



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**Aprovechamiento de residuos forestales en forma
de biocarbón como alternativa agroecológica para
la producción de madera de calidad de *Acacia
mangium* Willd.**

Giovanni Reyes Moreno

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá D.C., Colombia

2018

**Aprovechamiento de residuos forestales en forma
de biocarbón como alternativa agroecológica para
la producción de madera de calidad de *Acacia
mangium* Willd.**

Giovanni Reyes Moreno

Tesis presentada como requisito parcial para optar el título de:

Doctor en Agroecología

Director

Jairo Leonardo Cuervo Andrade

Línea de investigación

Agricultura y medio ambiente

Grupo de investigación SIPAF (Sistemas Integrales de Producción Agrícola y Forestal)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá D.C., Colombia

2018

A mi familia.....A los que están y ya no están.

“En el futuro no acecha necesariamente la catástrofe.
Ninguna crisis cultural ha significado el fin de la historia.

No estamos ante los principios del último milenio,
pero es posible que la crisis ambiental contemporánea
obligue a repensar la totalidad de la cultura”

Augusto Ángel Maya

Agradecimientos

A Colciencias y Colfuturo por su apoyo económico para llevar a cabo este proyecto.

A mi director Jairo L. Cuervo A. por el apoyo en estos 5 años de trabajo.

Especialmente al profesor Enrique Darghan por su amistad y colaboración vital en cada parte de este recorrido del doctorado.

A los profesores de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá María José Martínez C, Juan Carlos Barrientos y Mónica Dotor Robayo.

A mis amigas y asistentes de laboratorio Diana Carolina Polania y Jenny Carrillo

A los trabajadores de los diferentes laboratorios de la facultad de Ciencias Agrarias sede Bogotá por su gran colaboración.

A los administrativos de la facultad de Ciencias Agrarias sede Bogotá, especialmente a la gente de la secretaria de posgrado.

A los investigadores del INTA en la Republica de la Argentina por su formación y aporte en mi estancia de investigación

A la gente del INTA por su amistad y apoyo en mi estancia de investigación en Argentina en especial a Leo Salleses, Agustín Mosca, Walter Carciocchi, Gabriel Blain, Gaston Puthod, Liliana Clausen, Rodrigo Manrique y Mariana Bianculli.

A mis excompañeras Eliana y Alejandra por su soporte emocional en diferentes etapas de este doctorado.

A Alberto Figueroa por su gran amistad y colaboración en este proceso.

A Fernando Rodríguez, gerente de Cooperación Verde, sin su apoyo este proyecto no hubiese llegado a su fin.

A los trabajadores de la empresa Cooperación Verde por su incondicional apoyo en la fase de campo.

A mi compañera de estudio del doctorado Neydi Clavijo por su apoyo desde el comienzo en este trasegar.

Resumen

El objetivo de esta tesis de doctorado fue el de encontrar alternativas económicamente viables para el aprovechamiento de residuos provenientes de podas y entresacas de agroecosistemas forestales y su conversión a posibles materiales que funcionen como acondicionadores o enmiendas de suelos, para mejoramiento de rendimiento y calidad del producto maderero. Para lograr este objetivo se evaluó, particularmente, los efectos del biocarbón derivado de residuos de podas y entresacas de árboles de *Acacia mangium* Willd, sobre el establecimiento de una plantación de esta misma especie. Para llevar a cabo dicho objetivo se establecieron ensayos en invernadero y campo donde se evaluaron variables físicas, químicas y biológicas del sustrato y atributos morfológicos de las plantas para evaluar los efectos del biocarbón. Este experimento utilizó diferentes diseños experimentales, como el anidado en arreglo completamente al azar, medidas repetidas y el de superficies de respuesta. En estos diseños se realizaron evaluaciones comparativas entre la interacción de un biocarbón proveniente de residuos de madera de *A. mangium* (BAM) y un fertilizante sintético –FS- (triple 15), actuando solos o en forma combinada (BAM + FS) en condiciones de maceta o campo, con 3 niveles de dosis para el BAM– 0, 40, y 80 ton·ha⁻¹ y 3 niveles para el FS; aplicación al 0% 50% y 100%. Por medio del ejercicio comparativo de la estadística, se evaluaron tanto diferentes variables físicas y químicas del suelo, como variables de rendimiento y calidad de madera en las plantas, para determinar los mejores niveles de dosis de los tratamientos. Asimismo, se planteó un modelo económico de costo beneficio con la aplicación de los residuos convertidos a biocarbón en el agroecosistema planteado. Los resultados mostraron un aumento por arriba del 130% en la medición del Índice de Calidad de Dickson (ICD) en plántulas con BAM + FS. Igualmente se presentó un incremento en la disponibilidad de nutrientes como N, K, P y Ca mayor al 30%. Asimismo se mejoraron otras propiedades químicas como el pH, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el contenido de materia y carbono orgánico por encima del 100% con la adición de la mezcla BAM + FS. La medición de nódulos en las raíces de las plántulas permitió observar un aumento por arriba del 25% en la actividad microbial de la rizosfera del sustrato. No se encontraron diferencias significativas con la aplicación del biocarbón en la medición de las variables de agua disponible y retención de agua en el sustrato. En la

evaluación en campo se encontraron incrementos con la aplicación de BAM + FS y solo BAM, en la retención y disponibilidad de agua en el suelo del orden del 46 y del 242% respectivamente. De igual manera, en las propiedades químicas se aumentó la disponibilidad de nutrientes tales como N (85%), Ca (715%), Mg (348%) K (561%) y Mn (225%). En la CIC se halló un incremento del 110% cuando se aplicó BAM + FS. De otro lado los porcentajes de carbono y materia orgánica se aumentaron en niveles de 63,8 y 71,2% respectivamente con la adición de la mezcla BAM + FS. Asimismo se encontró un mayor rendimiento y volumen con la aplicación de BAM + FS en un orden de 350% y 556% respectivamente. Tanto las plántulas como las plantas presentaron un comportamiento positivo en su fisiología con la inclusión del biocarbón en el sustrato y el suelo. Los óptimos para un volumen de 8566.9 cm³ de madera de los árboles de *A. mangium*, según el análisis de superficie de respuesta, fueron 63,1 ton·ha⁻¹ para BAM y 84,4% para FS. La incorporación de residuos estabilizados, como el biocarbón, es viable como alternativa ambiental y económica en el agroecosistema en estudio. En el análisis financiero se halló una tasa interna de retorno (TIR) de 6 puntos porcentuales con la aplicación del óptimo obtenido con la superficie de respuesta en comparación con la fertilización convencional en la plantación. De igual manera se incrementó la relación beneficio-costos (R (B/C)) en un 59% al 12% y 70% al 5% con respecto a la plantación estándar o convencional. La incorporación de biocarbón es viable como alternativa ambiental y económica en el agroecosistema en estudio.

Palabras clave: pirólisis, agroecosistema, agroecología, enmiendas orgánicas y sustratos orgánicos, modelo de superficie de respuesta.

Abstract

The objective of this doctoral thesis was to find economically viable alternatives for the use of residues from pruning and thinning of forest agroecosystems and their conversion to possible materials that function as conditioners or soil amendments, to improve performance and quality of the wood product. In order to achieve this objective, the effects of biochar derived from pruning and thinning residues of *Acacia mangium* Willd trees on a plantation of the same species were evaluated. To carry out this objective, greenhouse and field trials were established where physical, chemical and biological variables of the substrate and morphological attributes of the plants were evaluated to evaluate the effects of biochar. This experiment used different experimental designs, such as the one nested in a completely random arrangement, repeated measurements and the one of response surfaces. In these designs, comparative evaluations were made between the interaction of a biochar coming from wood residues of *A. mangium* (BAM) and a synthetic fertilizer -FS- (triple 15), acting alone or in combined form (BAM + FS) in pot or field conditions, with 3 dose levels for BAM- 0, 40, and 80 ton-ha⁻¹ and 3 levels for FS; application at 0% 50% and 100%. By means of the comparative exercise of the statistics, different physical and chemical variables of the soil were evaluated, as well as variables of yield and quality of wood in the plants, to determine the best dose levels of the treatments. In addition, an economic cost-benefit model was proposed for the application of waste converted to biochar in the proposed agroecosystem. The results showed an increase of over 130% in the measurement of the Dickson index (ICD) in seedlings with BAM + FS. There was also an increase in the availability of nutrients such as N, K, P and Ca greater than 30%. Other chemical properties such as pH, cation exchange capacity (CIC), organic matter, and carbon content above 100% were also increased with the addition of the BAM + FS mixture. The measurement of nodules in the roots of the seedlings showed an increase of over 25% in the microbial activity of the rhizosphere of the substrate. No significant differences were found with the application of biochar in the measurement of available water variables and water retention in the substrate. In the field evaluation, increases were found with the application of BAM + FS and only BAM, in the retention and availability of water in the soil of the order of 46 and 242% respectively. Similarly, the availability of nutrients such as N (85%), Ca (715%), Mg (348%), K (561%) and Mn (225%) was increased in the chemical properties. In the CIC, an increase of 110% was found when BAM + FS was applied. On the other hand, the percentages of carbon and organic matter were increased in levels of 63.8 and 71.2% respectively with the addition of the mixture BAM + FS. A higher yield and volume was also found with the application of BAM + FS in the order of 350% and 556% respectively. Both seedlings and plants showed a positive behavior in

their physiology with the inclusion of biochar in the substrate and soil. The optimum for a volume of 8566.9 cm³ of wood from *A. mangium* trees, according to the response surface analysis, were 63.1 ton-ha⁻¹ for BAM and 84.4% for FS. The incorporation of stabilized residues, such as biochar, is viable as an environmental and economic alternative in the agroecosystem under study. In the financial analysis an internal rate of return (IRR) of 6 percentage points was found with the application of the optimum obtained with the response surface in comparison with the conventional fertilization in the plantation. Similarly, the benefit-cost ratio (R (B/C)) was increased by 59% to 12% and 70% to 5% with respect to the standard or conventional plantation. The incorporation of biochar is viable as an environmental and economic alternative in the agroecosystem under study.

Keywords: pyrolysis, agroecosystem, agroecology, organic amendments and organic substrates, response surface model.

Contenido

	Pág.
Resumen y Abstract	III
Lista de figuras	IX
Lista de tablas	XII
Lista de Anexos	XVI
Lista de Símbolos y abreviaturas	XVII
Introducción	1
Capítulo 1	9
1.1. Fundamentos teóricos, antecedentes y zonas de estudio.....	9
1.1.1. Marco teórico	9
1.1.2. Enfoque agroecológico del aprovechamiento de residuos en agroecosistemas	11
1.1.3. Biocarbón.....	14
1.2. Referencias.....	49
Capítulo 2	67
2.1. Evaluación en vivero mediante análisis del sustrato y mediciones en planta del efecto de biocarbón de <i>Acacia mangium</i> W. en la producción de plántulas de <i>A. mangium</i>	67
2.1.1. Resumen y abstract	67
2.1.2. Introducción	68
2.1.3. Materiales y métodos	74
2.1.4. Resultados	79
2.1.5. Discusión.....	99
2.1.6. Conclusiones	117
2.2. Referencias.....	117
Capítulo 3	132
3.1. Estimación del efecto de biocarbón en las propiedades físicas y químicas del suelo en el establecimiento de una plantación de <i>Acacia mangium</i> Willd.....	132
3.1.1. Resumen y Abstract	132
3.1.2. Introducción	133
3.1.3. Materiales y métodos	137
3.1.4. Resultados	139
3.1.5. Discusión.....	154

3.1.6. Conclusiones	162
3.2. Referencias.....	162
Capítulo 4.....	168
4.1 Estimar el efecto del biocarbón en el crecimiento y desarrollo en campo de plantas de <i>Acacia mangium</i> Willd.....	168
4.1.1. Resumen y abstract	168
4.1.2. Introducción	169
4.1.3. Materiales y métodos	172
4.1.3.1. Características del sitio de estudio y diseño estadístico.....	172
4.1.3.2. Establecimiento del ensayo en campo.....	174
4.1.3.3. Medición de atributos morfológicos de <i>A. mangium</i> en condiciones de campo	174
4.1.3.4. Muestras de suelos	176
4.1.4. Resultados	176
4.1.5. Discusión.....	182
4.1.6. Conclusiones	191
4.2. Referencias.....	192
5. Capítulo.....	197
5.1 Diseño de un modelo de superficies de respuesta para determinar el valor óptimo de volumen en <i>Acacia mangium</i> W, utilizando diferentes dosis de biocarbón aplicado al suelo... 197	
5.1.1. Resumen y abstract	197
5.1.2. Introducción	199
5.1.3. Materiales y métodos	202
5.1.4. Resultados del análisis de superficie de respuesta	203
5.1.5. Discusión.....	207
5.1.6. Conclusiones	208
5.2. Referencias.....	209
Capítulo 6.....	212
6.1. Factibilidad económica del uso de biocarbón de <i>Acacia mangium</i> W. como enmienda del suelo en plantaciones de la misma especie.....	212
6.1.1. Resumen y Abstract	212
6.1.2. Introducción	213
6.1.3. Materiales y métodos	216
6.1.4. Resultados	217
6.1.5. Discusión.....	224
6.1.6. Conclusiones	225
6.1.7. Referencias.....	226
Capítulo 7.....	229
7.1 Conclusiones generales.....	229
Referencias.....	237

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1. Flujo de energía en un ecosistema. (Fuente: Gliessman, 2001)	12
Figura 1-2. Procesos en horno de pirólisis (Laird <i>et al.</i> , 2009).....	17
Figura 1-3. Supuesta estructura molecular de un biocarbón A) Modelo de una estructura gráfica microcristalina. B) Estructura aromática con radicales libres de oxígeno y carbón. (Fuente: Bourke <i>et al.</i> , 2007)	20
Figura 2-1. Figura del análisis de varianza para ICD.....	79
Figura 2-2. Análisis de covarianza para retención de humedad en sustrato en la evaluación de las tres presiones.....	81
Figura 2-3. Gráfico de covarianza de los diferentes tratamientos de la variable de retención de agua (RH).	81
Figura 2-4. Análisis de varianza para CIC en sustrato.....	84
Figura 2-5. Análisis de varianza para N en sustrato.....	84
Figura 2-6. Análisis de varianza para P en sustrato.	85
Figura 2-7. Análisis de varianza para materia orgánica en sustrato.....	85
Figura 2-8. Análisis de varianza para carbono orgánico en el sustrato.....	86
Figura 2-9. Análisis de varianza para Na en sustrato.....	86
Figura 2-10. Cambios relativos de la CIC en el sustrato.....	89
Figura 2-11. Cambios relativos de N total en el sustrato.	89
Figura 2-12. Cambios relativos de P en el sustrato.....	90
Figura 2-13. Cambios relativos de la Na en el sustrato.....	90
Figura 2-14. Cambios relativos de carbono orgánico en el sustrato.	91
Figura 2-15. Cambios relativos de la materia orgánica en el sustrato.....	91
Figura 2-16. Análisis de varianza para N muestras foliares.....	93
Figura 2-17. Análisis de varianza para P en muestras foliares.	93
Figura 2-18. Análisis de varianza para K en muestras foliares.	94
Figura 2-19. Análisis de varianza para Ca en muestras foliares.	94
Figura 2-20. Análisis de varianza para Mg en muestras foliares.	95

Figura 2-21. Gráfico de mosaico para tratamiento según grupo de nódulos.....	97
Figura 2-22. Diagrama de dispersión para grupos de nódulos mostrando conglomerados (grupos) tridimensionalmente, en relación con su volumen. Los grupos o conglomerados corresponden a 1=nódulos medianos, 2= nódulos grandes y 3= nódulos pequeños	98
Figura 2-23. Diagrama de barras para grupos de nódulos ubicados en los diferentes tratamientos.	98
Figura 3-1. Muestreo de suelos en diferentes tratamientos.....	138
Figura 3-2. Análisis de varianza para retención de agua en el suelo.....	140
Figura 3-3. Curvas de retención de agua en suelo construida en base a tres puntos de presión (1, 5 y 15 bares) para diferentes tratamientos.....	140
Figura 3-4. Análisis de varianza para agua disponible en el suelo.....	141
Figura 3-5. Análisis de varianza para retención de agua en el suelo.....	143
Figura 3-6. Análisis de varianza para Ca en el suelo.	144
Figura 3-7. Análisis de varianza para Mg en el suelo.	145
Figura 3-8. Análisis de varianza para K en el suelo.....	145
Figura 3-9. Análisis de varianza para Fe en el suelo.....	146
Figura 3-10. Análisis de varianza para Mn en el suelo.	146
Figura 3-11. Análisis de varianza para CIC en el suelo.	148
Figura 3-12. Análisis de varianza para carbono orgánico en el suelo.....	148
Figura 3-13. Análisis de varianza para materia orgánica en el suelo.....	149
Figura 3-14. Análisis de varianza para Ca/K en el suelo.	150
Figura 3-15. Análisis de varianza para Ca/Mg en el suelo.....	150
Figura 3-16. Análisis de varianza para Mg/K en el suelo.	151
Figura 3-17. Análisis de varianza para Ca+Mg/K en el suelo.	151
Figura 3-18. Análisis de varianza para pH en el suelo.....	153
Figura 3-19. Análisis de varianza para P en el suelo.	153
Figura 3-20. Análisis de varianza para C.E. en el suelo.....	154
Figura 4-1. Distribución de árboles de <i>A. mangium</i> en diferentes tratamientos.	174
Figura 4-2. Toma de muestras en diferentes tratamientos.....	174
Figura 4-3. Análisis de varianza para N orgánico en muestras foliares.	181
Figura 4-4. Análisis de varianza para P en muestras foliares.....	181
Figura 4-5. Análisis de varianza para K en muestras foliares.....	182
Figura 4-6. Análisis de varianza para Ca en muestras foliares.	182
Figura 5-1. Puntos de diseño en la superficie de respuesta. En la figura las variables codificadas se	

representan como (-1,1), (1,-1) (1,1) y (-1,-1) en las aristas del cuadrado. Las variables naturales de BAM y FS corresponden a las parejas de números en color azul ubicadas en las aristas del cuadro y en el centro. Las coordenadas de las aristas del rombo corresponden a las parejas del punto medio para BAM y FS. Los números de color púrpura corresponden a los niveles de aplicación de BAM y FS. El óptimo de aplicación esta dado por el punto rojo (pareja de números cercana al centro en azul)203

Figura 5-2. Superficie de respuesta estimada para los dos factores (factor A: ton· ha⁻¹ y factor B: FS).....204

Figura 5-3. Contornos de la superficie estimada para los dos factores (factor A: ton· ha⁻¹ y factor B: FS) con punto óptimo estimado (color verde)204

Figura 5-4. Diagrama de Pareto para variable volumen para los dos factores (factor A: ton· ha⁻¹ y factor B: FS) e interacción AB.....205

Figura 6-1. Cálculos porcentuales de costos de producción y activos por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar).....218

Figura 6-2. Cálculos porcentuales de costos de producción y activos por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar).....219

Figura 6-3. Posibles cálculos porcentuales de costos de producción y activos por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.221

Figura 6-4. Posibles cálculos porcentuales de costos de producción y activos por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%. 221

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1. Degradación de biopolímeros, hemicelulosa, celulosa y lignina a diferentes temperaturas por pirólisis. Fuente: Sjöström (1993).	16
Tabla 2-1. Tratamientos aplicados en el estudio.	76
Tabla 2-2. Medias estimadas en diferentes tratamientos y grupos homogéneos para ICD.	80
Tabla 2-3. Tabla del análisis de covarianza para retención de humedad en sustrato con interacciones de presión y tratamientos.	80
Tabla 2-4. Medias estimadas de retención de humedad de sustrato en diferentes tratamientos.....	81
Tabla 2-5. Tabla del análisis de covarianza para agua disponible en el sustrato.	82
Tabla 2-6. Medias estimadas de agua disponible en el sustrato en diferentes tratamientos.....	82
Tabla 2-7. Análisis de las propiedades químicas del sustrato.	82
Tabla 2-8. Valores de p para algunas variables respuesta en las diferentes propiedades químicas del sustrato.	83
Tabla 2-9. Medias estimadas y grupos homogéneos para propiedades químicas en sustrato	83
Tabla 2-10. Medias de diferencias finales e iniciales de pH en el sustrato.....	87
Tabla 2-11. Medias de diferencias finales e iniciales de K en el sustrato.....	87
Tabla 2-12. Medias de diferencias finales e iniciales de Ca en el sustrato.	88
Tabla 2-13. Medias de diferencias finales e iniciales de Mg en el sustrato.	88
Tabla 2-14. Tabla resumen de los análisis de varianza para elementos químicos en muestras foliares de plántulas.	92
Tabla 2-15. Medias estimadas y grupos homogéneos para diferentes nutrientes en muestras foliares de plántulas de <i>A. mangium</i>	92
Tabla 2-16. Prueba de Kruskal Wallis para estudio de nódulos en raíces.....	95
Tabla 2-17. Prueba Chi-cuadrado de homogeneidad en distribución.	95
Tabla 2-18. Rangos promedio (mm^3) en grupos de nódulos de raíces con máximos y mínimos de los mismos.....	96
Tabla 2-19. Estadísticas descriptivas para los tres grupos de tamaños de nódulos (promedios en mm^3).	96

Tabla 2-20. Prueba de Nemenyi de comparación de rangos promedios en diferentes tratamientos. .97	
Tabla 2-21. Tabla de rangos promedios volumen de nódulos por tratamiento con intervalos de confianza del 95,0%.....97	
Tabla 2-22. Promedios porcentuales y sumatorias en cada tratamiento de nódulos por grupo.99	
Tabla 2-23. Promedios pH en sustrato.99	
Tabla 3-1. . Niveles de tratamientos en el ensayo.....137	
Tabla 3-2. Tabla de análisis de covarianza para retención de humedad en suelo con interacciones de presión y tratamientos.139	
Tabla 3-3. Medias estimadas y grupos homogéneos en retención de humedad del suelo para diferentes tratamientos.139	
Tabla 3-4. Tabla de Ancova para agua disponible en suelo con interacciones de presión y tratamientos.....140	
Tabla 3-5. Medias estimadas y grupos homogéneos de agua disponible para diferentes tratamientos.....141	
Tabla 3-6. Tabla resumen del análisis de varianza para las diferentes respuestas de Factores de significancia para propiedades químicas del suelo con mejores promedios de tratamientos.....142	
Tabla 3-7. Análisis de suelos del ensayo en campo.142	
Tabla 3-8. Tabla de medias estimadas de propiedades químicas en suelo.....142	
Tabla 3-9. Medias estimadas y grupos homogéneos en diferentes nutrientes del suelo.143	
Tabla 3-10. Resumen de análisis de varianza para propiedades y relaciones químicas en el suelo.147	
Tabla 3-11. Medias estimadas y grupos homogéneos en propiedades y relaciones químicas en el suelo.147	
Tabla 3-12. Valores para relaciones de bases intercambiables en suelos.152	
Tabla 3-13. Medias estimadas y grupos homogéneos en diferentes propiedades químicas en el suelo para diferentes tratamientos (prueba Kruskal Wallis).152	
Tabla 4-1. Variables climatológicas del periodo 2013a-2018a tomadas en la estación Carimagua. Municipio Puerto Gaitán. Departamento del meta.....173	
Tabla 4-2. Tabla de análisis de varianza para peso seco, volumen y productos cruzados en madera de <i>A. mangium</i>176	
Tabla 4-3. Medias estimadas para las variables de peso seco del árbol (parte aérea y volumen de fuste en los diferentes tratamientos.177	
Tabla 4-4. Resumen de intervalos de confianza de Bonferroni para comparación entre tratamientos de peso seco del árbol (parte aérea) y volumen. (Las matrices triangulares superiores representan el peso seco y las inferiores el volumen)177	

Tabla 4-5. Tabla resumen de análisis de varianza de mediciones alométricas funcionales en árboles de <i>A.mangium</i>	178
Tabla 4-6. Biomasa total de árboles (raíces, fuste y parte foliar) de <i>A. mangium</i>	179
Tabla 4-7. Medias estimadas para las variables de pesos secos foliares, de tallo y raíces en los diferentes tratamientos.	179
Tabla 4-8. Tabla resumen de análisis de varianza para nutrientes en muestras foliares en árboles de <i>A. mangium</i>	180
Tabla 4-9. Medias estimadas y grupos homogéneos para diferentes nutrientes en muestras foliares de árboles de <i>A. mangium</i>	180
Tabla 5-1. Estadísticas del modelo ajustado.	205
Tabla 5-2. Análisis de varianza para el modelo de superficie de respuesta (diseño central compuesto con estrella ortogonal).	206
Tabla 5-3. Optimización de factores para respuesta (volumen) en variables codificadas.....	207
Tabla 5-4. Medias estimadas para las variables de volumen en los diferentes tratamientos y comparación con óptimo obtenido.	207
Tabla 6-1. Costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por etapas de una plantación de <i>Acacia mangium</i> W. para 600 ha. (estándar). Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento Meta, Colombia.	217
Tabla 6-2. Costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por factores de una plantación de <i>Acacia mangium</i> W. para 600 ha. (estándar). Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento Meta, Colombia.....	218
Tabla 6-3. Posible escenario de costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por etapas de una plantación de <i>Acacia mangium</i> W. de 600 ha con aplicación de 63,1 ton· ha ⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%. Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento del Meta. Colombia.....	219
Tabla 6-4. Posible escenario de costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por factores de una plantación de <i>Acacia mangium</i> W. de 600 ha con aplicación de 63,1 ton· ha ⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%. Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento del Meta. Colombia.....	220
Tabla 6-5. Comparación de costos y activos por etapas de plantación estándar frente a plantación con aplicación de 63,1 ton· ha ⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.	222
Tabla 6-6. Comparación de costos y activos por factores de plantación estándar frente a plantación con aplicación de 63,1 ton· ha ⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.	223

Tabla 6-7. Rentabilidad comparativa entre aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM, FS en nivel de 84,3% y plantación estándar en términos de VAN (valor actual neto de viabilidad del proyecto), TIR (tasa interna de retorno) y R (B/C) (relación beneficio-costos).....223

Lista de Anexos

Anexo 1. Conglomerados para diferentes grupos de nódulos conformados por 1-grupos nódulos medianos, 2- nódulos grandes y 3 nódulos pequeños.	231
Anexo 2. Resumen estadístico para análisis de grupos de nódulos (factores de significancia).....	231
Anexo 3. Resumen de Conglomeración grupos de nódulos conformados por 1-grupos nódulos medianos, 2- nódulos grandes y 3 nódulos pequeños.	232
Anexo 4. Resultados Estimados para nódulos de raíces en <i>A. mangium</i>	232
Anexo 5. Resumen Estadístico nódulos en raíces de <i>A. mangium</i>	233
Anexo 6. Análisis de varianza para nódulos en raíces de <i>A. mangium</i>	233
Anexo 7. Diagrama de puntos múltiple para grupos de nódulos en raíces de <i>A. mangium</i>	233
Anexo 8. Peso seco total (parte aérea) de <i>A. mangium</i>	233
Anexo 9. A. Vista aérea del agroecosistema en estudio. B. Puntos marcados de las diferentes parcelas experimentales.	234
Anexo 10. Instalación, mantenimiento de vivero y medición de plántulas.	234
Anexo 11. Infografía acerca del establecimiento de parcelas en el campo.....	235
Anexo 12. Infografía medición de variables en campo.	235
Anexo 13. Infografía de laboratorio.....	236

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolo o abreviatura	Término
\cong	Aproximadamente igual
$^{\circ}\text{C s}^{-1}$	Grados centígrados por segundo
$\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$	Toneladas por hectárea
ha	hectárea
$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Gramo por kilogramo
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
$\text{Pg CO}^2\text{-C}_e$	Petagramos de dióxido de carbono
p/p	Partes por millón
BAM	Biocarbón de <i>Acacia mangium</i> W.
FS	Fertilizante sintético
BAM + FS	Mezcla de Biocarbón de <i>Acacia mangium</i> W. y Fertilizante sintético
MOS	Materia orgánica del suelo

Introducción

Caporal y Costabeber (2004) establecen la agroecología como “la consolidación del enfoque científico que se nutre de otras disciplinas científicas, de saberes, de conocimientos y experiencias de los propios agricultores y que permite el establecimiento de marcos conceptuales, metodológicos y estratégicos con mayor capacidad para orientar tanto el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables como los procesos de desarrollo rural sustentable”.

Esta perspectiva agroecológica que se dirige hacia el establecimiento de los agroecosistemas sostenibles, se puede entender mediante la metáfora de Gliessman, donde realiza la comparación entre un estanque y la parcela agrícola; en este ejercicio comparativo, el autor establece que a pesar que en el estanque fluyen muchas “cosas” hacia adentro y hacia fuera, este debe estar limpio y productivo.

En la comparación con la agricultura, esta se ve como una corriente y las unidades de producción son los puntos que van a lo largo de esta corriente. Dichas unidades son las parcelas agrícolas donde podemos imaginar, que al igual que en el estanque, entran y salen “cosas”. Estos afluentes internos de la parcela agrícola –luz solar, clima, fertilización y control de plagas y enfermedades- y externos -comercialización de la cosecha y externalidades ambientales- pueden ser de orden natural o antrópico y afectan adentro y fuera del sistema de manera positiva o negativa.

En este sentido la acción que se tome en la unidad agrícola se reflejará en la viabilidad no solo de factores que afecten biológicamente el sistema, sino también externamente en factores socioculturales como la economía rural y la pertenencia en el campo (Gliessman *et al.*, 2004). De igual manera, se podría ampliar la parcela a un agroecosistema y asumir estos afluentes como insumos internos y externos, que van a establecer el nivel de eficiencia, sostenibilidad y productividad del mismo. En consonancia con esto, el agroecosistema debe ser visto –utilizando la analogía expuesta- como un todo, “incluyendo todos los flujos que llegan al estanque”. En este dirección, en la instauración y mantenimiento de los diferentes agroecosistemas se requiere suministrar una y otra vez energía desde el exterior, que apoye y en muchos casos suplante la que

proviene de la radiación solar (Tello *et al.*, 2006). Pero si parte de la energía externa (p.e fertilizantes) que se utiliza en el agroecosistema, puede suplirse desde el interior del mismo (p.e residuos), podría funcionar como un bucle interno, con contribuciones directas e indirectas, integrando no solo la parcela con el agroecosistema finca sino con el paisaje, p.e en el caso de arreglos silvopastoriles, donde dicha energía se podría vincular con la biodiversidad, el control de plagas, con un óptimo estado de los cuerpos de agua y demás servicios ambientales. Asimismo desde una visión antropocentrista el principal propósito de ese bucle energético, al igual que el uso de insumos externos, sería el de obtener un producto final en forma de biomasa con características y cantidades apropiadas para satisfacer las necesidades humanas (Drinkwater *et al.*, 2008).

Durante las últimas décadas se han realizado esfuerzos en la agricultura para incrementar la producción de alimentos y fibras con el objetivo de suplir las necesidades de la sociedad actual. Estas diferentes acciones han actuado sobre los recursos naturales, especialmente sobre el suelo. De igual manera, estas acciones han implicado grandes problemas en este ecosistema, los cuales se traducen en procesos de degradación con la consiguiente pérdida de calidad y productividad del suelo.

Ante este escenario si no se protegen y conservan los suelos, los procesos de degradación impedirán que estos realicen funciones tales como ser un soporte adecuado para las plantas, servir de reservorio de agua y nutrientes, ser reguladores del flujo de agua en el medio ambiente y tener capacidad de amortiguamiento ante potenciales contaminantes. Debido a esto se hace necesario buscar tecnologías innovativas, que aseguren por un lado la conservación y producción de estos suelos y por otra parte que cumplan con los requerimientos de una población mundial en crecimiento.

La industrialización de la agricultura mediante las tecnologías de revolución verde se ha basado en la inyección de grandes flujos energía externa en los suelos de los agroecosistemas que derivan de combustibles fósiles baratos, que a su vez deterioran su eficiencia energética externa, y cuya única compensación que puede considerarse es la reutilización de biomasa que han dejado de serle útil, los desechos (Tello *et al.*, 2006).

Una alternativa sostenible para mejorar factores como la calidad, fertilidad y la calidad de los suelos degradados, es el incluir este tipo de materiales orgánicos al suelo. Se ha establecido que mediante la aplicación de enmiendas orgánicas se mejora el estado de los nutrientes en los suelos,

aumentando las fuentes de macro y micro elementos, y mejorando de esta manera las funciones y procesos físico-químicos del suelo (FAO, 2010).

Una de las fuentes de estos tipos de materiales se encuentra en los diferentes residuos orgánicos, provenientes de las industrias y las actividades agrícolas; si se pueden establecer aplicaciones de estos tipos de materiales al suelo, no solo se estará contribuyendo a buscar alternativas en cuanto al aporte de materia orgánica y nutrientes, sino a una eliminación racional de residuos en los diferentes ecosistemas que pueden suponer diversos problemas. Un ejemplo de estos materiales son los lodos o biosólidos. Por ejemplo, muchos trabajos han demostrado la importancia de los lodos provenientes de plantas de tratamientos (PTAR); particularmente la aplicación de lodos aumenta la cantidad de materia orgánica, incrementa la fertilidad y mejora las propiedades físicas del suelo.

El incremento relacionado con el aumento en las actividades agrícolas y de agroforestería en el planeta, conduce a una producción cada vez mayor de residuos. De hecho, la producción anual de estos desechos para la primera década, se calculaba que podría estar en el orden de 500 millones de toneladas (Sánchez, 2009). En el aprovechamiento de estos residuos, los agroecosistemas forestales pueden jugar un papel clave, debido a los grandes volúmenes de material sobrante de las prácticas de manejo de las plantaciones. En la última década cerca de 1200 millones de hectáreas se han ordenado para la obtención de productos maderables.

Para 2014 en el trópico se produjeron alrededor de 50 millones de metros cúbicos de madera, lo que representa el 90% de la producción mundial, donde se esperaba un aumento para el periodo 2015-2016 del 3.7 al 4.4% (IMF, 2015a). Por su parte en Latinoamérica la producción de estos productos para el 2014 fue de 19 millones de metros cúbicos –participación del 34% a nivel mundial-(FAO, 2010).

En Colombia la agroindustria forestal se encuentra en una etapa de crecimiento. La Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF)¹ estima que en Colombia actualmente se sobrepasan los 17 millones de hectáreas con aptitud forestal. Sin embargo, el informe técnico de zonificación para plantaciones forestales con fines comerciales realizado por el Ministerio de

¹ CONIF se ha encargado de actualizar la estimación de tierras con aptitud forestal que en el 2004 fueron de 16 millones de has. A 2008 se estimó un total de 17.313.006 has

Agricultura y Desarrollo Rural para el 2015, tiene aún datos más optimistas en cuanto a la situación de estas plantaciones; según el estudio el país cuenta con 24 millones de hectáreas aptas para la plantación de especies forestales de las cuales el 39% presenta una aptitud alta, el 25% una aptitud media y el 46% una aptitud baja. De igual manera, el informe reporta que actualmente el sector forestal aporta el 0,2% del PIB en Colombia y genera alrededor de 74 mil empleos directos.

El potencial de la agroforestería en Colombia presenta una oportunidad no solamente por el beneficio de productos principales (madera, manufacturas de madera y pastas de madera para producción de pulpa, entre otros), sino en el aprovechamiento de los residuos que derivan de las prácticas de cultivo (raleo, residuos de aserrín y lodos de papel) que podrían ser utilizados para producción de energía y como alternativa en mejora de las propiedades del suelo de las mismas plantaciones.

En este sentido, actualmente se trabaja en varias tecnologías que estudian los beneficios de estos residuos aplicados a los suelos de los agroecosistemas. Dentro de éstas, se ha estudiado que el biocarbón podría funcionar como una alternativa para obtener ganancia de dichos desperdicios, mediante su uso en el suelo. Varios investigadores (Chan *et al.*, 2007; Lehmann y Joseph, 2009; Ippolito *et al.*, 2011; Mukherjee y Lal, 2013 e IMF, 2015^a entre otros) han reconocido cambios positivos al aplicárselo al suelo y su empleo podría llevar a aumentos de producción en el campo.

El biocarbón es un producto que se puede obtener de cualquier tipo de biomasa y que se diferencia del carbón vegetal en que tiene bondades de acondicionador del suelo y de almacenamiento de carbono (Verheijen *et al.*, 2009). Este material es producido a través de un proceso termoquímico en condiciones de baja presencia de oxígeno conocido como pirólisis (Verheijen *et al.*, 2010).

La tecnología basada en la conversión de residuos de los agroecosistemas -como productos de valor agregado- a productos como el biofuel, biocarbón y bioaceite, ha captado una gran atención en los últimos años, esto atribuido a buscar alternativas en cuanto a la alta demanda energética – dependiente de recursos no renovables-, al aprovechamiento de residuos que aumentan costos y que pueden ser fuentes de patógenos, a la necesidad de reducción de gases de efecto de invernadero (GEI) y a la búsqueda de alternativas para recuperación de áreas degradadas en los suelos del mundo (Lehmann, 2007).

En la última década se han desarrollado gran cantidad de estudios alrededor del mundo referente a

los biocarbones; en África, en países como Ghana, Zambia y Sudáfrica, se han llevado a cabo trabajos que estudian la recuperación de residuos provenientes de cosechas agrícolas, desechos de procesamiento de madera, residuos urbanos, lodos de plantas de tratamientos y desechos de la industria avícola para su conversión a biocarbón (Haggblade y Tembo, 2003; Duku *et al.*, 2011; Sika y Hardie, 2014). En otras partes del mundo también se han desarrollado trabajos al respecto. Por su parte el continente asiático ha estado a la vanguardia de estas investigaciones; en evaluaciones realizadas en la China, India, Malasia y Japón se han evaluado no sólo las caracterizaciones de estos compuestos, sino sus interacciones con los componentes físicos y químicos del suelo, estudiando desde el potencial como enmienda en el suelo hasta la carga de metales pesados que se encuentran en estos materiales (Kanyaporn, 2012; Suppadit *et al.*, 2012; Ahmad *et al.*, 2013; Reddy *et al.*, 2013; Zainab *et al.*, 2013; Mahtab *et al.*, 2014; Parmar *et al.*, 2014; Shariff *et al.*, 2014). En Europa estudios como el de Mimmo *et al.* (2014) evaluaron efectos de la temperatura en las propiedades físico-químicas en su conversión a biocarbón de una especie forrajera (*Miscanthus giganteus*).

Asimismo Marchetti *et al.* (2012) analizaron la influencia de biocarbones provenientes de excretas de animales, en la retención de carbono en el suelo y varios investigadores de la región han estudiado diferentes características como pH, CIC y aumento de materia orgánica con relación a la adición de biocarbones en el suelo en los últimos años (Verheijen *et al.*, 2009; Verheijen *et al.*, 2010; Abenza, 2012;).

Por su parte en la región de Norteamérica también se ha llevado a cabo gran cantidad de estudios referentes al tema; una gran diversidad de investigadores norteamericanos han trabajado en la última década en los biocarbones en consonancia con los estudios realizados en el mundo. Autores como Lehman (2007), Spokas (2009) y Laird (2009), entre otros, han caracterizado diferentes biocarbones y evaluado características como potencial de adsorción en el suelo, mejoramiento en la calidad del suelo, estructura molecular de la biomasa para elaboración de biocarbón, el impacto de biocarbón sobre la emisión de GEI provenientes del suelo y el análisis físico-químico en gran cantidad de biocarbones provenientes de residuos de cosecha (Spokas *et al.*, 2009; Spokas y Reicosky, 2009; Keiluweit *et al.*, 2010; Laird *et al.*, 2010; Mukherjee y Lal, 2013; Revell *et al.*, 2013;).

En Latinoamérica se podría citar a países como Brasil, Argentina y México donde se han estudiado este tipo de materiales; Brasil ha sido pionero en las investigaciones de: análisis de captura de carbono, mitigación por parte de biocarbones en emisiones de GEI, análisis termogravimétricos de

biomasa para preparación de biocarbón y adsorción de metales pesados por parte de mezclas de biocarbones (Rezende *et al.*, 2011; Vieira *et al.*, 2012; Ortiz-Prieto *et al.*, 2014). En la Argentina y México se han realizado algunas investigaciones del tema.

Estos trabajos se han basado particularmente en la conversión de biosólidos a biocarbón mediante pirólisis y aprovechamiento de residuos agroforestales y de cosecha de cultivo y su transformación a estos materiales (Medina *et al.*, 2009; Gurevich *et al.*, 2011; Gurevich *et al.*, 2012). Por su parte en Colombia, los estudios en biocarbones son incipientes y se tiene poca información relacionada con los efectos que pueda tener en los suelos locales. Sin embargo, algunos investigadores (Garzón, 2010; Gómez *et al.*, 2010; Preston, 2013) han realizado revisiones del tema y trabajos sobre caracterización de diferentes materiales y evaluaciones en aplicaciones de biocarbones en rendimientos de varios cultivos.

Esta investigación ha constituido un desafío en el sentido de contribuir al aporte de alternativas innovativas frente a tecnologías convencionales en la producción de fibras y alimentos. Asimismo al abarcar la mayor cantidad de análisis posibles en las diferentes variables en este estudio, se demuestra la complejidad que se puede estudiar desde la visión agroecológica. Los objetivos de esta investigación fueron 1. Evaluar mediante el análisis del sustrato y mediciones en planta el efecto del biocarbón en la producción de plántulas de *Acacia mangium* W. en vivero. 2. Estimar el efecto del biocarbón usado como enmienda en las propiedades físicas y químicas del suelo en una plantación de *Acacia mangium* W. 3. Estimar el efecto del biocarbón usado como enmienda en el crecimiento y desarrollo de campo de plantas de *Acacia mangium* W. 4. Diseñar un modelo de superficies de respuesta para determinar el valor óptimo de volumen en *Acacia mangium* W, utilizando diferentes dosis de un biocarbón en mezcla con fertilizante sintético aplicado al suelo. 5. Determinar el uso económico de los residuos orgánicos del agroecosistema estudiado mediante la relación de costo-beneficio en la relación crecimiento/forma de fuste con la aplicación de un biocarbón usado como enmienda en una plantación de *Acacia mangium* W.

La estructura del presente documento consta de seis capítulos donde se presentan, particularmente en los capítulos del 2 al 6, la metodología y los resultados para el cumplimiento de cada objetivo planteado de esta tesis doctoral.

El primer capítulo, se titula “Fundamentos teóricos, antecedentes y zona de estudio. Aquí se presenta el contexto desde un marco agroecológico del aprovechamiento de residuos en los

agroecosistemas”, su posible alternativa al ser estabilizados en forma de biocarbón y una completa caracterización de este material. También se detalla los principales factores que hacen productivo a un vivero forestal. Asimismo, se establece la identificación de la zona de estudio y de su composición sociocultural. En este capítulo fundamentalmente se pretende dar al lector un acercamiento al trabajo en general teniendo como apoyo un fuerte revisión de literatura.

En el segundo capítulo titulado “Evaluación en vivero mediante análisis del sustrato y mediciones en planta del efecto de biocarbón de *A. mangium* en la producción de plántulas de *A. mangium*”, se estudia mediante el análisis de las propiedades físicas, químicas y biológicas del sustrato las posibles modificaciones, sinérgias y antagonismos al incluir el biocarbón y el fertilizante de síntesis (solos y en mezcla) en el sustrato. De igual manera se evalúan los atributos morfológicos de las plántulas para determinar su menor o mayor viabilidad en campo, cuando se adicionan los dos materiales, y asimismo, relacionando el potencial de cada uno de ellos con la fisiología de la plántula. Específicamente, se quiere estimar el comportamiento tanto de las de las plántulas evaluadas como el sustrato con la adición de residuos estabilizados, en particular en forma de biocarbón.

El tercer capítulo se denomina “Estimación del efecto de biocarbón en las propiedades físicas y químicas del suelo en el establecimiento de una plantación de *A. mangium*”. En este capítulo se evalúa la posible mejora de las diferentes propiedades del suelo mediante la incorporación de los residuos de madera del mismo agroecosistema, estabilizados como biocarbón en combinación con fertilizante sintético o en tratamientos individuales. Uno de los objetivos específicos de este capítulo correspondió a encontrar correlaciones entre el posible aumento de propiedades químicas, tales como la CIC y el pH, con la adición de los diferentes niveles de biocarbón solo o ne mezcla con el fertilizante sintético.

El cuarto capítulo titulado “Estimación del efecto del biocarbón en el crecimiento y desarrollo en campo de plantas de *A. mangium*”, analiza -mediante la medición de atributos morfológicos y cálculos de índices- una posible mejora en la calidad de madera -con los tratamientos utilizado en el capítulo anterior- estudiando la estructura de la planta, su fisiología y la correlación con los análisis del suelo evaluados en el tercer capítulo. Específicamente en este capítulo se analizó las posibles relaciones causales entre la adición del biocarbón y el aumento del volumen del fuste y el rendimiento de la parte aérea en la planta.

El capítulo quinto denominado “Diseño de un modelo de superficies de respuesta para determinar el valor óptimo de volumen en *A. mangium*”, utilizando diferentes dosis de biocarbón aplicado al suelo, analiza mediante la metodología estadística de superficie de respuesta, el óptimo de la variable volumen en dos tratamientos para poder establecer los posibles niveles a utilizar en los dos materiales (biocarbón y fertilizante sintético), teniendo así un estimativo del aumento del volumen de madera en la plantación de *A. mangium* estudiada. Uno de los objetivos específicos de este capítulo fue el de encontrar aumento en el volumen del fuste de las plantas *A. mangium*.

En el capítulo 6 titulado “Factibilidad económica de la utilización de biocarbón de *Acacia mangium* W. como enmienda del suelo en plantaciones de la misma especie.”, se vincula un análisis económico de costo beneficio de los residuos orgánicos –estabilizados como biocarbón– con la aplicación convencional de fertilización inorgánica que se realiza en la plantación, relacionándolo con los mayores volúmenes del fuste de los árboles. Específicamente en este capítulo se realizó un ejercicio comparativo desde lo económico, entre el manejo convencional de la plantación y el óptimo de aplicación encontrado en el capítulo 5.

Finalmente en el capítulo 7 se realizan las conclusiones generales de todo el trabajo enmarcando los hallazgos desde la perspectiva agroecológica y estableciendo posibles preguntas para investigaciones futuras del tema.

En la presente investigación se generaron inquietudes interesantes en cuanto al uso y aprovechamiento de los recursos internos del agroecosistema mediante un amplio estudio del sustrato, suelo y fisiología de la planta. Igualmente en posibles alternativas que reduzcan costos ambientales y económicos para el agroecosistema en estudio y su posible extrapolación a agroecosistemas adyacentes.

Capítulo 1

1.1. Fundamentos teóricos, antecedentes y zonas de estudio

1.1.1. Marco teórico

El suelo es un recurso natural que según la Soil Survey Staff (1999) se define como “Un cuerpo natural compuesto de sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurre en la superficie de la tierra, ocupa un espacio y se caracteriza porque tiene horizontes o capas que se diferencian del material inicial como resultado de las adiciones, pérdidas, translocaciones y transformaciones de energía y materia o porque es capaz de soportar plantas arraigadas en un ambiente natural”. A su vez, Rodríguez (2013) complementa este concepto aduciendo que la formación del suelo se da a través de procesos físicos, químicos y biológicos por meteorización del material parental y la mineralización de la materia orgánica en largos periodos de tiempo. Sin embargo, a pesar de los largos tiempos de formación, se considera al suelo como un recurso no renovable, por lo menos en una escala temporal humana. Cuando se establece esta consideración, se deben tener en cuenta factores de manejo para el uso y cuidado de este recurso, que no conlleven a los procesos de degradación que puedan interferir en la producción de alimentos y fibras que suplen a la población mundial.

Los procesos de degradación de tierras, representados por fenómenos como la erosión, desertificación, salinización y compactación entre otros, han aumentado en los últimos años, especialmente en las áreas cercanas a las grandes urbes y en los centros de desarrollo agropecuario y de minería. En Colombia cerca de 19 millones de hectáreas están en riesgo de perder su productividad debido al mal estado de los suelos, según lo establece el informe del estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2012, 2013 y 2014. Entre otros aspectos, el informe determina que el 73% de los suelos tienen un alto grado de erosión y el 51 % de suelos con vocaciones agrícolas y forestales se encuentran con un grave deterioro (IDEAM, 2015). Este escenario conduce a una necesidad imperante de búsqueda de alternativas para su protección, desde una visión de conservación que lleve a su sostenibilidad. Para ello es necesario estudiar tecnologías que promuevan estándares de calidad en el suelo, tales como; *productividad* –

capacidad de un suelo para mejorar la producción vegetal y biológica-, *calidad medioambiental* – disposición del suelos a atenuar los efectos de contaminación y patogenicidad en los suelos- y la *relación* que existe entre calidad del suelo, salud de la planta y el hombre (Rodríguez, 2013).

Una de esas alternativas provenientes del mismo agroecosistema para aumentar la funcionalidad del suelo es el aprovechamiento de los desechos agrícolas e industriales. Estos son materiales sobrantes de diferentes actividades antrópicas que tienen un gran potencial en cuanto a generación de energía y en su aplicación en los suelos. Las actividades humanas producen gran variedad de residuos de tipo orgánico de origen agrícolas, forestales, urbanos, ganaderos e industriales. Estos residuos vienen superando los mecanismos naturales de reciclaje y autodepuración de los sistemas (Rivera-Becerril *et al.*, 2002). Particularmente, en los sistemas agrícolas, los desperdicios que provienen de esta actividad se han convertido en una carga a cambio de ser un recurso aprovechable. En este sentido, el suelo puede transformarse en un amortiguador de estos residuos (Altieri, 2014).

Estas estrategias deben enmarcarse en una gestión de calidad integral en los agroecosistemas, con variedades adaptadas a los nuevos entornos y que mediante su integración a prácticas de conservación y recuperación de los suelos -como la búsqueda de una fertilización inorgánica razonable, el aporte de fertilizantes orgánicos y biofertilizantes y con el estudio de alternativas como acondicionadores orgánicos- podrían conformarse como posible ruta para el aumento de la fertilidad en los mismos (Funes-Monzote y Monzote, 2001; Sánchez, 2011).

En cuanto a los fertilizantes y acondicionadores orgánicos, existen estudios que hacen pensar que mediante el apoyo de materiales provenientes de tecnologías recientes de aprovechamiento de residuos, la fertilización orgánica tendría un potencial futuro en la recuperación de suelos y consecuentemente en el mantenimiento y aumento de producción de alimentos y fibras en el mundo (Yamoah *et al.*, 2002). Entre las diferentes opciones que se basan en el aprovechamiento de residuos y su utilización como enmienda del suelo, –y que cumplen con las características antes mencionadas- se encuentra la aplicación de biocarbones en el suelo, la cual surge como una opción interesante, debido a la gran cantidad de trabajos realizados sobre el tema en diferentes partes del mundo, donde se han encontrado resultados tales como el mejoramiento de diferentes propiedades en el suelo y un mayor desarrollo en las plantas (Chan *et al.*, 2007; Chan *et al.*, 2008). Sin embargo, las investigaciones de estos materiales en nuestro país son pocas y la información sobre su efecto en el suelo y las plantas se reduce a unos pocos trabajos.

Es importante anotar que la producción del biocarbón se dirige hacia dos aspectos: secuestro de carbono y como enmienda en los suelos. En este último aspecto se centró la investigación, donde, mediante el estudio a nivel de laboratorio, vivero, invernadero y campo, se analizará el aporte de los biocarbones en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en agroecosistemas forestales, teniendo como estudio particular el mejoramiento de ciertas características vegetativas y de rendimiento en la especie *Acacia mangium* W.

1.1.2. Enfoque agroecológico del aprovechamiento de residuos en agroecosistemas

La agroecología no sólo analiza los agroecosistemas unidimensionalmente, sino que también envuelve el entendimiento de componentes económicos ambientales y sociales de manera holística, enfatizando las interrelaciones entre dichos componentes y la dinámica compleja de los procesos ecológicos (Vandermeer, 1995; Gliessman, 2001). Asimismo, Gliessman (1998) propone que uno de los principales papeles de la agroecología es el de facilitar el diseño y manejo de producción sostenible de alimentos, productos y fibras e investigar el sinergismo que ayude a aliviar los problemas que enfrenta los sistemas de producción convencional. Es importante notar que el componente fundamental sobre el que actúa la agroecología es el conocimiento de los elementos y procesos que regulan el funcionamiento de los agroecosistemas (Bello *et al.*, 2008). La agroecología considera a los agroecosistemas como unidades fundamentales de estudio y analiza como un todo los ciclos minerales, la transformación de energía, los procesos biológicos y las relaciones socioeconómicas (Altieri y Nicholls, 2007). Odum (1999) amplía este concepto definiendo a los agroecosistemas como ecosistemas naturales transformados a través de subsidios energéticos, con el fin de aumentar la producción de alimentos y fibras vegetales fácilmente cultivables, procesables y de amplio uso. En consecuencia, para el autor, los agroecosistemas son ecosistemas naturales subsidiados manejados por el hombre e impulsados por la energía solar. A su vez Tello *et al.*, 2006 amplían el concepto -desde lo energético- del agroecosistema hacia una perspectiva social considerándolo como “un bucle energético a través del cual las sociedades humanas invierten una determinada cantidad de flujos energéticos, ya sea como inputs internos o externos, con el fin de apropiarse, redirigir y transformar una dotación determinada de energía solar convertida en producción primaria neta de biomasa a través de la fotosíntesis que tiene lugar en su interior”.

De otro lado, Kluver (1956) establece la idea de “unidad bioquímica de la vida” afirmando que

“toda la vida está conectada por el reciclado de la materia y todos los organismos están conectados a través de la red de los ecosistemas”. Un ecosistema natural bien desarrollado, maduro, es relativamente estable, auto sostenible, con una gran capacidad de resiliencia y es capaz de mantener su productividad utilizando insumos energéticos que provienen solamente de la radiación solar (Figura 1-1). Cuando extendemos el concepto de ecosistema natural a la agricultura y consideramos los sistemas agrícolas como agroecosistemas, tenemos los argumentos para ir más allá de las mediciones tradicionales de rendimiento y retorno económico que usualmente se evalúan en los sistemas de producción agrícola convencionales (Gliessman, 2001).

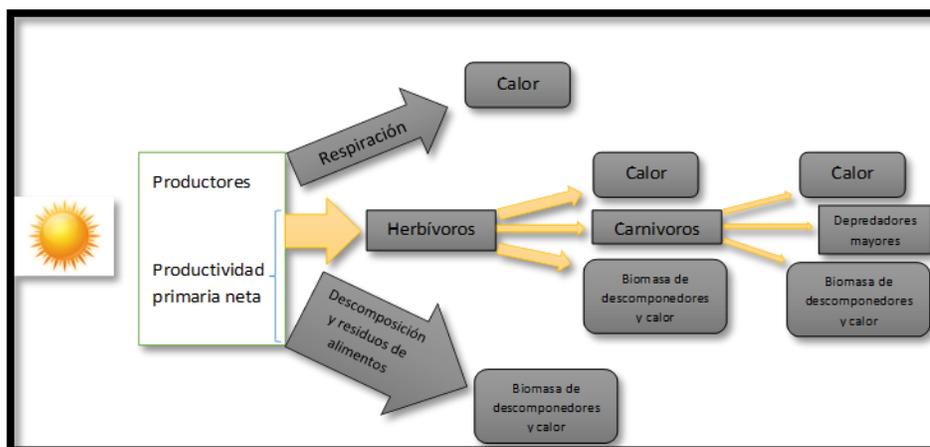


Figura 1-1. Flujo de energía en un ecosistema. (Fuente: adaptado Gliessman, 2001)

Dentro del marco de la agroecología la integridad del agroecosistema depende de múltiples factores; de las asociaciones entre un modelo preciso de uso de los recursos, de la diversidad de plantas de cultivo y las que no se involucran directamente con éste, del funcionamiento continuo de la comunidad macro y microbiana dentro y fuera del suelo y de los subsidios internos basados en el aprovechamiento de la biomasa del mismo agroecosistema (Gadd, 2008).

Asimismo, el aprovechamiento de los residuos orgánicos derivados de las actividades agronómicas, puede ser utilizado como herramienta agroecológica, ya que es un insumo interno del agroecosistema derivado directamente de la fotosíntesis convertida en biomasa. Esta biomasa proviene de la energía almacenada en las estructuras químicas, que fluyen dentro de los agroecosistemas como resultado de la captura de energía solar por la plantas, productoras del sistema. A ésta se le debe permitir acumularse dentro del agroecosistema de manera tal que pueda contribuir a procesos internos del mismo, tales como aumento de la fertilidad y el mantenimiento

de los servicios ambientales. Para determinar la funcionalidad de la biomasa dentro del agroecosistema es necesario relacionarla con el papel energético que cumple dentro de éste.

El tipo y la eficiencia de la energía es el principal referente de diferenciación entre los ecosistemas naturales y los agroecosistemas; en estos últimos además de la energía lumínica, se utilizan otras fuentes de energía, principalmente la energía fósil que constituye el más importante recurso y que adicionalmente es motivo de preocupación por ser un recurso no renovable. Dentro de este tipo de entradas de energías se encuentran los combustibles, el riego, fertilizantes, plaguicidas, laboreo entre otros. De igual manera como estos insumos se pueden convertir en valores energéticos, la biomasa de las plantas también puede expresarse en términos de energía (Lombardo *et al.*, 2014; Sarandón, 2002a).

En principio la creación de biomasa en el ecosistema se basa en el flujo de energía, donde la energía emitida por el sol es recibida por las plantas y sufre numerosas transformaciones físicas al convertir la energía lumínica en química (Odum, 1999). Los componentes capaces de fotosintetizar –llamados productores primarios- son los encargados de producir biomasa en el ecosistema. El producto de la fotosíntesis es la producción primaria bruta; una vez la planta sustrae esta energía para su propio mantenimiento se obtiene la producción primaria neta. Este balance entre las producciones bruta y neta va a determinar la acumulación de biomasa en el ecosistema (Gliessman, 2001). En el caso de los agroecosistemas esta acumulación de la biomasa será parte de la producción entendida como acumulación de biomasa por tiempo y área, pero asimismo se van a generar excedentes, los residuos de dicha producción. En este sentido el suelo cumple una labor fundamental en la disposición de estos desechos. Estos residuos o desechos pueden ser introducidos al suelo, lo que contribuirá en que la energía de entrada inicial no abandone el sistema, cerrándose así el ciclo energético por medio del aporte de materia orgánica, de apoyo a las condiciones físicas y químicas del suelo y en general de aportar condiciones óptimas para que las plantas vuelvan a generar biomasa.

Este aprovechamiento de los desechos de los agroecosistemas se puede llevar a cabo mediante diferentes tecnologías –compostaje o vermicompostaje- o a través de prácticas milenarias que fueron olvidadas con la llegada de la revolución verde. Una de estas tecnologías o prácticas que resurge como una propuesta novedosa – si serlo ya que su uso data de cientos a miles de años- es el biocarbón, Materiales que consisten en la conversión a carbón de residuos orgánicos a través de pirólisis, la cual se entiende como la incineración de materiales

(especialmente orgánicos) con bajos niveles de oxígeno.

1.1.3. Biocarbón

1.1.3.1. Suelos de Terra preta

Smith en 1879 y Harrt en 1885, consignaron la existencia de unos suelos oscuros y fértiles en la Amazonia brasileña; sin embargo, aunque no pudieron precisar su origen, las teorías se inclinan hacia una formación de tipo antropogénico (Woods, 2004). Los segmentos conocidos como suelos de tierras negras o *Terra preta* do indo, se han encontrado en gran proporción en la Amazonia y se caracterizan por presentar características completamente diferentes a los suelos encontrados en la región y por contener un gran almacenamiento de materia orgánica y altos niveles de nutrientes (Glaser *et al.*, 2001; Glaser, 2007).

Sin embargo, a pesar que hace algunas décadas se consideraba que este tipo de suelos se encontraban únicamente en la Amazonia, autores como Ishii y Kadoya (1994), Orlando (2012) y Sheil *et al.* (2012) han reportado este tipo de suelos en localidades de México, África, Japón y Estados Unidos de América, con evidencias de existencia de más de 10 mil años. Estos suelos se han encontrado en pequeñas áreas (10-200 m) aunque no obstante se han determinado zonas de hasta 350 km (Smith, 1999). En la actualidad se estima un área cubierta por estos suelos que abarca de 6000 a 18000 Km² en el mundo (Sombroek y Carvalho de Souza, 2002).

Falcao (2012) aduce la formación de estos suelos en el Amazonas a la incorporación de materiales orgánicos derivados de la quema por parte de las comunidades indígenas. Según Glaser *et al.* (2001) la mayoría de este carbón pirogénico proviene de carbón de cocina y restos de incendios. La adición de estos materiales confieren a los suelos de *Terra preta* un color negro en su perfil edáfico, altos niveles de humedad, mayor capacidad de intercambio catiónico, elevados niveles de carbón y altos contenidos de materia orgánica y nutrientes - N, P, K y Ca- (Lehman y Joseph, 2009). En comparación de nutrientes entre los suelos de Terra preta y los suelos colindantes - Ferrisoles, Acrisoles y Arenosoles-, los suelos de *Terra preta* se caracterizan por altos niveles de P, N y nutrientes básicos, mientras que los suelos alledaños mencionados contienen bajas cantidades en la mayoría de nutrientes (Costa y Kern, 1999; Lehmann *et al.*, 2003).

En 1966 en su publicación “Suelos de la Amazonia”, el investigador holandés Win Sombroek estudió estos suelos y tiempo después impulsó la idea de desarrollar nuevas tierras negras como

almacenes de carbono y mejoramiento de los suelos (Woods y McCann, 1999; Lehmann *et al.*, 2003). De aquí se origina el interés particular en el estudio del biocarbón, donde se intenta recrear este tipo de suelos, incinerando desechos orgánicos a través de procesos pirolíticos e incorporándolos en el suelo.

1.1.3.2. Biocarbón; definición, características generales y procesos de obtención

Los biocarbones, también conocidos como pirolizados o biochar, son productos sólidos de grano fino y poroso, obtenidos de una conversión térmica de biomasa en un ambiente limitado de oxígeno, similares al carbón producido por quema natural y con una gran estabilidad en el suelo en comparación con la materia orgánica de la que provienen (Lehmann y Joseph, 2009; IBI, 2012).

Según Amonette *et al.*, 2009 el biocarbón tiene un elevado contenido de carbono orgánico, con alta resistencia a la descomposición y con altos tiempos de residencia en los suelos que evitan su transformación y pronta liberación de CO₂ a la atmósfera. Con referencia a esto, los biocarbones crean un depósito de carbono recalcitrante (carbono-negativo) el cual funciona como red de captura de carbono (FAO 2004). Asimismo, estos materiales actuando como enmienda en el suelo pueden mejorar su condición física, propender a una mejor absorción de nutrientes, aumentar la retención catiónica y reducir emisiones de N₂O (Lehmann *et al.*, 2005; Lehmann, 2007).

Las características generales de los biocarbones se pueden resumir en las siguientes propiedades:

- Estabilidad en el ambiente: esta propiedad está relacionada con la recalcitrancia de estos materiales en el suelo; cuando los biocarbones se encuentran en ambientes de alta temperatura y humedad, la superficie de estos se oxida a través del tiempo. A pesar de esto los macronutrientes permanecen, mejorando de esta manera el suelo en sus propiedades físicas y químicas (Ippolito *et al.*, 2015).
- Propiedades de absorción: el biocarbón se muestra como bioremediador y absorbente de nutrientes y gases (N₂O particularmente) (Lehmann, 2007).
- Porosidad del suelo: poseen alta capacidad de retención del agua y densidad aparente baja; gran cantidad de investigaciones concuerdan en que la adición de biocarbón al suelo aumenta la porosidad, reduce la densidad aparente e incrementa la retención del agua, esto debido a la naturaleza de la partícula (forma y tamaño) del biocarbón y al efecto de aumento del área superficial (Reddy *et al.*, 2013).

1.1.3.3. Procesos de obtención

Las tecnologías termoquímicas son la base para la obtención del biocarbón. Estas se pueden clasificar en pirólisis lenta, pirólisis ultrarrápida, pirólisis rápida, y gasificación (Laird *et al.*, 2009; Brick, 2010). Tanto la pirólisis como la gasificación son tecnologías para transformar diversas materias primas de biomasa en diferentes productos, tales como bio-aceite, biocarbón y gas de síntesis (syngas).

De acuerdo a esto, según Laird *et al.* (2009) la pirólisis es un proceso termoquímico que ocurre en ausencia de oxígeno y que se puede usar para convertir biomasa de baja densidad energética ($\sim 1.5 \text{ GJ m}^{-3}$) y otros materiales orgánicos a:

- Líquidos de alta densidad energética como bio-aceites ($\cong 22 \text{ GJ m}^{-3}$ o ($\cong 17 \text{ MJ kg}^{-1}$)
- Sólidos de alta densidad energética como biocarbón (18 GJ kg^{-1})
- Gas de baja densidad energética como el gas de síntesis (syngas) ($\cong 6 \text{ GJ kg}^{-1}$)

Casi cualquier forma de materia orgánica puede ser pirolizada; sin embargo la eficiencia de conversión y la calidad de los bio-aceites, biocarbón y síntesis de gas, van a depender de la naturaleza de la materia prima. El establecer el tipo de materia prima es importante porque determina variables como la cantidad de carbono, el tipo y cantidad de elementos del biocarbón y el producto a obtener. En este sentido, los materiales lignocelulósicos con alto contenido de elementos alcalinos (Na, Ca, K y Mg) resultan en altos rendimientos en biocarbón y bajos rendimientos y calidades en bio-aceites. Por su parte, las materias primas ricas en celulosa producen bio-aceites ricos en azúcares pirolíticos y ácidos orgánicos de bajos pesos moleculares, lo cual se traduce en alta densidad energética. En la tabla 1-1 se establecen las diferentes temperaturas a las cuales se degradan los materiales compuestos por los tres biopolímeros –lignina, hemicelulosa y celulosa- .

Tabla 1-1. Degradación de biopolímeros, hemicelulosa, celulosa y lignina a diferentes temperaturas por pirólisis. Fuente: Sjöström (1993).

Temperatura de Pirólisis(°C)	
Materiales orgánicos	120
Hemicelulosa	200-260
Celulosa	240-350
Lignina	280-500

El proceso básico de la pirólisis comprende el calentamiento de materiales orgánicos en ausencia

de oxígeno por arriba de 400°C . Con estas temperaturas los materiales se descomponen térmicamente liberando dos fases; una de vapor y una fase sólida residual (biocarbón). En la producción de bio-aceites mediante pirólisis, los vapores se enfrían ocurriendo una condensación en compuestos líquidos polares y de alto peso molecular. De otro lado, en la fase gaseosa permanecen los compuestos de bajo peso molecular (gas de síntesis o syngas) (Laird *et al.*, 2011).

Las transformaciones químicas y físicas en este proceso son complejas y dependen de dos factores fundamentales; de la materia prima del sustrato y las condiciones de pirólisis. De igual manera estos dos factores van a determinar las condiciones físicas y químicas del biocarbón (Verheijen *et al.*, 2009).

En la figura 1-2 se muestra la producción de biocarbón en un horno pirolizador mediante pirólisis lenta; aquí se ve cómo las fuentes de energía el biocarbón, la electricidad y el calor son los productos primarios del flujo de energía. La energía en esta clase de hornos proviene de dos partes: por un lado los gases de pirólisis se consumen para generar calor para la pirólisis y por otro una turbina de gas que posee el horno para la generación de dicha energía.

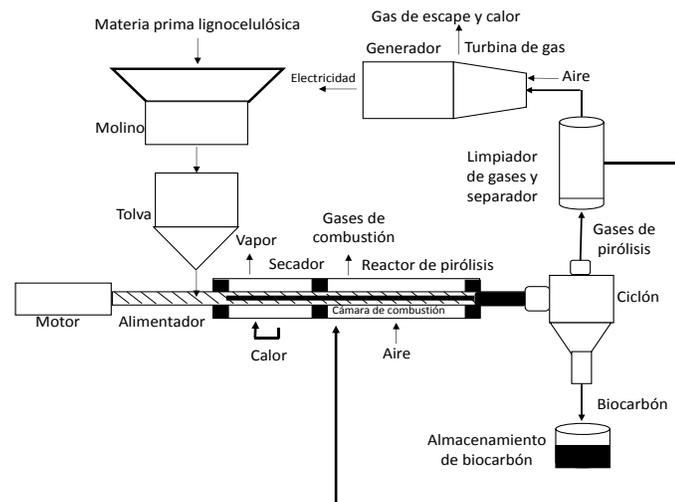


Figura 1-2. Procesos en horno de pirólisis (Laird *et al.*, 2009)

1.1.3.3.1. Pirólisis lenta

También conocida como pirólisis convencional, la pirólisis lenta se caracteriza fundamentalmente por tener lapsos cortos de calentamiento de la biomasa –de $0,1$ a $2\ ^{\circ}\text{C s}^{-1}$ -, temperaturas relativamente bajas –comparado con los otros procesos de pirólisis- y largos tiempos de residencia –de horas a días- del material a pirolizar (Sadaka y Eng, 2007). Generalmente las temperaturas en

estos procesos se encuentran entre 400 y 500 °C. El rendimiento de producción esta aproximadamente en el orden de un 35% para biocarbón, 30% bio-aceite y 35 % de gas (Lair *et al.*, 2009). Según Gheorghe *et al.* (2009) este sería el proceso con más alto rendimiento para producción de biocarbón.

1.1.3.4. Variables que afectan la pirólisis de la biomasa

Las variables que afectan los dos factores esenciales de la pirólisis -mecanismo y cinética de las reacciones- incluyen principalmente la composición del sustrato o materia prima, el intervalo de calentamiento, y la temperatura. Sin embargo otros factores como la presión de cama, la atmósfera ambiental y el uso de catalizadores pueden alterar los procesos de la pirólisis. Dentro de los procesos de la pirólisis, el entendimiento de estas variables es fundamental para analizar factores tales como, el control de la pirólisis en la reducción de productos secundarios, promover los productos deseables –sólidos, líquidos y gases- y potenciar el rendimiento de los productos deseados (Mohan *et al.*, 2006; Sadaka y Eng, 2007; Escalante, 2013).

1.1.3.5. Naturaleza de las materias primas para obtener biocarbón.

Casi cualquier forma de material orgánico se puede pirolizar; desechos de cosecha, subproductos de silvicultura, desechos de jardín urbano, subproductos industriales, estiércol de animales y lodos de depuradora (Demirbas, 2009; Laird *et al.*, 2011). Estos tipos de biomasa están conformados por materiales complejos y heterogéneos, con estructuras variadas que corresponden a las diferentes especies y fuentes de las que provienen. Esta heterogeneidad de la biomasa puede afectar tanto el uso como el rendimiento de los biocarbones y combustibles obtenidos. Asimismo, debe considerarse que no todos los materiales utilizados actualmente para pirolizar, son los mismos que formaron los suelos de Terra Preta -huesos y restos de arvenses y árboles entre otros-, sino materiales provenientes de plantas con manejos agronómicos diversos, como aplicaciones de pesticidas, herbicidas y fertilizantes con concentraciones de metales pesados y tóxicos que pueden afectar el suelo, los cultivos y finalmente por efectos de bioacumulación en la salud humana (Verheijen *et al.*, 2009).

Un factor determinante de los sustratos o materias primas son los porcentajes de lignina, celulosa y hemicelulosa, que van a determinar – entre otras características- en mayor o menor grado las cantidades de carbono. De igual manera, la composición química de la biomasa tiene un impacto directo sobre la naturaleza física del biocarbón producido y puede tener influencia en los rendimientos y la composición de los productos finales (Sjöström, 1993). Un ejemplo de la

importancia de las propiedades químicas sobre los productos finales, está en el contenido de celulosa de las materias primas; en los sustratos con alto contenido de celulosa, el rendimiento de bio-aceite decrece y se incrementa con los contenidos de lignina (Laird *et al.*, 2011). Igualmente el contenido de sustancias tóxicas en el sustrato puede alterar los productos finales en la pirólisis; aunque es posible pirolizar residuos de basuras domésticas e industriales, esto debería hacerse con precaución debido a que podrían concentrarse metales pesados en el biocarbón después de la pirolización (Laird *et al.*, 2011).

Particularmente en la selección de materias primas provenientes de residuos vegetales, durante la pirólisis la mayoría de nutrientes minerales originales de los sustratos se concentran en la fracción del biocarbón. En el caso de este tipo de residuos, para la elaboración de biocarbón es importante tener en cuenta factores como las fuentes de materiales; si son frescos o leñosos. En cuanto al contenido de elementos de este tipo de sustratos, se encuentran en mayor cantidad N, P, K y S en materiales vegetales frescos que en sustratos leñosos. En investigaciones realizadas en elaboraciones de biocarbón a partir de sustratos vegetales, Altland *et al.* (2008) encontraron que la concentración de P fue altamente significativa -valores hasta 10 veces más altos- en biocarbón derivado de pastos que en un biocarbón proveniente de madera.

1.1.3.6. Intervalo de calentamiento

Este parámetro se refiere al incremento de temperatura por segundo, que unido a la duración del calentamiento y a la intensidad, afectan la velocidad, el grado, la secuencia de las reacciones de la pirólisis y la composición y calidad de los productos finales. En referencia con la relación en la composición del biocarbón formado y el intervalo de calentamiento, éste es inversamente proporcional; es decir, al ser más bajo este intervalo se aumenta la producción de biocarbón y al ser mayor esta producción disminuye (Antal y Gronli, 2003; Sadaka y Eng, 2007).

El intervalo de calentamiento está en función del tamaño de la materia prima y del equipo de pirólisis empleado. Los productos líquidos se favorecen por la pirólisis de partículas pequeñas en altos intervalos de calentamiento con temperaturas altas, mientras que en los sólidos ocurre lo contrario (Sohi *et al.*, 2010). En sentido opuesto, el biocarbón aumenta su producción cuando se pirolizan partículas grandes con bajos rangos de calentamiento y bajas temperatura (Sadaka y Eng, 2007).

1.1.3.7. Temperatura

Como se ha mencionado, los mayores rendimientos de biocarbón se dan a menores temperaturas.

Los biocarbones provenientes de material vegetal con altos contenidos de celulosa obtenidos a temperaturas entre 250 y 350 °C, tienen una pérdida de masa considerable en forma volátil, dejando como producto final una estructura rígida de carbono amorfo. Existe una relación directamente proporcional entre el aumento de la temperatura en la pirólisis y el incremento de la volatilización (Baldock y Smernik, 2002; Demirbas, 2004). Las altas temperaturas usadas en la pirólisis pueden inducir polimerización de las moléculas dentro de los sustratos, produciéndose grandes cantidades de componentes aromáticos y alifáticos, así como descomposición en pequeñas moléculas, lo que conduce a la producción de líquidos y gases al final del proceso (Laird, 2011). La temperatura es fundamental para determinar diferentes características físicas y químicas en estos materiales. Por ejemplo, los biocarbones elaborados por medio de pirólisis a temperaturas bajas, pueden contener compuestos orgánicos que pueden ayudar a la nutrición vegetal. Sin embargo, se han encontrado que estos tipos de biocarbones contienen bajos niveles de absorción y, por el contrario, se ha informado la mejora en la capacidad de sorción en materiales carbonizados producidos a temperaturas mucho más altas (Gundale y De Luca, 2006).

1.1.3.8. Composición molecular del biocarbón

Según Downie *et al.* (2009) la estructura molecular del biocarbón se puede apreciar en el estudio de su área superficial y la porosidad. El biocarbón sólido está compuesto básicamente por carbones vegetales y coques, estos contienen partículas cristalinas en diámetros diminutos (nanómetros) constituidos por capas no alineadas de grafitos. Qadeer *et al.* (1994) determinaron por difracción con rayos X que el biocarbón es amorfo por naturaleza, aunque contiene arreglos de estructura cristalinas aromáticas.

Independientemente del tipo de biocarbón, este se caracteriza por tener dos estructuras principales; Estructuras de grafenos ubicados ordenadamente y estructuras de anillos aromáticos amorfos unidos a diferentes radicales en forma de heteroátomos, con elementos como él; H, O, N, P y S (Figura 1-3).

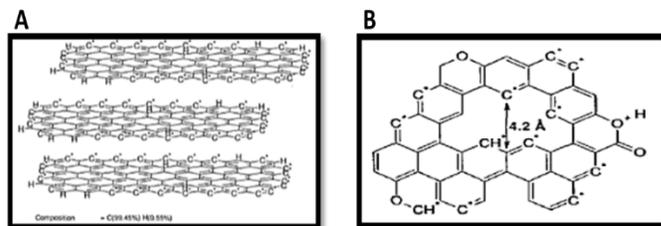


Figura 1-3. Supuesta estructura molecular de un biocarbón A) Modelo de una estructura gráfica

microcristalina. B) Estructura aromática con radicales libres de oxígeno y carbón. (Fuente: Bourke *et al.*, 2007)

En cuanto a las estructuras de grafénos, estos se encuentran en las áreas cristalinas del biocarbón; estas estructuras consisten en grupos organizados de carbonos aromáticos con átomos dispuestos en un patrón regular hexagonal similar al grafito, pero en una hoja de un átomo de espesor (Bansal *et al.*, 1988). Dichas hojas comienzan a crecer lateralmente alrededor de 330°C a expensas de la fase C amorfa. De manera general, en el rompimiento y reagrupamiento de las moléculas en las reacciones químicas durante el proceso de pirólisis, suceden formaciones de diferentes grupos funcionales (aminos, hidroxilos, cetonas, esterres, sustancias nítricas, aldehídos, y ácidos carboxílicos entre otros), en la superficie de láminas de grafenos (Harris, 1997; Harris y Tsang, 1997) (figura 1-3).

Los otros componentes que completan la estructura de la matriz de carbono del biocarbón, son las moléculas orgánicas aromáticas-alifáticas; formadas por anillos de benceno con oxígeno o hidrógeno, son estructuras complejas de compuestos minerales (inorgánicos) y residuos volátiles. Las uniones de C-O y C-H rigen la estabilidad del biocarbón y son usadas para medir la aromaticidad (Hammes *et al.*, 2008). Estas moléculas se forman a medida que existe un incremento en la temperatura, esto, debido a la pérdida de materia volátil (inicialmente agua, seguido de hidrocarburos, vapores de alquitrán, H₂, CO y CO₂) (Baldock y Smernik, 2002; Demirbas, 2004). Las moléculas orgánicas aromáticas-alifáticas son importantes porque influyen en la recalcitrancia química y microbiológica del biocarbón; determinando así grandes tiempos de residencia en el suelo (Knicker, 2011).

Sumado a estas dos estructuras químicas, el biocarbón también contiene estructuras de carbono oxidadas y alifáticas que influyen en las propiedades físicas y químicas de estos materiales, las cuales van a definir los efectos benéficos y su tiempo de residencia en el suelo (Schmidt y Noack, 2000; Lehmann, 2007).

1.1.3.9. Propiedades físicas y químicas del biocarbón

Las propiedades físicas y químicas del biocarbón dependen no solamente del material orgánico de partida (biomasa), sino también de parámetros como la carbonización o sistema de pirólisis por el cual se han elaborado (incluyendo el pre y post-tratamiento de la biomasa y carbón vegetal). Estos parámetros influyen en características del biocarbón, como cantidad de cenizas, densidad, porosidad, distribución del tamaño de poro, capacidad de adsorción, liberación de iones y pH (Lehmann, 2007).

1.1.3.9.1. Propiedades físicas

Respecto a sus propiedades físicas, según Qui *et al.* (2008), el biocarbón es un sólido amorfo carbonoso, de color negro, con una superficie desordenada, cuyas características varían dependiendo del tipo y tiempo de la pirólisis. Las propiedades físicas de estos materiales afectan directa e indirectamente las funciones del suelo. Cuando el biocarbón se mezcla en el suelo, su contribución a la naturaleza física del sistema puede ser significativa; influyendo en la profundidad, textura, estructura, porosidad y consistencia, a través del aumento en el área superficial, del incremento en el tamaño de los poros, y en la disminución de la densidad aparente (Downie *et al.*, 2009).

Las siguientes son las características más relevantes en el estudio de las propiedades físicas del biocarbón:

Porosidad y área superficial específica. Autores como Rouquerol *et al.* (1999) y Downie *et al.* (2009) comparan al biocarbón con un “arrecife” debido a la alta porosidad que posee; la gran cantidad de micro, meso y macroporos, hace que al ser incluido en el suelo se convierte en hábitat de microorganismos. Los macroporos provienen de la estructura celular del sustrato original, mientras que los microporos se conforman en el proceso de pirólisis. Según Verheijen *et al.* (2009) los microporos están asociados con la adsorción de gases y de compuestos líquidos y sólidos, mientras que los macroporos cumplen funciones como el permitir el transporte rápido del adsorbato, en el interior para su posterior difusión en el volumen de los microporos.

Los biocarbones se pueden producir en un amplio rango de áreas superficiales. Dentro de los parámetros principales que tienen influencia en el área específica superficial y la porosidad de estos materiales se encuentran:

- Temperatura de pirólisis
- Velocidad de calentamiento
- Tiempo de residencia
- Sistema de pirólisis
- Presencia de agentes reactivos (CO₂, O₂, H₃PO₄, y NaOH entre otros) (Red Española de Compostaje, 2014)

Existe mayor desarrollo tanto en microporosidad como en área superficial con el incremento de la

temperatura en la pirólisis, mayores tiempos de residencia y menores lapsos de intervalo de calentamiento. Por ejemplo, en un biocarbón proveniente de cáscara de pistacho, Lua *et al.* (2004) reportaron mejora en la microporosidad con el aumento de temperatura de 250 °C a 500 °C y aumento en el área superficial a velocidades de calentamiento más bajas (10 °C s⁻¹). Zhang *et al.* (2004) confirmaron estas tendencias en el análisis de áreas superficiales para biocarbones hechos de residuos de roble, cáscaras de maíz y rastrojo de maíz. Ellos encontraron que las áreas de superficie de estos biocarbones obtenidos a 700 °C eran inferiores a los obtenidos a 800 °C.

El sistema de pirólisis, en particular el método de activación, tiene influencia sobre la naturaleza física del biocarbón. El grado de influencia que tiene, sin embargo, depende de la materia prima utilizada; con diferentes materias primas se producen resultados diferentes. De acuerdo a esto, Pastor-Villegas *et al.* (2006) encontraron que la influencia de la reacción del método de carbonización sobre la estructura del microporo no era significativa cuando la materia prima era de madera de eucalipto, mientras que si existían considerables diferencias cuando la materia prima era de madera de encina.

Igualmente, los agentes reactivos son utilizados para modificar la porosidad y la superficie específica en los biocarbones. La activación química implica la adición de compuestos como H₃PO₄, ZnCl₂ e hidróxidos de metales para obtención de biocarbones. Diferentes reactivos tales como KOH y NaOH han sido utilizados por algunos autores para la preparación activada de biocarbones con altas superficies específicas (llamados carbonos “súper activos”) (Rouquerol *et al.*, 1999).

Distribución de tamaño de partícula. En el proceso de pirólisis la materia orgánica sufre un desgaste que origina diferentes tamaños de partículas en el biocarbón final. Son dos las variables que intervienen principalmente en la distribución de tamaño de partícula: las condiciones de pirólisis y la naturaleza de la biomasa usada (Cetin *et al.*, 2004). En investigaciones realizadas por Downie *et al.* (2009) un biocarbón derivado de aserrín y astillas de madera, se preparó con diferentes pretratamientos para producir partículas de diferentes tamaños. El proceso de pirólisis, se realizó en una planta piloto con energía continua lenta (BEST) y con un intervalo de calentamiento de 5 °C min⁻¹ a 10 °C min⁻¹. Este proceso dio lugar a una proporción creciente en el tamaño de la partícula hasta 450 °C. Sin embargo, en el análisis de la temperatura en la pirólisis se encontró que los tamaños de partícula tendían a disminuir con aumentos de 450 °C a 500 °C y 450 °C a 700 °C. De acuerdo a esto se podría establecer que en intervalos de tiempos menores se

obtendrá un biocarbón más fino o en polvo.

El término biocarbón en polvo hace referencia a la fracción fina o ultrafina del biocarbón, compuesta por residuos orgánicos e inorgánicos de diferente tamaño de partículas en rango de micro y nanómetros (10^{-6} y 10^{-9} m respectivamente) (Harris y Tsang, 1997).

La distribución del tamaño de la partícula en los productos finales de la pirólisis es de gran relevancia, particularmente en el uso del biocarbón como enmienda; en este sentido, la proporción de polvo y tamaño de partícula es fundamental en la determinación de la estrategia de aplicación más adecuada en el suelo. Un ejemplo de esto se da cuando la aplicación de biocarbones en combinación con estiércoles en forma líquida, se prefiere realizarla con biocarbones en forma de partículas finas (Blackwell *et al.*, 2009).

Otro factor relacionado con el tamaño de partícula, es la capacidad de absorción y adsorción que se tiene en el suelo en la aplicación de biocarbón; Harris y Tsang (1997), encontraron que en enmiendas al suelo de ciertos biocarbones con menores tamaños de grano, tanto la retención de humedad, como la absorción y adsorción de varios compuestos y elementos aumentaron.

Densidad. Dos tipos de densidad pueden estudiarse en el biocarbón; la densidad de sólidos y la aparente. La densidad de sólidos es la densidad a nivel molecular relacionada con el empaquetamiento de estructuras de carbonó y vincula tan solo la fase sólida del material. Por su parte, la densidad aparente en el biocarbón considera –al igual que en el suelo- tanto las partículas sólidas como la porosidad del material. Estos dos tipos de densidades se correlacionan en el proceso de pirólisis; a menudo, un aumento de la densidad de sólidos esta acompaña de una disminución de la densidad aparente. Esta relación inversa entre la densidad sólida y aparente fue demostrada por Pastor-Villegas *et al.* (2006) en un biocarbón fabricado de residuos de eucalipto en un horno continuo, obteniendo valores bajos de densidad aparente (medida a granel y con desplazamiento de mercurio) y valores altos de densidad de sólidos (medido por el desplazamiento de helio).

Al igual que muchas propiedades, la densidad de los biocarbones depende de la materia prima y de los procesos de pirólisis. Respecto a esto la densidad de sólidos tiene un comportamiento directamente proporcional; aumenta de acuerdo al incremento de temperatura y al tiempo de residencia del material (Kercher y Nagle, 2002).

1.1.3.9.2. Propiedades químicas del biocarbón

Algunos investigadores establecen que la composición química del biocarbón y otros carbones producidos para combustibles, conservan características muy similares y que la única diferencia es el objetivo para el cual fueron creados (Schahczenski, 2010). La composición del biocarbón es altamente heterogénea, con compuestos tanto estables como lábiles. Los componentes básicos de estos materiales son carbono, materia volátil, sustancias minerales –ceniza- (sílice, hierro, alúmina y materia no combustible) y humedad (Antal y Gronli, 2003).

Durante el proceso de pirólisis se desarrollan gran cantidad de reacciones que conllevan a la ruptura y reordenamiento de enlaces químicos en la biomasa, originando la formación de numerosos grupos funcionales (hidroxilo-OH, amino-NH₂, cetona-O, éster- (C=O) OR, nitro- NO₂ - aldehído (C=O) Carboxilo – (C=O). Estas moléculas se producen principalmente en la superficie exterior de las hojas de grafeno (Harris, 1997; Harris y Tsang, 1997) y en las superficies de los poros (Van Zwieten *et al.*, 2009). Algunos de estos grupos pueden actuar como donantes o receptores de electrones, dando como resultado la coexistencia de áreas con propiedades que pueden variar de ácidos a básicos e hidrofílico a hidrofóbico (Amonette y Joseph, 2009).

El pH y la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) son dos propiedades químicas de gran importancia, que individualmente o correlacionadas, influyen en parámetros como la capacidad de absorción del biocarbón, en la capacidad de descomponer la materia orgánica y la interacción de este con la actividad de microorganismos. Diferentes estudios han establecido el pH en los biocarbones de ácido a básico en un rango entre 6.2 y 13, con una media de 8.1. (Chan y Xu, 2009).

Referente a la CIC, ésta es muy variable en los biocarbones. Esto debido a la amplia superficie química, que se encuentra desde pocas unidades hasta 40 cmol kg⁻¹. En cuanto a la relación de la temperatura de pirólisis con la CIC y el pH, estas dos variables tienen valores bajos en biocarbones producidos en temperaturas bajas y se incrementa en los elaborados en temperaturas altas (Singh *et al.*, 2010; Lehmann, 2007). En relación con el pH, la CIC disminuye conforme al pH del biocarbón, en este sentido, tiene valores muy bajos en pH bajos y se incrementan con el pH alto. En el efecto de la temperatura y el tamaño de partícula, Gaskin *et al.* (2008) y Rodríguez, (2013) encontraron que la CIC aumentó con la temperatura en biocarbones cuya biomasa original tenía un diámetro de < 4mm, pero no sucedió lo mismo en biocarbones con tamaño de partícula > 4mm.

1.1.3.10. Compuestos y elementos químicos en los biocarbones

La proporción relativa de los componentes de biocarbón determinan tanto las propiedades químicas y físicas, como la función del biocarbón en su conjunto (Brown, 2009). A su vez estos componentes establecen la idoneidad para la aplicación específica en el suelo (Downie, *et al.*, 2009).

Sustancias minerales (Cenizas). Las cenizas incluyen elementos que constituyen los materiales inorgánicos que no se perdieron en el proceso de pirólisis, entre los que se encuentran el fósforo, potasio, calcio y magnesio. Estos elementos ocurren debido a las asociaciones discretas independientes de la matriz de carbono (Amonette y Joseph, 2009). Estas sustancias son importantes porque representan recursos significativos en la fertilidad del suelo (Lehmann, *et al.*, 2011).

El contenido de cenizas en el biocarbón depende de la cantidad de cenizas de la materia prima de la biomasa; cáscaras de cereales, residuos de paja y estiércol se encuentran dentro de los desechos que producen biocarbón con altos contenidos de cenizas, en contraste con los que se obtienen a partir de materias primas leñosas (Demirbas, 2004). Asimismo, biocarbones producidos a partir de biosólidos y abonos son generalmente altos en cenizas, por ejemplo, biocarbones provenientes de desechos de camas de galpones de pollo pueden tener rangos mayores a 45 % en materia mineral (Lima y Marshall, 2005).

Por otra parte, la cantidad y la naturaleza de los componentes minerales tienen implicaciones en la estructura física de biocarbón. Esto sucede con algunas condiciones de procesamiento que resultan en la fusión de cenizas o sinterización, las cuales pueden inducir cambios dramáticos dentro de la composición física y estructural del biocarbón (Downie, *et al.*, 2009). La composición de cenizas en los biocarbones también se puede relacionar con otras propiedades físicas; cantidades bajas de cenizas e iguales niveles de materia volátil (con bajos pesos moleculares), dan como resultado una mayor densidad de sólidos en los biocarbones (Jankowska *et al.*, 1991).

Materia volátil. La materia volátil o móvil la define la American Society for Testing Materials (ASTM, 1954) como “aquellos productos que son emitidos por un material en forma de gas o vapor que pueden variar de acuerdo al material, que no incluyen la humedad”. Es considerada como una medida de la susceptibilidad del biocarbón a una mayor descomposición y formación de carbono biodisponible cuando es calentado. Aunque aún no está clara la relación entre recalcitrancia del biocarbón y la materia volátil en el suelo, en los últimos años se han llevado a cabo algunos estudios respecto al tema. Chan y Xu, (2009) observaron que cuando el biocarbón tiene gran cantidad de carbonos aromáticos densos (altamente recalcitrantes) y se aplica al suelo

existe la tendencia a tener un bajo contenido de materia volátil.

La materia volátil comprende la fase gaseosa cuando se calienta el biocarbón. Según McLaughlin *et al.* (2009) este es un componente fundamental en la aplicación del biocarbón al suelo, debido a que se precipita dentro del mismo, suministrando una fuente de carbono soluble causando una deficiencia de nutrientes –al menos temporalmente-, ya que estimula el crecimiento de poblaciones de microorganismos que pueden competir por nitrógeno disponible con las plantas. Deenik, *et al.* (2008) encontraron en cultivos de soja un crecimiento significativamente menor en suelos enmendados con un biocarbón de materia volátil alta (35%) y un mayor crecimiento de las plantas en suelos enmendados con biocarbón de materia volátil baja (11 %). En este estudio, la absorción de nitrógeno por la soja en suelos enmendados con biocarbón de materia volátil alta fue significativamente menor, mientras que la absorción de nitrógeno aumentó con la adición de biocarbón de materia volátil baja.

Carbono total y Nitrógeno. La cantidad de carbono y nitrógeno en el biocarbón está relacionada con la temperatura en la pirólisis; a medida que aumenta la temperatura también lo hace la proporción de carbono aromático presente en el biocarbón, mientras que los contenidos de N presentan un pico hacia los 300 °C (Baldock y Smernik, 2002). El contenido de carbono total en el biocarbón se encuentra entre 172 y 905 g·kg⁻¹. Pero a pesar de esto, los promedios para una amplia gama de materiales están por debajo de 550 g·kg⁻¹. La cantidad de N puede variar entre 1,7 y 78,2 g·kg⁻¹ dependiendo de la materia prima (Chan y Xu, 2009).

Un aspecto relevante en el contenido total de C es la relación que tiene con otras propiedades químicas; en el caso de la relación C:N y la cantidad de C, se ha podido establecer que biocarbones con altos valores de este elemento elevarían esta relación al entrar al suelo. La relación C:N en el biocarbón se encuentra entre 7 y 400 (Chan y Xu, 2009). Esta relación se ha utilizado como indicador de los sustratos orgánicos para liberar nitrógeno inorgánico cuando son incorporados al suelo.

Según Sullivan y Miller (2001), las relaciones C:N altas causarían inmovilización de N lo que podría llevar a deficiencia de este elemento en las plantas. El límite que estos investigadores han fijado para esta relación se encuentra entre 25 y 30 para el compost. Sin embargo, este límite no se cumple del todo para los biocarbones. Debido a que la mayor parte del carbono del biocarbón está formado por carbono recalcitrante a la acción biológica y por ende no es fácilmente mineralizable, la inmovilización del N por una alta relación C:N en el biocarbón es despreciable.

1.1.3.11. Consideraciones sobre el efecto del biocarbón en el suelo

Lehmann (2009) en su definición propone la particularidad de denominar al biocarbón cuando tan solo su destino es la aplicación como enmienda orgánica de los suelos y para el secuestro de carbono en el mismo, descartándolo como combustible. La importancia de la dinámica -estudiada en los últimos años- de estos materiales en el suelo, hace que las discusiones en el tema del efecto del biocarbón sobre las propiedades, funciones y procesos del suelo sean relevantes.

Dentro de los factores que pueden favorecer la aplicación de biocarbones en la dinámica del suelo se encuentran:

Modificación del pH del suelo. A pesar de los amplios rangos de pH –entre 6.2 y 13- que manejan los biocarbones, por lo general tienen una naturaleza típicamente alcalina. El biocarbón puede aumentar el pH del suelo, disminuyendo los niveles de acidez y con esto incrementando la actividad microbiana y la productividad de las plantas. Autores como Granatstein *et al.* (2009) y Amonette (2009) reportan mejoras en balances de pH en suelos que requieren ser encalados.

Verheijen *et al.* (2009) en estudios experimentales realizados sobre la productividad de plantas, encontraron un promedio de pH de 5.3 antes de la enmienda en el suelo, con un biocarbón de residuos de maíz; posteriormente a la enmienda reportaron niveles de pH de 6.2. Asimismo, para un biocarbón proveniente de cama de pollo aplicado en suelos ácidos, encontraron grandes cambios en los niveles de pH -de 4,8 a 7,8-. Sin embargo, los mismos investigadores reportan efectos contraproducentes en los organismos del suelo; en aplicaciones con altas tasas de biocarbones (a partir de gallinaza) $> 67 \text{ t ha}^{-1}$ se presentó un efecto negativo en las tasas de supervivencia de lombrices de tierra, posiblemente debido a los aumentos en los niveles de pH o de sales.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC). El intercambio catiónico de los suelos es una medida de la capacidad que tienen algunos nutrientes (cationes) para unirse al suelo y, por lo tanto, quedar disponibles para las plantas, impidiendo así que puedan ser lixiviados a las aguas subterráneas y superficiales. Los biocarbones –particularmente maduros- tienen una alta CIC, aumentando su potencial para actuar como un agente de unión de la materia orgánica y minerales (Mbagwu y Piccolo, 1997). Cheng *et al.* (2008) correlacionaron la CIC de este tipo de materiales con la temperatura media y la oxidación del biocarbón, encontrando igualmente, que la CIC estaba

relacionada con altas concentraciones de cargas negativas en la de superficie externa del biocarbón, siendo siete veces más alta en la superficie que en su interior. En cuanto a la reacción del suelo y la CIC, esta es fuertemente dependiente del pH en el suelo; en este sentido se han evaluado biocarbones donde se reportan reducciones de CIC a medida que disminuyen los valores de pH y con ello la disponibilidad de nutrientes.

Aunque no se conoce en profundidad la dinámica de la CIC y la relación con las aplicaciones del biocarbón, estos materiales podrían tener un gran potencial para mejorar esta variable en el suelo. Varios estudios en suelos de *Terra Petra* infieren esta hipótesis; un ejemplo de esto es el estudio de Downie, *et al.* (2009), donde se reportaron en suelos de *Terra Preta* en Australia niveles de CIC significativamente mayores, en comparación con suelos adyacentes de la región. En este estudio se encontró en el primer horizonte del suelo un valor medio de la CIC de 48,8 cmol (+) kg⁻¹, en comparación con tan sólo el 17,6 cmol (+) kg⁻¹ para los suelos adyacentes.

Secuestro de carbono. El secuestro o captura de carbono en el suelo se refiere a la retención y almacenamiento de carbono para prevenir que sea liberado a la atmósfera. El biocarbón funciona como una forma de carbono negativo; esto debido a la recalcitrancia y a la gran cantidad de tiempo que tarda en degradarse (Schahczenski, 2010).

Shrestha *et al.* (2010) establecen que la incorporación del biocarbón al suelo promueve el secuestro de carbono de forma sostenible, ya que en su obtención en el proceso de pirólisis de biomasa, se concentra y almacena alrededor del 50% del carbono original proveniente de la biomasa.

Woolf *et al.* (2013) en un análisis concluyeron que era viable la disminución de las emisiones de carbono equivalente de CO², en niveles de 1,8 Pg CO²-C_e anualmente y 130 Pg CO²-C_e por siglo con la aplicación de estos materiales en el suelo. Asimismo, estimaciones de la IBI, (2009) – Iniciativa Internacional para el Biochar, según sus siglas en inglés- consideran que el 2,1 % del carbono anual fotosintetizado e incorporado a las plantas, pudiera usarse para la producción de biocarbón; los investigadores establecen que con una eficiencia del 40% se podría secuestrar 0,5 toneladas de carbono de la atmósfera. Ante esto se debe tener cuidado en el establecimiento de monocultivos como único fin para obtención de biocarbón; la rigurosidad de establecer siempre la obtención del biocarbón a partir únicamente de residuos debe ser prioritaria en la discusión del uso sostenible de estos materiales.

Densidad aparente. En la producción de cultivos, pequeñas diferencias en la disminución de la

densidad aparente pueden estar asociadas con beneficios agronómicos. Se puede esperar en un suelo con una baja densidad aparente, una mayor retención y liberación de nutrientes y/o una menor compactación del suelo (Jaramillo, 2002).

Se ha demostrado que el biocarbón tiene una densidad aparente baja y podría mejorar procesos del suelo como: aumentar la capacidad de retención de agua, incrementar la infiltración de agua, permitir una mejor penetración de las raíces y aumentar la aireación del suelo, lo que lo hace un sustrato ideal en las mezclas con el suelo.

El biocarbón tiene una densidad aparente mucho menor que la de los suelos minerales y, por lo tanto, la aplicación de este material en el suelo puede disminuir la densidad del suelo, aumentando la porosidad y asimismo mejorando tanto propiedades físicas como químicas. Sin embargo, puede aumentar la densidad aparente del suelo si las partículas del biocarbón llenan los poros sin realmente mezclarse con el suelo (Chan *et al.*, 2007; Downie *et al.*, 2009).

Retención de agua. Muchos de los beneficios agronómicos que se le aducen al biocarbón están relacionados con la mejora de retención de nutrientes y agua en el suelo. La absorción de agua por parte de los biocarbones está determinada inicialmente por las condiciones de operación de pirólisis y el tipo de materia prima. Asimismo se relaciona con las condiciones físico-químicas predominantes que pueden establecer efectos como la erosión, la compactación y la estabilidad del biocarbón en el tiempo. Los mecanismos proporcionados por los biocarbones que conducen a mejoras potenciales en la retención de agua son relativamente sencillos; estos se basan en la estabilidad mecánica y la recalcitrancia del biocarbón, que una vez incorporados en el suelo pueden determinar los efectos a largo plazo sobre la retención de agua y la estructura del suelo (Laird *et al.*, 2010^a).

La retención de agua del suelo está determinada por la distribución y la conectividad de los poros, que a su vez está regulada en gran medida tanto por el tamaño de las partículas del suelo, como con las características estructurales -agregación- y el contenido de la materia orgánica. Los efectos indirectos hipotéticos de la aplicación del biocarbón en la retención de agua en el suelo, se relacionan con la mejora de la agregación o estructura del suelo. Este acondicionamiento de la agregación por la inclusión del biocarbón en el suelo, está relacionada con la interacción biocarbón-materia orgánica, e igualmente con la dinámica de estos materiales con los minerales y microorganismos (Verheije *et al.*, 2009).

Desde hace décadas se viene estudiando la relación de carbones con la retención de agua en el suelo. Tryon (1948), estudió el efecto de carbón de leña en el porcentaje de humedad disponible en suelos de diferentes texturas; en suelos arenosos la adición de carbón aumentó la humedad disponible en un 18% después de aplicarse 45% de biocarbón en volumen, mientras que en la aplicación en suelos arcillosos la humedad disponible en el suelo disminuyó con el aumento de adiciones de carbón. De otro lado, Glaser *et al.* (2002) informaron que en algunos Antrosoles ricos en carbón, con áreas de superficie tres veces superiores a las de los suelos circundantes, estos suelos tenían un incremento en la capacidad de campo cercano al 18%.

Retención y disponibilidad de nutrientes. Debido a una alta área superficial y alta densidad de carga superficial, así como al aumento del área de superficie reactiva interna de la matriz suelo-biocarbón (Liang *et al.*, 2010), el biocarbón incrementa la capacidad para retener los nutrientes, el agua disponible para las plantas y de igual manera reduce la lixiviación de nutrientes y productos químicos agrícolas en los suelos (Glaser *et al.*, 2002; Lehmann *et al.*, 2003; Laird *et al.*, 2010a). En relación con esto, Asai *et al.* (2009) reportaron que en la aplicación de N sintético y fertilizantes fosfóricos en suelos enmendados con biocarbón, se encontró una respuesta altamente significativa en el rendimiento, lo cual se le atribuyó a la reducción de la lixiviación de los fertilizantes aplicados.

La partición de la recarga de acuíferos, la escorrentía de aguas superficiales y la evapotranspiración se ven afectadas por los cambios en la capacidad de retención de agua del suelo. En estas situaciones es donde la aplicación de biocarbón mejora la retención de agua disponible para la planta (Lehmann *et al.*, 2003). Con dichas aplicaciones la percolación por debajo de la rizósfera puede ser reducida, lo que conduce a la retención de nutrientes móviles susceptibles a la lixiviación, tales como nitratos y cationes básicos a bajo pH. Para lograr estos objetivos Major *et al.* (2012) establecen que el biocarbón debe ser producido a temperaturas por encima de 500 °C.

El tipo y contenido de nutrientes están condicionados por la clase de materia original de la biomasa y las condiciones de operación de pirólisis. Por ejemplo, el contenido de elementos como N, P, K y S se encuentran en mayor cantidad en residuos de material vegetal que en sustratos leñosos. En relación con procesos de pirólisis, como la temperatura, se pueden encontrar pérdidas de N y S alrededor del 50% cuando se tiene un aumento de 350°C a 600°C (Altland *et al.*, 2008).

En cuanto a la disponibilidad de nutrientes como el N y el P, Masek y Brownsort (2011)

determinaron que mientras que el nitrógeno de la biomasa original puede no estar disponible, el fósforo por lo general se conserva durante la volatilización de las moléculas en las cenizas dentro del biocarbón y al solubilizarse en el suelo permanece expuesto a la solubilización, con gran disponibilidad para las plantas.

En otra investigación, Zainan *et al.* (2013) determinaron propiedades físico-químicas (C y N, elementos inorgánicos, % de humedad, presencia de grupos funcionales y pH) de biocarbones elaborados partir de frutos vacíos de aceite de palma, cascarilla de arroz, y bagazo de caña de azúcar, donde se encontraron pH mayores de 8 y altas cantidades de porcentajes de carbón y nitrógeno. Según Tenenbaum (2009) el biocarbón puede suministrar potasio en ciertas cantidades en los agroecosistemas. Este elemento no sólo es importante como nutriente, sino en el funcionamiento como agente que aumenta la adsorción de compuestos orgánicos como herbicidas y pesticidas cuando se aplica biocarbón al suelo.

Adsorción de compuestos orgánicos hidrofóbicos (HOCs). La adsorción de compuestos orgánicos hidrofóbicos de origen antropogénico (HOCs, por sus siglas en inglés) (i.e PAHs bifenil policlorados – PCBs, pesticidas y herbicidas) en suelos sedimentados se puede dar a través de dos procesos simultáneos, uno natural por adsorción de la materia orgánica del suelo y otro por la adición de materiales como el biocarbón (Cornelissen *et al.*, 2005; Koelmans *et al.*, 2006).

Autores como Chiou y Kile, (1998); Bucheli y Gustafsson, (2003), han establecido que comparativamente con la materia orgánica del suelo, el biocarbón puede tener una capacidad de 10-1000 veces más alta para adsorber este tipo de compuestos. Es así como se ha estimado que el biocarbón puede representar hasta el 80-90% de la captación total de HOCs traza en diferentes suelos (Cornelissen *et al.*, 2005), y que puede adsorber una gama mucho más amplia de especies químicas (Bucheli y Gustafsson, 2003; Cornelissen *et al.*, 2004).

Referente a la captación de HOCs en los estudios en la última década, se ha reportado aumentos en la capacidad de adsorción en un suelo franco limoso, en la retención del herbicida Diurón y otros compuestos tenso-activos aniónicos y catiónicos con la adición de biocarbones provenientes de residuos de cosecha de trigo y arroz (Yang y Sheng, 2003; Sheng *et al.*, 2005; Hiller *et al.*, 2007). Sin embargo, no solamente la capacidad de remediación de HOCs se les debe otorgar a las características físico-químicas del biocarbón; estudios previos han demostrado convincentemente que la adsorción de biocarbón está influenciada principalmente por las propiedades estructurales y

químicas del contaminante (peso molecular e hidrofobicidad) (Koelmans *et al.*, 2006).

Efecto sobre la actividad biológica del suelo. El suelo puede ser visto como una comunidad compleja de organismos, con continuos cambios que se dan como respuesta al cambio de las características climáticas y de manejo del suelo, especialmente con la adición de materia orgánica. Comparado con la materia orgánica, la adición de biocarbón en el suelo tiene diferentes efectos en la biota. Las diferencias se deben a la gran estabilidad y la falta de energía biológicamente utilizable de carbón con respecto a la materia orgánica (Thies y Rillig, 2009).

Dentro de los aportes del biocarbón relacionado con la biología del suelo, se encuentran los relacionados con la influencia en la retención de agua, como ya se ha mencionado, la gran macroporosidad de los biocarbones que puede suministrar un hábitat adecuado para las diferentes poblaciones de microorganismos y la promoción de hongos micorrízicos arbusculares.

Gran cantidad de estudios reportan respuestas positivas en las poblaciones de microorganismos frente a la enmienda de biocarbones en el suelo (Zackrisson *et al.*, 1996; Pietikainen *et al.*, 2000; Warnock *et al.*, 2007; Steiner *et al.*, 2008a O'Neill *et al.*, 2009; Thies y Rillig 2009).

En consonancia con estos trabajos, las investigaciones de DeLuca *et al.* (2002), Berglund *et al.* (2004) y DeLuca *et al.* (2015), analizaron en suelos forestales la relación de la mineralización de N con el desarrollo de la biota en el suelo; en las investigaciones los autores reportaron aumento de la mineralización de N y nitrificación a través de procesos biológicos con aplicación de biocarbón en los suelos. Los investigadores aducen a la adición de biocarbón, tanto la adsorción de compuestos fenólicos fitotóxicos como la reducción en la inhibición de microorganismos nitrificantes.

Según Lehmann, (2006) en los suelos agrícolas, la mineralización de N y nitrificación puede ser reducida por la aplicación de biocarbón, bien debido a la inmovilización de nitrógeno, al carbono lábil del biocarbón o a la adsorción de amonio. Asimismo, Kolb *et al.* (2009) en un estudio sobre el efecto de un biocarbón elaborado con estiércol en cuatro suelos de Wisconsin, reportaron una mayor actividad y biomasa microbiana, así como una disminución extraíble de N con el incremento de niveles de biocarbón en tres de los cuatro suelos.

1.1.3.12. Importancia del tamaño de partícula del biocarbón en su adición en el suelo

Se ha mencionado que la materia prima, la temperatura de elaboración y el tiempo de residencia, son las tres variables de mayor importancia en la elaboración del biocarbón que inciden tanto en su composición físico-química, como en la acción del biocarbón en el suelo. Sin embargo, existen otros factores que no por tener una menor investigación dejan de ser relevantes para el estudio del biocarbón. Dentro de estos se encuentra el tamaño de partícula; en la elaboración del material como ya se ha planteado, se pueden obtener diferentes tamaños de partícula o grano -esto dependiendo de las tres variables-, que podrían tener un accionar diferente en la interacción del biocarbón con el suelo.

Dentro de los factores edafológicos que pueden ser afectados por el tamaño de partícula del biocarbón están: las poblaciones microbianas, retención hídrica, interacciones de adsorción-desorción y precipitación-disolución, las reacciones redox y la mineralización en general (Steiner *et al.*, 2007; Bruun *et al.*, 2008; Singh & Cowie 2008; Kuzyakov *et al.*, 2009). Biocarbones provenientes de diferentes materias primas producen diferentes propiedades, como resultado de sus diferentes tamaños de partícula en el momento de la pirólisis. En este sentido, Dermibas (2004) evaluó diferentes tamaños de partícula (< 0.5mm y > 2mm) de biocarbón proveniente de diferentes residuos agrícolas (olivo, maíz y té) elaborado bajo pirólisis lenta y alta temperatura (676-976 °C), donde encontró mayores rendimientos de carbono –para los tres tipos de biocarbón- en tamaños de partícula más grandes.

La micro y macro porosidad es importante en las superficie del biocarbón y depende del tamaño de partícula igualmente. Tseng y Tseng (2006), encontraron materiales de biocarbón con contenidos mayores a 95% de microporos con un diámetro < 2 mm. Puesto que la porosidad de biocarbón consiste en gran parte de microporos, la cantidad de agua adicional disponible para la planta dependerá de la materia prima del biocarbón y la textura del suelo; entonces el beneficio de almacenamiento con la aplicación de biocarbón estará sujeta por lo tanto a la modificación relativa de la proporción de las micro, meso y macro poros (Kuzyakov *et al.*, 2009).

Por otro lado, el tamaño de partícula también puede afectar las poblaciones microbianas; Shamin *et al.* (2015), establecen que en estudios con suelos en incubación y en macetas, se ha podido determinar cambios en parámetros de importancia en poblaciones de microorganismos con partículas finas de biocarbón (< 2mm). Una de las causas a las que aducen este incremento, es la relacionada con la ampliación del color oscuro en el suelo, el cual aumenta la temperatura y

desarrolla positivamente la actividad enzimática de dichas poblaciones. Sin embargo, Quilliam *et al.* (2013) encontraron baja colonización microbial en un biocarbón -y en la matriz del suelo- derivado de residuos de madera en tamaños en partículas de 0-2 mm a 10 mm, producido a 450 °C, en un suelo arcilloso en un periodo de tres años. Los autores relacionan esta disminución de las poblaciones, con el bajo contenido de nutrientes del biocarbón y su alta capacidad de absorción de sustancias de bajo peso molecular.

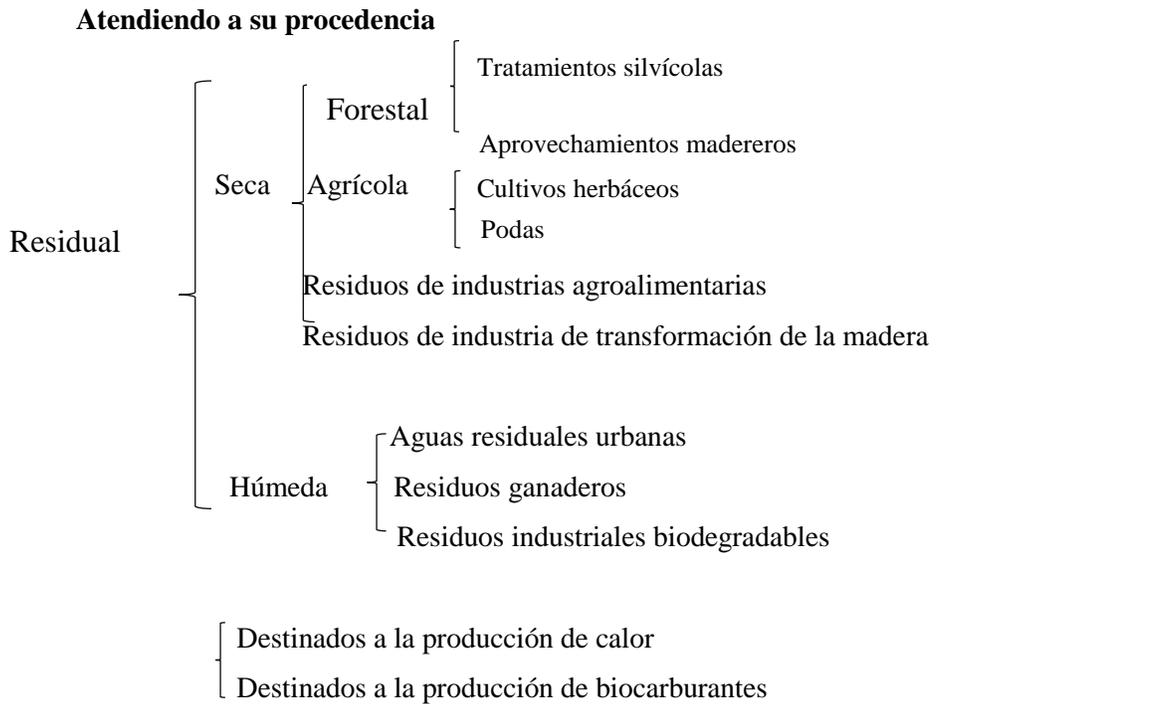
Zheng *et al.* (2010) estudiaron la absorción de dos herbicidas, atrazina y simazina, con biocarbón proveniente de mezclas de sustratos (madera de arce y roble), separadas en diferentes fracciones de tamaño de partícula (entre < 0.053- < 0.250). La más alta y rápida sorción se encontró en tamaños de partícula más pequeños del biocarbón. Estos resultados indican que los herbicidas necesitan más tiempo para alcanzar la región microporosa del biocarbón con un tamaño de partícula grande.

En la recuperación de pérdida de nutrientes también puede incidir el tamaño de partícula del biocarbón. Sika y Hardie, (2014) evaluaron el potencial de un biocarbón (residuos de pino) arenoso con tamaño de partícula de < 2 mm y > 2 mm en la reducción de lixiviación de nitrato y amonio (fertilizantes) en un suelo arenoso. Los investigadores encontraron que a mayores tamaños de partícula de biocarbón la pérdida de los dos compuestos era menor con respecto al control.

1.1.3.13. Materia prima para preparación de biocarbón

Según el Diccionario de la Real Academia de la Lengua Española (DRAE) el término biomasa se define como, “la materia orgánica originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado, utilizable como fuente de energía”. Este concepto se podría ampliar al definir a la biomasa como energía almacenada mediante fotosíntesis, incluyéndose asimismo la posibilidad de utilizarla no solo como energía, sino como materia prima para la producción de una amplia variedad de productos dentro de los que se encuentra el biocarbón.

La composición de la biomasa varía ampliamente y depende de la procedencia de ésta. De manera general, está compuesta por carbono (45-52%), hidrógeno (4-7%) y oxígeno (42-50%), con contenidos en menor cantidad de nitrógeno y azufre. La biomasa está compuesta por gran cantidad de material volátil (70-80%) y aproximadamente un 0,5-5% de cenizas, complementado con carbono fijo como material restante. La humedad varía dependiendo igualmente de la procedencia de la biomasa y se puede encontrar en diferentes materiales entre 10-15% (Arauzo *et al.*, 2014). En la tabla 2-1 se muestra diferentes tipos de biomasa, según dos criterios: procedencia y composición.

Tabla 2-1 Dos posibles clasificaciones de la biomasa. Fuente: García *et al.*, 2010.**Atendiendo a su composición**

Lignocelulósica	<ul style="list-style-type: none"> Predominan las celulosas (hemicelulosa y holocelulosa) y lignina Paja, madera, entre otros
Cultivos energéticos	<ul style="list-style-type: none"> Hidratos de carbono → polisacáridos de reserva (almidón, inulina) Cereal, patatas.
Azucarada (sacarosa)	<ul style="list-style-type: none"> Alto contenido en azúcares → monosacáridos (glucosa, fructosa) o disacáridos Caña de azúcar y remolacha entre otros.
Oleaginosa	<ul style="list-style-type: none"> Alto contenido en lípidos (aceites o gomas) Girasol y subproductos de industria de oliva

Investigadores que trabajan en los temas sobre energías o alternativas de fertilización en el mundo,

han llevado a cabo en las últimas décadas estudios relacionados con la caracterización de compuestos provenientes de pirólisis, haciendo énfasis en una de las variables más importantes para determinar sus diferentes características, el tipo de biomasa.

En relación con los diferentes tipos de biomasa para producir biocarbones, los sustratos que provienen de biomasa vegetal merecen atención especial, debido a la gran cantidad que está a disposición en los diferentes agroecosistemas. Particularmente para esta investigación, este tipo de materiales son los que comprenden el objeto de estudio (biocarbones provenientes de residuos de plantaciones forestales).

Dentro de los diferentes tipos de sustratos provenientes de biomasa vegetal están: i) residuos de madera de proceso industrial ii) biomasa vegetal derivados de agroforestería, iii) residuos de arvenses y iv) plantas acuáticas (algas). En la selección de los sustratos vegetales para elaboración de biocarbón es importante tener en cuenta variables como las fuentes de materiales, la temperatura de pirólisis, el pH, la humedad de la materia prima y si son herbáceos o leñosos. Este último factor es determinante para saber los porcentajes de lignina, celulosa y hemicelulosa; la cantidad de estos biopolímeros va a determinar tanto las cantidades de carbono, como el contenido de los diferentes compuestos inorgánicos encontrados en las cenizas. En cuanto a esto, Antal y Gronli (2003) encontraron en la caracterización de biocarbones provenientes de material leñoso con alto contenido de lignina, mayores cantidades de carbono que en los materiales provenientes de sustratos herbáceos.

Referente al contenido de elementos que provienen de residuos de biomasa vegetal, se encuentran en mayor cantidad elementos como N, P, K y S en materias primas herbáceas que en sustratos leñosos. Sin embargo, en la elaboración del biocarbón se debe tener en cuenta que en aumentos de temperatura de 350°C a 600°C pueden presentarse pérdidas de N y S (Ahmad *et al.*, 2013).

En cuanto a las propiedades físicas y químicas de la biomasa vegetal, se han realizado estudios como los de Zainan *et al.* (2013) para determinar parámetros como el pH, niveles de salinidad y rangos de humedad y contrastarlos con biocarbones provenientes de estos sustratos.

1.1.3.14. Biocarbones provenientes de agroecosistemas forestales

Los residuos forestales se dividen en dos categorías: (i) los residuos de tala (que se generan desde el cultivo) y (ii) los desechos de madera (productos industriales generados por las empresas de

procesamiento de madera durante el procesamiento de la madera aserrada) (Duku *et al.*, 2011). La madera se encuentra entre los materiales lignocelulósicos con gran disponibilidad en el mundo y en los últimos años los principales países productores de estos materiales han centrado su interés en la búsqueda de alternativas para la gestión y la utilización de los residuos derivados de las actividades forestales (Varnero, 2010).

El uso de la biomasa lignocelulósica también se encuentra dentro de las alternativas en el camino de la construcción de un modelo sostenible y de renovabilidad de los recursos naturales. En este sentido, la transformación de estos residuos lignocelulósicos a biocarbón puede ser una opción viable tanto en la producción de energía como en los efectos positivos que puede proporcionar al suelo. En la actualidad, los beneficios en el suelo de estos productos están ampliamente documentados en la literatura como acondicionadores de suelos, actuando en parámetros básicos de la formación del suelo, tales como la mejora de las propiedades físicas y químicas, en el aumento del contenido de retención de nutrientes, en el incremento en la humedad del suelo y en el incremento de las propiedades biológicas del suelo (Glaser *et al.*, 2001, 2002; Lehmann *et al.*, 2006; Lehmann, 2007; Chan *et al.*, 2007).

Múltiples investigaciones se han llevado a cabo analizando este tipo de materiales, bien sea como fuente alternativa de energía o como enmienda en el suelo. En este sentido, estudios como el de Sika y Hardie, (2014), exponen el potencial de biocarbón proveniente de residuos de madera de pino para reducir la lixiviación en las aplicaciones de nitrato de amonio en suelos arenosos, analizando la cantidad de nitrógeno inorgánico. Los resultados de la investigación demuestran que estos tipos de pirolizados (con niveles de 0, 0.5, 2.5, y 10% p/p) pueden reducir considerablemente, no solamente la lixiviación del nitrato sino también la recuperación de este fertilizante después de su lixiviación.

Referente al contenido de carbono, Antal y Gronli (2003) evaluaron biocarbones de aprovechamiento de residuos de agroecosistemas forestales, los cuales fueron elaborados en temperaturas de 600 °C, donde la carbonización fue el proceso dominante, lo que indujo a la remoción de la mayoría de átomos no carbonosos como Ca, Mg, K y P de la materia prima original e incrementándose aún más la cantidad relativa de carbono, la cual puede llegar a ser mayor del 90% (Antal y Gronli, 2003).

Winsley (2007) aduce el gran contenido de carbono a la resistencia y lignificación de estos materiales donde se retienen fácilmente los átomos de carbono. En cuanto al contenido de elementos minerales incluidos en la ceniza, la materia prima leñosa contiene proporciones bajas (< 1% en peso) en

comparación con otros sustratos como los residuos de granos y paja (Demirbas, 2004).

En el estudio de las variables físicas, particularmente en la distribución del tamaño de partícula, los sustratos a base de madera generan biocarbones más gruesos, explicado por la estructura rígida del xilema, mientras materiales provenientes de cultivos agrícolas (centeno o maíz) ofrecen una estructura más fina y frágil, y por lo tanto, más fácilmente degradables por comunidades microbianas (Collison *et al.*, 2009; Sohi *et al.*, 2009). Otros factores físicos como la capacidad de sorción, han sido estudiados en estos sustratos por varios autores (Chun *et al.*, 2004; James *et al.*, 2005; Zhu *et al.*, 2005; Tsui y Roy, 2008). Por ejemplo, Chun *et al.* (2004) determinaron que la sorción en este tipo de biocarbones, elaborados en altas temperaturas, parece estar exclusivamente relacionado con la adsorción superficial del material, mientras que los fabricados con bajas temperaturas, dependen su sorción de caracteres que derivan tanto de la adsorción superficial, como de la fijación de la materia orgánica residual.

Además de afectar la capacidad inherente en este tipo de biocarbones, el rango de temperatura de pirólisis también afecta la comunidad biológica del suelo. Esto es posible debido a que –en temperaturas de pirólisis inferiores- se conserva una capa interior de bio-aceite equivalente a la glucosa, afectando el crecimiento microbiano (Steiner *et al.*, 2007).

Yamato *et al.* (2006) evaluaron diferentes propiedades químicas en la aplicación al suelo de un biocarbón proveniente de residuos de una plantación de *A. mangium*, sobre cultivos de maní, caupí y maíz. De manera general el biocarbón indujo cambios en las características químicas, tales como aumento en el pH, en la disponibilidad de N y P₂O₅, en la CIC, así como en la disminución de Al⁺³ intercambiable. Sin embargo, Laird *et al.* (2010^a) encontraron concentraciones de nitrógeno para biocarbones de materias primas leñosas menores (< 0,4 %) que los provenientes de fuentes de materias primas herbáceas (> 2 %). En los niveles de pH y disponibilidad de otros elementos como N, P, K y S también se encontraron diferencias significativas a favor de las materias herbáceas.

1.1.3.15. Especie a estudiar, producción en viveros forestales y características de la zona de estudio

1.1.3.15.1. *Acacia mangium* Willd.

Ecología. *Acacia mangium* es el material vegetal que se evaluó en el ensayo en campo, tanto en la evaluación como enmienda en el suelo de sus residuos pirolizados provenientes del raleo, como en

la respuesta de la misma planta a dichos materiales. Es uno de los árboles más plantados en el trópico húmedo (Evans 1992; Harrison y Herbohn 2001). *A. mangium* es una especie heliófila, de rápido crecimiento, adaptada a zonas con condiciones ambientales variables. Se decidió trabajar con esta especie debido a su gran plasticidad y adaptación en diferentes agroecosistemas en el mundo, además de estar actualmente en un proceso de expansión en Colombia. *A. mangium* es una leguminosa del género *Acacia* de la familia Fabácea. La especie tiene un rango nativo ubicado en Tailandia, Laos, Vietnam, Camboya y Australia. Se conoce en el mundo con nombres como Sabah salwood, Black wattle, Mangge hutan, Zamorano y Brown Salwood con condiciones ambientales variables, con gran plasticidad, tiene una alta tasa de regeneración en sitios abandonados y se desarrolla bien en zonas con condiciones de bosques húmedo y muy húmedo tropical (bh-T y bmh-T), detrás de manglares y en pantanos estacionales. Algunas veces se encuentra dominando en bosques primarios y secundarios, bosques marginales, praderas, sabanas y llanuras de inundación (Turnbull *et al.*, 1998). Se desarrolla mejor en temperaturas mínimas entre 12 y 16 °C y máximas entre 31 y 34 °C (Yang *et al.*, 2009; Marena, 2002).

A. mangium presenta fuste recto y libre de ramas hasta cerca de la mitad de la altura total, sin embargo, fuera de su hábitat natural tiene la tendencia a bifurcarse a diferentes alturas (Starr *et al.*, 2003). Contiene filodios que van de 3,5 a 10 cm, posee un solo tallo con hojas perennes y puede alcanzar una altura de 35 m y 95 cm de diámetro. Las vainas son amplias, lineales en un principio, pero espiraladas cuando maduran, con un diámetro de 3,5 mm de ancho y de 7 a 10 cm de largo. Torres y Del Valle (2007) reportaron crecimientos de hasta 15 m de altura, en plantaciones de *A. mangium* en la región del caribe colombiano, lo que corresponde a medidas equivalentes en otras partes del mundo. Sin embargo, en cuanto al volumen, áreas basales y rendimiento, encontraron valores por debajo de la media correlacionados con sitios similares en otras partes del mundo.

1.1.3.15.1.1. Requerimientos edafológicos

A. mangium crece sobre gran diversidad de suelos incluyendo los muy ácidos –con pH de 4,5 a 6,5-, presentando una alta tolerancia a condiciones de estrés hídrico (por déficit o exceso) y de deficiencia nutricional en los suelos, de manera que puede crecer en zonas tropicales con baja pluviosidad -soportando largos periodos secos de hasta siete meses-, alta radiación solar y altas temperaturas. Crece bien en suelos con pendientes fuertes, aunque, en suelos salinos los filodios se tornan cloróticos provocando la muerte de los árboles en tiempos relativamente cortos (Turnbull *et al.*, 1998). En su sitio de origen (Australia e Indonesia) la especie se desarrolla sobre Ultisoles ácidos. Por su parte en la región de América central crece en suelos

de órdenes Ultisol, Alfisol, Entisol, Inceptisol y Andosol, con contenidos de pH de hasta 4,5, de baja fertilidad, poca profundidad efectiva y textura arcillosa.

Sin embargo, en el sur de Costa Rica se ha reportado la muerte de árboles en plantaciones después de los tres años de edad en suelos Oxisoles con problemas de drenaje y con altas concentraciones de aluminio (más de 50% de saturación) (Jiménez y Picado 1987; CATIE, 1992). En las últimas décadas en América Central los estudios de *A. mangium* se han centrado en el desarrollo del análisis de condiciones de suelo y clima (Nykvist y Sim 2009). De estas investigaciones se deduce que el suelo es uno de los factores que más incide en la adaptación y crecimiento de *A. mangium*.

En cuanto a la fertilización Dart y Almendras (1991) reportaron en ensayos con *A. mangium* que existía una amplia respuesta a la aplicación de fósforo y en menor grado a potasio, mas no a elementos menores. Niveles de aplicación entre 30 y 60 kg-ha⁻¹ de P aumentaron hasta en un 64% la altura y la biomasa total en más del 500%. Los investigadores aducen estos resultados a que el fósforo estimula la nodulación y con ello la fijación de nitrógeno, lo cual produce un mayor crecimiento y producción en el árbol. El P es fundamental en el crecimiento y la altura de la planta (Majid y Paudyal, 1999).

No solo el P tiene relevancia en el crecimiento y desarrollo de *A. mangium*. En otras investigaciones como las de Simpson (1992), se reportó que fertilizaciones continuadas en adecuadas cantidades (100 kg/ha de N, 50 kg/ha de P y 50 kg/ha) pueden aumentar el crecimiento temprano de las plantas. Así mismo, Paudyal (1995) en Malasia evaluó tres metodologías -análisis de suelos, análisis de siembra en macetas y análisis foliar- en planta y en suelo para optimizar los niveles de fertilización en altura y diámetro del tronco. El autor encontró que en macetas con el equivalente a 800 kg/ha de urea, 800 kg/ha de P₂O₅ y 100 kg/ha de K₂O, se promovió el crecimiento de *A. mangium*. Bajo condiciones de campo el óptimo foliar para la variable de crecimiento se ubicó entre 1,84 y 2,10 % para N, 0,11 a 0,16 % para P y 0,80-0,88 % para K.

Elementos como C, N y P, son nutrientes esenciales para el establecimiento de plantaciones madereras de *A. mangium*, particularmente en el aumento de la biomasa el C y el N juegan un papel importante (Nykvist y Sim 2009), pero desafortunadamente en los suelos tropicales se encuentran estos nutrientes con baja reserva y baja disponibilidad (Tiarks *et al.*, 1998). En suelos con óptimos niveles de nutrientes en Filipinas se ha

reportados hasta 15 metros de altura y 27 cm en la base del tronco en un periodo de 4 años (Venn y Harrison, 2001).

1.1.3.15.1.2. Usos

A. mangium desempeña un papel importante en el manejo de erosión y conservación de suelos, esto debido a su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, de producir grandes cantidades de materia orgánica (mediante el aporte de hojarasca) y de servir como planta de ornamentación en corredores urbanos (CATIE, 1992; Otsamo *et al.*, 1995). La especie inicialmente fue introducida en Colombia en la década de 1990, mientras que en Brasil y algunos países de Centroamérica data de finales de los 70s, teniendo como fin la recuperación de suelos (Torres y Del Valle, 2007). Sin embargo, particularmente en Colombia, en la última década debido a su potencial maderable – considerando que la explotación hacia productos maderables de la especie tiene unos mayores dividendos económicos que cualquier otro uso- se han establecido proyectos forestales para el aprovechamiento de madera en zonas como el Bajo Cauca Antioqueño, sur de Córdoba, Magdalena Medio y Llanos Orientales (Mercado *et al.*, 2008).

La madera de *Acacia mangium* se caracteriza por ser dura, resistente y gruesa comparada con la madera fina de Teca (*Tectona grandis*) y Nogal (*Cordia Allidiora*) (Bolívar *et al.*, 1999). Dentro de las condiciones que permiten el aprovechamiento de la madera, están el que es de fácil secado y permite un buen acabado así como una condición natural de mediano a alto ELP -límite de esfuerzo proporcional que se refiere a la máxima presión que soporta una pieza de madera antes de sufrir deformación permanente-, según las normas ASTM (organismo norteamericano de normas y estandarización). Esto le genera capacidad para ser transformada en diferentes productos como vigas, tableros de mesas y sillas, entrepaños de bibliotecas y armarios, entre otros (Escobar y Rodríguez, 1995). Igualmente tiene buenas características para la producción de insumos para alimentación, taninos para pintura y biocarbón para energía y enmiendas de suelos, fibra para elaboración de papel y madera para elaboración de muebles. (Doran, 1997; Mercado, 2008).

Esta especie en Colombia no tiene una base genética sólida y particularmente no existen bases de ensayos de procedencias y progenies. Los principales problemas para la producción forestal en el país y en el departamento, específicamente, con *A. mangium*, radican en: a) bajo rendimiento, por deficiencia en planes de fertilización; b) escasez de semilla (sexual o asexual) como material base para atender la demanda de siembra; c) dificultad para importar semilla (sexual o asexual) mejorada y, d) ausencia de un programa de mejoramiento genético sexual y clonal (CFC, 2000). *A.*

mangium es una especie de gran susceptibilidad a patógenos y enfermedades y requiere un manejo intensivo inicial de podas.

1.1.3.15.2. Zona de estudio

1.1.3.15.3. Suelos de la región

Los suelos de la región de la altillanura de la Orinoquia poseen un alto grado evolutivo, con características asociadas a procesos de mayor alteración, que generan menor disponibilidad de nutrientes y por lo tanto mayor dependencia de nutrientes de la fracción orgánica. La altillanura tiene diferentes grados de disección y los colores varían entre el amarillo y rojo. Debido al clima se generan sabanas con escasa biomasa, -con promedios generales de productividad de 30 toneladas hectárea/año- que se representa en una mínima capa vegetal en la superficie del suelo. Los suelos que dominan la región son los oxisoles y ultisoles (Jaramillo, 2002; Gisbert, 2010). El suelo asociado de la zona de planas es el typic troporthent. Estos suelos se caracterizan por ser suelos rojos, profundos, bajo en bases, asociado con suelos con muy poco desarrollo y delgados, y poco más desarrollados, pero poco profundo; en relieves colinosos y de montaña (latosol y litosol) (IGAC, 2004).

1.1.3.15.4. Producción en viveros forestales

La producción exitosa de recursos forestales abarca una cadena que va de la selección de la semilla hasta la cosecha. Una etapa crítica para obtener plantas de alta producción y rendimiento en el campo es la de generación de plántulas en vivero, donde conseguir plantas de calidad en los primeros estadios es fundamental para cualquier plantación forestal.

La evaluación en la calidad de plántulas en viveros forestales se remonta a principios del siglo XX -1917-, con el “Manual de procedimientos para la producción de viveros forestales” del Departamento de los Estados Unidos de America (Mexal y Landi, 1990). Sin embargo, es en las décadas de los 40 y 50 del siglo pasado cuando se empiezan a utilizar parámetros de evaluación de calidad. Wakeley (1954) propuso distintas clases de calidad como el DAC (diámetro de altura al nivel del cuello o diámetro del cuello), la morfología de la raíz, estatus de las yemas y altura de la plántula; variables que son utilizadas en la actualidad para determinar la viabilidad de especies forestales al ser llevadas a campo.

La calidad de las plántulas proviene del cuidado para una buena germinación y crecimiento

adecuado de la plántula al sembrarla al campo y se determina bajo parámetros fisiológicos y morfológicos (Rodríguez, 2008). La producción de plántulas en bandejas, contenedores (bolsas de polietileno o macetas) o en un área protegida, mejora la calidad y la estandarización de las plantas y consecuentemente aumenta el rendimiento, la uniformidad y la productividad en el campo (Mexal y Landi, 1990).

De manera general para obtener viveros forestales óptimos debe considerarse: volumen forma y altura del contenedor, la calidad del germoplasma, cantidad y calidad de agua, manejo de luz y sombra, manejo de enfermedades, hongos micorrízicos agregados al sustrato, tipo de suelo, disponibilidad de mano de obra, CIC, pH y calidad de sustrato (Bures, 1997).

Rose *et al.* 1990a, establecen el concepto de calidad de plántula como “características fisiológicas y morfológicas que pueden relacionarse en forma cuantitativa con el éxito de la reforestación”. Colombo *et al.* 2001b, clasifican dichas características como atributos morfológicos, fisiológicos y químicos, los cuales interactúan entre ellos. Por ejemplo el crecimiento del tallo, en términos de diámetro y altura, se afectan a través del aumento de contenido de nitrógeno que repercute en la tasa de fotosíntesis y a su vez en el contenido de los hidratos de carbono.

1.1.3.15.4.1. Atributos morfológicos de plántulas en viveros forestales

La morfología de las plántulas cultivadas en contenedores es generada por las características genéticas, condiciones ambientales, prácticas del cultivo, fecha de siembra, densidad de cultivo, tipo de contenedor, sombra, cantidad de luz, poda y riego entre otras (Mexal y Landi, 1990). Dentro de los atributos morfológicos cuantitativos que se utilizan frecuentemente para caracterizar la calidad de plántulas se encuentran la altura de la parte aérea (mm o cm), el DAC (mm) y pesos secos (g) de la parte aérea y de raíz (Puttonen, 1997; South, 2000).

-Peso seco: Este atributo comprende el peso seco de la parte aérea – involucra el peso seco del tallo, las ramas y las hojas- y el peso seco total (sumatoria del peso seco de la parte aérea y la raíz). La edad y el tamaño del contenedor son las dos variables con mayor influencia en el peso seco; obteniéndose mayores pesos secos con plántulas de mayor edad en contenedores más grandes (Buamscha *et al.*, 2012; Diaz *et al.*, 2015).

-Altura: La altura de la plántula se relaciona ligeramente con la capacidad de fotosíntesis y la transpiración, pero no con la arquitectura del tallo (Negreros *et al.*, 2010). Además, este atributo,

aunque es fácil de medir, individualmente no da una información relevante y no representa altas correlaciones con la supervivencia en campo (Birchler *et al.*, 1998). Sin embargo, algunas veces la correlación puede ser negativa (plántulas con mayores alturas tiene menos supervivencia que plántulas bajas) en condiciones de stress (Mctague & Tinus, 1996). La altura se puede manipular en el vivero con el manejo del riego, adición de algunos nutrientes y repicado del sustrato.

- *Diámetro del cuello (DAC)*: La medición del DAC se realiza generalmente en la cicatriz de los cotiledones donde existe cambio de color en los tejidos aéreos y radicales (Colombo *et al.*, 2010). Permite predecir la supervivencia en campo, provee un acercamiento de la sección transversal del transporte de agua, de resistencia mecánica y, en menor grado capacidad para tolerar altas temperaturas en la superficie del sustrato (Cleary & Greaves, 1997). El DAC está influenciado por la densidad de siembra en el vivero y por algunas prácticas culturales como el repicado y puede aumentarse si se acelera su crecimiento y se homogeniza la germinación (Boyer & South, 1987). Unido al peso fresco de planta, el DAC puede ser un indicador de calidad importante cuando la correlación es positiva (Arnold, 1996).

- *Morfología de la raíz*: El número y volumen de raíces son fundamentales para el crecimiento de las plántulas y el establecimiento en campo. Si se tiene un mayor número de las raíces laterales, con mayor longitud y una raíz principal con iguales condiciones, esto va a representar un mejor anclaje, mayor absorción de nutrientes y una mayor capacidad de exploración en el sustrato (Quiroz *et al.*, 2009).

- *Yemas terminales*: el tamaño de la yema terminal indica el crecimiento potencial y puede ser así mismo un indicador de vigor de la plántula. Morfológicamente se determina cuando las yemas de los vástagos poco vigorosos y con bajo desarrollo foliar tienen apariencia de yemas arrosetadas (Tacoronte *et al.*, 2004). Colombo *et al.* (2001b) establecen que a pesar de no ser un indicador de endurecimiento y dormancia, sí puede revelar cesación de crecimiento y algunos cambios fisiológicos.

Las mediciones de los atributos morfológicos se realizan de forma particular. Sin embargo, al ser considerados estos atributos de forma individual pueden presentarse limitaciones en sus interpretaciones, por esto se han establecido índices o relaciones morfológicas que combinan dos o más atributos, tales como la esbeltez (cociente entre la altura y el DAC), la relación entre la parte aérea y la radical (PA/PR) y el índice de Dickson (ICD) que integra la esbeltez con la parte aérea y

de raíz (PA/PR) (Dey y Parker, 1997; Navarro y Calvo, 2002; Villar-Salvador, 2003).

La esbeltez es un indicador de estabilidad de los árboles con respecto a daños ocasionados por fuerzas mecánicas (Arias, 2004), está relacionada con variables de rendimiento como la conicidad o no conicidad (o si es cilíndrico o no); entre menor sea el valor de esbeltez, mayor conicidad en el fuste de los árboles y por ende más estable al daño mecánico. Sin embargo, desde el punto de vista de rendimiento presentan mayor desventaja con respecto a árboles de similares dimensiones pero cilíndricos (Durlo y Denardi, 1998). De esto se deduce que la esbeltez también puede ser un factor que se correlacione con el rendimiento. Lo anterior se explica teniendo en cuenta que, en la región de estudio, no se tienen problemas con las condiciones climáticas en cuanto a fuertes precipitaciones y vientos, los inconvenientes en la producción de madera están en relación con el rendimiento del fuste maderable. Para la determinación de la esbeltez se hace necesario calcular el índice de conicidad, este índice comprende el decrecimiento del diámetro por unidad de longitud (cm/m) y es una herramienta para determinar parámetros de rendimiento (Ecuación 2). El índice tiene la bondad de permitir la obtención de cualquier volumen a determinada altura del árbol, por medio de interpretaciones matemáticas.

$$\text{Ecuación 2} \quad IES = \frac{L}{DB}$$

IES: índice de esbeltez Smichdt-Vogt; L: longitud de la parte aérea (cm); DB: diámetro del brote.

La relación de la parte aérea y la radical está determinada por la altura (mm) y el diámetro del cuello (mm) (A:D) y puede ser alterada por las podas y el stress hídrico. Este índice es comúnmente llamado coeficiente de robustez donde plántulas con un bajo coeficiente pueden mostrar una alta supervivencia y un buen crecimiento en campo (A:D=58), mientras que plántulas con coeficientes altos (A:D=98) pueden tener comportamientos deficientes en campo (Timmis y Tanaka, 1976; Génere y Garriou, 1999). Este parámetro puede ser de gran importancia en plantaciones con factores climáticos extremos donde existen altas temperaturas y regímenes de lluvias escasos (Birchler *et al.*, 1998).

Por otro lado, el índice de Dickson (ICD) es una medida integral del vigor de la planta que se ha utilizado para predecir el comportamiento en campo, expresando equilibrio entre la masa y la robustez (Fonseca *et al.*, 2002). Dickson *et al.* (1960) citado por Rodríguez (2013), proponen esta fórmula debido a que ninguna de las características morfológicas unitarias podría describir la calidad de la plántula por sí sola. El índice permite evaluar mejor las diferencias morfológicas

entre plántulas, donde un mayor índice representa plantas con calidades más altas, con óptimos desarrollos y fracciones aéreas y radiculares equilibradas (Oliet, 2000). Este índice se ha calculado en especies como pinos (Birchler *et al.*, 1998), café (Reyes-Reyes *et al.*, 2005) y vara de perilla (Mendoza-Bautista *et al.*, 2011), entre otras especies.

$$\text{Ecuación 1} \quad ICD = \frac{PST}{L/DB+PA/PR}$$

Donde:

ICD: índice de calidad de Dickson; PST: peso seco total del plantín o plántula (g); L: longitud de la parte aérea (cm); DB: diámetro del brote (mm); PA: peso seco parte aérea (g); PR: peso seco raíz (g)

1.1.3.15.4.2. Sustrato en la producción de plántulas en viveros forestales

El sustrato se define como “el medio en el cual las raíces crecen por un tiempo, siendo su calidad importante debido a que de ella depende la calidad inicial de la plántula (Puerta *et al.*, 2012). Este sustrato puede estar formado por uno o más materiales (orgánicos e inorgánicos y/o sintéticos), donde se busca un complemento de diferentes propiedades que aumenten la calidad de las plántulas (Gallardo, 2003). El uso del sustrato en los viveros forestales es clave en el establecimiento en campo de las plántulas y su desarrollo dependerá del manejo y del conocimiento de las características de este (Pastor, 1999).

Un sustrato ideal debe tener porosidad y capacidad de retención de agua, buen drenaje y aireación; se determina como el soporte, fuente de alimento, anclaje y protección de las raíces de la plántula, teniendo así un papel fundamental en la calidad de estas en los viveros forestales; igualmente es importante en el transporte al campo y en el enraizamiento (Ansorena, 1994; Abad *et al.*, 2004). El volumen del sustrato es limitado, por esto debe poseer características físicas y químicas óptimas que promuevan un buen crecimiento de las plantas.

De Medeiros *et al.* (2008), establecen que dentro de las características de un sustrato para brindar un desarrollo óptimo de la plántula están cantidad alta de nutrientes, aireación, drenaje, porosidad, retención de agua, densidad aparente y capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta. Las propiedades físicas de los sustratos (retención de agua, drenaje, aireación, y densidad aparente) son consideradas como las más importantes, esto debido a que, si la estructura física no es viable, es prácticamente imposible mejorarla una vez se establezca el vivero, mientras que propiedades químicas, como la cantidad de nutrientes, pueden ser fácilmente corregibles con adiciones (Cabrera, 1999).

1.1.3.15.4.3. Propiedades físicas de los sustratos

Propiedades físicas como la granulometría, color y retención de agua y de aire son necesarias para la evaluación de los sustratos. Alarcon (2004) establece que para suplir el agua y la aireación necesaria para la planta los sustratos deben tener una alta porosidad que no solamente retenga una mayor cantidad de agua, sino que mejore las relaciones hídricas; esto se relaciona directamente con la granulometría.

1.1.3.15.4.4. Agua en sustratos

Dentro de las funciones fundamentales que cumple el agua en los diferentes procesos fisiológicos de la planta, se encuentra la fotosíntesis, el enfriamiento y el transporte de nutrientes, entre otros. Se suministra a través del medio sobre el cual crece la planta, el cual la retiene y la deja disponible para cuando esta la requiera; el agua útil o aprovechable para la planta. El porcentaje de retención puede disminuir tanto por una mayor longitud del contenedor como por un aumento en la macroporosidad del sustrato (Campano, 1996). En este proceso es esencial la porosidad del sustrato, donde particularmente los mesoporos y microporos tienen una vinculación especial en la retención de agua frente a los macroporos (Kay & Vanden Bygaart, 2002; Buamscha *et al.*, 2012).

1.1.3.15.4.5. Disponibilidad de aire en el sustrato

La porosidad puede ser el factor más importante en la dinámica del aire en el sustrato, interviniendo fundamentalmente en el intercambio de gases, mediante la liberación de CO₂ que emiten las raíces en los procesos de respiración aeróbica, donde consumen O₂ y emiten CO₂. Cuando el CO₂ se acumula puede causar toxicidad en las raíces si no es liberado. Sin embargo, esto se puede evitar con una distribución adecuada de partículas en el sustrato, lo que permitirá, a su vez una mayor distribución de poros, que será determinante en el intercambio del sistema radical de la planta aumentando la absorción de nutrientes y agua, además de incrementar la aireación la cual puede elevar los niveles de mineralización de los componentes orgánicos del sustrato (Jaramillo, 2002; Buamscha, 2012).

1.1.3.15.4.6. Soporte físico de la plántula

El sustrato cumple una función imprescindible al anclar el sistema radicular de la plántula dentro del contenedor, debido principalmente a la densidad y a la distribución del volumen en relación con el tamaño de la planta; es decir, el soporte depende de la densidad (peso relativo; en contenedores grandes e individuales el peso es relevante) y la rigidez del sustrato. Igualmente, la rigidez está en función del tamaño del contenedor, de la compactación y de la compresionabilidad

de los agregados (Maronek *et al.*, 1986).

1.1.3.15.4.7. Propiedades químicas de los sustratos

pH. El pH afecta principalmente los nutrientes del suelo, debido a la interacción de ácidos de coloides inorgánicos, de ácidos de la materia orgánica y de ácidos solubles, donde se desplazan cationes (Ca^+ , Na^+ , K^+ y Mg^+) por la producción de H^+ (Huang, 1997). La mayoría de sustratos orgánicos (turberas, corteza de pino y residuos de pino) tienen pH entre 4.0 y 4.5 (Rippy *et al.*, 2007). Sin embargo, se requiere un pH deseable para el crecimiento de la mayoría de especies entre 5.4 a 6.5 (Nelson, 2003).

Capacidad de intercambio catiónico (CIC). La Capacidad de Intercambio Catiónico es una propiedad química de los suelos o sustratos que describe la cantidad máxima de cationes que pueden intercambiarse de la solución del suelo y así mantener una mayor nutrición mineral (Manning & Tripepi, 1995). A pesar de la importancia de la CIC en los sustratos en la producción de plántulas en contenedores, existen pocas contribuciones en investigaciones. En el caso de sustratos orgánicos entre mayor sea el valor de la CIC, mayor debe ser la capacidad del medio para poder retener nutrientes, manteniendo así los niveles nutricionales y evitando la lixiviación de cationes por el riego (Landis *et al.*, 1990).

Baja fertilidad Natural. En la producción de plántulas en contenedores se prefiere una baja fertilidad natural, esto debido a que los sustratos con altos contenidos de nutrientes, como nitrógeno, pueden llegar a ser tóxicos para la germinación de algunas semillas. Por lo general, las plántulas no requieren un apoyo nutricional del sustrato en las tres primeras semanas –la reserva energética se encuentra en el endospermo–, momento donde ya empieza a colonizar con sus raíces el contenedor (Buamscha, 2012).

1.2. Referencias

- Abad, M., P, Noguera., & C, Carrion. (2004). Los sustratos en los cultivos sin suelo. Capítulo 4. 113-158. Urrestarazu Gavilan M. 2004. Tratado de cultivo sin suelo. Ed. Mundi-Prensa. Barcelona. 914 pp.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., ... & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, 19-33.

- Alarcón, A. (2004). Introducción a los cultivos sin suelo. In Curso de fertirriego: Manejo en suelos y sustratos agrícolas. San José, Costa Rica. 23 p.
- Altieri, M., & Nicholls, C. I. (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas*, 16 (1), México, 3-12.
- Altieri, M.A. (2014). Estrategia para una agricultura más productiva y sustentable. *Acopagro* 13, 18-38.
- Altland, J. E., & Locke, J. C. (2012). Biochar affects macronutrient leaching from a soilless substrate. *HortScience*, 47(8), 1136-1140.
- Amonette, J., Energy, H. C., & Billings, M. T. (2009). An Introduction to Biochar: Concept, Processes, Properties, and Applications. *harvesting Clean Energy*, 9.
- Amonette, J.E., & Joseph, S. (2009). Characteristics of biochar: microchemical properties. In: Lehmann J, Joseph S, Eds. *Biochar for environmental management: science and technology*., Earthscan: London. p. 33-52.
- Ansorena, M.J. (1994). *Sustratos propiedades y caracterización*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 172 pp
- Antal, M. J., & M. Grønli. (2003). The art, science, and technology of charcoal production. *Ind. Eng. Chem. Res.* 42(8): 1619-1640.
- Arauzo, J., Bimbela, F., Ábrego, J., Sánchez, J. L., & Gonzalo A. (2014). Introducción a las tecnologías de aprovechamiento de biomasa. *Boletín del Grupo Español del Carbón*, ISSN-e 2172-6094, N°. 33, págs. 2-6.
- Arias, D.2004. Estudio de las relaciones altura-diámetro para seis especies maderables utilizadas en programas de reforestación en la Zona Sur de Costa Rica. *Revista Forestal Kurú*. 1(2): 1-11.
- Arnold, F. E. (1996). *Manual de vivero forestal: Elaborado para algunas especies forestales nativas de la zona templada del Sur de Chile*. Documento Técnico CONAF-DED. 123p.
- Arnold, F.E. (1996). *Manual de vivero forestal: Elaborado para algunas especies forestales nativas de la zona templada del Sur de Chile*. Documento Técnico CONAF-DED. 123p.
- Asai, H., B.K., Samson, H.M., Stephan, K., Songyikhangsuthor, K., Homma, Y., Kiyono, Y., Inoue, T., Shiraiwa, & T. Horie. (2009). Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*, 111:81-84.
- ASTM Standards on Coal and Coke: Standard definitions of terms relating to coal and coke. (1954). (D 121-30), p. 108.
- Baldock, J. A., & Smernik, R. J., (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33, 1093-1109.

- Baldock, J.A., & Smernik, R.J. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33, 1093-1109.
- Bansal, R. C., Donnet, J.B. & Stoeckli, F. (1988). *Active carbon*. Marcel Dekker, New York.
- Bello, A., López, J., Díez, MA., López, J. & García, A. (2008). Principios Ecológicos en la gestión de los agrosistemas. *Revista ARBOR*. 729:19-29.
- Berglund, L.M., T.H. DeLucca, & O. Zackrisson. (2004). Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biol. Biochem.* 36(12): 2067-2073.
- Birchle., T. A., Royo, A., & Pardos, M. (1998). La planta ideal: revisión del concepto, parámetros definitorios e implementación práctica. *Forest Systems*, 7(1), 109-121.
- Blackwell, P., Riethmuller, & G., Collins, M. (2009). Biochar Application to Soil (Chapter 12). In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, p. 207.
- Bolívar, D., Kass, D., Camargo García, J. C., Ibrahim, M., & Jiménez-Otárola, F. (1999). Productividad y calidad forrajera de *Brachiaria humidicola* en monocultivo y en asocio con *Acacia mangium* en un suelo ácido en el trópico húmedo: Productivity and forage quality of a *Brachiaria humidicola* monoculture and in association with *Acacia mangium* on an acid soil in the humid tropics. *Agroforestería en las Américas (CATIE)* v. 6 (23) p. 48-50.
- Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., & Antal, M. J. Jr. (2007). Do all carbonised charcols have the same structure? A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 46: 5954-5967.
- Boyer, J.N., & South, D.B. (1987). Excessive seedling height, high shoot: root ratio, and *Benomyli* root dip reduce survival of stored loblolly pine seedlings. *Tree Planters' Notes*, 38: 19-22.
- Brick, S., & Lyutse, S. (2010). *Biochar: Assessing the promise and risks to guide US policy*. Natural Resources Defense Council: NRDC Issue Paper.
- Bruun, S., Jensen, E. S., & Jensen, L. S. (2008). Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry*, 39(7), 839-845.
- Buamscha, M., Contardi, L., Dumroese, R. K., Enricci, J., Escobar, R., Gonda, H., ... & Wilkinson, K. (2012). *Producción de plantas en viveros forestales*. Buenos Aires.
- Bucheli, T., & Gustafsson, Ö. (2000). Quantification of the soot-water distribution coefficients of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations. *Environmental Science and Technology* 34: 5144-5151.
- Burés, S. (1997). *Sustratos*. Madrid, España. Ediciones Agrotécnicas SL 342 p.
- Cabrera, R.I. (1999). Propiedades, uso y manejo de sustratos de cultivo para la producción de plantas en maceta. *Revista Chapingo - Serie Horticultura*.5(1): 5-11.

- Campano, J. (1996). Efecto de la granulometría y altura del contenedor en las porosidades del compost de corteza de *Pinus radiata* D. Don. Memoria de título. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. Concepción, Chile.
- CATIE, (1992). *Acacia mangium* Willd. Especie de árbol de uso múltiple en América Central. Serie Técnica. Informe técnico No. 196. Turrialba, Costa Rica. 61 p.
- Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R. and Wall, T. F. (2004) 'Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars', *Fuel*, vol 83, pp2139–2150.
- CFC-Cadena Forestal de Córdoba. (2000). Acuerdo Regional de Competitividad para la Cadena Forestal en el Departamento de Córdoba (Colombia). 14p. Disponible desde internet en http://www.conif.org.co/docs/acuerdo_reg_cordoba.doc (con acceso 23/06/16).
- Chan, K. Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement, In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, chapter, 5, Earthscan, London.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. y Joseph S. (2007). Agronomic values of green-waste biochar as a soil amendment. *Austr. J. Soil Res.* 45:629–634.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2008). Using poultry litter biochars as soil amendments. *Aust J Soil Res* 46:437–444.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., & Engelhard, M., (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72: 1598-1610.
- Chiou, C. T., & Kile, D. E. (1998). Deviations from sorption linearity on soils of polar and nonpolar organic compounds at low relative concentrations. *Environmental Science and Technology* 32: 338-343.
- Chun, Y., Sheng, G., Chiou, C. T., Xing, B., 2004. Compositions and Sorptive Properties of Crop Residue-Derived Chars. *Environmental Science and Technology* 38: 4649-4655.
- Cleary B.D., & Greaves R. (1977). Determining planting stock needs. En: *Proc. Tree Planting in the Inland Northwest*. Baumgartner D. M., Boyd R., eds. Washington State University Cooperative Extension Service.
- Collison, M., Collison, L., Sakrabani, R., Tofield, B., & Wallage, Z. (2009). *Biochar and Carbon Sequestration: A Regional Perspective*. University of East Anglia. Cook, J., 2009. Personal Communication.
- Colombo, S.J., Sampson, P.H., Templeton, C.W.G., McDonough, T.C., Menes, P.A., DeYoe, D. y S.C. Grossnickle. (2001b). Assessment of nursery stock quality on Ontario, p. 307-323. En: *Wagner, R.G. y S.J. Colombo (Editores). 2001b. Regenerating the Canadian forest: principles and practice for Ontario*. Markham, Ont., Fitzhenry and Whiteside.

CONPES 3680 (2017). Lineamientos para la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., Bucheli, T. D., Jonker, M. T. O., Koelmans, A. A., & Van Noort, P. C. M. (2005). Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation and biodegradation. *Environmental Science and Technology* 39: 6881-6895.

Costa, M. L., & Kern, D. C. (1999) Geochemical signatures of tropical soils with archaeological black earth in the Amazon, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration* 66(1-2), 369-385.

Dart, P., Umali-Garcia, M., & Almendras, A. (1991). Tropical Acacias. *Advances in tropical acacia research*, 11, 13.

De Medeiros, C.; Freitas, K. C. S.; Veras, F. S.; Anjos, R. S. B.; Borges, R. D.; Cavalcante Neto, J. G.; Nunes, G. H. S. e Ferreira, H. A. (2008). Qualidade de mudas de alface em função de substratos com e sem biofertilizantes. *Horticultura Brasileira*. 26:186-189.

Deenik, J.L., Uehara, G., Sumiyoshi, Y., Sidibe, A., McClellan, A., & M. Antal. (2008). Charcoal Volatile Matter Content and its Effects on Plant Growth and Biological Properties of an Infertile Tropical Soil. In *Agronomy abstracts*. ASA, Madison, WI.

DeLuca TH, Zackrisson O, Nilsson MC, Sellstedt A. (2002). Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of boreal forests. *Nature* 419: 917-920.

DeLuca, T. H., Gundale, M. J., MacKenzie, M. D., & Jones, D. L. (2015). Biochar effects on soil nutrient transformations. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2, 421-454.

Demirbas, A. (2004). Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 72 (2), 243-248.

Dey, D. C., & Parker, W. C. (1997). Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings underplanted in a central Ontario shelterwood. *New Forests*, 14(2), 145-156.

Díaz, C.N.P., Miranda, D.C., Fuego, M.M.E., Castillo, C.I.D.L.C., Igarza, C.U.O., Gutiérrez, C.J.A.V., & Final, P.D.R. (2015). Dinámica de crecimiento de plántulas de *Vitex parviflora* Juss en sustratos de compost de corteza de las especies *Eucalyptus saligna* Smith, y *Eucalyptus pellita* F. Muell en viveros forestales. Dynamics of seedling growth of *Vitex parviflora* Juss compost. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 3, 1.

Dickson, A., A.L. Leaf & J.F. Hosner. (1960). Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *For. Chron.* 36:10-13.

Doran, J.W., & Safley, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity.

- In: Pankhurst, C. et al. (eds.). Biological indicators of soil health. Wallingford, UK: CAB International. p. 1–28.
- Downie, A., Crosky, A., & Munroe, P., (2009). Physical properties of biochar. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London, pp. 13-32.
- Duku, M. H., Gu, S., & Hagan, E. B. (2011). Biochar production potential in Ghana—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(8), 3539-3551.
- Durlo, M. A., & Denardi, L. (1998). Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundaria nativa do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, 8(1), 55-66.
- Escalante-Rebolledo, M. A. (2013). Tesis de doctorado. Biocarbones (Biochars), caracterización y efecto en la biomasa y nutrición de N P K en una gramínea. Colegio de postgraduados. Instituto de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas. 137 p.
- Escobar O y Rodríguez J. (1995). Las maderas en Colombia. Colombia Ministerio de Educación. Servicio Nacional de Aprendizaje Regional Antioquia Chocó Editor: Medellín: SENA
- Evans, J. (1992) Plantation forestry in the tropics: tree planning for industrial, social, environmental, and agroforestry purposes, 2nd edn. Clarendon Press, Oxford, 403 p.
- Falcao, N. (2012). In. Pesquisadores garipam a história contida na terra preta de índio. *Naturaleza* (ed).
- Funes-Monzote, F., & Monzote, M. (2001). Unir en un todo coherente una opción sustentable y productiva. Experiencia cubana de integración ganadería-agricultura sobre bases agroecológicas. *Boletín de ILEIA*. 16 (4): 22.
- Gadd, M. (2008). Transformation and mobilization of metals, metalloids, and radionuclides by microorganisms. In: A. Violante, P.M. Huang, G.M. Gadd. (eds). *Biophysico-Chemical Processes of Metals andMetalloids in Soil Environments*. Wiley-JupacSeries, Vol 1 John Wiley & Sons, Hoboken, NY pp: 53-96.
- Gallardo, C. (2003). Materiales comúnmente utilizados en la formulación de sustratos. In *Actas Jornada Técnica: “Introducción al uso de sustratos en la producción comercial de plantines de viveros”*. EEA INTA, Concordia, Entre Ríos: 5-12.
- García, D., & Rezeau, A. (2010). Introducción al aprovechamiento energético de biocombustibles sólidos. In: Sebastián F, García-Galindo D, Rezeau A Eds. *Energía de la Biomasa* (vol.1). Prensas Universitarias de Zaragoza p.27-73.
- Gaskin, J.W., Steiner, C., Harris, K., Das, K.C. & Bibens, B. (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Trans. ASABE* 51:2061–2069.
- Génére, B., & Garriou, D. (1999). Stock quality and field performance of Douglas fir seedlings

under varying degrees of water stress. *Annals of forest science*, 56(6), 501-510.

Gheorghe, C., Marculescu, C., Badea, A., Dinca, C., & Apostol, T. (2009, July). Effect of pyrolysis conditions on bio-char production from biomass. In *Proceedings of the 3rd WSEAS Int. Conf. on RENEWABLE ENERGY SOURCES* (pp. 239-241). Tenerife, Canary Islands Spain: University of La Laguna.

Glaser, B. (2007). Prehistorically modified soils of Central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the 21st century? *Philosophical Transactions of the royal society B: Biological Sciences* 362(B), 187–196.

Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The “terra preta” phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88(1), 37–41.

Gliessman, S.R., (1998). *Agroecology. Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, ISBN 1-57504-043-3.

Gliessman, S.R., (2001). *Agroecosystem sustainability: developing practical strategies*. Book Series Adv. in Agroecology, CRC Press, Boca Raton, FL.

Gomes, J. M., L. Couto, H. Garcia L., A. Xavier y S. L. Ribeiro G. (2002). Parámetros morfológicas na avaliação da qualidade de Mudas de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore* 26 (6):655-664.

Granatstein, D., Kruger, C.E., Collins, H., Galinato, S., Garcia-Perez, M., Yoder, J. (2009). Use of biochar from the pyrolysis of waste organic material as a soil amendment. Final Project Report. Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources, Washington State University, Wenatchee, WA. 181 pp. <http://www.ecy.wa.gov/biblio/0907062.html>

Gundale, M. J., & De Luca T. H. (2006) Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *For Ecol Manag* 231:86–93. Qadder, R., Hanif, J., Saleem, M. A., and Afzal, M. (1994). “Characterization of activated charcoal”, *Journal of the Chemical Society of Pakistan*” 16, 229-235 F. Carmona y P. Delhaes, *Journal Application Physicall.* 49,618 (1978).

Hammes, K., Torn, M.S., Lapenas, A.G., Schmidt, M.W.I. (2008). Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosci.* 5(5), 1339–1350.

Harris, P. J. (1997). Structure of non-graphitising carbons. *International Materials Reviews* 42 (5): 206-218.

Harris, P.J.F., & Tsang, S.C. (1997). High resolution of electron microscopy studies of non-graphitizing carbons. *Philosophical Magazine A* 76 (3), 667-677.

Harrison, S., & Herbohn, J. (2001) Socio-economic aspects of adoption of Australian tree species in the Philippines. In: Harrison S, Herbohn J (eds) *Socio-economics evaluation of the potential for*

- Australian tree species in the Philippines. ACIAR Monograph No 75, Canberra, Australia, 192 p.
- Hiller, E., Fargasova, A., Zemanova, L., & Bartal, M., (2007). Influence of wheat ash on the MCPA immobilization in agricultural soils. *Bulletin of 142 Environmental Contamination and Toxicology* 78: 345-348.
- Huang, P. M. (1997). Mechanism of soil acidification, in: *Agro's Ann. Rev. of Crop Ecology*, edited by: Dahama, A. K., Agro Botanica, Bikaner, India.
- IDEAM. (2015). Informe del estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2012, 2013 y 2014. Tomo II: Estado de los Ecosistemas y de los servicios ecosistémicos.
- INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE (IBI). Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. (2012). Available at: <http://www.biochar-international.org/sites/default/files/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf
- Ippolito, J.A., Grob, J., & Donnelly, A. (2015). Anatomy of a field trial: Wood-based biochar and compost influences a Pacific Northwest soil. *Biochar Journal*, 1-34.
- Ishii, T., & Kadoya, K. (1994). Effects of Charcoal as a Soil Conditioner on Citrus Growth and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Development. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 63, 529-535. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs.63.529>
- James, G., Sabatini, D. A., Chiou, C. T., Rutherford, D., Scott, A. C., & Karapanagioti, H. K. (2002). Evaluating phenanthrene sorption on various wood chars. *Water Research* 39: 549-558.
- Jankowska, H., Swiatkowski, A., & Choma, J. (1991) *Active Carbon*, Ellis Horwood, New York, NY
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Colombia.
- Jimenez, M V., & Picado V.W. (1987). Algunas experiencias con *Acacia mangium* en Costa Rica. *Silvoenergía (C.R.)* n 22; 1-4.
- Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Tillage Res.* 66: 107-118.
- Kercher, A.K., & Nagle, D.C. (2002). Evaluation of carbonized medium-density fiberboard for electrical applications, *Carbon*, vol 40, 1321–1330.
- Kluyver, A.J. (1956). *The Microbes Contribution to Biology*. Harvard University Press.
- Knicker, H. (2011). Pyrogenic organic matter in soil: its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. *Quat Int* 243(2),251–263.
- Koelmans, A.A., Jonker, M.T.O., Cornelissen, G., Bucheli, T.D., Van Noort, P.C.M., & Gustafsson, Ö. (2006). Black carbon: the reverse of its black side. *Chemosphere* 63: 365-377.

- Kolb, S.E., Fermanich, K.J., Dornbush, M.E., 2009. Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1173e1181.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 210-219.
- Laird, D., Rogovska, N., Garcia-Perez, M., Collins, H., Streubel, J., & Matthew, S. (2010a). Pyrolysis and Biochar — Opportunities for Distributed Production and Soil Quality Enhancement. *Sustainable Alternative Fuel Feedstock Opportunities, Challenges and Roadmaps for Six U.S. Regions*. Chapter 16; 257-281. USA.
- Laird, D.A., Brown, R.C., Amonette, J.E., & Lehmann, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3(5), 547-562.
- Laird, D.A., Rogovska, N.P., Garcia-Perez, M., Collins, H.P., Streubel, J. D., and Smith, M. (2011). “Pyrolysis and biochar – opportunities for distributed production and soil quality enhancement,” in *Sustainable Alternative Fuel Feedstock Opportunities, Challenges and Roadmaps for Six U.S. Regions*, in *Proceedings of the Sustainable Feedstocks for Advanced Biofuels Workshop*, eds R. Braun, D. Karlen, and D. Johnson (Atlanta, GA: SWCS publisher), 257–281.
- Landis, T., Tinus R., McDonald S., y Barnett J. (1990). Container and growing media, Vol. 2, *The Container Tree Nursery Manual*, Agric. Handbk. 674. Washington, DC: U. S. Department of Agricultura, Forest Service. 88 p.
- Lehmann, J. (2007). Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* 33, 528-544.
- Lehmann, J., & Joseph S. (2009). Biochar for environmental management: An Introduction. pp. 1-12. In J.
- Lehmann and S. Joseph (eds.) *Biochar for environmental management: Science and technology*. Earthscan, London.
- Lehmann, J., (2007). *Nature*, 447: 143-144
- Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 11(2), 403-427.
- Lehmann, J., Kern, D.C., German, L.A., McCann, J., Martins, G.C. & Moreira A. (2003) Soil fertility and production potential. In *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management* (ed. J. Lehmann et al.). Kluwer Academic Publishers, Dodrecht, pp. 105–124.
- Lehmann, J., Liang, Bq., Solomon, D., Lerotic, M., Luizao, F., Kinyangi, J., Schafer, T., Wirick, S., & Jacobsen, C. (2005). Near-edge X-ray absorption fine structure (NEXAFS) spectroscopy for

mapping nano-scale distribution of organic carbon forms in soil: Application to black carbon particles. *Global Biogeochem. Cycles* 19:1-12.

Lima, I.M., & Marshall, W.E. (2005). Granular activated carbons from broiler manure: Physical, chemical and adsorptive properties. *Biores. Technol.* 96:699-706.

Lombardo, P., Fernández, P., Moya, M., Sainato, C., Borodowsky, E., Mussschiatti, P., Pescio, F., & Acosta A. (2014). *Agroecosistemas: caracterización, implicancias ambientales y socioeconómicas*. 1a ed. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. xxii, 477 p. ISBN 9789873738012.

Lua, A. C., Yang, T., Guo, J. (2004). Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. *J Anal Appl Pyrol* 72:279-287.

Majid, N. M., & Paudyal, B. K. (1999). Growth response of *Acacia mangium* plantation to N, P, K fertilisation in Kemasul and Kerling, Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 356-367.

Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., & Lehmann, J. (2012). Nutrient leaching in a Colombian savanna Oxisol amended with biochar. *Journal of environmental quality*, 41(4), 1076-1086.

Manning, L. K., Tripepi, R. R., & Campbell, A. G. (1995). Suitability of composted bluegrass residues as an amendment in container media. *HortScience*, 30(2), 277-280.

Marena. (2002). *Guía de Especies Forestales de Nicaragua*. Recuperado de: <http://es.scribd.com/doc/60969339/Guia-de-Especies-Forestales>.

Maronek, D. M.; Studebaker, D.; Oberly, B. (1986). Improving media aeration in liner and container production. *Internacional Plant Propagators Society Combined Proceeding* 35:591-597.

Martínez, M. J. (2008). "Segundo Informe: Indígenas de los Llanos del Casanare y Arauca: Sicuani. Wāpjiwi y Sáliba". Ministerio de Cultura– ICANH. Bogotá.

Mašek, O., & Brownsort, P. (2011). Biochar Production. pp. 37-44. In: S. Shackley and S. Sohi (eds.). *An Assessment of the benefits and issues associated with the application of biochar to soil*. UK Biochar Research Centre. UK.

Mbagwu, J., & Piccolo, A. (1997). Effects of humic substances from oxidized coal on soil chemical properties and maize yield. In: Drozd J, Gonet SS, Senesi N, Weber J (eds) *The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection*. IHSS, Polish Society of Humic Substances, Wroclaw, Poland: pp 921–925.

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

http://cees.colorado.edu/docs/characterization/McLaughlin_Characterization_PaperV2_NACB2009.docx.

McTague, J. P., & Tinus, R. W. (1996). The effects of seedling quality and forest site weather on field survival of ponderosa pine. *Tree planters notes*, 47, 16-23.

Mendoza-Bautista, C., García-Moreno, F., Rodríguez-Trejo, D. A., & Castro-Zavala, S. (2011). Radiación solar y calidad de planta en una plantación de vara de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* HBK). *Agrociencia*, 45(2), 235-243.

Mercado Jr. A., Van Noordwijk M., Hilder T. & Cadisch G. (2008). *Acacia mangium* as an intercrop in mixed tree-based contour hedgerow systems on sloping acid upland soils: *Agroforestry Systems*.

Mexal J.G., & Landis T.D. (1990). Target seedling concepts: height and diameter. In: Rose, Campbell y Landis. (eds) *Target seedling symposium: Proceedings, combined meeting of the Western Forest Nursery Associations*. 13-17 agosto, Roseburg, Oregon, USA. p. 17-35.

Mohan D., Pittman, C.U., & Steele, P.H. (2006). Pyrolysis of Wood/Biomass: A critical review. *Energy & Fuels*, 20:848-889.

Navarro, R.M., & Del campo, A. (2004). Evaluación de calidad de lotes comerciales de varias especies forestales. Universidad de Córdoba-ASOCIAFLOR. Informe final. No publicado.

Negreros-Castillo, P., Apodaca-Martinez, M., & Mize, C. W. (2010). Efecto de sustrato y densidad en la calidad de plántulas de cedro, caoba y roble. *Madera y bosques*, 16(2), 7-18.

Nelson, P.V. (2003). *Greenhouse operation and management*. 6th Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Nykvist, N., & Sim, B. L. (2009). Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with *Acacia mangium*. *Journal of Tropical Forest Science*, 98-112.

O'Neill, B., Grossman, J., Tsai, M., Gomez, J., Lehmann, J., Peterson, J., Neves, E., Thies, J. (2009) Bacterial community composition in Brazilian anthrosols and adjacent soils characterized using culturing and molecular identification. *Microb Ecol* 58:23–35

Odum, H.T. (1999). Limits of Information and Biodiversity. In: Loeffler, H., Streissler, E.W. (Eds.), *Sozialpolitik und Okologieprobleme der Zukunft*. Austrian Academy of Science, Vienna.

Oliet, J. (2000). La calidad de la postura forestal en vivero. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes de Córdoba. España. 93 p.

Orlando, P. (2012). Pesquisadores garipam a história contida na terra preta de índio. *Natureza*. <http://g1.globo.com/natureza/noticia/2012/06/pesquisadores-garimpam-historia-contida-naterra-preta-de-indio.html>

- Otsamo, A., Ådjers, G., Hadi, T.S., Kuusipalo, J., Tuomela, K. & Vuokko, R. (1995). Effect of site preparation and initial fertilization on the establishment and growth of four plantation.
- Pastor, J. 1999. Utilización de sustratos en viveros. *Terra*, 17(3):231-23.
- Pastor-Villegas, J., Valenzuela-Calahorro, C., Bernalte-García, A. & Gómez-Serrano, V. (1993) 'Characterization study of char and activated carbon prepared from raw and extracted rockrose', *Carbon*, vol 31, pp1061–1069.
- Paudyal, B. K. (1995). Nutritional Aspects of *Acacia Mangium* Willd, Plantation in Peninsular Malaysia (Doctoral dissertation, Universiti Pertanian Malaysia).
- Pietikainen, J., Kiikkila, O., & Fritze, H. (2000). Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* 89:231–242
- Puerta, C.E.; Russian, T.L.; Ruiz, C.A. 2012. Producción de plántulas de pimentón (*Capsicum annum* L.) en sustratos orgánicos a base de mezclas con fibra de coco. *UDO Agrícola* 12(2):298-306.
- Puttonen, P. (1997). Looking for the “silver bullet” - can one test do it all? *New Forests* 13: 9-27.
- Quilliam, R. S., Glanville, H. C., Wade, S. C., & Jones, D. L. (2013). Life in the ‘charosphere’— Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?. *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 287-293.
- Quiroz Marchant, I., García Rivas, E., González Ortega, M., Chung Guin-Po, P., & Soto Guevara, H. (2017). Vivero forestal: producción de plantas nativas.
- Reddy., G, Nagender, T., & Yerasi, P. (2013). Biochar and its potential benefits - a review. *Environ. Ecol.* 31(4A):2000-2005.
- Reyes-Reyes, J., Aldrete, A., Cetina-Alcalá, V. M., & López-Upton, J. (2005). Producción de plántulas de *Pinus pseudostrobus* Var. *apulcensis* en sustratos a base de Aserrín. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 11(2).
- Rippy, J.F.M., P.V. Nelson, D.L. Hesterberg, and E.J. Kamprath. (2007). Reaction times of twenty limestones. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38:1775–1783.
- Rivera-Becerril, F., Calantzis, C., Turnau, K., Caussanel, J., Belimov, A., Gianinazzi, S., Strasser, R. & Gianinazzi-Pearson, V. (2002). Cadmium accumulation and buffering of cadmium induced stress by arbuscular mycorrhiza in three *Pisum sativum* L. genotypes. *Journal of Experimental Botany* 53, 1177–1185.
- Rodríguez T., D. A. (2008). Indicadores de calidad de planta forestal. Mundi Prensa. Mexico, D.F., México. 156 p.
- Rodriguez, I. (2013). Tesis de doctorado. Reciclado en suelos de lodos de refiniería: nuevas aproximaciones para la biodegradación de hidrocarburos mediante el manejo de enmiendas

- orgánicas. España. Rose, R., Campbell, S.J. y T.D. Landis. (1990a). Target seedling symposium. Proceedings Combined Meeting Western Forest Nursery Association. USDA Forest Service General Technical Report RM-200, 286 p. Rouquerol, F., Rouquerol, I. & Sing, K. (1999) Adsorption by Powders and Porous Solids, Academic Press, London, UK.
- Sadaka, S., & Eng, P. (2007). Pyrolysis. Center for Sustainable Environmental Technologies. Department of Agricultural and Biosystems Engineering. Iowa State University. Nevada. <http://bioweb.sungrant.org/NR/rdonlyres/57BCB4D0-1F59-4BC3-A4DD-4B72E9A3DA30/0/Pyrolysis.pdf>.
- Sánchez, T., Lamela, L., Taymer M; López, O., & Bover, K., (2011). Tecnologías alternativas: silvopastoreo. En: Ríos, H., Vargas D., & Funes-Monzote, F. R eds. Innovación agroecológica, adaptación y mitigación del cambio climático. Mayabeque, Cuba: Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. p. 157-174.
- Sarandón, S.J. (2002a). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En Santiago J. Sarandón (editor): Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. Ediciones Científicas Americanas. P.393-414.
- Schahczenski, Jeff. (2010). Biochar and Sustainable Agriculture, A Publication of ATTRA—National Sustainable Agriculture Information Service, 02/2010, Number IP358, p.1-12.
- Schmidt, M.W.I. & Noack, A.G. (2000). Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. Global Biogeochemical Cycles 14: doi: 10.1029/1999GB001208. issn: 0886-6236.
- Shamim, M. I. A., DIJKSTRA, F. A., ABUYUSUF, M., & HOSSAIN, A. I. (2015). Synergistic effects of biochar and NPK Fertilizer on soybean yield in an alkaline soil. *Pedosphere*, 25(5), 713-719.
- Sheil, D., Sasuki, I., German, L., Kuyper, T. W., Limberg, G., Puri, R. K., Sellato, B., Noordwijk, M. V., Wollenberg, E. (2012). Do anthropogenic dark earths occur in the interior of Borneo? Some initial observations from East Kalimantan. *Forests*, v. 3, 207-229.
- Sheng, G., Yang, Y., Huang, M., & Yang, K., (2005). Influence of pH on pesticide sorption by soil containing wheat residue-derived char. *Environmental Pollution* 134: 457-463.
- Shrestha, G., Traina, S., & Swanston, C. (2010). Black carbon's properties and role in the environment: A comprehensive review. *Sustainability* (2071-1050), 2(1), 294-320. Retrieved November 1, 2016, from EBSCO Online Database Sustainability Reference Center. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=sur&AN=47937717&site=ehost-live>.
- Sika, M., & Hardie, M. (2014). Effect of pine wood biochar on ammonium nitrate leaching and availability in a South African sandy soil. *European Journal of Soil Science*. 65, 113–119.

- Singh, B., Singh, B. P., & Cowie, A. L. (2008). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 48(7), 516-525.
- Singh, B., Singh, B. P., & Cowie, A. L. (2010). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 48(7), 516-525.
- Sjöström, E. (1993). *Wood chemistry: Fundamentals and applications*. Academic Press, New York.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., & Bol, R., 2009. Biochar, climate change and soil: a review to guide future research. CSIRO Land and Water Science Report.
- Soil Survey Laboratory (SSL). (1995). Information manual. Soil Survey Investigations Report N° 45. Version 1.0. USDA. Lincoln. 305 p.
- Sombroek, W., & De Souza Carvalho, A. (2002). Macro- and Micro Ecological-economic Zoning in the Amazon Region: History, First Results, Lessons Learnt and Research Needs. In *Neotropical Ecosystems, Proceedings of the German-Brazilian Workshop*. R. Lieberei, H-K. Bianchi, V. Boehm, and C. Reisdorff, eds. Hamburg: GKSS-Geesthacht.
- South, D. B. (2000). Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth. *Forestry and Wildlife Research Series N.º 1*. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama. 12 pp.
- Starr F., K. Starr & Loope L., (2003). *Acacia mangium*. Mangium wattle. United States Geological Survey. Biological Resources Division. Haleakala Field Station, Maui, Hawai'i. 4 p.
- Steiner, C., Das, K. C., Garcia, M., Forster B, Zech, W. (2008a) Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia* 51, 359–366
- Steiner, C., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J. L. V., Blum, W. E., & Zech, W. (2007). Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and soil*, 291(1-2), 275-290.
- Sullivan, D.M., & Miller, R.O. (2001). Compost quality attributes, measurements and variability. In: Stoffella, P.J., Kahn, B.A. (Eds.), *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*. Lewis Publishers, New York, pp. 97–120.
- Tacoronte, M., Vielma, M., Mora, A. & Valecillos, C. Propagación in vitro de caoba (*Swietenia Macrophylla* King) a partir de yemas axilares. (2004). *Acta Científica Venezolana*. 55: 7-12..
- Tello, E., Garrabou, R. and Cussó, X. (2006). Energy Balance and Land Use: The Making of and Agrarian Landscape from the Vantage Point of Social Metabolism (the Catalan Vallès county in 1860/70). In Agnoletti, M., (ed.) *The Conservation of Cultural Landscapes*. Wallingford: CAB International, pp. 42-56.

- Tenenbaum, D.J. (2009). Biochar: Carbon mitigation from the ground up. *Environmental Health Perspectives* 117, 2.
- Thies, J.E., & Rillig, M. (2009). Characteristics of biochar: Biological properties. *Biochar for Environmental Management*. Lehmann, J and Joseph, S (ed.), Earthscan, London, UK
- Tiarks, A., Nambiar, E. S., & Cossalter, C. (1998). Site management and productivity in tropical forest plantations. Center for International Forestry Research, Occasional Paper No. 16, Nov. 1998.
- Timmis, R. y Y. Tanaka. 1976. Effects of container density and plant water stress on growth and cold hardiness of Douglas-fir seedlings. *Forest Science* 22:167-172.
- Torres D. & I. Del Valle, 2007. Growth and yield modelling of *Acacia mangium* in Colombia. *New Forests* (2007) 34:293–305.
- Tseng, R. L., & Tseng, S. K. (2006). 'Characterization and use of high surface area activated carbons prepared from cane pith for liquid-phase adsorption', *Journal of Hazardous Materials*, vol B136, pp671–680.
- Tsui, L., & Roy., W.R. (2008). The potential applications of using compost chars for removing the hydrophobic herbicide atrazine from solution. *Bioresource Technology* 99(13): 5673-5678.
- Turnbull, J.W., H.R. Crompton and K., H.R. and Pinyopusarek, K. 1998. Recent developments in acacia planting. Proceedings of an International Workshop held in Hanoi, Vietnam. 27-30 October 1997. ACIAR. Proceedings No. 82, 383 p.
- Van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., & Chan, K. Y., (2009). Biochar and Emissions of Non-CO2 Greenhouse Gases from Soil. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan.
- Vandermeer, J. (1995) The ecological basis of alternative agriculture. *Annual Review of Ecological Systems*, 26: 201-224.
- Varnero, M. T., Quiroz, M. S. y Álvarez, C. H. (2010). Utilización de Residuos Forestales Lignocelulósicos para Producción del Hongo Ostra (*Pleurotus ostreatus*). *Información Tecnológica* Vol. - 21 N° 2,
- Venn T.J., & Harrison., S.R. (2001) Stand yield models for Australian eucalypts and Acacia plantations in Philippines. In: Harrison S, Herbohn J (eds) *Socio-economics evaluation of the potential for Australian tree species in the Philippines*. ACIAR Monograph 75, Canberra Australia, 192 p.
- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., & Smith, C.J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94(1-4): 23-38.
- Villar-Salvador, P. (2003). Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. En: *Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos*. Rey-Benayas, J. M.; Espigares

- Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J. M. (Eds.), Universidad de Alcalá/Asociación Española de Ecología Terrestre, pp. 65-86.
- Wakeley, P.C. (1954). Planting the southern pines. USDA Monograph 18, 233 p.
- Warnock, D., Lehmann, J., Kuyper, T., Rillig, M. (2007). Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. *Plant Soil* 300:9–20
- Winsley, P., 2007. Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Sci. Review* 64, 5-10.
- Wolf, M., Lehdorff, E., Wiesenberg, G. L., Stockhausen, M., Schwark, L., & Amelung, W. (2013). Towards reconstruction of past fire regimes from geochemical analysis of charcoal. *Organic Geochemistry*, 55, 11-21.
- Woods, W.I. (2004). Development of Anthrosol of Reesearch in: Amazonian Dark Earths. Lehman, J., Kern, D. C., Glaser, B. and Woods, W.I (Ed.). Kluwer Academic Publishers. USA.
- Woods, W.I., & McCann, J.M. (1999). Anthropogenic origin and persistence of Amazonian dark earths. *Yearbook, Conference of Latin Americanist Geographers*, 25, 7-14.
- Yamato, M., Okimori., Y, Wibowo, I, F, Anshiori, S, & Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Sci Plant Nutr* 52:489–495.
- Yamato, M., Okimori., Y, Wibowo, I, F, Anshiori, S, & Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Sci Plant Nutr* 52:489–495.
- Yang, L., Liu, N., Ren, H., & Wang, J. (2009). Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest ecology and management*, 257(8), 1786-1793.
- Yang, L., Liu, N., Ren, H., & Wang, J. (2009). Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest ecology and management*, 257(8), 1786-1793
- Yang, Y., & Sheng, G., (2003). Enhanced pesticide sorption by soils containing particulate matter from crop residue burns. *Environmental Science and Technology* 37: 3635-3639.
- Zackrisson, O., Nilsson, M-C., Wardle, D.A. (1996). Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77:10–19.
- Zainab H, Ainatul A, Othman H y Boon-Beng L. (2013). Characterization of Physicochemical Properties of Biochar from Different Agricultural Residues. *Advances in Environmental Biology*, 7(12) October Special Issue; 3752-3757.
- Zainan H, Ainatul, Othman & Boon-B. (2013). *Advances in Environmental Biology*. 7(12)

October Special Issue 2013. 3752-3757.

Zhang, X. C., Norton, L. D., Lei, T., & Nearing, M. A. (1999). Coupling mixing zone concept with convection-diffusion equation to predict chemical transfer to surface runoff. *Transactions of the ASAE*, 42(4), 987-994

Zheng, W., Guo, M., Chow, T., Bennett, D. N., & Rajagopalan, N. (2010). Sorption properties of greenwaste biochar for two triazine pesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1), 121-126.

Zhu, D., & Pignatello, J. J. (2005). Characterization of Aromatic Compound Sorptive Interactions with Black Carbon (Charcoal) Assisted by Graphite as a Model. *Environmental Science and Technology* 39: 2033-2041.

Capítulo 2

2.1. Evaluación en vivero mediante análisis del sustrato y mediciones en planta del efecto de biocarbón *de Acacia mangium* W. en la producción de plántulas de *A. mangium*.

2.1.1. Resumen y abstract

2.1.1.1. Resumen

En los viveros forestales se procura obtener plántulas de calidad lo que se refleja en plantaciones con árboles adaptables, con volúmenes uniformes, productivos y económicamente deseables. Una de las alternativas para conducir a un incremento de la calidad de las plántulas está en la inclusión en el sustrato de residuos de cosecha provenientes de diferentes sistemas de cultivo. El biocarbón puede ser una opción de aplicación en el sustrato en los sistemas agroforestales. Para el modelado de la variable respuesta (aumento en índice de Dickson (ICD), propiedades físicas, químicas y biológicas en sustrato) como función de las variables explicativas (tratamientos) se estableció un factorial completo y en arreglo completamente al azar, con 9 tratamientos, 3 repeticiones y tres materiales a evaluar biocarbón de *Acacia mangium* (BAM), fertilizante sintético (FS), y mezcla de BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM)– 0, 40, y 80 ton·ha⁻¹ y 3 niveles para el FS; aplicación al 0% 50% y 100%. El objetivo de este estudio fue el de evaluar mediante el análisis del sustrato y mediciones de planta el efecto del biocarbón en la producción de plántulas de *A. mangium* en vivero. En los resultados se encontró un aumento por arriba del 130% en la medición del índice de Dickson (ICD) en plántulas con BAM + FS. Asimismo se presentó un incremento en la disponibilidad de nutrientes como N, K, P y Ca mayor al 30%. Igualmente se aumentaron otras propiedades químicas como el pH, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el contenido de materia y carbono orgánico por encima del 100% con la adición de la mezcla BAM + FS. La medición de nódulos en las raíces de las plántulas permitió observar un aumento por arriba del 25% en la actividad microbial de la rizósfera del sustrato. Se establece que mediante el aprovechamiento de residuos del mismo agroecosistema la combinación de BAM con FS puede ser una alternativa tanto económica como ambiental.

Palabras clave: pirólisis, agroecosistema, agroecología, enmiendas orgánicas y sustratos orgánicos.

2.1.1.2. Abstract

In forest nurseries, we try to obtain quality seedlings that are reflected in plantations with adaptable trees, with uniform, productive and economically desirable volumes. One of the alternatives to lead to an increase in the quality of the seedlings is the inclusion in the substrate by means of the harvest residues in the different cultivation systems. Biochar can be an option of application in the substrate in agroforestry systems. The statistical design that was established in the present investigation for the analysis of the different variables with the addition of biochar in the substrate and in the seedlings *A mangium*, was a complete factorial and in completely random arrangement, with 9 treatments, 3 repetitions and three materials to evaluate biochar of *Acacia mangium* (BAM), synthetic fertilizer (FS), and mixture of BAM + FS-, with 3 dose levels for biochar (BAM)- 0, 40, and 80 ton-ha-1 and 3 levels for FS; application at 0% 50% and 100%. The objective of this study was to evaluate by substrate analysis and plant measurements the effect of biochar on the production of *A. mangium* W. seedlings in nursery. An increase of over 130% was found in the measurement of the Dickson index (ICD) in seedlings with BAM + FS. There was also an increase in the availability of nutrients such as N, K, P and Ca greater than 30%. Other chemical properties such as pH, cation exchange capacity (CIC), organic matter, and carbon content above 100% were also increased with the addition of the BAM + FS mixture. The measurement of nodules in the roots of the seedlings showed an increase of over 25% in the microbial activity of the rhizosphere of the substrate. It is established that with waste from the same agroecosystem the combination of BAM with FS can be an economic as well as an environmental alternative.

Keywords: pyrolysis, agroecosystem, agroecology, organic amendments and organic substrates.

2.1.2. Introducción

Es indiscutible que la industrialización ha traído consigo un aumento de la calidad de vida para el hombre. Sin embargo, al incrementarse el consumo de productos, se vienen generando (a través de procesos cada vez más complejos) mayores niveles de residuos en los diferentes renglones de la industria, que incrementan la contaminación en los diferentes ecosistemas marinos y terrestres en el planeta (Hanssen, 2000).

Dentro de las actividades que crean grandes cantidades de desechos se encuentra la producción agrícola. Para la primera década del presente siglo se estableció una producción de 155 billones de toneladas de biomasa/año, sin embargo, de esta solo una fracción mínima ha sido utilizada por el hombre o los animales, la otra parte (el gran exceso que queda; los residuos), se convierte en contaminantes del medio ambiente. Se estima que de esta producción de biomasa cerca del 46 % son residuos sólidos orgánicos (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012).

Los residuos de carácter orgánico según Sztern y Pravia, (2001), se refieren a los “sólidos que se originan de manera natural durante el ciclo vital como consecuencia de funciones fisiológicas o de mantenimiento, que igual pueden ser productos de explotación antrópica de recursos bióticos que tienen origen en seres vivos -animales o vegetales-”. Por su parte Hakkila *et al.*, 1997, establecen que otros residuos como lo son específicamente los residuos que provienen directamente de las plantaciones forestales, -como los que derivan de claras, aclareos, podas, entresacas y residuos de tala- se pueden definir como “residuos forestales”.

Se considera que la producción de este tipo de residuos está cercana a los 86,6 millones de ton/año y que generan 168 millones de toneladas métricas de dióxido de carbono a la atmósfera (EPA, 2014). Por otro lado estos desechos también crean problemas en los diferentes cultivos de árboles cuando, después de las diferentes actividades en las plantaciones como podas y entresacas, el material queda diseminado en el cultivo y se empiezan a generar dificultades como el alto riesgo de incendio, la obstrucción de la movilidad en las labores del cultivo y el aumento de nichos de patógenos.

En términos de buscar sistemas sostenibles esta clase de residuos pueden ser un factor fundamental; estos desechos entendidos como fuentes renovables pueden ser mecanismos esenciales para lograr la sostenibilidad en este tipo de agroecosistemas utilizándolos como mecanismos de mejoramiento de las diferentes propiedades del suelo lo que se traduce finalmente en creación de biomasa en el mismo sistema. Desafortunadamente actualmente no se encuentran estrategias fuertes en cuanto a tener alguna alternativa de disposición de estos; generalmente las opciones más frecuentes son las de acopiar o realizar quemas de estos desperdicios en la plantación.

Ante este escenario es perentorio encontrar opciones que busquen mitigar los problemas generados por estos residuos. Una de estas alternativas puede ubicarse en la incorporación de estos desechos en los sustratos para la producción de plántulas en los viveros forestales.

El vivero forestal se puede definir como “el área donde nacen y crecen las plántulas forestales bajo cuidados especiales hasta llegar a un tamaño óptimo para ser llevadas a campo y cuyo objetivo es la producción y abastecimiento a proyectos de forestación o producción de madera” (CONIF, 2002). Según el manejo que se le proporcione las plantas pueden desarrollar mayor crecimiento, vigor y sanidad lo que representa ventajas en los programas de reforestación y en la industria maderera (Cobas, 2001).

Uno de los objetivos principales de los viveros forestales es el obtener plantas de calidad en las fases iniciales para ser llevadas a campo y así establecer plantaciones que resistan condiciones adversas, y originen árboles con crecimientos volumétricos económicamente deseables, uniformes y productivos (Negrero *et al.*, 2010). Mientras se obtengan plántulas con mecanismos fisiológicos que le permitan un mayor desarrollo se garantizará un mayor éxito en las plantas en campo. Para lograr este tipo de plantas es necesario llevar a cabo prácticas que mejoren las propiedades físicas, químicas y biológicas de los sustratos.

El sustrato junto con el contenedor y el manejo en general del vivero son los factores de producción de mayor peso. La calidad del sustrato entendida como la capacidad de suministrar nutrientes, aire y agua a la plántula, es fundamental para el desarrollo de esta. Así mismo el sustrato depende de la composición de los ingredientes, de la heterogeneidad de los ingredientes que lo forman y de variables intrínsecas como el grado de mineralización de la materia orgánica (Ansorena, 1994). Serrada (1995) establece propiedades adecuadas del sustrato como baja densidad aparente (que permita facilitar las relaciones hídricas), la permeabilidad (que posibilite el desarrollo del volumen dentro del contenedor) y la fertilidad (que promueva de manera general una alta producción en las plantas). Son relevantes en la selección del sustrato tanto sus funciones (soporte de plantas, aireación, retención de nutrientes y retención de humedad) como la disponibilidad y el costo de este. Igualmente, factores de importancia como las condiciones ambientales y variables como el manejo de la planta y su morfología y fisiología, son fundamentales para el análisis de predicción de éxito en el establecimiento en campo de las plántulas.

Se hace importante la diferenciación entre cantidad total de elementos y disponibilidad de los mismos en los sustratos. Si se entiende el contenido total de elementos como el que se encuentra en la solución, las arcillas o la materia orgánica, y la parte disponible como el que está tan solo en la solución del suelo, podemos determinar que a pesar de tener un gran contenido de elementos solo una pequeña proporción puede estar disponible, es decir que los elementos disponibles son limitados en los agroecosistemas (Abbona & Sarandón, 2013). En este sentido es importante mantener la mayor cantidad de nutrientes disponibles para la planta, en donde la fijación biológica es una fuente fundamental para ello. Para esto la formación de nódulos en las raíces de las plantas se constituye como un indicador fundamental, debido a que existe una relación directa entre estos, la fijación de nutrientes y la actividad de microorganismos en la rizósfera (Arshad y Frankenberger, 1998).

Con estas ideas se hace relevante buscar alternativas que conlleven a encontrar sustratos sostenibles y económicamente viables para obtener plántulas de calidad que se puedan llevar a campo. Por ejemplo, si se aprovechan los diferentes residuos orgánicos de cultivos y plantaciones forestales y se les da una estabilización, podría encontrarse un camino para mejorar los sustratos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas e incluso la sustitución de estos.

En los últimos años la búsqueda de reemplazar el suelo por materiales con características parecidas a éste se ha acrecentado en los viveros forestales, esto debido a la necesidad de proveer un medio óptimo de crecimiento para las plántulas (Santiago, 2002). Dentro de dichos materiales se encuentran sustratos tales como la vermiculita, la arena, el compostaje, el aserrín y la cáscara de arroz carbonizada, entre otros (Hartmann *et al.*, 2002). Específicamente en las técnicas de propagación de plántulas en contenedores, estos tipos de sustrato deben proporcionar nutrición y humedad necesaria para las raíces (Kratz *et al.*, 2012).

Uno de los materiales que mejoran estos factores -mejorando las propiedades físicas y químicas en el sustrato- es el biocarbón, el cual actúa como una matriz donde se liberan lentamente los nutrientes y mediante su baja densidad aparente y alta porosidad dinamiza las relaciones hídricas que mejoran el crecimiento de las plántulas en los viveros (Altland & Krause, 2012; Marimon-Junior *et al.*, 2012). Por ejemplo, el biocarbón proveniente de madera podría ser una alternativa a materiales como la perlita, dada su baja densidad, alta porosidad, y de poseer cantidades importantes de elementos como K, P y Mg (Angst *et al.*, 2013). Aunque la influencia del biocarbón en los sustratos ha sido poco estudiada, existen investigaciones como las de Santiago & Santiago.

1989; Elad *et al.* 2010; Dumroese *et al.* 2011 y Tian *et al.* 2012 que han analizado factores tales como la lixiviación de nutrientes, el crecimiento de plántulas y la resistencia sistémica a enfermedades, obteniendo respuestas favorables.

De manera particular el biocarbón actúa en la dinámica hídrica del sustrato. Los microporos tiene medidas de $< 30 \mu\text{m}$ y macroporos de $> 75 \mu\text{m}$ (Brady y Weil, 2002; Keech *et al.*, 2005). Estos macroporos son fundamentales en el intercambio gaseoso que a su vez influye en la mineralización de los nutrientes dadas las condiciones aeróbicas que se generan por dicho intercambio. Esto debido al aumento de oxígeno en este tipo de porosidad que actúa como aceptor de electrones en reacciones como la nitrificación y la oxidación de azufre. Los diferentes poros del biocarbón también influyen en las transformaciones de nutrientes desde el mejoramiento de las propiedades biológicas del suelo, a través de proporcionar hábitat y sustrato para las poblaciones de microorganismos. En la porosidad se crean micro sitios de metabolismo que mantienen la biota a través de la generación de energía para su supervivencia y si se tienen entradas constantes de materia orgánica (p.e provenientes de residuos) se podría generar un ciclo positivo de retroalimentación en la adición de nutrientes en el suelo (Whitman *et al.*, 2015).

Por otra parte, el biocarbón puede ser una alternativa importante en la producción de plántulas ante el uso de la turba o de diferentes sustratos. Autores como Crespo (2013) han establecido que biocarbones provenientes de residuos de *A. mangium* presentaron un efecto acondicionador mejorando las diferentes propiedades del suelo. En comparación con otros sustratos el biocarbón puede tener una ventaja ambiental; la turba cuando se airea, se encala y se fertiliza, puede ser una fuente de emisión de gases de invernadero (Cleary *et al.*, 2005), materiales como el biocarbón son más recalcitrantes que la materia orgánica de la turba, es decir, se incluye una cantidad mayor de carbono en el sustrato comparado con la salida de carbono a través de la respiración microbiana (Lehmann *et al.*, 2006; Verheijen *et al.*, 2009). Otro atributo del biocarbón para mejorar los sustratos es la capacidad de encalamiento debido a su pH alcalino. Por medio del cambio de un pH ácido a alcalino se podrían analizar variables como el CIC y la CE (Olszewski *et al.*, 2013; Chintala *et al.*, 2013).

El biocarbón tiene también ventajas en los costos frente a sustratos convencionales. Por un lado, el material de partida para elaboración del biocarbón tiene un costo inferior ya que proviene en general de residuos. Por otra parte el costo de algunos materiales utilizados en el sustrato, tales como la vermiculita, han crecido más del 50 % desde el 2004 (Landis, 2009). Esto hace que sea

una alternativa también desde lo económico.

Por otro lado, actualmente existe un desafío en relación con el efecto del biocarbón en la ecofisiología de las plantas debido a los escasos estudios relacionados con el tema. Si se analiza la interacción entre las raíces de las plantas y el biocarbón, se podría establecer que tan positivo es ese ciclo de retroalimentación previsto por el uso de biocarbón en el suelo (Kammann & Graber, 2005). Realizar este tipo de estudios en especies particulares aplicando biocarbones específicos en suelos o sustratos es importante, ya que existe una gran variabilidad tanto en los rasgos de las diferentes especies de plantas como en los biocarbones; en este sentido la respuesta de diferentes plantas al biocarbón puede tener diferencias significativas.

La medición de los parámetros fisiológicos permite construir diferencias a través del crecimiento de las plantas. Dentro de estos parámetros se encuentran: crecimiento potencial de la raíz, estado hídrico y nivel de nutrientes de las plantas; el crecimiento potencial de la raíz es importante por la capacidad de captación de nutrientes y anclaje que puede tener la plántula y funciona como una medida indirecta de calidad de la planta –un gran enraizamiento garantiza una mayor calidad y mayor crecimiento en campo- (García, 2007). Por su parte el contenido de agua en la planta puede cambiar dependiendo tanto de la humedad del sustrato como del ambiente. Si se tienen tensiones hídricas menores esto se puede traducir en desbalances de toma de CO₂ y de transpiración que afecta la fotosíntesis y por ende, el crecimiento. Asimismo, un mayor contenido de nutrientes es fundamental ya que si estos no están disponibles se afectará la fisiología, el crecimiento y la productividad de la planta en campo (Prieto *et al.*, 2003).

Para estimar los resultados de estas investigaciones, es necesario establecer cómo el uso del biocarbón afecta el crecimiento y desarrollo de las plántulas, para esto es necesario explorar los diferentes atributos morfológicos y fisiológicos de los diferentes órganos. Usualmente se han utilizado diferentes medidas alométricas para determinar dichos atributos, variables como los pesos secos (raíz y parte aérea), número de ramas, altura y diámetro del cuello han servido para este propósito (South, 2000). Sin embargo, también se han utilizado índices que combinan algunas de las variables mencionadas y que sirven como predictores para establecer el desarrollo de las plántulas. Dentro de estos se encuentran el índice de Dickson (ICD). Este índice fue diseñado para evaluar las diferencias morfológicas en la planta y prever el comportamiento en campo de está. Estos índices atenúan las restricciones interpretativas que los atributos morfológicos poseen cuando son consideradas de forma individualizada, explícitamente cuando se estudia la relación

entre la parte aérea y la radical (Villar-Salvador, 2003).

En este capítulo se plantea mediante el análisis de las propiedades físicas, químicas y biológicas del sustrato y su correlación con mediciones de atributos morfológicos (índice de Dickson), la posible mejora en la calidad de plantas de vivero (plántulas) de *A. mangium* con la inclusión en el sustrato de fertilizantes inorgánicos y materiales provenientes del aprovechamiento de los residuos de la misma plantación, mediante su conversión a biocarbón, como alternativa sustentable y agroecológica en agroecosistemas forestales². Asimismo, se presenta la metodología que nos llevará al análisis para determinar una posible alternativa agroecológica de uso de sustrato ante el manejo convencional en los viveros forestales, mediante el uso de subsidios internos del agroecosistema, particularmente con el aprovechamiento de los residuos en una plantación de *Acacia mangium* W.

2.1.3. Materiales y métodos

2.1.3.1. Características del sitio de estudio

El estudio fue llevado a cabo en la empresa Cooperación Verde, en el vivero de la plantación de *A. mangium* en el corregimiento de Planas, departamento del Meta, cuyas coordenadas se encuentran entre los 3°05' y 4°08' latitud Norte, y entre los 71°05' y 72°30' latitud Oeste, y con una temperatura media anual de 30 °C (CONPES, 2017) (anexo 10).

2.1.3.2. Diseño experimental

El diseño estadístico que se estableció para el análisis de las diferentes variables con la adición de biocarbón en el sustrato y en las plántulas de *A. mangium* fue un factorial completo y en arreglo completamente al azar, con 9 tratamientos, 3 repeticiones y tres materiales a evaluar: biocarbón de *Acacia mangium* (BAM), fertilizante sintético (FS), y mezcla de BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM)– 0, 40, y 80 ton·ha⁻¹ y 3 niveles para el FS -aplicación al 0% 50% y 100% (tabla 2-1)-. En el análisis estadístico de la información obtenida de las mediciones de atributos morfológicos (ICD) en las plantas se utilizaron técnicas de análisis de varianza (ANOVA). Para el estudio de la retención de agua (RH) en el sustrato se usó un modelo de

² Cabe indicar que los residuos con los que se elaboró el biocarbón para todo el estudio corresponden a madera muerta que se define como a “toda la biomasa leñosa muerta que no forma parte de la hojarasca, ya sea en pie, que yace en la superficie, las raíces muertas y los tocones de un diámetro igual o superior a 10 centímetros o cualquier otro diámetro que debe ser documentado” (FAO, 2004).

medidas repetidas. En este análisis de naturaleza longitudinal se utilizó un diseño inicial tal como en el caso de la morfometría, solo que ahora se incorporó al tiempo como factor intrasujetos. Debido a que no se alcanzaron los supuestos, se realizó análisis de covarianza (Ancova) para un diseño factorial completo en arreglo completamente al azar. Para el cálculo de uno de los factores físicos (RH) se tomaron por separado las retenciones iniciales y finales, donde la inicial correspondió a la covariable y la única variable respuesta fue la retención de humedad final. En el estudio de estas variables se realizó. Otra variable dentro de las propiedades físicas que es importante en las relaciones hídricas del sustrato es la cantidad de agua disponible; para su determinación se restaron los valores extremos de la RH (0,33 y 15 bares) que correspondían a la capacidad de campo y punto de marchitez permanente. Se analizó una sola variable, tomando la cantidad de agua disponible inicial como covariable en un análisis de covarianza (Ancova), para un diseño factorial incompleto en arreglo completamente al azar.

Para el análisis estadístico de las variables químicas del sustrato se utilizó un modelo univariante. En dicho modelo donde se presentó diferencias altamente significativas, según el p-valor, ($p < 0,05$) (CIC, N, P, materia orgánica, carbono orgánico y Na) se realizó un análisis de comparación de medias por metodología de Tukey, mientras que en las variables que no presentaron dicha diferencia (ph, K, Ca y Mg) se les analizó descriptivamente por medio de la diferencia de las medias finales menos las iniciales. En las variables CIC, N, P materia orgánica, carbono orgánico, Na, Ca y Mg se calculó el cambio relativo por tratamientos, vinculando descriptivamente los mayores o menores cambios en estos (ecuación 1).

$$\text{Ecuación 1 } (\bar{X}_F - \bar{X}_I) / \bar{X}_I$$

dónde: \bar{X}_F : medición media final y \bar{X}_I : medición media inicial

Las propiedades biológicas se evaluaron sobre el volumen de nódulos y el conteo de nódulos, se analizaron respectivamente mediante la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba Chi-cuadrado de homogeneidad en distribución.

2.1.3.3. Niveles de tratamiento

Los tratamientos se conformaron según la tabla 2-1. Los niveles de BAM se tomaron de acuerdo a Wolf *et al.*, 2013 y Jeffery *et al.*, 2011 que estiman en promedio de 50 ton· ha⁻¹ la aplicación de este material para un aumento de 18-28% en el rendimiento de cultivos a escala global. Particularmente para biocarbón de acacia se encontró en $\cong 45$ ton· ha⁻¹. Los niveles de FS se

aplicaron de acuerdo con el uso convencional del fertilizante en la plantación (100%) y la mitad de este uso para evaluar posibles sinergias con el BAM.

Tabla 2-1. Tratamientos aplicados en el estudio.

	FS (%)	0	50	100
BAM (ton· ha ⁻¹)				
0		T ₁	T ₂	T ₃
40		T ₄	T ₅	T ₆
80		T ₇	T ₈	T ₉

2.1.3.4. Establecimiento del semillero

La siembra se estableció según metodología del ISTA (2013). La semilla de *A. mangium* proviene de la plantación donde se realizó el estudio, de un único árbol y se trató con agua caliente -de igual manera que el sustrato- para eliminar poblaciones de patógenos. El secado se realizó al aire libre. De estas semillas se sembraron 5 en bolsas de polietileno de 10 cm x 5 cm de diámetro, en un total de 27 bolsas, (que comprenden los 9 tratamientos con sus tres repeticiones respectivamente) y a los 18 días se calculó el porcentaje de germinación (que fue germinación del 100%) según metodología del ISTA (2013), después se repicaron para dejar una sola plántula en crecimiento (anexo 10).

2.1.3.5. Materiales

2.1.3.5.1. Biocarbón

El biocarbón de evaluación (BAM) provino de residuos de la entresaca y podas de la plantación de *A. mangium*, el cual se elaboró bajo pirólisis lenta con tiempos de residencia de 14 horas y temperaturas entre 350 y 400 °C en un horno para pirólisis ubicado en la plantación. Este biocarbón se elaboró de acuerdo a la metodología de Jeffery *et al.*, 2011. Una vez se obtuvo el biocarbón se tamizó con tamices de tamaños de 4,75 y 1 mm para tener un tamaño de 1-5mm aproximadamente. El fertilizante sintético (FS) utilizado fue el triple quince: 15% de nitrógeno total, 15% de fosforo soluble, citrato amónico neutro y 15% de potasio soluble en agua; este fertilizante se utiliza como parte del plan de fertilización en la plantación.

2.1.3.5.2. Sustrato

El sustrato se tomó del mismo suelo de la región, al cual se le caracterizó física y químicamente para tener datos iniciales (tabla 2-7). Para la preparación del sustrato se desinfectó con agua

caliente y peróxido de hidrógeno. Se realizó la mezcla con los tratamientos propuestos y se acomodaron en bolsas de polietileno de 10 cm x 5 cm de diámetro. Las bolsas se ubicaron en camas de 1,5 m por 3 m de largo (ver anexo con la infografía de vivero. anexo 10). De igual manera, al finalizar el ensayo se determinó el cambio de las propiedades físicas, químicas y biológicas del sustrato –después de adicionar los diferentes tratamientos- mediante un análisis comparativo de mediciones iniciales y finales de retención de humedad, agua disponible, CIC, pH, N, P, bases intercambiables y materia orgánica (covariables). La determinación de la CIC y bases intercambiables se realizó por el método del $\text{NH}_4\text{O Ac 1N}$ a pH del suelo (CIC permanente del suelo). Los métodos analíticos se realizaron de acuerdo a la metodología descrita por Motta, 1990.

El pH se analizó según los protocolos de los métodos analíticos del Laboratorio Nacional de suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi; en agua en relación 1:1, en 20 gr de suelo/ 20 g de H_2O . El porcentaje de materia orgánica se determinó en laboratorio mediante el método de Walkley y Black. La cantidad de materia orgánica nos permitirá medir los niveles de mineralización y humificación, la estructuración del suelo, inferir la retención de humedad y calcular la cantidad de carbono en el suelo.

El N total se calculó mediante digestión de Kjeldahl. Es importante anotar que del nitrógeno total en los suelos, aproximadamente el 98% se encuentra formando compuestos de la materia orgánica y el resto en forma de nitratos, nitritos, amonio y en menor cantidad, en forma de N_2 y óxidos de nitrógeno.

El análisis de fósforo se realizó mediante la metodología del lactato; esta técnica permite la extracción del fósforo a partir de una solución extractora a base de ácido láctico, ácido acético y amoníaco (Egner, 1941).

En cuanto a las propiedades físicas del sustrato se evaluó la RH mediante el método de ollas de presión donde se determinaron las curvas de humedad para cada tratamiento. Los puntos de retención se calcularon en las presiones de 0,33 (1) bar, 5 bar y 15 bar. La metodología que se utilizó para llevar a cabo esta evaluación fue: 1. Se colocaron los anillos sobre los platos de cerámica y se ubicaron las muestras dentro de éstos 2; Una vez que se completaron todos los anillos en el plato de cerámica se agregó agua destilada con una pipeta o una propipeta 3; Se retiró el exceso de agua con una pipeta o propipeta; 4. Se conectaron las ollas de presión y se ubicaron los respectivos platos según la presión de cada olla; 5. Después de la instalación se cerraron las ollas herméticamente y se dejó en funcionamiento el sistema por 48 horas; 6. Una vez que se comprobó mediante las llaves de las ollas que la salida del agua fue nula, se apagó el sistema, se

sacaron los platos de cerámica, se colocaron las muestras en pesa-filtros y se pesaron, este se calculó como el peso húmedo; 7. Después de esto se llevó a la estufa a 105 °C por 24 horas y; 8. Se sacaron las muestras de la estufa, se pesaron para poder tomar el peso seco y luego poder determinar la (RH).

2.1.3.6. Análisis foliares en plántulas

Una vez terminado el ensayo se tomaron todas las hojas de las plántulas, que representaron las muestras foliares de la parte media, baja y alta de cada planta para luego ser llevadas al laboratorio. En las muestras foliares fueron analizados elementos mayores como N, P, K, Ca y Mg. El N y P se analizaron por las metodologías de Kjeldahl y colorimetría respectivamente mientras que a las bases intercambiables se les aplicó el método de absorción atómica.

2.1.3.7. Medición atributos morfológicos en plántulas

En el desarrollo del vivero se utilizó riego por aspersión aplicando 1 m³ por cama semanalmente. En la semana número 12 después de la siembra se evaluaron relaciones alométricas funcionales para la planta de manera destructiva: relación entre la parte subterránea y aérea de la planta, proporción de biomasa foliar en el total de la planta, relación entre biomasa total del área foliar y el área de xilema conductivo de tallo (relación de Huber). Igualmente se midieron atributos morfológicos como la altura total, la altura de fuste, el diámetro en la base del tallo (DBT), y la relación altura – diámetro. La medición de altura total, del fuste y DBT se utilizó para calcular el índice de calidad de Dickson (ICD) (ecuación 1).

$$\text{Ecuación 2} \quad ICD = \frac{PST}{L/DB+PA/PR}$$

dónde: ICD: índice de calidad de Dickinson, PST: peso seco total de la plántula (g), L: longitud de la parte aérea (cm), DB: diámetro del brote (mm), PA: peso seco parte aérea (g), PR: peso seco raíz (g)

2.1.3.8. Análisis de propiedades biológicas del sustrato

Para determinar el posible aumento de las propiedades biológicas se analizaron los nódulos de raíces de las plantas, los cuales se separaron según su volumen en tres grupos: nódulos pequeños (NP), nódulos medianos (NM) y nódulos grandes (NG). Esta segregación se obtuvo a partir del volumen calculado de elipsoides o esferas según se estimó por la forma de cada nódulo. La fórmula utilizada para calcular dichos volúmenes fue:

$$V = D\pi h$$

dónde: V=volumen; D= diámetro; h=altura

Cabe anotar que en los resultados de los diferentes variables físicas, químicas y foliares se muestran tanto tablas como en gráficos. Van belle *et al.* (2004) recomiendan incorporar gráficos, esto debido a una mejor visualización de los residuos y una mejor apreciación de las magnitudes de las diferencias entre las variables respuestas.

2.1.4. Resultados

2.1.4.1. Atributos morfológicos (ICD) en plántulas

La figura N° 2-1 y la tabla 2-2 muestran diferencias significativas entre algunos tratamientos en el índice ICD. La relación en la comparación de grupos homogéneos en este índice se encontró así; $\bar{X}_{T_5} > \bar{X}_{T_8} > \bar{X}_{T_6} > \bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_7} = \bar{X}_{T_4} = \bar{X}_{T_1} = \bar{X}_{T_2} = \bar{X}_{T_3}$. Según el análisis inferencial el T₅ (BAM con 40 ton· ha⁻¹ + FS con 50% de aplicación) se halló con una diferencia significativa más favorable con respecto a los otros tratamientos, comportándose con la mayor media de ICD. El T₈ (BAM con 80 ton· ha⁻¹ + FS con 50% de aplicación) según este análisis tuvo una diferencia significativa mayor según su media estimada en comparación con los demás tratamientos, pero con excepción del T₅. El ICD de T₅ se incrementó en 131,9 % con respecto al promedio inmediatamente inferior (T₈). El tratamiento T₉ se encontró con diferencias mayores con respecto a T₇, T₄, T₁, T₂ y T₃. A pesar que en el T₉ se aplicaron los mayores niveles de BAM y FS, en la comparación de medias se encontró con el promedio más bajo respecto a los tratamientos con mezclas T₅ y T₈, con valores de 258 y 54,5% menos, respectivamente. Los tratamientos con mezcla de biocarbón y fertilizante sintético (BAM + FS) como T₅, T₈, T₆ y T₉ tuvieron mayores ICD que los tratamientos con un solo material (BAM o FS) (Tabla 2-2).

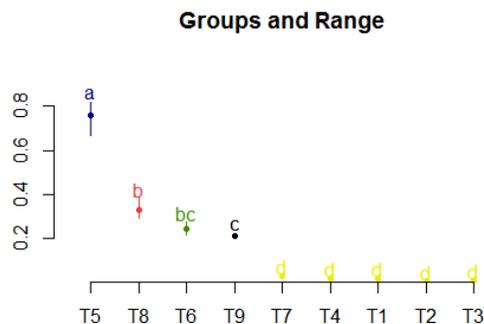


Figura 2-1. Figura del análisis de varianza para ICD.

Tabla 2-2. Medias estimadas en diferentes tratamientos y grupos homogéneos para ICD.

Tratamientos	Media	Grupos	DS
	ICD		
5	0,756	a	0,00791
8	0,326	b	0,24180
6	0,241	bc	0,24180
9	0,211	c	0,21134
7	0,026	d	0,02662
4	0,019	d	0,08124
1	0,015	d	0,00810
2	0,006	d	0,00017
3	0,005	d	0,00244

2.1.4.2. Retención de humedad en sustrato

En el análisis de la variable, retención de humedad en el sustrato en vivero (RH), no se encontró en los diferentes tratamientos diferencia significativa (tabla 2-3) (figura 2-2). Asimismo, en la covariable tomada como la medición inicial tampoco se evidenció diferencia significativa (p-valor de 0,9889). Sin embargo, en la comparación de las diferentes presiones (0,33, 5 y 15 bares) sí existió tal diferencia teniendo un efecto positivamente más alto en la presión de 0,33 bares (figura 2-3). Igualmente, no existió interacción entre los factores (tratamiento y presión). Cabe indicar que los factores se estudiaron por separado debido a que no existió interacción entre ellos.

Tabla 2-3. Tabla del análisis de covarianza para retención de humedad en sustrato con interacciones de presión y tratamientos.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
COVARIABLES					
Retención de humedad inicial	2,28024E-8	1	2,28024E-8	0,00	0,9889
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:tratamiento	0,00130603	8	0,000163253	1,39	0,2220
B:presión	0,003342	2	0,001671	14,24	0,0000
INTERACCIONES					
AB	0,00226961	16	0,000141851	1,21	0,2925
RESIDUOS	0,00621991	53	0,000117357		
TOTAL (CORREGIDO)	0,0428487	80			

En la figura 2-2 se muestra el agrupamiento de los diferentes tratamientos lo que demuestra la no existencia de diferencia significativa para la variable respuesta RH en la evaluación de las tres presiones

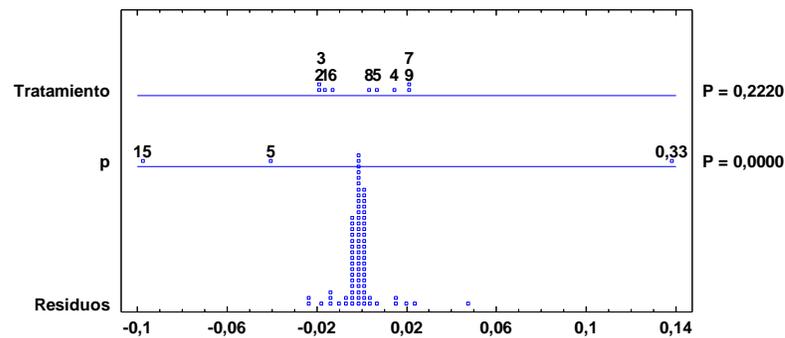


Figura 2-2. Análisis de covarianza para retención de humedad en sustrato en la evaluación de las tres presiones.

A continuación se presenta el gráfico de covarianza (figura 2-3) que evalúa visualmente las tres presiones que se contrastan con la retención de humedad en la evaluación del sustrato.

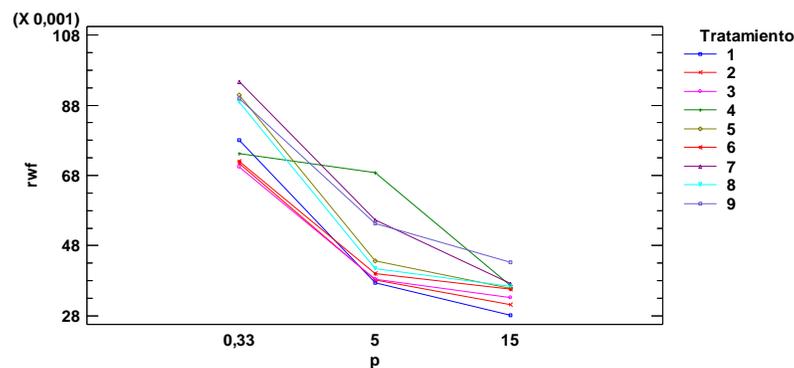


Figura 2-3. Gráfico de covarianza de los diferentes tratamientos de la variable de retención de agua (RH).

Tabla 2-4. Medias estimadas de retención de humedad de sustrato en diferentes tratamientos.

Tratamiento	Media (RH)*	DS
T ₁	0,047	0,0047
T ₂	0,046	0,0039
T ₃	0,047	0,0058
T ₄	0,059	0,0038
T ₅	0,056	0,0036
T ₆	0,049	0,0036
T ₇	0,062	0,0059
T ₈	0,055	0,0046
T ₉	0,062	0,0059

*medición en bares

Igualmente, no se evidenció diferencia significativa entre los diferentes tratamientos en el análisis de la variable agua disponible (tabla 2-5). Sin embargo, algunos tratamientos con BAM (T₅, T₇ y T₈) se encontraron con medias relativamente más altas que el testigo y los tratamientos sin BAM (tabla 2-6).

Tabla 2-5. Tabla del análisis de covarianza para agua disponible en el sustrato.

<i>Fuente</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
COVARIABLES				
Agua disponible	1	0,0000293521	0,25	0,6226
EFFECTOS				
PRINCIPALES				
A:tratamiento	8	0,0000708179	0,61	0,7604
RESIDUOS	17	0,00011679		
TOTAL	26			
(CORREGIDO)				

Tabla 2-6. Medias estimadas de agua disponible en el sustrato en diferentes tratamientos.

Tratamiento	Media agua disponible*	DS
T ₁	0,048	0,0100
T ₂	0,045	0,0100
T ₃	0,041	0,0100
T ₄	0,037	0,0100
T ₅	0,053	0,0100
T ₆	0,038	0,0100
T ₇	0,053	0,0100
T ₈	0,050	0,0100

*mm³

2.1.4.4. Propiedades químicas del sustrato

Como se estableció en la metodología de este capítulo, para el análisis estadístico de las variables químicas del sustrato se realizó un modelo univariante de lo cual a las variables que obtuvieron un $p < 0,05$ se les realizó un estudio de comparación de medias por metodología de Tukey. Los resultados de composición inicial del sustrato se muestran en la tabla 2-7.

Tabla 2-7. Análisis de las propiedades químicas del sustrato.

pH- logH+	CE dS/m	N total %	P %	K %	Ca %	Mg %	Na %	CIC cmol+* kg⁻¹	Materia orgánica %	Carbono orgánico %
3,4	0,37	0,0033	0,024	-	0,047	0,0065	2,27	1,5	0,59	0,31

La tabla 2-8 muestra algunos datos del análisis estadístico inferencial donde se presentaron diferencias altamente significativas ($p < 0,05$) en algunas propiedades químicas del sustrato. De las variables químicas analizadas en el sustrato se encontraron diferencias significativas en CIC, N, P,

materia orgánica, carbono orgánico y Na. Cabe indicar que los valores negativos en las medias se dan por el análisis de covarianza, donde se toman diferencias de entre los valores iniciales (covariable) y finales. Como se determinó en la metodología a las variables que no presentaron dicha diferencia (ph, Ca y Mg) se les analizó descriptivamente.

Tabla 2-8. Valores de *p* para algunas variables respuesta en las diferentes propiedades químicas del sustrato.

Variable Respuesta	<i>p</i> -valor
CIC	0,0000*
N	0,0001*
P	0,0000*
Materia orgánica	0,0000*
Carbono orgánico	0,0000*
Na	0,0001*

p<0,05*

Tabla 2-9. Medias estimadas y grupos homogéneos para propiedades químicas en sustrato

Tratamientos	Variables y desviaciones estándar											
	CIC*	DS	N**	DS	P**	DS	MO**	DS	CO**	DS	Na**	DS
1	1,51g	0,728	0,00033abcdef	0,0041	0,024bce	0,0051	0,59de	0,109	0,31cdef	0,062	2,27abcd	0,850
2	2,49fg	0,618	0,018abcdef	0,0025	0,021bce	0,0068	0,62cde	0,112	0,33cd	0,064	4,09abcd	1,442
3	6,96cd	0,756	0,016cf	0,0092	0,032c	0,0061	0,58d	0,123	0,31cdef	0,070	6,09a	1,589
4	4,72de	0,596	0,022acef	0,0041	0,011e	0,0135	0,45e	0,100	0,27ef	0,058	3,44b	1,238
5	12,79a	0,667	0,027ace	0,0268	0,12a	0,0057	0,59de	0,084	0,35ce	0,049	6,04a	0,850
6	6,82c	0,596	0,017cf	0,0060	0,081b	0,0057	0,47de	0,079	0,28df	0,045	4,05b	1,096
7	4,50e	0,615	0,033acbd	0,0012	0,030c	0,0087	1,156bc	0,066	0,66b	0,036	-0,33c	0,486
8	2,49fg	0,618	0,028bc	0,0067	0,13a	0,0080	1,154b	0,053	0,67b	0,031	-1,91c	0,873
9	9,82b	0,640	0,043b	0,0009	0,13a	0,0158	1,46a	0,039	0,84a	0,022	-14,61d	5,5743

* cmol⁺ kg⁻¹ ** % . . Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%.

El tratamiento con mayor promedio en la variable CIC fue el T₅ seguido del T₉ (los dos tratamientos con mezclas de BAM y FS) con una diferencia porcentual mayor para T₅ de 30 %. La tabla 2-9 muestra el orden de los tratamientos según el promedio, el cual se encontró así: $\bar{X}T_5 > \bar{X}T_9 > \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_6 > \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_1$ (figura 2-4). Aunque con niveles similares de BAM y FS en T₉ y T₈, en este último tratamiento se encontró un promedio considerablemente inferior a T₉ (161,1%). El tratamiento con menor promedio fue T₁, con una amplia diferencia con referencia al mejor promedio de (T₅) de 747 % (tabla 2-9).

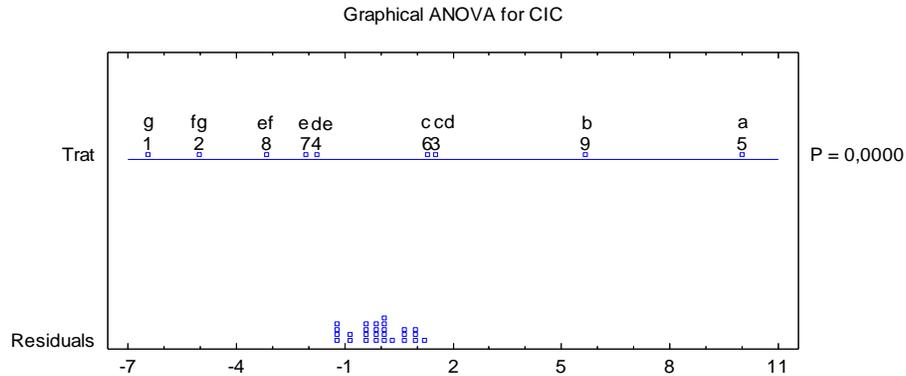


Figura 2-4. Análisis de varianza para CIC en sustrato.

La figura 2-5 muestra el comportamiento de la variable N total en el sustrato en los diferentes tratamientos estudiados. Dentro de las características asociadas a esta variable se encontró el mayor promedio en T₉ seguido de T₇, los dos con BAM, aunque T₉ con mezcla de BAM y FS. La diferencia entre estos dos se reportó en un 30,3% a favor de T₉. Según el promedio de N total de cada tratamiento se halló este orden $\bar{X}_{T_9} \geq \bar{X}_{T_7} > \bar{X}_{T_8} \geq \bar{X}_{T_5} \geq \bar{X}_{T_4} > \bar{X}_{T_2} \geq \bar{X}_{T_6} \geq T_3 \geq \bar{X}_{T_1}$ (figura 2-5). El tratamiento con más bajo promedio se halló en el T₁ (tabla 2-9). Los promedios de T₅ y T₈ se hallaron en rangos similares (3,7% de diferencia), así como la comparación entre T₃, T₆ y T₂ que tuvieron diferencias porcentuales de $\cong 6,2\%$, esto explica que no se encontró influencia en la cantidad de biocarbón aplicado.

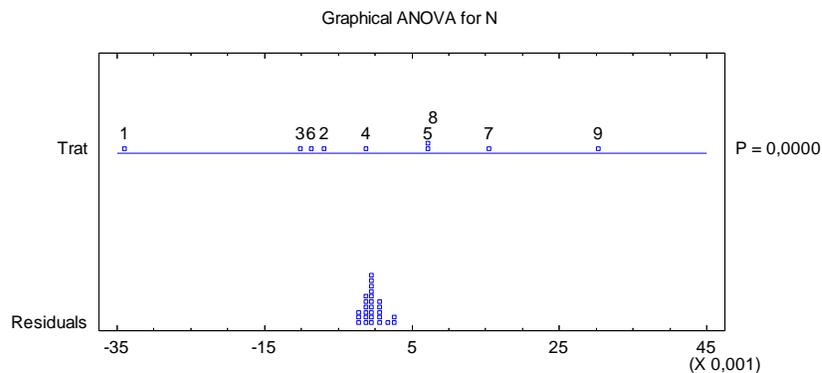


Figura 2-5. Análisis de varianza para N en sustrato.

Los tratamientos con mayores promedios de la variable P contenían mezclas de BAM y FS (T₉ y T₈). El tratamiento con más bajo promedio se encontró en el T₄ (tabla 2-9). La relación de los tratamientos agrupados de esta variable se encontró así: $\bar{X}_{T_8} = \bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_5}$

$\bar{X}T_6 > \bar{X}T_3 = T_7 \geq \bar{X}T_1 = \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_4$ (figura 2-6). El T₄ se halló con el menor promedio con una amplia diferencia porcentual con respecto a la media más alta (T₈) (tabla 2-9)

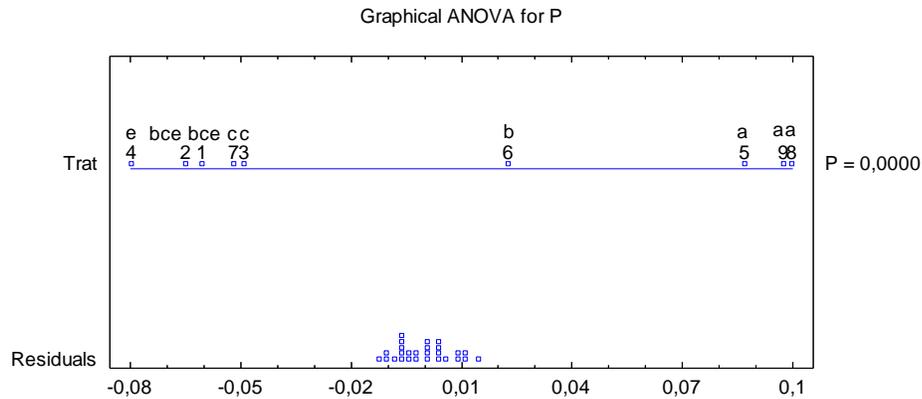


Figura 2-6. Análisis de varianza para P en sustrato.

Los tratamientos con menores promedios en la variable materia orgánica (MO) fueron T₆ y T₄, con una diferencia de porcentaje menor respecto a T₉ de ~21%. El tratamiento con mayor promedio en la comparación entre los tratamientos fue el T₉, seguido de T₇ y T₈, tratamientos con biocarbón en el sustrato (Tabla 2-9). Estos dos últimos tratamientos se encontraron con una diferencia porcentual con respecto a T₉ de 26,9% (Tabla 2-9). T₁, T₃ y T₅ se encontraron con valores similares, así como T₇ y T₈. El orden de los promedios en esta variable se encontró de la siguiente manera: $\bar{X}T_9 > \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_8 > \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_5 = \bar{X}T_1 \geq \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_4$ (figura 2-7).

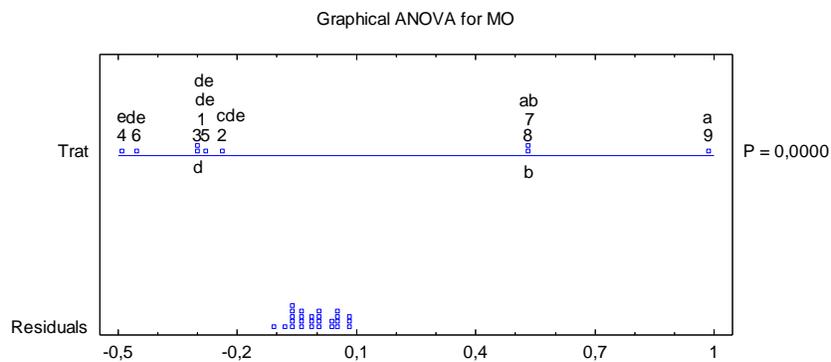


Figura 2-7. Análisis de varianza para materia orgánica en sustrato.

La figura 2-8 muestra el comportamiento de los diferentes tratamientos asociadas con la variable carbono orgánico (CO) en el sustrato. Los mayores promedios de esta variable se encontraron en T₉, seguidos de los tratamientos T₈ y T₇. Los promedios más bajos se hallaron en T₆ y T₄ (tabla 2-

9). La diferencia porcentual entre el promedio más bajo (T_4) y el más alto (T_9) fue de 211%. La relación entre los diferentes grupos homogéneos para esta variable se estableció así: $\bar{X}T_9 > \bar{X}T_8 = \bar{X}T_7 = \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_1 = \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_4$ (figura 2-8).

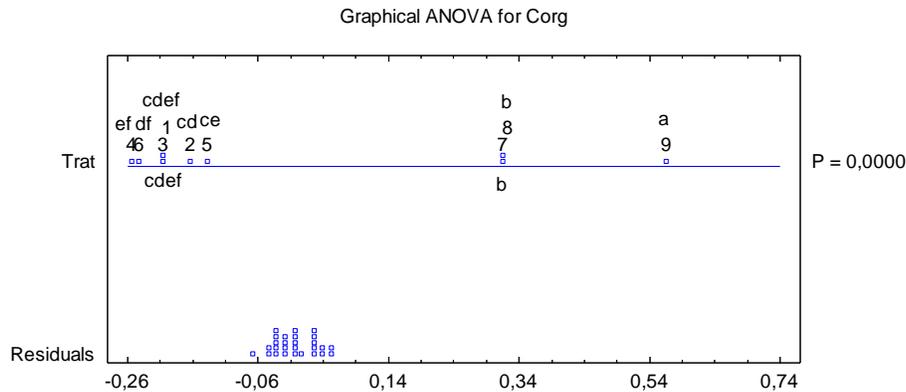


Figura 2-8. Análisis de varianza para carbono orgánico en el sustrato.

En la tabla 2-9 se muestra los tratamientos asociados a la variable Na. Los tratamientos T_3 y T_5 se encontraron con los promedios más altos, mientras que el T_9 se ubicó con el valor más bajo. Se encontraron valores similares en T_2 , T_6 y T_3 T_5 . La relación de los grupos homogéneos se encontró de la siguiente manera: $\bar{X}T_3 = \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_6 = \bar{X}T_4 > \bar{X}T_1 \geq \bar{X}T_7 = \bar{X}T_8 > \bar{X}T_9$ (figura 2-9).

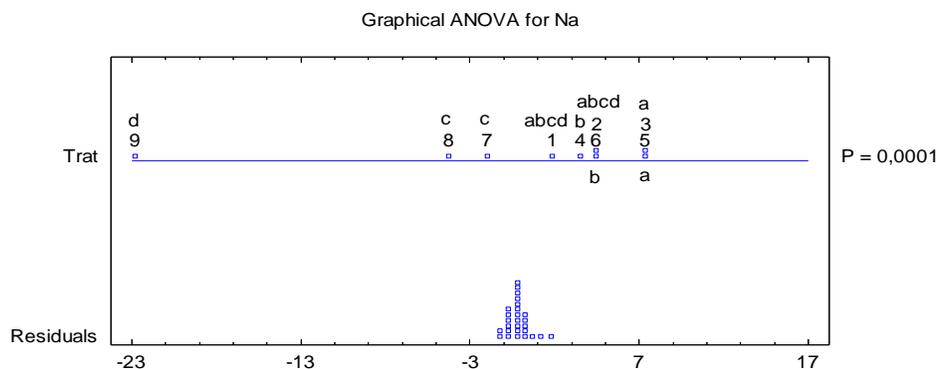


Figura 2-9. Análisis de varianza para Na en sustrato.

2.1.4.5. Análisis descriptivo de otras propiedades químicas

2.1.4.5.1. pH en el sustrato

La tabla 2-10 muestra la diferencia de medias finales e iniciales en la variable pH. El único tratamiento que manifestó un aumento en esta variable fue el T_6 . Aunque con cantidades mayores

de FS y BAM, tratamientos como T₇, T₈ y T₉ se encontraron con una disminución en su pH respecto a T₆, según la diferencia de medias finales e iniciales.

Tabla 2-10. Medias de diferencias finales e iniciales de pH en el sustrato.

Tratamientos	Medias
	*
6	0,24
7	-0,25
9	-0,38
4	-0,57
5	-0,75
8	-0,92
2	-0,99
3	-1,32
1	-1,58

*logH+

2.1.4.5.2. K en el sustrato

Según el análisis descriptivo de la diferencia de medias finales e iniciales, el T₅, en comparación con los demás tratamientos, fue el único que registró aumento en la variable K. A pesar de conservar una mayor cantidad de BAM y FS, otros tratamientos como T₆, T₇, T₈ y T₉ mostraron una menor cantidad de K que el T₅. De hecho el tratamiento con mayores niveles de BAM y FS (T₉) registró la mayor disminución del elemento (tabla 2-11).

Tabla 2-11. Medias de diferencias finales e iniciales de K en el sustrato.

Tratamientos	Medias (%)
5	0,15
1	-0,004
4	-0,14
2	-0,24
7	-0,40
6	-0,51
3	-0,57
8	-1,09
9	-1,39

2.1.4.5.3. Ca en el sustrato

La tabla 2-12 muestra que mediante el análisis descriptivo de la diferencia de medias finales e iniciales, el T₉ fue el único tratamiento en donde se generó un incremento de Ca. Por su parte otros tratamientos con BAM solo o en mezcla con FS (T₄, T₅, T₆, T₇ y T₈) registraron disminución del elemento. De este análisis descriptivo se encontró al T₅ con la mayor disminución de Ca.

Tabla 2-12. Medias de diferencias finales e iniciales de Ca en el sustrato.

Tratamientos	Medias (%)
9	0,011
1	0,00
3	-0,001
2	-0,003
6	-0,006
4	-0,02
7	-0,017
8	-0,013
5	-0,025

2.1.4.5.4. Mg en el sustrato

De manera general se encontró una disminución del Mg en todos los tratamientos de acuerdo a la diferencia de medias finales e iniciales. Sin embargo, se hallaron menores disminuciones en el testigo y en tratamientos con solo FS, tales como T₂ y T₃, en comparación con tratamientos con BAM solo y en mezcla (tabla 2-13).

Tabla 2-13. Medias de diferencias finales e iniciales de Mg en el sustrato.

Tratamientos	Medias (%)
1	-0,62
2	-0,60
3	-0,89
4	-1,09
5	-1,50
6	-1,60
8	-2,39
9	-2,43
7	-2,92

2.1.4.6. Cambios relativos de mediciones finales e iniciales de propiedades químicas en el sustrato

2.1.4.6.1. Cambio relativo de CIC en el sustrato

En esta variable el mayor cambio relativo en cuanto a la medición inicial y final (medición inicial a los 0 días y final a los 90 días) se encontró en el tratamiento T₅, representado en un aumento del 84%. Los porcentajes de cambio inicial y final corresponden al siguiente orden: $\bar{X}T_5 > \bar{X}T_6 > \bar{X}T_9 > \bar{X}T_4 > \bar{X}T_3 > \bar{X}T_8 > \bar{X}T_2 > \bar{X}T_7 > \bar{X}T_1$. Los mayores porcentajes corresponden a mezclas de BAM con FS o solo BAM (T₅, T₆, T₉ y T₄). Sin embargo, se encontró un decrecimiento en algunos tratamientos con BAM en mezcla con FS (T₇ y T₈) y BAM solo (T₄). El mayor decrecimiento se encontró en tratamientos con solo FS (T₂ y T₃). El promedio en la variación en T₅ aumentó en un

129 % con relación al testigo (T_1). En la comparación de los dos tratamientos con BAM solo (T_4 y T_7), se halló un 46 % más en el promedio de cambio en T_4 con respecto a T_7 . El promedio más bajo de cambio se encontró en T_1 con una reducción del 45% con respecto a su medición inicial del valor de la CIC (figura 2-10). Cabe anotar que tanto la CIC como las otras variables en este análisis de cambio relativo tienen diferencia significativa (tabla 2-8), por lo que dichos cambios son significativos.

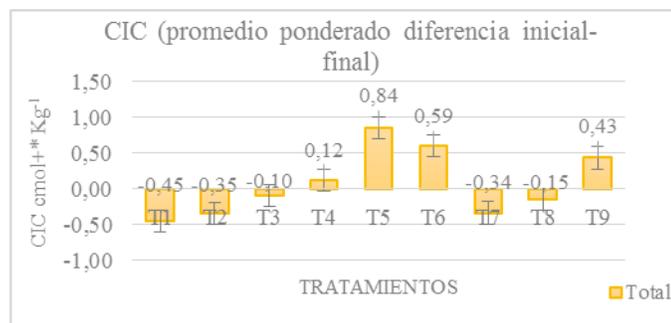


Figura 2-10. Cambios relativos de la CIC en el sustrato.

2.1.4.6.2. Cambio relativo de N total en el sustrato

La figura 2-11 muestra los promedios de la variación en el tiempo de la variable N total en los tratamientos del presente estudio. El mayor aumento en el nitrógeno total del sustrato se encontró en el tratamiento T_6 con un 75,6 % más que el tratamiento con peor promedio (T_1). Los porcentajes de cambio respecto a las mediciones iniciales y finales se encontraron de la siguiente manera: $\bar{X}T_6 > \bar{X}T_9 > \bar{X}T_7 > \bar{X}T_2 > \bar{X}T_5 > \bar{X}T_3 > \bar{X}T_4 = \bar{X}T_8 > \bar{X}T_1$. Al igual que en la CIC, los promedios más altos se encontraron en los tratamientos con BAM+FS (T_6 y T_9). En la comparación entre los dos tratamientos que contenían solo BAM (T_4 y T_7), T_7 se halló con un 28,6% más que T_4 . El tratamiento con mayor promedio de FS solo, fue el T_2 (figura 2-11).

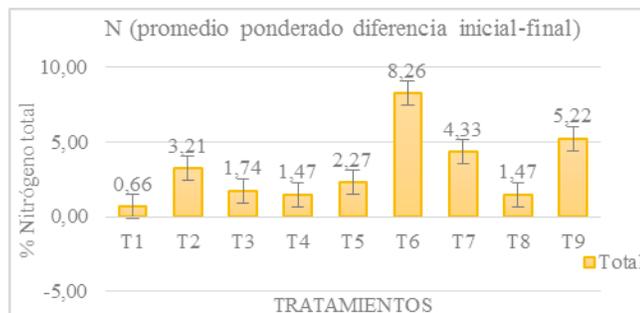


Figura 2-11. Cambios relativos de N total en el sustrato.

2.1.4.6.3. Cambio relativo de P en el sustrato

Los cambios relativos en el contenido de P entre las fechas de medición fueron siempre de signo negativo. En este sentido la discusión se podría inferir en términos de eficiencia en la captación por parte de las raíces de las plantas, es decir que los tratamientos con menor valor (cerca de 0) serían los de mayor eficiencia consumiendo menos P. En este sentido el tratamiento que reportó una mayor retención de P fue el T₅, con un 58% más que el peor promedio representado en T₃. Al igual que en el análisis de las dos variables anteriores los mejores promedios se encontraron en las mezclas de BAM +FS (T₅, T₆ y T₈). En la comparación de los tratamientos con solo BAM, el T₄ se encontró con mayor retención de P (figura 2-12).



Figura 2-12. Cambios relativos de P en el sustrato.

2.1.4.6.7. Cambio relativo de Na en el sustrato

El mayor promedio diferencial se encontró en el T₅. Este tratamiento se presentó en un 191 % mayor en comparación con el de menor valor (T₇). T₃ se encontró con un promedio mayor que los tratamientos con solo BAM y mezclas. Dos tratamientos (T₇ y T₈) se encontraron con valores negativos, lo cual podría reflejar un agotamiento total del elemento o una menor retención por parte del sustrato (figura 2-13).

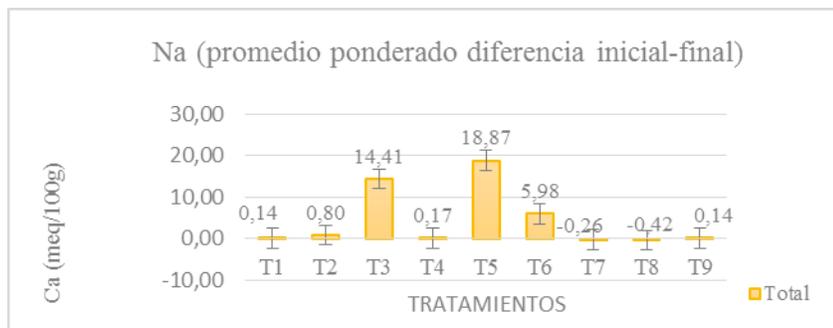


Figura 2-13. Cambios relativos de la Na en el sustrato.

2.1.4.6.8. Cambio relativo de carbono orgánico en el sustrato

En todos los tratamientos se encontró una disminución de la materia orgánica en el sustrato, particularmente en los tratamientos T₄, T₅ y T₆ (figura 2-14).



Figura 2-14. Cambios relativos de carbono orgánico en el sustrato.

2.1.4.6.9. Cambio relativo de materia orgánica en el sustrato

La figura 2-15 muestra un mayor aumento en el porcentaje de materia orgánica en T₉ en comparación con los otros tratamientos. En el T₁ se encontró un mayor promedio que los tratamientos con solo BAM y mezclas (excepto T₉). Asimismo, los tratamientos con solo FS reportaron este comportamiento.



Figura 2-15. Cambios relativos de la materia orgánica en el sustrato.

2.1.4.7. Análisis foliares de las plántulas

En los resultados del análisis estadístico, mediante el análisis de varianza, se determinó que los tratamientos con mejor comportamiento en cuanto al estudio de los elementos en los tejidos foliares contenían BAM (tabla 2-14).

Tabla 2-14. Tabla resumen de los análisis de varianza para elementos químicos en muestras foliares de plántulas.

Variable respuesta	<i>p</i> -valor
N	0,0000*
P	0,0000*
K	0,0000*
Ca	0,0000*
Mg	0,0000*

p<0,05*

Según la tabla 2-14 se encontró diferencia altamente significativa entre los diferentes tratamientos para la variable N. Por otro lado no se hallaron grupos homogéneos en las diferentes combinaciones de tratamientos. Los dos mayores promedios fueron tratamientos con BAM+FS (figura 2-16). Cabe destacar que el T₉ también es una combinación de BAM+FS por lo que la mezcla reporta los mayores y los menores valores de N foliar. El promedio más alto estuvo representado por el T₇ y en la comparación con el menor valor (T₉) se halló una disminución de 93%. Se destaca que el T₉ es una combinación de BAM+FS por lo que la mezcla reportó los mayores y menores valores del N foliar. La diferencia de T₇ y el testigo (T₁) fue de 76% a favor del tratamiento con BAM (tabla 2-14).

Tabla 2-15. Medias estimadas y grupos homogéneos para diferentes nutrientes en muestras foliares de plántulas de *A. mangium*.

Tratamientos	N*	DS	P*	DS	K*	DS	Ca*	DS	Mg*	DS
1	2,25e	0,123	0,023f	0,062	0,18c	0,0082	0,14de	0,0153	0,043c	0,0118
2	2,70abcd	0,123	0,026f	0,062	0,053c	0,0082	0,13de	0,0153	0,026c	0,0118
3	2,83abc	0,123	0,0043f	0,062	0,053c	0,0082	0,096e	0,0153	0,026c	0,0118
4	2,47cde	0,123	0,021f	0,062	0,24c	0,0082	0,17d	0,0153	0,04c	0,0118
5	2,57bcde	0,123	0,36a	0,062	1,4b	0,0082	0,56b	0,0153	0,22a	0,0118
6	2,88ab	0,123	0,33b	0,062	1,3b	0,0082	0,64a	0,0153	0,23a	0,0118
7	3,01a	0,123	0,10e	0,062	0,23c	0,0082	0,23c	0,0153	0,03c	0,0118
8	2,43de	0,123	0,24c	0,062	1,8a	0,0082	0,57b	0,0153	0,17b	0,0118
9	1,56f	0,123	0,21d	0,062	1,7a	0,0082	0,63a	0,0153	0,16b	0,0118

* % . . Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%

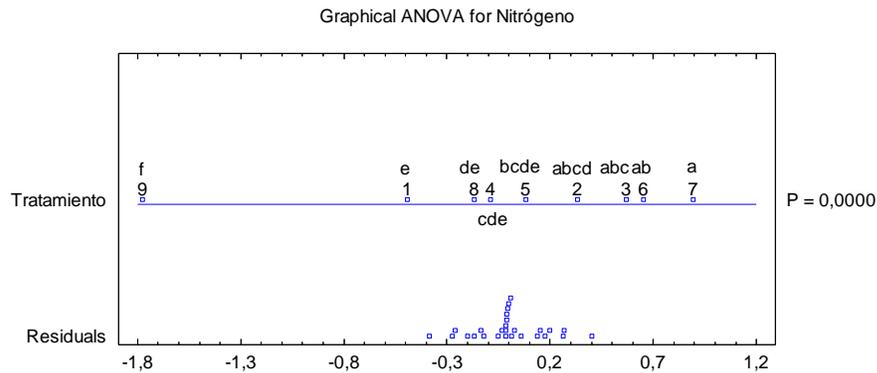


Figura 2-16. Análisis de varianza para N muestras foliares.

En la variable P en los tejidos foliares se encontró diferencia altamente significativa entre los diferentes tratamientos estudiados (tabla 2-14). El mayor promedio se halló en el T₅ y en la comparación con el menor valor (T₂) se encontró una alta diferencia porcentual (figura 2-17). Se conformó un grupo homogéneo representado por los tratamientos T₂ y T₃ (tabla 2-14). Los promedios más altos estuvieron en las mezclas de BAM+FS, mientras que el más bajo se halló en el tratamiento con el menor nivel de FS.

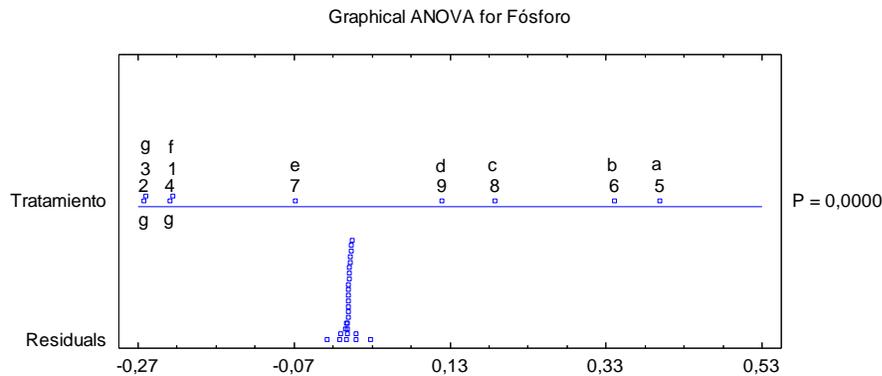


Figura 2-17. Análisis de varianza para P en muestras foliares.

La tabla 2-14 muestra diferencia altamente significativa en la variable K. Sin embargo, existen diferentes tratamientos que forman grupos homogéneos tales como T₈ y T₉; T₅ y T₆; T₄, T₁, T₇, T₂ y T₃ (Tabla 2-14). Los promedios más altos se encontraron en los tratamientos con mezclas de BAM+FS (Figura 2-18). Se halló una amplia diferencia porcentual entre las medias de T₈ y T₃ (Tabla 2-14). Los tratamientos conformados con solo BAM (T₄ y T₇) tuvieron promedios similares.

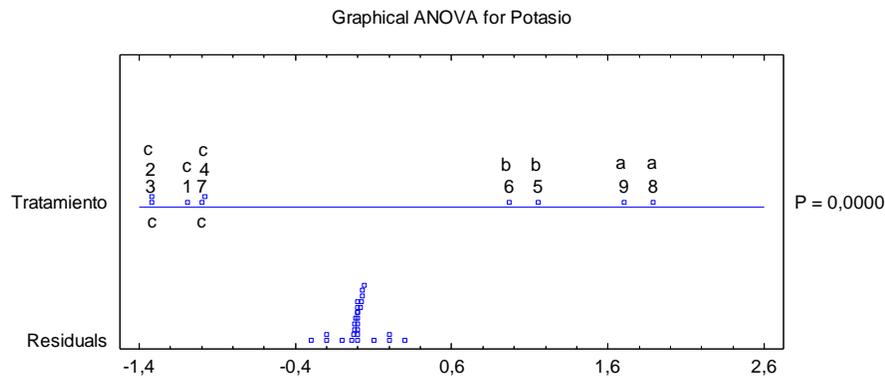


Figura 2-18. Análisis de varianza para K en muestras foliares.

En la variable Ca en los tejidos foliares se hallaron diferencias altamente significativas entre los diferentes tratamientos (tabla 2-14). Sin embargo, en el análisis estadístico se conformaron grupos homogéneos a saber: T₆ y T₉; T₈ y T₅; T₁ y T₂. Al igual que en variables como K y P, los mayores promedios se encontraron en tratamientos con mezclas de BAM+FS (figura 2-19). Se halló una alta diferencia porcentual (566,6%) entre el promedio más alto representado por T₆ y el menor (T₃) (tabla 2-14).

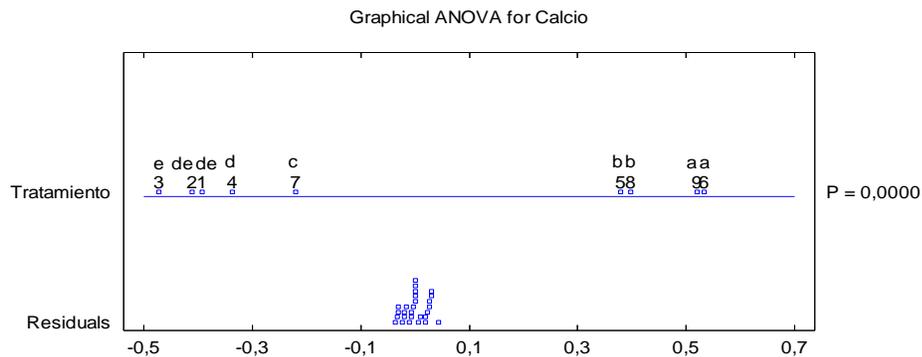


Figura 2-19. Análisis de varianza para Ca en muestras foliares.

En la variable Mg se encontró diferencia altamente significativa como se muestra en la tabla 2-24. A pesar de dicha diferencia se agruparon tratamientos con medias similares tales como T₆ y T₅; T₈ y T₉; T₁, T₄, T₇, T₃ y T₂. Al igual que en las variables Ca, K y P, los promedios con mayores valores se ubicaron en tratamientos con mezclas de BAM+FS (figura 2-20). Se encontró una amplia diferencia porcentual (784,6%) entre los promedios más altos y bajos (T₆ y T₂ respectivamente). Las medias con valores más bajos estuvieron en los tratamientos con solo FS (tabla 2-14).

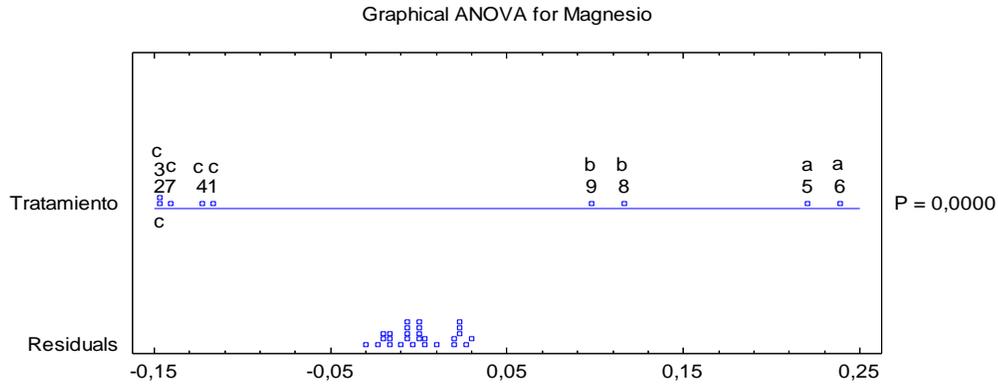


Figura 2-20. Análisis de varianza para Mg en muestras foliares.

2.1.4.8. Propiedades biológicas del sustrato

La tabla 2-16 muestra la diferencia significativa entre los diferentes tratamientos. Por otro lado en la tabla 2-17 interpreta la diferencia significativa dentro de los tratamientos mediante el análisis de los diferentes conglomerados o grupos.

Tabla 2-16. Prueba de Kruskal Wallis para estudio de nódulos en raíces.

Kruskal Wallis	GI	Valor- p
66,042	8	3,002 e ⁻¹¹

Tabla 2-17. Prueba Chi-cuadrado de homogeneidad en distribución.

Prueba	Estadístico	GI	Valor- p
Chi-Cuadrada	201,676	16	0,0000



Foto 1-1. Nódulos de algunos tratamientos del estudio (Fotografía. G. Reyes)

El análisis de los nódulos de las raíces se basó en el volumen de estos (medidos en mm³) conformándose en tres grupos (1, 2 y 3), los cuales guardan la siguiente relación: grupo 2 = nódulos grandes (NG), grupo 1= nódulos medianos (NM) y grupo 3 = nódulos pequeños (NP). (foto 1-1) (tabla 2-18).

Tabla 2-18. Rangos promedio (mm³) en grupos de nódulos de raíces con máximos y mínimos de los mismos.

GRUPO	Mínimo	Máximo	Rango
1	21,6	44,7	23,1
2	101,3	156,7	55,4
3	2,3	6,0	3,7
Total	2,3	156,7	154,4

Los promedios de los tamaños de nódulos en los tres grupos se relacionan así: grupo 2>grupo 1>grupo 3 (tabla 2-18). Así mismo, los porcentajes de dichos promedios se correlacionan de la siguiente manera: el grupo 2 se encontró con un 77,2% por arriba del grupo 1 y con un 96,9% por encima del grupo 3 (tabla 2-18).

Tabla 2-19. Estadísticas descriptivas para los tres grupos de tamaños de nódulos (promedios en m³).

Grupo	Recuento	Promedio	Mediana	Varianza	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación
1	118	30,3966	30,4	17,8099	4,22018	13,8837%
2	93	129,626	128,7	137,352	11,7197	9,0412%
3	80	4,145	4,0	0,58832	0,767026	18,5049%
Total	291	54,8921	30,9	2796,58	52,8827	96,3394%

Según el valor de significancia (*p*-valor) se encontraron diferencias significativas en diferentes tratamientos partiendo de la prueba no paramétrica de anova de Kruskal Wallis, como lo muestra la tabla 2-19. Las diferencias, a partir de la prueba de Nemenyi de promedios (derivada de Chi-cuadrado), se encontraron en los siguientes tratamientos: T₅ con T₃; T₇ con T₂ y T₃; T₈ con T₂, T₃, T₅, T₆ y T₇ y T₉ con T₅ y T₆. No se halló diferencias significativas entre el testigo y los otros tratamientos (Tabla 2-20).

Tabla 2-20. Prueba de Nemenyi de comparación de rangos promedios en diferentes tratamientos.

	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅	T ₆	T ₇	T ₈	T ₉
T ₁	-								
T ₂		-							
T ₃			-						
T ₄				-					
T ₅			*		-				
T ₆						-			
T ₇		*	*				-		
T ₈		*	*		*	*	*	-	
T ₉					*	*			-

*Diferencia significativa p -valor<0,05

La tabla 2-21 muestra las medias para el volumen de nódulos de raíces totales por cada tratamiento. A partir de esto se establece la siguiente relación entre los rangos: $\bar{X}_{T_8} > \bar{X}_{T_7} > \bar{X}_{T_4} > \bar{X}_{T_5} > \bar{X}_{T_6} > \bar{X}_{T_1} > \bar{X}_{T_2} > \bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_3}$. El T₈ se encontró en el grupo 2 con mayor cantidad de NG (13,4%). Asimismo, en los tres mejores promedios T₈, T₇ y T₄ se encontraron mayores porcentajes de NG (13,4, 4,12 y 2,75% respectivamente) (tabla 2-22) (figura 2-21).

Tabla 2-21. Tabla de rangos promedios volumen de nódulos por tratamiento con intervalos de confianza del 95,0%.

Tratamiento	Casos	Media	Error estándar (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
T ₁	9	43,47	15,79	21,49	65,45
T ₂	35	29,92	8,008	18,77	41,07
T ₃	16	13,7875	11,84	-2,698	30,27
T ₄	18	61,16	11,16	45,617	76,70
T ₅	44	59,44	7,142	49,50	69,38
T ₆	49	57,8449	6,768	48,42	67,26
T ₇	23	72,79	9,878	59,041	86,54
T ₈	59	90,11	6,168	81,52	98,69
T ₉	38	20,33	7,685	9,634	31,02
Total	291	54,89			

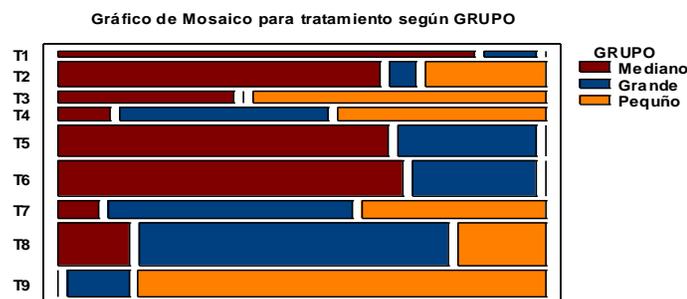


Figura 2-21. Gráfico de mosaico para tratamiento según grupo de nódulos.

La tabla 2-22 y la figura 2-22 estiman el volumen de los nódulos, el cual se puede correlacionar con el grupo de los mismos, en este caso, particularmente, el T₈ (mejor media ponderada) se encuentra con mayor proporción de NG, mientras que el testigo T₁ con mayor proporción de NM (figuras 2-22 y 2-23). De manera general la mayor proporción en los volúmenes de los nódulos se encontraron dentro del grupo de NM (figura 2-22). En el tratamiento donde se encontró el mejor promedio (T₈) se presentó un mayor volumen de NG (figura 2-21).

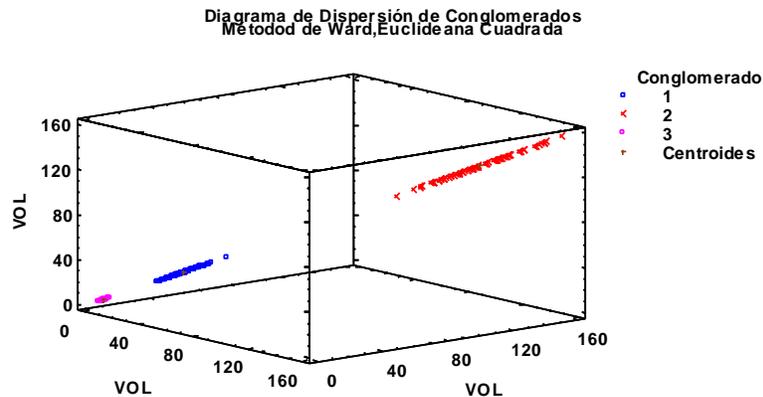


Figura 2-22. Diagrama de dispersión para grupos de nódulos mostrando conglomerados (grupos) tridimensionalmente, en relación con su volumen. Los grupos o conglomerados corresponden a 1=nódulos medianos, 2= nódulos grandes y 3= nódulos pequeños

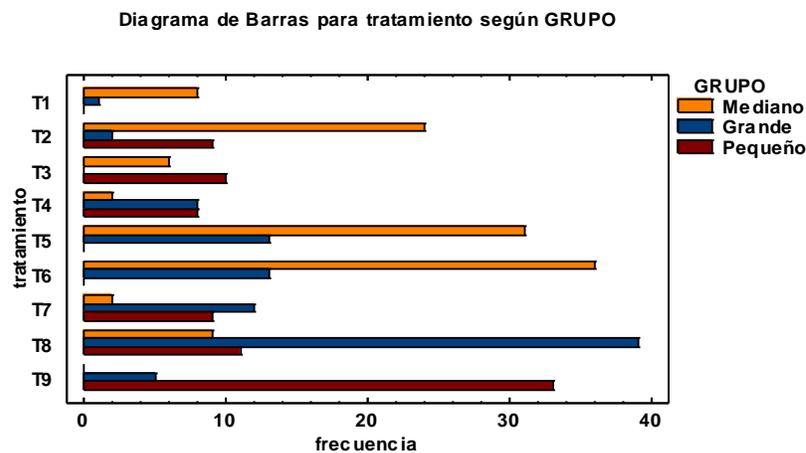


Figura 2-23. Diagrama de barras para grupos de nódulos ubicados en los diferentes tratamientos. Se halló un mayor porcentaje de nodulación total en los tratamientos con BAM solo o en mezcla (BAM+FS). En la comparación de T₈ con T₂ y T₃ se encontraron valores de 54,3 y 27,13%

respectivamente mayores para T₈. Tratamientos con aplicaciones de solo FS (T₂ y T₃) se hallaron con bajos porcentajes de volúmenes en sus medias estimadas -66,8 y 85,3 % respectivamente menos, comparados con el mejor tratamiento T₈- (tabla 2-22).

En el caso de los tratamientos con solo aplicación de BAM (T₄ y T₇), se encontraron dentro de los mejores promedios (32, 63 y 19,23% respectivamente menos que el mejor tratamiento T₈). Cabe indicar que aunque el T₈ se halló conformado por mezcla de los dos materiales, el T₉ con igual conformación tuvo un comportamiento antagónico en el volumen de los nódulos de las raíces, con un bajo promedio de su volumen (88,56% menos que T₈) (tabla 2-22).

Tabla 2-22. Promedios porcentuales y sumatorias en cada tratamiento de nódulos por grupo.

Tratamientos	1	2	3	Total por Fila
T1	8	1	0	9
	2,75%	0,34%	0,00%	3,09%
T2	24	2	9	35
	8,25%	0,69%	3,09%	12,03%
T3	6	0	10	16
	2,06%	0,00%	3,44%	5,50%
T4	2	8	8	18
	0,69%	2,75%	2,75%	6,19%
T5	31	13	0	44
	10,65%	4,47%	0,00%	15,12%
T6	36	13	0	49
	12,37%	4,47%	0,00%	16,84%
T7	2	12	9	23
	0,69%	4,12%	3,09%	7,90%
T8	9	39	11	59
	3,09%	13,40%	3,78%	20,27%
T9	0	5	33	38
	0,00%	1,72%	11,34%	13,06%
Total por Columna	118	93	80	291
	40,55%	31,96%	27,49%	100,00%

Tabla 2-23. Promedios pH en sustrato.

Tratamientos	1	2	3	4	5	6	7	8	9
*□	3,4	3,5	3,2	5,7	5,5	5,9	7,0	5,7	5,6

*logH+

2.1.5. Discusión

2.1.5.2. Retención de humedad y agua disponible en el sustrato

Aunque se han podido determinar en diferentes investigaciones cambios que induce el biocarbón en la cantidad de intra e inter poros del sustrato, en la tortuosidad de estos y en el cambio en la

composición de sales (éstas alteran la energía con la que el suelo retiene el agua -potencial hídrico del agua-) (Zhang *et al.*, 2012), en la actual investigación en el sustrato en vivero no se generaron mayores cambios en la variable RH en los tratamientos con BAM con respecto al testigo y a los tratamientos sin BAM. Una de las causas de este resultado podría encontrarse en la hidrofobicidad del biocarbón, que limita la capacidad de almacenar agua en el suelo (Basso *et al.*, 2012).

Una de las causas por las cuales no se modifica la RH en el suelo es el tamaño pequeño de las partículas de biocarbón. En diferentes estudios se ha evidenciado el taponamiento de los poros del mismo debido a la aplicación de grandes cantidades de biocarbón de textura fina; si se aplica gran cantidad de estos tipos de biocarbón puede causar un efecto contrario porque al mezclarse el biocarbón con el suelo puede perderse porosidad y por ende disminuir la retención de humedad en el mismo (Novak *et al.*, 2009). Aunque válida y razonable esta hipótesis, no aplica para la actual investigación, esto debido a que el tamaño de grano utilizado (~5 mm) puede ser considerado lo suficientemente grande para no alterar los poros introduciéndose dentro de ellos. Podría considerarse, en un escenario con aumentos significativos en esta propiedad del suelo a plazos temporales mayores que el de la actual investigación estudiado.

El análisis estadístico indicó que no existen diferencias entre los tratamientos estudiados en el agua disponible. Brewer *et al.*, 2014 establece que solo los grandes poros que se encuentran entre las partículas de biocarbón son los que realmente van a contener el agua disponible para la planta. En este sentido en la actual investigación se podría entender que no existió ningún cambio en la relación macroporosidad-agua disponible en el suelo con la adición de biocarbón.

A pesar que en el resultado de la presente investigación no se encontraron diferencias significativas en el agua disponible, sí se reportan estas diferencias en diversos estudios tales como los de Brockhoff *et al.* (2010), Kinney *et al.* (2012), Liu *et al.* (2012) y Briggs *et al.*, (2012). Sin embargo, los resultados del actual estudio podrían inducir que podría esperarse un efecto favorable (mayor agua disponible en los poros) en un tiempo mayor, debido a un mejoramiento en la estructuración del suelo con la adición de biocarbón –por mayor conformación de agregados-, lo que induciría a una formación de poros más homogéneos (micro, meso y macro poros) que procuren retener más humedad en el sustrato.

Desde otra perspectiva, y en relación con que no se encontró diferencia significativa en los promedios de la variable agua disponible del sustrato mientras que si se aumentó el ICD en

tratamientos con biocarbón (tabla 2-2), esto podría deberse más a cambios fisiológicos positivos en las plántulas de *A. mangium* que a mejoras en las relaciones hídricas del sustrato. Investigaciones como las de Kammann *et al.*, 2011, han demostrado en hojas de *Chenopodium quinoa* con la aplicación de biocarbón se reducen las cantidades de prolina (indicador de estrés hídrico) representando un cambio en el potencial osmótico en las hojas, lo cual representa una disminución en el stress hídrico de la planta. En este sentido, los investigadores aducen, en parte a la mejora con la aplicación de biocarbón, a un aumento en los rasgos fisiológicos vegetales más que, entre otros factores, al aumento de agua en la zona de la rizósfera.

2.1.5.3. Propiedades químicas del sustrato

Al encontrarse los tratamientos con mezclas de BAM y FS (T₅; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS y T₉; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) asociados a los promedios más altos de CIC podría establecerse una sinergia de los dos compuestos, en donde el biocarbón cumpliría un papel de intercambio de los elementos dados por el FS, en este sentido el biocarbón podría aprovechar los elementos aportados por el FS y a través de la alta reacción de su superficie capturarlos. Cuando el biocarbón se incluye en suelo con el contacto con el agua y el oxígeno se producen reacciones de oxidación, lo cual conlleva a un incremento en la carga negativa en la superficie del material, aumentando así la CIC (Joseph *et al.*, 2010). De hecho investigaciones como las de Liang *et al.* (2006) y Major *et al.* (2010^a) establecen que a medida que se presenta un envejecimiento en el biocarbón se genera una mayor carga negativa que contribuye a incrementar la disponibilidad de los nutrientes en la planta. En suelos semiáridos en Australia, Chan *et al.* (2007) encontraron aumento en la adición de biocarbón en mezcla con fertilizantes sintéticos. Asimismo, en Indonesia se encontró un aumento en el rendimiento de Maíz y maní en campo con la adición de biocarbón con un fertilizante nitrogenado (Yamato *et al.*, 2006). La amplia diferencia en la comparación de T₉ y T₈ podría deberse al mayor nivel de FS en T₉ que incrementaría la interacción de los nutrientes en la fase coloidal y liquididad del suelo, lo cual se reflejaría en un aumento de la CIC. La solubilización de nutrientes en el suelo es uno de los factores relacionados con la CIC. La solubilización de P está relacionada con la alta CIC que existe en algunos biocarbones ya que en suelos ácidos, como los del presente estudio, si se aumenta el pH, puede adsorber Fe y Al, los cuales precipitan P (Liang, *et al.*, 2006). Particularmente se ha encontrado que los biocarbones frescos tienen una gran cantidad de aniones transitorios en rangos de suelos con pH que puede exceder la cantidad de CIC total del biocarbón (Cheng *et al.*, 2008). Estos sitios de intercambio tienen un gran potencial de intercambio que compiten con óxidos de Fe y Al (Hunt *et al.*, 2007). Por otro lado se podría considerar que, a pesar de que los

tratamientos T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) contenían biocarbón al mismo nivel (80 ton·ha⁻¹), la alta diferencia en porcentaje a favor de T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100%) de FS se debió a la mayor cantidad de FS en este tratamiento.

La diferencia del promedio de N total de los tratamientos T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), que a pesar de tener ambos biocarbón, estuvo en el orden de 30,3% a favor de T₉, podría explicarse debido al aporte del FS en este último tratamiento. El aporte del 100% de FS utilizado en el estudio en el T₉ aunado a la amplia superficie específica del biocarbón aplicado en este tratamiento, podría influir de manera positiva aumentando la cantidad de N total en el sustrato evaluado. Esto también podría explicar por qué promedios de tratamientos con solo BAM como T₄ están más cerca a los menores promedios que a rangos de T₉.

Aunque se estima que los aportes de P en biocarbones de madera son bajos (0,01-0,1%) (Spokas *et al.*, 2009), podría haberse encontrado valores considerables del elemento en los tratamientos T₅, T₈ y T₉, esto teniendo en cuenta que el biocarbón de la actual investigación se elaboró mediante pirólisis lenta (350-400 °C) y el P se empieza a volatilizar a los 700 °C. Knoepp *et al.* (2005). Adicionalmente investigaciones en biocarbones de madera han podido establecer que cantidades importantes de P se encuentran fácilmente solubles y disponibles para la planta (Gundale y Deluca, 2006). Se podría establecer con la adición de biocarbones al sustrato una correlación positiva del P con la actividad de algunos microorganismos, particularmente los solubilizadores de P. En investigaciones de la última década se ha podido establecer esta relación donde se ha encontrado que la influencia del biocarbón en la micorrización de las raíces de las plantas podría alterar la adsorción del P en el suelo (Warnock *et al.*, 2007; Lehmann *et al.*, 2011). Resultados en estudios como los de Hamdali *et al.*, 2008 y Anderson *et al.*, 2012, que concuerdan con las anteriores resultados, han podido establecer a través de análisis moleculares el aumento en genes de bacterias solubilizantes de P con la adición de biocarbones al suelo. Otra forma del biocarbón para aumentar la biodisponibilidad de P, aparte del aumento de pH, es la adsorción de la superficie de moléculas orgánicas quelantes. Esto debido a la capacidad del biocarbón para adsorber moléculas polares y no polares (Preston y Schmidt, 2006; Bornermann *et al.*, 2007). En el caso del tratamiento T₅ existe una relación causal entre la toma del P (representada en el análisis foliar) y la cantidad del elemento en el sustrato. En este sentido se realizó un uso eficiente del elemento por parte de la planta en este tratamiento.

En términos generales el biocarbón podría considerarse como materia orgánica que ha sufrido un proceso de estabilización acelerado, lo que la diferencia del material del cual proviene. Esta sería la principal razón para que en los tratamientos con mayor cantidad de BAM (T₉: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS, T₈: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS y T₇: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) se encontraran los valores promedios más altos de materia orgánica. De manera general, el biocarbón en comparación con la materia orgánica fresca tiene menos fracciones lábiles de carbono (Jindo *et al.*, 2012). Se encontró una relación directa entre la materia orgánica y el carbono orgánico del sustrato ya que los tratamientos con más altos promedios fueron los mismos para las dos variables (T₉: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS, T₈: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS y T₇: 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS).

Por otra parte, es importante establecer la relación directamente proporcional que existe entre la disponibilidad de carbono y el aumento de microorganismos en el suelo. Considerando tanto la cantidad como la calidad del carbono aportado, puede existir un aumento con la inclusión del biocarbón en el sustrato, estimando así un incremento en las poblaciones de microorganismos. Blagodaskaya y Kuziakov (2008) demostraron que el incremento de la actividad microbial está asociado con un aumento de mineralización del carbono orgánico del suelo a través de una mayor producción de enzimas y efectos co-metabólicos. Debido a que no es fácil determinar la labilidad y la recalcitrancia del biocarbón se dificulta saber si se puede suplir la cantidad suficiente de carbono para estimular la inmovilización de los nutrientes. Sin embargo, biocarbones elaborados a bajas temperaturas, como el del presente estudio, pueden influenciar una mayor inmovilización ya que tienen altas concentraciones de carbono disponible o grupos orgánicos que pueden servir como sustrato para las comunidades de organismos (Steiner *et al.*, 2007; Nelissen *et al.*, 2012; Clough *et al.*, 2013). En el caso del actual estudio con el aumento de los nódulos y el incremento del carbono en los tratamientos con BAM se podría considerar una asociación positiva entre estos dos factores. Al encontrarse con mayores promedios de Na en los tratamientos T₃ (sin BAM y 100% de FS) y T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), en el caso de T₃ (sin BAM 80 BAM y 100% de FS) se induce que el aporte o retención del elemento en el sustrato no estaría influenciado por la presencia de biocarbón, debido a que el T₃ (sin BAM y 100% de FS) contiene solo FS. Sin embargo, si se toma al biocarbón de manera general como un coloide retenedor de elementos en el sustrato, los cationes que se fijarían más fácilmente serían los que se encontrarían en menor cantidad, a pesar de esto existe una excepción que es el Na. El Na fijado es más difícilmente intercambiable cuando está en grandes cantidades. Por eso hipotéticamente se concentraría en mayor cantidad en las matrices de biocarbón, en este caso en el T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS). En este sentido, se podría

inferir, en la comparación entre tratamientos como el T₉ (tratamiento con menor valor de Na en el análisis) y T₅, que este tipo de biocarbón en un nivel de 40 ton·ha⁻¹ de BAM podría absorber más fácilmente Na que con mayores niveles de aplicación.

Se estima que el almacenamiento de Ca en el T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) pudo deberse al biocarbón como fuente del elemento en biocarbones de madera. Asimismo la mayor cantidad de Ca en este tratamiento podría deberse que a las cantidades apreciables de Ca los biocarbones de madera y que además se conservarían debido a que el comienzo de las volatizaciones de algunas bases intercambiables como Ca, Mg y Mn está por arriba de 1000 °C (Neary *et al.*, 2005). Otro factor se establecería en el potencial de captura de Ca por parte de la superficie del biocarbón. Esto podría justificarse si se interpreta al biocarbón como una parte activa del suelo, el cual puede intercambiar y retirar elementos de la solución del suelo donde podría existir una mayor adsorción catiónica que aniónica. De otro lado los biocarbones de madera contienen en sus cenizas altas cantidades de óxidos metálicos como CaO, MgO, Fe₂O₃, TiO y CrO (Koukouzas *et al.*, 2007), una vez el biocarbón entra en contacto con el agua del suelo estas cenizas se solubilizan y los óxidos catalíticos pueden quedar adheridos a las superficies activas del biocarbón (Le Leuch y Bandosz, 2007).

Se establece que los tratamientos que tienen una mayor CIC (partiendo de los resultados de los cambios relativos en esta propiedad química) contienen biocarbón, particularmente en mezclas con FS. La presencia de este material podría haber influenciado el incremento de la CIC y por ende la retención de algunos nutrientes. Investigaciones como las de Asai *et al.* (2009); Kimetu *et al.* (2008) y Blackwell *et al.* (2007), donde se halló una correlación positiva con el aumento en la disponibilidad de nutrientes y el incremento de CIC, se encuentran en consonancia con el presente estudio. Dentro de los factores que pueden contribuir al aumento de la CIC se encuentran la captación de cationes en la superficie del biocarbón debido a la presencia de grupos oxidados funcionales (carboxilos) que pueden expresar una alta relación O/C, que es formada en la superficies de materiales carbonizados después de que son degradados por microorganismos (Liang *et al.*, 2006; Preston y Schmitd, 2006). Otro factor que podría influir en dicho incremento es el aumento de la temperatura de pirólisis en la elaboración del biocarbón, la cual podría incrementar el área superficial y por ende la CIC; el área específica superficial en el biocarbón va a determinar en gran medida la CIC, dicha área se incrementa a medida que lo hace la temperatura en la conformación del biocarbón, debido a la creación de microporos y de grupos carboxílicos en la superficie (Bird *et al.*, 2011 y Gaskin *et al.*, 2007). Se considera entonces que este último factor

no sería un determinante en el incremento de CIC en los tratamientos con biocarbón del presente estudio, debido a que este material se elaboró mediante pirólisis lenta (baja temperatura), con lo cual tendría más peso la hipótesis de una alta área específica para contribuir al aumento de la CIC. Teniendo en cuenta las mayores cantidades de N, según los promedios ponderados de la diferencia inicial y final, se podría inferir que con la aplicación de biocarbón en el sustrato se alterarían las propiedades físicas y químicas de este, lo cual influiría en las tasas de transformación del N. Particularmente en consonancia con el hallazgo de la actual investigación, Novak *et al.* (2009) reportaron aumento en la red de mineralización de N con un biocarbón fresco de madera adicionado a un suelo agrícola ácido. El biocarbón puede transformar de manera positiva la nitrificación en el suelo, en este sentido Gundale y DeLuca, 2006, encontraron estimulación en la red de nitrificación en un corto periodo con la aplicación de biocarbón proveniente de un suelo de bosque recientemente quemado. Aunque DeLuca y Aplet (2008) aducen que los biocarbones provenientes de madera contienen en general bajos contenidos de N, en el presente estudio se encontraron rangos altos (tabla 10-2). Esto podría deberse a una retención del N por parte de biocarbón específicamente en las mezclas de BAM y FS, más que en un aporte en sí de N de la lignina de la madera.

La vinculación de mayor cantidad de materia orgánica con el T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) estaría dada por la mayor cantidad de biocarbón utilizado (80 ton·ha⁻¹) para este tratamiento, lo cual interfiere en una mayor agregación y mejor estructura del suelo o sustrato, debido a que la materia orgánica en el biocarbón puede actuar como un núcleo de aglomeración de partículas minerales y orgánicas (Awad *et al.*, 2013). De otro lado, de acuerdo a estudios como los de Six *et al.* (2004), se ha establecido que los materiales orgánicos son los principales generadores de la formación y estabilización de macroagregados, como agentes cementantes que están representados, entre otros, en sustancias húmicas y compuestos de unión bióticas (hifas de hongos).

La presencia de cantidades considerables en el sustrato de Na en los tratamientos como T₁; (testigo) (14%), T₂; sin BAM y 100% de FS (80%) y T₃; sin BAM y 100% de FS (144,1%) podría obedecer a la presencia de este elemento en el material parental, el cual se encuentra en los materiales silicatados (15% de arcillas) de los suelos oxisoles de la zona (Jaramillo, 2002). De otro lado la mayor cantidad en el promedio de Na en los tratamientos T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y T₆ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) representaría una posible adsorción por parte del biocarbón debido a las ya mencionadas facultades de este material, como alta superficie específica y CIC. En este sentido autores como Rostamian *et al.* (2015) encontraron una retención de Na

hasta de 134 mg/g con un carbón activado, aduciendo dicha adsorción a la alta porosidad y superficie específica del material. Otra de las razones por la cual se encontró mayor cantidad de Na en estos dos tratamientos, estaría relacionada con la baja cantidad de sodio intercambiable encontrado de manera general en el suelo; pudiese ser que una vez retenidos estos cationes en el biocarbón, la cantidad del porcentaje de sodio intercambiable sería mínimo, debido a que menos del 15 % de la capacidad catiónica intercambiable está ocupada por Na⁺ con lo cual permanecería en el propio biocarbón (Blaya y Garcia 2003).

2.1.5.1. Morfología y fisiología (análisis foliar) de plántulas

El ICD es considerado como un buen indicador de calidad en plántulas de especies forestales, incluyendo a *A. mangium*. Este índice estima el comportamiento de la plántula cuando es llevada a campo; con ICD mayores se tendrá árboles con mayores rendimientos que se pueden representar en calidad de madera (Bayala *et al.*, 2009). De acuerdo al análisis estadístico se encontraron mayores ICD en las mezclas de BAM y FS. Particularmente en el T₅ – con 40 de BAM ton·ha⁻¹ + 50%-, donde no solo se encuentra una alternativa de mejora en el suelo y en la fisiología de la planta, sino también en la disminución de costos en la aplicación de FS. Al igual que en la presente investigación, Crespo (2013) encontró en una evaluación de biocarbón de *A. mangium* en diferentes niveles de aplicación como acondicionador de sustratos para producción de *Tlipariti elatum*, los mayores valores de ICD al 50% de biocarbón. En las evaluaciones de ICD, Oliet (2000) considera que con altos valores de este índice se obtienen plantas robustas con fracciones aéreas y radicales equilibradas, las cuales van a tener un mejor comportamiento en campo. Hunt (1990) y Saenz *et al.*, (2010) consideran que el valor mínimo en plántulas de calidad debe estar alrededor de 0,2 y establecen rangos para ICD así: menores a 0,2 como plántulas de baja calidad; 0,2-0,5 calidad media y mayores de 0,5 de calidad alta. En este sentido en la presente investigación se encontró al T₅ con un índice alto, a los tratamientos T₆ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) con medio y a T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), T₁ (testigo), T₂ (sin BAM y 50% de FS) y T₃ (sin BAM y 100% de FS) con índice bajo (tabla 2-2).

La alta diferencia significativa en el análisis estadístico inferencial de las diferentes propiedades químicas del sustrato como N total, P disponible, carbono orgánico, materia orgánica, Na y CIC en los diferentes tratamientos, permite deducir que el biocarbón podría influenciar positivamente en el desarrollo de las plántulas (tabla 2-8). Una de las variables que pudo intervenir en un mayor desarrollo en el T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) sería la CIC. Los resultados de la tabla 2-2

muestran una amplia diferencia (747%) a favor de este tratamiento con respecto al de menor promedio representado en el testigo (T_1). Por otro lado en la comparación con el tratamiento T_3 (sin BAM y 100% de FS) se presentó una diferencia porcentual mayor (83,7%) a favor del tratamiento T_5 (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), lo que mostraría un efecto positivo adicional del biocarbón mediante, posiblemente, una captación de los nutrientes aportados por el FS. El proceso de cambio catiónico permite poner a disposición de la planta los elementos nutrientes mediante su paso a la disolución del suelo, actuando como un verdadero regulador.

El aumento de la CIC en los sustratos con biocarbón, podría deberse a que se desarrollan grupos funcionales con heteroátomos de oxígeno en su superficie, cuando el material orgánico se ha expuesto al oxígeno y el agua en la pirólisis (Chan y Xu, 2009; Briggs *et al.*, 2012). Otro factor de incremento en la CIC en el biocarbón estaría relacionado con el tipo de pirólisis con el cual ha sido elaborado el biocarbón. Como ya se ha mencionado, en la actual investigación el biocarbón utilizado proviene de pirólisis lenta (baja temperatura), esto establecería una ventaja ya que en la pirólisis de altas temperaturas (pirólisis rápida) se disminuye la CIC debido a la pérdida de grupos funcionales (Gaskin *et al.*, 2008; Cantrell y Martin, 2012). Por lo tanto, existe una mejor retención de nutrientes a través de la CIC con biocarbones creados con pirólisis lenta (Ippolito *et al.*, 2015). En aplicaciones con solo biocarbón (T_4 ; 40 ton·ha⁻¹ de BAM, sin FS y T_7 ; 80 ton·ha⁻¹ de BAM sin FS) se encontraron valores bajos de ICD (tabla 2-2). Con este resultado se infiere que, en sí, solo el biocarbón no representaría una alternativa para el aumento de las características fisiológicas de las plántulas en la presente investigación. Otros estudios son congruentes con la actual investigación; Crespo A. (2013) en comparaciones con mezclas también encontró valores de ICD menores a 0,2 en aplicaciones con solo biocarbón. Sin embargo, investigadores como Petter *et al.*, 2012 en evaluaciones de ICD encontraron, en aplicación de biocarbones sin mezclas, un adecuado acondicionador de sustratos en la producción de *Eucalyptus citriodora* cuando se usó en niveles de 7 a 15 %. Estos dos estudios contrastantes podrían indicar que los resultados en la aplicación pueden depender de variables como el tipo de especie, tipo de pirólisis, origen de materia prima y la cantidad de biocarbón aplicado.

Otra de los factores que influyó en el incremento del ICD pudo ser el incremento de N en el sustrato. Se podría inferir que el biocarbón aportaría de manera directa o indirecta al mantenimiento del N en el sustrato, dado los mayores porcentajes de los promedios encontrados en T_9 (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T_8 (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS). El T_9 se halló con un promedio porcentual superior de 168,7% en comparación con T_3 (sin BAM 40 y 100% de FS),

con lo cual se podría concluir que estos tratamientos con mezclas de BAM y FS podrían conservar mayores cantidades de N, al establecer una sinergia entre los dos materiales. Las investigaciones se inclinan hacia una mayor retención de elementos como el N que a un aporte como fuente primaria por parte de la mayoría de biocarbones. En este sentido se ha considerado específicamente que los biocarbones provenientes de madera contienen menos nutrientes en comparación con otros como los derivados de estiércol (DeLuca *et al.*, 2009).

Los biocarbones en general tienen probablemente más importancia como acondicionadores de suelos que como transformador de nutrientes y menos como fuente primaria de nutrientes. Los resultados de la actual investigación se encuentran en consonancia con estudios como los de Glaser *et al.* (2002); Lehmann *et al.* (2003) y Nelson *et al.* (2011) en donde se halló aumento, con aplicaciones de biocarbón, en algunas variables que afectaban las propiedades del suelo como la biodisponibilidad y la toma de nutrientes. Particularmente investigaciones de Chan y Xu, 2009 y Jeffery *et al.* (2011) han descubierto gran cantidad de nutrientes disponibles en las superficies de biocarbones provenientes de amplios rangos de materias primas y temperaturas. El aporte de estos elementos por parte de los biocarbones en la modificación de las propiedades químicas, podría estar más vinculada con la transformación o retención de nutrientes antes que por ser una fuente primaria de los mismos (DeLuca *et al.*, 2009). El biocarbón puede tener muchos mecanismos para retener nutrientes, que incluyen adsorción electrostática y retención de los nutrientes disueltos en el suelo (Lehmann, 2003). Esta habilidad para retener nutrientes puede deberse a factores como la amplia área superficial, gran cantidad de grupos funcionales y alta porosidad (Verheijen *et al.*, 2010). El incremento de la CIC también podría tener un papel clave en la retención de nutrientes como el NH_4^+ . Ante un incremento de la CIC por la adición de biocarbón en el sustrato se podrían unir iones de amonio de la solución del suelo, captándolos y reduciendo las concentraciones en esta fase y disminuyendo por consiguiente su lixiviación. De otro lado este evento también tendría efectos ambientales ya que el biocarbón podría generar una disminución de la volatilización del amonio mediante su captura (Van Zwieten *et al.*, 2009).

Otro aspecto importante para la evaluación del biocarbón en los sustratos es el tipo de pirólisis con la que éste se ha elaborado. En el caso de la pirólisis lenta –como el biocarbón utilizado en la presente investigación- se ha podido estudiar que estos materiales pueden mantener gran cantidad de nutrientes y carbono más estable que puede servir como sustrato para la población microbiológica. Abenza (2012), destaca los biocarbones elaborados con pirólisis lenta frente a otros biocarbones por la baja mineralización de su materia orgánica y mayor eficiencia en los

cultivos. Asimismo, Novotny *et al.*, 2015, aduce un aumento en las propiedades químicas de los sustratos con la adición de estos biocarbones, al incremento en los sitios de cargas por el resultado de una alta presencia de grupos carboxílicos e hidroxílicos.

Dado que el T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) aumentó el 170,9% con relación al promedio más bajo (testigo; T₁) en la variable carbono orgánico y que los tratamientos T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), T₈, y T₉ incrementaron un 155% con relación al menor promedio (T₄; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) en la variable materia orgánica, se podría inferir que el biocarbón proporcionó una influencia positiva indirecta mediante el aumento de las propiedades del sustrato en el incremento del ICD. Particularmente, los tratamientos con los mejores promedios en la variable materia orgánica contenían los mayores niveles de biocarbón (80 ton·ha⁻¹). Esto podría resaltar la hipótesis de una relación directa entre una mayor inclusión del biocarbón en el sustrato y un incremento en la materia orgánica. El aumento de la materia orgánica en el sustrato puede modificar de manera positiva las diferentes propiedades, que incluyen la fertilidad, el mejorar la estructura y la retención de agua (Glaser *et al.*, (2002). Igualmente puede tener efecto en algunos nutrientes como el P y N, alterando su disponibilidad a través del aumento de microorganismos solubilizadores de estos elementos (Whitman *et al.*, 20015). Estas variables podrían incrementarse con el aumento de la materia orgánica en los tratamientos T₇ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS, y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), generando efectos positivos en el ICD de los mismos. Investigadores como Luo *et al.* (2011), Keith *et al.* (2011) y Zimmerman *et al.* (2011) consideran que un posible aumento de las propiedades en el suelo está relacionadas con el efecto priming. El efecto priming describe el incremento o detrimento de la mineralización ante la adición de una fuente de nueva materia orgánica en el suelo (p.e biocarbón) y, en el caso del biocarbón, depende del tipo de suelo, tipo de carbono orgánico, materia orgánica lábil, y la capacidad de envejecimiento del biocarbón (Lehmann *et al.*, 2003).

Autores como Blagodaskaya y Kuziakov (2008) han establecido que el biocarbón puede tener efectos directos (aumentos en la actividad de microorganismos y producción de enzimas por la estimulación de carbono lábil) o indirectos (aumento del pH y restricción de nutrientes) en el priming. La inclusión de biocarbones puede aumentar la mineralización con lo cual la planta puede obtener mayor cantidad de elementos disponibles. Uno de los factores que puede aumentar la mineralización, es la posible vinculación del aporte de la materia orgánica lábil del biocarbón con la disponibilidad de elementos captados por los microorganismos.

Generalmente los biocarbones obtenidos bajo pirólisis lenta contienen una mayor cantidad de materia orgánica lábil que recalcitrante. En este sentido el biocarbón utilizado en la presente investigación podría contener mayor cantidad de este tipo de materia orgánica. Diferentes investigaciones podrían respaldar esta hipótesis. Luo *et al.* (2011) observó un incremento en la mineralización después que se adicionó un biocarbón de *Miscanthus* elaborado con pirólisis lenta (bajas temperaturas, 300 °C). En el mismo experimento, con un biocarbón de la misma especie pero bajo pirólisis rápida (700 °C) determinó una menor mineralización frente a la pirólisis lenta. En otra investigación Singh *et al.* (2011) mostraron un incremento en la mineralización de carbono orgánico del suelo en presencia de un biocarbón proveniente de estiércol elaborado a 400 °C en comparación con el control y con un biocarbón proveniente de plantas herbáceas pirolizado a 550 °C. Igualmente en el resultado se correlacionó una mayor labilidad en el biocarbón producido en la más baja temperatura.

Teniendo en cuenta que en las plántulas de T₅ (50 ton·ha⁻¹ de BAM y 80% de FS) se encontró un índice de calidad alto en comparación con los otros tratamientos, se remarca al biocarbón como una alternativa con la cual se pueden obtener mejores plantas en términos de producción (calidad de madera), donde se generaría un potencial uso del biocarbón en mezcla con fertilizantes sintéticos, demostrando así una sinergia por parte de los dos materiales. Asimismo en términos ambientales el uso de estas mezclas reduce la aplicación de fertilizantes sintéticos lo que genera un menor impacto en los ecosistemas adyacentes (aéreo e hídrico).

El mayor promedio de N total en el análisis foliar se encontró en T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), lo cual indicaría un mejor aprovechamiento de este elemento por parte de las plantas en este tratamiento e igualmente se podría inferir una mayor toma del N en el sustrato por parte del T₇ (1.32%). La tabla 2-15 muestra que los mejores promedios en el N total se encontraron algunos tratamientos con BAM (T₇; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS y T₆; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS). En el caso de T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) se podría establecer que el biocarbón aplicado al sustrato tuvo un papel fundamental en el aumento de N en la parte foliar. Se ha reportado ampliamente que las aplicaciones con biocarbones en suelos y sustratos no solo aportan nitrógeno sino que pueden aumentar la disponibilidad para que las plantas tomen este nutriente. Ward *et al.*, 1997, aducen el aumento de la nitrificación a la posible adsorción por parte del biocarbón de compuestos orgánicos (específicamente terpenos) que inhiben la nitrificación o a la inmovilización del NH₄⁺. Otros autores como Ball *et al.*, 2010, también establecen una mayor disponibilidad de N con la aplicación de biocarbón al suelo; los investigadores estiman que el biocarbón puede

aumentar la cantidad de bacterias que oxidan el amoníaco, cuando se crean condiciones óptimas para su crecimiento tales como aumento de pH, micrositos de hábitat, potencial redox y mayor transferencia extensa de electrones.

Aunque el N tiene una relación directa con la fotosíntesis (una mayor fotosíntesis representa una mayor cantidad de biomasa o robustez de la plántula), en el caso de T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) no se encontró el valor más alto para ICD. En este sentido la relación no causal de una alta concentración de N en las hojas y un bajo nivel para la variable ICD en T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), podría deberse a que las plantas de este tratamiento todavía no expresaron el potencial de crecimiento debido al corto tiempo del ensayo, ya que éste se realizó en vivero. Se esperaría que las plantas en este tratamiento tendrían un mejor comportamiento en términos de productividad en un periodo más extenso. En cuanto a tratamientos como el T₈ (50 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) con alta disponibilidad de N total en el sustrato se presentaron bajos valores en las muestras foliares. Una de las razones que se podrían considerar para tal efecto son los altos niveles de BAM y FS que pudieron influir en la captación del N por parte de las plantas en estos tratamientos. La mezcla de altas cantidades de biocarbón con fertilizantes sintéticos podría conducir a una mayor adsorción de compuestos orgánicos de N como péptidos, aminoácidos y proteínas, que disminuirían tanto las tasas de mineralización o nitrificación, como el aumento de microorganismos. (Koukouzas *et al.*, 2007). En este sentido Cheng *et al* (2012) y Jones *et al.* (2012) encontraron en biocarbón de madera aplicado en niveles mayores de 60 ton·ha⁻¹ un despreciable efecto en la retención de NO₃.

El hallazgo de T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) con mejor nivel de P en el análisis foliar advierte una posible mayor extracción del elemento en el sustrato (tabla 2-15). Según la figura 2-12, aunque los otros tratamientos consumieron mayor cantidad de P, el T₅ de FS fue más eficiente en la toma del elemento por parte de la planta. Probablemente el menor nivel de P en el sustrato en estos tratamientos, se debe a una menor retención del P (produciendo su lixiviación) o a un menor pH (produciendo su precipitación debido a presencia de mayores niveles de Al). En este sentido, autores como Borchard *et al.*, 2012, han demostrado que el oxígeno que está en los grupos funcionales de los biocarbones son los responsables de la adsorción de los elementos como el P. El aumento del pH en el sustrato (particularmente en T₆) producido por la adición del biocarbón puede tener un efecto indirecto, como el incremento de la mineralización de carbono orgánico, debido a que existe un estímulo para la producción de enzimas en la actividad de microorganismos (Luo *et al.*, 2011). Gudasz *et al.* (2010), aducen la mineralización del carbono orgánico y el

posterior el aumento del pH, tanto a la liberación de bases de cambio contenidas en los compuestos orgánicos como al contenido inicial de N. El N contenido en el carbono orgánico está asociado a formas de NH^{4+} que pueden consumir protones explicando así el incremento de pH. Por otro lado, los investigadores también relacionan directamente la adición de materia orgánica y la disponibilidad de P (que serviría para explicar el aumento del P disponible con la incorporación del biocarbón en el sustrato) ya que al encontrarse la superficie de la materia orgánica (o biocarbón) cargada fundamentalmente en forma negativa podría formar iones hidroxilados $-\text{Fe}(\text{OH})_2$ o $\text{Al}(\text{OH})_2^-$ que podrían dejar en libertad los fosfatos para ser fácilmente asimilados. Otra causa de una mayor absorción del P por parte de la planta en este tratamiento, pudo deberse al nivel del BAM ($40 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) aplicado y la sinergia con el FS (50%). Esta cantidad de BAM podría determinar un habitat ideal para microorganismos solubilizadores de P (cantidades mayores podrían aumentar la mineralización e inmovilización) que aporten una mayor cantidad disponible del elemento para la planta.

Aunque el biocarbón es rico en carbono orgánico estable, también puede contener algunos sustratos que son fácilmente descomponibles que podrían inducir a la búsqueda de P y N por parte de microorganismos. Esto podría resultar en una mayor mineralización de carbono debido a que los microorganismos en la búsqueda de N y P crean estrategias como la liberación de enzimas para degradar la materia orgánica (Ramírez *et al.*, 2012). Referente a la relación de la absorción de P por parte de las plantas y el ICD, se sugiere la existencia de una relación causal en el T₅ ($40 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 50% de FS) ya que este tratamiento obtuvo los mayores promedios en el análisis de las dos variables.

En el análisis del Ca en los tejidos foliares se considera que el T₉ ($80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 100% de FS) tiene un mayor aprovechamiento del elemento cuando se compara con otros tratamientos - como T₈ ($80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 50% de FS) - que contiene los mismos materiales (BAM+FS). Esto podría deberse a un mayor aporte del elemento en el sustrato, debido a la adición de los altos niveles ($80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) de BAM y FS (100%) aplicados en el tratamiento T₉ ($80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 100% de FS). En la tabla 2-23 se muestra que los promedios más altos en la variable Ca se encuentran en los tratamientos con mezclas con BAM+FS (T₆; $40 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 100% de FS, T₉; $80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 100% de FS T₈; $80 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 50% de FS y T₅; $40 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de BAM y 50% de FS). En este sentido la aplicación del BAM sería fundamental para el aumento de la disponibilidad y toma por parte de la planta del Ca en estos tratamientos. Novak *et al.* (2009), Li *et al.* (2002), Ahmad *et al.* (2013) y Cantrell *et al.* (2012), establecen en diferentes investigaciones

que los residuos orgánicos a través del calentamiento en la pirólisis producen biocarbones con pH básicos, debido a la remoción de grupos funcionales y del aumento de las cenizas que conducen al incremento de sales. De hecho los nutrientes contenidos en sales como KOH, NaOH, MgCO₃ y CaCO₃, pueden separarse de la matriz del biocarbón, provocando un aumento en el pH e incrementando la disponibilidad de estos elementos para ser adsorbidos por las plantas (Cao y Harris, 2010; Knicker, 2007). Estas investigaciones se encuentran en consonancia con el presente estudio en el sentido que al encontrar un alto valor de pH (7,04) en la medición final de T₉ se podría esperar una mayor disponibilidad de bases como el Ca en el sustrato para ser tomadas por las plantas de este tratamiento.

Aunque se encontraron mayores valores de Mg en el sustrato para T₁ (testigo) y T₂ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), las plantas de los tratamientos T₆ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) fueron las más eficientes para translocar este elemento a los tejidos foliares. Al igual que en el análisis de las anteriores variables el biocarbón pudo tener un efecto considerable en la adsorción de los diferentes nutrientes de la planta. La eficiencia en la toma de los diferentes elementos del suelo por parte de la raíz es fundamental en este sentido. El desarrollo de las raíces se condiciona básicamente por dos factores: La morfología de la especie y las condiciones del suelo local.

En el análisis de la variable K en la parte foliar, se encontró una relación directa entre la cantidad del elemento en el sustrato, una mayor adsorción y el incremento de éste en los tejidos foliares de las plantas en el tratamiento T₅ (tabla 2-15). De acuerdo a estos resultados se podría inferir que el nivel de biocarbón (40 ton·ha⁻¹) en este tratamiento, pudo influir tanto en una mejor disponibilidad de K en el sustrato como en la toma del elemento por parte de las plantas. Yamato *et al.* (2006) y Chan *et al.* (2007) han establecido que la inclusión de biocarbones en el suelo podría ser clave en el aporte de nutrientes disponibles si se tiene en cuenta la disponibilidad inmediata de las sales encontradas en la superficie del biocarbón. Esta entrada al suelo “en corto plazo” de los nutrientes disponibles podría representarse en una mayor productividad de la planta (Kimetu *et al.*, 2008). En experimentos mostrados por Jeffery *et al.* (2011), en una parcela forestal, se indicó el efecto de diferentes tasas de aplicación de un biocarbón al suelo (entre 1 y 150 ton·ha⁻¹), encontrando una relación directamente proporcional entre dichas aplicaciones y la productividad de los arboles representada en el rendimiento. Al igual que en la actual investigación los tratamientos con niveles más altos de biocarbón se correlacionaron con rendimientos más elevados en la biomasa de las plántulas.

2.1.5.6. Propiedades biológicas en sustrato

En consonancia con el presente estudio, Roldan *et al.* (2005) encontraron, con adiciones de biocarbón (30, 60 y 90 g/kg), un aumento significativo en la fijación biológica de nitrógeno por rizobios en comparación con tratamientos con solo fertilización convencional.

El T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) se encontró con la media porcentual más alta en el total de los tres rangos de los nódulos. En este tratamiento se podría esperar una gran actividad de los microorganismos donde existirían interacciones como la competencia, el mutualismo y el comensalismo, debido al alto volumen de sus nódulos. Se considera que el aumento en las propiedades biológicas del sustrato con la aplicación de este tratamiento se debe al BAM o a la sinergia de éste con el FS, a través de la mejora en propiedades físicas y químicas del sustrato. En consonancia con esto, en la tabla 2-22 se aprecia que en las medias ponderadas más altas de volumen de nódulos (T₈; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS, T₇; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS, T₄; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS y T₅; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), todas contienen en menor o mayor cantidad biocarbón, lo que podría condicionar a este material como factor fundamental en el aumento de las poblaciones de microorganismos. A pesar que los mecanismos no han sido plenamente estudiados, gran cantidad de investigaciones muestran el incremento en las poblaciones de microorganismos con inclusiones de biocarbón al suelo o sustrato. En este sentido O'Neill *et al.* (2009) y Liang *et al.* (2010) encontraron en un suelo de la Amazonia, con alto contenido de carbono pirogénico, el doble de cantidad de poblaciones de microorganismos que los suelos adyacentes con bajo contenido de este elemento. Asimismo, Anderson *et al.* (2011) mostraron incrementos hasta del 15% en algunos grupos taxonómicos de microorganismos en respuesta a adiciones de biocarbones en suelos con pasturas. Igualmente Vantis y Bond, (1950) encontraron mayor nodulación en plantas de *Pisum sativa* con la adición de un biocarbón proveniente de residuos de madera. Estudios más recientes como los de Tagoe *et al.* (2008) y Quilliam *et al.* (2013), también encontraron aumento en nodulación y N en especies como *Lotus corniculatus*, *Glycine Max* y *T. repens*, con aplicación de biocarbones dentro de los que se encontraban proveniente de madera. Particularmente Quilliam *et al.* (2013) encontraron en una especie leguminosa como trébol, un aumento en la masa de nódulos e incremento en los niveles de nitrogenasa con la adición de biocarbón. De hecho Jain y Nainawatee (2002), establecieron que este aumento de masa de los nódulos podría deberse a la adsorción del biocarbón de compuestos polifenólicos (flavonoides) que son precursores en la formación de nódulos. En este sentido estudios recientes como los del Lehmann *et al.* (2011) y Ameloot *et al.* (2013), también indican que existen diferentes beneficios en la aplicación de biocarbón que aumentan las propiedades

biológicas del suelo. Uno de los factores que podría aumentar la comunidad de microorganismos en los tratamientos con biocarbón es que genera oportunidad de hábitat para los microorganismos (Steinbess *et al.*, 2009; Lehmann *et al.*, 2011). En este sentido, Deluca *et al.* (2006) y Gundale y De luca, (2007) han vinculado al aumento de procesos de nitrificación a la alta porosidad del biocarbón. Otro factor que pudo incidir en el aumento de poblaciones benéficas con la adición de biocarbón en el suelo o sustrato en los tratamientos T₈, T₇, T₄ y T₅, es el cambio en factores abióticos como el pH, donde en situaciones de cercanía a la neutralidad podría verse aumentada la viabilidad de los microorganismos (Graber *et al.*, 2011; McCormack *et al.*, 2013). De manera general las bacterias incrementan sus poblaciones en pH neutrales (Farras, 1997), lo cual podría relacionarse con los pH encontrados en la evaluación final de esta variable en algunos tratamientos con biocarbón del presente estudio (T₄, T₆, T₇), donde se encontraron pH finales cercanos a la neutralidad (tabla 2-23). A través de la confrontación del actual estudio con la revisión de literatura se podría inferir que se aumentaría positivamente la formación de nódulos en los tratamientos que contienen biocarbón en la presente investigación.

Asimismo, dentro de los factores que podrían aumentar las propiedades biológicas en los tratamientos mencionados está el aporte de nutrientes en el sustrato por parte del biocarbón, donde las comunidades de microorganismos pueden utilizar los nutrientes del material como fuente energética para su supervivencia (Warnock *et al.*, 2007). También particularmente en el caso de *A. mangium*, como planta leguminosa, cuando interactúa con la biota se podrían generar cambios dentro de los ciclos de retroalimentación entre la inclusión de residuos (biocarbón), la planta y el suelo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la correlación entre biocarbón y las comunidades depende de factores como el tipo de biocarbón y la proximidad de éste a la raíz, las características de la planta, las propiedades físicas y químicas del suelo como humedad, pH y los diferentes tipos de elementos. Los tratamientos con biocarbón podrían mitigar prácticas intensivas en campo como la labranza que incentivan en el suelo debido al aumento de microorganismos. Muchas veces el uso de estas prácticas realizadas de forma indiscriminada, donde no se realizan análisis de propiedades físicas que pueden indicarnos el estado del suelo óptimo para aplicación, pueden alterar el microhabitat de los micooorganismos y disminuir sus densidades (Altieri, 1999). Considerando el tamaño de nódulos, El testigo (T₁) -sin ningún aporte de fertilización -se halló con valores mayores de nódulos en el grupo 1 (medianos) que otros tratamientos como T₂ (sin BAM y 50% de FS), T₃ (sin BAM y 50% de FS) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS). Esto podría deberse a que *A. mangium* de forma natural tiene gran capacidad de establecer relaciones simbióticas particularmente con los géneros *Rhizobium*, *Brodyrhizobium*, *Sinorhizobium*,

Azorhizobium y *Mesorhizobium*, que se puede manifestar en la formación de nódulos donde se encuentran los bacteroides encargados de la fijación del nitrógeno, el cual queda disponible para la planta (Thies *et al.*, 2015).

En la comparación de los tratamientos T₁ (testigo) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), se considera que la mayor producción de nódulos medianos del T₁ con respecto a T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) se podría deber a la inhibición por parte de un alto nivel de nitratos en este último tratamiento (con 100% de FS). Esto podría ocurrir por la unión del nitrato a receptores específicos de especies como *Rhizobium* que impiden la nodulación (Cheng *et al.*, 2011). En gran cantidad de investigaciones se ha estudiado que altos niveles de nitrato provocan una disminución en la nitrogenasa (enzima fundamental en la conversión de nitrógeno natural a nitrógeno disponible para las plantas) debido, entre otros, a un incremento en la resistencia a la difusión de oxígeno, elemento clave bien por ausencia o exceso, donde en este último caso, una elevada cantidad puede inhibir el componente II de la nitrogenasa (Fernandez *et al.*, 2002). Otra de las causas de la ausencia de nódulos la establecieron de Lorenzo *et al.*, 1993, aduciendo que altas aplicaciones de nitratos producen alteraciones en la morfología de la corteza nodular que causan obstrucciones en la corteza media debido a sustancias glicosídicas.

Teniendo en cuenta que se encontró en el T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) el más alto volumen de nódulos, se podrían proponer los niveles de aplicaciones de este tratamiento como alternativa ante los suministros actuales de fertilizantes sintéticos en el agroecosistema en estudio, para aumentar microorganismos benéficos. Asimismo con la aplicación de biocarbón, se podría reducir la cantidad de residuos que se producen en este agroecosistema e igualmente mediante el aporte de nutrientes, disminuir la cantidad de aplicación de fertilizantes solubles (nitratos) en el suelo donde se reducirían las externalidades ambientales negativas hacia otros ecosistemas, manteniendo a su vez un sistema más cerrado donde se aprovechen los nutrientes que provienen de todo el agroecosistema. Cabe indicar que los niveles de aplicación del biocarbón consideradas en este tratamiento están condicionados por el análisis de viabilidad económica (ver capítulo 6). De manera general los resultados del presente estudio confirman la importancia del biocarbón en la modificación de propiedades químicas y se unen a las investigaciones de las últimas décadas en el mundo, que adjudican beneficios de este material al incluirlos en el suelo y sustratos, postulándolos como una opción desde una perspectiva agroecológica en los diferentes agroecosistemas.

2.1.6. Conclusiones

Los tratamientos con BAM + FS mostraron un mayor aumento en el ICD frente a tratamientos con solo FS. Particularmente ante el mejor comportamiento en el tratamiento T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), se infiere que podría existir una disminución de costos tanto económicos como ambientales debido a la disminución del 50% en el FS. No se encontraron diferencias significativas en las variables de agua disponible y retención de agua, lo cual explica que el BAM no influyó en estas propiedades físicas del sustrato. En el análisis de propiedades químicas como la CIC, pH, materia orgánica, carbónico y de nutrientes tales como N, P y Ca, entre otros, se halló una mejora tanto de las propiedades como de la disponibilidad de los nutrientes con adiciones de mezclas de BAM + FS. Este incremento podría demostrar la sinergia existente cuando se combinan los dos materiales, particularmente mediante la retención (por medios físicos o químicos) del BAM de los nutrientes existentes en el FS. Asimismo se encontró un incremento en la absorción de las plantas analizadas en los tratamientos con BAM + FS, donde se infiere que un aumento en las diferentes propiedades del sustrato puede influir de manera positiva en la fisiología de la planta. El incremento en la nodulación cuando se utilizaron mezclas de BAM + FS, en diferentes niveles, se atribuiría a una adaptación de los microorganismos debido a la mejora en las condiciones físicas y químicas del sustrato por la acción del BAM y el aporte de nutrientes por parte del FS.

2.2. Referencias

- Abad, M., Noguera, P & Carrion., C. (2004). Los sustratos en los cultivos sin suelo. Capítulo 4. 113-158.
- Abbona, E.A., & Sarandón S. J. (2014). Manejo de nutrientes en los agroecosistemas. En: Agroecología. Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. Sarandón, S.J. & C.C. Flores (Editores). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP). Capítulo 8:211-234. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: septiembre 2016.
- Abenza, D. (2012). Evaluación de efectos de varios tipos de biochar en suelo y planta. Proyecto fin de carrera en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de Barcelona.

- Ahmad, M., Rajapaksha, A., Lim J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S., & S, Ok. S. (2013). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes* (pp. 19-31).
- Altland, J.E., & Krause, C.R. (2012). Substituting pine wood for pine bark affects physical properties of nursery substrates. *HortScience*, v.47, 1499-1503.
- Anderson, C. R., Condrón, L. M., Clough, T. J., Fiers, M., Stewart, A., Hill, R. A., & Sherlock, R. R. (2011). Biochar induced soil microbial community change: implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia*, 54(5-6), 309-320.
- Angst T.E., Patterson C.J., Reay D.S., Anderson P., Peshkur T.A., & Sohi S.P. (2013). Biochar diminishes nitrous oxide and nitrate leaching from diverse nutrient sources. *J. Environ. Quality*, 43(2), 672-682.
- Ansorena, M.J. (1994). *Sustratos propiedades y caracterización*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 172 pp.
- Arias, D. (2004). Estudio de las relaciones altura-diámetro para seis especies maderables utilizadas en programas de reforestación en la Zona Sur de Costa Rica. *Revista Forestal Kurú*. 1(2): 1-11.
- Arnold, F.E. 1996. *Manual de vivero forestal: Elaborado para algunas especies forestales nativas de la zona templada del Sur de Chile*. Documento Técnico CONAF-DED. 123p.
- Arshad, M.F., Frankenberger, W.T., 1998. Plant growthregulating substances in the rhizosphere: microbial production and functions. *Adv. Agron.* 62, 45–51.
- Arteaga-Crespo, Y. (2013). *Termoconversión del aserrín de Acacia mangium Willd en biocarbón para acondicionador de sustratos en la producción de plántulas Talipariti elatum (Sw.) Fryxell* (Doctoral dissertation, Universidad de Pinar del Río Hermanos Saíz Montes de Oca. Facultad de Forestal y Agronomía. Centro de Estudios Forestales).
- Asai, H., Samson, B. K., Stephan, H. M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., ... & Horie, T. (2009). Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*, 111(1-2), 81-84.
- Awad, Y. M., Blagodatskaya, E., Ok, Y. S., & Kuzyakov, Y. (2013). Effects of polyacrylamide, biopolymer and biochar on the decomposition of ¹⁴C-labelled maize residues and on their stabilization in soil aggregates. *European journal of soil science*, 64(4), 488-499.
- Ball, P.N., MacKenzie, M.D., DeLuca, T.H., Holben, W.E. (2010). Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils. *Journal of Environmental Quality* 39 (4), 1243–1253.

- Basso, A.S., Míguez, F.E., Laird, D.A., Horton, R., Westgate, M. (2013). Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *Global Change Biol. Bioenergy* 5, 132–143.
- Bayala, J., Dianda, M., Wilson, J., Ouedraogo, S. J., & Sanon, K. (2009). Predicting field performance of five irrigated tree species using seedling quality assessment in Burkina Faso, West Africa. *New Forests*, 38(3), 309-322.
- Birchler, T. A., Royo, A., & Pardos, M. (1998). La planta ideal: revisión del concepto, parámetros definitorios e implementación práctica. *Forest Systems*, 7(1), 109-121.
- Birchler, T., R. W. Rowse, A. Royo, y M. Pardos. (1998). La planta ideal: Revisión del concepto, parámetros definitorios e implementación práctica. *Inv. Agr. Sist. Recur. For.* 7(1-2): 109-121.
- Bird, M. I., Wurster, C. M., de Paula Silva, P. H., Bass, A. M., & De Nys, R. (2011). Algal biochar–production and properties. *Bioresource technology*, 102(2), 1886-1891.
- Blackwell, P., Shea, S., Storer, P., Solaiman, Z., Kerkmans, M., & Stanley, I. (2007, April). Improving wheat production with deep banded oil mallee charcoal in Western Australia. In *International Agrichar Initiative Conference Booklet* (p. 17).
- Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2008). Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils*, 45(2), 115-131.
- Blaya, S. N., & García, G. N. (2003). *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. Mundi-Prensa Libros.
- Borchard, N., Wolf, A., Laabs, V., Aeckersberg, R., Scherer, H. W., Moeller, A., & Amelung, W. (2012). Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching—a greenhouse experiment. *Soil Use and Management*, 28(2), 177-184.
- Bornemann, L.C., Kookana, R.S., & Welp, G. (2007). Differential sorption behaviour of aromatic hydrocarbons on charcoals prepared at different temperatures from grass and wood. *Chemosphere*, 67(5), 1033-1042.
- Boyer J.N., & South D.B. (1987). Excessive seedling height, high shoot: root ratio, and Benomyl root dip reduce survival of stored loblolly pine seedlings. *Tree Planters' Notes*, 38: 19-22.
- Brady, N.C., & Weil, R.R., (2002). *The nature and properties of soils: U.S.*, Prentice Hall, 960 p.
- Brewer, C. E., Chuang, V. J., Masiello, C. A., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., ... & Davies, C. A. (2014). New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and Bioenergy*, 66, 176-185.
- Brewer, C. E., Chuang, V. J., Masiello, C. A., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., ... & Davies, C. A. (2014). New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and Bioenergy*, 66, 176-185.

- Briggs, C., Breiner, J. M., & Graham, R. C. (2012). Physical and chemical properties of *Pinus ponderosa* charcoal: implications for soil modification. *Soil Science*, 177(4), 263-268.
- Brockhoff, S. R., Christians, N. E., Killorn, R. J., Horton, R., & Davis, D. D. (2010). Physical and mineral-nutrition properties of sand-based turfgrass root zones amended with biochar. *Agronomy Journal*, 102(6), 1627-1631.
- Buamscha, M., Contardi, L., Dumroese, R. K., Enricci, J., Escobar, R., Gonda, H., ... & Wilkinson, K. (2012). Producción de plantas en viveros forestales. Buenos Aires.
- Burés, S. (1997). Sustratos. Madrid, España. Ediciones Agrotécnicas SL 342 p.
- Cabrera, R.I. (1999). Propiedades, uso y manejo de sustratos de cultivo para la producción de plantas en maceta. *Revista Chapingo - Serie Horticultura*.5(1): 5-11.
- Campano, J. (1996). Efecto de la granulometría y altura del contenedor en las porosidades del compost de corteza de *Pinus radiata* D. Don. Memoria de título. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. Concepción, Chile.
- Cantrell, K. B., & Martin, J. H. (2012). Stochastic state-space temperature regulation of biochar production. Part II: Application to manure processing via pyrolysis. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92(3), 490-495.
- 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.
- Cao, X., & Harris, W. (2010). Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresource technology*, 101(14), 5222-5228.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S. (2007) Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust J Soil Res* 45:629–634.
- Chan, K.Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for environmental management: science and technology*, 1, 67-84.
- Cheng, K., Pan, G., Smith, P., Luo, T., Li, L., Zheng, J., ... & Yan, M. (2011). Carbon footprint of China's crop production—An estimation using agro-statistics data over 1993–2007. *Agriculture, ecosystems & environment*, 142(3-4), 231-237.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., & Engelhard, M. H. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(6), 1598-1610.
- Cleary B.D., & Greaves R., (1977). Determining planting stock needs. En: *Proc. Tree Planting in the Inland Northwest*. Baumgartner D. M., Boyd R., eds. Washington State University Cooperative Extension Service.

- Cleary J., Roulet N.T., & Moore T.R. (2005). Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction 1990-2000: a lifecycle-analysis. *Ambio*, 34, 456-461, doi:10.1579/0044-7447-34.6.456.
- Clough, T.J., Condon, L.M., Kammann, C., & Müller, C. (2013). A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy*, 3(2), 275-293.
- Cobas, M (2001). Caracterización de los atributos de la calidad de la planta *Hibiscus elatus* cultivada en tubetes. Tesis doctoral presentada en opción al grado Científico de Doctor en Ciencia Forestal. Facultad de Forestal y Agronomía. Departamento Forestal, Universidad de Pinar del Río.
- Colombo, S.J., Sampson, P.H., Templeton, C.W.G., McDonough, T.C., Menes, P.A., DeYoe, D. y S.C. Grossnickle. 2001b. Assessment of nursery stock quality on Ontario, p. 307-323. En: Wagner, R.G. y S.J. Colombo (Editores). 2001b. Regenerating the Canadian forest: principles and practice for Ontario. Markham, Ont., Fitzhenry and Whiteside.
- CONIF. 2002. Manual de Viveros Forestales. Serie de documentación no. 45. Convenio CONIF – Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural- Programa de Fortalecimiento a la Investigación y Protección Forestal. Bogotá, Colombia. 80 p.
- De Lorenzo, C. A., Fernández-Pascual, M. M., & de Felipe, M. R. (1994). Protective enzymes against active oxygen species during nitrate-induced senescence of *Lupinus albus* nodules. *Journal of Plant Physiology*, 144(6), 633-640.
- DeLuca, T. H., & Aplet, G. H. (2008). Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(1), 18-24.
- DeLuca, T. H., Gundale, M. J., MacKenzie, M. D., & Jones, D. L. (2015). Biochar effects on soil nutrient transformations. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2, 421-454.
- DeLuca, T.H., MacKenzie, M.D., Gundale, M.J., 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. *Biochar For Environmental Management*. Earthscan publishing, London, pp. 251–270.
- Dey, D. C. y Parker, W. C. (1997). Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings underplanted in a central Ontario shelterwood. *New Forests* 14: 145-156.
- Díaz, N. P., Miranda, R. D. C., Fuego, M. E., Martínez, I. D. L. C. C., Igarza, U. O., & Gutiérrez, J. A. V. (2014). Dinámica de crecimiento de plántulas de *Vitex parviflora* Juss en sustratos de compost de corteza de las especies *Eucalyptus saligna* Smith, y *Eucalyptus pellita* F. Muell en viveros forestales. *Revista Cubana de Ciencias Forestales: CFORES*, 2(2), 7.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. In: Lehmann, J., Joseph, S. (eds), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan, London. pp: 13-29.

- Dumroese, R. K., Heiskanen, J., Englund, K., & Tervahauta, A. (2011). Pelleted biochar: Chemical and physical properties show potential use as a substrate in container nurseries. *Biomass and Bioenergy*, 35(5), 2018-2027.
- Durlo, M. A., & Denardi, L. (1998). Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundaria nativa do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, 8(1), 55-66.
- Egner H. 1941. The Egner lactate method for phosphate determination, *Am. Fert.* 94: 5-7.
- Elad, Y., David, D. R., Harel, Y. M., Borenshtein, M., Kalifa, H. B., Silber, A., & Graber, E. R. (2010). Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology*, 100(9), 913-921.
- EPA. (2014). Evaporation Loss Sources. Obtenido de Environmental Protection Agency: <https://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch04/>.
- FAO. (2004). “Actualización de la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales a 2005 Términos y Definiciones”. Programa de evaluación de los recursos forestales. Documento de trabajo 83/S. Roma.
- Fernández-Pascual, M., María, N. D., & Felipe, M. (2002). Fijación biológica del nitrógeno: Factores limitantes. En “Ciencia y Medio Ambiente”. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
- Fonseca, É. D. P., Valéri, S. V., Miglioranza, É., Fonseca, N. A. N., & Couto, L. (2002). Padrão de qualidade de mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume, produzidas sob diferentes períodos de sombreamento. *Revista árvore*, 515-523.
- Gallardo C. (2003). Materiales comúnmente utilizados en la formulación de sustratos. In *Actas Jornada Técnica: “Introducción al uso de sustratos en la producción comercial de plantines de viveros”*. EEA INTA, Concordia, Entre Ríos: 5-12.
- García, M. A. (2007). Importancia de la calidad del plantín forestal. In: XXII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Área Forestal de la EEA Concordia del INTA. 10 p. In: <http://www.inta.gov.ar/concordia/info/Forestales/contenido/pdf/2007/312.II>. GARCIA.pdf (Consultada: 19 de Septiembre de 2017).
- Gaskin JW, Steiner C, Harris K, Das KC, Bibens B (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *T ASABE* 51:2061–2069
- Génére, B., & D. Garriou. (1999). Stock quality and field performance of Douglas fir seedlings under varying degrees of water stress. *Annals of Forest Science* 56:501-510.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review. *Biol. Fert. Soils* 35, 219–230.

- Gomes, J. M., Couto, L., Leite Garcia, H., Xavier, A., & Garcia Lages Ribeiro, S. (2002). Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*, 26(6).
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Khanukov, J., & Oka, Y. (2011). Sorption, volatilization, and efficacy of the fumigant 1, 3-dichloropropene in a biochar-amended soil. *Soil Science Society of America Journal*, 75(4), 1365-1373.
- Gudasz, C., Bastviken, D., Steger, K., Premke, K., Sobek, S., & Tranvik, L. J. (2010). Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature*, 466(7305), 478.
- Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest ecology and management*, 231(1-3), 86-93.
- Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2007). Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 43(3), 303-311.
- Hakkila, P., Heino, M. & Puranen, E. (1997). *Forest management for bioenergy*, Finish Forest Research Institute.
- Hamdali, H., Hafidi, M., Virolle, M. J., & Ouhdouch, Y. (2008). Rock phosphate-solubilizing Actinomycetes: screening for plant growth-promoting activities. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24(11), 2565-2575.
- Hartmann, H.T., Kester, D.E., Davies Junior, F.T., Geneve, R.L. (2002). *Plant Propagation: principles and practices*. 7th ed. New Jersey: Prentice Hall, 880p.
- Hassen, H. (2000). Producción Limpia, Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible. *Revista Escuela de administración de negocios*. 3940:56-72.
- Hoorweg y Bhada, (2012). *What a waste. A global review of solid waste management*. Washington. USA. World Bank.
- Huang, P.M (1997). Mechanism of soil acidification, in: *Agro's Ann. Rev. of Crop Ecology*, edited by: Dahama, A. K., Agro Botanica, Bikaner, India.
- Hunt, R. (1990). *Basic growth analysis: plant growth analysis for beginners*. Springer Science & Business Media.
- Hunt, W., Hathaway, A., Smith, J., Calabria, J. (2006). Choosing the right green roof media for water quality. In: *Proceedings of the Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Boston, MA 2006.
- iFarràs, R. P., & Giménez, A. J. (1997). *Bioquímica de los microorganismos*. Reverté.

- Ippolito, J. A., Grob, J., & Donnelly, A. (2015). Anatomy of a field trial: Wood-based biochar and compost influences a Pacific Northwest soil. *Biochar Journal*, 1-34.
- ISTA., 2013. International rules for seed testing. International Seed Testing Association, Bassersdorf, Switzerland.
- Joseph, J. S. (2003). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 67–84.
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Colombia.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
- Jindo, K., Sánchez-Monedero, M. A., Hernández, T., García, C., Furukawa, T., Matsumoto, K., ... & Bastida, F. (2012). Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes. *Science of the Total Environment*, 416, 476-481.
- Jones, D. L., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T. H., & Murphy, D. V. (2012). Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biology and Biochemistry*, 45, 113-124.
- Joseph, S. D., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C. H., Hook, J., ... & Lehmann, J. (2010). An investigation into the reactions of biochar in soil. *Soil Research*, 48(7), 501-515.
- Kammann, C. I., Linsel, S., Gößling, J. W., & Koyro, H. W. (2011). Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil–plant relations. *Plant and Soil*, 345(1-2), 195-210.
- Kammann, C., & Graber, E. R. (2015). Biochar effects on plant ecophysiology. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*, 391-420.
- Keech, O., Carcaillet, C., Nilsson, M.C. (2005) Adsorption of allelopathic compounds by wood-derived charcoal: the role of wood porosity. *Plant Soil* 272:291–300.
- 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.
- 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.

- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry* 85, 91–118.
- Knoepp, J. D., Deban, L.F. & Neary, D.G. (2005) 'Soil chemistry', in D. G. Neary, M. G. Ryan and L. F. Deban (eds) *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water*, Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 53–71.
- Knoepp, J. D., Deban, L. F. and Neary, D. G. (2005). 'Soil chemistry', in D. G. Neary, M. G. Ryan and L. F. Deban (eds) *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water*, Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp 53–71.
- Koukouzas, N., Hämäläinen, J., Papanikolaou, D., Tourunen, A. & Jäntti, T. (2007) 'Mineralogical and elemental composition of fly ash from pilot scale fluidised bed combustion of lignite, bituminous coal, wood chips and their blends', *Fuel*, vol 86, pp2186–2193
- Kratz, D., Wendling, I., & Pires, P. P. (2012). Miniestaquia de *Eucalyptus benthamii* x *E. dunnii* em substratos a base de casca de arroz carbonizada. *Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Landis, T. D., & Morgan, N. (2009). Growing media alternatives for forest and native plant nurseries. In: Dumroese, RK; Riley, LE, tech. coords. *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations-2008*. Proc. RMRS-P-58. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 26-31.
- Landis, T., R. Tinus, S., McDonald y J. Barnett. (1990). *Container and growing media*, Vol. 2, *The Container Tree Nursery Manual*, Agric. Handbk. 674. Washington, DC: U. S. Department of Agricultura, Forest Service. 88.
- Le Leuch, L. M., & Bandosz, T. J. (2007). The role of water and surface acidity on the reactive adsorption of ammonia on modified activated carbons. *Carbon*, 45(3), 568-578.
- Lehmann, J., da Silva, J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., & Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and soil*, 249(2), 343-357.
- Lehmann J., Gaunt J., and Rondon M., (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - A review. *Mitigation and Adaptation Strategies Global Change*, 11(2), 403-427.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). Biochar for environmental management: an introduction. In: Lehmann, J., Joseph, S. (eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan, London, pp 1-12.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota—a review. *Soil biology and biochemistry*, 43(9), 1812-1836.

- Lehmann, I. (2003). Soil fertility and production potential. En: Amazonian Dark Earths. Origin, Properties, Management. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p. 105. Obtenido de Recuperado de: <http://books.google.com.co/books?id=C6qGGAmxPBcC&printsec=frontcover&dq=Johannes+Lehmann&sour>.
- Li, Z., Katsumi, T., Inui, T. (2011). Application of grass char for Cd (II) treatment in column leaching test. *J. Hazard Mater.* 185, 768–775.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., ... & Neves, E. G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719-1730.
- Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Theis, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G., Luizão, F.J. (2010). Black carbon affects the cycling of nonblackcarbon in soil. *Org. Geochem.* 41, 206–213.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizão, F.J., Petersen, J., Neves, E.G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1719–1730.
- Liu, P., Liu, W. J., Jiang, H., Chen, J. J., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2012). Modification of bio-char derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresource technology*, 121, 235-240.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., & Brookes, P. C. (2011). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(11), 2304-2314.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., Goodale, C. (2010). Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biol.* 16, 1366-1379.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., & Lehmann, J. (2010). Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and soil*, 333(1-2), 117-128.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., & Lehmann, J. (2010). Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and soil*, 333(1-2), 117-128.
- Marimon-Junior, B. H., Petter, F. A., Andrade, F., Madari, B. E., Marimon, B. S., Schossler, T. R., Goncalves, L. G. V., Belém, R. S. (2012). Produção de mudas de jiló em substrato condicionado com Biochar. *Comunicata Scientiae*, v. 3, n. 2, p. 108-114.

- Maronek, D. M.; Studebaker, D.; Oberly, B. (1986). Improving media aeration in liner and container production. *Internacional Plant Propagators Society Combined Proceeding* 35:591-597.
- McCormack, S.A., Ostle, N., Bardgett, R.D., Hopkins, D.W., Vanbergen, A.J. (2013). Biochar in bioenergy cropping systems: impacts on soil faunal communities and linked ecosystem processes. *GCB Bioenergy* 5, 81e95.
- McTague, J. P., & Tinus, R. W. (1996). The effects of seedling quality and forest site weather on field survival of ponderosa pine. *Tree planters notes*, 47, 16-23.
- Mendoza-Bautista, C., García-Moreno, F., Rodríguez-Trejo, DA., Castro-Zavala, S. (2011). Radiación solar y calidad de planta en una plantación de vara de perilla (*Symphoricarpos microphyllus* H. B. K.). *Agrociencia* 45: 235-243.
- Mexal, J. G., & Landis, T. D. (1990). Target seedling concepts: height and diameter. In *Proceedings, Western Forest Nursery Association* (pp. 13-17).
- MOTTA, B. (1990). *Métodos analíticos del laboratorio de suelos*. 5ed. Bogotá: IGAC',. 502p.
- Navarro, R. M. & Del campo, A. (2004). Evaluación de calidad de lotes comerciales de varias especies forestales. Universidad de Córdoba-ASOCIAFLOR. Informe final. No publicado.
- Neary D. G., Klopaket C. C., DeBano, L. F., Folliot, P. F (1999). Fire effects of below-ground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122:51–71.
- Negreros-Castillo, P., Apodaca-Martinez, M., & Mize, C. W. (2010). Efecto de sustrato y densidad en la calidad de plántulas de cedro, caoba y roble. *Madera y bosques*, 16(2), 7-18.
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruyschaert, G., & Boeckx, P. (2012). Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20-27.
- Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W.Q., Gan, J. (2011). Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Sci.* 176, 218–226.
- Nelson, P.V. (2003). *Greenhouse operation and management*. 6th Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Novak, J.M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J.W., Steiner, C., Das, K., Ahmedna, M., Rehrh, D., Watts, D.W., Busscher, W.J. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annal. Environ. Sci.* 3, 2
- Novotny, E. H., Maia, C. M. B. D. F., Carvalho, M. T. D. M., & Madari, B. E. (2015). Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use-a critical review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(2), 321-344.
- Novotny, E.H., Maia, C.M.B. de F., Carvalho, M.T. de M., Madari, B.E. (2010). Biochar: Pyrogenic carbon for agricultural – a critical review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39,

- p.321-344, 2015. OGAWA, M.; OKIMORI, Y. Pioneering works in biochar research, Japan. *Australian Journal of Soil Research*, v.48, p.489-500, DOI: 10.1071/SR10006.
- O'Neill, B., Grossman, J., Tsai, M. T., Gomes, J. E., Lehmann, J., Peterson, J., ... & Thies, J. E. (2009). Bacterial community composition in Brazilian anthrosols and adjacent soils characterized using culturing and molecular identification. *Microbial ecology*, 58(1), 23-35.
- Oliet, J. (2000). La calidad de la postura forestal en vivero. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes de Córdoba. España. 93 p.
- Paco Abenza, D., & Alcañiz, J. M. (2012). Evaluación de efectos de varios tipos de biochar en suelo y planta.
- Pastor, J. (1999). Utilización de sustratos en viveros. *Terra*, 17(3):231-23.
- Petter, F.A., Madari, B.E., Soler, M.A.S., Carneiro, M.A.C., Carvalho, M.T. M., Marimon-Junior, B.H., Pacheco, L. P. (2012). Soil fertility and agronomic response of rice to biochar application in the Brazilian savannah. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, n. 5, p. 699-706.
- Preston, C. M., & Schmidt, M.W.I (2006). Black (pyrogenic) carbon: A synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* 3:397-420.
- Prieto, R. J. A., Vera C. G. y Merlín B. E. (2003). Factores que influyen en la calidad de brinzales y criterios para su evaluación en vivero. Folleto Técnico Núm. 12. Primera reimpression. Campo Experimental Valle del Guadiana-INIFAPSAGARPA. Durango, Dgo. México. 24 p.
- Puerta, C.E., Russian, T.L., Ruiz, C.A. (2012). Producción de plántulas de pimentón (*Capsicum annum* L.) en sustratos orgánicos a base de mezclas con fibra de coco. *UDO Agrícola* 12(2):298-306.
- Puttonen, P. (1997). Looking for the "silver bullet"- can one test do it all? *New Forests* 13: 9-27.
- Quilliam, R. S., Glanville, H. C., Wade, S. C., & Jones, D. L. (2013). Life in the 'charosphere'- Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?. *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 287-293.
- Quiroz Marchant, I., García Rivas, E., González Ortega, M., Chung Guin-Po, P., & Soto Guevara, H. (2017). Vivero forestal: producción de plantas nativas.
- Ramirez-Muniz, K., Jia, F., Song, S., (2012). Adsorption of As-V in aqueous solutions on porous hematite prepared by thermal modification of a siderite-goethite concentrate. *Environ. Chem.* 9 (6), 512-520.
- Rawls, W. J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki, T. M., & Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116(1-2), 61-76.
- Reyes-Reyes, J., Aldrete, A., Cetina-Alcalá, V.M., LopezUpton, J. (2005). Producción de plántulas de *Pinus pseudostrobus* var. *Alpuncensis* en sustratos a base de aserrín. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(2):105-110.

- Rippy, J. F., Nelson, P. V., Hesterberg, D. L., & Kamprath, E. J. (2007). Reaction times of twenty limestones. *Communications in soil science and plant analysis*, 38(13-14), 1775-1783.
- Rodríguez T., D. A. (2008). *Indicadores de calidad de planta forestal*. Mundi Prensa. Mexico, D.F., México. 156 p.
- Roldán, A., Salinas-García, J. R., Alguacil, M. M., Díaz, E., & Caravaca, F. (2005). Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. *Geoderma*, 129(3-4), 178-185.
- Rose, R., Campbell, S.J. & Landis T.D. (1990a). Target seedling symposium. Proceedings Combined Meeting Western Forest Nursery Association. USDA Forest Service General Technical Report RM-200, 286 p.
- Rostamian, R., Heidarpour, M., Mousavi, S.F, Afyuni, M. (2015) Characterization and sodium sorption capacity of biochar and activated carbon prepared from rice husk. *J Agric Sci Technol* 17:1057–1069
- Sáenz, R. J.T., Villaseñor, R. F.J., Muñoz, F.H.J; Rueda, S.A., Prieto, R.J.A. (2010). Calidad de plantas en viveros forestales de clima templado en Michoacán. Instituto de investigaciones forestales, agrícolas y pecuarias. Folleto técnico No.17. Michoacán, ME. 43 pp.
- Santiago, A., & Santiago, L. (1989). Charcoal chips as a practical substrate for container horticulture in the humid tropics. In *Symposium on Substrates in Horticulture other than Soils in situ* 238 (pp. 141-148).
- Santiago, T.O. (2002). Evaluación del crecimiento en vivero de plántulas de cinco especies de coníferas producidas en tres mezclas de sustratos y tres tamaños de contenedor. Tesis de Maestría inédita, Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Sattelmacher, B., Klotz, F. & Marschner, H. (1990). In *Genetic Aspects of Plant Mineral Nutrition* 57–63 Springer.
- Serrada, R. (1995). *Apuntes de repoblaciones forestales*. Editorial Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid. España. 210 p.
- Singh, B., Singh, B. P., & Cowie, A. L. (2010). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 48(7), 516-525.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79, 7-31.
- South, D. B. (2000). *Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth*. Forestry and Wildlife Research Series N.º 1. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama. 12 pp.

- Spokas, K., Koskinen, W., Baker, J., & Reicosky, D. (2009). Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere* 77; 574–581.
- Steinbeiss, S., Gleixner, G., Antonietti, M. (2009). Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 1301–1310.
- Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macedo, J.L.V., Blum, W.E.H., Zech, W. (2007). Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil* 291, 275–290.
- Sztern, D. & Pravia, M. (2001). “Manual para la Elaboración de Compost. Bases Conceptuales y Procedimientos”. Organización Panamericana de la Salud. Recuperado de www.ambiente.gov.ar/archivos/web/PNGIRSU/file/Documentos/Bases%20conceptuales%20para%20la%20elaboracion%20de%20compost.pdf.
- Tacoronte, M., Vielma, M., Mora, A., & Valecillos, C. (2004). Propagación in vitro de caoba (*Swietenia macrophylla* King) a partir de yemas axilares. *Acta Científica Venezolana*, 55, 7-12.
- Tagoe, S.O., T. Horiuchi, & T. Matsui. (2008). Effects of carbonized and dried chicken manures on the growth, yield, and N content of soybean. *Plant Soil* 306:211–220.
- Thies J., Rilling M., Graber E.R. (2015). Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. In: Lehmann J., Joseph S., (eds). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Tian, Y., Sun, X., Li, S., Wang, H., Wang, L., Cao, J., & Zhang, L. (2012). Biochar made from green waste as peat substitute in growth media for *Calathea rotundifolia* cv. *Fasciata*. *Scientia horticultrae*, 143, 15-18.
- Timmis, R. & Y. Tanaka. (1976). Effects of container density and plant water stress on growth and cold hardiness of Douglas-fir seedlings. *Forest Science* 22:167-172.
- Urrestarazu Gavilan M. (2004). *Tratado de cultivo sin suelo*. Ed. Mundi-Prensa. Barcelona. 914pp.
- Van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., & Chan, K. Y. (2009). Biochar and emissions of non-CO2 greenhouse gases from soil. *Biochar for environmental management: science and technology*, 1, 227-250.
- Vantis, J. T., & Bond, G. (1950) ‘The effect of charcoal on the growth of leguminous plants in sand culture’, *Annals of Applied Biology* , vol 37, pp159–168.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Van der Velde, M., & Diafas, I. (2009). Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. *EUR*, 24099, 162.

- Villar-Salvador, P. (2003). Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. En: Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos. Rey-Benayas, J. M.; Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J. M. (Eds.), Universidad de Alcalá/Asociación Española de Ecología Terrestre, pp. 65-86.
- Wakeley, P.C. 1954. Planting the southern pines. USDA Monograph 18, 233 p.
- Ward, B.B., K.J. Courtney, & J.H. Langenheim. (1997). Inhibition of *Nitrosomonas europaea* by monoterpenes from coastal redwood (*Sequoia sempervirens*) in whole-cell studies. *J. Chem. Ecol.* 23:2583–2598.
- Warnock, D. D., Lehmann, J., Kuyper, T. W., & Rillig, M. C. (2007). Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms. *Plant and soil*, 300(1-2), 9-20.
- Whitman, T., Singh, B. P., Zimmerman, A. R., Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Priming effects in biochar-amended soils: implications of biochar-soil organic matter interactions for carbon storage. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*, 2, 455-488.
- Wolf, M., Lehndorff, E., Wiesenberg, G.L.B., Stockhausen, M., Schwark, L., Amelung, W. (2013). Towards reconstruction of past fire regimes from geochemical analysis of charcoal. *Org. Geochem.* 55, 11–21.
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I. F., Anshori, S., & Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil science and plant nutrition*, 52(4), 489-495.
- Zhang, A., Bian, R., Pan, G., Cui, L., Hussain, Q., Li, L., ... & Yu, X. (2012). Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: a field study of 2 consecutive rice growing cycles. *Field Crops Research*, 127, 153-160.
- Zimmerman, A. R., Gao, B., & Ahn, M. Y. (2011). Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil biology and biochemistry*, 43(6), 1169-1179

Capítulo 3

3.1. Estimación del efecto de biocarbón en las propiedades físicas y químicas del suelo en el establecimiento de una plantación de *Acacia mangium* Willd.

3.1.1. Resumen y Abstract

3.1.1.1. Resumen

Debido a las limitaciones de fertilidad en los suelos de los llanos orientales de Colombia se hace necesario establecer estrategias que conduzcan a una mejora en sus diferentes propiedades. Una de las alternativas, dentro del marco agroecológico, se encuentra en el aprovechamiento de residuos estabilizados en los agroecosistemas mediante la inclusión en el suelo de residuos de tala y poda, particularmente en los sistemas agroforestales. Uno de los materiales, que estabilizados, puede adicionarse al suelo es el biocarbón, producto proveniente de pirólisis que puede funcionar como enmienda o acondicionador de suelos. El objetivo de esta investigación se enmarcó en estimar el efecto del biocarbón usado como enmienda en las propiedades físicas y químicas del suelo en una plantación de *Acacia mangium* Willd. Para el desarrollo de esta investigación se establecieron diseños experimentales donde se evaluaron 9 tratamientos con 3 repeticiones y tres materiales: biocarbón de *A. mangium* (BAM), fertilizante sintético (FS), y mezcla de BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM)– 0, 40, y 80 ton·ha⁻¹ y 3 niveles para el FS; aplicación al 0% 50% y 100%. Se encontraron incrementos con la aplicación de BAM + FS y solo BAM en la retención y disponibilidad de agua en el suelo del orden del 46 y del 242%, respectivamente. De igual manera, en las propiedades químicas se aumentaron la disponibilidad de nutrientes como N (85%), Ca (715%), Mg (348%), K (561%) y Mn (225%) con solo BAM y mezcla de BAM + FS. En la CIC se halló un incremento del 110% cuando se aplicó BAM + FS. Por otro lado los porcentajes de carbono y materia orgánica se aumentaron en niveles de 63,8 y 71,2%, respectivamente con la adición de la mezcla BAM + FS. Mediante la aplicación de BAM se mejoraron las condiciones edáficas en el agroecosistema estudiado lo cual podría repercutir en la producción de *A. mangium*.

Palabras clave: bases intercambiables, agroecosistemas, agroecología, enmiendas orgánicas, pirólisis.

3.1.1.2. Abstract

Due to the limitations of fertility in the soils of the eastern plains of Colombia, it is necessary to establish strategies that lead to an improvement in their different properties. One of the alternatives, within the agroecological framework, is the use of waste stabilized in agroecosystems through the inclusion in the soil of logging and pruning waste, particularly in agroforestry systems. One of the stabilized materials that can be added to the soil is biochar; a product from pyrolysis that can function as a soil amendment or conditioner. The objective of this research was to estimate the effect of the biochar used as an amendment on the physical and chemical properties of the soil in a plantation of *Acacia mangium* Willd. For the development of this research statistical designs were established where 9 treatments were evaluated with 3 repetitions and three materials to evaluate: biocarbon of *A. mangium* (BAM), synthetic fertilizer (FS), and mixture of BAM + FS-, with 3 dose levels for biocarbon (BAM)- 0, 40, and 80 ton-ha-1 and 3 levels for FS; application at 0% 50% and 100%. Increases were found with the application of BAM + FS and BAM alone in soil water retention and availability of the order of 46 and 242% respectively. Similarly, in the chemical properties the availability of nutrients such as N (85%), Ca (715%), Mg (348%) K (561%) and Mn (225%) were increased with only BAM and a mixture of BAM + FS. In the CIC an increase of 110% was found when BAM + FS was applied. On the other hand, 63.8 and 71.2% respectively with the addition of BAM + FS increased the percentages of carbon and organic matter. Through the application of BAM, the soil conditions in the agro-ecosystem studied were improved, which could have repercussions on the production of *A. mangium*.

Keywords: interchangeable bases, agroecosystems, agroecology, organic amendments, pyrolysis.

3.1.2. Introducción

La Orinoquía Colombiana con un área aproximada de 25 millones de hectáreas ocupa el 22,16% del territorio nacional con predominio de suelos Oxisoles y Ultisoles (Jaramillo, 2002). Los suelos predominantes en la región de estudio son Oxisoles, que se caracterizan por tener un alto grado de evolución, altas cantidades de hierro y aluminio que promueven cementación y acidez. Salinas (1985) establece que a pesar que las limitaciones de estos suelos son más de orden químico que físico, existen factores como la reducción en la capacidad de retención de humedad, susceptibilidad a la erosión y la disminución de la densidad aparente que reducen la fertilidad. Estas condiciones desfavorables de estos suelos para la producción de alimentos y fibras, hacen necesario buscar

alternativas como la inclusión de materiales orgánicos que particularmente aumenten las propiedades físicas y biológicas del suelo.

Los componentes orgánicos e inorgánicos hacen parte fundamental en las diferentes etapas de evolución del suelo, donde por medio de procesos de agregación y una amplia red metabólica que aumenta la biodiversidad, entre otros, se asegura un flujo continuo de materia y energía, procurando así un sistema homeostático (Sanchez *et al.*, 2012). Los compuestos orgánicos ejercen efectos positivos en las diferentes propiedades del suelo, mitigando problemas por degradación. Una definición ajustada de la materia orgánica es “la que comprende la fracción orgánica del suelo, excluidos los residuos animales y vegetales aún no descompuestos” (SSSA, 1997). La materia orgánica del suelo comprende lo vivo e inerte que contiene carbono orgánico y es considerada como equivalente al humus (Schnitzer, 2000) y se encuentra constituida por una gran cantidad de compuestos de complejidad variable siempre en un continuo estado de transformación, dentro de los cuales se encuentran nutrientes (como bases intercambiables) que son necesarios en cantidades equilibradas para que se puedan ser intercambiadas en las diferentes fases del suelo.

De manera particular, la materia orgánica se encuentra en forma de materia orgánica viva y no viva (DOM), la viva está conformada por las raíces de las plantas y un extenso grupo de microorganismos vitales en el desarrollo y fertilidad del suelo, y la no viva corresponde a los residuos de cultivos y animales que van desde los recientemente incorporados hasta las complejas estructuras del humus que se obtienen luego de grandes tiempos de intemperización. Asimismo cabe indicar que tanto la materia orgánica viva como la muerta cumplen funciones fundamentales en el suelo, por ejemplo, en su estructura la aparición de la materia orgánica viva en el material parental marca un comienzo en la formación de agregados, -organismos, i.e líquenes, que intervienen en la descomposición de minerales primarios- mientras que la DOM crea nichos de microorganismos fundamentales que intervienen en la organización estructural de los suelos-i.e nódulos (Patiño, 2010). Un suelo que tenga unas provisiones óptimas de materia orgánica puede proveer tanto los nutrientes, como el acondicionamiento para que estos se mantengan resguardados en la fase coloidal (Brandt *et ál.*, 2008; Ran, *et ál.*, 2007). A través del proceso de mineralización la materia orgánica se convierte en fuente de nutrientes; la descomposición de la materia orgánica se logra por la acción de los microorganismos sobre minerales primarios y secundarios donde se liberan iones unidos a estructuras carbonadas dejando nutrientes disponibles para la planta (solubilización) (Rodríguez, 2006). En este proceso metabólico, las moléculas que se producen por parte de un organismo son el sustrato inicial para uno o varios organismos más, completándose el

ciclaje permanente de nutrientes en el suelo. Lo anterior implica un fuerte vínculo entre disponibilidad de materia orgánica y la biodiversidad en el ciclo de nutrientes.

Uno de los tópicos que enmarcan los análisis agroecológicos dentro de los ecosistemas –al lado de la interacción plaga/planta y la sucesión ecológica- es el ciclaje de nutrientes. Estudios como los de Nye y Grannland en la década de los 60s -en ecosistemas del trópico en bosques nativos y áreas cultivadas- establecieron en hallazgos ecológicos correlacionados con la agricultura las bases del ciclado de nutrientes. En dichas investigaciones se analizaron relaciones entre la diversidad y las estrategias inter-específicas para la captación de nutrientes, la importancia de rasgos estructurales para aumentar la captación de nutrientes tanto por debajo como en la superficie del suelo, la dinámica de los mecanismos fisiológicos en la retención de nutrientes, la importancia de relaciones asociativas de plantas con microorganismos tales como micorrizas y fijadores simbióticos de nitrógeno y la relevancia de la biomasa como almacenaje de los nutrientes (Uhl *et al.*, 1988, Hetch en libro Altieri agroecología primera parte).

En consonancia con dichos estudios, Sanchez *et al.* (2012) y Altieri. (2010) establecen que para la conversión de modelos agrícolas convencionales (monocultivos y cultivos con alta dependencia de insumos externos) hacia modelos sustentables diversificados y autosuficientes, es necesario realizar un estudio sistémico del ecosistema suelo y los ecosistemas adyacentes, “arriba y abajo”.

De igual manera los autores identifican que una contribución importante de la agroecología, es el priorizar el estudio de la relación de la función del agroecosistema con el flujo de la energía y el ciclaje de los nutrientes a lo largo de los componentes estructurales del ecosistema, los cuales van a ser modificados por los insumos (externos o internos), donde, aunado a esto, la mayor o menor cantidad tanto de flujo de energía como de ciclaje de nutrientes, no solo va determinar la cantidad de materia viva, biomasa, que se produzca en el agroecosistema, sino también la cantidad de materia orgánica muerta producida (desechos o residuos) que podrá ser incorporada al suelo como materia orgánica, alimentando así el ciclo energético del sistema.

Pero la materia orgánica no solo puede ser vista como un coloide con gran aporte a las diferentes propiedades del suelo, también debe observársele en un contexto más amplio, más agroecológico. El conocimiento o las funciones de la materia orgánica siempre ha estado unido a una construcción social, particularmente ligada a la fertilización y de esta manera a una percepción fluctuante del

medio ambiente por el ser humano (Manlay et al. 2007). Latour. (1988) y Boulaine. (1989) reconocen procesos de interacción complejos en la relación de inclusión de materia orgánica al suelo, donde se incluyen elementos de producción cognoscitiva, contextos sociales y factores económicos e ideológicos. El ejemplo más cercano –y que hace parte íntima de este trabajo- son los suelos de terra preta do indo, donde, si nos ajustamos a la teoría más cercana de su construcción antropogénica -donde se incluía materia orgánica incinerada con la intención de aumentar su fertilidad-, podemos ver que allí existía una creación a nivel social, económica y cultural en la edificación de estos suelos asociados a los asentamientos humanos que se ubicaron en la antigua Amazonía, teniendo como punto de partida la modificación del suelo, la domesticación de plantas y el aprovechamiento de residuos (Sombroek *et al.*, 2003; Lehmann, 2006; Arroyo-Kalin, 2012).

Estos suelos se constituyeron a través de la incorporación de materia orgánica incinerada con fines de recuperación y aumento de fertilidad. Hiraoka y Mora. (2001) establecen que una vez que se producían los suelos de terra preta, se instauraban como “puntos focales” de cultivos y por lo tanto, se generaban asentamientos presentándose como un proceso oportunista para generar vínculos sociales en torno a la transformación del suelo a través de ritos y reuniones, imaginándonos colectivos como la minga para la conformación de pequeñas chacras y extensiones más grandes con policultivos complejos.

Como se ha mencionado, Sombroek (1966) promovió la idea de desarrollar nuevas tierras negras por medio de la inclusión de materiales orgánicos carbonizados como imitación de los antiguos suelos de terra preta. Autores como Lehmann *et al.* (2003) establecen que la mejor emulación de estos suelos es incluir biocarbón en el suelo. Los investigadores proponen al biocarbón como una tecnología de tipo carbón-negativa, potenciador de fertilidad en el suelo, generador de energía limpia y con una alta valorización de residuos orgánicos, que puede utilizarse como alternativa para el aumento de producciones en la agricultura y la mitigación del cambio climático. Particularmente en países en vía de desarrollo esta tecnología podría ayudar en aumentar las producciones de fibras y alimentos a través de la recuperación de suelos (Red Española de Compostaje, 2014).

La falta de estrategias claras tanto para la disposición de los residuos de las plantaciones forestales como para el mejoramiento de los suelos, especialmente en el oriente Colombiano, hace imprescindible realizar nuevas investigaciones que encuentren o iluminen nuevos caminos para disminuir el impacto ambiental y el aumento de costos por la disposición de desechos y de igual

manera en la recuperación de suelos. El objetivo de este capítulo se enmarca en la posibilidad de mejorar las diferentes propiedades del suelo en el agroecosistema de estudio, por medio de la incorporación de desechos establistados en forma de biocarbón. Asimismo el objetivo fue analizar el posible efecto en las propiedades físicas, químicas y biológicas en el suelo, con la adición de diferentes niveles de fertilizante químico y de biocarbón proveniente de residuos (materia muerta) de *A. mangium* en una plantación de la misma especie.

3.1.3. Materiales y métodos

3.1.3.1. Sitio del experimento y diseño experimental

Esta investigación se desarrolló en la plantación de *A. mangium* de la empresa Cooperación Verde, en el corregimiento de Planas departamento del Meta cuyas coordenadas se encuentran entre los 3°05' y 4°08' latitud Norte, y entre los 71°05' y 72°30' latitud Oeste, con una temperatura media anual de 30°C (anexo 10).

Para el desarrollo de la investigación se establecieron diseños estadísticos donde se evaluaron 9 tratamientos con 3 repeticiones y tres materiales a evaluar: biocarbón de *Acacia mangium* (BAM), fertilizante sintético (FS), y mezcla de BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM)– 0, 40, y 80 ton·ha⁻¹ y 3 niveles para el FS, aplicación al 0% 50% y 100% (tabla 3-1). El BAM utilizado en esta investigación fue elaborado bajo los mismos parámetros del usado en el ensayo del capítulo 2. Asimismo, el FS tiene las mismas características del utilizado en el capítulo 2.

Tabla 3-1. Niveles de tratamientos en el ensayo

FS (%)	0	50	100
BAM (ton·ha ⁻¹)			
0	T ₁	T ₂	T ₃
40	T ₄	T ₅	T ₆
80	T ₇	T ₈	T ₉

En el análisis estadístico de la información obtenida de las propiedades químicas del suelo se utilizaron técnicas de análisis de varianza (MANOVA) en mediciones finales de las propiedades químicas del suelo. Las variables que cumplieron los supuestos de homocedasticidad y normalidad de residuos fueron N total, K, Ca, Mg, Mn, y Fe, mientras que el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el P no estuvieron dentro de los límites de dichos supuestos. Debido a esto entonces se

realizó un análisis de variable respuesta por variable respuesta y se realizó un anova para las variables que cumplieron los supuestos. Las variables que no cumplieron los supuestos para el ANOVA se sometieron a un análisis de estadística descriptiva a través de la comparación de medias y sumado a esto también se les realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Por otro lado en el estudio de las propiedades físicas (retención y agua disponible) del suelo se utilizó un análisis de varianza bivalente para los que se cumplió igualdad de matrices, de varianzas, covarianzas y normalidad bivalente. Todos los análisis de este estudio se asistieron con el software libre R.

3.1.3.2. Muestreo de suelo y montaje de ensayo

Las muestras de suelo se recolectaron de la siguiente manera: a) se tomaron 27 muestras iniciales y finales –después de 10 meses de la siembra de plantas de *A. mangium* en 27 lotes, en una rejilla rígida de 3 x 9 m, donde cada lote tiene un área de 80 m²; estas 27 muestras provienen de 6 muestras iniciales ubicadas (marcadas con punto) a 20 cm de 6 puntos centrales (marcados con círculo) como lo muestra la figura 3-1. b) Estos 6 puntos donde se tomaron las muestras se marcaron con GPS y en el sitio, con el fin de tomar allí las muestras posteriores (10 meses después); c) las muestras se tomaron en una profundidad de 20-40 cm; d) finalmente las seis muestras de cada lote se reunieron en una sola (para un total de 27 muestras) y se analizaron diferentes propiedades tales como densidad aparente, CIC, pH macro y micronutrientes y materia orgánica. Se consideró una muestra de cada lote como la unidad experimental. La zona se preparó con dos rastrilladas para la inclusión de las diferentes dosis de los materiales a evaluar (anexo 11). Después de esto se aplicaron en el suelo los tratamientos mencionados en cada lote. El equivalente en kilogramos para las dosis de BAM en cada lote fue de 40 y 80 ton· ha⁻¹ equivalente a 320 y 640, respectivamente, y en gramos para el fertilizante inorgánico a razón de 100 g por planta al 100% y 50 g al 50%. Para el análisis de las propiedades físicas y químicas del suelo se utilizaron los mismos métodos del análisis del sustrato del capítulo 2.



Figura 3-1. Muestreo de suelos en diferentes tratamientos.

3.1.4. Resultados

3.1.4.1 Análisis de propiedades físicas del suelo

3.1.4.1.1 Retención de agua y agua disponible en el suelo

La tabla 3-2 muestra la diferencia altamente significativa para la variable de retención de humedad en el suelo.

Tabla 3-2. Tabla de análisis de covarianza para retención de humedad en suelo con interacciones de presión y tratamientos.

<i>Fuente</i>	<i>Df</i>	<i>Cuadrado medio</i>	<i>P-Value</i>
Efectos principales			
A:tratamientos	8	0,00256103	0,0000
B:presión	2	0,0172484	0,0000
RESIDUO	70	0,000222898	
TOTAL (CORREGIDO)	80		

Tabla 3-3. Medias estimadas y grupos homogéneos en retención de humedad del suelo para diferentes tratamientos.

Tratamientos	Medias	Grupos homogéneos	Desviación estándar
9	0,10	a	0,0051
7	0,085	b	0,0051
8	0,075	bc	0,0051
4	0,072	bcd	0,0051
5	0,067	cde	0,0051
6	0,062	cdef	0,0051
3	0,058	def	0,0051
2	0,054	e	0,0051
1	0,051	f	0,0051

En % de saturación. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%.

Los tratamientos en los que se encontró una mayor retención de humedad, según el análisis de las medias ponderadas, contenían BAM en mezcla y solo BAM. La diferencia porcentual entre T₉ y T₂ se encontró en un 46% a favor del tratamiento con BAM + FS. Por otra parte, los promedios más bajos se hallaron en tratamientos con solo FS y en el testigo (tabla 3-2 y figura 3-3). En las curvas de retención (figura 3-3) se muestra las mayores retenciones de agua en los tratamientos T₉, T₇ y T₈.

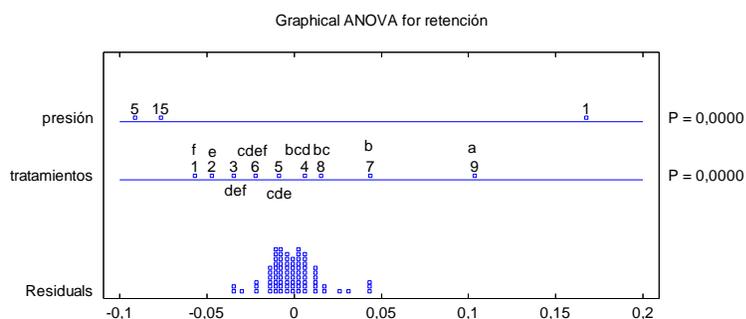


Figura 3-2. Análisis de varianza para retención de agua en el suelo.

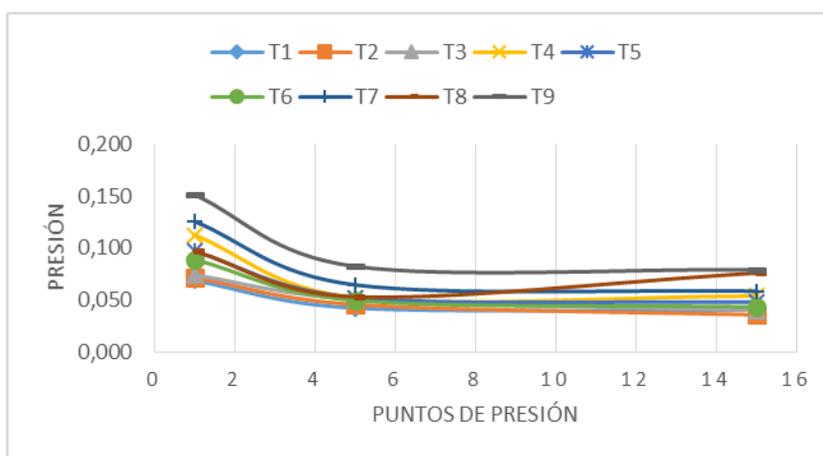


Figura 3-3. Curvas de retención de agua en suelo construida en base a tres puntos de presión (1, 5 y 15 bares) para diferentes tratamientos.

En la variable agua disponible en el suelo se encontró diferencia altamente significativa entre los diferentes tratamientos (Tabla 3-4).

Tabla 3-4. Tabla de Ancova para agua disponible en suelo con interacciones de presión y tratamientos.

Fuente	Df	Cuadrado medio	P-Valor
Entre grupos	8	0,000925917	0,0240
Con grupos	18	0,000305185	
Total (Corr.)	26		

En la tabla 3-5 se establecen los tratamientos con BAM+FS y solo BAM con una mayor disponibilidad de agua para las plantas (figura 3-4). Asimismo, el nivel más bajo se encontró en un

tratamiento con mezcla de BAM+FS (T₈). Aunque el T₈ se halló con el promedio más bajo también se encontró valores similares en T₁, T₂ y T₃ (tabla 3-5). La diferencia porcentual entre las medias de T₉ y el testigo fue de 242%.

Tabla 3-5. Medias estimadas y grupos homogéneos de agua disponible para diferentes tratamientos.

Tratamientos	Medias	Grupos homogéneos	Desviación estándar
9	0,072	a	0,010
7	0,067	b	0,010
4	0,059	bc	0,010
5	0,049	bcd	0,010
6	0,045	bcd	0,010
2	0,036	cd	0,010
3	0,034	cd	0,010
1	0,028	d	0,010
8	0,021	d	0,010

En mm³. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%.

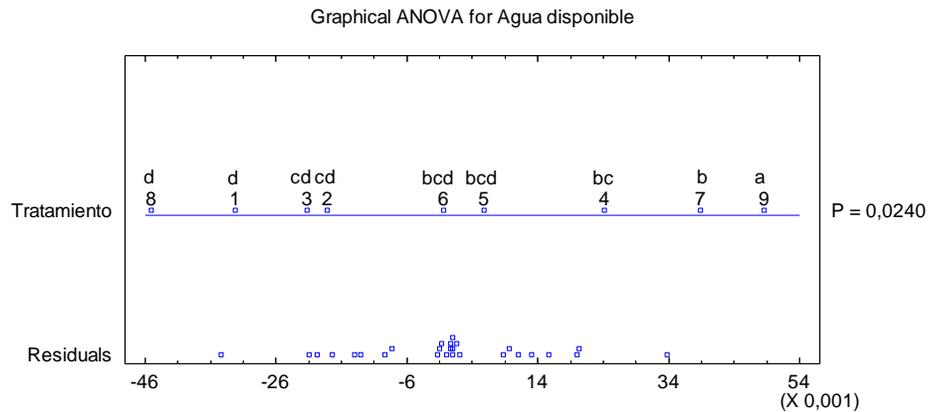


Figura 3-4. Análisis de varianza para agua disponible en el suelo.

3.1.4.2. Análisis de propiedades y relaciones químicas del suelo

Tabla 3-6. Tabla resumen del análisis de varianza para las diferentes respuestas de Factores de significancia para propiedades químicas del suelo con mejores promedios de tratamientos.

Respuesta	P_valor ANOVA	P_valor Normalidad Shapiro-Wilks	P valor Bartlett	Grupo homogéneo con “mejor” promedio de tratamiento(s) Tukey-HSD
N total	<1%	19,8%	3,3%	T ₇ (16,1);T ₄ (18,5)
K	<1%	40,2%	45,7%	T ₉ (83,3)
Ca	<1%	56,9%	54,5%	T ₉ (84,0)
Mg	<1%	1,2%	99,9%	T ₉ (19,3)
Fe	<1%	7,0%	28,1%	T ₂ (19,0)
Mn	<1%	70,1%	68,5%	T ₉ (1,0)

Como se planteó en la metodología de este capítulo, en el análisis estadístico se realizó un estudio inferencial y descriptivo de las variables que cumplieron los supuestos de Bartlett -nitrógeno total (N total), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), hierro (Fe) y manganeso (Mn)- (tabla 3-6) mientras que en las variables que no cumplieron dichos supuestos se les analizó descriptivamente y a través de la prueba no paramétrica de Krukal Wallis (pH, CE, Al, Na, P, Cu, Zn y B). Los valores de la tabla 3-7 que corresponden al análisis inicial equivalente a valores del testigo (T₁).

Tabla 3-7. Análisis de suelos del ensayo en campo.

pH	CE	N total %	P	K	Ca	Mg	Na	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	B
4,7	0,1	11,5	1,6	13,3	11,3	5	7,3	0,79	14,5	0,31	0,2	0,1	0,1

Unidades para elementos mayores y menores en mg*kg⁻¹ o ppm. Al en cmol⁺ *kg.

Tabla 3-8. Tabla de medias estimadas de propiedades químicas en suelo.

Variable	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅	T ₆	T ₇	T ₈	T ₉
pH	4,7	4,7	4,8	5,4	5,3	5,2	5,5	5,3	5,6
C.E	0,1	0,1	0,1	0,073	0,073	0,08	0,08	0,08	0,076
Al	0,79	0,75	0,77	0,73	0,74	0,7	0,65	0,68	0
Na	7,3	4,3	4	1,3	3,3	6,3	1,5	3	7,6
P	1,6	1,3	1,4	3,6	4,5	6,7	5,4	2,4	6,6
Cu	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Zn	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3
B	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3

Unidades para elementos mayores y menores en mg*kg⁻¹ o ppm. Al en cmol⁺ *kg. ds/m para C.E

En análisis de varianza se encontró diferencia significativa en la variable N como lo muestra la figura 3-5, donde los mejores tratamientos fueron T₄ y T₇, ambos con aplicación de solo BAM en el

suelo. El tratamiento con peor promedio fue el T₃. La diferencia porcentual entre el mejor tratamiento (T₄) y T₃ fue de 85%, mientras que el aumento de T₄ con respecto al valor del N total en el análisis de suelo fue 60,8% (tabla 3-9). Los tratamientos T₈ y T₅ conformaron un grupo con valores similares, así como los tratamientos T₆ y T₁. Asimismo, los tratamientos T₂ y T₃ se comportaron igual, según sus promedios, en el análisis de esta variable (tabla 3-9).

Tabla 3-9. Medias estimadas y grupos homogéneos en diferentes nutrientes del suelo.

Tratamientos	Variables y desviaciones estándar											
	N	DS	Ca	DS	Mg	DS	K	DS	Fe	DS	Mn	DS
1	11,3de	0,659	11,5f	1,203	4,5c	0,683	14,0f	1,753	14,45bc	0,779	0,27a	0,074
2	10,13e	0,538	13,0ef	1,203	4,33c	0,683	12,66f	1,431	19,03a	0,636	0,33cd	0,060
3	10,06e	0,538	10,33f	1,203	6,33c	0,683	15,6f	1,431	15,10bc	0,636	0,26d	0,060
4	18,53a	0,538	46,0b	1,203	11,0b	0,683	33,66d	1,431	15,40b	0,636	0,6b	0,060
5	11,8cd	0,538	39,33c	1,203	10,33b	0,683	40,66bc	1,431	12,23d	0,636	0,53b	0,060
6	11,6de	0,538	16,33e	1,203	6,0c	0,683	24,0e	1,431	13,30cd	0,636	0,33cd	0,060
7	16,1b	0,538	41,6c	1,203	12,0b	0,683	42,33b	1,431	14,00bcd	0,636	0,5bc	0,060
8	12,5cd	0,538	26,33d	1,203	10,33b	0,683	37,33cd	1,431	13,33cd	0,636	0,6b	0,060
9	13,23c	0,538	84,0a	1,473	19,33a	0,837	83,33a	1,431	14,25bc	0,636	1,0a	0,060

Unidades en mg * kg⁻¹ ó ppm para todos los elementos. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%

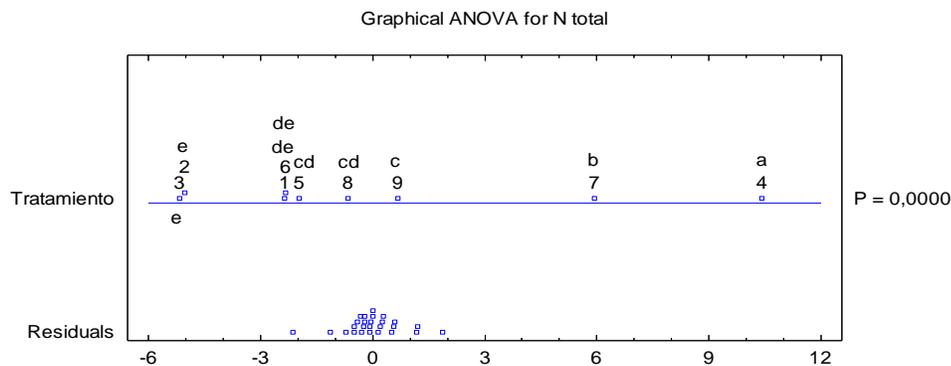


Figura 3-5. Análisis de varianza para retención de agua en el suelo.

La tabla 3-9 y la figura 3-6 muestran diferencia significativa entre los tratamientos con un mejor tratamiento representado en el T₉ para Ca. Tratamientos como T₄, T₇ y T₅ se hallaron con promedios intermedios. El tratamiento con peor promedio fue el T₃ y en comparación con T₉ exhibió un amplio porcentaje de diferencia (715%) en esta variable. El T₉ en comparación con los valores de Ca en el análisis de suelo se incrementó en un 643% con respecto a T₃. Entre los tratamientos

T₇ y T₅ no se encontraron diferencias significativas, así como entre T₁ y T₃. Los tratamientos con BAM mostraron un mejor comportamiento que el testigo y los tratamientos con solo FS.

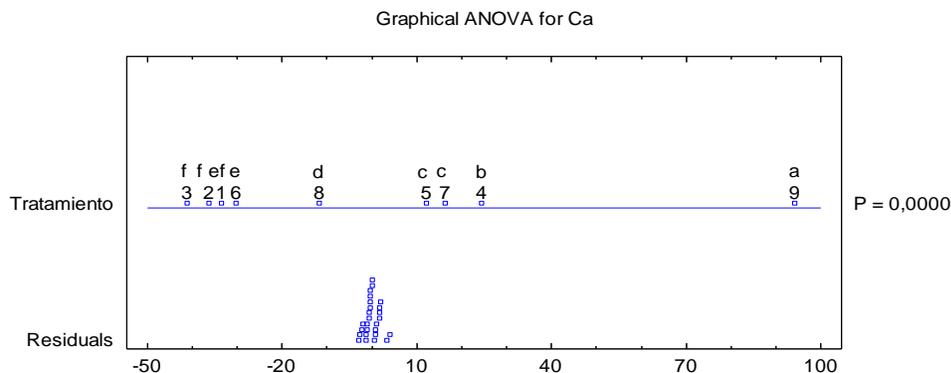


Figura 3-6. Análisis de varianza para Ca en el suelo.

En la variable Mg existió diferencia significativa en los tratamientos, aunque cabe indicar que a pesar del bajo valor de P de Normalidad Shapiro-Wilks (1,2%), el P-valor de Bartlett fue alto (Tabla 3-9), por lo tanto, se consideró realizar un análisis inferencial en esta variable. En la variable Mg, la figura 3-7 muestra un mejor promedio en el tratamiento T₉. Tratamientos como T₈ y T₅ exhibieron igual comportamiento. De otro lado, de manera general los tratamientos con biocarbón (BAM solo o en mezcla con FS) presentaron un mejor comportamiento que el testigo y los tratamientos con solo FS, de hecho, los promedios más bajos se encontraron en T₁ y T₂ (tabla 3-9). En estos tratamientos se encontraron amplias diferencias negativas con respecto al mejor promedio (T₉), de 286 y 348%, respectivamente. Asimismo, el incremento del T₉ y el valor de Mg en el análisis de suelo se hallaron en 286%. Se encontró un grupo homogéneo conformado por tratamientos con BAM y BAM+FS (T₇, T₄, T₈ y T₅) y otro con FS y el testigo, con menores promedios (T₃, T₂ y T₁).

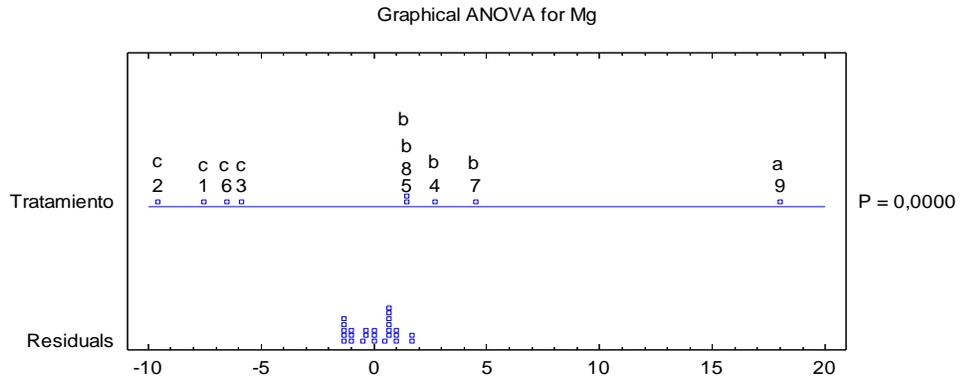


Figura 3-7. Análisis de varianza para Mg en el suelo.

En la tabla 3-9 se aprecia la diferencia significativa para la variable K con un mejor promedio para T₉. Otros tratamientos con biocarbón solo o en mezcla se hallaron en rangos intermedios, mientras que el testigo y los tratamientos con solo FS exhibieron los promedios más bajos (figura 3-8). Al igual que en bases intercambiables como Ca y Mg, se encontraron amplias diferencias entre el mejor y el promedio más bajo, en este caso se halló una diferencia porcentual positiva para T₉ de 561% con respecto a T₃. Igualmente se encontró una amplia diferencia (526%) en esta variable a favor de T₉ comparado con el valor del análisis del suelo (tabla 3-9). Entre los tratamientos con solo FS y el testigo no se encontraron diferencias significativas.

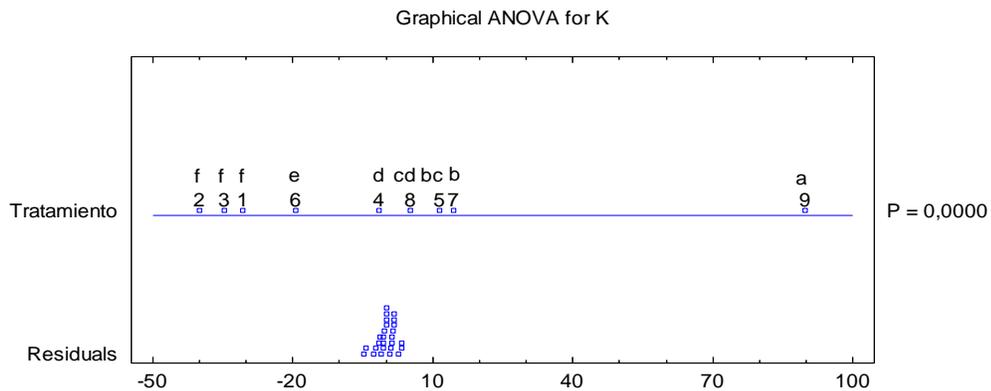


Figura 3-8. Análisis de varianza para K en el suelo.

La tabla 3-9 muestra la diferencia significativa en las medias de tratamientos para Fe. El promedio más alto fue presentado por T₂, mientras que se mostró un grupo homogéneo con tratamientos disimiles en su composición (con solo BAM, con solo FS, mezclas y el testigo) en rangos intermedios (figura 3-9). El promedio más bajo se encontró en el T₅. La diferencia porcentual entre el mayor (T₂) y menor promedio (5) fue de 57,7%. En la comparación entre el valor de Fe del

análisis de suelo y el promedio de este elemento en T₂, este último se encontró con un incremento de 31%. Se halló un igual comportamiento entre T₁, T₃ y T₉, así como en los tratamientos T₆ y T₈.

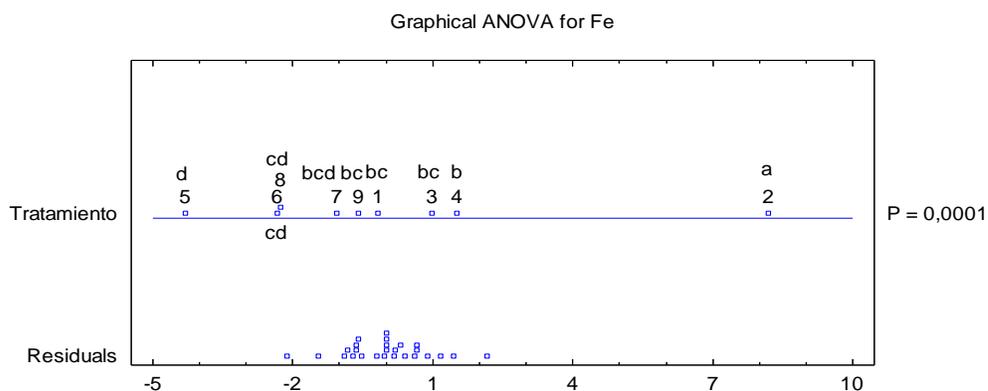


Figura 3-9. Análisis de varianza para Fe en el suelo

Al igual que en el análisis de las otras bases intercambiables, en el análisis estadístico del Mn se encontró el T₉ como el mejor promedio (tabla 3-10). En los rangos intermedios se encontraron tratamientos con biocarbón solo y en mezclas, mientras que los peores fueron representados por los tratamientos con solo FS (T₃) y el testigo. Se encontró una diferencia porcentual de 222.5% entre T₉ y el valor de promedio más bajo T₂. En general, de los análisis de las bases se puede inferir que los tratamientos con biocarbón presentaron mayores niveles, mientras que el testigo y los tratamientos con fertilizante sintético, exhibieron de manera general menores rangos que seguramente pueden tener algún efecto sobre la fisiología de la planta. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos con BAM solo o en mezclas (T₄, T₅ y T₈) (con BAM solo y en mezcla). De igual manera se hallaron grupos homogéneos en T₂ y T₆ y T₁ y T₂ (figura 3-10).

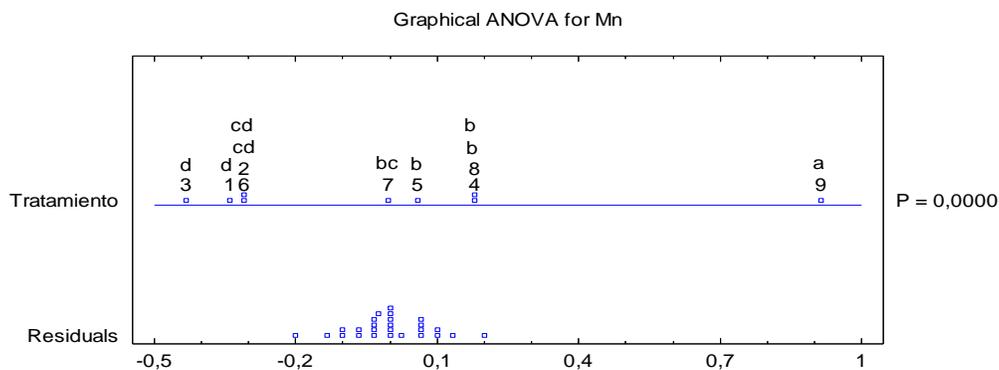


Figura 3-10. Análisis de varianza para Mn en el suelo.

Tabla 3-10. Resumen de análisis de varianza para propiedades y relaciones químicas en el suelo.

Variable respuesta	p-valor
Carbono orgánico	0,0311*
Materia orgánica	0,0269*
Relación Ca/K	0,0002*
Relación Ca/Mg	0,0000*
Relación Ca+Mg/K	0,0011*
Mg/K	0,0002*
CIC	0,0000*

p<0,05*

Tabla 3-11. Medias estimadas y grupos homogéneos en propiedades y relaciones químicas en el suelo.

Tratamientos	Variables y desviaciones estándar													
	*CO	DS	*MO	DS	**CIC	DS	**Ca/Mg	DS	**Ca/K	DS	**Mg/K	**Ca+Mg/K	DS	
1	0,42cd	0,051	0,72bc	0,890	2,0e	0,157	1,63d	0,222	1,93abc	0,176	1,49a	3,31a	0,265	
2	0,37cd	0,042	0,64bc	0,072	2,83d	0,128	2,50ab	0,181	2,07ab	0,144	1,26ab	3,24a	0,216	
3	0,36d	0,042	0,59c	0,072	2,7d	0,128	0,80e	0,181	1,11d	0,144	1,25ab	2,36bc	0,216	
4	0,59a	0,042	1,01a	0,072	3,66b	0,128	2,20bc	0,181	2,29a	0,144	1,02bc	3,31a	0,216	
5	0,43cd	0,042	0,74bc	0,072	3,23c	0,128	1,67cd	0,181	1,71abc	0,144	0,81c	2,17c	0,216	
6	0,41cd	0,042	0,71bc	0,072	2,8d	0,128	1,57d	0,181	1,66abc	0,144	1,18b	2,94ab	0,216	
7	0,49ab	0,042	0,82ab	0,072	3,06cd	0,128	2,17bc	0,181	1,62cd	0,144	0,76c	2,39bc	0,216	
8	0,45cd	0,042	0,78bc	0,072	3,0cd	0,128	1,78cd	0,181	1,32cd	0,144	0,77c	2,12c	0,216	
9	0,47cd	0,042	0,85ab	0,072	4,2a	0,128	2,90a	0,181	2,18a	0,144	0,78c	2,90ab	0,216	

*% **meq/100g. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%.

En la variable CIC se hallaron diferencias altamente significativas entre las medias de los tratamientos (figura 3-11). El mayor promedio se encontró en el T₉, mientras que el menor valor se encontró en el testigo. La diferencia porcentual de estos dos tratamientos fue de 110% (tabla 3-11). La comparación entre los diferentes grupos homogéneos para la variable CIC se encontró de la siguiente manera: $\bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_4} > \bar{X}_{T_5} \geq \bar{X}_{T_7} = \bar{X}_{T_8} \geq \bar{X}_{T_2} = \bar{X}_{T_6} = \bar{X}_{T_3} > \bar{X}_{T_1}$

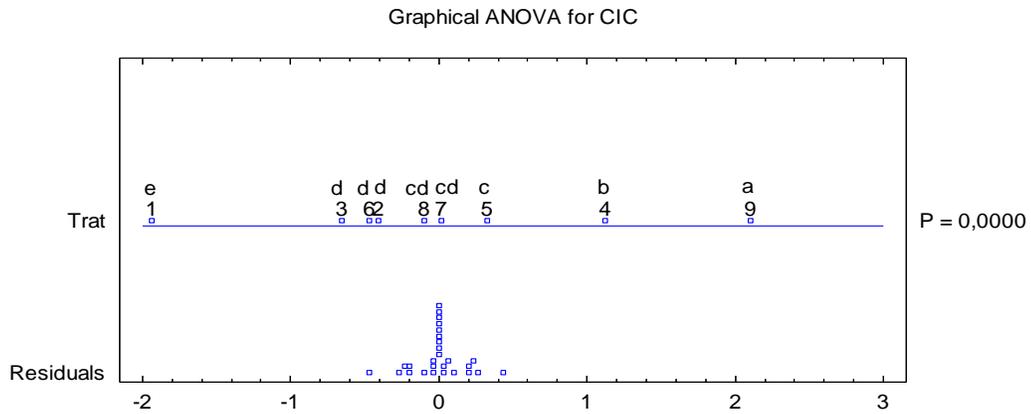


Figura 3-11. Análisis de varianza para CIC en el suelo.

La tabla 3-11 muestra una diferencia significativa en la variable de carbono orgánico. Los tratamientos que expresaron mayores valores contenían solo BAM. En el T₄ se encontró el mayor promedio en comparación con los otros tratamientos. Se conformó un grupo homogéneo integrado por diferentes tratamientos que incluían BAM+FS en distintos niveles (figura 3-12). El tratamiento con menor valor de promedio se encontró en el T₃, con una diferencia porcentual con respecto al mayor promedio de 63,8% (tabla 3-11). La relación de los grupos homogéneos se encontraron de la siguiente manera: $\bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_7 > \bar{X}T_9 = \bar{X}T_8 = \bar{X}T_5 = T_1 = \bar{X}T_6 = \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_3$.

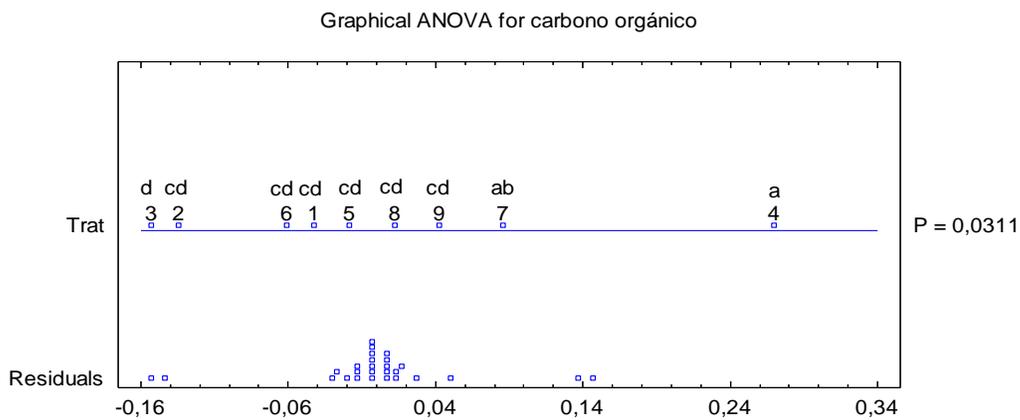
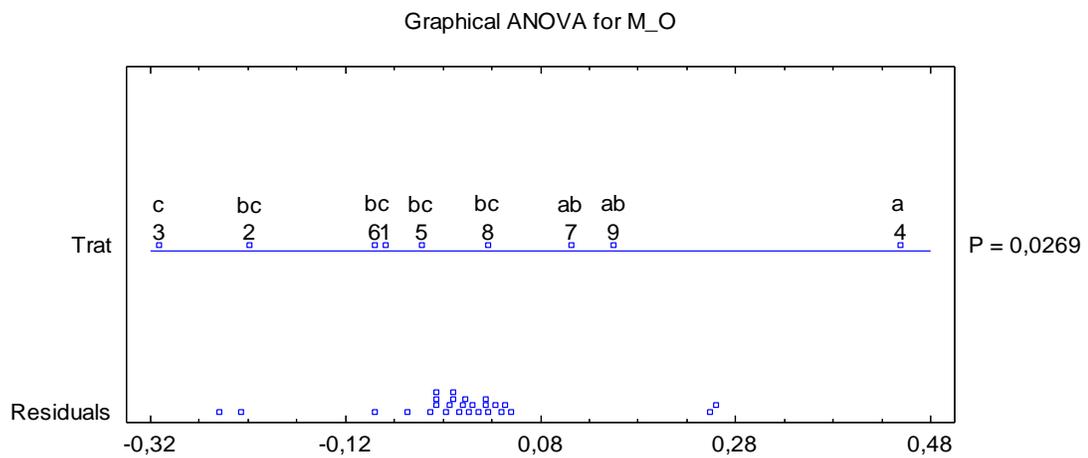


Figura 3-12. Análisis de varianza para carbono orgánico en el suelo.

Al igual que en el análisis de la variable carbono orgánico se encontraron diferencias altamente significativas entre las medias de tratamientos en la variable de la materia orgánica (tabla 3-11).

Así mismo el T₄ fue el tratamiento con mejor promedio (figura 13). En general los tratamientos con mejor comportamiento contenían BAM en el análisis de esta variable. Al igual que en el carbono orgánico, en el T₃ se encontró el menor promedio en la variable materia orgánica. La diferencia porcentual de este tratamiento con el mayor promedio (T₄) fue de 71,2% (tabla 3-11). En la relación entre los diferentes grupos homogéneos ($\bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_9 = \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_8 = \bar{X}T_5 = \bar{X}T_1 = \bar{X}T_6 = \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_3$) se encontraron resultados similares con la relación de estos en la variable carbono orgánico.

Figura 3-13. Análisis de varianza para materia orgánica en el suelo.



La figura 3-14 muestra diferencias altamente significativas en la relación Ca/K entre los promedios de los diferentes tratamientos. El grupo con las mejores medias estuvo conformado por los tratamientos T₄ y T₉. Se hallaron grupos con promedios similares en T₅, T₆ y el testigo (tabla 3-11). Igualmente, tratamientos con mezclas de BAM como T₇ y T₈ se encontraron con valores análogos de promedios en esta variable. Según los grupos homogéneos la proporción de los tratamientos se encontró así: $\bar{X}T_4 = \bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_1 = \bar{X}T_5 = \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_7 = \bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_3$.

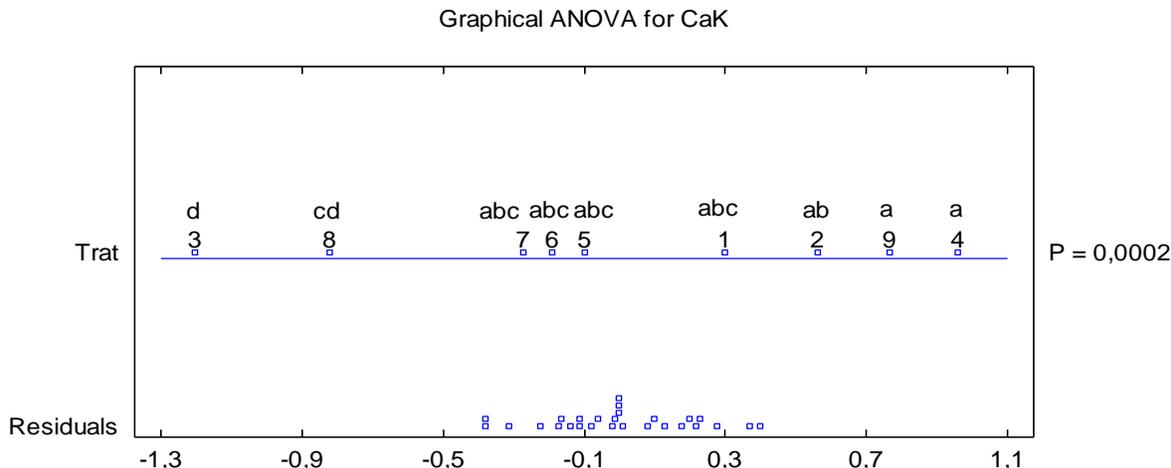


Figura 3-14. Análisis de varianza para Ca/K en el suelo.

Se hallaron diferencias altamente significativas entre las medias de Ca/Mg para diferentes los tratamientos (figura 3-15). El T₉ se ubicó como el tratamiento con promedio más alto, mientras que el T₃ se encontró con el menor valor de media ponderada. Entre estos dos tratamientos se encontró una alta diferencia porcentual. Tratamientos con solo BAM (T₄ y T₇) se agruparon en promedios similares (tabla 3-11). Los grupos homogéneos determinaron la proporción de los tratamientos así: $\bar{X}_{T_9} \geq \bar{X}_{T_2} \geq \bar{X}_{T_4} = \bar{X}_{T_7} \geq \bar{X}_{T_8} = \bar{X}_{T_5} \geq \bar{X}_{T_6} = \bar{X}_{T_1} > \bar{X}_{T_3}$.

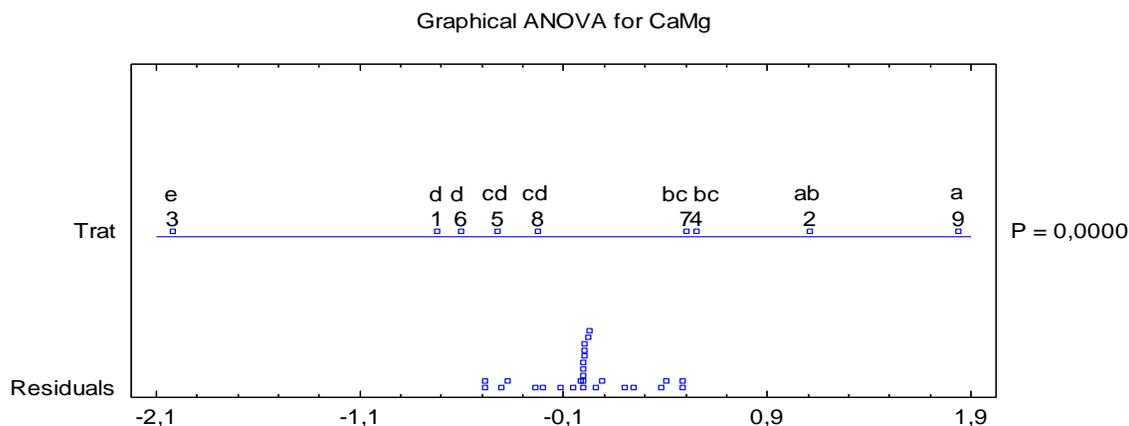


Figura 3-15. Análisis de varianza para Ca/Mg en el suelo.

Se hallaron diferencias significativas entre las medias de los tratamientos en la relación Mg/K. En la relación Mg/K se encontraron los mayores promedios en el testigo y en los tratamientos con solo FS (figura 3-16). Se encontraron grupos homogéneos tanto en los tratamientos con solo FS como en mezclas de BAM+FS. Entre el mayor (T₁) y el menor promedio (T₇) se encontró una diferencia

porcentual de 96%. Los tratamientos con menores promedios contenían BAM (tabla 3-11). La conformación de los grupos homogéneos se determinó así en esta variable: $\bar{X}T_1 \geq \bar{X}T_2 = T_3 = \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_5 = \bar{X}T_9 = \bar{X}T_8 = \bar{X}T_7$.

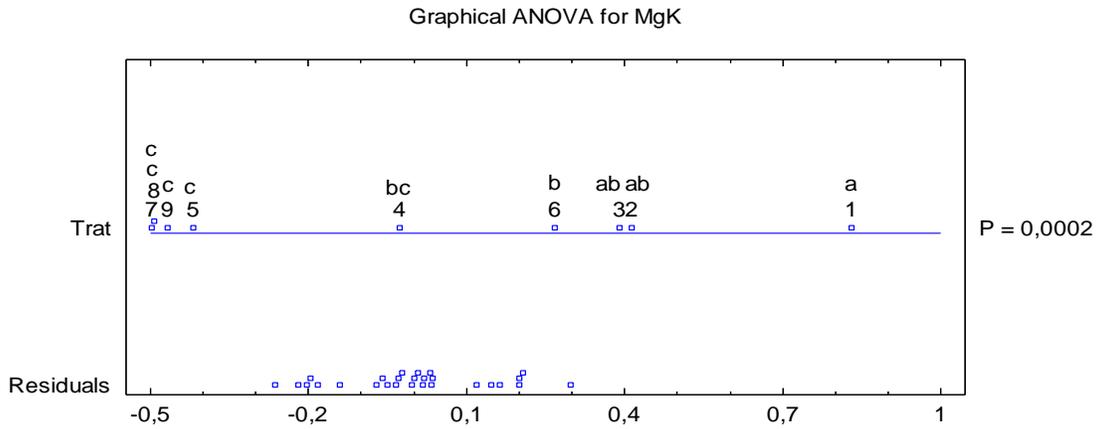


Figura 3-16. Análisis de varianza para Mg/K en el suelo.

Al igual que en las anteriores relaciones se encontró una diferencia altamente significativa entre las medias de los diferentes tratamientos de la variable Ca+Mg/K (figura 3-17). Se conformó un grupo homogéneo con los mejores promedios integrado por tratamientos disimiles como T₁, T₄ y T₂ (tabla 3-11). La relación entre los tratamientos de los diferentes grupos homogéneos se encontró así en Ca+Mg/K: $\bar{X}T_1 = \bar{X}T_4 = \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_6 = \bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_7 = \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_5 = \bar{X}T_8$.

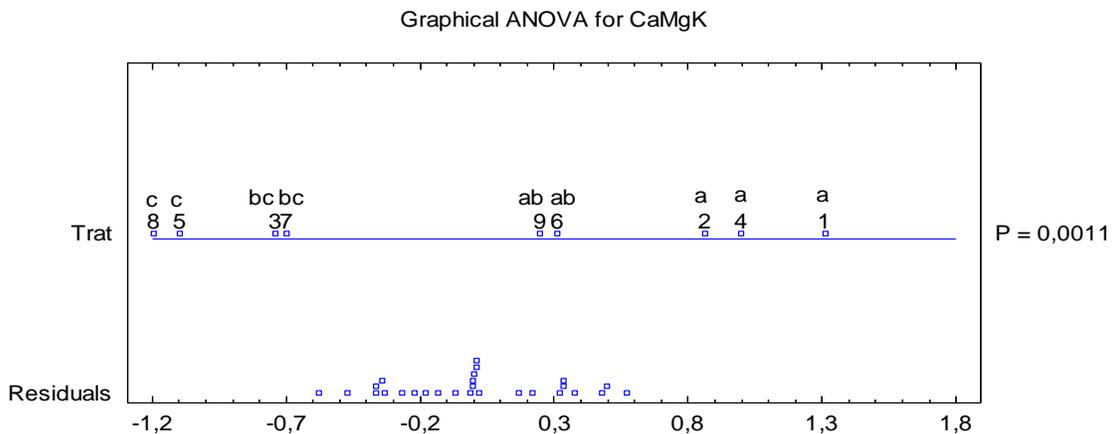


Figura 3-17. Análisis de varianza para Ca+Mg/K en el suelo.

Tabla 3-12. Valores para relaciones de bases intercambiables en suelos.

	Desbalance	Balance	Desbalance
Ca/Mg	<2	2-5	>5
Ca/K	<5	5-25	>25
Mg/K	<2,5	2,5-15	>15
Ca+Mg/K	<10	10-40	>40

Bertsch, 1998

3.1.4.3 Análisis (no paramétrico) propiedades químicas

En la tabla 3-13 se observa, mediante el análisis no paramétrico de la prueba de Krukan Wallis, en el T₉ un mayor valor de la variable pH en comparación con los demás tratamientos. Tratamientos con BAM solo y mezcla de BAM con FS (T₇ T₄ T₅ T₈ T₆) se encontraron con un mayor valor respecto al testigo y a tratamientos con solo BAM. La diferencia porcentual entre T₉ y el menor valor de pH fue de 19,4%. La relación entre las diferentes medias se encontró así: $\bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_6 > \bar{X}T_3 = \bar{X}T_1 = \bar{X}T_2$ (figura 3-18).

Tabla 3-13. Medias estimadas y grupos homogéneos en diferentes propiedades químicas en el suelo para diferentes tratamientos (prueba Krukan Wallis).

Tratamientos	Variables y desviaciones estándar					
	*pH	DS	**P	DS	***C.E	DS
1	4,7e	0,065	1,5de	0,869	0,135a	0,0149
2	4,7e	0,053	1,33e	0,710	0,1ab	0,0121
3	4,8e	0,053	1,43e	0,710	0,12a	0,0121
4	5,4bc	0,053	3,66bcd	0,710	0,073b	0,0121
5	5,4bc	0,053	4,5bc	0,710	0,073b	0,0121
6	5,2d	0,053	6,73a	0,710	0,083b	0,0121
7	5,5ab	0,053	6,63a	0,710	0,08b	0,0121
8	5,3cd	0,053	5,4ab	0,710	0,08b	0,0121
9	5,6a	0,053	6,63a	0,710	0,076b	0,0121

*LogH⁺ ***% ***ds/m. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%.

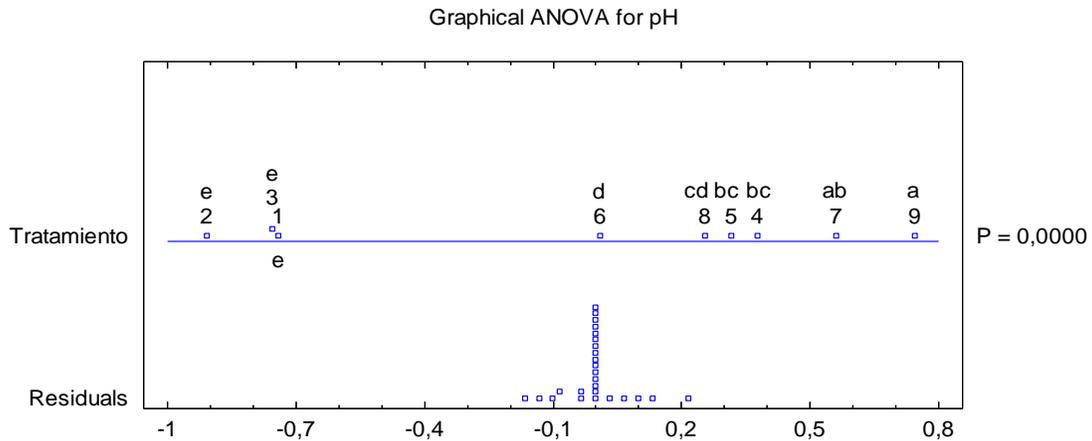


Figura 3-18. Análisis de varianza para pH en el suelo.

Los tratamientos con mayores valores de P contenían BAM solo y mezcla de BAM con FS (tabla 3-13). Dentro de estos el de mayor contenido de P (según el análisis de medias) fue el T₆, y la comparación porcentual con el menor promedio encontrado (T₂) fue de 406%. Los menores valores se hallaron en tratamientos con FS solo y en el testigo. Las medias de los diferentes tratamientos se relacionaron así: $\bar{X}T_6 = \bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_1 \geq \bar{X}T_3 = \bar{X}T_2$ (figura 3-19).

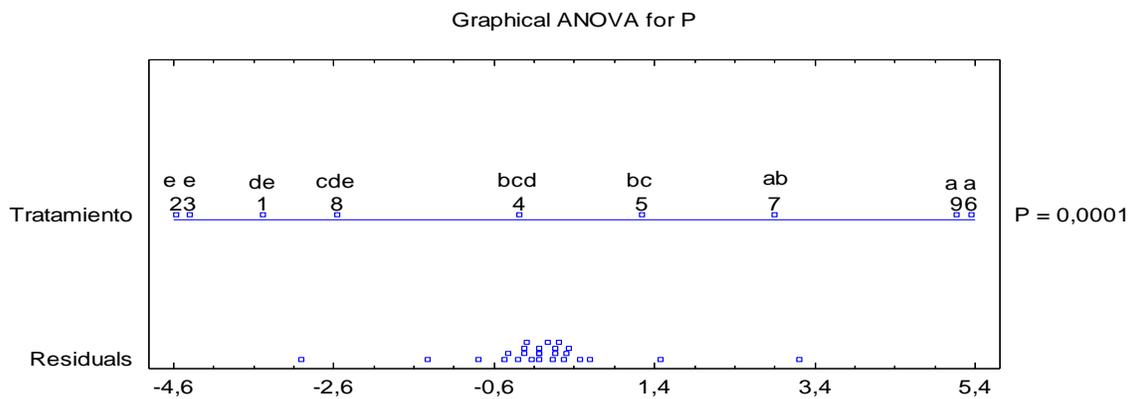


Figura 3-19. Análisis de varianza para P en el suelo.

La tabla 3-13 muestra al testigo con un mayor nivel de C.E. Los tratamientos con el mayor nivel están representados por el testigo y con tratamientos con solo FS. La diferencia porcentual entre el testigo y el menor valor de esta variable (T₆) fue de 8,2 %. Las medias de los diferentes tratamientos se relacionaron así: $\bar{X}T_1 = \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_8 = \bar{X}T_6 = \bar{X}T_7 = \bar{X}T_9 = \bar{X}T_5 = \bar{X}T_4$.

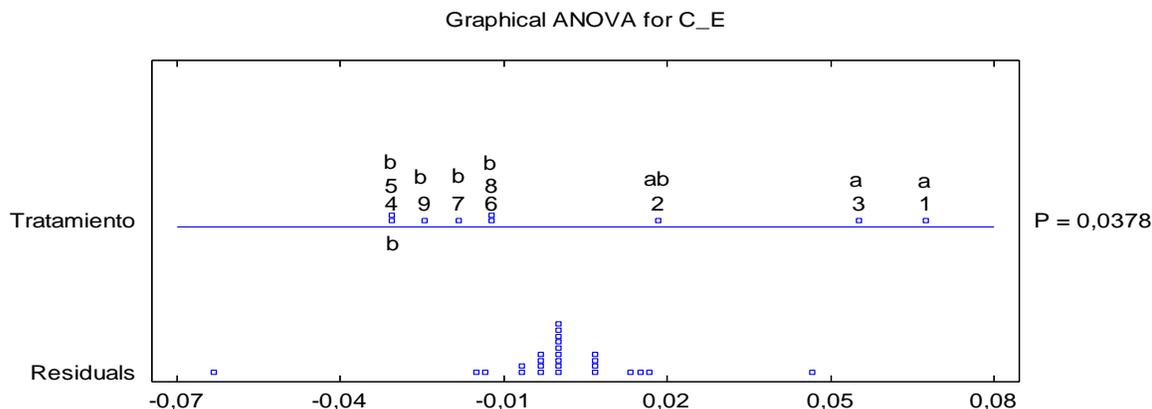


Figura 3-20. Análisis de varianza para C.E. en el suelo.

3.1.5. Discusión

3.1.5.1. Propiedades físicas

3.1.5.1.1. Retención de humedad y agua disponible en el suelo

Al encontrar tratamientos como T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), con el mejor comportamiento en la retención de agua se infiere que el biocarbón podría considerarse como una estrategia para abordar la deficiencia de agua en el agroecosistema en estudio. Según Rawls *et al.* (2003), el biocarbón se considera como una forma de materia orgánica y que por lo tanto, puede afectar tanto la estructura como las propiedades de absorción de agua por parte del suelo. Varios estudios muestran se mejora el suministro de agua cuando se adiciona biocarbón en el suelo. En el caso de Liu *et al.* (2012), los investigadores reportaron un incremento en la biomasa del maíz por arriba del 40%, cuando se utilizó un biocarbón de madera en nivel de 20 ton·ha⁻¹ en mezcla con compost. Este incremento fue atribuido en parte al agua disponible para la planta. Asimismo, Cornelissen *et al.* (2013) encontraron un mejoramiento en rendimiento de diversos cultivos con adición de biocarbón en suelos con alto intemperismo, alta acidez y baja CIC, condiciones que inclinaron a los investigadores a suponer dicho crecimiento al aumento de las relaciones hídricas en el suelo.

El presente estudio concuerda con las investigaciones de Kammann *et al.* (2011), Kinney *et al.* (2012) y Abel *et al.* (2013) donde los investigadores no solo encontraron aumento en la cantidad de agua con aplicación de biocarbón, sino una mayor cantidad de agua retenida en el punto de

marchitez permanente en suelos arenosos. En todos estos estudios se incrementó la cantidad de agua disponible, lo que podría sugerir que los biocarbones pueden aliviar el estrés en plantas por sequía en suelos arenosos.

En la actual investigación se encontraron mayores rangos en el agua disponible en comparación con estudios como los de Cornelissen *et al.*, 2013, donde se establecieron mejoras de 20-30% en el agua disponible del suelo cuando se aplicó un biocarbón en un nivel de 96 ton·ha⁻¹. Asimismo, se encontró una ventaja porcentual en el análisis del presente estudio en comparación con los estudios de Brockhoff *et al.*, 2010, que hallaron (con la adición de un biocarbón en niveles de 5 a 25% por volumen en un medio arenoso para un cultivo de pasto) un aumento del 50% en el agua disponible del suelo. Estos incrementos son importantes particularmente en cultivos de secano (como el del agroecosistema estudiado), donde cualquier aumento de agua en el suelo puede marcar una diferencia importante en el rendimiento.

3.1.5.2. Propiedades químicas en el suelo

Se considera que existe en la actual investigación una relación causal entre los tratamientos con biocarbón, la materia orgánica y la cantidad de carbono orgánico, al encontrarse los mayores promedios de estas dos variables en los tratamientos con biocarbón. Autores como Jeffery *et al.* (2011), Joseph *et al.* (2009) y Van zwieten *et al.* (2009), interpretan al biocarbón como una forma de materia orgánica. La materia orgánica puede incrementar los rendimientos de las plantas de manera directa debido al suministro e intercambio de nutrientes -por medio de la CIC- (García y García, 2013). Adicional a esto la materia orgánica puede contribuir indirectamente a la fertilidad del suelo mediante una mejor estructura del suelo, que ayuda a una mejor germinación, a un óptimo crecimiento de la raíz de la planta, mejorando las relaciones hídricas y reduciendo la erosión (Jeffery *et al.*, 2011). También es importante la calidad de carbono -en términos de nutrición-, que aporta la materia orgánica. Los biocarbones elaborados a bajas temperaturas contienen más carbono lábil (Nelissen *et al.*, 2012). Cuando se adiciona materia orgánica con gran cantidad de carbono lábil, se incrementan los microorganismos que producen enzimas que ayudan a descomponer materia orgánica más compleja, en consecuencia, se aumenta la cantidad de nutrientes disponibles que puede tomar la planta y que puede representar una mayor producción de biomasa (Antal y Gronli, 2003). Estas consideraciones se encuentran en consonancia con la presente investigación en el sentido que los tratamientos con mayores volúmenes y rendimientos contenían un aumento en los niveles de materia orgánica, (tabla 4-2, capítulo 4). Por otro lado las

concentraciones de materia orgánica pueden estar asociadas a un incremento de la CIC. De acuerdo a esto en investigaciones como las de Sombroek *et al.* (1993) se encontró, con asociaciones positivas de materia orgánica y CIC, una tendencia significativamente más alta por unidad de carbono orgánico en el suelo, en comparación con suelos forestales adyacentes. Además de un mayor potencial de CIC asociado con un mayor contenido de materia orgánica, también se observaron tendencias de una CIC significativamente más alta por unidad de C orgánico del suelo en estos suelos en comparación con suelos forestales adyacentes (Sombroek *et al.*, 1993)

En el aprovechamiento, disponibilidad de nutrientes y la inclusión de residuos de cosecha en el suelo, se tiene una relación directa; una mayor absorción de nutrientes en la planta se verá representada en un mayor retorno de nutrientes orgánicos lábiles al suelo y a su vez en una mejor disponibilidad de nutrientes para las plantas (Gaskin *et al.*, 2008). Aunque se podría pensar que los residuos de plantas son de poco valor nutricional para la planta, cuando se incluyen en el suelo a través de la acción de los microorganismos se degradan y se transforman mediante reacciones químicas que dan lugar a productos más simples tales como amonio, nitrato y óxidos nitrosos y nítricos (Bever *et al.*, 2010).

Al encontrar en el actual estudio la mayor cantidad de N total en el sustrato en los tratamientos con biocarbón (T₄; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS y T₇; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), se podría deducir que el biocarbón cumple un papel fundamental bien por aporte o retención del elemento.

Durante el proceso de la pirólisis del biocarbón se pueden generar tres escenarios relacionados con los nutrientes; 1-se pueden volatilizar elementos como N y compuestos como diferentes óxidos -NO- que se encuentren en la superficie; 2-se pueden concentrar otros nutrientes en la matriz del biocarbón o, 3- se logran liberar óxidos solubles (Gundale & DeLuca, 2006). En la actual investigación, dados los reportes del bajo aporte de N encontradas en diferentes tipos de biocarbón de madera, se podría asumir que este material actúa como un retenedor del nutriente.

Algunos autores establecen que el biocarbón podría estar más vinculado a la transformación de nutrientes que a la entrega de los mismos en el suelo. En este sentido autores como Prendergast-Miller *et al*, 2011; Taghizadeh-Toosi *et al*, 2012; Spokas *et al*, 2012; Ventura *et al*, 2013, han establecido que el biocarbón debido a su alta área superficial puede reducir la lixiviación y la volatilización de elementos que aumentarían la disponibilidad de nutrientes disponibles en el suelo. En el caso del presente estudio, y teniendo en cuenta que los tratamientos T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM

y sin FS) y T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) se conformaron con solo BAM, podría asumirse que el biocarbón pudo actuar manteniendo (mediante su retención a través de su área superficial) el N que se encontraba de forma natural en el suelo (11,5 ppm) (Tabla 3-9). La aplicación de biocarbón ayuda a la transformación del nitrógeno y mejora su disponibilidad. Particularmente investigadores como DeLuca *et al.* (2009) han demostrado que con la adición de biocarbón en suelos forestales y agrícolas existe un mayor aumento en los procesos de nitrificación en el componente edáfico forestal.

Los porcentajes de nitrógeno total encontrados en los tratamientos con biocarbón podrían obedecer al elemento inmovilizado. En varias investigaciones se ha podido establecer una gran capacidad del biocarbón para inmovilizar inicialmente N para la planta. Esto podría tener tres causas: mineralización de la parte más débil o lábil, adsorción del amonio o secuestro de carbono por parte de microporos del biocarbón.

Lehmann *et al.* (2003) y Atkinson *et al.* (2010) establecen que factores como los poros naturales, su alta área superficial y una alta CIC determinan la capacidad del biocarbón para adsorber amonio (a través de intercambio) y nitrato (por porosidad). El biocarbón también puede contener cenizas que disponen elementos más solubles y accesibles para las plantas que los comprendidos en los residuos del cual proviene el mismo biocarbón. Dichos elementos podrían explicar el aporte favorable a corto plazo sobre la producción de los diferentes cultivos (Red Española de Compostaje, 2014).

Estas cenizas pueden contener principalmente una cantidad considerable de cationes intercambiables. Se ha establecido que los cationes con mayor valencia se retienen con mayor fuerza. Los más deshidratados serán los más fuertes fijados; en este sentido K se fija más fuerte que el Na, y el Ca más que Mg (García y García, 2013). En la actual investigación se cumple esta relación, (p.e) en la comparación de las medias del tratamiento con valores más altos (T₉) el K se encontró con una diferencia porcentual favorable de 996% ante el Na. Por su parte el Ca en el mismo tratamiento se halló con un porcentaje mayor ante el Mg de 335%. Entonces se podría inferir que gran parte del K y el Ca ocuparían más rápidamente los sitios de intercambio antes que el Na y el Mg en la superficie del biocarbón, dada la alta cantidad de este material en el tratamiento T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS). En consonancia con la presente investigación, Koukouzas *et al.* (2007) encontraron que los biocarbones de madera contienen en sus cenizas altas cantidades de óxidos metálicos como CaO, MgO, Fe₂O₃, TiO y CrO. Esto podría explicarse que

una vez que el biocarbón entra en contacto con el agua del suelo, estas cenizas se solubilizan y los óxidos catalíticos pueden quedar adheridos a las superficies activas del biocarbón (Le Leuch y Bandosz, 2007), pero a su vez estas superficies con elementos oxidados pueden adsorber NH_4^+ o NH_3 . Este aumento en la retención de bases podría deberse principalmente a que a medida que el biocarbón se envejece la superficie de éste, empieza a perder sitios de intercambio positivo, mientras que aumentan los negativos (Cheng *et al.*, 2008).

Otro factor que estaría vinculado con el aumento de nutrientes en los tratamientos con biocarbón en su sustrato es el tipo de pirólisis. Se podría considerar que la pirólisis lenta (menores temperaturas) aumenta la disponibilidad de nutrientes frente a la rápida. Investigaciones como las de Spokas *et al.* (2012) establecen que la pirólisis lenta tiende a producir biocarbones con mayor cantidad de N, S, P disponible, Ca, Mg y CIC comparado con la pirólisis rápida, asimismo con el incremento de la temperatura se pierden H y O. La razón por lo cual estos elementos se mantienen en el biocarbón podría estar relacionada con los rangos de volatilización frente al aumento de la temperatura. En biocarbón de madera se tienen estimadas el comienzo de las volatilizaciones de los elementos así: C a 100 °C, N arriba de 200 °C, S y K arriba de 375 °C, P entre 700 y 800 °C y Ca, Mg y Mn por arriba de 1000 °C (Neary *et al.*, 2005). En este sentido, el biocarbón elaborado en el presente estudio (por medio de pirólisis lenta) podría mantener nutrientes como K, P, Ca, Mg y Mn.

El aumento en la CIC en tratamientos como T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) se podría atribuir a la adición del biocarbón en estos niveles de aplicación tanto de BAM como de FS en estos tratamientos. La evidencia sugiere que con la aplicación del biocarbón se aumentan algunas propiedades del suelo. Glaser *et al.* (2002) aducen un incremento en la CIC a la adición de biocarbón en el suelo. Asimismo, investigadores como Lin *et al.*, 2012 y Rajkovich *et al.* (2012) sugieren en relación con este aumento, especialmente en los biocarbones provenientes de pirólisis lenta, que se mantienen grupos orgánicos funcionales que incrementan la CIC en el suelo. Al igual que en el actual estudio Yamato *et al.* (2006) encontraron un aumento en la CIC con la inclusión en el suelo de un biocarbón de *A. mangium* en cultivos de maíz y soya. Si se tiene en cuenta que en la presente investigación se incrementó la CIC en los tratamientos con biocarbón, por ende, se mejoraría la retención y disponibilidad de nutrientes en el suelo, influenciando el volumen y rendimiento en las plantas de estos tratamientos (ver tabla 4-2 capítulo 4).

En el tratamiento T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) se encontró un rango óptimo en los niveles de la relación Ca/Mg (tabla 3-12). El mayor nivel de Ca en los tratamientos con biocarbón podría definir el aumento en la relación Ca/Mg en estos. En el T₉ se podría considerar que el aporte de cenizas mejoró considerablemente la relación Ca/Mg y como consecuencia se disminuyeron los contenidos de Al en el suelo de este tratamiento. Entre mayor sea la CIC también lo será la relación de cationes divalentes (Ca y Mg). El caso contrario sucede en K; debido a su baja CIC, particularmente en leguminosas, se tiene una mayor eficiencia para adsorber este elemento (Malavolta y Crocomo, 1982).

La relación Ca/K es importante en la dinámica del suelo, de forma antagónica estos dos elementos tienen un comportamiento distinto; (p.e) en las relaciones hídricas el K incrementa la absorción del agua mientras que el Ca tiende a reducirla. De acuerdo a esto, las plantas que crezcan en suelos pobres en Ca acusarán un mayor déficit de agua en el suelo (Blaya y García 2003).

Lo anterior concuerda con los mayores resultados de la relación Ca/K y de retención de agua encontradas en el tratamiento con BAM (T₄; 80 ton·ha⁻¹ de BAM). Igualmente, los resultados encontrados en el suelo del tratamiento T₄ y la correlación con la toma de algunos nutrientes en la planta, representada en los análisis foliares (ver capítulo 4), determinaría que el contenido de calcio en las plantas y la cantidad de otros cationes en la fase de solución del suelo, influye en la adsorción del calcio absorbido por las plantas. Cuanto más cantidad de cationes intercambiables tiene un suelo o sustrato así mismo mayor CIC tendrá (Gruba y Mulder, 2015). En este sentido, los valores mayores de las medias en los tratamientos con BAM (T₄ y T₉) en la variable Ca/K, indicarían una relación causal con una mayor CIC, esto debido a que se encuentran T₄ y T₉ con mayores promedios en esta variable. (tabla 3-11 y figura 3-14).

Al adicionar biocarbón al suelo podría encontrarse un incremento tanto en la fase coloidal como en la solución del suelo de Ca y Mg, que a su vez conduce a una relación Ca+Mg/K desfavorable (debido a una inhibición competitiva por parte de los cationes con mayor concentración) que puede ocasionar desbalances nutricionales en la planta. A su vez una alta aplicación de K ocasiona una reducción en la adsorción de Ca y Mg (Blaya y García 2003).

Se ha considerado que en las relaciones de Mg/K los valores normales se encuentran en rangos de 2,5-15 (tabla 3-12). En este sentido ninguno de los tratamientos con biocarbón alcanzó una

relación aceptable. Este comportamiento podría deberse a los mayores niveles encontrados de K en comparación con los de Mg en dichos tratamientos.

En el T₉ se encontró el promedio más alto en la variable pH del suelo, mientras que el menor valor se halló en el testigo (T₁). La diferencia entre estos dos tratamientos fue de 19,4%. Los tratamientos con solo BAM tuvieron valores similares y frente al testigo se encontró una diferencia de $\cong 17,02\%$. Sin embargo, dado que no existieron diferencias significativas en la prueba de F (por esto se realiza una prueba no paramétrica y comparación de medias descriptivamente) se considera que el aumento no fue importante.

Adicionalmente al testigo también se hallaron valores más bajos que los tratamientos con biocarbón en los sustratos con FS. En consonancia con los anteriores resultados Granatstein *et al.* (2009) encontraron un aumento en suelos arenosos del 14% en el pH, cuando incrementaron aplicaciones de 10 a 40 ton·ha⁻¹ de un biocarbón de materiales herbáceos.

Por otro lado, encontraron un menor incremento (7%) con aplicaciones en los mismos rangos de un biocarbón proveniente de materiales de madera. El incremento de pH asociado a la aplicación de estos biocarbones se aduce al incremento de óxidos de metales alcalinos como Ca²⁺, Mg²⁺ y K⁺ y una reducción de Al³⁺ soluble en el suelo (Jaramillo, 2002). Aunque la mayoría de estudios con biocarbón reportan aumentos considerables en el pH cuando se aplica biocarbón al suelo, en la presente investigación no se encontraron grandes diferencias entre los tratamientos con BAM y FS o el testigo. Se considera que este efecto se debió a dos factores: i) debido a una alta actividad microbial y ii) por la misma actividad de las raíces que segregan H⁺, cuando toman cationes del medio; en especial dependiendo de la fisiología de la planta, por ejemplo, las leguminosas (*A. mangium*) pueden ser altamente precursoras de acidez en el suelo (Thies *et al.*, 2016).

Por otro lado, en la variable aluminio el mayor promedio estuvo en el testigo (T₁). El promedio más bajo se encontró en T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) con valor de 0. En tratamientos con mezcla tales como T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), T₆ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) se hallaron valores de promedios similares. Otro factor que han sugerido varios investigadores que puede mantener nutrientes en el suelo es el pH; la adición de biocarbón aumenta el pH del suelo, aumentando la precipitación de elementos como aluminio (aluminio intercambiable con altos valores en el suelo en el presente estudio) y Fe que asocian sitios de intercambio que podrían estar controlados por nutrientes (García y García, 2013).

El T₁ (testigo) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100%) de FS exhibieron los promedios más altos en el análisis de la variable Na. La diferencia porcentual entre estos grupos se ubicó en $\cong 386\%$. Los valores más bajos en la comparación de promedios para esta variable se encontraron en los tratamientos con solo BAM (T₄; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS y T₇; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS).

En la variable P se encontró el valor más alto en T₆ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), mientras que el más bajo se ubicó en T₂ (sin BAM y 50% de FS) con una amplia diferencia de porcentaje (406%). Estudios de laboratorio sugieren que el biocarbón induce a un incremento en la adición de fosfatos (Bailey *et al.*, 2010; Yoo y Kang, 2010). El P puede ser controlado por cationes como Al, Fe, Ca y Mg cuando el biocarbón aumenta o disminuye el pH (Wang *et al.*, 2012). La disponibilidad de P se encuentra entre 0,4 y 34% en el total del biocarbón. De manera general en el presente estudio se encontró aumento de elementos como N, P, Ca, Mg y Ca en tratamientos con biocarbón (T₅; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS, T₆; 40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS, T₈; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS y T₉; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), en comparación con los que contenían solo FS. En conformidad con estos resultados, Lehmann *et al.* (2006) también determinaron incremento en adsorción de elementos como P, K, Ca, Zn y Cu cuando se adicionó al suelo biocarbón en suelos de cultivos tropicales.

El hallar un mayor pH en las medias de las mediciones finales en los tratamientos T₉ y T₇ (tratamientos con BAM) podría estimarse que el biocarbón tuvo un efecto de aumento en comparación con tratamientos sin BAM. Como se ha mencionado a lo largo de esta investigación los biocarbones tienden a aumentar el pH en los suelos o sustratos donde se aplica.

En el análisis de prueba de Kruskal Wallis en relación con los valores medios obtenidos de pH y P y teniendo en cuenta que en tratamientos con BAM como T₉ y T₇ se encontraron las medias más altas, se podría inferir que existe una correlación de aumento en las dos variables con la aplicación del biocarbón en estos niveles de aplicación. Teniendo en cuenta que el P tiende a tener menos precipitación en pH cercanos a la neutralidad (y podría estar más “libre” en la solución del suelo) tendría más presencia en el suelo, con lo cual se podría aducir una relación causal entre estas dos variables; una proporcionalidad directa donde a mayor pH (hasta cierto nivel de pH, debido a la precipitación con carbonatos en pH muy alcalinos) una mayor disponibilidad de P.

La baja productividad en las plantas de los tratamientos T₁, T₂ y T₄ (ver capítulo 4 -rendimiento y volumen de *A. mangium*) podría correlacionarse con la alta C.E en el suelo. Lo anterior se

explicaría por una menor humedad en el suelo de estos tratamientos, lo cual conllevaría a una mayor acumulación de sales, a la reducción del potencial osmótico y a la disminución de agua disponible del suelo. De hecho la tabla 3-3 muestra una menor retención de humedad, particularmente para los tratamientos T₁ y T₂.

3.1.6. Conclusiones

Cuando se incorporó la mezcla de BAM+FS y solo BAM en el suelo en esta investigación se incrementaron los valores de retención de humedad y agua disponible. El incremento de los rangos en estas propiedades físicas permitiría una mayor disponibilidad de los diferentes nutrientes y el incremento en otras propiedades químicas del suelo. Al encontrarse mayores niveles de nutrientes (particularmente N) en tratamientos con solo BAM, se infiere que podría existir aporte de elementos por parte de este material. Los mayores niveles de Fe en los tratamientos sin BAM podrían demostrar que con la adición del biocarbón se disminuiría las cantidades de este elemento debido al aumento en el pH, reflejándose así en un incremento en la disponibilidad de macronutrientes en el suelo. Igualmente, con la incorporación del BAM en el suelo se podría tener una relación de bases intercambiables más equilibradas, que mejorarían tanto la estructura del suelo como la absorción de nutrientes por parte de las plantas. El aprovechamiento y posterior estabilización de los residuos de cosecha incorporados en el suelo en diferentes agroecosistemas, no solo emerge como una alternativa agroecológica y económica sino también como una manera de rescatar manejos ancestrales del suelo, que han sido exitosos particularmente en ecosistemas frágiles como son los suelos del trópico.

3.2. Referencias

- Antal, M.J., & Gronli, M. (2003). The art, science, and technology of charcoal production. *Ind. Eng. Chem. Res.* 42, 1619–1640.
- Arroyo-Kalin, M. (2012). Slash-burn-and-churn: Landscape history and crop cultivation in pre-Columbian Amazonia. *Quaternary international*, 249: pp. 4-18.
- Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., & Hipps, N. A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and soil*, 337(1-2), 1-18.

- Bever, J. D., Dickie, I. A., Facelli, E., Facelli, J. M., Klironomos, J. N., Moora, M., Rillig, M. C., Stock, W. D., Tibbett, M. and Zobel, M. (2010) 'Rooting theories of plant ecology in microbial interactions', *Trends in Ecology and Evolution*, vol 25, pp468–478.
- Blaya, S. N., & García, G. N. (2003). *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. Mundi-Prensa Libros.
- Brandt, K.K.; Holm, P.e. and nybroe, O. (2008). evidence for bioavailable Copper–Dissolved Organic matter Complexes and transiently Increased Copper bioavailability in manure-Amended soils as Determined by bioluminescent bacterial biosensors. *Environmental Science & Technology*, 42 (8), 3102-3108.
- Brockhoff, S. R., Christians, N. E., Killorn, R. J., Horton, R., & Davis, D. D. (2010). Physical and mineral-nutrition properties of sand-based turfgrass root zones amended with biochar. *Agronomy Journal*, 102(6), 1627-1631.
- Cheng, C.-H., Lehmann, J. & Engelhard, M. H. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochim. Cosmochim. Acta* 72(6): 1598-1610.
- Cornelissen, G., Martinsen, V., Shitumbanuma, V., Alling, V., Breedveld, G., Rutherford, D., Sparrevik, M., Hale, S., Obia, A., Mulder. J. (2013) Biochar effect on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in Zambia. *Agronomy* 3:256–274.
- De, M. S., Prager, M., Naranjo, R. E., & Sanclemente, O. E. (2012). El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas. *Agroecología*, 7(1), 19-34.
- DeLuca, H. T., MacKenzie, M. D., Gundale, M. J. (2009). Biochar effects on soil nutrient transformations. In: Lehmann J, Joseph S (Eds) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 251-270.
- DeLuca, T. H., & Aplet, G. H. (2008). Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(1), 18-24.
- García, G. N., & Garcia, S. N. (2013). *Química Agrícola Química del Suelo Y de Nutrientes Esencial*. Mundi-Prensa Libros.
- Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K., Das, K. C., & Bibens, B. (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE*, 51(6), 2061-2069.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with bio-char – a review. *Biology and Fertility of Soils* 35, 219–230.

- Granatstein, D., Kruger, C., Collins, H., Galinato, S., Garcia-Perez, M., Yoder, J. (2009). Use of Biochar From the Pyrolysis of Waste Organic Material as a Soil Amendment. Final Project Report. Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources, Washington State University, Wenatchee, WA, USA, 167 pp.
- Gruba, P., & Mulder, J. (2015). Tree species affect cation exchange capacity (CEC) and cation binding properties of organic matter in acid forest soils. *Science of the Total Environment*, 511, 655-662.
- Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of Ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *For Ecol Manag* 231:86–93.
- Hiraoka, M., & Mora, S. (2001). Introducción. In: Hiraoka M, Mora S (eds) *Desarrollo sostenible en la Amazonía. Mito o realidad?* Ediciones Abya-Yala, Quito, Ecuador, p 10.
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Colombia.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
- Joseph, S., Peacocke, C., Lehmann, J., & Munroe, P. (2009). Developing a biochar classification and test methods. *Biochar for environmental management: Science and technology*, 1, 107-126.
- Kluyver, A. J. (1956). *The Microbes Contribution to Biology*. Harvard University Press.
- Koukouzas, N., Hämäläinen, J., Papanikolaou, D., Tourunen, A. & Jäntti, T. (2007) ‘Mineralogical and elemental composition of fly ash from pilot scale fluidised bed combustion of lignite, bituminous coal, wood chips and their blends’, *Fuel*, vol 86, pp2186–2193.
- Le Leuch L.M., & Bandosz, T.J. (2007). The role of water and surface acidity on the reactive adsorption of ammonia on modified activated carbons. *Carbon* 45(3):568–578. doi:10.1016/j.carbon.2006.10.016.
- Lehmann, J. (2006). Black is the new green. *Sequestration news feature*. *Nature*, 442: pp. 624-626
- Lehmann, J., Pereira da Silva, J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil* 249, 343–357.
- Lin, Y., Zhou, S., Li, F., Lin, Y. (2012). Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of ecocement. *Journal of Hazardous Materials*, 213–214, p.457-465.

- Liu, P., Liu, W. J., Jiang, H., Chen, J. J., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2012). Modification of bio-char derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresource technology*, 121, 235-240.
- Malavolta, E., & Crocomo, O. J. O. (1982). Potássio e a planta. In: Yamada, T.; Igue, K.; Muzilli, O.; Usherwood, N.R. Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba: IPF/IIP. p.95-162. [Links].
- Masiello, C. A. (2004). New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*
- Neary, D.G., Ryan, K.C., DeBano, L.F., 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42. vol. 4. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT (250 pp.).
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruyschaert, G., & Boeckx, P. (2012). Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20-27.
- Patiño, T.C. (2010). Solubilización de fosfatos por poblaciones bacterianas de un suelo del Valle del Cauca. Análisis genético y de biodiversidad. Tesis Doctoral. Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia - Sede Palmira. 89p.
- Prendergast-Miller, M. T., Duvall, M., & Sohi, S. P. (2011). Localisation of nitrate in the rhizosphere of biochar-amended soils. *Soil biology and Biochemistry*, 43(11), 2243-2246.
- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A. R., & Lehmann, J. (2012). Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48(3), 271-284.
- Ran, Y., Sun, K., Yang, Y., Xing, B., & Zeng, E. (2007). Strong sorption of phenanthrene by condensed organic matter in soils and sediments. *Environmental science & technology*, 41(11), 3952-3958.
- Rawls, W. J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki T. M, Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116:61–76.
- Red Española de Compostaje. Enmiendas orgánicas de nueva generación: biochar y otras biomoléculas III.8. (2014). Editorial: Mundi-Prensa. P 180. España.
- Rodríguez, H., Fraga, R., Gonzalez, T., & Bashan, Y. (2006). Genetics of phosphate solubilization and its potential applications for improving plant growth-promoting bacteria. *Plant and soil*, 287(1-2), 15-21.
- Salinas, J. G. (1985). Oxisoles y ultisoles de Colombia y Latinoamérica: Características diagnósticas implicadas en su uso y manejo. *Suelos Ecuatoriales.*, 1, 16-29.

- Schnitzer, M., (2000). A lifetime perspective on the chemistry of soil organic matter. *Adv. Agron.* 68: 1-58.
- Soil Science Society of America. 1997. Glossary of soil science terms. Rev. Ed. SSSA, Madison, WI.
- Sombroek, W. I. M., Ruivo, M. D. L., Fearnside, P. M., Glaser, B., & Lehmann, J. (2003). Amazonian dark earths as carbon stores and sinks. In *Amazonian dark earths* (pp. 125-139). Springer, Dordrecht.
- Sombroek, W., Nachtergaele, F. O. & Hebel, A. (1993). 'Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils', *Ambio* 22, 417-426.
- Sombroek, W.; Ruivo, M.; Fearnside, P.; Glaser, B. y Lehmann; J. 2003. Amazonian dark earths as carbon stores and sinks. en: Lehmann, J; Kern, D; German, L; McCann, J; Martins, G; Moreira, A (Eds.), *Amazonia dark earths: origin, properties and management*. Dordrech, Kluwer Academic Publishers.
- Spokas A. K., & Reicosky D. C. (2009). Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Ann Environ Sci* 3:179-193.
- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., ... & Lentz, R. D. (2012). Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of environmental quality*, 41(4), 973-989.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R. R., & Condon, L. M. (2012). Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and soil*, 350(1-2), 57-69.
- Thies, J. E., Rillig, M. C., & Graber, E. R. (2015). Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2, 327-389.
- Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrao, E. A. S. (1988).- Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *J. Ecol.*, 73: 663-681.
- Van Belle, G., Fisher, L. D., Heagerty, P. J., & Lumley, T. (2004). *Biostatistics: a methodology for the health sciences* (Vol. 519). John Wiley & Sons.
- Van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., Chan, K. Y. (2009). Biochar and emissions of non-CO2 greenhouse gases from soil. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management – Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 227-249.
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., & Tonon, G. (2013). Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. *Journal of environmental quality*, 42(1), 76-82.

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.

Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshiori, S., Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition* 52, 489–495.

Yoo, G., & Kang, H. (2012). Effects of biochar addition on greenhouse gas emissions and microbial responses in a short-term laboratory experiment. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1193-1202.

Zhang, A., Bian, R., Pan, G., Cui, L., Hussain, Q., Li, L., ... & Yu, X. (2012). Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: a field study of 2 consecutive rice growing cycles. *Field Crops Research*, 127, 153-160.

Capítulo 4.

4.1 Estimar el efecto del biocarbón en el crecimiento y desarrollo en campo de plantas de *Acacia mangium* Willd.

4.1.1. Resumen y abstract

4.1.1.1. Resumen

Es necesario que en el establecimiento de nuevas plantaciones comerciales en la región de estudio se establezcan producciones como viables. Para producir árboles con volúmenes considerables en los llanos orientales de Colombia, es prioritario el aprovechamiento de recursos propios de la región debido a la desconexión con los demás territorios del país. El aprovechamiento de los residuos de las plantaciones forestales puede ser una alternativa en el mejoramiento de suelos y por ende en un mejor desempeño de la ecofisiología de la planta. Diferentes investigaciones han establecido que mediante la incorporación del biocarbón se aumenta las diferentes propiedades del suelo, lo cual se representa en un mejoramiento ecofisiológico de la planta. El objetivo de esta investigación fue el de estimar el efecto del biocarbón usado como enmienda en el suelo sobre el crecimiento y desarrollo a campo de plantas de *Acacia mangium* Willd, mediante la evaluación de su volumen y peso seco. En el análisis estadístico se estableció un diseño factorial incompleto en arreglo completamente al azar para las variables de volumen y rendimiento, con 9 tratamientos, 3 repeticiones y tres materiales a evaluar (biocarbón de *A. mangium* (BAM), Fertilizante sintético - triple quince- (FS) e interacción BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM) – 0, 40 y 80 ton· ha⁻¹ y 3 niveles de dosis para FS –aplicación al 0% 50% y 100%). El análisis de estas dos variables se realizó mediante un modelo de varianza (MANOVA) bivariante. En la evaluación del rendimiento y el volumen con la aplicación de BAM + FS se hallaron incrementos porcentuales del orden de hasta 350% y 556% respectivamente, con la inclusión de la mezcla BAM+FS en niveles de 80 ton· ha⁻¹ de BAM y 100 % de FS. Con aplicaciones de mezclas de BAM+FS en el suelo se pueden obtener mayores volúmenes y rendimientos en las plantas de *A. mangium* en el agroecosistema en estudio.

Palabras clave: agroferestería, agroecosistema, atributos morfológicos, pirólisis, acondicionador de suelos.

4.1.1.2. Abstract

The establishment of new commercial plantations in the study region needs to establish commercially viable productions. In order to produce trees that generate considerable volumes in the eastern plains of Colombia, it is necessary to take advantage of the region's own resources due to the disconnection with the other territories of the country. The use of residues from forest plantations can be an alternative in the improvement of soils and therefore in a better performance of the ecophysiology of the plant. Different investigations have established that through the incorporation of biochar the different properties of the soil are increased, which is represented in an ecophysiological improvement of the plant. The objective of this research was to estimate the effect of the biochar used as an amendment on the growth and field development of *Acacia mangium* Willd plants by evaluating their volume and dry weight. In the statistical analysis an incomplete factorial design was established in completely random arrangement for the volume and yield variables, with 9 treatments, 3 repetitions and three materials to evaluate (biochar of *A. mangium* (BAM), synthetic fertilizer -triple fifteen- (FS) and interaction BAM + FS-, with 3 dose levels for biochar (BAM) - 0, 40 and 80 ton- ha⁻¹ and 3 dose levels for FS -application at 0% 50% and 100%). In the evaluation of performance and volume with the application of BAM + FS percentage increases of the order of 350% and 556% respectively were found, with the inclusion of the BAM+FS mixture in applications of 80 ton- ha⁻¹ of BAM and 100 % of FS. With soil applications of BAM+FS mixtures, higher volumes and yields can be obtained in *A. mangium* plants in the agroecosystem under study.

Keywords: agroferestry, agroecosystem, morphological attributes, pyrolysis, soil conditioner.

4.1.2. Introducción

Según la FAO (2006), las plantaciones de *Acacia mangium* W. han alcanzado más de 2 millones de hectáreas en el mundo en este siglo. Por su parte en Colombia se han plantado en la última década cerca de 129.000 ha de esta especie, esto, en respuesta a la creciente demanda de subproductos que se pueden obtener y a la visualización de los servicios ambientales que estas plantaciones pueden proveer (CONIF, 2016). De hecho en Colombia, inicialmente se introdujo esta especie con propósitos ambientales para contrarrestar la erosión y como alternativa de recuperación de suelos degradados, gracias a la capacidad de fijar nitrógeno y fósforo. Sin embargo, en la última década, debido a su potencial maderable, se han

establecido proyectos forestales para el aprovechamiento de madera en zonas como el Bajo Cauca Antioqueño, sur de Córdoba, Magdalena Medio y Llanos Orientales (Mercado *et al.*, 2008).

Dentro de los factores positivos de *A. mangium* que favorecen su establecimiento están la adaptación a períodos prolongados de sequía, valores de déficit de presión de vapor (VPD) altos que beneficia su aprovechamiento en muchas plantaciones forestales y producción de abundante hojarasca que mejoran las características físicas y químicas del suelo (Pinso y Nasi, 1991; Eamus y Cole, 1997; Ferrari y Wall 2004). La especie crece rápidamente en altas densidades de población en competencia por recursos, contrastando en condiciones naturales donde crece en densidades poblacionales menores (Eyles *et al.*, 2015).

Por otro lado los principales problemas en la producción de *A. mangium* se centran en el bajo rendimiento, escases de semilla de calidad y ausencia de programas de mejoramiento (CFC, 2000). A pesar que se le ha reconocido su gran capacidad de adaptación en suelos degradados, con alta acidez y baja fertilidad (Nirsatmanto *et ál.*, 2004, Kim *et ál.*, 2008), de manera particular en el lugar que se realiza esta investigación, los árboles de *A. mangium* tienen problemas de crecimiento en el sentido que en algunas de las zonas no crece su fuste recto (reduciendo su aprovechamiento en volumen) lo cual conduce a que la madera tenga un menor valor comercial (gran parte de la producción se destina a tablillas y postes). Según los antecedentes de la zona y en los estudios ya mencionados en Centroamérica, todo indica que dichos problemas se relacionan con problemas edafológicos (CATIE, 1992; Otsamo *et al.*, 1995). En este sentido se crea un desafío para poder mejorar el rendimiento, volumen y forma de los árboles, generando así una viabilidad económica mayor a la actual.

Elementos como C, N y P, son nutrientes esenciales para el establecimiento de plantaciones madereras de *A. mangium* -particularmente en el aumento de la biomasa el C y el N juegan un papel importante- (Nykvist y Sim 2009). Sin embargo estos nutrientes en los suelos tropicales se encuentran con baja reserva y baja disponibilidad (Tiarks *et al.*, 1998). En suelos de zonas ubicadas en latitudes similares (suelos de Filipinas con óptimos niveles de nutrientes) a la de la presente investigación, se han reportado desarrollos de árboles de *A. mangium* hasta de 15 metros de altura y 27 cm en la base del tronco en un periodo de 4 años (Venn y Harrison 2001). Aunque en estudios como el de Torres y Del Valle (2007) se reportan crecimientos hasta de 15 m de altura en plantaciones de la especie en la región del caribe Colombiano, en sectores de la altillanura Colombiana no ocurre lo mismo; en esta región se han reportado valores por debajo de la media correlacionados con sitios similares en otras partes del mundo, en medidas alométricas de importancia como el volumen, áreas basales y rendimiento (CONIF, 2016). A partir de esto se hace

necesario un replanteamiento del manejo de estas plantaciones, de manera que se propongan alternativas que optimicen las producciones a partir del mejoramiento de las diferentes propiedades del suelo.

Las fracciones no maderables del árbol están constituidas por la corteza, las ramas y las hojas, estas unidades acumulan cantidades sustanciales de los nutrientes absorbidos por la planta. Es por esto que en diferentes agroecosistemas donde la fertilidad es baja se aprovechan estas fracciones incluyéndolas en el suelo. Dada la constitución del material –lignina en su mayoría- se hace necesario estabilizarlo de manera que se facilite su disposición en el suelo (Deluca y Aplet, 2008). Dentro de las diferentes tecnologías de estabilización de residuos en los agroecosistemas, el biocarbón se ajusta para convertir desechos generados en plantaciones forestales, debido al reducido espacio y tiempos de residencia que se necesita para estabilizar los desechos. El biocarbón puede ser usado como –principalmente- un acondicionador de suelos que mejora la calidad de los cultivos y que se postula como una alternativa sustentable en la producción de diferentes cultivos en el mundo (Blackwell *et al.*, 2009). Cultivos como arroz, trigo, maíz y soya, cuatro de los más importantes dentro de la producción de alimentos, han mostrado incrementos en el rendimiento del orden de 16, 17, 19 y 22%, respectivamente, cuando se ha aplicado biocarbón. Sin embargo, en las diferentes investigaciones con el biocarbón los resultados han sido diversos, tal es el caso de cultivos como la caña, la remolacha, la avena y el trébol rojo, donde no se encontró diferencias con la adición del biocarbón al suelo (Rajkovich *et al.*, 2012). A pesar de las extensas investigaciones del biocarbón en las últimas dos décadas, éstas se encuentran en una etapa de transición en cuanto a una verdadera validez de los resultados en la fisiología de la planta, esto seguramente debido a que la respuesta del cultivo no ha sido el principal punto de investigación, tan solo en reportes de caracterización de suelos con la aplicación de biocarbón (Lehmann *et al.*, 2009). Para llegar a una valoración positiva de estos estudios los investigadores también establecen que se deben evitar estudios “genéricos”, es decir procurar realizar investigaciones focalizadas en cultivos de especies específicas, para así tener una información puntual de cada cultivo de interés, debido a que el biocarbón puede funcionar de una manera diferente en las distintas especies vegetales.

También se debe tener en cuenta el tipo de biocarbón, que puede variar en gran proporción en las condiciones físicas y químicas en función de las materias primas de las que proviene. Este grado de variabilidad del biocarbón depende de la pirólisis y variables como el tiempo de residencia y la temperatura. Adicionalmente, particularmente en los agroecosistemas forestales, la acción del biocarbón está dada por la calidad de sitio, las propiedades del suelo y la capacidad de éste para reemplazar o mantener los nutrientes (Fleming *et al.*, 2006).

Si bien los sistemas agroforestales mantienen una gran resiliencia e importantes almacenamientos de nutrientes en sus suelos, al aumentar la frecuencia de remoción de biomasa (talas y entre sacas, entre otros) se requiere una reposición de nutrientes para el sostenimiento de los árboles. Es aquí donde surge la necesidad de incrementar los nutrientes en el suelo para dicho mantenimiento (Kimmins, 2004). El biocarbón utilizado como enmienda o acondicionador en el suelo, no solo podría mitigar los posibles efectos negativos de la biomasa removida en estos agroecosistemas, sino también aumentar la disposición de nutrientes; aplicando biocarbón en áreas donde la biomasa ha sido removida se puede regresar en mayor o menor cantidad los nutrientes originales. En diversos cultivos se ha podido observar que estos materiales tienen una gran capacidad de alcalinizar el suelo, esto debido a la cantidad de carbonatos y a la remoción de ácidos en el momento del calentamiento, obteniéndose una menor saturación de Al del suelo y por consiguiente un incremento en el aumento de la CIC y de la disponibilidad de nutrientes (Novak *et al.*, 2009; Enders *et al.*, 2012). Los ecosistemas forestales pueden ser candidatos potenciales para la mejora del suelo a partir de las adiciones de biocarbón (Coleman *et al.*, 2010; Page-Dumroese *et al.*, 2009). Coleman *et al.*, 2010 establecieron la acción del biocarbón en suelos forestales disturbados y no disturbados, encontrando que las aplicaciones de estos materiales en suelos no disturbados pueden ayudar a la retención de biocarbón ante eventos de erosión eólica e hídrica. Sin embargo, en suelos disturbados la aplicación del biocarbón debe ser minimizada, esto para que el ciclaje de los nutrientes no se interrumpa.

En el presente capítulo se propone, mediante un análisis morfológico y estructural de la planta en campo como primera aproximación a variables funcionales o ecofisiológicas, estudiar la aplicación de un biocarbón proveniente de residuos de *A. mangium* para establecer un posible aumento de volumen y rendimiento de madera, en una plantación de *A. mangium*. Así mismo como complemento de dicho análisis se hace necesario realizar una correlación entre las diferentes propiedades del suelo y este estudio morfológico.

4.1.3. Materiales y métodos

4.1.3.1. Características del sitio de estudio y diseño estadístico

El análisis del ensayo se llevó a cabo en los lotes establecidos para la investigación del capítulo 3. En el análisis estadístico se estableció un diseño factorial incompleto en arreglo completamente al azar para las variables de respuesta de volumen y rendimiento, un factor con 9 niveles, es decir, 9 tratamientos con 3 repeticiones y tres materiales a evaluar (biocarbón de *Acacia mangium* (BAM), Fertilizante sintético - triple quince- (FS), interacción BAM + FS-, con 3 niveles de dosis para el biocarbón (BAM) – 0, 40 y 80

ton· ha⁻¹ y 3 niveles de dosis para FS –aplicación al 0% 50% y 100%). El análisis de estas dos variables se realizó mediante un modelo de análisis de varianza bivalente (MANOVA). En el análisis foliar se utilizó el mismo diseño estadístico pero éste se analizó mediante el análisis de varianza univariante. Así mismo, para la medición de las relaciones alométricas con significado funcional relación entre parte aérea: parte subterránea, biomasa foliar: biomasa aérea total; área foliar: área de xilema conductivo de tallo (relación de Huber) se realizó un análisis de varianza univariante para peso seco foliar, del tallo y de las raíces. En la relación de huber se utilizó el peso seco foliar asumiendo que el área foliar específica es constante para todos los tratamientos y el área del xilema conductivo del tallo se calculó mediante la ecuación del área de un círculo tomado como diámetro el DAC (ecuación 2). Se mide el DAC ya que existen estimaciones adecuadas de la biomasa foliar de árboles pequeños y arbustos a partir de variables dendrométricas medidas en la base del fuste (Snell y Brown, 1978; Ganskopp & Miller, 1986).

Ecuación 2.

$$A = \pi r^2$$

dónde: A= área y r = radio de DAC

Por otro lado, para poder establecer la funcionabilidad del biocarbón ante una posible variabilidad climática a través de los años, se obtuvieron los datos de la estación climática más cercana a la zona de estudio, estableciendo así un posible escenario en los próximos años, teniendo en cuenta una posible homogeneidad o heterogeneidad en las variables climáticas de los años anteriores, particularmente en los años 2013a-2018a (tabla 4-1)

Tabla 4-1. Variables climatológicas del periodo 2013a-2018a tomadas en la estación Carimagua. Municipio Puerto Gaitán. Departamento del meta.

Meses / años	Brillo solar valores medios (horas)						Precipitación (mm)						Temperatura (°C)					
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Enero	274,2	207,7	198,5	225,3	205,4	196,3	0	4	30	0	3	5	27,9	27,6	28	27,5	28	27,5
Febrero	156,4	204,5	205,4	200,1	206,4	203,8	15	3	3	2	4	3	28,7	29,3	27,6	28,4	27,8	27,5
Marzo	141,4	159,3	143,5	150,4	146,3	153,2	30	///	50	30	60	45	28,1	29	28,5	28,6	28,5	28
Abril	149,8	118,8	146,3	127,3	136,4	133,4	140	55	70	50	55	60	27,8	25,9	26	26,5	27	27,5
Mayo	133,2	144,2	155,6	142,8	147,5	146,4	62	///	30	20	40	35	27,1	26,3	26,5	27	27,5	27,8
Junio	///	79,3	86	87,4	90,6	88,4	///	75	35	20	10	25	26,2	25	25,5	26,5	27	27,2
Julio	99,7	114,6	118,5	110,4	112,5		108	80	40	45	15		25,2	24,9	25	26	25,8	
Agosto	130,1	129,2	134,6	129,5	127,5		62	20	40	45	40		25,3	24,8	25	26	25	
Septiembre	151,6	///	///	162,8	153,7		99	60	40	50	///		26	25,5	26,5	26	26,8	
Octubre	///	///	97,5	98	95,7		128	80	30	54	40		26,8	///	26	27	26,7	
Noviembre	206,4	145,7	166,5	156,7	159,7		115	70	100	30	///		27	27,4	26,5	27	26,8	
Diciembre	155,7	///	160,6	164,8	160,4		///	55	20	30	30		26,9	///	27,5	28	28	

/// Ausencia del observador o del instrumento.

4.1.3.2. Establecimiento del ensayo en campo

Después de establecer el ensayo en campo del capítulo 3, se sembraron posteriormente a la toma inicial de muestras de suelo, plantas de *A. mangium* en los lotes (16 árboles x lote) en un terreno de 6.400 m² en disposición de tres bolillo con distancias de 2 x 2,5 en los puntos marcados (marcados con círculo) según la figura 4-1. No se utilizó riego, tal como se maneja en toda la plantación. Las plántulas sembradas en dichos lotes provenían de semillas recolectadas de un único árbol, con las cuales se estableció un vivero tres meses atrás de la siembra, donde se escogieron plántulas de alturas de 20 a 25 cm y DAC de 5 a 8 mm con la mayor homogeneidad posible.

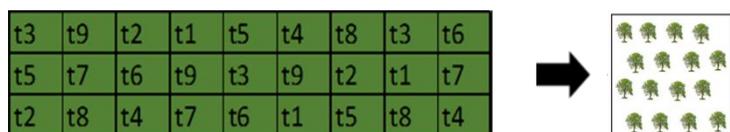


Figura 4-1. Distribución de árboles de *A. mangium* en diferentes tratamientos.

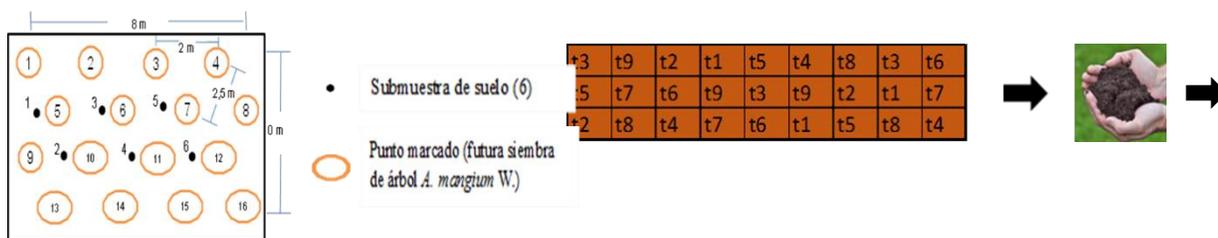


Figura 4-2. Toma de muestras en diferentes tratamientos.

4.1.3.3. Medición de atributos morfológicos de *A. mangium* en condiciones de campo

Al final del ensayo (10 meses después de la siembra) se analizaron las relaciones alométricas con significado funcional para la planta: relación entre parte aérea: parte subterránea, biomasa foliar: biomasa aérea total; área foliar: área de xilema conductivo de tallo (relación de Huber) (foto 1-4). El análisis de estas variables requirió mediciones destructivas de las plantas al final del ensayo. Asimismo, se midió el contenido de N foliar, como medida indirecta de la capacidad fotosintética de las hojas. Se estimó la Eficiencia de Crecimiento ($EC = \text{crecimiento del fuste} / \text{área foliar}$; $\text{cm}^3 \text{año}^{-1} / \text{cm}^2$) como una cuantificación del destino de C que representa el fuste, así como una medida indirecta de la eficiencia en el uso de la radiación, asumiendo que a mayor área foliar, existió un aumento de la captura de radiación en estas plantas jóvenes.

Foto. Proceso siembra de plántulas (ver anexo 11). (Fotografía G. Reyes)



Se evaluaron en árboles de *A. mangium* las variables peso seco de fuste y ramas y volumen de fuste como respuestas. El peso seco se calculó a partir del secado (en horno a 70 °C) de las ramas, fuste y parte foliar (parte aérea) de dos árboles escogidos al azar en cada tratamiento, donde luego de 72 horas se realizó su pesaje (Fonseca *et al.*, 2009).

Para el volumen se optó por una metodología propia debido a la forma irregular de los árboles. Antes de utilizar el método directo (basado en mediciones como el área basal, la altura y el coeficiente o factor de forma) el volumen se calculó mediante la ecuación de volumen de cono truncado (ecuación 1). Para dicha estimación se tomaron medidas de la altura y de los radios de la base inferior y superior del fuste. Para las mediciones de los radios y la altura se utilizó un pie de rey y una cinta diamétrica respectivamente.

A fin de evitar una estimación excesiva del volumen del fuste y compensar los errores de medición, se midió el diámetro en centímetros y se ajustó en sentido decreciente o creciente según el caso (por ejemplo: 16,2 cm se convierten en 16 cm para dar una mayor precisión al resultado). Esta evaluación se realizó cada tres meses para analizar el desarrollo de las plantas en los diferentes tratamientos. Sin embargo, como ya se indicó, solamente los datos de las mediciones finales tanto de los atributos morfológicos, como de las muestras foliares fueron utilizados para el análisis de las variables de rendimiento y volumen.

Ecuación 2.

$$V = (h \cdot \pi) / 3 (R^2 + r^2 + R \cdot r) \quad (1)$$

donde V= volumen del fuste; h= altura del cono truncado del fuste; R= radio de la base inferior del fuste y r= radio de la base superior del fuste.

Para la medición de raíces se tomaron muestras en forma de corona en volúmenes iguales de suelo (4 muestras por árbol) a 20 cm de profundidad. Estas muestras se tamizaron en laboratorio (tamices N° 8 y 10, 2000 y 2380 mm) se llevaron a un horno de secado por 72 horas para luego ser pesadas.

4.1.3.4. Muestras de suelos

El análisis de suelos del capítulo 3 fue útil para hacer una relación suelo-planta que permitiera un estudio puntual de la posible mejora por parte del biocarbón en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y su reflejo en las condiciones ecofisiológicas de la planta. Por otro lado en el análisis de las muestras foliares se determinaron los mismos elementos y se utilizaron las mismas metodologías para el estudio del comportamiento ecofisiológico de las plantas y su relación con el suelo.

4.1.4. Resultados

4.1.4.1. Análisis de atributos morfológicos en campo

Tabla 4-2. Tabla de análisis de varianza para peso seco, volumen y productos cruzados en madera de *A. mangium*.

	Matriz de suma de cuadrado	Grados de libertad	<i>p</i> -valor
Tratamientos			
peso seco	$\begin{pmatrix} \text{peso seco} & \text{volumen} \\ 124,37 & 210130,81 \\ 210130,81 & 380257590,5 \end{pmatrix}$	8	0,009
volumen			
Error			
peso seco	$\begin{pmatrix} \text{peso seco} & \text{volumen} \\ 2088333 & 4600,73 \\ 4600,73 & 12260317,28 \end{pmatrix}$	45	
volumen			
Total			
peso seco	$\begin{pmatrix} \text{Peso seco} & \text{volumen} \\ 126,4565 & 214731,5 \\ 214731,5 & 39517907,8 \end{pmatrix}$	53	
volumen			

4.1.4.1.1. Peso seco del árbol (parte aérea) y volumen de fuste de *A. mangium*.

El mayor volumen y rendimiento se encontró en los tratamientos con BAM, particularmente en las mezclas con BAM+FS (tabla 4-2 y 4-3). Asimismo se presentó una correlación positiva entre las dos variables estudiadas -peso seco del árbol (parte aérea) y volumen de fuste.

Tabla 4-3. Medias estimadas para las variables de peso seco del árbol (parte aérea y volumen de fuste en los diferentes tratamientos).

Tratamientos	Peso seco del árbol (parte aérea)*	Volumen de fuste**
9	4,6	9198,3
5	4,6	8157,2
6	3,3	7701,1
8	4,5	6400,1
3	2,9	5718,6
2	3,3	4560,5
7	1,9	2559,2
4	2,4	2200,3
1	1,1	1400,9

*(kg) ** (cm³)

Tabla 4-4. Resumen de intervalos de confianza de Bonferroni para comparación entre tratamientos de peso seco del árbol (parte aérea) y volumen. (Las matrices triangulares superiores representan el peso seco y las inferiores el volumen)

		Peso seco								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	
T1		*	*	*	*	*	*	*	*	
T2	*			*	*	*	*	*	*	
T3	*	*		*	*	*	*	*	*	
T4		*	*		*	*		*	*	
T5	*	*	*	*			*	*	*	
T6	*	*	*	*	*		*	*	*	
T7	*	*	*		*	*		*	*	
T8	*	*		*	*	*	*		*	
T9	*	*	*	*	*	*	*	*		

Volumen

* Diferencia significativa entre tratamientos

La comparación de medias en el análisis de la variable volumen se encontraron de la siguiente manera $\bar{X}T_9 > \bar{X}T_5 > \bar{X}T_6 > \bar{X}T_8 > \bar{X}T_3 > \bar{X}T_2 > \bar{X}T_7 > \bar{X}T_4 > \bar{X}T_1$. Por medio del análisis multivariante se encontraron diferencias significativas entre la los diferentes tratamientos de las dos variables con excepción de las comparaciones T₃-T₂, T₅-T₆ y T₇-T₄ (tabla 4-4). Según la tabla 4-3 el mejor promedio para el peso seco corresponde a T₉ y el más bajo para T₁ con una diferencia de 318%. Por otro lado los tratamientos T₇-T₄ presentaron un comportamiento relativamente homogéneo con bajos promedios en las dos variables. Los dos mejores promedios corresponden a tratamientos con BAM+FS (T₉ y T₆). El T₉ se halló en un 310% por arriba del tratamiento con el mayor nivel de FS (T₃). Asimismo se encontró que los mejores promedios de los tratamientos con BAM + FS (T₅, T₆, T₈ y T₉)

fueron T₉ y T₆. Estos dos tratamientos tienen en común que ambos se conformaron con 100% de FS. Los dos promedios más bajos de las dos variables (rendimiento y volumen de fuste) correspondieron a T₁ y T₄, testigo y tratamiento con el nivel más bajo de BAM (tabla 4-3).

La tabla 4-3 muestra las medias en la medición de la variable volumen con la siguiente relación: $\bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_5} > \bar{X}_{T_6} > \bar{X}_{T_8} > \bar{X}_{T_3} > \bar{X}_{T_2} > \bar{X}_{T_7} > \bar{X}_{T_4} > \bar{X}_{T_1}$. Mediante el análisis multivariante no se encontraron diferencias significativas en la comparación de pares de tratamientos T₁-T₄, T₈-T₃ y T₇-T₄ para la variable de volumen de fuste (tabla 4-3). Al igual que con el peso seco foliar el mejor promedio se encontró en el T₉ y el más bajo en el testigo T₁ pero con una diferencia de 556% (tabla 4-3). Los mejores promedios fueron los tratamientos con BAM + FS. En la comparación del tratamiento de T₉ y el tratamiento solo FS se encontró con una diferencia porcentual de 60,8% a favor del tratamiento con biocarbón (tabla 4-3).

4.1.4.1.3. Mediciones alométricas funcionales de *A. mangium*.

En el análisis estadístico univariante de las variables de los pesos secos del área foliar, tallo y raíces, se encontró una diferencia altamente significativa como lo muestra la tabla 4-5.

Tabla 4-5. Tabla resumen de análisis de varianza de mediciones alométricas funcionales en árboles de *A.mangium*.

Variable Respuesta	<i>p</i> -valor
Peso seco foliar	0,0000*
Peso seco tallo	0,0000*
Peso seco raíz	0,0000*

$p < 0,05^*$

La tabla 4-6 expone la biomasa total de los árboles de *A. mangium* calculada a partir del promedios de los pesos seco de las raíces, fuste y parte foliar. En el análisis descriptivo de las medias en los diferentes tratamientos se encontró una mayor biomasa en el T₈, mientras que el menor valor se halló en el testigo. Tratamientos compuestos por mezclas de BAM + FS (T₉, T₈ y T₅) se encontraron con valores mayores en relación con tratamientos con solo FS. La diferencia porcentual entre el mayor (T₈) y el menor valor promedio (T₁) se encontró en 324%. Los diferentes promedios se relacionaron de la siguiente manera: $\bar{X}_{T_8} > \bar{X}_{T_5} > \bar{X}_{T_9} > \bar{X}_{T_6} > \bar{X}_{T_2} > \bar{X}_{T_3} > \bar{X}_{T_4} > \bar{X}_{T_7} > \bar{X}_{T_1}$.

Tabla 4-6. Biomasa total de árboles (raíces, fuste y parte foliar) de *A. mangium*.

Tratamientos	Medias biomasa total*
1	1,10
2	3,33
3	2,92
4	2,46
5	4,75
6	3,32
7	2,05
8	4,74
9	4,71

* en kg

La mayor media en la variable peso seco foliar se halló en el T₈. Sin embargo, dado que este tratamiento junto al T₉ y T₅ conformaron un grupo homogéneo (según análisis de metodología de Tukey) se considera que estos tres grupos tienen el mismo comportamiento frente a esta variable. Por otro lado el menor promedio se encontró en el testigo y su diferencia con T₅ estuvo en un 215% por debajo (tabla 4-7). Los diferentes promedios se encontraron relacionados así: $\bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_1$.

La tabla 4-7 muestra, en la variable de peso del tallo, a T₅ y T₉ conformando un grupo homogéneo (Tukey) con los mayores promedios. Así mismo, se constituyó un grupo con los dos menores promedios con los tratamientos T₁ y T₇. La diferencia porcentual entre el mayor promedio del primer grupo T₉ y el menor promedio del segundo grupo fue de 981%. La relación de promedios fue la siguiente: La relación de promedios se encontró de la siguiente forma: $\bar{X}T_9 \geq \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_8 \geq \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_1$.

Tabla 4-7. Medias estimadas para las variables de pesos secos foliares, de tallo y raíces en los diferentes tratamientos.

Tratamientos	Medias* peso seco foliar	DS	Medias* peso seco tallo	DS	Medias* peso seco raíces	DS
1	0,93e	0,239	0,16e	0,126	0,016e	0,0557
2	2,46ab	0,239	0,83cd	0,126	0,046cd	0,0557
3	1,7cd	0,239	1,2bc	0,126	0,029e	0,0557
4	1,96bcd	0,239	0,46de	0,126	0,049c	0,0557
5	2,93a	0,239	1,7a	0,126	0,056bc	0,0557
6	2,36abc	0,239	0,96c	0,126	0,032de	0,0557
7	1,56de	0,239	0,43e	0,126	0,054bc	0,0557
8	3,03a	0,239	1,56ab	0,126	0,154a	0,0557
9	2,86a	0,239	1,73a	0,126	0,07b	0,0557

* en kg. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%

En la variable de peso seco de raíces se halló el promedio más alto en T₈. Así mismo, tratamientos como T₅ y T₉ le siguieron en los valores de los promedios. El testigo, al igual que en las dos anteriores variables analizadas, se mantuvo como el de menor promedio y la diferencia con T₈ fue de 152%. La relaciones de los promedios fueron las siguientes: $\bar{X}T_8 > \bar{X}T_9 > \bar{X}T_5 \geq \bar{X}T_7 \geq \bar{X}T_4 \geq \bar{X}T_2 \geq \bar{X}T_6 \geq \bar{X}T_3 \geq \bar{X}T_1$ (tabla 4-7).

4.1.4.2. Análisis foliar de árboles de *A. mangium*

Tabla 4-8. Tabla resumen de análisis de varianza para nutrientes en muestras foliares en árboles de *A. mangium*.

Variable respuesta	p-valor
N	0,0000*
P	0,0000*
K	0,0021*
Ca	0,0072*
Mg	0,1199

$p < 0,05^*$

La tabla 4-9 muestra diferencia significativa en la variable N. Se encontraron dos grupos homogéneos conformados por T₄ y T₃ por un lado y T₅ y T₈ por otro en el análisis inferencial. El tratamiento con la mejor media contenía solo BAM (T₄). El mejor promedio (T₄) y su diferencia con el valor más bajo (T₁) fue de 149% (Tabla 4-9). Los dos mejores promedios (T₄ y T₃) se encontraron en tratamientos sin mezcla, solo BAM y FS respectivamente (Figura 4-3).

Tabla 4-9. Medias estimadas y grupos homogéneos para diferentes nutrientes en muestras foliares de árboles de *A. mangium*.

Tratamientos	Variables y desviaciones estándar							
	N*	DS	P*	DS	K*	DS	Ca*	DS
1	0,85fe	0,069	0,027e	0,0019	0,17c	0,091	0,23d	0,060
2	1,46e	0,069	0,026f	0,0019	0,48b	0,091	0,45c	0,060
3	2,17 ^a	0,069	0,027f	0,0019	0,5b	0,091	0,45c	0,060
4	2,34 ^a	0,069	0,066ab	0,0019	0,71ab	0,091	0,43c	0,060
5	1,72cd	0,069	0,062b	0,0019	0,63b	0,091	0,52ab	0,060
6	1,60de	0,069	0,044d	0,0019	0,54b	0,091	0,54ab	0,060
7	1,95b	0,069	0,071a	0,0019	0,93a	0,091	0,4cd	0,060
8	1,71cd	0,069	0,052c	0,0019	0,61b	0,091	0,37cd	0,060
9	1,86bc	0,069	0,051c	0,0019	0,46b	0,091	0,66a	0,060

* %. Medias con las mismas letras en las columnas no son significativamente diferente según la prueba de Tukey con significancia del 5%

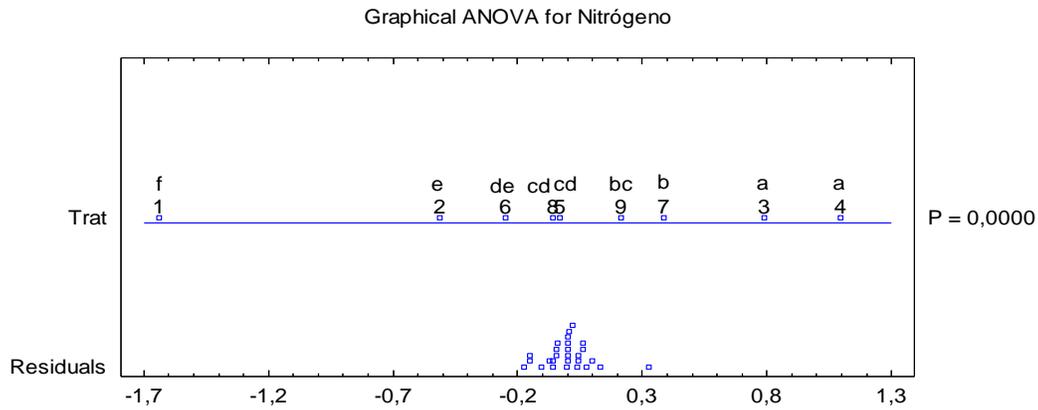


Figura 4-3. Análisis de varianza para N orgánico en muestras foliares.

Los mejores promedios se hallaron en los tratamientos T₇ y T₄. En la variable P se encontraron diferencias significativas entre diferentes tratamientos con la conformación de grupos homogéneos como T₈ y T₉ por un lado y T₃ y T₂ por otro (tabla 4-9). Estos tratamientos son análogos en su composición, en el caso de T₈ y T₉ compuestos por mezclas de BAM+FS. Por su parte T₃ y T₂ se componen de solo FS. En cuanto a la comparación del mejor (T₇) y el más bajo promedio (T₂) se halló una diferencia porcentual de 173%. Los mejores promedios se encontraron en tratamientos con mezclas de BAM+FS, mientras que los más bajos estuvieron conformados con solo FS (figura 4-4).

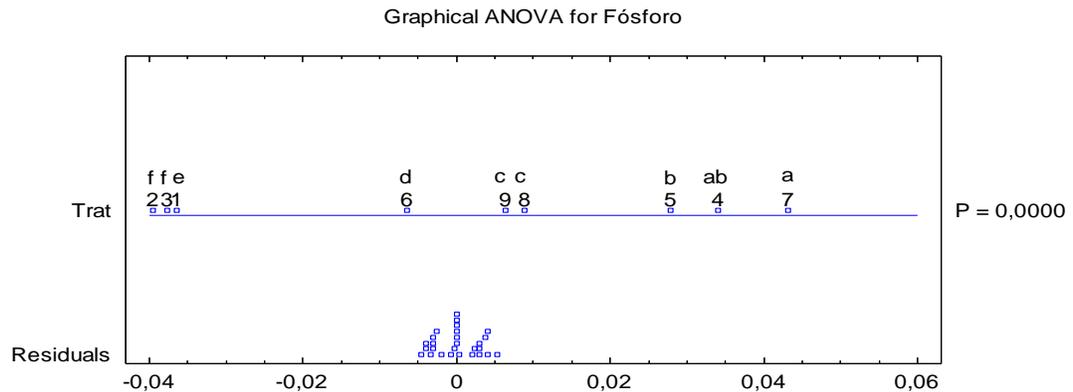


Figura 4-4. Análisis de varianza para P en muestras foliares.

Aunque la tabla 4-9 muestra, según su *p*-valor, una diferencia altamente significativa se encontró en el análisis estadístico una cantidad considerable de tratamientos con un comportamiento similar (tablas 4-9) en la variable K. Se halló una alta diferencia porcentual de 446% entre el T₇, como mejor tratamiento, y el T₁. Los tratamientos con mejores promedios contenían solo BAM (figura 4-5).

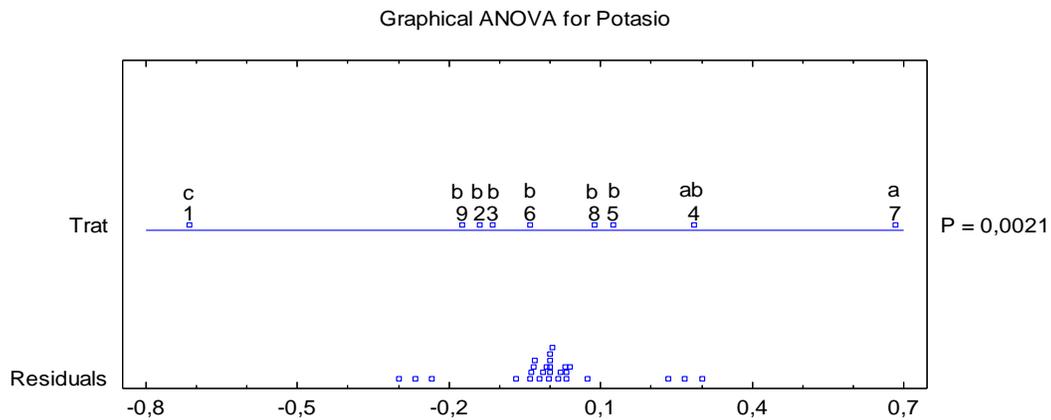


Figura 4-5. Análisis de varianza para K en muestras foliares.

En la tabla 4-8 se muestra una diferencia altamente significativa en la variable Ca. Sin embargo según la prueba de Tukey se encontró una alta homogeneidad en los tratamientos (Tabla 4-9). Los tratamientos con las medias ponderadas más altas fueron T₉ y T₆. Los mejores promedios encontrados contenían BAM+FS (figura 4-6). La diferencia porcentual de las medias entre el mejor promedio de T₉ y T₁ se halló en 186%.

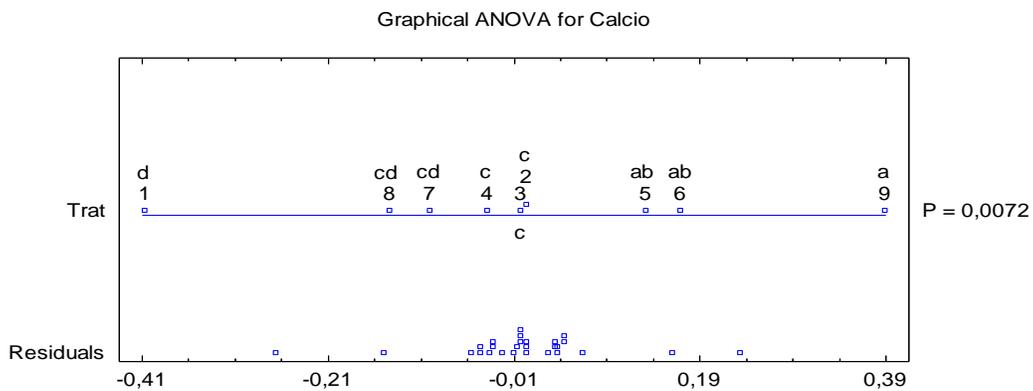


Figura 4-6. Análisis de varianza para Ca en muestras foliares.

4.1.5. Discusión

4.1.5.1. Peso seco parte aérea y volumen de fuste en *A. mangium*

De manera general en el estudio se halló un aumento en el peso seco del fuste y ramas de *A. mangium* cuando se utilizó BAM+FS, así como bajos pesos secos cuando se aplicó solo BAM en el suelo. No se encontró una diferencia significativa entre los tratamientos con solo BAM -T₇ y T₄- y entre los que se les aplicó solo FS -T₃: sin BAM y 100% de FS y T₂: sin BAM y 50% de FS-. En

cuanto a la comparación de los tratamientos con solo FS y solo BAM se apreció un comportamiento positivo a favor del tratamiento con FS, esto puede deberse a la disponibilidad inmediata de nutrientes que podría tomar la planta por parte de los fertilizantes sintéticos. Al igual que en la presente investigación donde se halló un incremento del 318% en la comparación de los promedios de T_9 (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y T_1 , en los rendimientos de biomasa en un tratamiento con biocarbón, Zemanova *et al.* (2017) encontraron que con la aplicación de un biocarbón se aumentó significativamente el rendimiento de biomasa en espinaca (*Spinacia oleracea* L.) en un 353% en comparación con el control. De igual manera Jeffery *et al.*, 2011, muestran a través de un meta análisis que con la aplicación de un biocarbón de residuos de acacia se aumentó la producción en un agroecosistema forestal cerca del 50%.

Si se tiene en cuenta que en las diferentes investigaciones en las últimas décadas en biocarbones no existe una unidad de criterio en cuanto a la funcionabilidad del biocarbón en el suelo, en términos de su definición como fertilizantes (por su aporte de nutrientes) o acondicionador de suelos, se podría deducir en la actual investigación (de acuerdo al mejor funcionamiento de BAM+FS comparado con los tratamientos con solo BAM) que el BAM tiene una mayor relación con el acondicionamiento del suelo que en el aporte de nutrientes efectivo. De hecho, podría no ser una ausencia total de nutrientes en el biocarbón más sí un pobre aporte relacionado con una baja liberación de éstos. En este sentido, Day *et al.*, 2005 sugieren que los biocarbones preparados a bajas temperaturas tienen una liberación lenta de nutrientes relacionada. Asimismo, Blackwell *et al.* (2007) aducen esta reducción de nutrientes a la inmovilización por los microorganismos del N generado en la mineralización de la parte más lábil o por el secuestro del elemento de poros finos del biocarbón. En el sentido de biocarbón como acondicionador del suelo varios autores aducen esta condición al mejoramiento de la estructura a través del aumento en las propiedades físicas (DeLuca *et al.*, 2009). En consonancia con estos investigadores, en la actual investigación se encontró una mejora en propiedades físicas del suelo (retención de agua y agua disponible) en los tratamientos con BAM+FS que podrían reflejarse en un mejor comportamiento fisiológico de las plantas (ver capítulo 3). Glaser *et al.* (2000) y Fowles (2007) estipulan que la aplicación de biocarbón al suelo puede mejorar ciertas propiedades químicas, físicas (CIC, aumento de pH, retención de agua) y procesos biológicos que permiten mejorar la estructura del suelo y la disponibilidad de nutrientes para la planta, reflejándose indirectamente en un aumento de la biomasa. De acuerdo con los anteriores investigadores, en la presente investigación se encontró en

los tratamientos con biocarbón, particularmente en mezclas de BAM+FS, un aumento en las diferentes propiedades químicas, que reflejan un incremento en el rendimiento de *A. mangium*.

Comparando las mezclas con mayor respuesta de producción de biomasa, T₉ y T₆, la primera -con la mayor dosis ensayada tanto de BAM como de FS- presentó un aumento del 19,4 % de la biomasa con respecto a la segunda. En el caso de las mezclas, particularmente en T₉. Se estima que dicha diferencia podría darse por el aumento de BAM aplicado en T₉. De igual manera con la no diferencia significativa de los tratamientos T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y T₆ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), con iguales niveles de BAM pero diferentes de FS, se infiere que con un aumento de los niveles de BAM, sin aumentar el FS se acrecentaría el peso seco de la especie. De acuerdo con estos resultados, investigaciones como las de Sohi *et al.* (2009), se estima que cuando se utilizan mezclas de biocarbón con fertilizantes sintéticos pueden obtenerse iguales rendimientos de cosecha con dosis más baja de fertilización convencional que en cultivos donde se aplica la dosis convencional u óptima de fertilización. Al igual que en la anterior investigación Steiner *et al.*, 2008^a, en estudios de diferentes parcelas con adiciones de mezcla de biocarbón y NPK de manera sostenida, encontraron mayor rendimiento en los cultivos fertilizados con la mezcla que el control representado por parcelas con solo fertilizante sintético. Los resultados de la actual investigación podrían inferir que en este agroecosistema los biocarbones aplicados solos al suelo, no generarían ningún cambio positivo para las plantas -en cuanto a aumento de biomasa-, más sí en mezclas (BAM + FS) sugiriendo de esta manera una sinergia entre BAM+FS.

Asimismo los diferentes niveles de BAM en donde se aplicaron los dos materiales (BAM+ FS) cumplen un rol clave en el aumento o disminución del peso seco. No se recomendaría la aplicación en este agroecosistema con solo BAM con niveles de 40 ton· ha⁻¹ -T₄-, dado que en comparación con el testigo se comportan homogéneamente.

En comparaciones entre la fertilización convencional que se realiza en este agroecosistema (100% de FS, representado en T₃) y el T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), se deduce que debido a la alta diferencia positiva de T₉ con respecto a T₃ podría funcionar como alternativa de fertilización el uso BAM+FS. Niveles cercanos de aplicación de biocarbón con resultados efectivos se han encontrado en diferentes investigaciones, este es el caso de estudios como los de Jeffery *et al.* (2015) en donde se evaluó un análisis meta estadístico proveniente de diferentes aplicaciones de enmiendas orgánicas en varios cultivos, determinándose un efecto positivo en las diferentes propiedades del suelo con incorporación de biocarbón a niveles de 100 ton· ha⁻¹. Así mismo estos autores mencionan una investigación donde se evalúan diferentes niveles de biocarbón en parcelas

forestales, con resultados cercanos a la presente investigación con aumentos de rendimientos (cercanos al 80%) en adiciones entre 75 y 80 ton·ha⁻¹ de biocarbón. De hecho los autores van más allá y establecen que las aplicaciones menores a 5 ton·ha⁻¹ de biocarbón son prácticamente inocuos frente a la producción de cultivos.

En los estudios en biocarbones es relevante el estimar los niveles de aplicación para el aumento de rendimiento para especies específicas. En el caso de *A. mangium* en el agroecosistema donde se llevó a cabo la presente evaluación, se podrían encontrar cercanos a 80 ton·ha⁻¹. Cabe indicar que esta apreciación se da en el estudio de un agroecosistema con un suelo y clima particular, así como en un tipo de cultivo específico donde se aplica un biocarbón con características determinadas. En el periodo en el que se llevó a cabo el actual estudio (2017b-2018a) se reportó, con el análisis de variables de importancia (brillo solar, precipitación y temperatura) (tabla 4-1), un comportamiento climático similar al de los 3 años anteriores, sin embargo, se deja expuesto ante un posible escenario climático diferente (como el del 2013) el posible efecto de este tipo de biocarbones relacionado con los cambios en las diferentes propiedades del suelo. De hecho, para el año 2019 se espera en Colombia un evento de fenómeno del niño (representado en sequía, para esta zona del planeta) (IDEAM, 2018). Sería interesante entonces, realizar estudios que puedan corroborar o refutar los resultados de la presente investigación.

Para tener un valor más cercano el óptimo de aplicación de BAM y FS, se desarrolló en el capítulo 5 del presente documento un modelo estadístico de superficie de respuesta, donde se estimó de una manera más precisa el nivel de aplicación de los dos materiales y la correlación con el volumen de madera en *A. mangium*.

Al encontrar como mejores promedios a los tratamientos T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), se podría establecer que algunas mezclas de BAM+FS (especialmente cuando se encuentran equilibradas en los niveles de aplicación) tienen una influencia importante en el aumento de volumen de madera de *A. mangium*. Por otra parte, a pesar que otros tratamientos con composición de BAM, como T₄, obtuvieron valores bajos de volumen, particularmente este tratamiento absorbió con eficiencia nutrientes claves para el desarrollo como nitrógeno. En este sentido al encontrarse un mayor aumento en los volúmenes de T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) y sin una vinculación positiva en la toma del nitrógeno, podría adjudicarse dicho incremento a la modificación de otras propiedades físicas químicas del suelo. Aunque se esperaría que los tratamientos con mayor nivel de BAM (T₉ o

T₇; 80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) tuvieron una mayor concentración de N en el tejido de las plantas evaluadas, fue en el T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) donde se manifestó una mayor absorción de las plantas de este elemento. Sin embargo, según el análisis del peso seco foliar no se encontró un mayor valor en la medias de este tratamiento. Los mayores valores hallados en las medias para esta variable estuvieron en T₉ y T₈. En este sentido se podría sugerir que en el T₄ se encontró una mayor concentración de N en el área foliar debido, seguramente, a una menor cantidad de hojas (anexo 8). Por otro lado, se ha establecido que el biocarbón puede tener efecto sobre otros elementos del suelo, por ejemplo disminuyendo la concentración de Al y Fe en el suelo y desencadenado la biodisponibilidad del P (Cui *et al.*, 2011). Así como el biocarbón aumenta la disponibilidad del P también puede incrementar la CIC permitiendo la captación de nutrientes como el K (Beck *et al.*, 2011; Slavich *et al.*, 2013). Esta consideración es aplicable a la actual investigación donde se encontró un alto promedio de K foliar en T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS). De igual manera el pH cercano a la neutralidad (5,6) de este tratamiento pudo ser la razón del incremento de elementos como el Ca y Mg en hojas. Investigaciones consistentes en las últimas décadas indican que mediante aplicaciones con biocarbón en suelos ácidos se podría mejorar la productividad en las plantas mediante un efecto de encalamiento (Jeffery *et al.*, 2011). Collins (2008) encontró que niveles de aplicación de biocarbón cercanos a 42 ton· ha⁻¹ se necesitarían para suplir 1,35 ton· ha⁻¹ de carbonato de calcio con lo que se aumentaría el pH en una unidad. En la presente investigación se halló un aumento de 0,9 unidades entre el mejor promedio T₉ con respecto al análisis inicial en el pH. Lo anterior indicaría que el BAM podría incrementar $\cong 50\%$ el pH en el agroecosistema del presente estudio, teniendo como parámetro el estudio de Collins, (2008). De otro lado un aumento en los valores del nitrógeno total también pudo aumentar la capacidad de absorción de P por parte de las plantas en la actual investigación. Al encontrarse una mayor concentración de NH₄⁺ se podrían excretar H⁺ que generarían una ligera acidificación en la rizósfera, provocando la liberación de algunas sales solubles de fósforo (Blaya, 2003).

En la medición del volumen la media del testigo (T₁) se encontró por debajo de todos los tratamientos con excepción de T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), lo que en sí determina una alternativa el uso de BAM + FS en la mejora del suelo e indirectamente en una mayor cantidad de madera en el fuste de de los árboles. Al igual que en el análisis del peso seco no se encontró diferencia significativa entre T₁ y T₄, lo cual implica que no se tendría efecto con la aplicación de enmiendas con solo BAM, particularmente a un nivel de 40 ton· ha⁻¹ -T₄, para aumentar la cantidad de madera sólida en los árboles. De igual manera no se encontró diferencia significativa en la comparación de T₈ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) -T₃ (sin BAM y 100% de FS). En el

análisis de estos dos tratamientos, se podría inferir que la aplicación de BAM con T₈ -a pesar de tener el nivel más alto 80 ton· ha⁻¹- podría no tener un efecto mayor en el volumen de los árboles. Por otra parte los tratamientos T₄ y T₇ se comportan de igual manera según el análisis estadístico, lo cual significa que al aplicar solo BAM, independientemente de los niveles de aplicación, el efecto en la producción de madera será el mismo según el análisis de las medias; en este caso los dos promedios se encuentran por debajo de los demás tratamientos. La alta diferencia (100%) en las medias a favor de T₃ en la comparación de T₃ (sin BAM y 100% de FS) -T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), establece que el FS fomenta un mayor volumen de madera cuando se aplica solo teniendo como referente las aplicaciones con solo BAM.

Al encontrarse los dos mejores promedios para T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) y T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), se recalca la pertinencia del uso de la mezcla BAM + FS para aumentar volumen de madera de *A. mangium*, enmarcando la ventaja del T₅ (40 ton· ha⁻¹ de BAM y 50% de FS) en un supuesto análisis económico de costo-beneficio frente a T₉. De acuerdo a esto, al igual que en el análisis del peso seco la mezcla (BAM+FS) genera mayor volumen de madera. Una de las causas para que se dé este aumento puede ser la mejora de algunas propiedades del suelo. Dentro de las propiedades del suelo que aumentan la disponibilidad de nutrientes se encuentran los beneficios de los microorganismos, esto sucede -p.e- en la inmovilización microbial de N que evita su lixiviación (Burger y Jackson, 2003), en este sentido autores como Birk *et al.*, 2009 y Ding *et al.*, 2016 han demostrado que la combinación de biocarbón con fertilizantes sintéticos aumentan la población de microorganismos en comparación con la aplicación de solo fertilizante sintético

Otro aspecto importante en la actual investigación es cómo en el nivel más alto de biocarbón se produce el volumen mayor, esto en el caso del tratamiento T₉ con 80 ton· ha⁻¹ de BAM. En este sentido Lehmann y Rondon. (2006) encontraron crecimientos constantes en diferentes cultivos con la aplicación de biocarbón cuando se comparó con un testigo en bajas aplicaciones del mismo en niveles de 4 y 8 ton· ha⁻¹. En este sentido, autores como Yamato *et al.* (2006) en investigaciones con biocarbón de corteza de *A. mangium* en cultivos de maíz y maní, aducen a un mayor crecimiento de los cultivos a la alta disponibilidad de N y bases intercambiables. Sin embargo otros investigadores (Xu *et al.*, 2015) establecen que en altas aplicaciones de biocarbón se podría generar respuestas negativas en el crecimiento de las plantas debido a la creación de sales por el aumento de cenizas y a la deficiencia de micronutrientes, dado un posible aumento del pH. En el

caso de la presente investigación la elaboración del biocarbón por pirólisis lenta puede ser la causa que el pH no tenga un valor alto en los tratamientos con biocarbón, particularmente en T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS), lo que representaría una óptima disposición de microelementos. Es importante anotar que desde un contexto agroecológico el adoptar estos tipos de mezclas para tener unos suelos más fértiles y por ende plantas más productivas, pueden ser alternativas para reducir la dependencia de los fertilizantes sintéticos. Por un lado se reducen costos que hacen más competitivo al agricultor y también existe una disminución en la entrada de insumos externos del agroecosistema (Altieri, 1995), lo cual lo hace más eficiente en términos ecosistémicos. De acuerdo con esto en la actual investigación, en el caso de T₅ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y 50% de FS), se cumple esta viabilidad ya que su media representa un alto valor de volumen utilizando el 50% de FS que se aplica usualmente en la zona de estudio.

Al hallarse, de manera general en los tratamientos con BAM un mayor peso seco en la biomasa total de la planta, en comparación con FS, podría considerarse que existe un mayor efecto del biocarbón en cuanto a la inversión de carbono en la planta. En el análisis de las mediciones alométricas funcionales calculadas a partir de los promedios de los pesos secos de la parte foliar, el tallo y las raíces, se hallaron los mayores valores para los tratamientos (T₅, T₈ y T₉) con mezclas de BAM + FS en diferentes niveles de aplicación, lo que explica una mayor asignación de biomasa en los tres compartimentos de la planta en comparación con otros tratamientos como el testigo y los conformados por solo FS. Igualmente, existe una correlación positiva, por lo menos, en dos de los tres tratamientos mencionados (T₅ y T₉), con el análisis de volumen de fuste. Así mismo, se corrobora dicha correlación con el peso seco de la parte aérea de los árboles y el análisis individual de los dos compartimentos (la parte foliar y el tallo). Se encontró en los tres tratamientos mencionados un mayor peso seco en la parte foliar que en el tallo, esto indica que la asignación de C la planta lo realizó en las hojas, es decir esta fijación de C se mantiene en la hoja. Así mismo, se hallaron mayores valores para la parte aérea que en la subterránea para las plantas de estos tratamientos. El mayor peso seco en el área foliar podría suceder, como lo plantea Reyes *et al.*, (2018), que al cambiar los filodios a hojas verdaderas *A. mangium* se realice un uso mucho más eficiente del N en la hoja (cociente entre la ganancia de carbono y el contenido de este nutriente) debido a una mayor superficie expuesta a la radiación que permitiría una mayor tasa de fotosíntesis. De este modo tanto la ganancia diaria de biomasa por unidad del área foliar como del área foliar total de la planta interpretado como la superficie de intercambio gaseoso, serían mayores en el estado juvenil. Una de las causas en donde el BAM podría procurar una mayor capacidad de fotosíntesis, aumento de asimilación en el floema, mayor apertura estomática e

incremento en C, es una mayor cantidad de K en parte de la planta, esto debido a que este elemento es fundamental en los movimientos estomáticos y en el potencial osmótico de la planta (Marschner, 2012). En la actual investigación los mayores valores de K encontrados en el suelo y en las mediciones foliares de tratamientos con BAM (p.e T₅) podría ser una de las causas de mayor fijación de C en la parte foliar. Por otro lado en un escenario posterior se esperaría que mediante podas se invierta mayor cantidad de C en los órganos heterótrofos de la planta (tallos y raíces).

Las tablas 3-9 (capítulo 3) y 4-9 muestran una relación causal positiva entre la cantidad de N en el suelo y los valores foliares, respectivamente, de este elemento en T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) y T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS). En el estudio del N total en el BAM se encontraron valores inferiores respecto a la cantidad del elemento en el análisis del suelo. En este sentido se podría inferir que en este tratamiento el biocarbón supuso una retención importante del elemento del suelo, más no un gran aporte del material. En las investigaciones de las últimas décadas en el biocarbón se ha encontrado que los nutrientes se pueden retener por dos vías: por adsorción y retención de nutrientes disueltos en la fase de solución del suelo (Lehmann *et al.*, 2003). El aumento de la captación por parte del biocarbón de nutrientes involucra factores tales como el incremento de la CIC y el pH. Pero el biocarbón no solamente puede generar desde el mejoramiento de las condiciones químicas en el suelo una mayor disponibilidad de nutrientes, sino también mediante factores físicos como una mayor área específica que aumenta la captura de elementos nutricionales de la fase solución del suelo. Taguizadesh-Tossi *et al.* (2012) encontraron (en una comparación de un biocarbón con pH alto y otro con pH bajo) que en condiciones de acidez se incrementaban los rangos de absorción (debido a la transformación de NH₃ a NH₄). Los autores concluyeron que debido a la dependencia del pH el cambio se produjo más por factores físicos que químicos.

La retención de nutrientes podría ser relativa en cuanto al tiempo, es decir dependería de la oxidación a largo o corto plazo una vez se introduce el biocarbón en el suelo y entra en interacción con el ambiente (Quilliam *et al.*, 2013). Resultados contrastantes en estudios de biocarbones frescos y envejecidos realizados por Zackrisson *et al.* (1996) y Dempster *et al.* (2012) demostraron que biocarbones viejos tienen mayor retención de nitrógeno inorgánico.

El biocarbón puede influenciar directa e indirectamente el comportamiento del P en el suelo mediante factores como la alteración de enzimas para su solubilización, la formación de complejos

órgano minerales que incrementan solubilidad del P y los cambios en la comunidad microbiológica (Liang *et al.*, 2010). Sin embargo otro de los factores que tiene una gran influencia en la adsorción del P por parte de las plantas es el pH. El promedio más alto de P en los tejidos foliares en T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) podría estar relacionado con el aumento del pH en el suelo en este tratamiento (ver capítulo 3 tabla 22-3). En suelos ácidos (como el del actual estudio) el P puede perder solubilidad debido a la fijación por parte de moléculas de hierro o aluminio. El biocarbón puede servir como agente de encalamiento debido al aumento del pH. Al añadirse biocarbón al suelo se aumentarían las concentraciones de CaCO₃ con lo cual se incrementaría el pH. Otra causa del aumento del pH sería el incremento en las cenizas, que compuestas por grandes de sales elevarían la alcalinidad del medio (García y García, 2013). En cuanto a esto Glaser (2002), en comparaciones con diferentes biocarbones, encontró con la adición al suelo de un biocarbón de madera dura un pH de 6,38 y con la inclusión de un biocarbón de coníferas halló un pH de 5,15. El autor adujo este incremento al contenido de cenizas debido a la diferencia del contenido de estas entre los dos materiales, de 6,38% y 1,53% respectivamente.

Los mayores valores de K en los tejidos foliares de los tratamientos T₇ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS) y T₄ (40 ton·ha⁻¹ de BAM y sin FS), estarían relacionados, probablemente, con una alta adsorción del elemento por parte de las raíces de las plantas de estos tratamientos. En el análisis de suelo (ver capítulo 3 tabla 3-7) se muestra que el K tiene un valor considerable, con lo cual se podría inferir que en el suelo de los tratamientos mencionados se estableció una dinámica positiva que generó condiciones excepcionales para la captación del elemento. De acuerdo a que estos tratamientos contienen solo BAM, en sus dos niveles de aplicación, la acción del biocarbón sería relevante para la toma del K por parte de las plantas.

Igualmente, al encontrarse los mayores promedios en los dos tratamientos con solo BAM se infiere que no existió una interacción significativa en las mezclas de BAM+FS. Al ser un catión el K, su adsorción en la fase coloidal en el suelo estaría determinada en mayor proporción por efectos químicos (CIC) que físicos (retención en porosidad). Esta idea estaría apoyada igualmente por los mayores niveles encontrados en la tabla 3-11 del capítulo 3, donde se muestran altos valores de CIC para T₇ y T₄.

Tal como lo establece Syuhada *et al.* (2016) con un aumento de la CIC, después de la adición de biocarbón al suelo, se podría no solamente incrementar la biodisponibilidad del K sino disminuir su lixiviación. La presente investigación concuerda con estudios como los de Lehmann *et al.*

(2003) donde, con un biocarbón de madera, se incrementó la adsorción de K y la concentración foliar en plantas de caupí. Asimismo se ha encontrado aumento de absorción de K con la adición de biocarbón de residuos de *Eucalypto deglupta*, en frijol común (Rondon *et al.*, 2007) e incremento de K en la biomasa de especies de leguminosas (trébol rojo) con la inclusión de biocarbón proveniente de mezclas de diferentes especies de pastizales (Oram *et al.*, 2014).

Los mayores promedios en tratamientos con biocarbón en el análisis de las concentraciones de Ca y Mg en los tejidos foliares, reflejan el aporte del material en la fisiología de las plantas de estos tratamientos. Particularmente en el T₉ (80 ton·ha⁻¹ de BAM y 100% de FS) se expresó una mayor eficiencia en la comparación con los otros tratamientos en la absorción del Ca, esto, según la correlación de los valores encontrados en el suelo y la parte foliar de las plantas (tabla 3-9 y figura 4-6).

En este sentido, se asume entonces que el biocarbón podría aumentar la disponibilidad de Ca para las plantas, a través del aporte del elemento como fuente directa o por medio de adsorción mediante el incremento de la CIC (Blackwell *et al.*, 2009).

En estudios realizados en un oxisol en Colombia los investigadores hallaron un aumento del Ca y Mg en los tejidos foliares de las plantas, con la inclusión en el suelo de un biocarbón proveniente de madera en cultivos de maíz, en rangos de 77-320%. La interacción entre el biocarbón y el fertilizante sintético utilizado en el presente estudio, demuestra una sinergia que promueve, desde las modificaciones de las propiedades del suelo, una mayor producción en términos fisiológicos de la planta que se refleja en un aumento de la biomasa y del volumen del fuste de las plantas evaluadas.

4.1.6. Conclusiones

Un mayor volumen y rendimiento se encontró en los tratamientos con BAM, particularmente en las mezclas con BAM+FS. Asimismo, se presentó una asociación positiva entre las dos variables estudiadas -peso seco y volumen-. En este sentido, la incorporación al suelo de los residuos de *A. mangium* estabilizados en forma de biocarbón, mejorarían las condiciones del suelo reflejándose en la producción de biomasa de la planta. Igualmente este incremento con la adición de BAM en las diferentes propiedades del suelo –que se observó en el capítulo 3-, afectaría positivamente variables como la porosidad, densidad aparente, humedad, CIC, pH y disponibilidad de nutrientes, entre otras, lo cual se manifestaría en un mayor desarrollo de la planta. De igual manera, los

mayores niveles de elementos encontrados en los tejidos foliares de las plantas en los tratamientos con solo BAM y BAM + FS, confirmarían que con la inclusión del BAM se exhibiría una mejora de las propiedades del suelo, donde se incrementaría la absorción de elementos tales como N, P y K, nutrientes claves para el crecimiento de las plantas evaluadas.

4.2. Referencias

- Beck, D. A., Johnson, G. R., & Spolek, G. A. (2011). Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. *Environmental pollution*, 159(8-9), 2111-2118.
- Birk, J.J., Steiner, C., Teixeira, W.C., Zech, W. & Glaser, B. (2009). Microbial response to charcoal amendments and fertilization of a highly weathered tropical soil. In: *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision* (eds W.I. Woods, W.G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner, A. WinklerPrins & L. Rebellato), pp. 309–324. Springer, Dordrecht.
- Blackwell, P., Riethmuller, G., & Collins M. (2009). Biochar application to soil. *Biochar for Environmental Management*. Pgs 207-222.
- Blackwell, P., Shea, S., Storer, P., Solaiman, Z., Kerkmans, M., Stanley, I. (2007). Improving wheat production with deep banded Oil Mallee charcoal in Western Australia. In: *International Agrichar Initiative Conference*, Terrigal, New South Wales, Australia.
- Blaya, S. N., & García, G. N. (2003). *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. Mundi-Prensa Libros.
- Burger, M., & Jackson, L. E. (2003). Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1), 29-36.
- CFC-cadena Forestal de Córdoba. (2000). *Acuerdo Regional de Competitividad para la Cadena Forestal en el Departamento de Córdoba (Colombia)*.
- Chan, K. Y., Zwieten, V. L., Meszaros, I., Dowine, A., Joseph, S. (2007). Agronomic value of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.* 45, 629–634.
- Coleman, M., Page-Dumroese, D., Archuleta, J., Badger, P., Chung, W., Venn, T., Loeffner, D., Jones, G., & McElligott, K. (2010). Can portable pyrolysis units make biomass utilization affordable while using biochar to enhance soil productivity and sequester carbon? In T. Jain, R. Graham, & J. Sandquist (Eds.), *Proc. Natl. Silviculture Workshop on Integrated Management of Carbon Sequestration and Biomass Utilization Opportunities in a Changing Climate* (pp. 159-168). Ft. Collins, Colo.: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest Range Experiment Station.

CONIF-Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal. 2016. Recuperado de: <http://conif.org/>

Day, D., Evans, R. J., Lee, J. W. and Reicosky, D. (2005). 'Economical CO₂, SO_x , and NO_x capture from fossil-fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration', *Energy* 30, 2558–2579.

DeLuca, H. T., MacKenzie, M. D., Gundale, M. J. (2009). Biochar effects on soil nutrient transformations. In: Lehmann J, Joseph S (Eds) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, pp 251-270.

Dempster, D. N., Gleeson, D. B., Solaiman, Z. I., Jones, D. L., & Murphy, D. V. (2012). Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354(1-2), 311-324.

Ding, Z., Hu, X., Wan, Y., Wang, S., & Gao, B. (2016). Removal of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel from aqueous solutions by alkali-modified biochar: Batch and column tests. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 33, 239-245.

Eamus, D., & Cole S. (1997). Diurnal and seasonal comparisons of assimilation, phyllode conductance and water potential of three *Acacia* and one *Eucalyptus* species in the wet–dry tropics of Australia. *Australian Journal of Botany*, 45(2), 275-290.

Enders, A., Hanley, K., Whitman, T., Joseph, S., Lehmann, J. (2012). Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresour Technol.* 114:644-53. Epub 2012 Mar 21.

DeLuca, T. H., & Aplet, G. H. (2008). Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. *Frontiers Ecol. Environ.*, 6(1), 18-24. <http://dx.doi.org/10.1890/070070>.

Eyles, A., P. Drake, L. Quang, T. Bon, P. V. Mendham, D. White, D y C. Beadle. (2015). Ecophysiology of *Acacia* species in wet–dry tropical plantations. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 77(4), pp 1-10. Doi: 10.2989/20702620.2015.1063030.

FAO. (2006). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. Hacia la ordenación forestal sostenible. FAO. Roma.

Ferrari, A. E, Wall, G. (2004). Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. *Rev Fac Agron* 105(2):63–87

Fleming, R. L., Powers, R. F., Foster, N. W., Kranabetter, J. M., Scott, D. A., Ponder Jr, F., ... & Morris, D. M. (2006). Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(3), 529-550.

- Fonseca, W., Alice, F., & Rey, J. M. (2009). Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque (Valdivia)*, 30(1), 36-47.
- Fowles, M., (2007). Black carbon sequestration as an alternative to bioenergy. *Biomass Bioenergy* 31, 426–432.
- Ganskopp, D. and R. Miller, 1986. Estimating leaf area of big Sagebrush from measurement of sapwood. *Journal of range management* 39 (4):338-340.
- García, G. N., & Garcia, S. N. (2013). *Química Agrícola Química del Suelo Y de Nutrientes Esencial*. Mundi-Prensa Libros.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biol Fert Soils* 35: 219–230.
- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. *Biol Fert Soils* 35: 219–30.
- Hina, K., Bishop, P., Arbostain, M. C., Calvelo-Pereira, R., Maciá-Agulló, J. A., Hindmarsh, J., ... & Hedley, M. J. (2010). Producing biochars with enhanced surface activity through alkaline pretreatment of feedstocks. *Soil Research*, 48(7), 606-617.
- IDEAM (2018). *Boletín Climatológico*.
- Jeffery, S., Abalos, D., Spokas, K. A., & Verheijen, F. G. (2015). Biochar effects on crop yield. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2.
- Jeffery, S., Bezemer, T. M., Cornelissen, G., Kuyper, T. W., Lehmann, J., Mommer, L., ... & Groenigen, J. W. (2015). The way forward in biochar research: targeting trade-offs between the potential wins. *Gcb Bioenergy*, 7(1), 1-13.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
- Kim N., Matsumura J., Oda K., Cuong, N. (2008). Possibility of improvement in fundamental properties of wood of acacia hybrids by artificial hybridization. *Journal of Wood Science* 55(1):8-12.
- Kimmins, J. P. (2004). *Forest Ecology*, 3E . Prentice Hall. University of British Columbia.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). “Biochar for environmental management: Science and Technology”, Earthscan, (Ed.) London, pp.1-9.
- Lehmann, J., Kern, D. C., German, L. A., McCann, J., Martins, G. C. & Moreira A. (2003). Soil fertility and production potential. In *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management* (ed. J. Lehmann et al.). Kluwer Academic Publishers, Dodrecht, pp. 105–124.

Lehmann, J., Pereira da Silva, J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil* 249, 343–357.

Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Theis, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G., Luizão, F.J. (2010). Black carbon affects the cycling of nonblackcarbon in soil. *Org. Geochem.* 41, 206–213.

Marschner H. (2012). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3rd Edn London: Academic Press.

Mueller, N.C., Braun, J., Bruns, J., Cerník, M., Rissing, P., Rickerby, D., Nowack, B. (2012). Application of nanoscale zero valent iron (NZVI) for groundwater remediation in Europe. *Environmental Science and Pollution Research* 19, 550e558.

Nirsatmanto A., Leksono B., Kurinobu S., Shiraishi S. (2004). Realized genetic gain observed in second-generation seedling seed orchards of *Acacia mangium* South Kalimantan, Indonesia. *Journal of Forest Research* 9(3):265-269.

Novak, J.M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J.W., Steiner, C., Das, K., Ahmedna, M., Rehrh, D., Watts, D.W., Busscher, W.J. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annal. Environ. Sci.* 3, 2.

Oram, N. J., van de Voorde, T. F., Ouwehand, G. J., Bezemer, T. M., Mommer, L., Jeffery, S., & Van Groenigen, J. W. (2014). Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. *Agriculture, ecosystems & environment*, 191, 92-98.

Paco Abenza, D., & Alcañiz, J. M. (2012). Evaluación de efectos de varios tipos de biochar en suelo y planta.

Page-Dumroese, D. S., Coleman, M., Jones, G., Chung, W., Dumroese, R. K., Venn, T., Anderson, N., & Loeffler, D. (2009). Portable in-woods pyrolysis: Using forest biomass to reduce forest fuels, increase soil productivity, and sequester carbon. In *Proc. 2009 North American Biochar Conf.* Boulder, Colo.: Center for Energy and Environmental Security.

Pinso, C. y R. Nasi. (1991). The potential use of *Acacia mangium* x *Acacia auriculiformis* hybrid in Sabah. En: Carron, L.T. and K.M. Aken. K.M., (ed.), 1992. *Breeding technologies for tropical acacias. Proceedings of a Workshop held in Tawau, Sabah, Malaysia. 1-4 July 1991.* ACIAR Proceedings No. 37, 132 p.

Quilliam, R. S., Glanville, H. C., Wade, S. C., & Jones, D. L. (2013). Life in the 'charosphere'—Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?. *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 287-293.

- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A. R., & Lehmann, J. (2012). Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48(3), 271-284.
- Reyes G., Carmona S. & Fernández M. (2018). Aspectos fisiológicos y de aprovechamiento de *Acacia mangium* Willd. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas* - Vol. 12 - No. 1 - pp. 244-253.
- Rondon, M. A., Lehmann, J., Ramírez, J., & Hurtado, M. (2007). Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and fertility of soils*, 43(6), 699-708.
- Slavich, P. G., Sinclair, K., Morris, S. G., Kimber, S. W. L., Downie, A., & Van Zwieten, L. (2013). Contrasting effects of manure and green waste biochars on the properties of an acidic ferralsol and productivity of a subtropical pasture. *Plant and Soil*, 366(1-2), 213-227.
- Snell, J.A.K. and J.K. Brown, 1978. Comparison of tree biomass estimators: DBH and sapwood area. *For. Sci.*24: 455-457.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., & Bol, R. (2009). Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report*, 5(09), 17-31.
- Steiner, C., de Arruda, M. R., Teixeira, W. G, Zech, W. (2008a). Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal, and mineral or organic fertilisers. *Trop Sci.* doi:10.1002/ts.216.
- Syuhada, A. B., Shamshuddin, J., Fauziah, C. I., Rosenani, A. B., & Arifin, A. (2016). Biochar as soil amendment: Impact on chemical properties and corn nutrient uptake in a Podzol. *Canadian journal of soil science*, 96(4), 400-412.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R. R., & Condon, L. M. (2012). Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and soil*, 350(1-2), 57-69.
- Xu, C. Y., Hosseini-Bai, S., Hao, Y., Rachaputi, R. C., Wang, H., Xu, Z., & Wallace, H. (2015). Effect of biochar amendment on yield and photosynthesis of peanut on two types of soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 6112-6125.
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I. F, Anshori, S., Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in south Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52, 489-495.

5. Capítulo

5.1 Diseño de un modelo de superficies de respuesta para determinar el valor óptimo de volumen en *Acacia mangium* W, utilizando diferentes dosis de biocarbón aplicado al suelo.

5.1.1. Resumen y abstract

5.1.1.1. Resumen

Debido a los problemas de infertilidad en los suelos de la región de los llanos orientales de Colombia, se hace necesario buscar alternativas mediante la inclusión de materiales que provean un incremento en las diferentes propiedades del suelo. Al tener suelos fértiles seguramente se incrementarán las producciones de los diferentes cultivos de la región. Particularmente en los agroecosistemas agroforestales de la región, debido a la baja fertilidad de los suelos, los promedios de producción, en términos de volumen de madera, se encuentran en rangos bajos con respecto a otros agroecosistemas del mundo. Con la inclusión de residuos estabilizados como el biocarbón probablemente se podrá aumentar dicha fertilidad. El objetivo de esta investigación se enmarcó en diseñar un modelo de superficies de respuesta para determinar el valor óptimo de aplicación de BAM y FS para la obtención de un determinado volumen en el fuste de *Acacia mangium* W. En el modelo de superficie de respuesta se involucraron un punto central con 12 réplicas, 4 puntos factoriales con 3 réplicas y 4 puntos axiales con 3 réplicas, para un total de 36 corridas de dos factores (BAM y FS). En el modelo de superficie de respuesta se involucraron un punto central con 12 réplicas, 4 puntos factoriales con 3 réplicas y 4 puntos axiales con 3 réplicas, para un total de 36 corridas de dos factores. En el modelo se tomaron dos niveles de tratamiento que en nuestro caso se estimaron con los valores de -1 (límite inferior) y 1 (límite superior) en variables codificadas (representadas en la figura 5-1 como (-1,1), (1,-1) (1,1) y (-1,-1) en las aristas del cuadrado) y 40; 80 ton· ha⁻¹ para BAM y 50;100% para FS en variables naturales (representadas con purpura en la figura 5-1) -que en el contexto del MSR son transformadas en las variables codificadas ya mencionadas- que permitieron establecer un diseño compuesto central con estrella con

característica ortogonal. El óptimo para volumen se encontró en 8566.9 cm³ de madera (para árboles de *A. mangium* de 10 meses, en un agroecosistema con condiciones de pluviosidad de 25 mm anuales, con temperatura promedio de 30°C) de edad, a una altitud de cuando se combinó el BAM con 63,1 ton· ha⁻¹ y el FS a un nivel de 84,4%.

Palabras clave: superficie de respuesta, volumen, residuos de cosecha, agroecosistema, enmienda orgánica.

5.1.1.2 Abstract

Due to the problems of infertility in the soils of the region of the eastern plains of Colombia, it is necessary to look for alternatives through the inclusion of materials that provide an increase in the different properties of the soil. Having fertile soils Willd surely increase the production of different crops in the region. Particularly in the agroforestry agroecosystems of the region, due to the low fertility of the soils, the production averages, in terms of volume of wood, are in low ranges with respect to other agroecosystems of the world. The inclusion of stabilized residues such as biochar Willd probably increase this fertility. The objective of this research was to design a model of response surfaces to determine the optimal value of application of BAM and FS to obtain a given volume in the shaft of *Acacia mangium* W. In the response surface model involved a central point with 12 replicas, 4 factorial points with 3 replicas and 4 axial points with 3 replicas, for a total of 36 runs of two factors (BAM and FS). The response surface model involved a central point with 12 replicates, 4 factorial points with 3 replicates and 4 axial points with 3 replicates, for a total of 36 runs of two factors. In the model two treatment levels were taken, which in our case were estimated with the values of -1 (lower limit) and 1 (upper limit) in coded variables (represented in figure 5-1 as (-1,1), (1,-1) (1,1) and (-1,-1) in the edges of the square) and 40; 80 ton· ha⁻¹ for BAM and 50;100% for FS in natural variables (represented with purple in figure 5-1) -which in the context of MSR are transformed into the coded variables already mentioned- that allowed to establish a central composite design with star with orthogonal characteristic. The optimum for volume was found in 8566.9 cm³ of wood (for 10-month-old *A. mangium* trees, in an agroecosystem with pluviosity conditions of 25 mm per year, with an average temperature of 30°C) of age, at an altitude of when BAM was combined with 63.1 ton· ha⁻¹ and FS at a level of 84.4%.

Keywords: response surface, volume, harvest residues, agroecosystem, organic amendment.

5.1.2. Introducción

En términos de generación de volumen de madera las plantaciones forestales llegan a ser más productivas que los bosques, con lo cual no solamente se puede asegurar una mayor producción sino una disminución en la deforestación de los bosques naturales. En consonancia con esto si se tienen estrategias que conduzcan a incrementar la calidad de la madera a partir de mayores volúmenes que tengan un incremento de rendimiento en el aserrío, se generarán valores agregados que pueden aumentar la comercialización del producto (Arce, 2006).

Las propiedades mecánicas del fuste de árboles homogéneos pueden variar significativamente a pesar que hayan sido clasificadas visualmente (Huang *et al.*, 2003), esto es de gran relevancia debido a que las diferentes características de la madera son las que van a determinar el uso de recurso y la rentabilidad en las plantaciones forestales (Rosenberg *et al.*, 2001); por esto es importante el estudio de la forma del árbol. En el concepto de “forma del árbol” se involucran aspectos como la curvatura de éste o la geometría de las diferentes secciones del árbol. La forma se relaciona directamente con el crecimiento óptimo de los árboles, lo cual se constituye en el objetivo principal en cualquier plantación comercial forestal (Badia, 2001). Asimismo, el crecimiento se puede determinar como aumento en unidad de peso, biomasa, de un organismo vivo o una comunidad y en el caso de las especies forestales este crecimiento se relaciona con el fuste, que es la parte del árbol utilizable para la producción de madera y es expresada en volumen (Castillo, 1997). En términos reales una medida directa que nos puede estimar el crecimiento es la cantidad de biomasa que posee el fuste. Para poder establecer un máximo aprovechamiento de los árboles es fundamental el cálculo de esta biomasa, donde es esencial realizar análisis morfológicos y estructurales de los árboles periódicamente. Dentro de las variables fisiológicas de la planta para realizar dichos análisis están involucrados estudios alométricos de las plantas como la densidad, volumen de madera, número de ramas, esbeltez, altura total y de fuste (Segura & Kanninen, 2005). Para determinar la biomasa del fuste de los árboles en la presente investigación se tomó el volumen como variable indicadora que puede inferir procesos fisiológicos de la planta tales como destino de elementos (C y N) y mayor o menor producción de ramas y raíces.

Por otro lado, usualmente en los inventarios forestales en el trópico, es común que se incluyan solamente el diámetro y la altura comercial para establecer la productividad de los árboles. En muchos casos esta altura comercial no refleja la productividad del árbol. Esto genera errores que vienen dados cuando la altura del árbol es incluida como una variable independiente en los

modelos de medición (Castillo, 1997). Considerando estas fuentes de error se hace necesario desarrollar factores e índices que involucren diferentes variables (Segura & Kanninen, 2005). La medición del fuste es de importancia porque permite obtener el volumen de madera del árbol. El volumen de madera total o aprovechable en pie de un árbol (m^3), en términos de biomasa, es utilizado como cálculo de la productividad en los agroecosistemas forestales. Esta variable puede estimarse a través de árboles tipo, relaciones matemáticas (regresiones lineales) o modelos biométricos, por medio del cálculo de variables como el área basal, la altura y un coeficiente propio de la especie por medio de una única variable (diámetro o altura total) o *estánderes*, donde el volumen está en función de dos o más variables, por lo general diámetro y altura total (Lencina, *et al.*, 2002), o como en el caso del actual estudio, a partir de la altura y radios basales y superiores del fuste, a manera de cálculo de volumen de cono un truncado. Por tales motivos, para establecer un análisis más preciso de la productividad y forma del árbol, en este estudio se analizó la variable de volumen de madera aprovechable.

Pequeños cambios en los factores ambientales (climáticos y edafológicos) pueden generar cambios en el crecimiento de los árboles. Se considera que los factores edáficos limitantes para el crecimiento de las especies forestales son la humedad y la disponibilidad de nutrientes para la planta, dichos factores se involucran directamente con las propiedades físicas del suelo. Factores como la textura, porosidad, porcentaje de materia orgánica y densidad aparente van a ser determinantes en la translocación de nutrientes hacia el fuste de los árboles (Dalla Tea & Larocca, 1998). En el caso de *A. mangium* si se logra hacer más eficiente la toma de elementos como N y P, podría aumentarse la biomasa y por ende tener fustes con mayor robustez y volumen para ser comercializados (Tiarks *et al.*, 1998; Nykvist y Sim 2009).

En efecto, el destino de los nutrientes se establece en los productos de cosecha (alimentos o madera). Es así como la agricultura funciona como un sistema abierto, donde se modifican los sistemas naturales para producir alimentos y fibras que se exportan fuera de los ecosistemas, es decir se destinan al mercado. Sarandon. (2002) plantea que desde la generación de los productos de cosecha de los diferentes cultivos, se puede ver el flujo de nutrientes desde el suelo hasta dichos productos. A diferencia de los ecosistemas naturales, los agroecosistemas no pueden autoabastecerse de nutrientes, requiriendo así de nutrientes externos que son necesarios para compensar las salidas utilizadas para la producción de la cosecha. Sin embargo existen alternativas para mitigar la introducción de insumos externos que suplen los nutrientes en los agroecosistemas.

Dentro de estas se encuentran el aprovechamiento de los residuos y su inclusión en el suelo previa estabilización de estos para el aporte o mantenimiento de nutrientes.

En este sentido se hace necesaria la búsqueda no solo de enmiendas que aporten nutrientes para el suelo, sino materiales que contribuyan a la mejora de la estructura de éste, manteniendo así dichos nutrientes en las diferentes fases del suelo, evitando su lixiviación y promulgando una mayor toma de nutrientes por parte de la planta. El biocarbón como material que entre sus características expone una gran superficie específica, gran cantidad de grupos funcionales y alta porosidad podría dar una alternativa para la retención de nutrientes en el suelo (Lehmann *et al.*, 2003). Es así como el biocarbón puede captar diferentes nutrientes del suelo por medios físicos.

Como se ha establecido una de las variables fundamentales en la diferenciación de los diferentes tipos de biocarbón es la materia prima de la cual provienen. De hecho, si se pirolizan materiales vegetales que contienen células de gran tamaño en sus tejidos pueden conducir a obtenerse biocarbones con cantidades considerables de macroporos. Estos tipos de biocarbones cuando se aplican al suelo pueden mejorar el drenaje del suelo y capturar moléculas de gran tamaño en estos poros (Warnock, 2007). Prendergast-Miller *et al.*, 2011, aducen que biocarbones provenientes de madera contienen cantidades considerables de NO_3 ; los autores demostraron que en la forma dominante de N (NO_3), antes de ser captados por estrategias químicas del biocarbón se encontraban físicamente atrapados dentro de los poros de este.

Para analizar las variables de volumen y su correlación con los niveles de biocarbón y fertilizante sintético óptimos para estimar el aumento de madera en este estudio, se utilizó la metodología de superficie de respuesta (MSR). Esta tecnología fue introducida por Box y Wilson. (1951) y consiste en una serie de técnicas que permite al investigador examinar una respuesta que se muestra en forma de superficie. La MSR se utiliza para encontrar el efecto que tiene el variar factores cuantitativos en valores que toma una variable dependiente o respuesta (Preciado, 2003). En este sentido la MSR se utiliza en el tratamiento de problemas en los que una respuesta de interés está influenciada por varios factores de carácter cuantitativo. El objetivo final de la MSR es establecer los valores razonables de la respuesta para después proponer un modelo matemático que se ajuste mejor a los datos que se obtienen.

El objetivo de este capítulo se centró en analizar mediante la metodología de un MSR, el valor óptimo de aplicación de fertilizante sintético (FS) en mezcla con biocarbón proveniente de residuos

(materia orgánica muerta) de *A. mangium* (BAM), en una plantación de la misma especie, para la variable volumen de fuste de *A. mangium* bajo ciertas condiciones ambientales.

5.1.3. Materiales y métodos

5.1.3.1. Diseño estadístico

En campo se sembraron 36 plántulas en un nuevo ensayo donde se evaluaron los dos mejores tratamientos (T_9 y T_5), encontrados en el estudio de la variable volumen de fuste analizada en el capítulo 4. Dicho ensayo duró 10 meses y finalizó con la medición del volumen en los diferentes árboles (la medición del volumen se explica en el numeral 5.1.3.2 medición de volumen). Con los datos obtenidos en dichas mediciones se llevó a cabo un análisis de MSR (con valores axiales, factoriales y central) donde se implicaron dos factores (FS y BAM), cada uno a dos niveles en la porción factorial, con cuatro tratamientos para la porción de diseño, 4 para la porción axial (combinaciones representadas en las aristas del rombo en la figura 5-1) y un punto central (punto color negro en el centro del cuadro y rombo en figura 5-1). En el modelo de superficie de respuesta se involucraron un punto central con 12 réplicas, 4 puntos factoriales con 3 réplicas y 4 puntos axiales con 3 réplicas, para un total de 36 corridas de dos factores. En el modelo se tomaron dos niveles de tratamiento que en nuestro caso se estimaron con los valores de -1 (límite inferior) y 1 (límite superior) en variables codificadas (representadas en la figura 5-1 como (-1,1), (1,-1) (1,1) y (-1,-1) en las aristas del cuadrado) y 40; 80 $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ para BAM y 50;100% para FS en variables naturales (representadas con purpura en la figura 5-1) -que en el contexto del MSR son transformadas en las variables codificadas ya mencionadas- que permitieron establecer un diseño compuesto central con estrella con característica ortogonal. (Cornell, 1990, Montgomery 1991). Todos los análisis de este modelo se asistieron con el software del paquete estadístico R.

5.1.3.2. Medición de volumen

Al igual que en la metodología para la medición de atributos morfológicos utilizada en el capítulo 4, donde antes de usar el método directo (basado en mediciones como el área basal, la altura y el coeficiente o factor de forma), se calculó el volumen mediante la ecuación de volumen de cono truncado (ecuación 1). Para dicho cálculo se tomaron medidas de la altura y de los radios de la base inferior y superior del fuste. Para las mediciones de los radios y la altura se utilizó un pie de rey y una cinta diamétrica respectivamente. A fin de evitar una estimación excesiva del volumen y compensar los errores de medición, se midió el diámetro en centímetros y se ajustó en sentido

decreciente o creciente según el caso (por ejemplo: 16,2 cm se convierten en 16 cm.). Para el análisis de esta variable se realizó una sola medición al final del ensayo.

$$V = (h \cdot \pi) / 3 (R^2 + r^2 + R \cdot r) \quad (1)$$

Donde V= volumen; h= altura del cono truncado; R= radio de la base inferior y r= radio de la base superior.

5.1.4. Resultados del análisis de superficie de respuesta

La figura 5-1 muestra los puntos de variables codificadas, reales y óptimo en la combinación de 40 y 80 ton· ha⁻¹ para BAM y 50 y 100 % para FS. El cuadrado representa la parte factorial, el rombo la parte axial y en el centro del rombo el punto central. El óptimo para un volumen de 8566.9 cm³ de madera de los árboles analizados de *A. mangium*, se representan en verde para BAM (63,1 ton· ha⁻¹) y FS (84,4%).

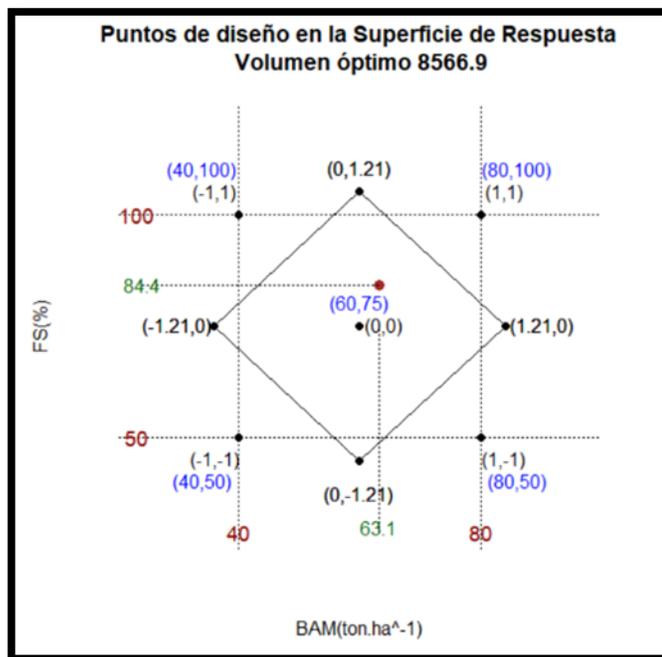


Figura 5-1. Puntos de diseño en la superficie de respuesta. En la figura las variables codificadas se representan como (-1,1), (1,-1) (1,1) y (-1,-1) en las aristas del cuadrado. Las variables naturales de BAM y FS corresponden a las parejas de números en color azul ubicadas en las aristas del cuadro y en el centro. Las coordenadas de las aristas del rombo corresponden a las parejas del punto medio para BAM y FS. Los números de color purpura corresponden a los niveles de aplicación de BAM y FS. El óptimo de aplicación esta dado por el punto rojo (pareja de números cercana al centro en azul)

En la figura 5-2 se observan tanto los diferentes tratamientos sobre la superficie de respuesta como el óptimo sobre la curva de nivel en forma tridimensional, enmarcada entre el volumen y los factores BAM y FS. Asimismo en la figura se aprecia que el valor el óptimo está dentro de la región probada. Por otro lado la figura 5-3 muestra la proyección de la parte inferior (base) de la figura 5-2 (superficie de respuesta estimada), visualizando los factores que fueron significativos y el punto del valor óptimo.

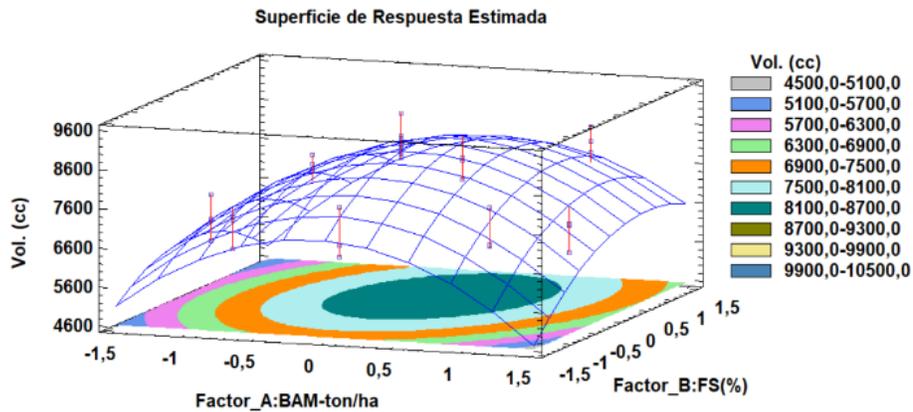


Figura 5-2. Superficie de respuesta estimada para los dos factores (factor A: $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ y factor B: FS).

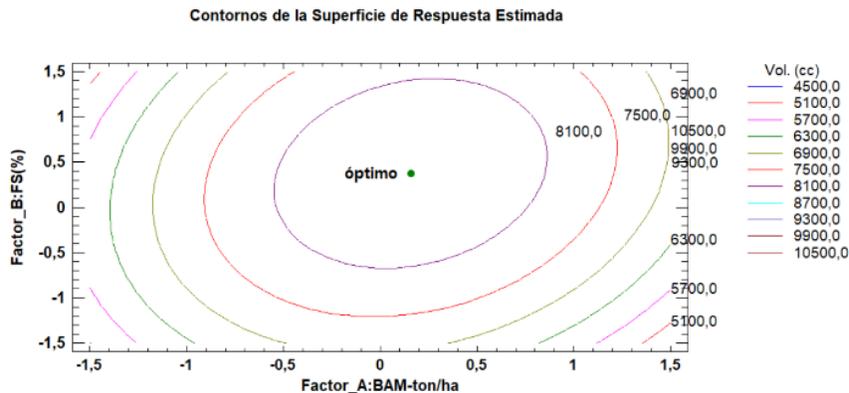


Figura 5-3. Contornos de la superficie estimada para los dos factores (factor A: $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ y factor B: FS) con punto óptimo estimado (color verde)

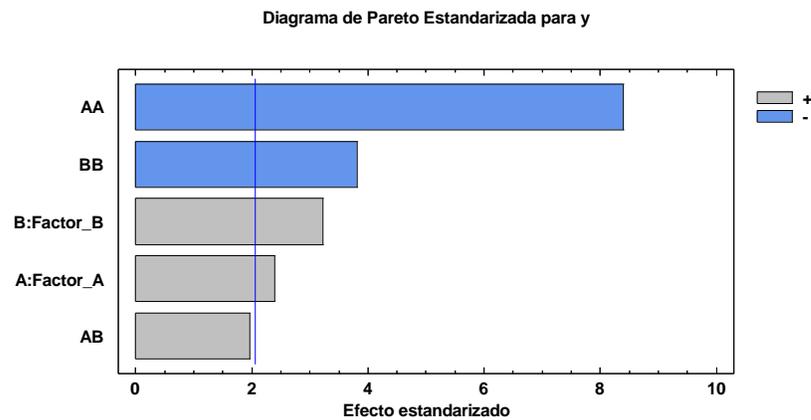


Figura 5-4. Diagrama de Pareto para variable volumen para los dos factores (factor A: ton· ha⁻¹ y factor B: FS) e interacción AB.

La significancia de los factores y los términos cuadráticos en la figura 5-4 se interpretan cuando las barras sobrepasan la línea. En este diagrama de Pareto se observó significancia en los factores A, B (BAM y FS respectivamente) y los términos cuadráticos, mientras que en la interacción no se encontró dicha significancia.

El estadístico R-Cuadrada (tabla 5-1) indica que el modelo, así ajustado, explica 58,96 % de la variabilidad en el volumen. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes fue de 52,124%, mientras que el error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos fue de 413,33. Puesto que el valor-*P* es mayor que 5,0%, no hay indicación de auto correlación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5,0%.

Tabla 5-1. Estadísticas del modelo ajustado.

R-cuadrada	58,9635 %
R-cuadrada (ajustada por g.l.)	52,124 %
Error estándar del est.	413,33
Error absoluto medio	474,304
Estadístico Durbin-Watson	2,38279
	(P=0,8883)
Autocorrelación residual de Lag 1	-0,210707

La siguiente es la ecuación del modelo ajustado en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

$$Y(\text{Vol.}) = 8495,02 + 216,626 * (\text{BAM}) + 292,825 * (\text{FS}) - 967,785 * \text{BAM}^2 + 233,872 * \text{BAM} * \text{FS} - 439,863 * \text{FS}^2$$

En la tabla 5-2 se observa el análisis de varianza, donde se particiona la variabilidad en partes separadas para cada uno de los efectos. Se prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso 4 efectos tienen un valor-*P* menor que 0,05 indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95,0%.

Para un análisis completo de varianza se estableció la prueba de falta de ajuste que está diseñada para determinar si el modelo seleccionado es adecuado para describir los datos observados o si se debería usar otro tipo de modelo. La prueba se realizó comparando la variabilidad de los residuos del modelo actual con la variabilidad entre observaciones obtenidas en condiciones repetidas de los factores.

Tabla 5-2. Análisis de varianza para el modelo de superficie de respuesta (diseño central compuesto con estrella ortogonal).

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón- F</i>	<i>Valor- P</i>
A:Factor_A	975351,	1	975351,	5,71	0,0241
B:Factor_B	1,78221E6	1	1,78221E6	10,43	0,0032
AA	1,20462E7	1	1,20462E7	70,51	0,0000
AB	656356,	1	656356,	3,84	0,0604
BB	2,48845E6	1	2,48845E6	14,57	0,0007
Falta de ajuste	7,87888E6	3	2,62629E6	15,37	0,0000
Error puro	4,61272E6	27	170842,		
Total (corr.)	3,04402E7	35			

En la tabla 5-3 se observa el óptimo para los factores A (BAM) y B (FS) junto con los puntos de las variables codificadas. Asimismo se muestra el valor óptimo del volumen en relación con los óptimos de los factores A y B. En este cuadro se establece que a partir de los óptimos (según variables codificadas) de los factores A y B, el volumen óptimo es de 8566,9 cm³ cuando se utilice el BAM en un nivel de 63,1 ton· ha⁻¹ y el FS en un 84,3%.

Tabla 5-3. Optimización de factores para respuesta (volumen) en variables codificadas.

Meta: maximizar y
Valor óptimo volumen= 8566,9

<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
Factor_A	-	1,21	0,157265
	1,21		
Factor_B	-	1,21	0,374448
	1,21		

Se encontró un aumento porcentual en el punto óptimo -aplicación de BAM en un nivel de 63,1 ton· ha⁻¹ y el FS en un 84,3% para un volumen óptimo de 8566,9 cm³- en comparación con el testigo (T₁) de 511,52% y de 49% con el tratamiento T₃ (con FS al 100%, utilizado convencionalmente en la plantación) (tabla 5-4).

Tabla 5-4. Medias estimadas para las variables de volumen en los diferentes tratamientos y comparación con óptimo obtenido.

<i>Coficiente</i>	<i>Estimado</i>
constante	8495,02
A:Factor_A	216,626
B:Factor_B	292,825
AA	-967,785
AB	233,872
BB	-439,863

5.1.5. Discusión

En esta investigación no solamente se estableció que con la aplicación de los valores encontrados en el punto óptimo (BAM en un nivel de 63,1 ton· ha⁻¹ y el FS en 84,3%, hallado mediante el MSR), se aumenta el volumen en el fuste de los árboles, sino que también se obtiene una disminución en la aplicación de FS, lo cual conduce a una disminución de costos económicos y ambientales en el agroecosistema en estudio. Por otro lado con el uso del BAM también se lograría un aprovechamiento de los residuos de la plantación que podría incrementar de manera positiva las diferentes propiedades del suelo reflejándose en una mayor biomasa de los árboles de la plantación.

De manera general se puede manifestar que en las últimas décadas diferentes investigaciones han demostrado que la aplicación de enmiendas orgánicas basadas en residuos orgánicos aumenta la

productividad de diversos cultivos. El cambio en factores del suelo como el aumento de pH, de la CIC, de retención de nutrientes y retención de agua, promovido por la inclusión de biocarbones establecería un mayor desarrollo de la plantas. Particularmente el aporte de cenizas con la aplicación de biocarbón al suelo, podría ser clave en el aporte de nutrientes disponibles si se tiene en cuenta la disponibilidad inmediata de las sales encontradas en la superficie del biocarbón (Yamato *et al.*, 2006; Chan *et al.*, 2007). Esta entrada al suelo “en corto plazo” de los nutrientes disponibles podría representarse en una mayor productividad de la planta (Kimetu *et al.*, 2008). El biocarbón puede proporcionar nutrientes al suelo y, por consiguiente, influir en la absorción de nutrientes por parte de las plantas y asimismo alterar la capacidad competitiva de determinadas especies vegetales. En particular, las leguminosas han demostrado beneficiarse de la enmienda con biocarbón (Rondon *et al.*, 2007). Por ejemplo, la adición de biocarbón, proveniente de residuos de *A mangium*, en diferentes cultivos de trébol rojo y *Trifolium pratense*, se tradujo en un aumento de casi el triple de la proporción y la biomasa de leguminosas en la medición después de su período vegetativo (Van de Voorde *et al.*, 20015).

La cantidad de biocarbón aplicado al suelo es determinante en el incremento de la producción de los cultivos. En las últimas décadas el biocarbón se ha aplicado en un amplio rango de tasas de aplicación que van desde 1 hasta más de 150 ton· ha⁻¹ en diferentes cultivos. Wolf *et al.* (2013 han establecido mediante meta análisis que con un nivel de aplicación de 50 ton·ha⁻¹ de biocarbón a gran escala se generaría un incremento medio de la producción de diferentes cultivos de 18 %. Jeffery *et al.*, 2011 propone escenarios más positivos y ubica este aumento en 28%. A pesar que en el presente estudio se encontraron en el punto óptimo niveles mayores de aplicación de biocarbón, el aumento en la producción se halló 2,5 veces más en comparación con las investigaciones de Wolf *et al.*, 2013. Sin embargo para establecer una viabilidad económica con la propuesta del nivel de biocarbón obtenido con la optimización, este debe ser sometido a un estudio de costos económicos (capítulo 6).

5.1.6. Conclusiones

El óptimo hallado mediante el MSR -donde para producir un volumen de 8566.9 cm³ se necesita aplicar al suelo un nivel de BAM (63,1 ton· ha⁻¹) y FS (84,4%)-, indica una reducción en la aplicación de FS del 15% y un incremento del 49% en el volumen de madera con respecto al tratamiento (T₃) (cuando se aplica FS al 100%). De otro lado, la ventaja de establecer este óptimo no solo está incluida en la disminución del uso de FS sino en el aprovechamiento de la gran

cantidad de residuos que se encuentran en el agroecosistema en estudio. Dicho beneficio está enmarcado en la creación de un producto agregado que a través de la incorporación de estos residuos estabilizados al suelo, podría mejorar sus propiedades físicas y químicas, reflejándose en una mayor producción de madera. Igualmente mediante el aprovechamiento de estos desechos se podría esperar un menor impacto de las externalidades ambientales provenientes de la contaminación de ecosistemas anexos por estos desechos.

5.2. Referencias

- Arce, H. J. (2006). Tecnología de la madera y la realidad del sector forestal costarricense. Kurú: Revista Forestal 3(7): 2 p.
- Arias Aguilar, D. (2002). Aufforstungen mit heimischen und eingeführten Baumarten auf degradierten Böden im Süden Costa Ricas. Ph.D. Tesis. Göttingen, DE, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band. 180 p.
- Badía, M., Rodríguez, F., & Broto, M. (2001). Modelos de perfil del árbol. Aplicación al pino radiata (*Pinus radiata* D. Don). Actas de III Congreso Forestal Español, Mesa V, Tomo III, págs. 478- 484. Sierra Nevada. Granada 25-28 de septiembre 2001.
- Borchard, N., Prost, K., Kautz, T., Moeller, A. & Siemens, J. (2012a). ‘Sorption of copper (II) and sulphate to different biochars before and after composting with farmyard manure’, European Journal of Soil Science, vol 63, pp399–409.
- Box, G. E. P., Wilson, K. G. (1951), On the experimental attainment of optimum conditions, Journal of the Royal Statistical Society, B 13, 1-45
- Briggs, C., Breiner, J., Graham, R., 2012. Physical and chemical properties of *Pinus ponderosa* charcoal: implications for soil modification. Soil Science 177 (4), 263–268.
- Castillo, A. U. 1997. Factores asociados con el crecimiento de dos bosques húmedos tropicales intervenidos silviculturalmente en Río San Juan Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 126 p.
- Chan K. Y., Van Zwieten L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S. (2007) Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Aust J Soil Res 45:629–634.
- Chan, K. Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: nutrient properties and their enhancement. Biochar for environmental management: science and technology, 1, 67-84.
- Cornell, J. 1990. Experiments with mixtures. Second edition. Editorial Jhon Wiley and Sons, Inc. USA.

- Dalla Tea, F., Larocca, F. (1998). Establecimiento de plantaciones forestales en la costa del Río Uruguay. (en línea). In: Jornadas Forestales de Entre Ríos (13as.), Encuentro Forestal CEDEFOR del Mercosur (1º., 1998, Concordia). Resúmenes. Concordia, s.e. p. irr. Consultado jun. 2017. Disponible en http://64.76.123.202/new/0-0/forestacion/_archivos/_biblioteca/79%20LaroccaDallaTeaIV.pdf
- Ding, Y., Liu, Y. X., Wu, W. X., Shi, D. Z., Yang, M., & Zhong, Z. K. (2010). Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), 47-55.
- Durlo, MA; Denardi, L. 1998. Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundaria nativa do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* 8(1):55-66.
- Hina, K., Bishop, P., Arbestain, M. C., Calvelo-Pereira, R., Maciá-Agulló, J. A., Hindmarsh, J., ... & Hedley, M. J. (2010). Producing biochars with enhanced surface activity through alkaline pretreatment of feedstocks. *Soil Research*, 48(7), 606-617.
- Huang, C., Lindström, H., Nakada, R., Ralston, J. (2003). Cell wall structure and 378 wood properties determined by acoustics. A selective review. *Holz Roh-Werkst* 61(5), 321- 379 335.
- Ippolito, J. A., Strawn D. G., Scheckel K. G., Novak J. M., Ahmedena, M., Niandou, M. A. S. (2015) Macroscopic and molecular investigations of copper sorption by a steamactivated biochar. *J. Environ. Qual.* 41, 150-156.
- Jeffery, S., Meinders, M. B., Stoof, C. R., Bezemer, T. M., van de Voorde, T. F., Mommer, L., & van Groenigen, J. W. (2015). Biochar application does not improve the soil hydrological function of a sandy soil. *Geoderma*, 251, 47-54.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
- Kimetu, J., Lehmann, J., Ngoze, S, O, Mugendi, D. N, Kinyangi, J. M., Riha, S., Verchot, L., Recha, J. W., Pell, A. N. (2008). Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems* 11:726–739.
- Lehmann, J., Kern, D. C., German, L. A., McCann, J., Martins, G. C., & Moreira, A. (2003) Soil fertility and production potential. In *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management* (ed. J. Lehmann et al.). Kluwer Academic Publishers, Dodrecht, pp. 105–124.
- LENCINAS, M. V., MARTINEZ PASTUR, G. U. I. L. L. E. R. M. O., CELLINI, J., VUKASOVIC, R., PERI, P., & FERNANDEZ, M. C. (2002). Incorporación de la altura dominante y la clase de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque (Valdivia)*, 23(2), 5-17.

- Montgomery DC (1991) Métodos y diseños de superficie de respuesta. En: Diseño y análisis de experimentos. Iberoamericana. México. pp. 467-509
- Nykvist, N. Y. B. L. (2009). Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with *Acacia mangium*. *Journal of Tropical Forest Science*. 21 (2): 98-112.
- Preciado, G. F. (2003). OPTIMIZACIÓN DE UNA SUPERFICIE DE RESPUESTA UTILIZANDO JMP IN.
- Prendergast-Miller M. T, Duvall, M. Sohi, S. P. (2011). Localisation of nitrate in the rhizosphere of biochar-amended soils. *Soil BiolBiochem* 43:2243–2246.
- Rondon, M. A., Lehmann, J., Ramírez, J., & Hurtado, M. (2007). Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and fertility of soils*, 43(6), 699-708.
- Rozenberg, P., Franc, A., & Cahalan, C. (2001). Incorporating wood density in breeding programs for softwoods in Europe: a strategy and associated methods. *Silvae Genetica*, 50(1), 1-6.
- Sarandon, S. J & Hang, G. (2002). La investigación y formación de profesionales en Agroecología para una agricultura sustentable: el rol de la Universidad. En: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. La Plata: Ediciones Científicas Americanas, 2002. Cap. 23: 451-464.
- Segura, M., & Kanninen, M. (2005). Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica*, 37(1), 2-8.
- Tiarks, A., Nambiar, E. S., & Cossalter, C. (1998). Site management and productivity in tropical forest plantations. Center for International Forestry Research, Occasional Paper No. 16, Nov. 1998.
- Warnock DD, Lehmann J, Kuyper TW, Rilling MC (2007) Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms. *Plant Soil* 300:9–20.
- Wolf, M., Lehdorff, E., Wiesenberg, G. L., Stockhausen, M., Schwark, L., & Amelung, W. (2013). Towards reconstruction of past fire regimes from geochemical analysis of charcoal. *Organic Geochemistry*, 55, 11-21.
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I. F., Anshiori, S., Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition* 52, 489–495.

Capítulo 6.

6.1. Factibilidad económica del uso de biocarbón de *Acacia mangium* W. como enmienda del suelo en plantaciones de la misma especie.

6.1.1. Resumen y Abstract

6.1.1.1. Resumen

La valorización de los biocarbones está relacionada con tres factores: i) la disminución de CO₂ atmosférico debido a su composición de carbono recalcitrante, ii) el aumento de la productividad en los agroecosistemas cuando es incluido en el suelo y iii) el que atañe a su componente sostenible. El biocarbón puede incrementar factores como la materia orgánica y el carbono orgánico, la retención y disponibilidad de agua y nutrientes, el aumento en la actividad biológica y la disminución en la lixiviación de nutrientes. El mejoramiento de estas propiedades del suelo vincula al biocarbón como un insumo equivalente a la fertilización inorgánica en términos económicos. Para el análisis financiero se realizó una comparación entre los costos e ingresos convencionales del cultivo (plantación estándar) y un supuesto escenario de aplicación del óptimo hallado mediante superficie de respuesta (óptimos para un volumen de 8566.9 cm³ de madera en fuste de árboles de *A. mangium*, de edad de 10 meses, con una aplicación de biocarbón de *A. mangium* (BAM) en un rango de 63,1 ton· ha⁻¹ y fertilizante sintético (FS) a nivel de 84,4%), donde se calcularon y analizaron el valor actual neto de viabilidad del proyecto (VAN) y la tasa interna de retorno (TIR). En términos económicos la aplicación de BAM en conjunto con FS aumentaría el VAN en 5% con respecto a la fertilización estándar. Sin embargo está en comparación con el óptimo propuesto de BAM+FS tendría un detrimento porcentual del 44,8%. En la tasa interna de retorno (TIR) se halló en la plantación estándar un 9%, mientras que en una hipotética aplicación del óptimo de BAM+FS se encontró un porcentaje del 15%. En la relación beneficio-costos (R (B/C)), se hallaría una diferencia porcentual de 59% con una R (B/C) al 12% y de 70% con una relación al 5% con la aplicación del óptimo sugerido. Existe una viabilidad económica con la aplicación de los residuos estabilizados en forma de biocarbón en el agroecosistema en estudio.

Palabras clave: tasa interna de retorno, relación beneficio-costos, modelo de superficie de respuesta, rentabilidad, análisis financiero.

6.1.1.2. Abstract

The valorization of biochar is related to three factors: i) the decrease of atmospheric CO₂ due to its composition of recalcitrant carbon, ii) the increase of productivity in agroecosystems when it is included in the soil iii) and that which concerns its sustainable component. Biochar can increase factors such as organic matter and carbon, water and nutrient retention and availability, increased biological activity and decreased nutrient leaching. The improvement of these soil properties links biochar as an input equivalent to inorganic fertilization in economic terms. For the financial analysis, a comparison was made between the conventional costs and income of the crop (standard plantation) and an assumed application scenario of the optimal found by means of response area (optimal for a volume of 8566.9 cm³ of wood in *A. mangium* trees), with an application of biochar of *A. mangium* (BAM) in a range of 63.1 ton- ha⁻¹ and synthetic fertilizer (FS) at a level of 84.4%), where the project's net present viability value (NPV) and internal rate of return (IRR) were calculated and analyzed. In the results, it was found that with an NPV at a level of 5% profitability there would be no negative behaviour for the standard plantation; however, this in comparison with the proposed BAM+FS optimum would have a percentage detriment of 44.8%. In the internal rate of return (IRR) a 9% was found in the standard plantation, while in a hypothetical application of the BAM+FS optimum a percentage of 15% was found. In the benefit-cost ratio (R (B/C)), a percentage difference of 59% with an R (B/C) at 12% and 70% with a ratio of 5% with the application of the suggested optimal would be found. There is an economic viability with the application of stabilized residues in the form of biochar in the agroecosystem under study.

Keywords: internal rate of return, benefit-cost ratio, response surface model, profitability, financial analysis.

6.1.2. Introducción

El uso y re-uso de materiales de residuos orgánicos –residuos vegetales, lodos y diferentes tipos de estiércol, entre otros-, ha sido la principal fuente alternativa para la reducción de fertilizantes sintéticos, especialmente los fertilizantes fosfóricos (Arvanitoyannis *et al.*, 2006). Dentro de las alternativas a este tipo de fertilización se encuentra el biocarbón. Desde el punto de vista ambiental y económico el biocarbón genera tres tipos de valor principalmente; el relacionado con la disminución de CO₂ atmosférico mediante el secuestro de carbono en el suelo (CERS -Certificates Emissions Reduction- y

bonos de carbono), el que concierne al aumento de la productividad en los agroecosistemas cuando es incluido en el suelo y el que atañe a su componente sostenible. Sin embargo, también se debe considerar otros beneficios ambientales como el mejoramiento de la calidad del agua en el suelo y la disminución de la erosión (Ramírez y Rosales, 2009).

Como ya se ha indicado la adición del biocarbón en el suelo aumenta los niveles del carbono y materia orgánica con lo cual se puede mejorar la productividad de los cultivos y aprovechar las actividades agrícolas en periodos más largos (Antle & McCarl, 2002; Post *et al.*, 2004). La ausencia o los niveles bajos de materia orgánica implican que los nutrientes aplicados se laven rápidamente y se alojen en zonas donde las raíces no puedan tomarlos (Lehmann *et al.*, 2003). Desde lo económico esto implica que la inversión que realicen los agricultores no tenga el rendimiento que se espera, aumentando costos y disminuyendo ganancias. Así mismo sumado al aumento de materia y carbón orgánico, el biocarbón tiene varios factores que mejoran el suelo; retención y disponibilidad de agua y nutrientes, aumento en la actividad biológica y disminución en la lixiviación de nutrientes. Teniendo en cuenta que estos factores aumentan la producción en los cultivos, el biocarbón puede ser tratado como un insumo equivalente a la fertilización inorgánica en términos económicos.

El crecimiento de las plantaciones forestales en Colombia genera expectativas no solo en su producto principal –productos de madera- sino en el aprovechamiento de los residuos. En Colombia los bosques plantados en la última década estaban en el orden de 477.575 de ha, con 477.575. 000 de árboles (mil árboles/ha). Teniendo en cuenta que 4 árboles (de 9 años de edad) van a producir una tonelada de biomasa se generarían 119, 393, 750 ton de biomasa totales (Conif, 2013). Considerando que por cada árbol se aprovecha un 20% (el 40% se queda en campo como residuo y el 40% en el aserrío igual como desecho), se tendría un aproximado de residuos de 47.575.000 ton (MADR, 2018). Igualmente podríamos considerar que al convertir estos residuos a biocarbón se obtendrían 14.327.250 ton.

Los desechos de los agroecosistemas como materia prima del biocarbón van a condicionar el uso y por ende el costo de éste. La amplia gama de abastecimiento de residuos genera variaciones en el costo, esta variación se encuentra en función de la facilidad de recolección (p.e los residuos de cultivos agrícolas pueden ser más fácilmente recolectados que las entresacas), el costo de oportunidad (p.e los residuos de podas de pastos en jardines tienen menos alternativas de uso, mientras que los residuos de cultivo y estiércol puede ser dirigidos hacia la aplicación de suelos y los residuos con materiales lignificados utilizados en agrocombustibles) y la distancia de transporte (el cual se relaciona con la ubicación de la unidad de pirólisis y las fuentes donde se encuentran los residuos) (Shackley *et al.*, 2015). En la medida

que los residuos de *A. mangium* convertidos a biocarbón puedan valorizarse económicamente, estos pueden ser usados como un producto agregado en la plantación, reflejándose en una reducción de costos. Así como el biocarbón tiene una valoración económica, los residuos de los que proviene también pueden estimarse en su valor de capital. De hecho los residuos están valorizados en la Comunidad Económica Europea. Field *et al.* (2013), plantean valores de residuos de pino cercanos a los 90 US\$/ton y de semillas vacías de granos en 91 US\$/ton. Por su parte, MacCarl *et al.* (2009) estiman residuos de cosecha de maíz en 83 US\$/ton y Shackley *et al.* (2011) en 70 US\$/ton para residuos de cultivos de cebada y trigo.

De acuerdo con la FAO (1983) la conversión de biomasa de origen vegetal a carbón vegetal se encuentra en 25%. En el área de estudio donde se llevó a cabo la fase de campo de este proyecto, esta conversión -proveniente de la biomasa de las entresacas convertidas a carbón- se encuentra alrededor del 30% y según la densidad y cantidad de árboles plantados se podría obtener alrededor de 7 ton · ha⁻¹ de biomasa. El biocarbón es un material que se puede elaborar a bajo precio, debido a los bajos costos de mano de obra y de puesta en marcha para los hornos tradicionales (p.e hornos con tecnología local construidos con alrededor de U\$150 en países del sur y este de África) (Kambewa *et al.*, 2007; EEP, 2012). En Colombia, Rondón *et al.*, (2005) en la elaboración de biocarbón por medio de dos unidades de 40 tambores metálicos rústicos³ con dos operadores obtuvieron 5 ton de biocarbón mensual. De acuerdo a estos resultados, si se utilizara esta tecnología en la zona de estudio, se podrían en cada turno – precisando que para esta biomasa se requieren 116 unidades- obtener en 100 ha de *A. mangium* alrededor de 700 ton de biocarbón.

En este capítulo se pretende establecer un acercamiento mediante un análisis financiero de beneficios y costos con el uso de residuos estabilizados en forma de biocarbón, en comparación con el uso convencional de fertilizantes sintéticos donde se espera que éste sea un referente dadas las escasas investigaciones encontradas. El principal objetivo de este estudio es el realizar un análisis que considere

³ Este método se recomienda por ser más eficiente y ambientalmente más adecuado que el método tradicional en pilas. Estos son tambores metálicos comunes, que pueden ser producto de reciclaje y el mercado local tienen un precio de US \$ 12 por tambor. La carbonización usando tambores metálicos es descrita por la FAO (1983) y esencialmente implica el apilamiento de la madera en los tabores en los cuales el ingreso del aire se restringe a pequeños orificios, lo cual evita que la madera se quemara completamente y genere un volumen adecuado de carbón vegetal. De acuerdo con Rondón *et al.* (2005), en los experimentos adelantados por el CIAT, una vez se obtiene el carbón vegetal es molido para incrementar su área disponible y facilitar su aplicación al suelo. Este último paso puede hacerse ejecutando de forma conjunta con otras enmiendas o fertilizantes.

los costos de la práctica, su competitividad, las implicaciones de mercado, el costo-beneficio y el valor ambiental que conlleva el uso de residuos orgánicos en el suelo del agroecosistema estudiado, enfrentándolo a la fertilización convencional inorgánica.

6.1.3. Materiales y métodos

Inicialmente para el cumplimiento del objetivo planteado en este capítulo, se calcularon los costos, ingresos y flujos de caja de la plantación para 600 hectáreas, donde se estimaron factores de producción, actividades y bienes y servicios en las diferentes etapas del cultivo hasta el turno forestal -representado en 12 años para *A. mangium*-. Se adoptó esta unidad económica (600 hectáreas) debido a que en esta cantidad de hectáreas se cumple con todo el proceso de obtención de madera (árboles que cumplieron toda la etapa de producción de madera), e igualmente se consideró que en esta área se permite obtener toda la información para el análisis de costo. Para efecto de simplificación y una mejor comprensión en el anterior análisis se le denominó plantación “estándar”. La caracterización de esta plantación es la siguiente: lote de 600 hectáreas con ubicación en el corregimiento de Planas, (coordenadas entre 3° 59'52.24''N y 71° 52'40.91''W) municipio de Puerto Gaitán, departamento del Meta (ver anexo 9). Se sembraron 1000 árboles/ha. La fertilización (con fertilizante sintético triple 15) se realizó cada año, aplicando 100 gr por planta en forma de corona en la base de cada árbol. Las podas de árboles empezaron a realizarse al año de la siembra (en alturas de árboles de 1,90) y se continuaron cada 15 meses aproximadamente. Los raleos se hicieron a los tres años. El aprovechamiento total por hectárea es de 400 árboles, cuya madera de fuste se destina para tableros (1,22 x 2,44 x 18mm espesor), luego de previo acondicionamiento. Los equipos que se cuentan para las labores de la plantación son propios, cuenta con un aserrío en la plantación y con una bodega en la ciudad de Bogotá para fabricación de los tableros. Existen dos hornos de pirólisis en los cuales se obtiene carbón vegetal a partir de residuos de la plantación, que se vende como producto agregado. El personal es casi permanente con contratos fijos de trabajo. Dentro de las instalaciones se encuentran 3 casas habitacionales para algunos trabajadores, una bodega y un casino-comedor.

A partir del análisis de costos en los factores y en las diferentes etapas del cultivo, se determinó la viabilidad económica utilizando instrumentos para calcular la rentabilidad (valor actual neto de viabilidad del proyecto -VAN- y tasa interna de retorno -TIR-) mediante un ejercicio comparativo -en un supuesto escenario- entre la plantación estándar y la aplicación del óptimo hallado en la superficie de respuesta del capítulo 5 (óptimos para generar un volumen de 8566.9 cm³ de madera en fustes de árboles de *A. mangium* de 10 meses de edad, con una aplicación de biocarbón de *A. mangium* (BAM)

en un rango de 63,1 ton· ha⁻¹ y fertilizante sintético (FS) a nivel del 84,4%). Cabe indicar que el impacto agronómico del biocarbón se asume con una longevidad del 100% para 10 años como lo plantean estudios de McCarl *et al.* (2009).

6.1.4. Resultados

La tabla 6-1 muestra las diferentes etapas de la plantación de estudio, donde se aprecia una mayor inversión de capital en el año 1. Los años 2, 3 y 4 fueron los de menor inversión, teniendo costos tan solo en las etapas de manejo de cultivo y administración. Asimismo, se encontraron diferencias porcentuales mayores de 59 y 16 % respectivamente, en las etapas de administración y establecimiento a través de los 12 años en la producción de la plantación (figura 6-1). De otro lado la menor inversión se halló en las etapas de pirólisis y vivero -3 y 1 % - respectivamente, como lo expone la figura 6-1.

Tabla 6-1. Costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar). Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento Meta, Colombia.

Años	Vivero	Establecimiento de cultivo	Manejo de cultivo	Etapas				TOTAL
				Cosecha	Aserrío	Pirólisis	Administración	
Año 1	137.640.000	1.751.066.6		419.500.000	1.100.000.000	120.000.000	883.000.000	4.411.206.600
Año 2	-	-	272.100.000	-	-	-	883.000.000	1.155.100.000
Año 3	-	-	272.100.000	-	-	-	883.000.000	1.155.100.000
Año 4	-	-	272.100.000	-	-	-	883.000.000	1.155.100.000
Año 5	-	-	272.100.000	65.100.000	84.900.000	24.000.000	883.000.000	1.329.100.000
Año 6	-	-	272.100.000	-	-	54.000.000	883.000.000	1.209.100.000
Año 7	-	-	272.100.000	-	-	54.000.000	883.000.000	1.209.100.000
Año 8	-	-	272.100.000	6.000.000	-	54.000.000	883.000.000	1.215.100.000
Año 9	-	-	272.100.000	84.300.000	84.900.000	54.000.000	883.000.000	1.378.300.000
Año 10	-	-	272.100.000	6.000.000	-	54.000.000	883.000.000	1.215.100.000
Año 11	-	-	272.100.000	-	-	54.000.000	883.000.000	1.209.100.000
Año 12	-	-	2.993.100.000	162.300.000	84.900.000	54.000.000	883.000.000	1.456.300.000
Total	137.640.000	1.751.066.600	2.993.100.000	743.200.000	1.354.700.000	522.000.000	10.596.000.000	18.097.706.600

En cuanto a los costos de los factores, en los activos fijos se realizó la mayor inversión (63%) mientras que la compra del terreno representó el menor costo porcentual (8%) (tabla 6-2 y figura 6-2). Igualmente la mano de obra tuvo una baja inversión (8%) con referencia a otros factores como los insumos y los activos fijos.

Tabla 6-2. Costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar). Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento Meta, Colombia.

Años	Activos fijos	Factores				TOTAL
		Insumos	Mano de obra	Servicios	Tierra	
Año 1	3.244.500.000	284.940.000	68.400.000	146.700.000	666.666.600	4.411.206.600
Año 2	750.000.000	216.900.000	41.400.000	146.800.000		1.155.100.000
Año 3	750.000.000	216.900.000	41.400.000	146.800.000		1.155.100.000
Año 4	750.000.000	216.900.000	41.400.000	146.800.000		1.155.100.000
Año 5	750.000.000	223.200.000	179.100.000	146.800.000		1.329.100.000
Año 6	750.000.000	216.900.000	95.400.000	146.800.000		1.209.100.000
Año 7	750.000.000	216.900.000	95.400.000	146.800.000		1.209.100.000
Año 8	750.000.000	216.900.000	95.400.000	146.800.000		1.215.100.000
Año 9	750.000.000	223.200.000	240.300.000	146.800.000		1.378.300.000
Año 10	750.000.000	216.900.000	95.400.000	146.800.000		1.215.100.000
Año 11	750.000.000	216.900.000	95.400.000	146.800.000		1.209.100.000
Año 12	750.000.000	223.200.000	312.300.000	146.800.000		1.456.300.000
Total	11.494.500.000	2.689.740.000	1.401.300.000	1.845.500.000	666.666.600	18.097.706.600

De igual manera como se estableció en el análisis por etapas, en los costos por factores, en el año 1 se realizó la mayor inversión de todo el proceso productivo de la plantación. La inversión más alta de dichos activos se realizó en el año 1 y constantemente hasta el año 12. Las principales inversiones de los activos fijos estuvieron representadas por la máquina sembradora, tractores, maquinaria de aserrío y diferentes construcciones de la plantación.



Figura 6-1. Cálculos porcentuales de costos de producción y activos por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar).



Figura 6-2. Cálculos porcentuales de costos de producción y activos por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. (estándar).

En relación con los costos de la propuesta de BAM+FS encontrada en la superficie de respuesta (capítulo 5), si está se aplicara, se hallaría un leve aumento del 2,3% en el primer año en las diferentes etapas (tabla 6-1; tabla 6-3), con respecto a los costos de este mismo año en la plantación estándar. Sin embargo, se encontraría una disminución de costos con la aplicación BAM+FS en los años 2, 3, 4, 10 y 12 en comparación con la plantación estándar.

Tabla 6-3. Posible escenario de costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. de 600 ha con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%. Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento del Meta. Colombia.

Años	Vivero	Establecimiento de cultivo	Etapas				Administración	TOTAL
			Manejo de cultivo	Cosecha	Aserrío	Pirólisis		
Año 1	137.640.000	1.735.478.600	-	419.500.000	1.100.000.000	240.000.000	883.000.000	4.515.618.600
Año 2	-	-	237.612.000	-	-	-	883.000.000	1.120.612.000
Año 3	-	-	237.612.000	-	-	-	883.000.000	1.120.612.000
Año 4	-	-	237.612.000	-	-	-	883.000.000	1.120.612.000
Año 5	-	-	237.612.000	79.050.000	84.900.000	42.000.000	883.000.000	1.326.562.000
Año 6	-	-	237.612.000	-	-	37.800.000	883.000.000	1.158.412.000
Año 7	-	-	237.612.000	-	-	37.800.000	883.000.000	1.158.412.000
Año 8	-	-	237.612.000	6.000.000	-	37.800.000	883.000.000	1.164.412.000
Año 9	-	-	237.612.000	98.250.000	84.900.000	37.800.000	883.000.000	1.341.562.000
Año 10	-	-	237.612.000	6.000.000	-	37.800.000	883.000.000	1.164.412.000
Año 11	-	-	237.612.000	-	-	37.800.000	883.000.000	1.158.412.000
Año 12	-	-	237.612.000	176.250.000	84.900.000	37.800.000	883.000.000	1.419.562.000
Total	137.640.000	1.735.478.600	2.613.732.000	785.050.000	1.354.700.000	546.600.000	10.596.000.000	17.769.200.600

En la comparación por factores se estima que existiría una menor inversión de capital en insumos y mano de obra con la aplicación del óptimo de BAM+FS. La diferencia porcentual entre estos dos factores se encontraría en 15,2% para los insumos (debido a la disminución de la aplicación de FS) y 7% para la mano de obra (debido a menos jornales por disminución de aplicación de FS) a favor del óptimo encontrado con la superficie de respuesta (tabla 6-4; tabla 6-6).

Tabla 6-4. Posible escenario de costos de producción y activos (en pesos Colombianos) por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. de 600 ha con aplicación de 63,1 ton·ha-1 de BAM y FS en nivel de 84,3%. Empresa Cooperación Verde, Corregimiento Planas, Departamento del Meta. Colombia.

Años	Activos fijos	Insumos	Factores			TOTAL
			Mano de obra	Servicios	Tierra	
Año 1	3.364.500.000	258.552.000	79.200.000	146.700.000	666.666.600	4.515.618.600
Año 2	750.000.000	186.012.000	37.800.000	146.800.000		1.120.612.000
Año 3	750.000.000	186.012.000	37.800.000	146.800.000		1.120.612.000
Año 4	750.000.000	186.012.000	37.800.000	146.800.000		1.120.612.000
Año 5	750.000.000	195.462.000	204.300.000	176.800.000		1.326.562.000
Año 6	750.000.000	186.012.000	75.600.000	146.800.000		1.158.412.000
Año 7	750.000.000	186.012.000	75.600.000	146.800.000		1.158.412.000
Año 8	750.000.000	186.012.000	75.600.000	152.800.000		1.164.412.000
Año 9	750.000.000	195.462.000	231.300.000	164.800.000		1.341.562.000
Año 10	750.000.000	186.012.000	75.600.000	152.800.000		1.164.412.000
Año 11	750.000.000	186.012.000	75.600.000	146.800.000		1.158.412.000
Año 12	750.000.000	195.462.000	303.300.000	170.800.000		1.419.562.000
Total	11.614.500.000	2.333.034.000	1.309.500.000	1.845.500.000	666.666.600	17.769.200.600

La figura 6-3 muestra que con la aplicación del óptimo propuesto las mayores inversiones se realizarían en los costos de administración, esto debido a la cantidad y mayores sueldos de trabajadores de apoyo fuera de la plantación. De otro lado la menor inversión se ejecutaría en el vivero. Se considera que el bajo costo en esta etapa se debe por un lado, a que el establecimiento del vivero se realiza una sola vez y a una disminución de costos si se compara con otras etapas dado que en el vivero no existen gastos en transporte y el requerimiento de jornales es menor. Aunque se esperaría un aumento considerable en la etapa de pirólisis, con la aplicación de la mezcla BAM +FS propuesta, los costos no tendrían un incremento importante

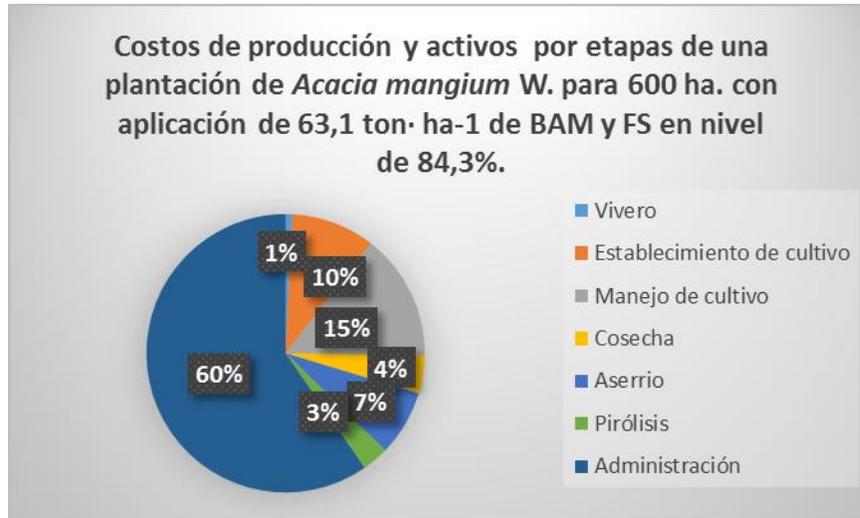


Figura 6-3. Posibles cálculos porcentuales de costos de producción y activos por etapas de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.

En el análisis por factores los activos fijos tendrían el mayor porcentaje, mientras que la mano de obra y el costo de la tierra tendrían un menor rango porcentual con la aplicación del óptimo propuesto (figura 6-4). Esto podría explicarse debido a que se tiene un elevado costo de la maquinaria y las instalaciones. Por otro lado el costo de la tierra en esta zona del país es de bajo costo, esto debido a la gran distancia en que se encuentra en referencia a las zonas industrializadas.

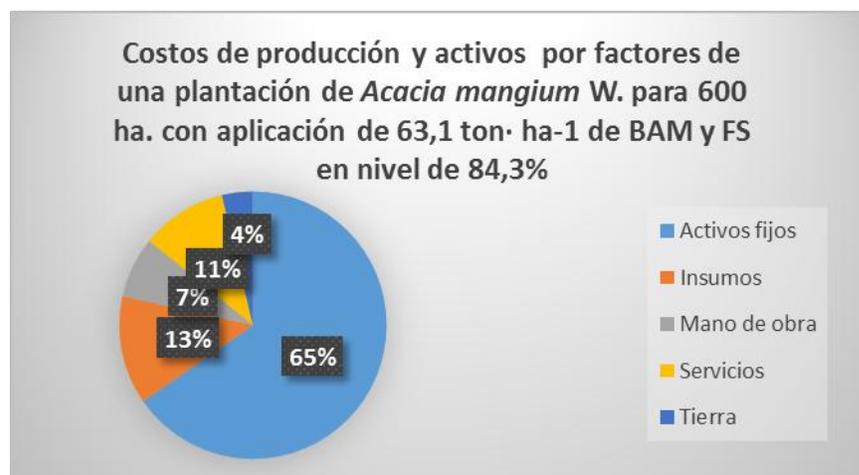


Figura 6-4. Posibles cálculos porcentuales de costos de producción y activos por factores de una plantación de *Acacia mangium* W. para 600 ha. con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.

Los costos de las etapas de cosecha y pirólisis (24 millones) se incrementarían con aplicación de BAM+FS, mientras que en el establecimiento y manejo de cultivo se hallarían menores costos en la plantación estándar fundamentalmente por la reducción de costos ante una menor aplicación de FS (tabla 6-5). Los costos de vivero, aserrío y de administración permanecerían constantes con la aplicación del óptimo de BAM+FS.

Tabla 6-5. Comparación de costos y activos por etapas de plantación estándar frente a plantación con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.

ETAPAS	ESTÁNDAR	CON ÓPTIMO BAM+FS	DIFERENCIA
Vivero	137.640.000	137.640.000	-
Establecimiento de cultivo	1.751.066.600	1.735.478.600	15.588.000
Manejo de cultivo	2.993.100.000	2.613.732.000	379.368.000
Cosecha	743.200.000	785.050.000	- 41.850.000
Aserrío	1.354.700.000	1.354.700.000	-
Pirólisis	522.000.000	546.600.000	- 24.600.000
Administración	10.596.000.000	10.596.000.000	-
TOTAL	18.097.706.600	17.769.200.600	328.506.000

En cuanto a la comparación por factores en la aplicación de BAM+FS se encontraría una disminución de costos en los insumos y la mano de obra con respecto a la plantación estándar. Si se tiene en cuenta que la aplicación del BAM se realiza una sola vez y que a pesar que el FS se sigue realizando año a año, se considera que disminuye el costo de la mano de obra debido a que los jornales que se utilizan son menos esto porque no se aplica el 100% del FS. Esto proviene de la diferencia de 15,6% que surge de la diferencia de la aplicación de la plantación estándar (100%) con la propuesta del óptimo (84,3%), la cual se mantiene año a año, es decir a través del tiempo se va a tener una disminución tanto en el costo del fertilizante como en la mano de obra. De otro lado se incrementarían los activos fijos cuando se aplicara el óptimo de BAM+FS (tabla 6-6). Esto debido a que se necesitan dos hornos más para la producción de BAM.

Tabla 6-6. Comparación de costos y activos por factores de plantación estándar frente a plantación con aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM y FS en nivel de 84,3%.

FACTORES	ESTÁNDAR	CON ÓPTIMO BAM+FS	DIFERENCIA
Activos fijos	11.494.500.000	11.614.500.000	- 120.000.000
Insumos	2.689.740.000	2.333.034.000	356.706.000
Mano de obra	1.401.300.000	1.309.500.000	91.800.000
Servicios	1.845.500.000	1.845.500.000	-
Tierra	666.666.600	666.666.600	-
TOTAL	18.097.706.600	17.769.200.600	328.506.000

En términos de rentabilidad para el valor actual neto de viabilidad del proyecto (VAN) al 12% se tendrían valores negativos (con pérdidas) para el análisis de la plantación estándar. Por otro lado en el análisis del VAN con 5% de tasa de descuento no se hallaría un comportamiento negativo para la plantación estándar, sin embargo, en la comparación de los dos tipos de plantación el óptimo propuesto de BAM+FS tendría un aumento porcentual del 66,2% con respecto a la plantación estándar (tabla 6-7).

En cuanto a la tasa interna de retorno (TIR) se estableció en la plantación estándar un porcentaje del 9%, mientras que en una hipotética aplicación del óptimo de BAM+FS casi se duplicaría este porcentaje (15%). En la relación beneficio-costos (R (B/C)), se encontraría una diferencia porcentual de 59% con una R (B/C) al 12% y de 70% con una relación al 5% con la adición del óptimo sugerido.

Tabla 6-7. Rentabilidad comparativa entre aplicación de 63,1 ton· ha⁻¹ de BAM, FS en nivel de 84,3% y plantación estándar en términos de VAN (valor actual neto de viabilidad del proyecto), TIR (tasa interna de retorno) y R (B/C) (relación beneficio-costos).

RENTABILIDAD	ESTÁNDAR	CON ÓPTIMO BAM+FS	DIFERENCIA
VAN (12%)	-1838291995	2.021.794.105	3.860.086.100
VAN (5%)	3544869212	11.442.418.009	7.897.548.797
TIR	0,9	0,15	0,06
R (B/C) al 12%	1,30	1,88	0,59
R (B/C) al 5%	1,52	2,23	0,70

6.1.5. Discusión

Tal como lo han determinado los estudios realizados a lo largo de las últimas décadas, existe un incremento de la productividad en los diferentes cultivos cuando se aplican biocarbones al suelo. Autores como Lehmann & Rondón (2006), establecen que por medio de diferentes mecanismos los biocarbones incrementan la producción de las plantas, debido a factores tales como: la retención de nutrientes, la liberación de los mismos encontrados en su superficie, el aumento de pH y CIC y el mantenimiento de humedad en el suelo. En consecuencia este aumento -debido a la aplicación de biocarbón- en las diferentes propiedades del suelo, se traduce en un incremento en la productividad en los diferentes cultivos. Es importante indicar que aunque los residuos podrían ser considerados como materias primas de costo cero, su estabilización a biocarbón genera una inversión que tiene que ser trasladada a los costos en algunas etapas en el establecimiento del cultivo. En este sentido, el biocarbón podría ser considerado como un insumo más dentro de la cadena de producción, generando tanto costos como ingresos en el proceso productivo de la plantación.

Como se estableció en los resultados de la actual investigación, se obtuvo una TIR con la aplicación del óptimo de BAM+FS de 6 puntos porcentuales por arriba y un aumento del VAN (5%) de 69% con respecto a la plantación estándar. En consonancia con estos resultados, Ramírez y Rosales (2009), encontraron una TIR similar (17,85%) con adición de biocarbón proveniente de residuos de *A. mangium* evaluados en esta misma especie, e igualmente en la misma región donde se llevó a cabo la actual investigación. En otros estudios como los de Maraseni *et al.* (2010), también se encontraron resultados positivos con la adición de biocarbón; los investigadores hallaron que los ingresos por kilogramo de trigo pasaron de \$1098.84 ton· ha⁻¹ a \$1741 ton· ha⁻¹, cuando se aplicó biocarbón al suelo. Sin embargo en otras investigaciones como las de Ringius (2002), determinó que los retornos financieros de diferentes prácticas agrícolas con aplicación de varios biocarbones oscilaban entre 4.1 y -1.3; valores por debajo del encontrado en la presente investigación. De otro lado, el valor positivo y el aumento en la R (B/C) -al 5 o 12%- en el supuesto escenario de la adición del óptimo de BAM+FS -en comparación con la plantación estándar-, demostraría tanto la viabilidad en la producción de madera como el incremento de la rentabilidad con el uso de esta enmienda.

Uno de los factores que podría influir en la disminución de los costos (en los años 2, 3, 4, 10 y 12) si se le aplicara el óptimo encontrado con la superficie de respuesta, podría ser la

reducción de la aplicación de FS -al pasar del 100% a 83,4%-, que a su vez, se vería reflejado en menores costos de insumos y mano de obra. Con este resultado se podría determinar entonces, que la incorporación de biocarbón al suelo sería una alternativa factible desde lo financiero (al disminuir costos por menor uso del fertilizante sintético), haciendo menos dependiente de insumos externos al agroecosistema y reduciendo las externalidades ambientales causadas principalmente por el uso de fertilizantes solubles.

Aunque los datos de costos de producción y aplicación de biocarbones son todavía incipientes, se encuentran algunas investigaciones que pueden servir como base comparativa, donde se aproximen a cifras reales en el uso de estos materiales en los diferentes agroecosistemas. Teniendo como referente los estudios de Willdams & Arnott (2010) -donde mediante la evaluación de dos métodos (broadcast and disk; trench and fill) se evaluaron los costos de la aplicación de un biocarbón de residuos de madera-, en la presente investigación se encontró un menor valor en los costos de adición del óptimo de BAM y FS. En las conclusiones de los autores determinaron que con la metodología de broadcast and disk la aplicación de 123,5 ton·ha⁻¹ de biocarbón tenía una inversión de U\$741,3 (\$2, 223,900, pesos Colombianos). En este sentido si se compara con la aplicación del óptimo (63,1 ton· ha⁻¹ de BAM) se tendría un costo de U\$378,75 (\$1, 136,259, pesos Colombianos); una disminución del 95,7% con respecto al costo encontrado por Willdams & Arnott (2010). En consecuencia los resultados obtenidos demostrarían que mediante el aprovechamiento y estabilización, en forma de biocarbón, de los residuos provenientes de las diferentes labores de cultivo y su posterior adición al suelo, se incrementarían los ingresos debido al aumento de volumen en la madera.

6.1.6. Conclusiones

En la comparación de los costos e ingresos convencionales del cultivo (plantación estándar) y la supuesta aplicación del óptimo hallado mediante superficie de respuesta (óptimos para un volumen de 8566.9 cm³ de madera en árboles de *A. mangium*, con una aplicación de biocarbón de *A. mangium* (BAM) en un rango de 63,1 ton· ha⁻¹ y fertilizante sintético (FS) a nivel de 84,4%) se encontró que en el análisis del valor actual neto de viabilidad del proyecto (VAN) al 12% se tendrían valores negativos (con pérdidas) para el análisis de la plantación estándar. Sin embargo con un VAN al 5% la rentabilidad no tendría un comportamiento negativo para la plantación estándar, sin embargo en comparación con el óptimo propuesto de BAM+FS, este último tendría un aumento del porcentual del 44,8% (tabla 6-7). En la tasa interna de retorno (TIR) se encontró en

la plantación estándar, un porcentaje del 9%, mientras que en el supuesto de la aplicación del óptimo de BAM+FS se encontró un porcentaje de 15%. En la relación beneficio-costos (R (B/C)), con la aplicación del óptimo sugerido se encontraría una diferencia porcentual de 59% con una R (B/C) al 12% y de 70% con una relación al 5%. Por medio de este análisis económico se propone que con la aplicación de los residuos del agroecosistema, previa estabilización en forma de biocarbón, se podrían encontrar disminuciones en los costos en diferentes etapas en el establecimiento de la plantación.

6.1.7. Referencias

Antle, J. M., & McCarl, B. (2002). The Economics of Carbon Sequestration. In: Tietenberg T, Folmer H (ed) The International YearBook of Environmental and Resource Economics 2002-2003. Edward Elgar Publishing, Northampton.

Arvanitoyannis I. S., Ladas, D., Mavromatis, A. (2006). Potential uses and applications of treated wine waste: a review. *International Journal of Food Science & Technology* 41, 475–487. doi:10.1111/j.1365- 2621.2005.01111.x

Colombia.

CONIF (2013). Estudio de Costos de las especies forestales beneficiarias del CIF. Bogotá,

CONIF. 2002. Manual de Viveros Forestales. Serie de documentación no. 45. Convenio CONIF – Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural- Programa de Fortalecimiento a la Investigación y Protección Forestal. Bogotá, Colombia. 80 p.

Desempeño de Organizaciones de Cadena - SIOC. Bogotá, Colombia.

EEP Partnership. (2012). ‘Analysing briquette markets in Tanzania, Kenya and Uganda’, Energy and Environment Partnership Southern and Eastern Africa, Gauteng, Republic of South Africa.

FAO (1983) Simple Technologies for Charcoal Production. In: FAO Documents. Available via DIALOG.http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5328S/X5328S00.htm. Citado 19 de Julio de 2005.

Field, J. L., Keske, C. M. H., Birch, G. L., DeFoort, M. W. and Cotrufo, M. F. (2013) ‘Distributed biochar and bioenergy co-production: a regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts’, *Global Change Biology – Bioenergy* , vol 5, pp177–191.

Juan Andrés Ramírez & Ramón Rosales, 2009. "Análisis económico de la bio-carbonización" como práctica de manejo agrícola" Análisis económico de la bio-carbonización," DOCUMENTOS CEDE 006005, UNIVERSIDAD DE LOS ANDES-CEDE.

Kambewa, P., Mataya, B., Sichinga, K. & Johnson, T. (2007) 'Charcoal the reality: a study of charcoal consumption, trade and production in Malawi', International Institute for Environment and Development, London, UK

Lehmann, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char soil management on highly weathered soils in the humid tropics. *Biological approaches to sustainable soil systems*, 113(517), e530.

Lehmann, J., Kern, D. C., German, L. A., McCann, J., Martins, G. C. & Moreira A. (2003) Soil fertility and production potential. In *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management* (ed. J. Lehmann et al.). Kluwer Academic Publishers, Dodrecht, pp. 105–124.

MADR (2018). Cifras sectoriales Cadena Forestal. Sistema de Información de Gestión y

Maraseni, T. N. (2010). Biochar: maximising the benefits. *International journal of environmental studies*, 67(3), 319-327.

McCarl, B. A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C. C., & Sands, R. D. (2009). Economics of biochar production, utilization and greenhouse gas offsets. *Biochar for environmental management: Science and technology*, 341-358.

Post W. M., Izaurralde, R. C, Jastrow J. D. (2004). Enhancement of Carbon Sequestration in US Soils. *Biosciences* 54 (10): 895-909.

Ramirez, J. A., & Rosales, R. (2009). Economical Analysis of Bio-Carbonization as a Practice in Agricultural Management (Análisis Económico De La "Bio-Carbonización" Como Práctica De Manejo Agrícola).

Rondon, M., Ramirez, J., Lehmann, J. (2005). Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere. In: *Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration*. Baltimore.

Shackley, S., Hammond, J., Gaunt, J. & Ibarrola, R. (2011) 'The feasibility and costs of biochar deployment in the UK', *Carbon Management* , vol 2, pp335–356

Shackley, Simon., Clare, A., Joseph, S., McCarl, B., Schmidt, H. (2015). Economic evaluation of biochar systems: current evidence and challenges. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation* . ed. / Johannes Lehmann; Stephen Joseph. Vol. 1 2nd . ed. London and New York : Taylor & Francis,. p. 813-851.

Willdams, M. M., & Arnott, J. C. (2010). A COMPARISON OF VARIABLE ECONOMIC COSTS ASSOCIATED WITH TWO PROPOSED BIOCHAR APPLICATION METHODS. *Annals of Environmental Science*.

Capítulo 7.

7.1 Conclusiones generales

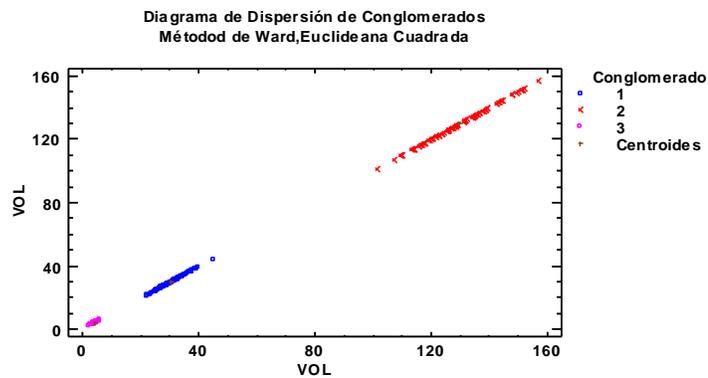
Al encontrar el aumento de las propiedades químicas y biológicas del sustrato y el incremento en propiedades químicas y en las mediciones alométricas de plantúlas y plantas de *A. mangium* mediante la incorporación en el sustrato y en el suelo de biocarbón proveniente de residuos de esta misma especie solo o en mezcla con fertilizante sintético, se establece no solamente, una posible recuperación de suelos, sino un atenuante a los problemas de índole ambiental y logístico generados por los desechos, en el agroecosistema en estudio. Así mismo, al hallarse el aumento de algunas variables de suelo y planta analizadas, con la inclusión de biocarbón en mezcla con menores dosis de fertilizantes sintéticos al utilizado actualmente en el agroecosistema en estudio, se infiere un impacto positivo en los parámetros ambientales y económicos de este. De hecho, mediante el uso de modelos estadísticos complejos (Modelo de superficie de respuesta) se encontró que con la adición de niveles puntuales de biocarbón y fertilizante sintético (63,1 ton· ha⁻¹ y fertilizante sintético (FS) a nivel de 84,4%, respectivamente) se incrementó el volumen en el fuste de los árboles (variable forestal fundamental). Estos resultados no solamente se van a reflejar en una mayor producción de madera sino desembocan en menores costos de producción e incrementos en ganancias económicas.

Los resultados obtenidos en esta investigación pueden ser una alternativa agroecológica en las plantaciones forestales región de estudio. Mediante el aprovechamiento, posterior estabilización de residuos e inclusión en el suelo, seguido de un análisis profundo del suelo y la fisiología de la plantas, podrían encontrarse soluciones a problemas generados por los desechos en las plantaciones en agroecosistemas adyacentes al del actual estudio. Igualmente esta investigación puede ser el punto de partida para estudios agroecológicos complejos donde, con la incorporación de residuos en el suelo, se segreguen compartimentos del propio agroecosistema y se les analice individualmente, para que en un posterior estudio articulado de los mismos componentes se puedan establecer relaciones del suelo y la ecofisiología de las plantas.

Dado que el presente estudio se llevó a cabo en un agroecosistema puntual, con un clima y suelo particular, se podrían generar en futuras investigaciones preguntas relacionadas con la variación del clima en el tiempo y los resultados que se pudiesen obtener con la inclusión de diferentes niveles de aplicación de biocarbón. Igualmente se expone la duda si el óptimo obtenido con el modelo de superficie de respuesta en esta investigación podría variar bajo modificaciones climáticas año a año. Otra de las preguntas que se generan es que si con genotipos distintos a los estudiados la incorporación en el suelo de biocarbón podría tener resultados análogos. A nivel general en aplicaciones de biocarbones en diferentes agroecosistemas, y estableciendo un escenario positivo con dichas aplicaciones, se podría establecer un riesgo económico y ambiental en la masificación de este tipo de materiales, situando en riesgo ecosistemas naturales que podrían conllevar a la posible deforestación de bosques para elaboración del biocarbón.

Anexos

Anexo 1. Conglomerados para diferentes grupos de nódulos conformados por 1-grupos nódulos medianos, 2- nódulos grandes y 3 nódulos pequeños.



Anexo 2. Resumen estadístico para análisis de grupos de nódulos (factores de significancia).

		<i>Con Filas</i>	<i>Con Columnas</i>
<i>Estadístico</i>	<i>Simétrico</i>	<i>Dependientes</i>	<i>Dependientes</i>
Lambda	0,3259	0,2112	0,4798
Coef. de Incertidumbre	0,2511	0,1914	0,3649
Somer's D	0,3610	0,4170	0,3182
Eta		0,4473	0,6855

<i>Estadístico</i>	<i>Valor</i>	<i>Valor-P</i>	<i>Gl</i>
Coef. De Contingencia	0,6398		
Cramer's V	0,5887		
Gamma Condicional	0,4583		
Pearson's R	0,4084	0,0000	289
Kendall's Tau b	0,3643	0,0000	
Kendall's Tau c	0,4115		

Anexo 3. Resumen de Conglomeración grupos de nódulos conformados por 1-grupos nódulos medianos, 2- nódulos grandes y 3 nódulos pequeños.

<i>Conglomerado</i>	<i>Miembros</i>	<i>Porcentaje</i>
1	2	22,22
2	2	22,22
3	3	33,33
4	2	22,22

Anexo 4. Resultados Estimados para nódulos de raíces en *A. mangium*.

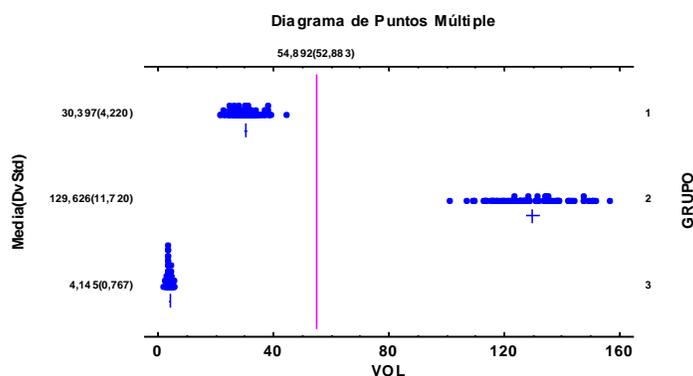
<i>Fila</i>	<i>Observados Valores</i>	<i>Ajustados Valores</i>	<i>Inferior 95,0% para Media</i>	<i>Superior 95,0% para Media</i>
1	7723,05	6629,17	6300,6	6957,75
2	7745,56	7136,4	6844,72	7428,08
3	7893,45	8545,04	8253,36	8836,72
4	6859,1	7072,02	6743,45	7400,6
5	7562,35	7499,97	7171,39	7828,54
6	5989,84	7616,71	7325,03	7908,39
7	8325,25	8314,06	8122,86	8505,25
8	8289,16	8314,06	8122,86	8505,25
9	8789,11	8314,06	8122,86	8505,25
10	6482,53	7528,88	7237,2	7820,56
11	9754,07	8736,72	8408,14	9065,3
12	8654,12	8314,06	8122,86	8505,25
13	7747,23	6629,17	6300,6	6957,75
14	6482,67	7136,4	6844,72	7428,08
15	7862,65	8545,04	8253,36	8836,72
16	6897,31	7072,02	6743,45	7400,6
17	7921,21	7499,97	7171,39	7828,54
18	5581,45	7616,71	7325,03	7908,39
19	8478,91	8314,06	8122,86	8505,25
20	8358,12	8314,06	8122,86	8505,25
21	8358,12	8314,06	8122,86	8505,25
22	6559,47	7528,88	7237,2	7820,56
23	9411,04	8736,72	8408,14	9065,3
24	8699,46	8314,06	8122,86	8505,25
25	7706,54	6629,17	6300,6	6957,75
26	6772,84	7136,4	6844,72	7428,08
27	7653,36	8545,04	8253,36	8836,72
28	7851,43	7072,02	6743,45	7400,6
29	7757,27	7499,97	7171,39	7828,54
30	6658,55	7616,71	7325,03	7908,39
31	8327,76	8314,06	8122,86	8505,25
32	8842,5	8314,06	8122,86	8505,25
33	8887,68	8314,06	8122,86	8505,25
34	6741,85	7528,88	7237,2	7820,56
35	9985,18	8736,72	8408,14	9065,3
36	8453,22	8314,06	8122,86	8505,25

Anexo 5. Resumen Estadístico nódulos en raíces de *A. mangium*.

<i>Estadístico</i>	<i>Simétrico</i>	<i>Con Filas Dependientes</i>	<i>Con Columnas Dependientes</i>
Lambda	0,3259	0,2112	0,4798
Coef. de Incertidumbre	0,2511	0,1914	0,3649
Somer's D	0,3610	0,4170	0,3182
Eta		0,4473	0,6855

Anexo 6. Análisis de varianza para nódulos en raíces de *A. mangium*.

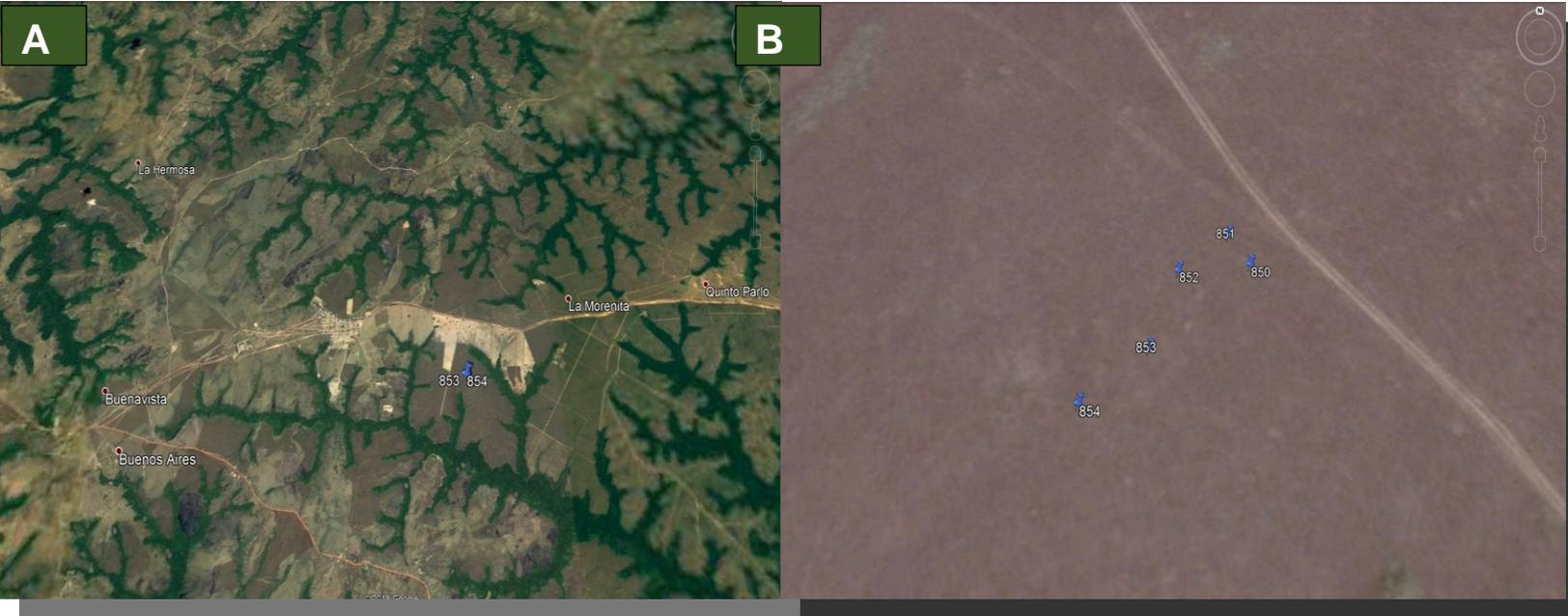
	Df	Pill	F aprox.	Num Df	Den Df	Pr (>F)
Tratamientos	8	1,882	95,01	16	90	2.2 e ⁻¹¹
Residual	45					

Anexo 7. Diagrama de puntos múltiple para grupos de nódulos en raíces de *A. mangium*.**Anexo 8.** Peso seco total (parte aérea) de *A. mangium*.

Tratamientos	*Peso seco foliar	**Cantidad N foliar	**N total foliar
1	0,93	0,85	0,7905
2	2,46	1,46	3,5916
3	1,7	2,17	3,689
4	1,96	2,34	4,5864
5	2,93	1,72	5,0396
6	2,36	1,6	3,776
7	1,56	1,95	3,042
8	3,03	1,71	5,1813
9	2,86	1,86	5,3196

*Kg **%

Anexo 9. A. Vista aérea del agroecosistema en estudio. B. Puntos marcados de las diferentes parcelas experimentales.



Anexo 10. Instalación, mantenimiento de vivero y medición de plántulas.



Anexo 11. Infografía acerca del establecimiento de parcelas en el campo.



Anexo 12. Infografía medición de variables en campo.



Anexo 13. Infografía de laboratorio.

Referencias

- Abenza, D. (2012). Evaluación de efectos de varios tipos de biochar en suelo y planta. Ed.Creaf. Barcelona. España. 12-14.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., ... & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, 19-33.
- Campos-Medina, E., García-Rojas, N., Velásquez-Rodríguez, A., & García-Fabila, M. (2009). Análisis básico del reúso de lodos residuales de una planta de tratamiento de aguas residuales en suelos de pradera del Parque Nacional Nevado de Toluca. *Quivera Revista de Estudios Territoriales*, 11(2), 35-51.
- Caporal FR & JA Costabeber (2004b) Agroecología: Alguns conceitos e principios. MDA/SAF/DATER-IICA.Bibliotecaria Marilea Pinheiro Fabiao-CRB10/161. Brasilia DF: 24pp.
- Chan, KY., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. y Joseph S. (2007). Agronomic values of green-waste biochar as a soil amendment. *Austr. J. Soil Res.* 45:629–634.
- Drinkwater, L. E., Schipanski, M., Snapp, S., & Jackson, L. E. (2017). Ecologically based nutrient management. In *Agricultural Systems (Second Edition)* (pp. 203-257).
- Duku, M.H., Gu, S. & Hagan, E.B. (2011). Biochar Production Potential in Ghana—A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 3539-3551.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.05.010>.
- FAO, (2010): Evaluación de los recursos forestales mundiales. (2010). Informe principal. Roma, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FRA 2010.
- Garzón, E. (2010). Biocarbón de estípites de palma de aceite: una alternativa para el aprovechamiento de la biomasa y el mejoramiento de la calidad del suelo en fase de renovación. *PALMAS*. Vol. 31 No. Especial, Tomo I; 265-277. Gómez, A; Rincón, S.; Klose W.2008. Pirólisis de cuesco de palma. Kassel, Alemania: Kassel University Press.

- Gliessman, S.R., Guadarrama-Zugasti, C., Mendez, V.E., Trujillo, L., Bacon, C., & Cohen, R. (2004). Agroecología: un enfoque sustentable de la agricultura ecológica. Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla, Spain.
- Gurevich, L., Messina, P. R., Bonelli, A. L., Cukierman L. (2011). Pirólisis de biomasa generada en el procesamiento industrial de aceite de girasol: influencia de la demineralización. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 16; 649-654.
- Gurevich, L., Messina, P.R., Bonelli, A.L., Cukierman L. (2012). Efecto de la demineralización en la pirólisis de aserrín de una especie invasiva. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 16; 673-680.
- Haggblade, S. & Tembo, G. (2003). Conservation Farming in Zambia; EPTD Discussion Paper 108; International Food Policy Research Institute (IFPRI): Washington, DC, USA. [Google Scholar].
- IMF, (2015a). World Economic Outlook. Uneven growth. Short and long-term factors. Available at: <http://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2015/01/index.htm>
- Ippolito, J.A., Lentz, R.D., Novak, J.M., Spokas, K.A., Collins, H.P., & Streubel, J. (2011). Biochar Usage: Pros and Cons - (Proceedings) Biochar Usage: Pros and Cons. Western Nutrient Management Conference Proceedings. 9:93-98.
- Kanyaporn C., Tanongkiat K., Nat V., & Churat T. (2012). Biochar production from freshwater algae by slow pyrolysis. Maejo Int. J. Sci. Technol. , ISSN 1905-7873, 2012, 6(02), pp186-195.
- Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G., & Kleber, M. (2010). Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environmental science & technology, 44(4), 1247-1253.
- Laird, D. A., Brown, R. C., Amonette, J. E., & Lehmann, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 3(5), 547-562.
- Laird, D., Rogovska, N., Garcia-Perez, M., Collins, H., Streubel, J., & Matthew, S. (2010). Pyrolysis and Biochar — Opportunities for Distributed Production and Soil Quality Enhancement. Sustainable Alternative Fuel Feedstock Opportunities, Challenges and Roadmaps for Six U.S. Regions. Chapter 16; 257-281. USA.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). “Biochar for environmental management: Science and Technology”, Earthscan, (Ed.) London, pp.1-9.
- Lehmann, J., (2007). Nature, 447: 143-144.

- Mahtab, A., Deok, H., Meththika, V., Agamemnon, K., Sang S., Jae, E., Sung, E., Choong, J., & Yong, S. (2014). Production and use of biochar from buffalo-weed (*Ambrosia trifida* L.) for trichloroethylene removal from water. *J Chem Technol Biotechnol*; 89: 150–157.
- Marchetti, R., Castelli, F., Orsi, A., Sghedoni, L., Bochicchio, D. 2012. Biochar from swine manure solids: influence on carbon sequestration and Olsen phosphorus and mineral nitrogen dynamics in soil with and without digestate incorporation. *Ital J Agron* 7(e26):189–195.
- Mimmo, T., Panzacchi, P., Baratieri, M., Davies C. A., & Tonon, G. (2014). Effect of pyrolysis temperature on miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) biochar physical, chemical and functional properties, *Biomass Bioenerg.*, 62, 149–157.
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy*, 3(2), 313-339.
- Ortiz-Prieto J. A., Acosta-Slane, D., Lozoya-Marquez, L. A., Gómez-Vargas, R., & González-Sanchez, G. (2014). Biosorption of Cu (II) and Pb (II) in aqueous solutions using packed columns with biosolids and pyrolysis derived biochar. 2 International Symposium Environmental Bioengineering, Sep 24 – 26, Guanajuato, Mexico.
- Parmar, A., Nema, P. K., & Agarwal, T. (2014). Biochar production from agro-food industry residues: a sustainable approach for soil and environmental management. *Current Science*, 107(10), 1673-1682.
- Preston, T., (2013). El papel del biocarbon en la sostenibilidad y competitividad de sistemas agropecuarios. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*. Vol. 26:304-312.
- Reddy., G, Nagender, T., & Yerasi, P. (2013). Biochar and its potential benefits - a review. *Environ. Ecol.* 31(4A):2000-2005.
- Revell, K., Maguire, R., y Aglebor, A. (2012). Influence of Poultry Litter Biochar on Soil Properties and Plant Growth. *Soil Science & Volume 177, Number 6.* 402- 408.
- Rezende, E. I., Angelo, L. C., dos Santos, S. S., & Mangrich, A. S. (2011). Biocarvão (biochar) e sequestro de carbono. *Revista Virtual de Química*, 3(5), 426-433.
- Rojas, A. G. T., & Huerta, Y. C. (2000). Degradación de suelos forestales y programas de reforestación. *Foresta Veracruzana*, 2(1), 41-50.
- Sánchez, C. (2009). *Biotechnology Advances*, 27: 185194
- Shariff, A.N., & Abdullah, N. (2014). Slow Pyrolysis of Oil Palm Empty Fruit Bunches for Biochar Production and Characterization. *Journal of Physical Science, USA*. Vol. 25(2), 97–112..
- Sika, M., & Hardie, M. (2014). Effect of pine wood biochar on ammonium nitrate leaching and availability in a South African sandy soil. *European Journal of Soil Science*. 65, 113–119.

- Spokas, K., & Reicosky, D. (2009). Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas Production. *Annals of Environmental Science / Vol 3*, 179-193. Boston USA.
- Spokas, K., Koskinen, W., Baker, J., & Reicosky, D. (2009). Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere 77*; 574–581.
- Spokas, K., Koskinen, W., Baker, J., & Reicosky, D. (2009). Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere 77*; 574–581.
- Suppadit, T., Phumkokrak, N., & Pongsuk, P. (2012). The effect of using quail litter biochar on soybean (*glycine max* [L.] Merr.) Production. *Chilean journal of agricultural research 72(2)*. 244-251.
- Tello, E., Garrabou, R. and Cussó, X. (2006). Energy Balance and Land Use: The Making of and Agrarian Landscape from the Vantage Point of Social Metabolism (the Catalan Vallès county in 1860/70). In Agnoletti, M., (ed.) *The Conservation of Cultural Landscapes*. Wallingford: CAB International, pp. 42-56.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. & Smith, C. J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews 94(1-4)*: 23-38.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Van der Velde, M., & Diafas, I. (2010). Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. *EUR*, 24099, 162.
- Vieira Alho, C., Silva Cardoso, A., Alves, B., & Novotny, E. (2012). Biochar and soil nitrous oxide emissions. *Pesq. agropec. Bras; v.47, n.5; 722-725*, Brasília.
- Zainab H, Ainatul A, Othman H y Boon-Beng L. (2013). Characterization of Physicochemical Properties of Biochar from Different Agricultural Residues. *Advances in Environmental Biology*, 7(12) October Special Issue; 3752-3757.