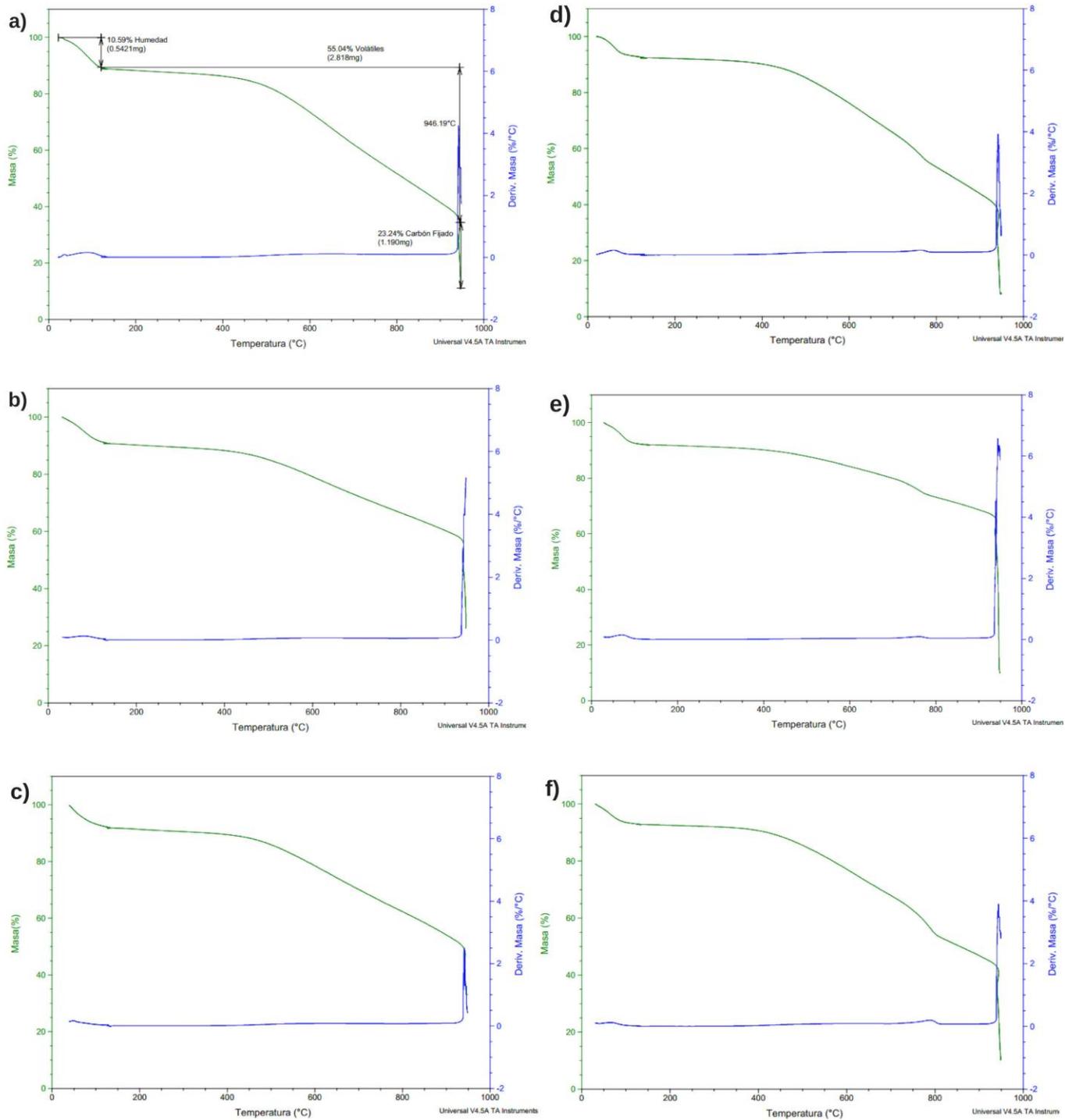


Figura 5.4 Comportamiento de las curvas termogravimétricas para biocarbones de bambú BA, BB y BC (a,b y c) y madera MA, MB y MC (d, e y f), ante un aumento de temperatura.

Con respecto al análisis elemental, el carbón presente en ambos tipos de biocarbón son superiores al 50 % y no varía significativamente a un 95% de confianza ($p < 0.05$) entre las medias de cada tipo de biocarbón, siendo el biocarbón de madera el que presenta los valores más altos 76.14 %, 76.24 % y 78.36 % para MA, MB y MC, respectivamente. EBC (2012), establece como parámetro a un biocarbón de calidad cuando contiene ≥ 50 % de carbón, ya que un contenido menor cae en la clasificación de carbón mineral, por lo que ambos biocarbones cumplen lo establecido. Es usual obtener un mayor contenido de carbono a temperaturas más altas, es decir los biocarbones de madera cumplen con el comportamiento esperado y los estudios presentados por Hu et al. (2016) y Ye et al. (2015), afirman lo señalado.

El contenido de nitrógeno no varía significativamente entre ambos biocarbones a un 95 % de confianza ($p > 0.05$), y los valores que presentan los biocarbones de madera son menores y contienen 0.22 %, 0.23 % y 0.19 % para MA, MB y MC respectivamente. Existe una relación con las temperaturas expuestas, de acuerdo con Aller, (2016), temperaturas entre 500 °C y 600 °C producen cambios en la estructura química, donde la superficie es recalcitrante reduciendo con esto el contenido de nitrógeno en el biocarbón. Es usual encontrar en la literatura valores menores a 1 % en el contenido de nitrógeno en diferentes tipos de biomasa, coincidiendo con los valores (Huff et al., 2014; Mohanty et al., 2013; Scurlock et al., 2008).

Cuadro 5.4. Análisis elemental (% m/m) de los biocarbones de bambú BA, BB, BC y madera MA, MB y MC.

Biocarbón	C	N	H	O*	S	C/N	H/C	O/C
<i>BA</i>	68.3	0.4	2.1	29.1	0.13	162	0.03	0.42
<i>BB</i>	62.7	0.4	2.2	34.6	0.21	174	0.04	0.55
<i>BC</i>	60.8	0.4	2.0	36.6	0.13	135	0.03	0.60
<i>MA</i>	76.1	0.2	2.2	21.3	0.13	346	0.02	0.28
<i>MB</i>	76.2	0.2	2.3	21.1	0.14	331	0.03	0.28

MC	78.4	0.2	2.6	18.7	0.12	412	0.03	0.24
----	------	-----	-----	------	------	-----	------	------

*Obtenido a partir de la diferencia de los elementos analizados

Los resultados obtenidos para C / N son mayores para los biocarbones de madera 346.09, 331.48 y 412.42 para MA, MB y MC respectivamente, siendo un resultado esperado por las temperaturas expuestas, 600 °C, tal y como lo señala Gul et al. (2015). No obstante, C / N puede variar considerablemente debido a la materia prima y las condiciones de la carbonización (Kookana et al., 2011). En la Figura 5.6 se puede observar la relación entre la temperatura y los valores de C / N donde afirma lo indicado anteriormente, los resultados más bajos corresponden al biocarbón de bambú siendo la temperatura un parámetro que influye en los resultados de C / N, ya que conforme aumenta la temperatura la relación C / N será mayor y viceversa, estadísticamente los resultados entre ambos biocarbones son significativamente diferentes ($P < 0.05$).

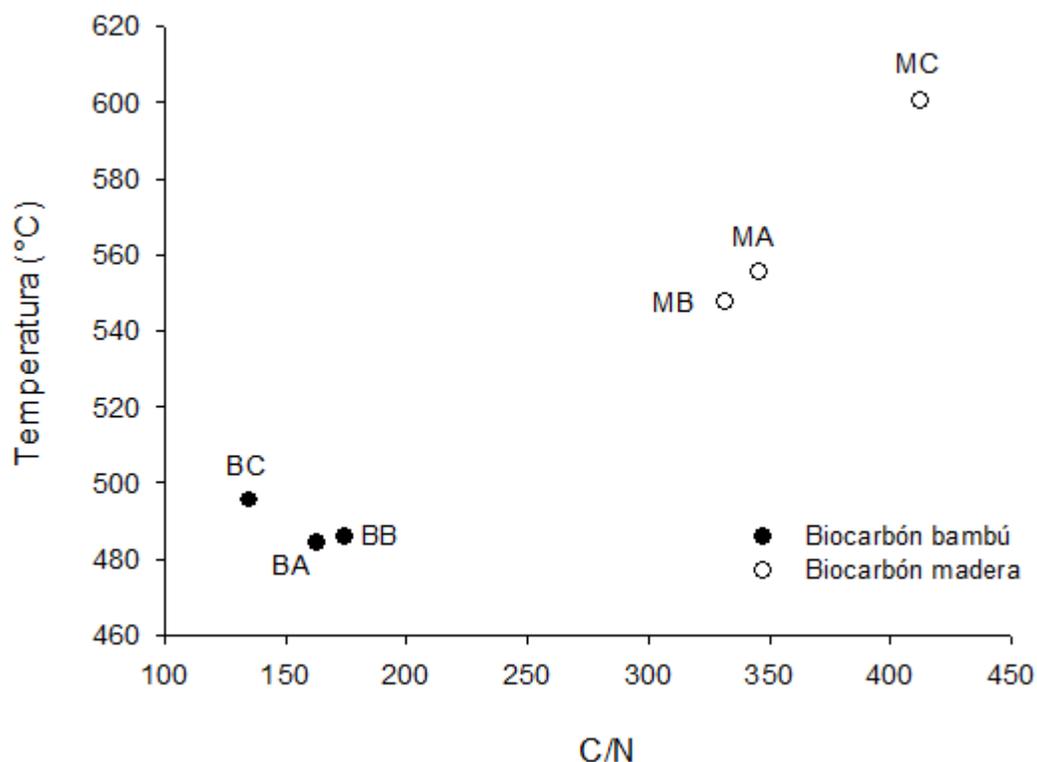


Figura 5.5. Relación entre la temperatura vs la relación C / N de los biocarbones de bambú y de madera.

El biocarbón puede presentar valores elevados en la relación C / N, por ejemplo Escalante et al. (2016), reportan valores de 245 en cáscara de nuez. A pesar de que la relación C / N es utilizada como un indicador de la liberación de nitrógeno inorgánico en suelos, una alta relación causaría la deficiencia de nitrógeno en las plantas (Moreno et al., 2014). El límite que se ha fijado para dada relación y evitar lo indicado, se encuentra entre 25 y 30, de acuerdo a lo citado por el mismo autor. Sin embargo, el efecto de la relación C / N no siempre se cumple al utilizar el biocarbón como enmienda, ya que está formado por carbono recalcitrante y no es fácilmente mineralizable, por lo que dada relación será despreciable (Chan & Xu, 2009; Kimetu et al., 2008).

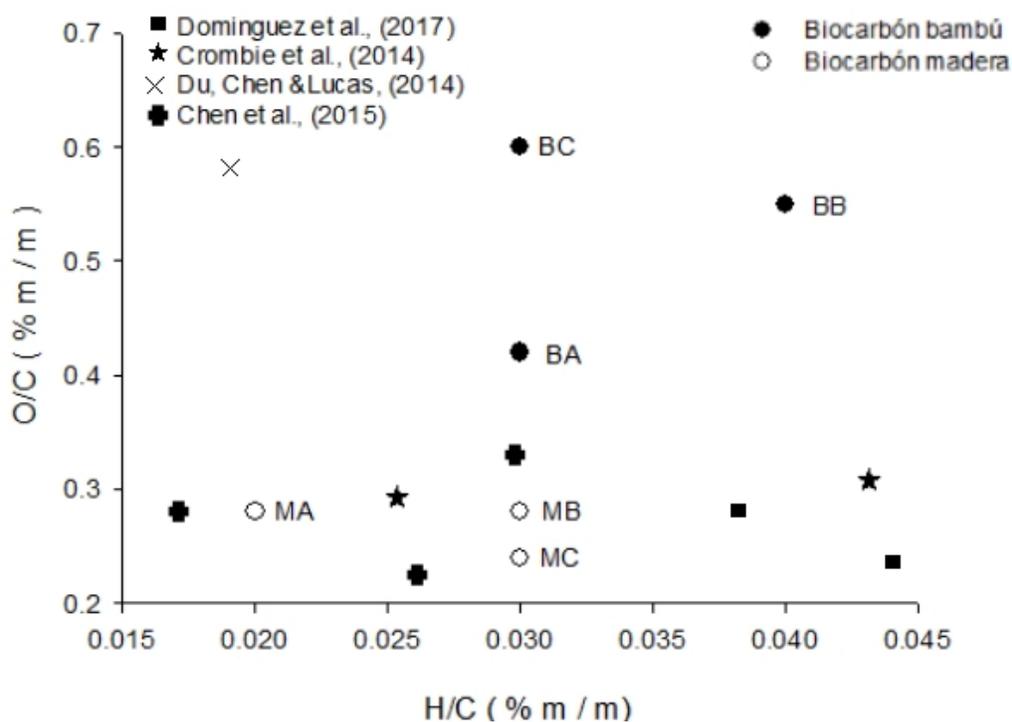


Figura 5.6 Composición elemental entre las relaciones de O/C y H/C para los biocarbones de madera y bambú.

Las relaciones elementales de biocarbón estudiadas (O / C y H / C) se pueden resumir en el gráfico van Krevelen como una representación del origen de los materiales de los biocarbones y posible estabilidad de los biocarbones (Fryda & Visser, 2015), ver Figura 5.6. Ya que por ejemplo en el estudio de Spokas et al. (2011), señalan que los biocarbones con una relación O / C entre 0.2 y 0.6 tienen una vida media larga entre 100–1000 años. En

la misma figura, también se muestran relaciones elementales de otros estudios a temperaturas entre 350 °C y 550 °C para biocarbones de pino (Crombie et al. 2014; Dominguez et al., 2017) y bambú (Du, Chen & Lucas, 2014; Chen et al., 2015), con el fin de comparar el comportamiento con los resultados obtenidos en el presente estudio, sin embargo, solamente los biocarbones de madera de pino muestran una tendencia similar. De acuerdo con la certificación IBI, los biocarbones deben cumplir con los límites de $H / C < 0.6$ y $O / C < 0.4$ para cumplir con la calidad, no obstante, los biocarbones de bambú BA, BB y BC superan los límites para O / C al obtener 0.42, 0.55 y 0.60 respectivamente. Dado comportamiento se atribuye al hecho de que los minerales de ceniza alteran su composición a través de la fusión durante la carbonización (Xiao et al., 2014). Las relaciones que se comparan en la Figura 5.7 disminuyen al aumentar la temperatura de carbonización, especialmente en la relación O / C , un efecto similar a partir del biocarbón de pino se obtuvo en el estudio de Crombie et al. (2013), y es posible que se deba a la deshidratación (Al-Wabel et al., 2013). Por otra parte la relación H / C no presenta un cambio significativo a considerar entre los resultados de los biocarbones.

Los biocarbones que presentan mayores relaciones de H / C y O / C , suelen ser más interactivos con los compuestos polares (Suguihiro et al., 2013), es decir los biocarbones de bambú, dado resultado es respaldado por los análisis de hidrofobicidad los cuales coinciden con lo analizado. El estudio de Novak et al. (2009), presenta una similitud con respecto al comportamiento de los resultados, donde a menores temperaturas los biocarbones fueron más polares cumpliendo a la vez lo indicado sobre las relaciones de H / C y O / C .

5.1.6 Capacidad de intercambio catiónico y aniónico (CIC y CIA)

Los resultados de CIC y CIA se muestran en la Figura 5.6, junto con el error a partir de la desviación estándar, por otra parte, las letras ubicadas en la parte superior de cada columna de CIC indican que son estadísticamente diferentes cuando estas no presentan una letra en común ($p < 0.05$).

El biocarbón de bambú presenta resultados favorables de 19,97; 8,99 y 15,40 cmolc/kg para BA, BB y BC respectivamente, correspondientes al CIC. Existe una relación con la temperatura de carbonización, en el biocarbón de bambú las temperaturas fueron menores tal y como se mostró en el Cuadro 5.1, por lo tanto las concentraciones de CIC aumentaron. Diversos estudios comprueban que los resultados de CIC presentan una relación con las temperaturas de carbonización en diversos tipos de biomasa (Harvey, Herbert, Rhue, & Kuo, 2011; Jiang, Deneff, Stewart, & Cotrufo, 2016; Rajkovich, Enders, Hanley, Hyland, & Zimmerman, 2012). Otras posibles variables que interfieren en los valores de CIC son el pH, grupos funcionales superficiales y contenido de metales (Fuertes et al., 2010; Kookana et al., 2011; Lee et al., 2010).

Un dato importante a destacar, es que una vez incorporado el biocarbón al suelo, estudios demuestran que la CIC tiende a aumentar gradualmente con el tiempo, debido a la oxidación que se da en la superficie del biocarbón (Verheijen et al., 2010).

Con lo que respecta a CIA, el análisis estadístico no refleja diferencias significativas a un 95% de confianza, entre los biocarbones de madera y bambú, siendo los resultados inferiores a 4.6 cmol/kg. De acuerdo con Lawrinenko & Laird (2015), la CIA tiene una relación con el pH de los biocarbones, debido a que se da una disminución de la competencia de los iones hidróxido por los sitios de intercambio aniónico. Si se presentan sitios de intercambio de aniones estables en las superficies de los biocarbones, cuando se aplica como enmienda, pueden reducir las pérdidas de lixiviación de nitrato y fosfato en contraste con los suelos que no contienen biocarbón (Lee et al., 2010).

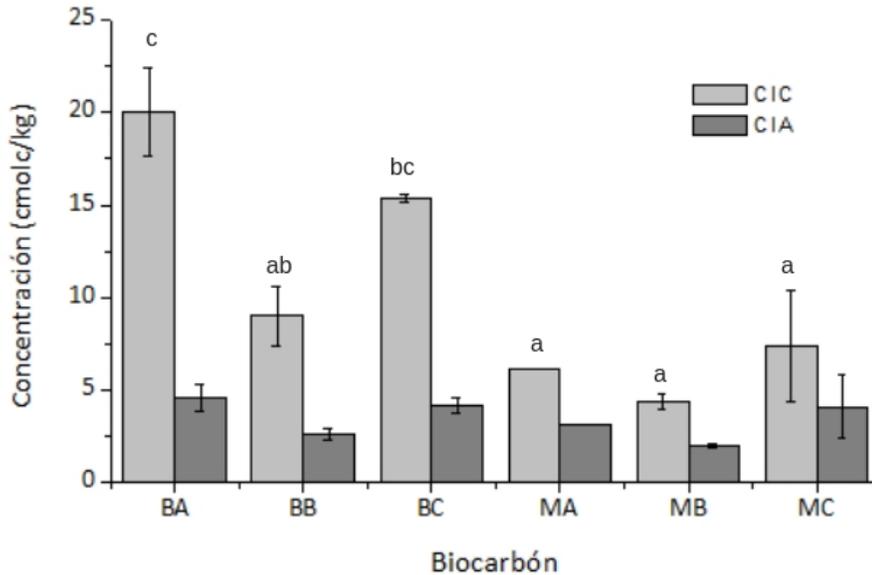


Figura 5.7. Resultados obtenidos en la CIC y CIA para los seis biocarbones en estudio (Error con desviación estándar).

5.1.7 pH, CE y Efecto Encalante

Los resultados de pH, conductividad y capacidad de encalado se muestran en el Cuadro 5.4, de acuerdo con la disolución extractora más empleada en los estudios de biocarbón según lo explicado por Aller, (2016). Valores de pH provenientes de la disolución de CaCl_2 y KCl , permiten indicar la posibilidad de que existan fuentes de acidez adsorbidas con mayor fuerza. Por lo que, un comportamiento esperado, es que al utilizar la disolución de H_2O los valores sean menores que al utilizar dadas disoluciones extractoras (Jorg et al., 2016), no obstante, solamente BA y MB cumplen con lo señalado al presentar valores 7.56 y 7.31 respectivamente. En general, los tres métodos de pH no presentan una diferencia significativa entre los biocarbones de bambú y madera ($p > 0.05$) a un 95% de confianza.

El pH obtenido para ambos biocarbones y disoluciones es alcalino, siendo un comportamiento usual en dado material (Djousse Kanouo, Allaire, & Munson, 2017), pero varían las unidades entre los biocarbones al utilizar un mismo método, donde influye la temperatura, elementos orgánicos e inorgánicos (Fuertes et al., 2010; Yuan, Xu, Qian, & Wang, 2011). La unidad más baja la presenta MA con 7.3 en la disolución de H_2O y el pH

más alto en general se obtuvo en la disolución de KCl en los biocarbones de madera con 10.38, 10.44 y 10.37 para MA, MB y MC, respectivamente. En estudios, es común observar un incremento del pH conforme aumenta la temperatura, siendo esta última específica, como en el estudio de bambú realizado por Hu et al. (2016). Sin embargo, los resultados obtenidos no muestran una relación a dada tendencia, posiblemente debido a la oscilación de las temperaturas y otros factores a considerar como la cantidad de las cenizas y grupos funcionales superficiales (Bachmann et al., 2015; Teβin, 2016; Zhao, Cao, Mašek, & Zimmerman, 2013).

Por otra parte, la conductividad eléctrica de los biocarbones de bambú, superaron los valores máximos de medición del conductímetro empleado, siendo este de 4000 mS/cm, por lo que se realizaron diluciones a partir de 20 mL de disolución y agua desionizada, obteniendo 2451, 2681, 2356 mS/cm para BA, BB y BC respectivamente. Con respecto a los biocarbones de madera el valor mínimo obtenido fue de 850 μ S/cm para MA. Es usual que la concentración aumente conforme la temperatura incrementa, no obstante, el comportamiento obtenido es opuesto comparado al estudio de Al-Wabel, Al-Omran, El-Naggat, Nadeem, & Usman (2013). A pesar de que los estándares de calidad IBI y EBC no cuentan con límites para el parámetro, concentraciones elevadas de salinidad en los biocarbones no es recomendable por su posible toxicidad al aplicarse en suelos (Nates, 2014).

El efecto de encalado en los biocarbones es muy similar en todos los resultados y no varían significativamente a un 95 % de confianza ($p < 0.05$) entre los biocarbones, los porcentajes de CaCO_3 correspondientes a la madera son levemente mayores a los de bambú al presentar 75.2 %, 74.6 % y 75.3 % para MA, MB y MC respectivamente. Se vincula con la alcalinidad de los biocarbones y su posterior relación con la condición de suelos y capacidad productiva al aplicarlo, teniendo un efecto positivo ante la posible reducción de la cantidad de aplicación de cales, tal y como lo reportan estudios de Sizmur et al. (2016).

Cuadro 5.5 Valores obtenidos de tres métodos diferentes para determinar el pH en los biocarbones, conductividad y efecto de encalado a partir de los equivalentes de CaCO₃.

Biocarbón	pH H₂O	pH KCl 1M	pH CaCl₂ 0.01M	Conductividad (mS/cm)	Capacidad encalado eq. CaCO₃ (%)
<i>BA</i>	7.56 (0.06)*	10.06 (0.01)	8.02 (0.05)	2451 (25)	73.1
<i>BB</i>	10.00 (0.03)	9.84 (0.02)	9.77 (0.02)	2681 (18)	72.1
<i>BC</i>	10.32 (0.01)	10.06 (0.01)	10.22 (0.04)	2406 (38)	72.4
<i>MA</i>	9.85 (0.26)	10.38 (0.05)	8.80 (0.23)	850.00 (15)	75.2
<i>MB</i>	7.31 (0.06)	10.44 (0.13)	8.74 (0.06)	1020.00 (13)	74.6
<i>MC</i>	10.61 (0.08)	10.27 (0.32)	10.40 (0.09)	1240.00 (33)	75.3

*(Valores entre paréntesis: Desviación estándar)

5.1.8 Metales pesados

El análisis de contaminantes inorgánicos se muestra en el Cuadro 5.5, junto con la normativa de IBI y EBC. Comparando los resultados con las normativas, se obtiene que los biocarbones de madera incumplen con los límites de Cu dados por EBC al superar los 100 mg/kg establecidos, presentando concentraciones de 264, 118 y 124 mg/kg para MA, MB y MC respectivamente, no obstante, cumplen con la normativa dada por IBI, una concentración similar a la obtenida lo muestra Z. Liu, Fei, Jiang, & Liu (2014), para el metal cobre. Es usual observar en otros estudios, concentraciones altas en cobre, no así en los demás metales pesados (Chen et al., 2016; Liu et al., 2014).

Con respecto al cumplimiento de los biocarbones ante los límites analizados para arsénico, cromo, níquel y zinc, estos se encuentran por debajo de los límites establecidos por las normativas. La presencia de metales en concentraciones por debajo del límite de acuerdo a cada metal, es debido a que la mayoría de los metales pesados no se volatilizan a las temperaturas expuestas en la estufa de finca, permaneciendo en el biocarbón como cenizas minerales no volátiles (Meyer et al., 2017).

Los resultados obtenidos descartan una implicación negativa al ambiente, tanto en el proceso productivo como en su aplicación, cabe a destacar que el análisis es esencial para determinar la calidad de los biocarbones (Steiner, 2016).

Cuadro 5.6. Concentración de contaminantes inorgánicos (metales pesados) presentes en biocarbones de bambú y madera de pino, junto con la normativa de IBI y EBC.

Concentración de Metales Pesados (mg/kg)					
Biocarbón	Cu	As	Cr	Ni	Zn
<i>BA</i>	(76.00±0.21)	<0.6	(1.200±0.001)	(19.600±0.004)	(205.00±0.07)
<i>BB</i>	(60.00±0.13)	<0.6	(1.600±0.001)	<2	<18
<i>BC</i>	(74.00±0.13)	<0.6	(2.400±0.001)	<2	<18
<i>MA</i>	(264.00±0.14)	<0.6	<1	(2.600±0.003)	(136.00±0.07)
<i>MB</i>	(118.00±0.13)	<0.6	(4.000±0.001)	<2	<18
<i>MC</i>	(124.00±0.13)	<0.6	(4.000±0.001)	(3.200±0.003)	<18
Normativa					
<i>IBI</i>	≤6000	≤100	≤1200	≤420	≤7400
<i>EBC Básico</i>	≤100	≤13	≤90	≤50	≤400
<i>EBC.Premium</i>	≤100	≤13	≤80	≤30	≤400

5.2 DOSIFICACIÓN ÓPTIMA A PARTIR DEL AGUA DISPONIBLE

El agua disponible o agua útil para las plantas (en términos gravimétricos, g agua/ g de biocarbón) de mezclas de biocarbón: compost 0,5:10 y 1:10 se obtuvo a partir de la resta del contenido de agua determinado a dos potenciales. El pF 4,2 por el método de Dew Point y el pF 2 al utilizar la caja de arena. Los datos mostrados en la Figura 5.4 representan el contenido de agua neto disponible, es decir, todos los datos expresados restan del valor total, el valor de retención de agua disponible del compost (0,46 g agua/ g compost). La estadística de los datos indica por medio de la prueba ANOVA que son significativamente diferentes ($p > 0,05$) al comparar las dosis empleadas, por lo tanto se realizó la prueba estadística Tukey, estos resultados son indicados en la parte superior de las columnas con letras de acuerdo a las dosificaciones, es decir, para 5 % letras c y d y para 10 % letras a y

b, por lo tanto se concluye que los biocarbones que presentan dos letras juntas no son significativamente diferentes a un 95 % de confianza.

Los resultados demuestran que la aplicación de ambas dosis de biocarbón en el compost, aumentan el agua disponible de la mezcla. El aporte brindado por los biocarbones en la retención de agua es de aproximadamente 0,4 g agua/ g biocarbón al utilizar 5 % como dosis, excepto para los biocarbones MA y BA, ya que presentaron una disminución en la retención de agua, con respecto a los demás biocarbones, con valores de 0,20 y 0,33 g agua/ g biocarbón respectivamente. Por otra parte, en las dosificaciones de 10 %, los biocarbones de bambú presentaron una mayor retención de agua, específicamente en los biocarbones BA y BC al obtener valores de 0,72 y 0,58 g agua/ g biocarbón. En el caso de los biocarbones de madera al emplear la dosis de 10 %, obtuvieron una retención de agua muy similar a los obtenidos con la dosis de 5 %, excepto MB que presentó un valor más alto, 0,52 g agua/ g biocarbón. Por lo que, a partir de los resultados obtenidos se puede deducir que el biocarbón de bambú presenta los resultados más favorables al retener aproximadamente un 10 % por encima de la media general de los resultados obtenidos, con la dosis de 10 %. En el estudio realizado por Hseu et al. (2014), se obtienen resultados favorables del parámetro analizado al aplicar una dosis de 10 % de biocarbón, por lo que coincide con el resultado positivo de la misma dosis aplicada en el presente estudio.

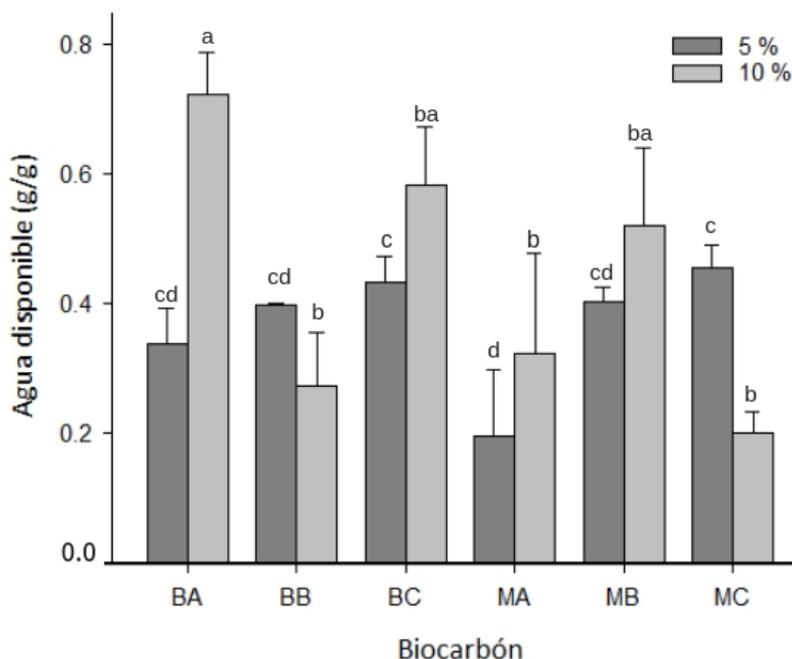


Figura 5.8. Valores de retención de agua de acuerdo a las dosis de 5% y 10% para cada biocarbón BA, BB y BC correspondientes al bambú Guadua y MA, MB y MC para madera de construcción. (Error a partir de la desviación estándar).

El incremento de la retención de agua disponible para las plantas aumenta con respecto a la dosificación de biocarbón. Diversas investigaciones científicas demuestran el aumento de retención de agua con mezclas de suelo/compost y biocarbón, justificando el resultado ante la alta proporción de meso y macro poros y el área superficial, donde las fuerzas capilares fuertes son efectivas para almacenar grandes cantidades de agua (Teβin, 2016; Sun & Lu, 2013; Liu et al., 2012). No obstante, en el presente estudio no se analizan las propiedades mencionadas, por lo que aplicar las pruebas correspondientes para confirmar lo señalado será fundamental para justificar lo mencionado. Por otra parte, Glab et al. (2016) y Kinney et al. (2012), indican que el factor de temperatura influye en los resultados del agua disponible para las plantas, siendo favorable las altas temperaturas ($> 600\text{ }^{\circ}\text{C}$), sin embargo, dada relación no se refleja en los biocarbones de estudio, ya que los biocarbones de madera presentaron las temperaturas más altas, ver Cuadro 5.1.

5.3 SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL

A partir de un punto de vista físicoquímico, los biocarbones obtenidos representan una buena alternativa para su aplicación en suelos poco fértiles y como mejorador de cultivos (Agegnehu, Srivastava, & Bird, 2017; Verheijen, Jeffery, Bastos, va der Velde, & Diafas, 2010). Sin embargo, también se debe tomar en cuenta aspectos sociales, ambientales y económicos para considerarse como una elección más sostenible.

Para la sostenibilidad de la producción de biocarbón, se debe tomar en consideración la viabilidad en la obtención de biomasa, ya que dependerá principalmente de la cercanía donde haya construcciones o cultivos de bambú, esto con respecto al sitio donde se producirá y aplicará el biocarbón. Dando la recomendación de que la producción sea en el mismo sitio donde se utilizará la enmienda, y la obtención de la biomasa se encuentre dentro de un perímetro cercano al terreno de aplicación, ya que representaría una inversión

mayor de transporte, aumentando la huella ecológica del producto e incluso el costo de producción.

La madera como residuo mayoritario de la construcción en Costa Rica (Abarca-guerrero & Leandro-Hernández, 2016), se considera una buena alternativa para la reducción de residuos valorizables, lo que significa una disminución en gastos destinados a la compra de biomasa, sin embargo, la certeza de contar siempre con este tipo de biomasa en las cantidades requeridas es incierta. Por otra parte, el cultivo de bambú en Costa Rica se ha extendido territorialmente debido a la gran variedad de usos y el potencial de adaptación al cambio climático que presenta, denominándose como la madera del siglo 21 (Fonseca-González & Vargas, 2016). Además de las características físicoquímicas obtenidas, se recomienda este último como posible uso para la producción de biocarbón y generador de empleo por su versatilidad de uso, además de presentar una mayor probabilidad de obtener dada biomasa.

A nivel nacional la distribución de plantaciones de bambú es amplia ya que es usual que se encuentren en altitudes entre los 240 y 500 m, en zonas con precipitaciones anuales promedio de 3 000 - 4 000 mm y en la Región Brunca, esta última debido a proyectos destinados al cultivo de bambú Guadua (Briceño, Villalobos, & Fonseca, 2017). Por lo tanto, obtener biomasa de bambú para su posterior carbonización en terrenos destinados al cultivo, por ejemplo en tomateras, presentan altas probabilidades, debido a que al menos en la región Brunca aproximadamente 75 ha se han cultivado al año 2015 (López, 2016).

5.4 ASPECTOS SOCIALES, AMBIENTALES Y ECONÓMICOS

La comunicación entre las partes interesadas para la producción y aplicación de biocarbón, es vital para comprender las necesidades del sector productivo meta, a partir de la obtención de información previa y la transferencia de conocimiento ante los posibles beneficios que se pueden obtener en la aplicación de la enmienda como mejorador de suelos. El desarrollo social es un punto clave y es parte del octavo objetivo de los ODS (ONU, 2018), como generador de empleo y desarrollador de capacidades locales.

El potencial ambiental que presenta el biocarbón recomendado, es debido a las propiedades obtenidas: hidrófobas, CIC, pH, capacidad de encalado entre las más destacadas, que aportarán positivamente a los cultivos y suelos. El valor agregado que brinda los biocarbones como enmienda y mejor aún, en la mezcla para obtener STP, permitirá a pequeños y grandes productores obtener mejores resultados en sus cultivos, reduciendo pérdidas en la fase de producción y a la vez, logrando una reducción de gastos tanto en fertilizantes como en agua, como lo señala Escalante et al. (2016) y Laird (2008). Además de que pueden aportar al desarrollo sostenible y a la disponibilidad de los recursos naturales, haciendo frente a la escasez de agua y fortaleciendo con ello el ODS 6 y 12.

Además, la mayoría de las investigaciones consultadas hacen hincapié a la capacidad de los biocarbones para fijar de carbono en suelos, cumpliendo por medio de la enmienda el ODS 13 que enfatiza la acción de mitigación ante el cambio climático. Siendo un punto clave, debido a la gran susceptibilidad que tiene la agricultura ante las variantes en el clima (FAO, 2018), considerándose la enmienda como parte de la adaptación que se debe implementar para atenuar los efectos del cambio climático y aportar a la Agenda para el año 2030.

Una vez evaluados los beneficios y puntos clave que aportan a la sostenibilidad la aplicación de la enmienda,, se debe contemplar los factores económicos para su aplicación, donde se muestra en el apartado 6.2 los parámetros a contemplar en la fase de producción.

5.5 FACTOR ECONÓMICO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOCARBÓN

La producción de biocarbón realizada en el presente estudio y en la propuesta que se plantea, es dirigido a un sistema de producción de biocarbón a pequeña escala. El potencial de crear proyectos con biocarbón a pequeña escala es mucho más realista que las operaciones industriales de mayor dimensión, con respecto a los mercados actuales de electricidad y biocarbón (Van Beilen, 2016). El análisis completo de costo-beneficio para el biocarbón, desde su adquisición hasta su aplicación en suelo puede ser muy variada en cada posible caso de producción, debido a que las variables a considerar. Algunos beneficios

físicoquímicos y ambientales son a largo plazo, siendo difícil persuadir el interés inicial de las partes involucradas para la inversión (Van Beilen, 2016).

El valor económico final del biocarbón depende principalmente de las características de la materia prima, la técnica empleada en la producción y las características físicoquímicas que pueden mejorar la productividad en cultivos (Galinato, Yoder, & Granatstein, 2011). De acuerdo con IBI (2012), el costo del biocarbón puro es aproximadamente \$2.06 y el costo medio al por menor para el biocarbón puro es de \$3.08 kg. Por lo tanto, se deben considerar aspectos importantes previos a su uso, de acuerdo a las necesidades del cultivo y del suelo. A continuación se muestran las estimaciones planteadas a partir de los factores implicados en el proceso de producción realizados en el presente estudio.

Al considerar el rendimiento de la estufa de finca empleada, se plantea que es ideal *para la producción de biocarbón y posterior aplicación en cultivos no extensivos, el rendimiento obtenido se muestra en el Cuadro 6.1. Los resultados son considerados como bajos y no variaron significativamente con respecto a la biomasa ($P > 0.05$), debido a que este tipo de estufas presentan un rendimiento general de 26 % (Aker, 2014). Para ambas biomasa los rendimientos fueron bajos, no obstante los biocarbones de madera presenta rendimientos inferiores al obtener 16, 19 y 18 % para MA, MB y MC respectivamente. Los bajos rendimientos podrían deberse a las características propias de la biomasa, ya que la madera presentó residuos de cemento (polvo), y las piezas en general eran de formas y tamaños heterogéneos, por lo que su colocación en la estufa no fue homogénea en las carbonizaciones realizadas, considerándose como un posible factor ante la disminución del rendimiento, además de las propiedades propias de las biomasa.*

Cuadro 5.7. Porcentajes de rendimiento obtenido a partir de la estufa de finca para cada uno de los biocarbones.

Biocarbón	Masa Biomasa	Masa Biocarbón (kg)	Rendimiento (%)
<i>BA</i>	2.30	0.48	21
<i>BB</i>	2.75	0.65	24
<i>BC</i>	1.80	0.35	19
<i>MA</i>	3.10	0.51	16
<i>MB</i>	3.38	0.63	19
<i>MC</i>	3.25	0.60	18

5.5.1 Propuesta del carbonizador

Se plantea una opción alternativa para la carbonización de biomasa con el fin de aumentar la eficiencia en la etapa de producción, bajo el mismo ideal de la estufa de finca, se aumentará la dimensión de la estufa al utilizar como base de reacción un estañón de metal. Los datos que se emplearán serán estimaciones a partir de la experiencia obtenida en la producción de biocarbón con la estufa de finca, para una propuesta de bajo costo y mayor rendimiento, al utilizar la biomasa de bambú con un 24 % de rendimiento siendo el máximo rendimiento obtenido. La comparación de dimensiones se pueden observar en el Cuadro 6.2.

Cuadro 5.8. Parámetros comparativos entre la estufa de finca empleada y la nueva propuesta del carbonizador, para la obtención de biocarbón, donde D: diámetro, L: largo y C: circunferencia.

Parámetro	Estufa de Finca	Carbonizador Propuesto
<i>Dimensiones (cm)</i>	D: 30 L: 40	D: 65 L: 90 C: 185
<i>Volumen (dm³)</i>	28	300
<i>Masa biomasa (kg)</i>	3	32.14*
<i>Masa biocarbón (kg)</i>	0.63	6.74*

*estimación realizada a partir de la carbonización con estufa de finca.

Para la propuesta del carbonizador, se realiza una cotización a partir de los precios brindados por la Ferretería y Acabados Maderas San Carlos, por medio de una consulta presencial realizada en el mes de julio del presente año. La mano de obra planteada, es un estimado para el ensamble de un carbonizador. El detalle del costo del carbonizador se desglosa en el Cuadro 6.3.

Cuadro 5.9 Materiales y precios para la elaboración de la propuesta del carbonizador.

Material	Precio (\$)
<i>Estañón con tapa</i>	5*
<i>Lámina Lisa (0.92x1.83)m N°30</i>	6,85*
<i>Chimenea (Diámetro: 35cm, Alto: 70cm)</i>	16,66*
<i>Mano de obra</i>	66,66
Total	95,18

*Precio de materiales basados en la venta de la Ferretería Maderas San Carlos SA, mes de julio 2018

5.5.2 Estructura de costo

Se presentan dos estructuras de costo, la primera de acuerdo a las carbonizaciones realizadas y la segunda hace referencia a la propuesta recomendada para lograr la sostenibilidad económica en la producción de biocarbón, con el ideal de mantener la calidad de la carbonización de biomasa y reducir costos. Para ambos casos, en la sección de Apéndices se encuentra el detalle de los gastos de los Cuadros 6.4 y 6.5.

El Cuadro 6.4 hace referencia a los rubros de gastos obtenidos en su totalidad para el proceso de carbonización realizado en el presente estudio por medio de la estufa de finca, es decir, se tomó en consideración la obtención de la estufa de finca y biomasa, adecuación de la biomasa, carbonización de la biomasa y trituración del biocarbón.

Cuadro 5.10. Estructura de costos para el primer caso de producción de biocarbón en la estufa de finca empleada.

Rubros de gastos	Costo (\$)
<i>Mano de obra Directa</i>	13
<i>Materiales directos</i>	500
<i>Costos Indirectos</i>	1.135
<i>Total</i>	1.650

Por otra parte, el escenario propuesto se plantea a partir de los resultados obtenidos con la estufa de finca, por medio de posibles mejoras para optimizar el proceso de carbonización. A continuación se plantean las propuestas para cada una de las etapas que involucra el proceso general para obtener biocarbón, donde se resumen en el Cuadro 6.5, a partir del desglose mostrado en el Apéndice.

Para la *obtención de biomasa*, al igual que la biomasa utilizada en el presente estudio, se busca que sea a partir de residuos valorizables de bambú para evitar gastos en la compra de la materia prima. Se plantean dos recomendaciones con respecto a la actividad destinada al transporte de biomasa:

-Pagar un flete (camión de carga): \$8 /km y un encargado (peón agrícola) que realice la carga/descarga de la biomasa a la zona de almacenaje.

-Con un transporte propio: utilizar un camión de carga, aproximadamente equivale a 15 L por cada 100 km recorridos, precio diésel/ litro \$ 1 (RECOPE, 2018), y el salario del chofer equivale a ¢18 asignado a la jornada laboral (Ministerio de Trabajo y Seguridad Social, 2018).

Ambas opciones dependen de la cercanía para la obtención de biomasa al lugar de destino, no obstante, se estima un tiempo como mínimo de 4 horas para la actividad de recolección y transporte de la biomasa.

En la *adecuación de la biomasa*, se va a requerir de un peón agrícola encargado de colocar la cantidad de biomasa al sol para secarla en su totalidad. Se recomienda un periodo

mínimo de 5 días. Dentro del proceso se debe tener en cuenta que se requiere realizar una limpieza y corte de la biomasa, para adecuarla al reactor. Por lo que en total equivale aproximadamente a una jornada de trabajo \$18.

El carbonizador propuesto sigue el ideal de la estufa de finca y cuenta con una mayor dimensión, tal y como se detalla en el Cuadro 6.2 y no se considera necesaria la contratación de un especialista para su ensamblaje, por lo que, el precio de la mano de obra es un estimado, donde un peón agrícola puede realizar el trabajo. Se toma en consideración el costo de los materiales necesarios para el carbonizador propuesto, brindados en el Cuadro 6.3, el cual presenta un precio unitario aproximado de \$95,18, no obstante, se recomienda utilizar dos reactores simultáneamente para lograr una mayor eficiencia con respecto al tiempo de producción, lo que equivale a un precio total de \$190,38. Además, se recomienda tener dos estañones extra para el posterior enfriamiento de los biocarbones, equivalente a un precio final de \$ 200,38; el tiempo estimado para el proceso completo de carbonización es de 2 horas laboradas por un peón agrícola y 1 hora destinada al enfriamiento del biocarbón.

La *Trituración del biocarbón* abarca 2 horas laboradas para su posterior almacenaje, se requiere un lugar bajo techo para evitar que los biocarbones se mojen o absorban mucha humedad.

Cuadro 5.11 Estructura de costo para el proceso de carbonización del biocarbón con el reactor propuesto.

Rubros de gastos	Costo (\$)
<i>Mano de obra Directa</i>	18,53
<i>Materiales directos</i>	83,82
<i>Costos Indirectos</i>	181,06
<i>Total</i>	281,85

La estructura de costo para el segundo escenario propuesto, no involucra lo referente a la obtención de biomasa, debido a las variables que fueron mencionadas, sin embargo, se tiene

como resultado una disminución considerable del monto económico de inversión y en procesos, además es importante recalcar que se incluyó los dos carbonizadores propuestos dentro de la estructura de costo, eliminando con esto la estufa de finca.

Para ambos casos, el rubro de costos indirectos son los que presentan mayor costo, aun así para el caso del segundo escenario se disminuyó considerablemente los gastos, la diferencia de dinero obtenida con la propuesta es de \$1.367,92.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 CONCLUSIONES

La producción de biocarbón a partir de la Estufa de Finca y la caracterización físicoquímica, no ha sido estudiada en otras investigaciones en biomasa de bambú y madera de residuos de la construcción, por lo que el presente estudio refuerza un vacío en la investigación.

Los resultados físicoquímicos a partir de las dos biomásas empleadas son de calidad, a pesar de que presentan variabilidad en los resultados debido a la biomasa y a las temperaturas obtenidas en la carbonización.

El biocarbón de bambú presentó valores más favorables en el análisis de CIC, considerado un análisis esencial que favorece al aporte de nutrientes para las plantas, donde BA, BB y BC presentaron valores de 19,97; 8,99 y 15,40 cmol /kg, respectivamente.

Las mezclas de biocarbón y compost, son capaces de retener más de un 80 % e incluso hasta un 118 % de agua disponible, donde un 43 % corresponde al aporte del compost.

Se obtuvo mejores resultados al aplicar la dosis de 10 % con el biocarbón de bambú al provocar una retención adicional de aproximadamente 10 % sobre la media general.

La variación en la dosificación no implicó diferencia alguna en la retención de agua disponible para el biocarbón de madera de construcción.

Se considera la biomasa de bambú como una materia prima sostenible, debido a su amplia versatilidad de aplicación y beneficios socioeconómicos y ambientales.

El biocarbón como enmienda permite plantear un modelo de agricultura sostenible, dado que aprovecha biomasa residual y se considera un mejorador de suelos y como un posible potenciador de captación de carbono.

La propuesta del cambio de carbonizador para aumentar el rendimiento de producción y disminuir costos de operación, se obtuvo a partir de la estructura de costo y presenta un posible ahorro de \$1.367,92.

6.2 RECOMENDACIONES

En la preparación de la biomasa, previo a la carbonización, se requiere que se encuentre completamente seca para evitar emisiones de gases (humo) al ambiente.

Dar seguimiento a la aplicación de la enmienda y determinar los efectos que brindarán a los cultivos y suelos.

Completar la caracterización físicoquímica de los biocarbones con los análisis de HAPs, espectroscopía de infrarrojos y porosidad para determinar los grupos funcionales y área superficial.

Comprobar la eficiencia de producción de biocarbón a partir del reactor propuesto y verificar las estimaciones planteadas.

7 REFERENCIAS

- Abarca-guerrero, L., & Leandro-hernández, A. G. (2016). Actual situation of construction materials management in Costa Rica Situación actual de la gestión de los materiales de construcción en Costa Rica, 29, 111–122. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i4.3042>
- Acosta, J. (2014). Efecto del biocarbón en cacao orgánico (*Theobroma cacao* L.) y manejo biológico del Mal de Panamá (*Fusarium Oxysporum* f.sp cubense) con biocarbón y microorganismos benéficos.
- Agegnehu, G., Srivastava, A. K., & Bird, M. I. (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. *Applied Soil Ecology*, 119(June), 156–170. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.008>
- Aker Narváez, C (2014). Evaluación de la eficiencia, uso y adopción de una estufa mejorada especializada en producir biocarbón en comparación con estufas de leña tradicionales en tres municipios del departamento de León, Nicaragua.
- Al-Wabel, M. I., Al-Omran, A., El-Naggar, A. H., Nadeem, M., & Usman, A. R. A. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, 131, 374–379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>
- Aller, M. F. (2016). Biochar properties: Transport, fate and impact. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1212368>
- American Standard for Testing and Materials. ASTM E1131-08 Standard Method for Compositional Analysis by Thermogravimetry.
- Amin, F. R., Huang, Y., He, Y., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2016). Biochar applications and modern techniques for characterization. *Clean Technologies and*

Environmental Policy.

- Andreev, N., Álvarez, M. G., Wendland, C., Klimek, F., Ronteltap, M., & Lens, P. (2012). A concept for a sustainable sanitation chain based on the semi centralised production of Terra Preta for Moldova.
- Andreev, N., Ronteltap, M., Boincean, B., & Lens, P. (2014). The effect of a terra preta-like soil improver on the germination and growth of radish and parsley.
- Andreev, N., Ronteltap, M., Boincean, B., & Lens, P. (2017). Treatment of Source-Separated Human Feces via Lactic Acid Fermentation Combined with Thermophilic Composting Treatment of Source-Separated Human Feces via Lactic Acid Fermentation. *Compost Science & Utilization*, 0(0), 1–11. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2016.1277809>
- Antal, M. J., & Grønli, M. (2003). The art, science, and technology of charcoal production. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 42(8), 1619-1640.
- Avilés López, L. (2014). Evaluación participativa del Proyecto Estufa Finca en familias Bribri de Talamanca, Costa Rica. Trabajo de graduación, MPD. CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Bachmann, H. J., Bucheli, T. D., Dieguez-alonso, A., Fabbri, D., Knicker, H. E., Schmidt, H., ... Zehetner, F. (2015). Towards the standardization of biochar analysis: the COST Action TD1107 inter-laboratory comparison. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b05055>
- Baronti, S., Vaccari, F. P., Miglietta, F., Calzolari, C., Lugato, E., Orlandini, S., ... & Genesio, L. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy*, 53, 38-44.

- Brewer, C. E. (2012). Biochar characterization and engineering.
- Briceño, J. A., & Pacheco, R. (1984). Métodos analíticos para el estudio de suelos y plantas.
- Briceño, E., Villalobos, V., & Fonseca, L. (2017). Desarrollo de un modelo de producción de bambú guadua mediante la aplicación de técnicas silviculturales óptimas para la cuantificación del crecimiento y la capacidad de almacenamiento de carbono en plantaciones (*Guadua angustifolia*) en la Zona Sur de Costa Rica.
- Brownsort, P. A. (2009). Biomass pyrolysis processes: performance parameters and their influence on biochar system benefits.
- Bucheli, T. D., Hilber, I., & Schmidt, H. P. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated aromatic compounds in biochar. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*, 595-624.
- CADETI (2015). Informe del estado del ambiente Costa Rica. Estado del ambiente costarricense.
- Cantrell, K. B., Hunt, P. G., Uchimiya, M., Novak, J. M., & Ro, K. S. (2012). Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource technology*, 107, 419-428.
- Cely, P., Gascó, G., Paz-Ferreiro, J., & Méndez, A. (2015). Agronomic properties of biochars from different manure wastes. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 111, 173-182.
- Cely, P. (2016). Evaluacion del uso de residuos organicos para la produccion de biochar y su aplicacion como enmienda orgánica.

- Cerná, I. (2016). Influence of texture of briquettes from biomass to their mechanical properties.
- Chan, K. Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: Nutrient properties and their enhancement. *Biocarbón for environmental management*.
- Chen, D., Liu, D., Zhang, H., Chen, Y., & Li, Q. (2015). Bamboo pyrolysis using TG – FTIR and a lab-scale reactor : Analysis of pyrolysis behavior , product properties , and carbon and energy yields. *FUEL*, 148, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.01.092>
- Chen, Z., Luo, L., Xiao, D., Lv, J., Wen, B., Ma, Y., & Zhang, S. (2016). Selected dark sides of biomass-derived biochars as environmental amendments, 4, 1–8.
- Crombie, K., Mašek, O., Sohi, S. P., Brownsort, P., & Cross, A. (2013). The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. *Gcb Bioenergy*, 5(2), 122-131.
- Cujó, P. (1985). *Compendio de agronomía tropical (Vol. 1)*. Bib. Orton IICA/CATIE.
- Cuthbertson, D. M. (2018). *The Production of Pyrolytic Biochar for Addition in Value-Added Composite Material*.
- Djousse Kanouo, B. M., Allaire, S. E., & Munson, A. D. (2017). Quality of Biochars Made from Eucalyptus Tree Bark and Corncob Using a Pilot-Scale Retort Kiln. *Waste and Biomass Valorization*, 9(6), 899–909. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9884-2>.
- Domingues, R.R., Trugilho, P.F., Silva, C.A., De Melo, I.C.N.A., Melo, L.C.A., Magriotis,

- Z.M., & Sánchez-Monedero, M.A. (2017). Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. *PLoS One* 12 (5).
- Du, S. W., Chen, W. H., & Lucas, J. A. (2014). Pretreatment of biomass by torrefaction and carbonization for coal blend used in pulverized coal injection. *Bioresource technology*, 161, 333-339.
- Duku, M. H., Gu, S., & Hagan, E. B. (2011). Biochar production potential in Ghana—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*
- Dume, B., Berecha, G., & Tulu, S. (2015). Characterization of Biochar Produced at Different Temperatures and its Effect on Acidic Nitosol of Jimma , Southwest Ethiopia. *International Journal of Soil Science*, 63–73. <https://doi.org/10.3923/ijss.2015.63.73>
- EBC (2012) 'European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar.' European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland
- Edenborn, S. L., Edenborn, H. M., Krynock, R. M., & Haug, K. Z. (2015). Influence of biochar application methods on the phytostabilization of a hydrophobic soil contaminated with lead and acid tar. *Journal of environmental management*, 150, 226-234.
- Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., & Etchevers, J. D. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza , historia , fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoamericana*, 34, 367–382.
- Factura, H., Bettendorf, T., Buzie, C., Pieplow, H., Reckin, J., & Otterpohl, R. (2010). Terra Preta sanitation: re-discovered from an ancient Amazonian civilisation –integrating sanitation , bio-waste management and agriculture,

2673–2679. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.201>

FAO. (2016). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma.

FAO. (2017). La alimentación y la agricultura.

FAO. (2018). Transformar la alimentación y la agricultura para alcanzar los ODS.

Fonseca-gonzález, W., & Vargas, M. R. (2016). Acumulación y predicción de biomasa y carbono en plantaciones de bambú en Costa Rica * Biomass and Carbon Accumulation and Prediction in Bamboo Plantations in Costa Rica Accumulation et prédiction de biomasse et carbone dans les plantations de bambou à Costa Rica, XX(38), 85–98. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.up14-4.ayd20-38.apbc>

Fryda, L., & Visser, R. (2015). Biochar for soil improvement: Evaluation of biochar from gasification and slow pyrolysis. *Agriculture*, 5(4), 1076-1115.

Fuertes, A. B., Arbestain, M. C., Sevilla, M., Fiol, S., Smernik, R. J., Aitkenhead, W. P., ... Macias, F. (2010). Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover, 618–626.

Galinato, S. P., Yoder, J. K., & Granatstein, D. (2011). The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration. *Energy Policy*, 39(10), 6344–6350. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.07.035>

Głąb, T., Palmowska, J., Zaleski, T., & Gondek, K. (2016). Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma*, 281, 11–20. [doi:10.1016/j.geoderma.2016.06.028](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.028).

Glaser B., Lehmann J., & Zech W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties

of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*. 35:219-230.

Gray, M., Johnson, M., Dragila, M. I., & Kleber, M. (2014). Water uptake in biochars : The roles of porosity and hydrophobicity *ScienceDirect 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>

Guerra, L. (2015). Producción y caracterización de Biochar a partir de la biomasa residual de sistemas agroforestales y de agricultura convencional en la Amazonía Peruana.

Gul, S., Whalen, J. K., Thomas, B. W., & Sachdeva, V. (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>.

Gundale & DeLuca (2006), concluyeron que el pH más alto con temperaturas de pirólisis más altas podría ocurrir debido a la acumulación de óxidos de metales alcalinos.

Hale L., Luth M., Kenney R., & Crowley D. (2014). Evaluation of pinewood biochar as a carrier of bacterial strain *Enterobacter cloacae* UW5 for soil inoculation. *Applied Soil Ecology* 84:192–199.

Hagner, M., Hallman, S., Jauhiainen, L., Kemppainen, R., Rämö, S., Tiilikkala, K., & Setälä, H. (2015). Birch (*Betula* spp.) wood biochar is a potential soil amendment to reduce glyphosate leaching in agricultural soils. *Journal of environmental management*, 164, 46-52.

Harvey, O. R., Herbert, B. E., Rhue, R. D., & Kuo, L. J. (2011). Metal interactions at the biochar-water interface: Energetics and structure-sorption relationships elucidated by flow adsorption microcalorimetry. *Environmental Science and Technology*, 45(13),

5550–5556. <https://doi.org/10.1021/es104401h>

Hseu, Z.-Y., Jien, S.-H., Chien, W.-H., & Liou, R.-C. (2014). Impacts of Biochar on Physical Properties and Erosion Potential of a Mudstone Slope Soil. *The Scientific World Journal*, 2014, 1–10.

Hernandez-Mena, L. E., Pécora, A. A. B., & Beraldo, A. L. (2014). Slow Pyrolysis of Bamboo Biomass: Analysis of Biochar Properties, 37. <https://doi.org/10.3303/CET1437020>

Hu, H., Jiang, B., Wu, H., Zhang, J., & Chen, X. (2016). Bamboo (*Acidosasa edulis*) shoot shell biochar: Its potential isolation and mechanism to perchlorate as a chemical surrogate for perchlorate. *Journal of Environmental Radioactivity*, 165, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.09.004>

Huff, M. D., Kumar, S., & Lee, J. W. (2014). Comparative analysis of pinewood , peanut shell , and bamboo biomass derived biochars produced via hydrothermal conversion and pyrolysis, 146. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.016>

IBI (2012). Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil.

Janus, A., Pelfrêne, A., Heymans, S., Deboffe, C., Douay, F., & Waterlot, C. (2015). Elaboration, characteristics and advantages of biochars for the management of contaminated soils with a specific overview on *Miscanthus* biochars. *Journal of environmental management*, 162, 275-289.

Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., Van der Velde, M., and Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using metaanalysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

- Jiang, X., Denef, K., Stewart, C. E., & Cotrufo, M. F. (2016). Controls and dynamics of biochar decomposition and soil microbial abundance, composition, and carbon use efficiency during long-term biochar-amended soil incubations, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1047-7>
- Jindo, K., Matsumoto, K., García Izquierdo, C., Sonoki, T., & Sanchez-Monedero, M. A. (2014). Methodological interference of biochar in the determination of extracellular enzyme activities in composting samples. *Solid Earth*, 5(2), 713-719.
- Jorg, H., Bucheli, T. D., Dieguez-Alonso, A., Fabbri, D., Knicker, H., Schmidt, H., ... Zehetner, F. (2016). Toward the Standardization of Biochar Analysis: The COST Action TD1107 Interlaboratory Comparison. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b05055>
- Karer J., Wimmer B., Zehetner F., Kloss S. & Soja G. (2013). Biochar application to temperate soils: effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions. *Agricultural and food science* 22: 390–403.
- Kim, K. H., Kim, J. Y., Cho, T. S., & Choi, J. W. (2012). Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (*Pinus rigida*). *Bioresource Technology*, 118, 158–162. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.094>
- Kimetu, J. M., Lehmann, J., Ngoze, S. O., Mugendi, D. N., Kinyangi, J. M., Riha, S., ... & Pell, A. N. (2008). Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems*, 11(5), 726.
- Kinney, T. J., Masiello, C. A., Dugan, B., Hockaday, W. C., Dean, M. R., Zygourakis, K., & Barnes, R. T. (2012). Hydrologic properties of biochars produced at different

temperatures. *Biomass and Bioenergy*, 41, 34–43

Kookana, R. S., Sarmah, A. K., Van Zwieten, L., Krull, E., & Singh, B. (2011). Biochar application to soil. agronomic and environmental benefits and unintended consequences. *Advances in Agronomy* (1st ed., Vol. 112). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00003-2>

Kumari, K. G. I. ., Moldrup, P., Paradelo, M., Elsgaard, L., Hauggaard-Nielsen, H., & de Jonge, L. (2014). Effects of Biochar on Air and Water Permeability and Colloid and Phosphorus Leaching in Soils from a Natural Calcium Carbonate Gradient.

Laird, D. A. (2008). The Charcoal Vision: A Win–Win–Win Scenario for Simultaneously Producing Bioenergy, Permanently Sequestering Carbon, while Improving Soil and Water Quality. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0161>

Laird, D., Fleming, P., Davis, D., Horton, R., Wang, B., & Karlen, DL. (2010). Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*

Lashari, M. S., Liu, Y., Li, L., Pan, W., Fu, J., Pan, G., ... & Yu, X. (2013). Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain. *Field Crops Research*, 144, 113-118.

Lawrinenko, M., & Laird, D. A. (2015). Anion exchange capacity of biochar. *Green Chemistry*, 17(9), 4628-4636.

- Lee, J. W., Kidder, M., Evans, B. R., Paik, S., Buchanan, A. C., Garten, C. T., & Brown, R. C. (2010). Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment. *Environmental Science and Technology*, 44(20), 7970–7974.
- Lehmann, J., Rillig, MC., Thies, J., Masiello, CA., Hockaday, WC., & Crowley D. (2011). Biochar effects on soil biota.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*.
- Lin, Y., Munroe, P., Joseph, S., Henderson, R., & Ziolkowski, A. (2012). Chemosphere Water extractable organic carbon in untreated and chemical treated biochars. *Chemosphere*, 87(2), 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.007>
- Liu, X., & Li, Z. (2014). Energy balance analysis of the cattle manure slow pyrolysis process The cow manure slow pyrolysis system, 1–9.
- Liu, Z., Fei, B., Jiang, Z., & Liu, X. (2014). Combustion characteristics of bamboo-biochars. *BIORESOURCETECHNOLOGY*, 167, 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.023>
- López, L. (2016). *Manual técnico del cultivo de tomate*.
- Lu, H., Lashari, M. S., Liu, X., Ji, H., Li, L., Zheng, J., ... & Pan, G. (2015). Changes in soil microbial community structure and enzyme activity with amendment of biochar-manure compost and pyroligneous solution in a saline soil from Central China. *European Journal of Soil Biology*, 70, 67-76.
- Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Sik, Y., Khan, N., ... Wang, H. (2017). Effect of

bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd , Cu , Pb and Zn) in contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, 186, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>.

Mahmood, W. M. F. W., Ariffin, M. A., Harun, Z., Ishak, N., Ghani, J. A., & Ab Rahman, M. N. (2015). Characterisation and potential use of biochar from gasified oil palm wastes. *Journal of Engineering Science and Technology*, 10(Spec. Issue on 4th International Technical Conference (ITC) 2014), 45-54.

Maia, C. M. B., Madari, B. E., & Novotny, E. H. (2011). Advances in biochar research in Brazil. *Embrapa Solos-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.

Martínez, C. (2015). Efectos de enmiendas de biochar sobre el desarrollo en *Cucumis sativus* L. Var. SMR-58.

McElligott, K., Dumroese, D., & Coleman, M. (2011). Bioenergy production systems and biochar application in forests: potential for renewable energy, soil enhancement, and carbon sequestration.

McLaughlin, H., P. S. Anderson, F. E. Shields, and T. B. Reed. (2009). All biochars are not created equal, and how to tell them apart. *North American Biochar Conference*

Martínez, A., García, J. A., Delgado, T. E., Garzón, E. M., & Yáñez, E. E. (2009). Desarrollo de perfiles térmicos en pilas aéreas para carbonización de estípites de palma de aceite. *Revista Palmas*, 30(1).

Martínez-Chávez, C. (2015). Efectos de enmiendas de biochar sobre el desarrollo en *Cucumis sativus*. *Jalisco*.

Meyer, S., Genesio, L., Vogel, I., Schmidt, H., Someus, E., Shackley, S., ... Glaser, B. (2017). Biochar standardization and legislation harmonization. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1254640>

Ministerio de Trabajo y Seguridad Social (2018). Lista de ocupaciones clasificada por el personal técnico del Departamento.

Mohanty, P., Nanda, S., Pant, K. K., Naik, S., Kozinski, J. A., & Dalai, A. K. (2013). Evaluation of the physiochemical development of biochars obtained from pyrolysis of wheat straw, timothy grass and pinewood: Effects of heating rate. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 104, 485–493. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.05.022>

Moreno Casco, J., Moral Herrero, R., García Morales, J. L., Valero, P., Antonio, J., Calderón, B., & Pilar, M. (2014). Enmiendas orgánicas de nueva generación: biochar y otras biomoléculas (No. 631.875 E58e). Madrid, ES: Mundi-Prensa, 2014.

Muter O., Lebedeva G., & Galina Telysheva G. (2014). Evaluation of the changes induced by gasification biochar in a peat-sand substrate. *Int. Agrophys.* 28:471-478.

Nates, E. (2014). Evaluación del efecto del biochar en el suelo y la calidad de los frutos en un cultivo de uchuva.

Novak, J. M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J. W., Steiner, C., Das, K. C. & Schomberg, H. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*.

Nowak, E., Combes, G., Stitt, H., & Pacek, A. (2013). A comparison of contact angle measurement techniques applied to highly porous catalyst supports. *Powder*

Technology, 233, 52–64. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2012.08.032>

Pardavé, W., Delvasto, P., & Sánchez, M. (2017). Caracterización fisicoquímica y morfológica de dos muestras de biocarbón producidas mediante pirolisis de residuos de poda y jardinería.

Olmo, M. (2016). Efectos del biochar sobre el suelo, las características de la raíz y la producción vegetal. Córdoba.

ONU (2018). Objetivos de Desarrollo sostenible. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Qian, K., Kumar, A., Zhang, H., Bellmer, D., & Huhnke, R. (2015). Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1055-1064.

Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., & Zimmerman, A. R. (2012). Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil, 271–284. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0624-7>

Ranzi, E., Cuoci, A., Faravelli, T., Frassoldati, A., Migliavacca, G., Pierucci, S., & Sommariva, S. (2008). Chemical kinetics of biomass pyrolysis. *Energy & Fuels*, 22(6), 4292-4300.

RECOPE (2018). Precios vigentes. Recuperado de <https://www.recope.go.cr/productos/precios-nacionales/tabla-precios/>

Revell K.T. (2011). The effect of fast pyrolysis biochar made from poultry litter on soil properties and plant growth. Virginia Polytechnic Institute and State University. 76 p.

Ronsse, F., Hecke, S. Van, Dickinson, D., & Prins, W. (2013). Production and

characterization of slow pyrolysis biochar : influence of feedstock type and pyrolysis conditions, 104–115. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12018>.

Rosas -Mayoral, J. G. (2015). Producción de biochar a partir de viñas agotadas mediante pirólisis en reactor a escala piloto y en reactor móvil energéticamente sostenible.

Rosin, P & Rammler, E. (1933). The laws governing the fineness of powdered coal. Berlin

Salcedo, S., & Guzmán, L. (2014). Agricultura familiar en América Latina y el Caribe: recomendaciones de política. Santiago: FAO.

Sánchez-García, M., Albuquerque, J. A., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., & Cayuela, M. L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology*, 192, 272-279.

Sánchez-Monedero, M., Cayuela, A., Roig, K., Jindo, C., & Mondini, N. (2017). Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.193>

Shackley, S., ruyschaert, G., Zwart, K., & Glaser, B. (2016). Biochar in European soils and agriculture. *Science and Practice*.

Schimmelpfennig, S., & Glaser, B. (2012). One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality*, 32. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0146>

Scurlock, J. M. O., Dayton, D. C., & Hames, B. (2008). Bamboo : an overlooked biomass resource ?, 19(2000), 229–244

Shen, J., Zhu, S., Liu, X., Zhang, H., & Tan, J. (2010). The prediction of elemental

composition of biomass based on proximate analysis. *Energy Conversion and Management*, 51(5), 983–987. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2009.11.039>

Silva, J. H. D. (2013). Impacto del uso de biocarbón sobre la calidad de suelos y Producción de cacao (*Theobroma cacao* L.) en sistemas agroforestales, Reserva Indígena Bribri, Talamanca, Costa Rica.

Sizmur, T., Quilliam, R., Puga, A. P., Moreno-jiménez, E., Beesley, L., & Gomez-eyles, J. L. (2016). Application of Biochar for Soil Remediation, 295–324. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0046.5>

Smetanová, A., Dotterweich, M., Diehl, D., Ulrich, U., & Fohrer, N. (2012). Influence of biochar and terra preta substrates on wettability and erodibility of soils, 57(October), 111–134. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00117>

Sohi, SP., Krull, E., Lopez-Capel, E., & Bol R. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*.

Sparkes, J., & Stoutjesdijk, P. (2011). Biochar: implications for agricultural productivity.

Spokas, K. A., Novak, J. M., Stewart, C. E., Cantrell, K. B., Uchimiya, M., DuSaire, M. G., & Ro, K. S. (2011). Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*, 85(5), 869-882.

Srinivasarao, C., Gopinath, K. A., Venkatesh, G., Dubey, A. K., Wakudkar, H., Purakayastha, T. J., & Mandal, S. (2013). Use of biochar for soil health management and greenhouse gas mitigation in India: Potential and constraints. Central Research Institute for Dryland Agriculture, Hyderabad, Andhra Pradesh. 51p.

Steiner, C. (2016). Considerations in Biochar Characterization.

<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0038.5>

Subedi, S. (2005). Characterizing Time-Dependent Contact Angles for Sands Hydrophobized with Oleic and Stearic Acids. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0055>

Sun, F., & Lu, S. (2013). Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(1), 26–33. doi:10.1002/jpln.201200639

Suguihiro, T. M., de Oliveira, P. R., de Rezende, E. I. P., Mangrich, A. S., Junior, L. H. M., & Bergamini, M. F. (2013). An electroanalytical approach for evaluation of biochar adsorption characteristics and its application for lead and cadmium determination. *Bioresource technology*, 143, 40-45.

Tammeorg P., Simojoki A., Mäkelä P., Stoddard F.L., Laura Alakukku L., & Helenius J. (2014). Short-term effects of biochar on soil properties and wheat yield formation with meat bone meal and inorganic fertiliser on a boreal loamy sand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

Tang, J., Zhu, W., Kookana, R., & Katayama, A. (2013). Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 116(6), 653–659. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.05.035>

Teßin, A.-K. (2016). Biochar in soil: Effect on physical , chemical and hydrological properties in differently textured soils .

Vaccari, F. P., Maienza, A., Miglietta, F., Baronti, S., Lonardo, S. Di, Giagnoni, L., ... Genesio, L. (2015). *Agriculture , Ecosystems and Environment* Biochar stimulates plant growth but not fruit yield of processing tomato in a fertile soil. “*Agriculture, Ecosystems and Environment*,” 207, 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.015>.

- Veiga, T. R. L. A., Lima, J. T., Dessimoni, A. L. D. A., Pego, M. F. F., Soares, J. R., & Trugilho, P. F. (2017). Different plant biomass characterizations for biochar production. *cerne*, 23(4), 529-536.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. ., va der Velde, M., & Diafas, I. (2010). Biochar Application to Soils. <https://doi.org/10.2788/472>.
- Wang, J., Pan, X., Liu, Y., Zhang, X., & Xiong, Z. (2012). Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. *Plant and soil*, 360(1-2), 287-298.
- Wu, H., Lai, C., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., & Lu, L. (2017). The interactions of composting and biochar and their implications for soil amendment and pollution remediation: a review. *Critical reviews in biotechnology*, 37(6), 754-764.
- Xiao, X., Chen, B., & Zhu, L. (2014). Transformation, morphology, and dissolution of silicon and carbon in rice straw-derived biochars under different pyrolytic temperatures. *Environmental science & technology*, 48(6), 3411-3419.
- Xie, T., Reddy, K. R., Wang, C., Yargicoglu, E., & Spokas, K. (2015). Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(9), 939-969.
- Yargicoglu, E. N., Yamini, B., Reddy, K. R., & Spokas, K. (2015). Physical and chemical characterization of waste wood derived biochars, 36, 256–268
- Ye, L., Zhang, J., Zhao, J., Luo, Z., Tu, S., & Yin, Y. (2015). Properties of biochar obtained from pyrolysis of bamboo shoot shell. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 114, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.05.016>

- Yi, S., Witt, B., Chiu, P., Guo, M., & Imhoff, P. (2015). The Origin and Reversible Nature of Poultry Litter Biochar Hydrophobicity. *Journal of Environment Quality*, 44(3), 963. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.09.0385>
- Yuan, J., Xu, R., Qian, W., & Wang, R. (2011). Comparison of the ameliorating effects on an acidic ultisol between four crop straws and their biochars, 741–750. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0365-0>
- Zhao, L., Cao, X., Mašek, O., & Zimmerman, A. (2013). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>
- Zheng, W., Holm, N., & Spokas, K. A. (2016). Research and application of Biochar in North America, 475–494. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0053>

8 APÉNDICES

Cuadro9.1. Desglose de gastos para el primer caso de la producción de biocarbón en la estufa de finca empleada.

Proceso y actividades	Valor unitario (\$)	Cantidad	Horas	Valor total (\$)
<i>Obtención de biomasa</i>	a) 333,33	1000 kg	3	1.088,83
a) Transporte	b) 83,33			
b) Investigadores (3)	c) 1,83			
c) Asistente				
<i>Adecuación de la biomasa</i>	a) 1,83	20 kg	2	3,67
a) corte y limpieza				
<i>Producción de biocarbón</i>	a) 83,33	a) 10 L/100km	a) 6	554,73
a) Adquisición de estufa	b) 1,83	b) 3 kg	b) 2	
b) Preparación de la estufa y biomasa	c) 1,83	c) 1 c/u	c) 2	
c) Carbonización	*28,17			
* Mascarilla con filtros	*18,23			
*Guantes	*1			
*Alcohol				
<i>Preparación de biocarbón</i>	a) y b) 1,83	0,7 kg	2	4
a) Trituración	* 0,33			
b) Tamizaje				
*Guantes				
Total				1.651,23

Cuadro9.1. Desglose de gastos para el primer caso de la producción de biocarbón en la estufa de finca empleada.

Proceso y actividades	Valor unitario (\$)	Cantidad	Horas	Valor total (\$)
<i>Obtención de biomasa</i>	a) 4.500/km y 16,77	a)1 transporte 1 Peón agrícola	4	
a)Flete b)Transporte propio	b)586/L diésel y 16,77 jornada laboral	b) 1 vehículo y 1 chofer		
<i>Adecuación de la biomasa</i>	16,77	1	1/2 jornada laboral	8,43
<i>Producción de biocarbón</i>	a)95,19 b) 16,77	a) 2 b)2carbonizaciones/ 1 peón agrícola	a)5 horas b) 1 jornada laboral	264,55
a) Elaboración de estufa	*28,16 *18,23			
b) Carbonización	*1			
* Mascarilla con filtros				
*Guantes				
*Alcohol				
Trituración de biocarbón	16,77 0,33	1 peón agrícola 2 pares	1/2 jornada laboral	9,05
*Guantes				
Total				473,98