REMEDIACIÓN DE SUELOS ALTERADOS POR ACTIVIDAD DE MINERÍA DEL CARBÓN A CIELO ABIERTO, MEDIANTE APLICACIÓN DE BIOCHAR PROCEDENTE DE RESIDUOS BIOMÁSICOS DE LA PALMA DE ACEITE EN LA ZONA CARBONÍFERA DEL DEPARTAMENTO DEL CESAR

LUIS CARLOS DIAZ MUEGUE

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE
DOCTOR EN INGENIERÍA
ÉNFASIS AMBIENTAL

DIRECTOR
DR. GUSTAVO PEÑUELA MESA
PROFESOR TITULAR FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
FACULTAD DE INGENIERÍA
Medellín, Colombia
2017

RESUMEN

El presente trabajo contribuye a profundizar en el conocimiento científico de los suelos mineros en la Zona Carbonífera del Departamento del Cesar y en el aprovechamiento del biochar obtenido a partir de residuos del cultivo de la palma de aceite (Elaeis guineensis) y su aplicación como enmienda para remediar propiedades físicas y químicas de suelos mineros.

En el primer capítulo se aborda de manera introductoria características propias de la Zona Carbonífera en el Departamento del Cesar (Colombia). Teniendo en cuenta variables de climatología, geología, geomorfología, suelos y sus atributos, vegetación, y aspectos socioeconómicos de la región.

De igual manera aborda la revisión de la literatura en cuanto a la problemática planteada por la minería de carbón a cielo abierto en la afectación del recurso suelo. En este aparte se tienen en cuenta problemáticas como la compactación, erosión, perdida y deficiencia de nutrientes, lixiviación de metales como el aluminio, hierro, manganeso, cobre y cinc. Presencia de sales eflorescentes, acidez, perdida y disminución de microorganismos.

El cierre del capítulo está dedicado a las prácticas para mejorar los atributos de los suelos mineros en proyectos de minería de carbón a cielo abierto. Aplicación de lodos o biosólidos, fertilizantes, enmiendas alcalinas, residuos compostados, y la implementación y uso del biochar como enmienda.

El capítulo segundo esboza las metodologías analíticas utilizadas en la tesis y los principios de los métodos empleados. Al final del capítulo se indican los métodos estadísticos empleados para el estudio de las variables respuestas.

El capítulo tercero, presenta los resultados y discusión de la caracterización de los materiales edáficos en la Zona Carbonífera del Cesar, en la que se caracterizaron suelos naturales no intervenidos, acopios de suelos recolectados en los procesos iniciales de las fases de los proyecto de minería de carbón a cielo abierto, suelos rehabilitados o tecnosoles construidos posminería, suelos influenciados por la actividad extractiva.

El capítulo cuarto incluye la caracterización del biochar obtenido a partir de residuos del cultivo de palma de aceite (Elaeis guineensis Jac), aplicando técnicas analíticas algunas de ellas propias para enmiendas y en otras ocasiones aplicadas a caracterizar suelos.

En el capítulo quinto se estudió la respuesta del biochar frente a la realización de ensayos en laboratorio y en macetas utilizando el biochar como enmienda en la evolución de propiedades físicas y químicas con materiales edáficos, de tres suelos mineros de la sub-área La Jagua.

En el capítulo seis se expone la remediación de propiedades edáficas de suelos de la Zona Carbonífera del Cesar, utilizando biochar de residuos del cultivo de palma de aceite. El suelo puesto a prueba contenía sales eflorescentes que fueron caracterizadas por diferentes metodologías analíticas.

El capítulo séptimo describe los ensayos y resultados en campo, de remediación de un tecnosol con plintita, en el cual se instalaron lotes de tratamientos con bioremediacion y biochar, para estudiar la incidencia del biochar en la respuesta de estabilización de la zona radicular del tecnosol.

CONTENIDO

RESUMEN 2

1. INTRODUCCION 19

1.1 Caracteristicas de la minería de carbón a cielo abierto en el departamento del Cesar 19

1.1.1 Clima 23

1.1.2 Geología 26

1.1.3 Geomorfología 29

1.1.4. Suelos 31

1.1.5. Vegetación 33

1.1.6. Aspectos Socio Económicos 36

1.1.7. Prácticas de restauración edáficas llevadas a cabo en el Departamento del Cesar en los proyectos de minería de carbón a cielo abierto 38

1.2 La degradacion de los suelos por minería de carbón a cielo abierto 40

1.2.1. Compactación 42

1.2.2. Erosión 45

1.2.3. Pérdida y deficiencia de nutrientes 46

1.2.4. Lixiviación de metales 49

1.2.5. Sales eflorescentes 51

1.2.6. Acidez 53

1.2.7. Pérdida y disminución microorganismos del suelo 54

1.3 Practicas para mejorar los atributos de suelos mineros en explotaciones de carbón a cielo abierto 56

1.3.1. Aplicación de lodos o biosólidos 61

1.3.2 Fertilización 65

1.3.3. Enmiendas alcalinas 66

1.3.4. Residuos urbanos compostados 70

1.3.5. El biochar como enmienda 73

1.4. Objetivos 82

1.4.1 Objetivos generales 82

1.4.2 Objetivos específicos 83

1.4.3 Hipótesis 83

2. MATERIALES Y MÉTODOS 84

2.1 Materiales 84

2.1.1. Materiales edáficos. 84

2.2 Procedimientos analíticos para materiales edáficos 85

2.2.1. El pH 85

2.2.2. Conductividad eléctrica 86

2.2.3. Carbono Orgánico 86

2.2.4. Metales 87

2.2.5. Nitrógeno 87

2.2.6. Fósforo 88

2.2.7 Bases intercambiables 88

2.2.8 Textura 88

2.2.9. Color Munsell 89

2.2.10. Difracción de rayos X 89

2.1.11 Agregación por conteo del número de gotas 90

2.1.12 Recuento de esporas 90

2.3. Procedimientos analiticos para biochar 91

2.3.1 El pH. 91

2.3.2 Conductividad eléctrica 91

2.3.3. Capacidad de retención de humedad 92

2.3.4. Densidad aparente 92

2.3.5. Espectroscopia de Infra-rojo 93

2.3.6 Difracción de rayos X 93

2.3.7. Microscopía electrónica de barrido 94

2.3.8 Análisis elemental CHNS 95

2.3.9. Área superficial equivalente (Área BET) 95

2.3.10. Capacidad tampón 96

2.3.11. Bioensayos de fitotoxicidad. 96

2.3.12. Porcentaje de Infección 97

2.3.13 Biomasa radicular y follaje 97

2.4. Metodos estadísticos 98

3. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS Y MATERIALES EDÁFICOS EN ZONA CARBONIFERA DEL CESAR, EN ESPACIOS DE MINERIA A CIELO ABIERTO. 100

3.1. Introducción 100

3.2. Materiales y métodos 102

3.2.1. Localización 102

3.2.2. Métodos analíticos 103

Muestreo y descripción de las muestras 103

3.3. Resultados 106

3.4 Discusión 118

4. CARACTERIZACIÓN DEL BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DEL CULTIVO DE PALMA DE ACEITE (*Elaeis guineensis*) PARA SU USO COMO ENMIENDA EN SUELOS MINEROS 122

4.1. Introducción 122

4.2. Materiales y métodos 123

4.4 Discusión 127

5. INFLUENCIA DEL BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DE LA PALMA DE ACEITE (*Elaeis guineensis*) EN LA REMEDICION DE PROPIEDADES FISICAS Y QUIMICAS DE SUELOS MINEROS, PRODUCTO DE LAS ACTIVIDADES EXTRACTIVAS DE CARBON A CIELOS ABIERTO EN LA ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR 133

5.1. Introducción 133

5.2. Materiales y métodos 136

5.2.1. Biochar 136

5.2.2 Suelos mineros 136

5.2.3 Métodos analíticos 137

5.2.3.1 Biensayos en cajas de Petri y macetas 138

5.2.3.2 Montaje para agregación de suelos 139

5.2.3.4 Análisis estadístico 140

5.3 Resultados 140

5.4 Discusión 145

6. USO DEL BIOCHAR COMO ENMIENDA PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE SALES EFLUORESCENTES PRESENTES EN SUELOS DISTURBADOS PRODUCTO DE ACTIVIDAD EXTRACTIVA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO EN ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR 148

6.1 Introducción 148

6.2. Materiales y métodos 151

6.3. Resultados 152

6.4 Discusión 158

7. VALORACION DE LA BIOMASA RADICULAR DEL PASTO BRACHIARIA EN TECNOSOL CON PLINTITA, APLICANDO COMO TRATAMIENTO BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DEL CULTIVO DE PALMA DE ACEITE 160

7.1 Introducción 160

7.2 Metodología 163

7.3 Resultados 166

7.3 Discusión 170

CONCLUSIONES GENERALES 174

BIBLIOGRAFIA 178

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localización de los proyectos de los proyectos carboníferos del departamento de Cesar (UPME, 2005). 22

*Figura 2***.** Efecto de las corrientes de aire en la serranía del Perijá. (Rangel, 2007) 24

Figura 3. Balance hídrico Estación Socomba ZCC. (EOT Municipio de Becerril, 2004) 25

Figura 4. Mapa geológico de la zona carbonífera del Cesar 27

Figura 5. Fisiografía Plancha 48 La Jagua de Ibirico (Hernández, 2003). 30

Figura 6. Humedad de los suelos del Cesar (IDEAM-CORPOCESAR) 32

Figura 7. Mapas de coberturas de la tierra en el Cesar. IDEAM-CORPOCESAR, 2007. 34

Figura 8. Presencia de palma de vino (ScheeleaMagdalenae) en La Loma. 35

Figura 9. Formación de sales eflorescentes en materiales edáficos de áreas rehabilitadas por minería a cielo abierto en el complejo minero del Cerrejón Zona Norte, La Guajira-Colombia (Gualdrón, 2010). 52

Figura 10. Hipotéticos perfiles de suelos mineros. (Arranz-González, 2011). 57

Figura 11. Representación esquemática del biochar con efectos directos e indirectos sobre el suelo (Warnock et al., 2007). 78

Figura 12. Modelo básico de interacción del biochar (Hammes & Schmidt, 2009). 79

Figura 13 Equipo para escanografia electrónica de barrido JEOL (JSM6490-LV) de la Universidad de Antioquia 94

Figura 14 Presencia de sales eflorescentes en suelos (ZL-CAL-20) 106

Figura 15. Espectro IR del biochar a partir de residuos del tronco de la palma *(Elaeis guineensis Jac*) en el presente trabajo 125

Figura 16. Regresión lineal respuesta del biochar vs. pH 126

Figura 17 Imagen lograda de la escanografia electrónica de barrido del biochar del tronco de la palma (Elaeis guineensis Jac) 130

Figura 18 Difractograma del biochar de residuos del cultivo de palma de aceite. 131

Figura 19 Ensayo capacidad tampón del biochar obtenido de tronco del cultivo de palma de aceite. 131

Figura 20. Efecto del biochar en la germinación de semillas pasto Buffel y Brachiaria: a) Bioensayo en cajas de Petri sin suelo; b) Bioensayos en macetas 143

Figura 21. Resultados de agregación mediante conteo de gotas 145

Figura 22. Las fases minerals identificadas por XRD y conjunto de archivos con el software XPowder: yeso (33-0311), cuarzo (33-1161), halita (05-0628), calcita (05-0586) y sederita (29-0686). 154

Figura 23. Micrografias electrónicas de barrido (SEM) muestran los critales de sal (a. b. c) además de la morfología y porosidad de la biochar utilizado en el presente estudiod. 155

Figura 24 Efectos del biochar en la germinación de semillas y elongación de la raiz de la especie Brachiaria con presencia de sales. 156

Figura 25. Imagen SEM del biochar de cuesco 168

Figura 26. Resultados de biomasa radicular y follaje 169

Figura 27. Resultados porcentaje de infección 170

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. *Nombres científicos y vulgares de la flora nativa citada del área de estudio*..... 35

Tabla 2. Evaluación de factores limitantes del establecimiento vegetal en los principales tipos de residuos asociados con tierras degradadas y abandonadas (Kent, 1982). 41

Tabla 3. *Principales problemas de los ecosistemas de suelos mineros y sus soluciones a corto y largo plazo (Bradshaw, 1983)* 58

Tabla 4 *Materias primas utilizadas para producir Biochar experimentalmente* 75

Tabla 5 *Nombres y descripción de las muestras analizadas en la Zona Carbonífera del Cesar (sub-areas Jagua y Loma).* 104

Tabla 6 *Valores de pH de las muestras*. 107

Tabla 7.*Valores de nitrógeno de las muestras* 109

Tabla 8. *Valores de fósforos de las muestras* 110

Tabla 9. *Valores de potasio de las muestras*..... 112

Tabla 10 *Conductividad eléctrica de las muestras* 113

Tabla 11. *Capacidad de intercambio catiónico de los materiales*..... 115

Tabla 12. *Valores de metales en las muestras* 117

Tabla 13. *Características físico-químicas de los residuos del biochar obtenido del tronco de la palma de aceite* 124

Tabla 14. *Regresión líneal de respuesta ensayos capacidad tampón*..... 126

Tabla 15. *Resumen de los valores informados para capacidad de amortiguación de pH del compost y otros materiales orgánicos como se determina por titulación ácida.*..... 132

Tabla 16.*Características de suelos de mina y del biochar producido a partir de tronco de la palma de aceite (Elaeis guineensis Jac) en el presente trabajo.* 141

Tabla 17. *Valor p de la prueba de normalidad y homogeneidad para variables del ensayo en caja de Petri*..... 142

Tabla 18. *Valores medios de las tasas de germinación y longitud de raíz medidos en una placa de Petri sin suelo.* 142

Tabla 19.*Valor p de la prueba de normalidad y homogeneidad para variables del ensayo en macetas* 144

Tabla 20. *Valores medios de los parámetros de germinación y longitud de raíz de pasto buffel y Brachiaria con dosis diferentes de biochar y tres tipos de materiales edáficos.* 144

Tabla 21.*Características físico-químicas de los residuos con sal y del biochar.*..... 153

Tabla 22. E*ffectos del biochar en la germinación de la semilla y longitud de la raíz en bioensayo en una caja de Petri, con sal secundaria en residuos mineros.*..... 157

Tabla 23. *Características físicas y químicas del tecnosol con plintita*..... 167

Tabla 24. *Caracterización del biochar producto de la pirolisis del cuesco a 450 °C*..... 168

LISTA DE ABREVIATURAS

ABA cuenta ácido-base (Acid Base Account)

ANOVA análisis de la varianza (ANalysis Of VAriance)

AP Potencial de generación de ácido

BTU British Unidad térmica.

CE Conductividad Eléctrica

CF Carbono Fijo

CIC/CEC Capacidad de Intercambio Catiónico.

CND (Counting the Number of Drops) Conteo del número de gotas

CORPOCESAR Corporación Autónoma Regional del Cesar

COD Carbono orgánico disuelto

COS/SOC carbono orgánico del suelo

DAM Drenaje Ácido de Mina

DMRT La prueba de Rangos Múltiples de Duncan

DRX Difracción de Rayos X.

EAA Espectrofotometría de absorción atómica

FAO Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación

FDA Ensayo de diacetato de fluoresceina

Fm Formación geológica

FTIR Infrarrojo transformada de Fourier

FRX Fluorescencia de rayos X

IBI Iniciativa Biochar internacional

ICONTEC Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación

IGAC Instituto Geográfico Agustín Codazzi

IGME Instituto Geológico Minero de España

INGEOMINAS Instituto de investigación e información geocientífica, minero ambiental y nuclear

INIA Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria de España

M Molar

MOS materia orgánica del suelos

NP potencial de neutralización

NNP Potencial de neutralización neto

NTC Norma Técnica Colombiana

OCED Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos.

PNCTA Plan Nacional de Cartografía Temática Ambiental

SAR Proporción de adsorción de sodio

SBET Superficie Específica, $m^2\ g^{-1}$

SEM Microscopía Electrónica de Barrido

USDA Departamento de Agricultura de Estados Unidos.

US-EPA Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

WHC Capacidad de retención de agua

WRB World Reference Base for Soil Resources, Base Referencial Mundial del Recurso Suelo.

ANEXOS

Anexos A1: Resultados analítica de suelos y materiales edáficos ZCC..... …238

Anexos A2: Evidencia fotográfica de muestreo zona carbonífera del Cesar bloque Jagua y bloque La Loma…..…….……240

Anexo B1: Ensayos con Biochar……..242

Anexo B2. Resultados del analisis estadistico del efecto del biochar en la germinacion del pasto braciaria y pasto buffel en cajas de Petri……...244

Anexo B3 Resultados del analisis estadistico del efecto del biochar en la germinación del pasto braciaria pasto buffel en macetas……248

Anexo B4. Evidencia fotográfica de Agregación de suelos mineros con biochar con pasto buffel en macetas…….. 250

Anexo B5. Resultados de análisis estadístico del efecto del biochar en la agregación de suelos mineros…….258

Anexo C1 Resultados estadísticos del efecto de biochar en la remedación de suelos salinos…...263

Anexo D1. Resultados estadísticos del efecto del biochar en la biomasa radicular y foliar de pasto brachiaria en tecnosol con plintita……268

Anexo D2. Condiciones atmosfericas registradas……...271

Anexo D3. Resultados de análisis estadístico del efecto de biochar en la infección en la raíz del pasto brachiaria……272

AGRADECIMIENTOS

La realización de una tesis doctoral es una experiencia vital intensa

A Colciencias

A La Universidad Popular del Cesar

A la Gobernación del Cesar

Al Doctor Gustavo Peñuela Mesa, quien me brindó su confianza para desarrollar mi proceso de formación doctoral en el marco del Grupo de Investigación en Gestión de la Contaminación

A las empresas mineras de la Zona Carbonífera del Cesar que me abrieron su espacio para desarrollar las actividades de caracterización y remediación.

1. INTRODUCCION

1.1 Caracteristicas de la minería de carbón a cielo abierto en el departamento del Cesar

En Colombia existen aproximadamente 55.000 especies de plantas, un tercio de las cuales son endémicas; se encuentra en el tercer lugar a nivel mundial en número de vertebrados; posee el 8% de las especies de mamíferos, el 18% de las aves y el 10% de los insectos (DNP, 1991). Además de esta enorme biodiversidad, los ecosistemas colombianos se caracterizan por su fragilidad, alta productividad biológica y su significado cultural. Por contar con estos recursos biológicos, principalmente en áreas de suelos sin vocación agrícola se hace aun más injustificable su destrucción.

Colombia registra en forma paralela a su crecimiento económico y dinámico un deterioro ambiental, particularmente, en los patrones desordenados de ocupación del territorio, los cuales han causados ecosistemas frágiles, tala de bosques y degradación de los suelos. Para evitar que el deterioro ambiental se convierta en limitante del rápido proceso de desarrollo económico y social, es necesaria la búsqueda de nuevos conocimientos y desarrollos para garantizar la sostenibilidad de los procesos productivos; se requerirá concentrar esfuerzos en las áreas estratégicas que el País priorizó a través de la Política Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación que señala como líneas priorizadas: biotecnología, energía y recursos naturales. Lo anterior planteado desde el año 2010, en el Plan de desarrollo (Departamento Nacional de Planeación, 2010).

El desarrollo de proyectos de explotación de carbón en el departamento del Cesar es una actividad de gran importancia económica para el país. La explotación de minas de carbón a cielo

abierto en los municipios de La Loma y La Jagua de Ibirico, ha generado para el Cesar que el sector minero supere ampliamente al sector agropecuario con 36.4% y 18.9% respectivamente en el producto interno bruto -PIB departamental en 2005 (ICER, 2012).

El departamento del Cesar es la tercera economía más grande de la Región Caribe, después de las de Atlántico y Bolívar. Su aporte representa el 16.2% del PIB regional y el 1.8% del PIB Nacional. El crecimiento económico del Departamento del Cesar es jalonado por el sector minero, el cual representa el 40.5% del PIB departamental, además de 3.000 empleos directos. El segundo sector es el agropecuario con un 12%.

El perfil productivo del Cesar lo configuran dos grandes sectores: las explotaciones de carbón mineral, las cuales generan el 99% de las exportaciones del Departamento. El segundo gran componente es el sector agropecuario, que ha mostrado avances paulatinos hacia la agroindustria, así como una densificación del monocultivo de la palma de aceite y ganadería sostenible.

Recientemente se ha ido consolidando el cultivo permanente de palma de aceite, dando lugar a la inserción del Departamento del Cesar en el sector de la agroindustria energética. De acuerdo con las cifras de 2011, del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, en el Departamento del Cesar se encuentran plantadas 62000 hectáreas de este cultivo, de las cuales 54000 están en producción. La producción total supera 194000 toneladas, cuyo valor aproximado es de $388000 millones, y genera 12400 puestos de trabajo de mano de obra no calificada, constituye el 48% del valor total del sector agrícola del departamento.

El desarrollo en la línea priorizada correspondiente a recursos naturales, podría llevar al departamento del Cesar al cumplimiento de la Visión 2032 (ICER, 2012), en la cual se visualiza al Departamento como el corredor de desarrollo logístico, agroindustrial y minero más importante de la Región Caribe.

El comportamiento de las regalías totalizadas por la explotación de carbón en el departamento del Cesar durante el 2012 presentaron un crecimiento del 30.9 % a pasar de $295.784 millones a $204.527 millones de pesos (ICER, 2012). Así como la minería ha generado recursos para la región, los conflictos evidenciados entre la actividad minera y las comunidades asentadas en el centro del departamento del Cesar, y específicamente en las comunidades de La Loma, El Hatillo, Plan Bonito, El Prado y Boquerón, nacen de un progresivo detrimento de la calidad del medio. Este detrimento está sustentado en el deficiente manejo de los impactos producidos por la compleja operación minera desarrollada en el área. Es decir, los impactos inicialmente identificados para un solo proyecto, debido a que la operación minera en su conjunto ha sufrido un incremento en la magnitud, persistencia y reversibilidad, el cual nunca se ha evaluado de manera integral (PNUD, 2005).

El futuro de los terrenos que se verán afectados por la extracción de carbón, dependerá del desarrollo de proyectos de rehabilitación basados en el conocimiento previo de las propiedades de los estériles mineros y los suelos de recubrimiento, además de otros muchos aspectos climáticos y ecológicos.

Para el presente trabajo se tomó como zona de estudio una denominada La Jagua, perteneciente al distrito minero de La Jagua (que recibe su nombre del municipio de La Jagua de Ibirico, Cesar), y la otra zona denominada La Loma. Ver figura 1.

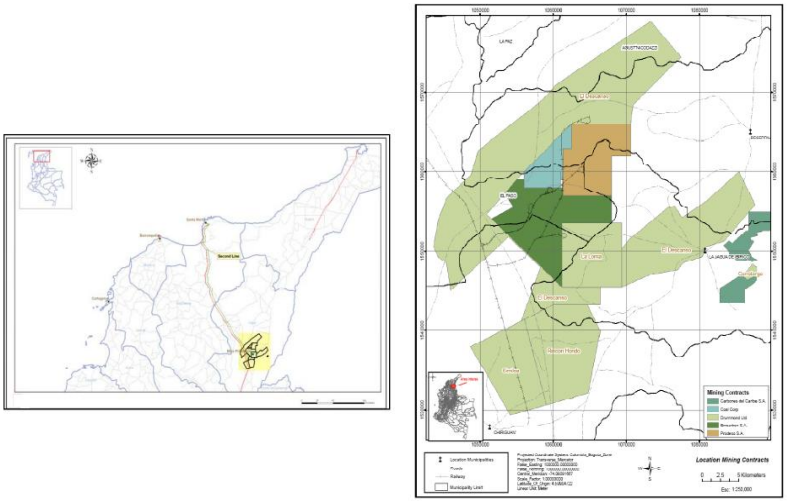


Figura 1. Localización de los proyectos de los proyectos carboníferos del departamento de Cesar (UPME, 2005).

La actividad minera de la zona correspondiente a La Jagua se centra en la explotación de los mantos de carbón que se encuentran en la formación Los Cuervos de la era geológica Paleoceno superior-Eoceno inferior. Desde el punto de vista geológico estructural en La Jagua se localizan dos zonas bien diferenciadas: el sinclinal La Jagua y el monoclinal Cerrolargo (UPME, 2005). Se han identificado hasta 14 mantos con espesores entre 0.55 y 6.00 m; se calcula su potencial en 258 millones de toneladas de carbón (Luna et al., 2004).

Por su parte, la actividad minera de la zona correspondiente a La Loma se centra en la explotación de los mantos de carbón que se encuentran en tres grandes estructuras conocidas como los sinclinales de El Descanso, La Loma y El Boquerón. Se destaca entre otros el Sector El

Descanso, con 20 mantos por un espesor total de 46 m de carbón (Luna et al., 2004). En esta área se ha calculado un potencial de 6.292 millones de toneladas (Luna et al, 2004).

1.1.1 Clima

En el Caribe colombiano, la monotonía fisiográfica de las planicies es interrumpida por macizos montañosos como la Sierra Nevada de Santa Marta, las serranías de Macuira (La Guajira) y de Perijá (La Guajira, Cesar). Estos macizos ejercen un papel fundamental en la diferenciación climática a lo largo del gradiente topográfico que se genera y originan centros de concentración de lluvias que se apartan del patrón regional (Arellano & Rangel, 2007).

Las condiciones físicas y geográficas de la zona motivo del estudio –La Jagua y La Loma- corresponden a piso térmico cálido. Las variaciones del clima dependen básicamente de la posición latitudinal, que lo ubica en la zona de convergencia intertropical, con influencia de los vientos alisios, ver figura 2. El clima se caracteriza por presentar tiempo soleado y seco a comienzos de año; tiempo lluvioso y fresco durante los meses de abril y mayo; bajas precipitaciones en el mes de julio; a partir del mes de agosto comienza el tiempo ciclónico (nublado, lluvioso y fresco) con máximas precipitaciones en el mes de octubre.

En la figura 2 se observa un efecto secante producido por los vientos alisios del Noreste que corren desde La Guajira a través del valle formado por la Serranía del Perijá y la Sierra Nevada de Santa Marta. Los vientos alisios a medida que se integran al amplio valle del río Cesar van perdiendo su efecto desecante.

En la figura 2 también se observan corrientes húmedas provenientes de la Depresión Momposina, las cuales transportan buena cantidad de vapor de agua y se convierten en lluvias debido a la orografía en laderas medias del centro del Departamento del Cesar, zona donde se ubica la explotación minera referente de este trabajo. Igualmente se observan corrientes húmedas que se saturan en el Complejo cenagoso de Zapatosa y producen lluvias que se originan por la orografía que afectan la zona sur.

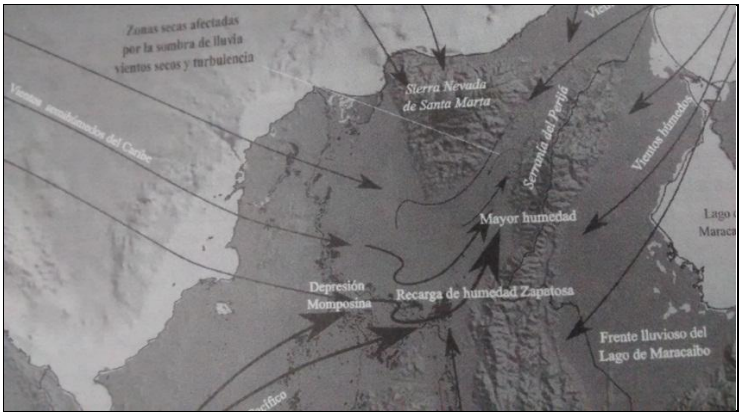


*Figura 2***.** Efecto de las corrientes de aire en la serranía del Perijá. (Rangel, 2007)

Referido a las precipitaciones, la estación climatológica Socomba (Esquema de Ordenamiento Territorial EOT, 2004) ubicada en el municipio de Becerril, registra un déficit hídrico durante los tres primeros meses del año. Las mayores precipitaciones se registran en el mes de octubre, y una característica del área, principalmente en los alrededores de La Jagua de Ibirico, es su alta precipitación con respecto a otras zonas del Cesar. Las características climáticas de la zona son precipitaciones medias con un promedio anual de 1940 mm., en régimen bimodal, con dos períodos de invierno entre abril y junio, en los que se presenta el 31% y entre agosto y noviembre, que corresponde al 53% de la precipitación anual (CORPOCESAR, 1997). La figura 3 muestra un

comportamiento de tipo bimodal, es decir, determinado por un invierno y un verano durante el año hidrológico, el cual se define como el período comprendido entre el inicio del verano, pasando por el invierno, hasta el final del último verano del año calendario.

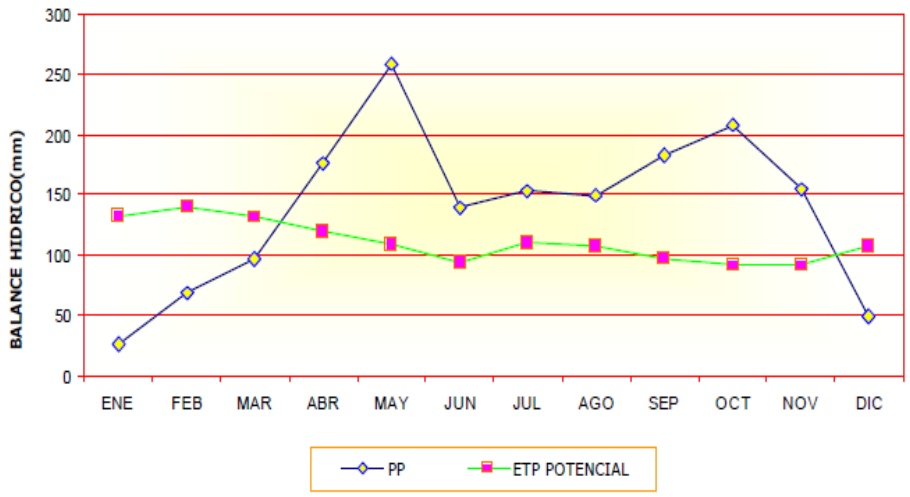


Figura 3. Balance hídrico Estación Socomba ZCC. (EOT Municipio de Becerril, 2004)

La variación de la temperatura observada entre estaciones de la zona, está directamente relacionada con el gradiente altitudinal, ya que el trópico se caracteriza por la relativa uniformidad de la temperatura en cada sitio, durante el año. Las principales diferencias en la temperatura están condicionadas por la presión barométrica y las variaciones se dan prácticamente durante el día, pero esas oscilaciones son insignificantes si se comparan con las que presentan las regiones septentrionales de nuestro planeta. La temperatura es poco variable durante el año y puede sufrir espacialmente variaciones leves, como se puede apreciar en el plano climatológico. Se puede inferir que a medida que se asciende por la Serranía del Perijá, se pueden presentar variaciones fuertes en los valores medios multianuales de la temperatura, sin embargo por la falta de información es difícil establecer su comportamiento altitudinal.

La temperatura media en toda la zona minera es de unos 28.2°C siendo los meses más cálidos enero y febrero y los menos calientes octubre y noviembre. La variación de la temperatura media mensual a lo largo del año es de 4 °C. La humedad relativa media estimada en la zona de la mina es de 87.5 % presentándose valores máximos de 91% y mínimos de 62%. La variación de la humedad relativa en la estación Chiriguaná, la cual es representativa de la zona de la mina, y muestra que los meses de mayor humedad relativa media son septiembre, octubre, noviembre y los de menor humedad son enero febrero y marzo. La variación del brillo solar medio mensual, el cual tiene un promedio de 211 horas, es de unas 7.1 horas diarias. Los meses de mayor brillo solar son enero seguido por diciembre y julio alcanzando valores promedio diarios de hasta 10.5 horas y los de menor brillo solar son mayo, septiembre y octubre con valores promedios diarios de 4.2 horas.

1.1.2 Geología

De acuerdo con la información acopiada por CARBOCOL 1983, la zona carbonífera del Cesar se encuentra ubicada dentro de la Cuenca del Cesar–Ranchería que limita al norte con la Falla Oca, al este con la Falla Perijá–Tigre, al sur con la Falla Arena Blanca y al oeste con la Falla Bucaramanga– Santa Marta; todas las fallas mencionadas son paleofallas que actuaron durante la apertura y desarrollo de la cuenca como se observa en la figura 4.

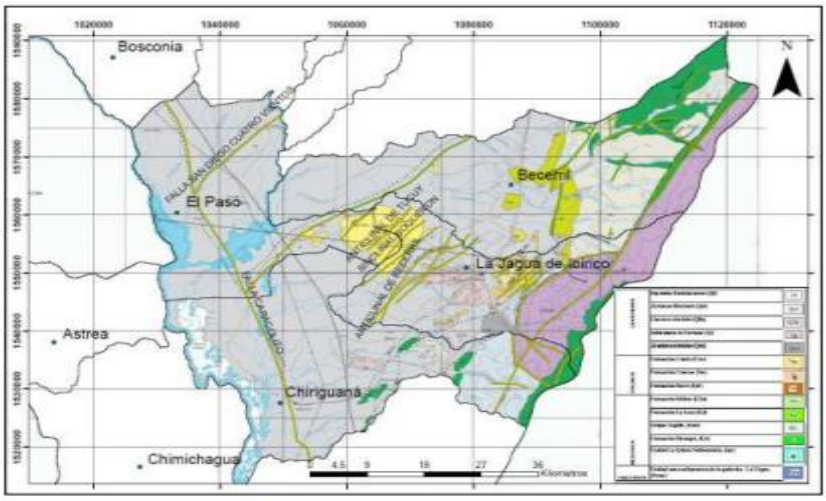


Figura 4. Mapa geológico de la zona carbonífera del Cesar

La estratigrafía del área de La Jagua se relaciona con la de la Cuenca de Maracaibo y también con la del Valle Medio del Magdalena. En dicha estratigrafía ha sido reconocida la formación Los Cuervos que reposa sobre la formación Barco y por debajo de la formación Cuesta (Luna et al., 2004); es decir, la formación Cuesta (secuencia de 60 a 650 m. de espesor, compuesta por estratos de arenas y gravas, friables, localmente ferruginosas) suprayace a la formación Los Cuervos que tiene un espesor variable entre 245 y 1.600 m. Los Cuervos está compuesta por tres conjuntos a saber:

Miembro inferior, potente unos 280 m, de arcillolitas y limolitas de cuarzo prevalecientes sobre arenitas de cuarzo; contiene cintas de carbón. Miembro medio, potente unos 480 m, constituido por una secuencia de arcillolitas, limolitas de cuarzo y arenitas de cuarzo; presenta hasta 60 capas y mantos de carbón (Luna et al., 2004). Básicamente es el nivel carbonífero productivo. Miembro superior, potente unos 220 m, de arcillolitas abigarradas y arenitas de cuarzo, intercaladas.

Según Hernández (2003), describe en el eje Jagua-Loma, la presencia de un moco de hierro formado de material residual de rocas meteorizadas ricas en hierro, en algunos casos como el presentado discontinuamente en el sector Boquerón integra el horizonte B del suelo; meteorizadas a partir de material sedimentario de las formaciones La Quinta y Cuesta.

En la zona La Loma, el material sedimentario de las formaciones de La Quinta y Cuesta se encuentran fundamentalmente en dos formaciones litológicas, las rocas sedimentarías del terciario y depósitos aluviales del cuaternario. Las Rocas sedimentarias del terciario están conformadas por la formación Barco, la formación Cuervos y la formación Cuestas. La Formación Barco (Tpb): Esta compuesta por areniscas grises, lutitas y arcillolitas intercaladas. El espesor varía entre 0,3 y 20 m, con estratificación cruzada. Localmente se encuentran láminas de micas carbonáceas y lutitas. El espesor de la formación, según la literatura, varía entre 76 y 278 m.

La formación Los Cuervos (Tpc): Esta es la principal unidad carbonífera de la cuenca del Cesar y está constituida por arcillolitas, limolitas, areniscas, mantos de carbón y algunos lentes de calizas. Es común encontrar en esta formación restos de plantas, por lo que se asigna una edad entre el Paleoceno y Eoceno Inferior. El espesor de los mantos de carbón varía desde unos pocos centímetros hasta unos 4 m.

En cuanto a la formación Cuestas (Tmc), esta se encuentra suprayaciendo la formación Los Cuervos y conforma una serie de cadenas de colinas orientadas al noroccidente. Esta formación la componen estratos de conglomerados y areniscas. Y en lo que respecta a los Depósitos Cuaternarios (Qal): Esta formación cubre casi toda el área de estudio y está constituida por

depósitos aluviales de composición variable, con espesores que varían entre 2 y 19 m, siendo los valores medios de 9 m. En general, están constituidos por capas de limos arenosos, arcillas, mezclas de arcillas y limos, y arenas gravosas a gravas arenosas.

En el área carbonífera de La Loma se destaca, entre otros, el sinclinal El Descanso, con 20 mantos por un espesor total de 46 m de carbón (Luna et al., 2004). En esta área que se muestra en la figura 5 se ha calculado un potencial de 6.292 millones de toneladas métricas de carbón (Luna et al, 2004).

1.1.3 Geomorfología

La zona montañosa en la cuenca carbonífera corresponde a la provincia fisiográfica de la Región Andina, formada por el flanco occidental de la Serranía del Perijá. La figura 5 muestra la geomorfología en la zona carbonífera correspondiente a La Jagua y a La Loma. La geomorfología de la zona carbonífera de La Jagua está caracterizada por montañas, se encuentran igualmente morfologías de piedemonte en la base del flanco occidental de la Serranía del Perijá.

La principal característica del paisaje en el área del proyecto está determinada por condiciones de sedimentación aluvial, donde la baja energía de las corrientes y los pocos rangos de pendientes determinan una condición principalmente de depositación de materiales de origen aluvial.

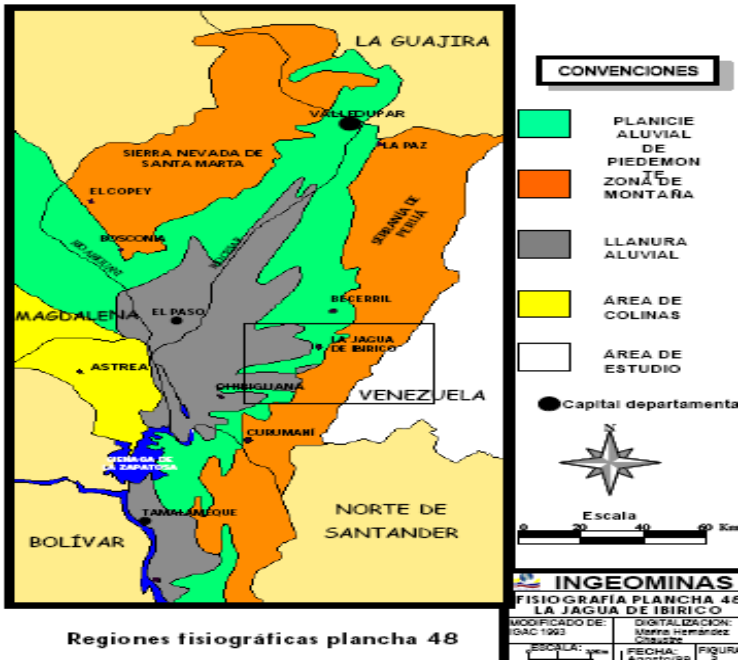


Figura 5. Fisiografía Plancha 48 La Jagua de Ibirico (Hernández, 2003).

En términos generales, el área de estudio se encuentra dominada por geoformas bajas y medias, que como unidad geomorfológica corresponden a la llanura aluvial con presencia de zonas de inundación, y terrazas aluviales con una mediana condición de susceptibilidad a la inundación. Las geoformas altas son de menor ocurrencia y corresponden a pequeñas unidades de colinas donde afloran las rocas. De acuerdo con la definición de estos paisajes, sumado a las condiciones de planicies que predominan en el área, es muy común encontrar zonas inundables donde los cauces de las corrientes no se encuentran bien definidos. Las condiciones de inundación se ven incrementadas en la época de lluvias, que es común en el plano inundable y en las terrazas deposicionales.

1.1.4. Suelos

En la zona de montañas los suelos son poco profundos, con un horizonte humífero de espesor variable (Arellano et al., 2007). La pedogénesis es relativamente incipiente y está en contraposición a una morfogénesis activa e intensa.

El régimen de humedad de los suelos en la región es predominantemente Ústico o de transición a Údico, según se asciende hacia la Sierra del Perijá, el régimen térmico es isohipertérmico (Malagón, 2003). En el entorno, los suelos han sido extensamente degradados y la acción de los procesos erosivos ha dejado en muchos lugares la roca al descubierto o muy cercana a la superficie. Los suelos más representativos se han clasificado como LithicTroporthents, intercalados con afloramientos rocosos y ParalithicDystropepts sobre relieves quebrados, de texturas medias, fuertemente ácidos (pH entre 5.5 y 5.0) y con bajo contenido de materia orgánica (IGAC, 1986) como se ilustra en la figura 6.

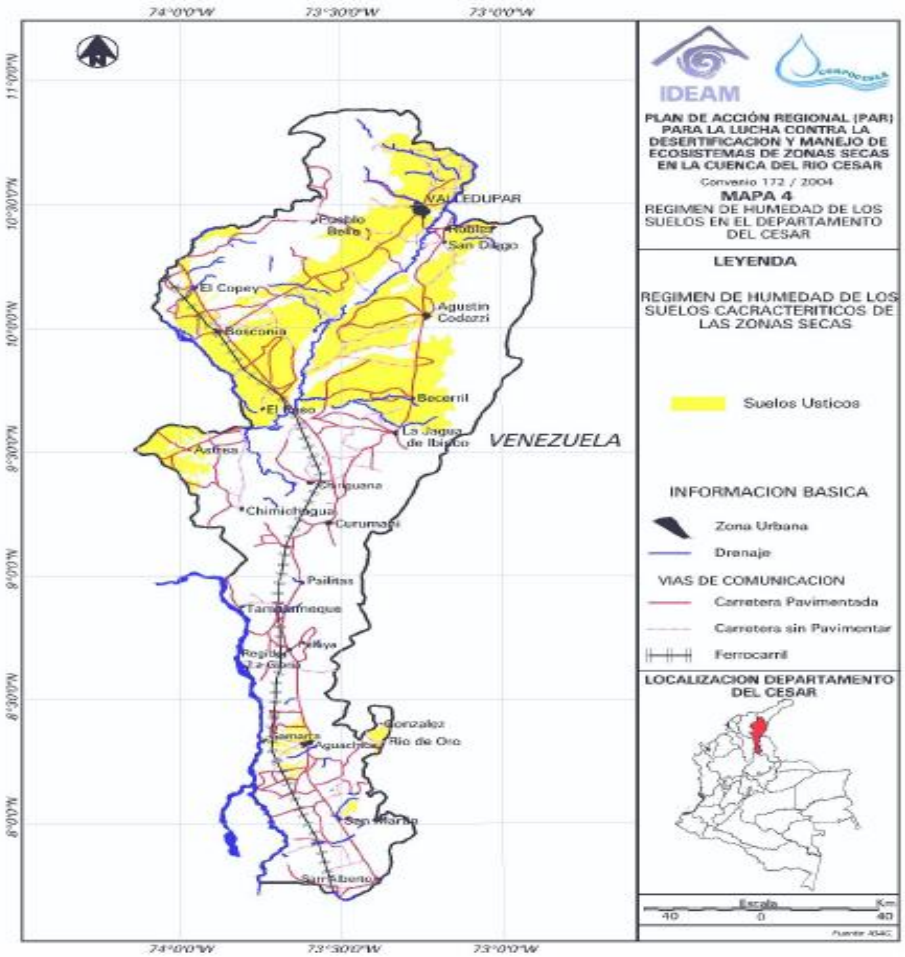


Figura 6. Humedad de los suelos del Cesar (IDEAM-CORPOCESAR)

Los suelos LithicTroporthents son suelos bien drenados y muy superficiales, limitados por las areniscas que le dan su origen. Presentan un horizonte A, muy delgado, de color pardo amarillento oscuro y textura franca gravillosa. La roca dura se encuentra a 15 cm. de profundidad, limitando la profundidad efectiva. Muestran bajo contenido de carbono orgánico, fósforo y potasio; reacción muy fuertemente ácida y baja fertilidad.

Los suelos Fluventic Eutropepts son muy reducidos en áreas presentes, se localizan en las napas bien drenadas de los glacís. Son suelos profundos con contenidos medios de materia orgánica y

potasio, medianos a bajos de fósforo, su reacción es neutra, son saturados y de fertilidad alta. Los suelos ParalithicDystropepts se han desarrollado a partir de arenas y arcillas, en sectores mezclados con guijarros y cascajo. Se localiza en relieve plano a inclinado o ligeramente ondulado, en altitudes que oscilan entre 70 y 150 m, con pendientes entre el 3 y 7%.

FluventicUstropepts: son suelos muy superficiales a moderadamente profundos, limitados por piedra, gravilla y cascajo. Aunque en pequeños sectores se encuentran suelos profundos en las márgenes del rio Calenturitas. Presenta un horizonte A, con espesor de 16 cm, de color pardo rojizo y textura media. El suelo FluventicUstropepts descansa sobre un horizonte C, de color pardo rojizo. Son suelos bajos en profundidad, altos en fósforo. Reacción ligeramente ácida y buena fertilidad.

1.1.5. Vegetación

La zona de estudio se ubica dentro de la zona de vida de Holdridge denominada Bosque Seco Tropical, mostrando cuatro tipos de cobertura vegetal: bosque secundario intervenido, pastos enrastrojados (árboles dispersos dentro de los pastizales), colinas arboladas (árboles dispersos de porte bajo y achaparrado dentro de pastizales) y rastrojos (áreas de potreros abandonados donde se ha dado inicio a la colonización de especies leñosas de porte arbustivo y arbóreo descritas en la figura 7.

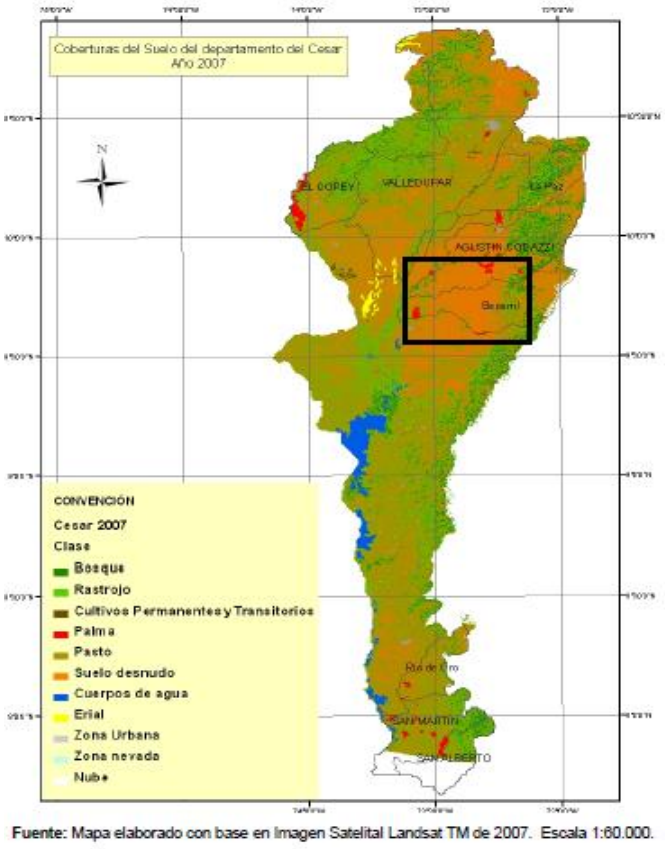


Figura 7. Mapas de coberturas de la tierra en el Cesar. IDEAM-CORPOCESAR, 2007.

La característica de la sabana en geoformas de glasis es la de soportar un tipo de vegetación formado por gramíneas y alguna vegetación arbustiva que se adapta a condiciones de fertilidad muy baja del suelo. Los estudios de gramíneas se circunscriben a los realizados por Giraldo-Cañas en 2012, con 212 especies identificadas como especies endémicas en la Serranía del Perijá (*Chusqueaspathacea*), especies introducidas cultivadas (Cenchrus, brachiaria, eragrostis), y nativas (*Senna atomaria*). En la zona que conforman sabanas ácidas están interrumpidas por palmichales de palma de vino (*ScheeleaMagdalenae*) como se aprecia en la figura 8 y en la tabla 1.



Figura 8. Presencia de palma de vino (ScheeleaMagdalenae) en La Loma.

En la tabla 1 se describe especies de flora citada sobre la zona de estudio.

Tabla 1. *Nombres científicos y vulgares de la flora nativa citada del área de estudio*

Nombre científico	**Nombre vulgar**	**Nombre científico**	**Nombre vulgar**
Lemaireocereusgriseus	Cardón	*Aspidosperma sp*	Carreto
Opuntia wentiana	Cactus	*Pouteriasp*	Caimo
Fagarasp	Uña de gato	*Vismiasp*	Carate
Prosopis juliflora	Trupillo	*Astronium graveolens*	Gusanero
Capparisodoratissima	Olivo	*Myrsineguianensis*	Chucaro
Acacia	Acacia	*Myrciasplendens*	Arrayan
Capparisodoratissima	Lechero	*Guarea guidonia*	Cedrillo
Mimosa invisa	Zarza	*Psychotria nervosa*	Cafecito
Caesalpinia coriaria	Divi-divi	*Eichhorniacrassipes*	Taruya
Pereskia Colombiano	Guamacho	*Brachiaria radicans*	Brachiaria
Bramelapenguin	Piñuela	*Eichhomiaazurea*	Buchón de agua
Curatella americana	Chaparro	*Salviniarotundifolia*	Helecho de agua
Byrsonima crassifolia.	Peralejo	*Panicum maximun*	Mombaza
Xylopiaaromatica	Escobo	*Pistiastratiotes*	Lechuga de agua
Scheelea magdalenae	Palma de vino	*Hymenachneamplexicaulis*	Gramalote
Sabalmauritiiformis	Palma amarga	*Limnocharis flava*	Buchón
Bulnesia arborea	Guayacan	*Cassiaoccidentais*	Cafetillo
Cupaniasp	Tostao	*Nymphoideshumboldtianum*	Loto silvestre
Glicipidia Sepium	Mata ratón	*Jussiae pilosa*	Clavito de pantano
Aegiphilasp	Blanquillo	*Eleocharisinterstincta*	Junco
Ficus sp	Caucho	*Eleocharisinterstincta*	Caracolí
Cedrelasp	Cedro	*Leepaacuminata*	Manteco
Bursera simaruba	Indio desnudo	*Chlocospermun vitifolium*	Papayote
Protiumsp	Arrume	*Lecythisminor*	Cifia de mono
Pousenia armanta	Cucua	*Caesalpinia ébano*	Ebano
Guazuma ulmifolia	Guacimo	*Senna atomaria*	Caranganito

1.1.6. Aspectos Socio Económicos

La dinámica socioeconómica que ha tenido el departamento del Cesar a través de su historia ha mostrado procesos de desarrollo enfocados principalmente a la actividad agropecuaria en las zonas planas y la agricultura de subsistencia en las zonas montañosas, procesos que han sido acompañados por el auge de la agroindustria y la minería en las zonas planas (López, 2010).

En el Cesar, la agroindustria se caracteriza por el cultivo, extracción, procesamiento, transformación y refinación de aceite de palma africana. La palma de aceite (*Elaeis guineensis*) es originaria de las costas del golfo de Guinea en África Occidental e introducida en el continente americano en el siglo XVI por los colonizadores y comerciantes de esclavos portugueses, que la usaban en la dieta alimenticia de sus esclavos en Brasil (Aguilera, 2002), en Colombia el cultivo comercial de palma africana se inició en 1945. Los cultivos de palma en el sur del Cesar se iniciaron en tierras colonizadas, donde el Estado no había hecho ninguna presencia, en el departamento del Cesar no hubo palma de aceite antes del plan de fomento iniciado en 1957.

Posteriormente, en los años setenta y ochenta, la tecnificación de los cultivos, el empleo de semillas mejoradas, el crecimiento de la capacidad instalada y la crisis del algodón, llevaron a varios cultivadores de la región hacia la actividad palmera. En esta época comenzó el proyecto Las Flores, en Codazzi, de propiedad de Carlos Murgas, con una gran integración vertical, para producir la semilla, cultivar la palma, extraer el aceite crudo y transformarlo en aceite comestible. Las Flores produce la semilla Demi con polen que se importa de Papúa (Nueva Guinea), y el

producto es conocido como Murgas & Lowe. Con este material hay sembradas en Colombia más de 60.000 hectáreas, en Centro América 60.000 hectáreas y en Venezuela 20.000 hectáreas.

En el departamento del Cesar las alianzas productivas y sociales dentro de la cadena del cultivo de la palma africana impulsadas por el gobierno nacional integra siembras, plantas extractoras y plantas refinadoras de aceites comestibles, que generan residuos bio-másicos, producto de los procesos agronómicos y agroindustriales en la extracción del aceite de palma. Actualmente estos residuos de biomasa procedente de racimos, troncos del árbol y endocarpio (cuesco) causan problemas de disposición y solo una pequeña parte es aprovechada como combustible para la generación de calor o energía (Steiner, 2010).

El otro gran renglón de la economía del departamento del Cesar es la minería. La explotación de la minería del carbón también ocasiona fuerte presión antrópica por la desertificación y la degradación de los suelos en la región, lo que se destaca como temas que deben ser priorizados, desde el punto de vista ambiental y del desarrollo económico y social en el Cesar (IDEAM-CORPOCESAR, 2007). La presencia de zonas en desertificación en gran parte del Departamento plantea que se debe tener en cuenta la problemática de la degradación de los suelos en los procesos de planificación, por lo cual las medidas de desarrollo deben ser acordes a esta problemática y a las necesidades de desarrollo de la región. Es de resaltar que los municipios con mayor área en ecosistemas secos y con problemas de desertificación son: El Paso, Astrea, La Jagua de Ibirico, Bosconia, Becerril, Agustín Codazzi y el Copey los cuales tienen más del 50 % de su área con diferentes niveles de desertificación (estos municipios están localizados en la Zona Carbonífera del Cesar). Ante la alta perturbación de las zonas secas de estos municipios y con el fin de combatir

los graves problemas sociales y ambientales ocasionados por los procesos de degradación de tierras y desertificación, se considera indispensable tomar medidas “preventivas” en las zonas que aun no han sido afectadas por este problema o que solo lo han sido levemente; aplicar medidas “correctivas” para mantener los procesos hidrológicos, ecológicos, la productividad y la diversidad biológica de las tierras desertificadas en grado moderado; y tomar medidas de “rehabilitación” para recuperar las tierras gravemente o muy gravemente desertificadas.

Los conflictos evidenciados entre la actividad minera y las comunidades asentadas en el centro del departamento del Cesar y específicamente en las comunidades de La Loma, El Hatillo, Plan Bonito, El Prado y Boquerón, nacen de un progresivo detrimento de la calidad del medio. Este detrimento está sustentado en el deficiente manejo de los impactos producidos por la compleja operación mineradesarrollada en el área. Es decir; los impactos inicialmente identificados para un solo proyecto, debido a la operación minera en su conjunto, han sufrido un incremento en la magnitud, persistencia y reversibilidad, el cual nunca se ha evaluado de manera integral (PNUD, 2005).

1.1.7. Prácticas de restauración edáficas llevadas a cabo en el Departamento del Cesar en los proyectos de minería de carbón a cielo abierto

Desde sus inicios, el proyecto Cerrejón Zona Norte fue un referente para los proyectos de carbón nacientes en el Departamento del Cesar. Muchas de las prácticas de restauración edáficas desarrolladas en la Zona Carbonífera del Cesar, son tomadas de los procedimientos y estudios planteados en el proyecto que dio inicio a los proyectos de gran minería de carbón a cielo abierto

en Colombia (Cerrejón). Después de la extracción de carbón se inicia un proceso integral de rehabilitación de tierras, con el objetivo de reconstruir el área intervenida hasta lograr un estado de estabilidad estructural y de producción de bienes y servicios ambientales, equivalente al que existía antes de la minería (Gualdron, 2009).

No obstante, a diferencia de los avances logrados en Cerrejón, se evidencia problemas relacionados con impactos severos en las propiedades físicas y químicas de los suelos relacionadas con erosión de taludes, perdida de nutrientes (IDEAM-CORPOCESAR, 2007). Si bien es cierto en los planes de manejo ambiental se estipularon las labores de descapote y manejo de suelo incluyendo su protección y conservación, durante la vida útil del proyecto y su uso a medida que se vayan teniendo áreas finalizadas desde el punto de vista minero y donde se inicie la restauración; muchas de estas actividades en algunos proyectos eran deficitarias.

Existe poca información documental específica sobre las características edáficas, y medidas evaluadoras y correctoras asociadas a la restauración de los materiales alterados por minería de carbón en la Zona Carbonífera del Cesar. A diferencia de lo que sucede con otras actividades extractivas de minado a cielo abierto como el caso de las canteras en Bogotá y el aporte en conocimiento que desde instituciones como la Escuela de Restauración Ecológica y la Red Colombiana de Restauración Ecológica, viene aportando conocimiento del como en los estados iniciales de desarrollo los sistemas de restauración son más susceptibles a las tensiones de variables como el viento o la lluvia para eliminar muchas de las especies colonizadoras y cambiar por lo tanto el rumbo de la sucesión (Barrera Cataño et al ., 2011).

1.2 La degradacion de los suelos por minería de carbón a cielo abierto

La minería de carbón a cielo abierto causa daños masivos en el paisaje y las comunidades biológicas. Las comunidades de plantas se afectan, las deficiencia de nutrientes impiden estrategias de revegetación y recuperación natural. Los impactos directos por la actividad minera a cielo abierto suelen ser severos, por la destrucción de los ecosistemas naturales, ya sea mediante la eliminación parcial o total de todos los suelos, las plantas y animales. Ghose en 1990 y Ghose & Kundo en el 2003, reportan que por cada millón de toneladas de carbón extraído por el método de minado a cielo abierto se ocasionan daños de un área de 4 hectáreas en la India.

Box (1978) introdujo el concepto de área drásticamente alterada, la cual puede ser definida como aquella superficie de terreno en la que la vegetación y la comunidad animal han sido eliminadas y la mayor parte de los horizontes superiores del suelo se han perdido, alterado o enterrado. Estos suelos no podrán regenerarse completamente por si mismos a través de la normalidad ecológica de procesos de sucesión, al menos, dentro de una generación. Por lo tanto, para los procesos naturales deben ser facilitadas la creación de un medio propicio para la regeneración de la vegetación.

El conocimiento de factores limitantes o propiedades de los suelos disturbados que inciden en su productividad y en el rendimiento potencial del suelo, hace parte de las dimensiones requeridas (Tabla 2), para poder establecer acciones hacia el establecimiento vegetal exitoso.

Tabla 2. Evaluación de factores limitantes del establecimiento vegetal en los principales tipos de residuos asociados con tierras degradadas y abandonadas (Kent, 1982).

Sustrato	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	Total puntos
Estériles de minería de carbón	2	2	2	1	2	1	2	2	2	1	1	2	2	22
Escorias y residuos de función	1	1	1	1	2	-	2	2	2	1	2	1	2	18
Residuos de pizarreras	2		1	1		-	2	2	2	2	2	1	1	16
Residuos de minería metálica	1	-	1	-	2	1	1	2	1	1	1	2	2	15
Residuos y huecos de canteras	-	-	2	1	-	2	1	1	1	2	2	1	1	14
Canteras de arcilla para ladrillos	-	-	2	1	-	2	2	1	2	-	1	1	1	13
Explotación de turberas	-	1	-	2	2	-	2	1	2	-	-	2	1	13
Excavación y estériles de caolín	1	-	2	1	-	-	1	2	2	-	-	2	1	12
Estériles de siderita	1	-	1	1	1	1	2	2	1	-	1	1	1	12
Residuos de fábricas químicas	1	-	-	-	2	1	1	1	2	-	-	2	2	12
Cenizas de fuel pulverizadas	-	-	-	1	2	2	1	2	2	-	-	-	1	11
Graveras y areneras	-	-	1	1	-	1	1	2	2	-	1	1	1	11
Residuos domésticos	-	2		1	2	1	-	1	-	-	1	-	-	8

Nota 1. A-M: factores físicos y químicos del sustrato que inhiben el crecimiento vegetal: A= inestabilidad del sustrato; B= combustión espontánea; C= pendientes pronunciadas de la excavación; D= estrechamiento periódico y estrés hídrico; E= altos niveles de elementos potencialmente tóxicos; F= compactación y cimentación del sustrato; G= temperaturas superficiales extremas; H= erosión; I= bajo nivel nutritivo; J= excesiva pedregosidad; K=superficies desnivelada; L= erosión laminar y acarcavamiento; M= ausencia de microorganismos y fauna del suelo.
Nota 2. 2=factor inhibitorio muy pronunciado; 1=presencia de factor inhibitorio poco importante o ausente.

De acuerdo con Bradshaw (1985) todos los problemas que pueden presentarse se reducen a cuatro necesidades básicas para las plantas que están primero, orientadas a propiedades físicas, segundo, que permitan el enraizamiento, tercero, que cuente con el adecuado suministro de agua, y cuarto, que tenga un adecuado suministro de nutrientes.

La minería como actividad fuertemente alteradora puede dar lugar a severos problemas de erosión y sedimentación, debido a la masiva exposición de material disgregado, suelo desnudo o materiales granulares sin estructura ni protección, conformados muchas veces con fuertes

pendientes. Comparados con el paisaje inalterado, los estériles expuestos tienden a ser más fragmentados, más compactados, más erosionables y menos protegidos por una cubierta vegetal (Arranz-Gonzalez, 2011; Smith & Sobek, 1978). El movimiento de tierras destruye la estructura del suelo generando superficies donde se mezclan horizontes removidos y estériles, lo que modifica la textura y granulometría y afecta directamente a la retención de agua y al desarrollo de las raíces de las plantas (Arranz-González, 2006).

Además de los problemas de contaminación por lixiviados, las escombreras de carbón, someten a una degradación física a los suelos cercanos con aportes de materiales movilizados por la erosión hídrica y eólica, y por la inestabilidad (Arranz-González, 2011).

1.2.1. Compactación

La compactación dificulta la infiltración de agua ocasionando los problemas de erosión por escorrentía (Arranz-González, 2011; Haigh & Sansom, 1999). La compactación perjudica al movimiento de agua y aire en el suelo; si la aireación se ve impedida, puede producirse una inhibición del crecimiento radicular (Hillel, 1982), aunque, de por sí, el impedimento al desarrollo derivado de la compactación también puede hacerlo. Daniels y Amos en 1981 encontraron que la compactación fue el principal factor limitante para el éxito de la revegetación a largo plazo en suelos mineros de cinco a veinte años de edad.

Una medida ampliamente utilizada para estimar el grado de compactación del suelo es la densidad aparente; generalmente, los suelos que muestran una baja densidad aparente presentan

una inferior resistencia a la penetración (Thompson et al, 1986). Dependiendo de la textura y condición, pueden considerarse valores típicos de densidad aparente en suelos no alterados 1.0 a 1.8 g/cm^3 (Brady, 1984); luego de siete años de edad de ser conformado un botadero de estéril, se portan valores de densidad de los materiales cercanos a 1.91 g/cm^3 (Maiti & Ghose, 2005).

Desde Cundell (1977), y posiblemente desde antes, se tiene asumido de manera generalizada que durante el almacenamiento del suelo original se pierden algunos de sus atributos; los cambios más evidentes son la pérdida de estructura e integridad física por la compactación producida bajo su propio peso. Como se ha comentado, estos efectos no son exclusivos del almacenamiento, pues pueden producirse durante el arranque, y en cuyo caso, la degradación física iniciada con éste sencillamente continúa.

Aun cuando se ha almacenado los horizontes de suelos para su posterior uso, en la reposición o reconstrucción definitiva del perfil de suelo minero, el problema de la compactación es especialmente agudo (Dumroese et al., 2006; Wells et al., 1989). King en 1988 describe cómo el arranque y reposición de un suelo sobre las áreas a restaurar, después de la extracción de carbón en el noreste de Inglaterra, produce una fuerte compactación en el subsuelo y la ausencia de estructura en la superficie. El problema de la compactación del suelo y subsuelo, que se deriva de la reposición de los mismos con maquinaria pesada, es especialmente grave para la recuperación con especies arbóreas forestales (Ashby & Vogel, 1994).

La compactación disminuye la porosidad, aún más, disminuye la permeabilidad de suelo; como consecuencia de la disminución de drenaje y la infiltración de este modo reducida, la escorrentía

superficial y la erosión son promovidas, y la aireación se inhibe (Soane & van Ouwerkerk, 1995). Aparte de la disminución de la productividad de esto, también puede tener efectos ecológicos nocivos (Soane & van Ouwerkerk, 1995; Whalley et al., 1995). Muchos autores describen los efectos negativos de compactación y los relacionados con cambios en la estructura de poros del suelo (Gupta et al., 1989; Blackwell et al., 1990; Horn et al, 1995; Pagliai et al, 2003); los suelos recién restaurados son particularmente sensibles a la compactación (Guebert y Gardner, 2002), la magnitud de infiltración del agua es menor en los suelos disturbados (suelos mineros), que en los naturales.

En general, el mayor obstáculo en la revegetación de un sitio perturbado es la utilización de un sustituto de suelo o materiales edáficos acopiados que no tenga la capacidad de retención de agua suficiente para la germinación y disposición de las plantas (Craul, 1999; Darmoody et al., 2009), descartando la acidez como preocupación puesto que el agua es más limitante en el establecimiento del suelo minero; por la presencia de fragmentos rocosos se ha demostrado que los suelos mineros poseen menos contenido de agua que los suelos naturales (Pedersen et al., 1980; Thurman & Sencindiver, 1986; Younos & Shanholtz, 1980). La disminución de la retención de agua en los suelos mineros puede estar asociada con la destrucción de los poros del suelo natural y un aumento en el contenido de fragmentos de roca en todo el perfil del suelo, el contenido de humedad en los suelos mineros, es comparativamente inferior a los reportados en los suelos naturales (Kumar-Maharana & Kumar-Patel, 2013; Sencindiver & Ammons, 2000; Roberts et al., 1988).

1.2.2. Erosión

La erosión del suelo se ocasiona por la disgregación de las partículas causadas por la lluvia y las escorrentías (Ellison, 1947). La erosión hídrica puede tener efectos importantes tanto sobre la colonización natural como sobre los trabajos de revegetación, la erosión arrastra partículas finas y materia orgánica, lo que produce una disminución en la capacidad de retención de agua y pérdida de fertilidad del suelo, empobrece la biota del suelo e incluso, en caso de eventos erosivos importantes, pueden llegar a descalzar las plantas eliminando el suelo que las sostiene.

Los suelos desnudos o desprovistos de vegetación ocasionan áreas de fuerte escorrentías, baja infiltración y pobre estructura del suelo (Sánchez & Puigdefábregas, 1994; Barthes & Roose, 2002; Cammeraat, 2004; Merino Martin, 2010). Las zonas cubiertas de vegetación funcionan como importadoras de escorrentías, donde los contenidos de materia orgánica son mayores, favoreciendo la actividad de fauna edáfica, incrementando la macro-porosidad y la agregación de suelos.

Las áreas rehabilitadas, luego del desarrollo minero, son vulnerables a los procesos de erosión por carencia de estructura y agregación en el suelo minero construido (Wick et al. 2009; Mengler, 2008). La agregación y la estructura del suelo son aspectos importantes de la fertilidad, por la influencia que éste ejerce en la distribución de la raíz, la absorción de agua y nutrientes (Bronick & Lal, 2005; Pachepsky & Rawls, 2003). Además, la estabilidad de los agregados determina la resistencia del suelo a la erosión (Barthes & Roose, 2002). Factores como la materia orgánica, la textura en consecuencia la presencia de minerales arcillosos, cementantes inorgánicos como los sesquióxidos de hierro y aluminio, los iones intercambiables, y en últimas raíces y hongos de las raíces (Bronick & Lal, 2005).

Los terrenos recuperados, luego de las actividades mineras a cielo abierto, son sensibles a la degradación por erosión acelerada del suelo (Nicolau & Asensio, 2000; Moreno-de las Heras et al., 2008; Moreno-de las Heras et al., 2009), especialmente durante las etapas iniciales de la rehabilitación (Loch, 2000). Los suelos mineros recién recuperados comúnmente muestran comportamientos hidrológicos desequilibrados, caracterizados por una capacidad de infiltración baja y alta erosionabilidad del suelo (Ritter, 1992; Gueber & Gardner, 2001; Ward et al., 1983).

En áreas carboníferas restauradas de Utrillas (España), con suelos mineros jóvenes, caracterizados por procesos erosivos intensos y enraizamiento superficial, la poca agregación de los suelos está ligada a las raicillas de las plantas herbácea sobre estériles grises con muy baja capacidad de intercambio catiónico (Arranz-González, 2004).

1.2.3. Pérdida y deficiencia de nutrientes

Históricamente se ha discutido sobre los paisajes perturbados drásticamente en relación con la alteración de los ecosistemas con respecto al ciclo de nutrientes y agua (Shrestha & Lal, 2006). La pérdida de la materia orgánica del suelo se considera como un componente clave en terrenos alterados drásticamente, afectando las funciones de los ecosistemas, tales como la calidad del aire y del agua, condiciones de hábitat de la fauna y la productividad agrícola.

Según Reeder y Savey (1987), la deficiencia en nitrógeno disponible es una limitación corriente para el éxito de una revegetación exitosa y la estabilidad a largo plazo en los terrenos alterados por minería a cielo abierto. La disponibilidad de fósforo ha sido también citada como uno de los

factores limitantes de la productividad vegetal en suelos mineros (Bradshaw, 1983; Smith et al., 1987; Daniels & Zipper, 1988). Según Bradshaw (1983) el fósforo puede verse limitado como consecuencia de la alta capacidad de fijación del mismo en estériles con grandes contenidos en fragmentos gruesos procedentes de areniscas. Este potencial de adsorción y retención de fósforo en suelos mineros ha sido demostrado por Roberts et al. (1988). Por ello, el mantenimiento del nivel de fósforo asimilable en los suelos mineros es otro de los aspectos importantes desde el punto de vista de la fertilidad.

Akala y Lal (2001) estiman que hasta un 70% del carbono orgánico del suelo se pierde durante la perturbación de las tierras. La pérdida de la materia orgánica en tierra drásticamente alterada (Anderson et al., 2008) se produce a través de mecanismos tales como: erosión del suelo durante las fases de remoción de la capa vegetal, almacenamiento,y reinstalación; afectación por factores como el agua y el viento; reducción de los aportes de residuos producidos por plantas y animales; dilución de la materia orgánica que se mezcla con horizontes de material parental o fragmentos rocosos productos de las remociones y excavaciones mineras.

Algunos de los micronutrientes metálicos importantes para el crecimiento de las plantas son hierro, manganeso, cobre y cinc. Estos micronutrientes se encuentran disponibles en el suelo donde subyacen los mantos de carbón, pero debido al intemperismo que ataca los materiales rocosos y estériles sueltos en las minas de carbón, estos metales mezclados con minerales primarios, pueden llegar a liberar concentraciones tóxicas que realmente dificulten el crecimiento de las plantas (Sheoran et al.,2010).

Debido al retiro de los horizontes del suelo como fase previa al desarrollo minero en terrenos degradados o gravemente alterados, las poblaciones de microorganismos y flora se han perdido o visto reducidas su capacidad para realizar los procesos normales de reciclado de nutrientes, asimilación de residuos orgánicos y mantenimiento de la estructura del suelo (Brady & Weil, 1999). A pesar del manejo exigido por legislación sobre el retiro de la capa de suelo y su almacenamiento para reutilizarse en la labores de rehabilitación al final del ciclo minero, estudios desarrollado por Ghose & Kundo (2003) evidenciaron un deterioro cada año en la cantidad y calidad de los microorganismos benéficos del suelo acopiado incluyendo la actividad enzimática y las esporas de micorrizas (Machulla et al. 2005, Kiss et al. 1998, Fresquez et al. 1997, Insam & Domsch 1988, Stroo & Jenks 1982).

Algunas minas no aplicaron la práctica de almacenamiento de los horizontes del suelo para ser utilizados en la fase de restauración. Pero un estudio realizado sobre los acopios de suelos (Harris et al., 1989), evidencia que luego de un metro de profundidad en la pila del acopio, el número de bacterias anaerobias aumenta, mientras que el número de bacterias aerobias disminuye.

Esto inhibe la nitrificación debido a la mala aireación dentro de la pila y ocasiona una acumulación de amoniaco en las zonas anaeróbicas. Una vez que el suelo es eliminado y reintegrado, la población microbiana aeróbica se restablece rápidamente, por lo general mayor que el nivel normal (Williamson & Johnson, 1991) y la nitrificación reinicia en mayor que las normales. Si altos nivel de amoníaco están presentes en un suelo reintegrado, la cantidad de nitrato generado es probable que sea mucho mayor que la normal; en consecuencia, existe un alto

potencial para la pérdida de nitrógeno para el medio ambiente a través de la lixiviación y/o desnitrificación.

1.2.4. Lixiviación de metales

El drenaje ácido de minas (DAM), que por lo general ocurre en la minería del carbón, representa serios problemas ambientales en el mundo (Zhao et al., 2007), puede ocurrir durante la explotación de carbón y los minerales contenidos como la pirita (FeS_2), o en las capas de estériles, el pH bajo en estos materiales desencadena una serie de reacciones químicas de lixiviación de metales impactando negativamente la vida acuática. El contenido de pirita en los estériles o al interior de los mantos de carbón cuando quedan expuestos a los agentes atmosféricos puede generar condiciones de acidez con consecuencias fitotóxicas para las plantas (Schaaf, 2001). Los microorganismos, entre los que destacan *Thiobacillus ferroxidans* y *Ferroplasma acidarmanus*, juegan un papel importante ya que aceleran esta reacción química de acidificación, (Costello, 2003).

Los minerales secundarios de sulfato juegan un papel importante en el drenaje ácido y la retención de metales en la superficie de ambientes (Hammarstrom et al., 2005). Debido a la alta solubilidad de muchos de los sulfatos eflorescentes de minerales, el clima es un importante control sobre la formación de minerales y la movilización de metales. En condiciones de saturación, los sulfatos se reducen pasando a sulfuros, que en combinación con las formas ferrosas de hierro pueden dar lugar a la precipitación de pirita (FeS_2).

Los suelos agrícolas que se riegan con aguas vertidas desde minas de carbón contienen niveles muy altos de metales traza potencialmente tóxicos (Bhuiyan et al., 2010). De la misma manera los estériles removidos para extraer los mantos de carbón, una vez expuestos a la oxidación pueden lixiviar concentraciones tóxicas de metales (Tozsin, 2014). A nivel de la raíz, el primer signo de toxicidad es la inhibición del crecimiento radicular. Numerosos estudios con especies de árboles han mostrado que la exposición a concentraciones altas de metales provoca una inhibición de la elongación de la raíz o de la producción de raíces finas, disminuyendo en general la biomasa del sistema radical (Khajeh-Hosseini et al., 2003; Cook et al., 2002; Almansouri et al., 2001).

Wali en 1975 reportó fitotoxicidad por elevadas concentraciones de metales en minas de carbón. Metales como hierro, cinc, aluminio, cobre y manganeso fueron identificados debido a la remoción de la capa vegetal y los altos volumen de estériles removidos para acceder a los mantos de carbón. Estos mismos metales fueron considerados en otros estudios como determinantes al momento de evaluar problemas de crecimientos de las plantas por su presencia, en minas de carbón (Arranz-González, 2011; Ghose, 2005, 2004; Ghose y Kundo, 2003; Alvarez et al., 2003; Kabata-Pendias y Pendias, 1984). Los metales pesados reducen la respiración radicular, el suministro de agua, nutrientes e inhiben la mitosis celular en los meristemos radiculares (Gemmel, 1977). También reducen la actividad enzimática y las poblaciones de microfauna, tanto que los efectos de los metales pesados (niquel, cobre, hierro, manganeso, plomo y zinc) en las plantas superiores pueden ser debido a la inhibición de las enzimas del suelo (Clark & Clark, 1981).

1.2.5. Sales eflorescentes

La identificación de elevadas concentraciones de sales en suelos mineros, procedentes de la minería de carbón, puede tener efecto negativo sobre la productividad del suelo, producto del empleo de recubrimientos ricos en sales o como consecuencia de la oxidación de la pirita presente en los estériles mineros (Daniels & Zipper, 1997, 2010; Arranz-González, 2011). Por ello, las sales que suelen estar presentes en suelos mineros desarrollados sobre estériles de carbón suelen ser sulfatos de sodio, calcio, magnesio y potasio. Existe una clara relación entre la salinidad y la disminución de los niveles de carbono, particularmente en lo que respecta a las áreas degradadas y su posterior esfuerzo de rehabilitación (Wong et al., 2006; Pankhurst et al., 2001; Nelson et al., 1997).

La salinidad del suelo influye de manera importante en la germinación de semillas y crecimiento de plántulas en todo el mundo (Katembe et al., 1998; Meloni et al., 2008; Ríos-Gómez et al., 2010). Durante los períodos de alta evaporación, los minerales de sulfato secundarios pueden precipitar sales eflorescentes en la superficie de los desechos mineros (Bayless & Olyphant, 1993; Seal II & Hammarstrom, 2003); minerales comunes en sales eflorescentes son melanterita ($FeSO_4$ $7H_2O$), rozenita ($FeSO_4$ $4H_2O$), halotriquita ($FeAl_2(SO_4)_3$•$22H_2O$), copiapita (Fe^{2+} $Fe^{3+})_4$ (SO_4) $6(OH)_2$ $20H_2O$, calcantita (Cu -SO_4 $5H_2O$), goslarita ($ZnSO_4$ • $7H_2O$), entre otros (Carmona *et al*, 2010; Hammarstrom et al, 2005).

Aunque la presencia de la salinidad como se muestra en la figura 9, en general, incrementa el pH del suelo, su aumento puede favorecer la movilización de metales pesados por dos mecanismos.

Primeramente, los cationes asociados con las sales (Na^+, K^+) pueden reemplazar a los metales pesados en lugares de adsorción. En segundo lugar, los cloruros pueden formar complejos solubles estables con metales pesados tales como cadmio, cinc y mercurio (Backstrom et al., 2004; Norrström & Jacks, 1998).



Figura 9. Formación de sales eflorescentes en materiales edáficos de áreas rehabilitadas por minería a cielo abierto en el complejo minero del Cerrejón Zona Norte, La Guajira-Colombia (Gualdrón, 2010).

Estudios realizados en los alrededores de las minas de carbón en Colorado (USA), al norte de Denver identificaron minerales salinos natrojarosita, yeso, hexahidrita (Zielinski et al., 2001). Las escombreras pueden convertirse en la fuente más importante de salinidad y de metales trazas, teniendo en cuenta que las aguas solubles poco profundas de los suelos pueden generar altas concentraciones de metales. En Colombia algunos estudios del proyecto Cerrejón (La Guajira), registran la formación de sales eflorescentes como el de la figura 9 (Gualdrón, 2010).

Se ha señalado que la salinidad puede ser un problema serio en estériles y suelos mineros procedentes de la explotación de lignitos (Arranz-González, 2007). La forma más extendida de caracterizar la salinidad del suelo es a partir de la conductividad eléctrica del extracto de

saturación. Sin embargo, el extracto es engorroso de preparar, especialmente en materiales con alto contenido de materia orgánica. Stewart y Daniels (1992) proponen la valoración de la salinidad en estériles mineros sobre extractos acuosos en proporción 1:5 (suelo:agua). Dichos extractos son empleados también normalmente en pruebas de campo para emitir juicios agronómicos.

1.2.6. Acidez

Los estériles mineros producen innumerables problemas en todo el mundo, como en la minería de carbón u otros minerales asociados con sulfuro (Willert, 2002); en la mayoría de los casos, el principal mineral de sulfuro es la pirita (FeS_2). Cuando los suelos son perturbados durante el proceso de minería, la pirita expuesta a la atmósfera produce oxidación sobre esta, e igualmente el oxígeno del agua de lluvia, el sulfuro de hierro y los microorganismos oxidantes (Thiobacillus thiooxidans) facilitando la oxidación, generando acidez.

La medida del pH es considerada un elemento de juicio fundamental en la caracterización de suelos y muestras de suelo, debido a que afecta a la disponibilidad de nutrientes y a la actividad microbiana. En los suelos, el rango más favorable de pH está entre 6 y 7, en el que la disponibilidad de los principales nutrientes es máxima (Arranz-Gonzalez, 2011). El valor de pH ha sido la base de todos los sistemas de clasificación y evaluación de suelos mineros desde 1948 (Lyle, 1980), junto con otros caracteres como la pedregosidad, el color y la textura. Sin embargo, Daniels y Zipper (1997), en referencia a suelos mineros originados por la minería de carbón, han afirmado que el pH puede cambiar rápidamente cuando los fragmentos rocosos se alteran y oxidan.

Respecto de los suelos mineros, los estudios muestran que el pH oscila entre 2.9 hasta un máximo de 8.2 (Barnhisel & Massey, 1969; Ciolkosz et al, 1985; Daniels & Amos, 1982; Plass y Vogel, 1973; Sencindiver, 1977; Smith et al., 1971; Skousen et al., 1998). A pH bajo, ciertos elementos tales como aluminio y manganeso se convierten en tóxicos para las plantas y pueden contribuir a fracasos en el restablecimiento de vegetación (Berg & Vogel, 1968; Berg & Vogel, 1973; Fleming et al, 1974). Las concentraciones de hierro, cobre, cinc, níquel también pueden ser tóxicos para las plantas, y es más probable que ocurran cuando aluminio y manganeso están presentes (Massey & Barnhisel, 1972).

Maiti y Ghose (2005), reportaron valores de pH desde 4.9 hasta 5.3 en un botadero de estéril, situado en la minería Central de la cuenca carbonífera del Norte de Karanpura en el distrito de Ranchi Jharkhand (India), y por lo tanto indica la naturaleza ácida de los botaderos de estériles. Este ácido surge debido a la naturaleza geológica de los estratos geológicos que acompañan los mantos de carbón. Reportan pH inferior a 5, junto con hierro, la biodisponible en concentraciones tóxicas, de igual manera, el níquel, el plomo y el cadmio también registran concentraciones altas (Maiti, 2003).

1.2.7. Pérdida y disminución microorganismos del suelo

La actividad microbiana es fundamental en los procesos que hacen posible el reciclaje de energía y nutrientes en los microorganismos del ecosistema y del suelo, además de jugar un papel crucial en el ciclo biogeoquímico del carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) (Bandick et al., 1999; Schoenholtz et al., 2000; Claassens et al., 2005). La caracterización de la actividad

microbiana, realizado en minas de carbón en África es suficientemente sensible para diferenciar entre el suelo y materiales edáficos de carbón utilizado como criterios de evaluación complementarios para determinar el estado de la rehabilitación.

Las comunidades microbianas son sensibles a los cambios en la funcionalidad del suelo (Mummey et al., 2002) y sensibles incluso a los cambios más pequeños que ocurren desde el retiro abrupto de la capa vegetal hasta los procesos de restauración ecológica, pero en gran medida son aliados almomento de restaurar terrenos con problemas de metales, pH y pocos nutrientes (Badiane et al, 2001; Baldrian, 2003; Rousk et al., 2010). Rives et al. (1980), encontraron que las micorrizas se redujeron sustancialmente en suelos acopiados durante tres años. Las micorrizas son asociaciones entre las raíces vegetales y hongos, donde el hongo puede colonizar la raíz extra o intracelularmente, dependiendo del tipo de micorriza formada, y tienen un papel fundamental en la nutrición mineral de la planta y la absorción de elementos.

Varios trabajos de campo efectuados en escombreras de minas de carbón, para restaurar la fertilidad y la productividad del suelo, evidencian las bondades de aplicación diferentes tipos de población microbiana tales como bacterias, hongos, actinomicetos y cepas de Rhizobium fijadoras de nitrógeno (Guo et al., 2014; Juwarkar & Jambhulkar, 2008; Korb et al., 2003; Rao & Tak, 2001). Las micorrizas aumentan la superficie de absorción de las raíces (Showalter, 2005). El estudio encontró que hifas fúngicas eran mucho más bajas en acopios de suelos que en los suelos naturales; igualmente, el número de bacterias era también mucho menor en el acopio de suelos antes del perturbamiento. El crecimiento de estos microorganismos está correlacionado e incluso contribuye al éxito del crecimiento de la vegetación en los ensayos.

1.3 Practicas para mejorar los atributos de suelos mineros en explotaciones de carbón a cielo abierto

De la misma forma a lo expresado por autores en trabajos relacionados (Nicolas-Contreras, 2010; Arranz-González, 2004), al emplear el concepto de suelo minero, se acepta como lo hicieran otros (Smith & Sobek, 1978; Ammons, 1979; Opeka & Morse, 1979), una definición de suelo minero como colectivo de cuerpos naturales de la superficie terrestre, en lugares modificados o, incluso, creados por el hombre a partir de materiales terrosos, que contienen materia viva y soportan o son capaces de soportar plantas en su superficie. Este punto de vista puede aplicarse tanto a los suelos altamente alterados, o hasta los fabricados artificialmente, como a los suelos naturales por cualquier grado menor de alteración (Smith & Sobek, 1978). De ahí que, la definición dada por Severson & Gough (1983) indica que "el suelo minero es aquel que se refiere a cualquier tipo de material de recubrimiento (topsoil, subsuelo, estéril o cualquier combinación de estos materiales), que queda intencionalmente en la superficie del terreno minero como medio de crecimiento de la vegetación.

Los perfiles de los suelos mineros son todos de tipo C, AC-C o A-C (Sencindiver & Ammons, 2000; Daniels et al., 2004; Arranz-González 2011). Las fases evolutivas en los suelos mineros (figura 10) comprometen cambios para su estabilización como la formación de agregados para la distinción de horizontes A-C, fases que pueden requerir años de formación para mostrar horizontes evolucionados. La mayoría de los horizontes descritos no presentan estructura edáfica o ésta es muy débil.

La figura 10 muestra hipotéticos perfiles de suelos mineros así: 1) Estériles cabolíticos; se supone que sobre este suelo minero se han aplicado fertilizantes, correctores del pH y semillas de pastos. 2) Suelo minero carbolítico enmendado con grandes cantidades de abono orgánico y sembrado; se supone que han transcurrido algunos años y se ha iniciado la formación de un horizonte superficial con estructura granular. 3) Estériles recubiertos con tierra vegetal, fertilizados y sembrados. 4) Perfil de suelo minero construido a partir de materiales edáficos y de recubrimiento seleccionados, antes de las labores de revegetación.

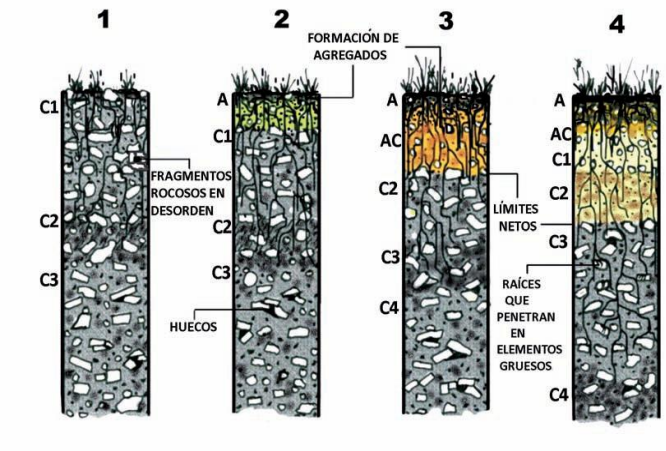


Figura 10. Hipotéticos perfiles de suelos mineros. **(**Arranz-González, 2011).

Bradshaw (1983, 1997, 2000) identificó los principales problemas y tratamientos físicos, nutricionales y de toxicidad que pueden encontrarse en la remediación ecológica de suelos alterados por minería los cuales se encuentran consignados en la tabla 3. Después del minado el suelo, los materiales presentan a menudo problemas de pH bajos, baja disponibilidad de nutrientes, pobre estructura, baja capacidad de retención de humedad, y baja productividad de biomasa.

Tabla 3. *Principales problemas de los ecosistemas de suelos mineros y sus soluciones a corto y largo plazo (Bradshaw, 1983)*

Factor limitante	**Variable**	**Problema**	**Tratamiento Inmediato**	**Tratamiento largo- plazo**
Físico	Estructura	Muy compacto	Rasgar o escarificar	Vegetación
		Demasiado suelto	Compactación	Vegetación
	Estabilidad	Inestable	Enmienda, abono orgánico	Cambio de vegetación
	Humedad	Demasiado humedo	Drenar	Drenar
		Demasiado seco	Abono orgánico	Especies tolerantes
Nutricional	Macronutrientes	Deficiencia de nitrógeno	Fertilizar	Plantas fijadoras de N, como árboles o arbustos de leguminosas
		Otros nutrientes deficientes	Fertilizar	Aplicación de abono orgánico o especies tolerantes
	Micronutrientes	Deficientes	Fertilizar	Aplicación de abono orgánico o especies tolerantes
Toxicidad	pH	Demasiado alto	Residuos piríticos o materia orgánica	Lavado o especies tolerantes
	Metales pesados	Demasiado bajo	Cal	Especies tolerantes
		Demasiado alto	Materia orgánica o cultivo tolerante	Cubierta inerte o especies tolerantes
	Salinidad	Demasiado alto	Yeso, riego	Lavado o especies tolerantes

Bradshaw (1983) definió la remediación como la acción de "rectificación y corrección de una acción negativa sobre un ecosistema por una positiva". Es el concepto más utilizado a escala mundial, aunque en él vayan implicadas connotaciones perfeccionistas (Francis et al., 1979). Por ello, los proyectos de remediación minera deben afrontar el desafío de recuperar la funcionalidad de un sistema cuasi esquelético, donde la vegetación y los suelos no están bien desarrollados y las comunidades que aparecen representan estadios iniciales de la sucesión.

Posteriormente, la Sociedad Internacional de Restauración (SERI, 2004) define la restauración ecológica, como el proceso de asistir el restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado,

dañado o destruido, mediante estudios sobre estructura, composición y funcionamiento del ecosistema degradado y de un ecosistema de referencia que brinde información del estado que se quiere alcanzar o del estado previo al disturbio, que servirá de modelo para planear un proyecto.

La tarea de la remediación-restauración es para corregir cualquier problema asociado con el producto químico y la exposición radiológica (Burger, 2008; Wilson & Clarke, 1993; Lehr et al., 2002) y todos los tipos de factores de estrés, incluyendo las secuelas de remediación (Cairns, 1980, 1994; Prach, 2004; Burger, 2008). Los factores estresantes pueden incluir biológica, química/radiológica y física, factores de estrés físicos tales como la tala, por carretera en construcción, árbol-caídas (por causas naturales o antropogénicas), inundaciones, erosión y otros eventos relacionados con el clima. Entre los biológicos de estrés se incluyen especies invasoras, las enfermedades infecciosas emergentes, y procesos naturales tales como la depredación y la competencia. Infortunadamente, diferentes disciplinas utilizan los términos remediación y la restauración para significar cosas diferentes, y es necesario definir con claridad dichos términos en cualquier discusión (Burger, 2008). En su sentido más simple, remediación o maneras de eliminar o contener un riesgo químico, quitándolo, estabilizándolo, o inactivando los productos químicos/radionucleidos en el medio ambiente, para cumplir con algunos estándares predeterminados sobre el riesgo para la salud humana o directrices que difieren dependiendo del contaminante y jurisdicción (WHO, 1976; USFDA, 2001, 2004, 2005ª). El término restauración se refiere a la reconstrucción o la creación de un ecosistema preferido u objetivo (Egan & Howell, 2001; Prach, 2004).

Los sitios degradados pueden requerir la adición de nutrientes específicos (Bradshaw, 1983; Suding et al 2004; Vallejo et al., 2006) o la inoculación de semillas con bacterias simbióticas para mejorar el éxito del establecimiento (Thrall et al., 2005). Estos suelos degradados y tratados por restauración ecológica, mediante la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas y fitoestabilizantes deben ser evaluados, basándose no sólo en las características químicas del suelo y la disponibilidad de metal, sino también en los ensayos adicionales que miden la actividad microbiana del suelo o actividades de la estructura de la comunidad y de la enzima relacionada con el ciclo de nutrientes (C, N, P y S) (Alvarenga et al., 2008; Hinojosa et al, 2004a, b; ISO / DIS 17402, 2006; Zhang et al., 2006). Con la adición de enmiendas se incrementa la materia orgánica, contribuyendo indirectamente a la formación de agregados (Six et al., 1998; Wick et al., 2010).

Para las enmiendas orgánicas puede utilizarse, en principio, cualquier material o residuo rico en materia orgánica, con tal de que se tenga control sobre su composición (Arranz-González, 2004) relación carbono/nitrógeno (C/N), contenido en elementos fertilizantes y elementos que puedan ser tóxicos, con características físicas, etc. Los diferentes materiales útiles como enmiendas orgánicas pueden agruparse en: residuos ganaderos, residuos agrícolas, lodos de depuradoras y residuos urbanos compostados, residuos de la industria agroalimentaria, residuos orgánicos industriales, residuos forestales y de la industria maderera.

Todos los residuos orgánicos presentan problemas específicos relacionados con la recogida, transporte, acondicionamiento previo a su incorporación, técnicas de aplicación, dosificación y control de los efectos que producen (Navarro Pedreño et al., 1995). De todos ellos, los más investigados han sido los lodos de depuradora y los residuos compostados. Son escasos los estudios

referentes en Colombia sobre suelos mineros y su tratamiento por minería de carbón a cielo abierto; Salamanca y Gualdrón (2011) presentaron los resultados de un análisis multitemporal de 20 años, de coberturas vegetales presentes en el área de influencia de El Cerrejón, Colombia, donde se realiza explotación de carbón a cielo abierto desde hace más de 30 años. En las áreas deforestadas para la explotación de carbón, se llevan a cabo labores de preservación de suelos, que posteriormente son utilizados en acciones de rehabilitación, para conformar en ellos un nuevo medio que facilite la sucesión edáfica, vegetal y animal. La explotación se lleva a cabo en áreas ocupadas originalmente por bosque seco tropical, y según los análisis presentados en este trabajo, la vegetación actual en las áreas sometidas a rehabilitación, representa un 22% de la diversidad local de plantas de los paisajes encontrados antes de la minería.

1.3.1. Aplicación de lodos o biosólidos

Las plantas de tratamientos de aguas residuales producen biosólidos, que corresponden a lodos que contienen gran cantidad de materia orgánica, microorganismos, macro y micro nutrientes, metales pesados y agua. Los lodos (biosólidos) son compuestos orgánicos sólidos, semisólidos o líquidos, producidos durante el proceso de tratamiento mecánico, biológico y/o químico de purificación de las aguas servidas (Marambio & Ortega, 2003). Las aplicaciones de biosólidos a los suelos da como resultado un sustancial suministro de macronutrientes (N, P, K) y micronutrientes que son esenciales para las plantas (Haynes et al. 2009). Adiciones de materia orgánica en los biosólidos pueden mejorar la agregación del suelo, aumentar la capacidad retención de agua y promover la actividad microbiana del suelo (Khaleel et al. 1981; Fernandes et al. 2005).

Los lodos obtenidos de las plantas de tratamiento de agua corresponden a un material con un alto componente de materia orgánica; es por esto que los efectos de la aplicación de lodos urbanos son predominantemente físicos, mientras que los efectos químicos y nutricionales dependerán de la composición, tratamiento y método de aplicación. Por la composición de los lodos urbanos es esperable que los efectos físicos sobre el suelo sean similares a los obtenidos con las aplicaciones de otros tipos de materiales orgánicos, generando cambios en la estructura y en el sistema poroso.

Ussiri y Lal (2005) concluyeron que el uso de biosólidos podría desempeñar un papel fundamental en el secuestro de carbono, a través de aumentos de carbono orgánico del suelo y la producción de biomasa en lugares altamente perturbados. Los biosólidos se pueden aplicar en áreas mineras para lograr un funcionamiento óptimo del pH del suelo. Las minas se caracterizan por pH bajos de los suelos, que existen de forma natural o son una consecuencia de las operaciones mineras. Las condiciones ácidas pueden facilitar la movilización de elemento traza e inhibir el crecimiento de la planta (Sydnor & Redente, 2002). La densidad aparente sufre disminuciones con dosis mayores a 30 toneladas por hectárea, pero si la aplicación de la enmienda se asocia con un cultivo de gramíneas, basta con 25 ton ha-1 para obtener resultados significativos (Trelo-Ges & Chuasavathi, 2002).

En cuanto a la agregación, las aplicaciones de lodo generan un aumento en la estabilidad de los agregados. Aportes de hasta 5% (base masa seca) de lodos urbanos generaron aumentos de hasta 78% de la estabilidad de agregados respecto a la condición inicial de un suelo con 7.5 g kg-1 de materia orgánica (Guerrero et al., 2001).

El empleo de lodos de depuradora ha sido muy habitual en restauración de terrenos mineros.

Las dosis típicas varían entre 112 y > 224 t/ha (Daniels & Haering, 2000). Topper & Savey (1986) encuentran que una aplicación única de lodo residual, a razón de 28 t/ha, es suficiente para incrementar los niveles de N y P de un estéril minero alcalino hasta niveles adecuados para el crecimiento vegetal.

Sin embargo, dados los niveles de metales pesados que suelen estar presentes en los lodos procedentes de fuentes industriales, estos residuos pueden generar problemas de toxicidad, aunque se cuestiona la disponibilidad de los mismos por la complejación que ejerce la materia orgánica. La disponibilidad y toxicidad de los metales pesados aportados por los lodos se incrementa con pHs del suelo inferiores a 6.5. De igual modo, los lodos pueden contener abundantes microorganismos patógenos, por lo que se recomienda siempre que sean sometidos a algún tratamiento de estabilización (encalado, compostado, digestión, etc.) antes de ser aplicados sobre los terrenos a enmendar. Rogers y Smith (2007) notaron que las poblaciones de bacterias y coliformes, tales como Escherichia coli, pueden ser transferidos al suelo sobre la aplicación.

Los biosólidos también puede introducir patógenos y compuestos orgánicos contaminantes e inorgánicos. Contaminantes de metales pesados (Zn, Cu, Pb y Cd) son de particular preocupación porque persisten en el sistema suelo casi indefinidamente y, cuando existe un suministro excesivo pueden ser tóxicos a las plantas, la biota del suelo y los seres humanos (Murtaza et al., 2011). El aumento de las tasas de carga agronómicas de biosólidos conducen lixiviación potenciales de NO_3-N (Daniels et al., 2002) durante el primer invierno después de la aplicación; las pérdidas por lixiviación en masa de NO_3-N variaron de 6 a 60 kg / ha, lo cual fue 0.7-3.1% del total de N aplicado.

Para estimar el grado de madurez y estabilidad de los biosólidos, se aplican pruebas como la evaluación de la toxicidad a través de ensayos de germinación y elongación de las raíces en cajas de petri (Wu et al., 2000). En las pruebas de germinación de semillas, las concentraciones de CO_2 más altas, coinciden con los mayores porcentajes de germinación de semillas. En resumen, numerosos estudios han evaluado el efecto de los residuos modificaciones y / o vegetación en minas contaminadas con metales pesados en los suelos (Shu et al., 2005; Vega et al., 2005; Conesa et al, 2007; Lottermoseret al., 2008; Nouri et al., 2009; Karami et al., 2011), pero sólo unos pocos de ellos se han centrado en las propiedades físicas del suelo (Asensio et al., 2013; Jordán et al., 2009; Zanuzzi et al., 2009).

Las características de los biosólidos obtenidos en las grandes plantas de Colombia muestran que las concentraciones de la totalidad de los metales pesados analizados se mantienen por debajo de los límites máximos permitidos por las principales regulaciones internacionales. En la mayoría de parámetros, las concentraciones están por debajo del promedio de metales pesados de los biosólidos de EEUU y la Unión Europea (Vélez, 2007). Con respecto a las características agrológicas, los biosólidos de Colombia presentan concentraciones típicas de nitrógeno y fósforo que muestran su alto potencial de aprovechamiento en actividades agrícolas y no agrícolas (recuperación de suelos, actividades forestales, cobertura de rellenos). Tomando como referente el estudio desarrollado por Barrera-Cataño et al., (2011) la adición del biosólido como enmienda orgánica, incrementó significativamente y proporcional a las dosis aplicadas, los contenidos de carbono orgánico, pH, nitrógeno, fósforo, capacidad de intercambio catiónico, bases totales, humedad y porosidad del suelo, favoreciendo el recubrimiento de la vegetación, la recolonización de la macrofauna edáfica y mejora del substrato.

1.3.2 Fertilización

Debido a la inherente baja fertilidad de los materiales a colocar en la restauración, bien sea suelo acopiado o sustituto, el establecimiento de la vegetación requiere la adición de fertilizantes químicos con contenidos de nitrógeno, fósforo, potasio (Arranz-González, 2004; Daniels & Zipper, 1998). Es importante considerar el aporte de la cantidad total de N requerida para sostener el desarrollo vegetal mediante una fertilización inicial y, posteriormente, esperar que las necesidades sean cubiertas por fijación biológica, en la que el papel de las leguminosas puede ser de gran importancia en las primeras fases. Igualmente, grandes cantidades de fertilizante pueden asegurar que suficiente fósforo pueda estar disponible durante los primeros años, hasta que se construye esa reserva orgánica.

En estudios realizados de rehabilitación con especies nativas en la India, se evidencia que la aplicación de fertilizantes favorece el incremento del número de especies, la densidad de siembra, y la tasa de crecimiento (Ghose, 2005). El tipo de fertilizante y la tasa de aplicación varía según el sitio, tipo de materiales edáficos (suelos acopiados o sustitutos de suelos) y post-minería de restauración (Keeny & Bremner 1966). La aplicación tasas de hasta 80 kg/ha de nitrógeno, 5-80 kg/ha de fósforo y las tasas de potasio y micronutrientes en variadas cantidades se han utilizado.

Las desventajas del uso de fertilizantes radican en que las raíces de las plántulas pueden ser dañadas dado el caso que el fertilizante se coloque demasiado cerca de la planta; los fertilizantes, particularmente de nitrógeno, pueden estimular el crecimiento de especies indeseables (Ghose, 2004). Las implicaciones de la fertilización química producen disminución de la productividad del

suelo y efectos negativos en el medio ambiente; esto ha ocasionado la necesidad de realizar estudios en la fertilidad y entender los defectos o deficiencias de los conceptos químicos de fertilidad (Truter, 2007). Dentro de los problemas que puede causar su aplicación, los estudios evidencian la lixiviación de cationes, es conocido que cuando el ion amonio pasa a nitrato contribuye a la acidificación. La aplicación de fertilizantes nitrogenados en la agricultura industrial supone un *input* de nitrógeno en el suelo que ha aumentado las emisiones de N_2O a la atmósfera (Johnson et al., 2007).

El precio alto de los fertilizantes sintéticos y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por su lixiviación comprometen la sostenibilidad de la agricultura moderna, y grandes esfuerzos son necesarios para optimizar el reciclaje de los nutrientes y favorecer su permanencia en ecosistemas (Benzing, 2001).

1.3.3. Enmiendas alcalinas

Los mecanismos de reacción de enmiendas alcalinas permiten la neutalización de la acidez en la qsolucion del suelo, al ponerse en contacto la cal con el agua del suelo. Los iones hidróneno y aluminio liberados a la solución de suelo, por el intercambio de calcio, reaccionan con los iones de bicarbonato provenentes de la hidrólisis de la cal, formando ahua y precipitamdo el aluminio. Cuando se utiliza calcita o dolomita como mineral precursor es necesario asegurarse que el material sea molido a un tamaño de partícula adecuada.

La piedra caliza se ha utilizado durante décadas para elevar el pH y precipitar los metales que puedan producir drenaje ácido de minas (O'Day & Vlassopoulos, 2010). Tiene el costo por material más bajo y es el más seguro y fácil de manipular; por desgracia, su aplicación con éxito ha sido limitado debido a su baja solubilidad y la tendencia para desarrollar recubrimiento externo, $Fe(OH)_3$ cuando se añade a la DAM. En casos en los que el pH es bajo (aun con bajas concentraciones de metal), la piedra caliza finamente molida puede ser vertida en los arroyos directamente utilizando dosificadores mecánicos. Estas aplicaciones han sido recientemente tratadas incorporadas en West Virginia con gran éxito. La piedra caliza también se ha utilizado para tratar DAM en medio anaeróbio (drenajes de piedra caliza anóxico) y ambientes aeróbicos (en canales).

La enmienda es de grano muy fino, y tiene conductividad hidráulica baja (10-8 a 10-9 cm seg-1), pH alto, y alta conductividad eléctrica (CE) 19.6 dSm-1; debido a la presencia de CaO, MgO, CaCl2, y NaCl como componentes principales (Min et al. 2004). En la publicación West Virginia Agricultural & Forestry Experiment Station Anual Report de 1967 se hace referencia, por primera vez, a la investigación de las cenizas volantes de las centrales termoeléctricas como enmienda para suelos mineros ácidos (Sencindiver & Skousen, 1989). Los materiales inorgánicos en el carbón pueden alcanzar contenidos variables de hasta 10%. Son estos materiales los que forman las cenizas y los subproductos de la combustión del carbón.

Estas cenizas volantes generalmente tienen textura franco limosa con 65-90% de las partículas con diámetros inferiores a 0.010 mm (Chang et al, 1994; Roy & Griffin, 1982). En un estudio de cenizas volantes de varias plantas de energía de los Estados Unidos Theis y Wirth (1977)

encontraron que los componentes principales eran aluminio, hierro y silicio, con concentraciones más pequeñas de calcio, potasio, titanio y azufre. De acuerdo con revisiones de la literatura por Carlson y Adriano (1993), los principales beneficios del uso de cenizas volantes en suelos mineros están relacionados con el aumento de la alcalinidad y la mejora de la capacidad de retención de agua (Stewart, 2000).

Las cenizas de fondo contienen el mismo tipo de minerales que las cenizas volantes, pero en diferentes proporciones, siendo, por ejemplo, proporcionalmente más ricas en anhidrita y carbonato cálcico que las cenizas volantes. Lo ideal es que las cenizas o subproductos de la combustión del carbón usados como encalantes sean de pH 7 a 12.5, y contengan un mínimo de 10% de $CaCO_3$ equivalente. La adición de cenizas volantes al suelo podría aumentar el pH del suelo y la capacidad amortiguadora del mismo (Matsi & Keramidas, 1999).

Se ha observado que, si se incuba un estéril ácido con cenizas volantes, se produce tanto una neutralización de la acidez como una generación de la misma. El principal proceso implicado en la neutralización es la disolución del CaO aportado por las cenizas. La generación de acidez se debe, sobre todo, a la oxidación de los sulfuros presentes en el estéril. Además, la adición de cenizas al estéril implica la formación de sulfatos insolubles (eflorescencias) que sustraen el Al de las formas más lábiles. Este proceso, si bien hace decrecer el aluminio soluble, implica un importante aumento de la salinidad, lo cual es un inconveniente a considerar (Seoane & Leiros, 1992).

El aporte de cenizas volantes puede suponer también una mejora de las características físicas del suelo, además de la corrección de la acidez. Plass & Capp (1974) enmendaron un estéril minero ácido con más de 500 t/ha de cenizas volantes, consiguiendo un incremento del pH desde 3 hasta 6 y aumentando el P disponible. Con las dosis referenciadas, fue posible observar un efecto sobre las propiedades físicas del suelo: aumento de la capacidad de retención de humedad y la porosidad hasta casi un metro de profundidad.

Estudios de invernadero (utilizando dos macetas, una con sorgo -Sorghum vulgaris- y otra con hojas de col -Brassica olreraceae-) para evaluar el potencial de las cenizas como enmiendas, evidencian un gran aporte en la productividad de cultivos (Sajwan et al., 2006). También se llevó a cabo un experimento para evaluar la lixiviación potencial de metales pesados seleccionados de cenizas volantes en suelos enmendados; los resultados indicaron que la producción de biomasa de sorgo –sudangrass- aumentó significativamente hasta 250 Mg/ha FA: mezcla SS enmienda, independientemente de diversas relaciones de FA: SS mezclar enmienda. Del mismo modo, la col rizada biomasa aumentó significativamente hasta un 50 Mg / ha.

Se ha afirmado que el elevado contenido en boro de algunas cenizas volantes puede limitar la revegetación cuando son aplicadas a estériles mineros, aunque es posible disminuir su disponibilidad mezclando éstas con materia orgánica, como se ha demostrado con el serrín (Bhumbla et al., 1989). También parece que, al ser residuos muy alcalinos, las cenizas volantes pulverizadas pueden ser tóxicas para la fauna del suelo, pero su toxicidad decrece con el tiempo y según se desarrolla un horizonte superior más rico en materia orgánica desde el momento en que se hace posible el desarrollo de la vegetación (Curry & Good, 1992).Cenizas volantes de carbón

con altos niveles de elementos traza peligrosos tales como As, B, Cr, Mo, Ni, Se, Sr y V, pueden tener un impacto negativo en el medio ambiente debido al potencial de lixiviación por la lluvia y el agua subterránea ácida (Bhattacharyya, 2010).

1.3.4. Residuos urbanos compostados

Los residuos compostados están siendo extensivamente empleados para revegetar y rehabilitar suelos marginales y de baja calidad. Entre los beneficios de la aplicación de composts pueden citarse: mejora de la calidad del suelo, reducción de la erosión, mejora del establecimiento vegetal, inmovilización de elementos tóxicos y aporte de microorganismos. Lugares como vertederos, taludes de carretera, minas a cielo abierto y otros, han sido recuperados con el empleo de composts, con dosis de 50 a 350 t/ha (Alexander, 1999; Arranz-Gónzález, 2004).

Sullivan y Miller (2001) sugirieron al respecto de la relacion C:N, que los productos compostados con relación entre 25 y 30 inmovilizan nitrógeno inorganico. Esta relacion proporciona información sobre la biodegradación de los materiales que constituyen los sustratos de compostaje. Es sabido que valores altos de la relación implican mayor dificultad para la biodegradación, mientras que valores bajos favorecen la pérdida de nitrógeno (Bernal et al., 2009).

Por otro lado, Leifeld et al. (2001) evaluaron los efectos de un residuo compostado comercial sobre estériles arenosos en Alemania Oriental. Se controló el enriquecimiento en materia orgánica y nitrógeno en las diferentes fracciones obtenidas por dispersión, además de la mineralización y el contenido en carbono orgánico disuelto a lo largo de un año. Concluyeron que el enriquecimiento

en las fracciones finas y el decrecimiento en la mineralización son síntomas de estabilización de la materia orgánica en el suelo minero.

El uso de enmiendas orgánicas en restauración influencia la estabilización de la materia orgánica en las condiciones físicas del suelo; ya que, promueve la aparición de una estructura estable, reduce la densidad aparente, incrementa la capacidad de retención de agua, aporta nutrientes esenciales -fundamentalmente nitrógeno-, aumenta la capacidad de cambio catiónico -facilitando la retención de los nutrientes añadidos (Paradelo, 2013a; Hargreaves et al. 2008).

La adición de compost en el comienzo del proceso de restauración favorece la acumulación de materia orgánica, dando lugar a un incremento de la actividad biológica observado esto por numerosos autores a través de medidas de actividades enzimáticas (Emmerling et al., 2000; Romero et al., 2005; Paradelo et al., 2007, 2009; Alvarenga et al., 2009), respiración (Emmerling et al., 2000;Jones et al., 2012), biomasa microbiana (Paradelo et al., 2007, 2009; Jones et al., 2012), colonización bacteriana en la rizosfera (Iverson & Maier, 2009), y desarrollo de las poblaciones de musgos (Lukesová, 2001) y mesofauna (Kielhorn et al., 1999; Emmerling & Paulsch, 2001).

La adición de compost también atenúa la susceptibilidad a la compactación de residuos mineros, como observaron Paradelo y Barral (2013) tras la adición de compost a materiales de diferente textura. La adición de compost a residuos mineros, sin embargo, ha obtenido hasta el momento resultados poco concluyentes en este sentido. Los experimentos realizados por Paradelo et al. (2007, 2009b) parecen indicar que la mejora de la estructura a corto plazo resulta difícil; en experimentos de laboratorio e invernadero, de duración máxima de tres meses, no se observaron

cambios en la distribución de tamaño de agregados de residuos finos enmendados con compost, y sí un pequeño aumento de la estabilidad de agregados, a dosis altas de compost (16%), aunque el porcentaje de agregados estables no llegó al 4%.

Varios autores han señalado el efecto positivo de la adición de compost sobre la capacidad de retención de agua en suelos de mina y residuos mineros, bien a través de medidas de la humedad del suelo (Bagatto y Shorthouse, 2000; Stolt et al., 2001; Neagoe et al., 2005), bien mediante la determinación directa de la capacidad de retención de agua a diferentes potenciales matriciales (Paradelo et al., 2007, 2009b; Curtis & Claassen, 2009; Jones et al., 2012). La capacidad amortiguadora de la materia organica permite esperar que la adición de compost sea capaz de corregir los valores extremos de pH de residuos mineros, tanto ácidos como básicos, y de hecho este efecto ha sido comúnmente observado en la utilización de compost en restauración (Bagatto & Shorthouse, 2000; Mench et al., 2003; Von Willert & Stehouwer, 2003; Neagoe et al., 2005; Shukla et al., 2005; Chiu et al., 2006; Paradelo et al., 2007; Schwab et al., 2007; Alvarenga et al., 2009a; Paradelo et al., 2009a).

Si bien hay muchos beneficios posibles con la utilización de materiales compostados en la agricultura y la horticultura, también puede haber algunos problemas asociados con su uso. Ozores-Hampton et al. (1999) encontraron que el compost debió ser mezclado con turba y vermiculita para su uso en ensayos en macetas: esto debido a la alta conductividad eléctrica inicial del compost que podría afectar negativamente el porcentaje de germinación y crecimiento de la planta.

Los materiales compostados con características alcalinas pueden presentar concentraciones elevadas de sal (Garcia de la Fuente et al., 2007), la respuesta del compost a la acidificación, depende de su capacidad tampon (Costello & Sullivan, 2014). A menudo requieren acidificación (Sullivan & Miller, 2001). La cantidad de ácido requerido es reportada por algunos estudios mediante curvas de valoraciones lineales con miras a definer la capacidad de consume de materiales orgánicos (Costello & Sullivan., 2011).

Gerke et al. (1999) evidenciaron que el uso excesivo de compost en combinación con fertilizantes minerales N podría conducir posiblemente a alta lixiviación de nitrato superiores a los niveles críticos sobre un suelo franco. La combinación de abono a razón de 10 t/ ha y 20 kg/ha de fertilizante dio mayores rendimientos de los cultivos con más bajo promedio de nitrato lixiviado. Los efectos de la adición de compost sobre la movilidad y biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos son variables y en ocasiones contradictorios, de modo que se han observado tanto incrementos (Schwab et al., 2007; Romero et al., 2005; Alvarenga et al., 2009a) como reducciones (Bagatto & Shorthouse, 2000; Chiu et al., 2006; O'Dell et al., 2007), que dependen notablemente del elemento estudiado en cada caso.

1.3.5. El biochar como enmienda

El biochar (biocarbón) está definido como granos ligeramente porosos obtenidos bajo procesos de pirólisis de la materia orgánica y aplicado deliberadamente al suelo para mejorar sus propiedades (IBI, 2012; Lehmann & Joseph, 2009), es un término genérico que describe materiales

obtenidos bajo procesos de combustión incompleta (Schmidt *et al*. 2001; Rovira *et al.* 2009). En varios estudios se han reportado las materias primas y residuos de biomasa utilizadas para la obtención del biochar y su uso en suelos (Glaser *et al*., 2002; Yanik *et al.*, 2007); sin embargo, el uso de biomasa del cultivo de palma de aceite es poco conocido (Steiner, 2010). La pirólisis de residuos de la palma (cáscaras, racimos vacíos, y fragmentos de troncos generados en la renovación del cultivos), puede ser la solución a algunas limitaciones de los suelos.

Entre las materias primas para la obtención de biochar se destacan las pruebas con residuos de madera, estiércol, hojas, residuos de cultivos, entre otros (Brick, 2010; Lehmann & Joseph 2009), camas de pollo, algas, cascarilla de arroz, nueces y lodos residuales como se muestra en la tabla 4. Dada la particularidad de la industria de la palma, se estima que la producción de biomasa en las plantaciones es de aproximadamente 1.6 Mg/ha/año de Racimos Vacíos (RV), 10.4 Mg/ha/año de hojas podadas y cerca de 90 Mg/hectáreas de troncos y hojas de palma durante la renovación del cultivo (Steiner, 2010). Cuando se usa como enmienda al suelo las emisiones que se evitan son de 2 a 5 veces mayores, que cuando se usa como combustible (de 2 a 19 Mg CO_2/ha/año). Biochar de racimos vacíos de la palma de aceite reportaron valores de contenido de carbono entre 53.78 y 59.62% (Sukiran et al., 2011). Los resultados de los análisis del biochar obtenido del cuesco del fruto de palma (endocarpio), con respecto al carbono, varían entre 67 y 79% (Sharif et al., 2014).

Los estudios de caracterización de biochar son de gran importancia para comprender los resultados en la aplicación al suelo (Downie et al., 2009). Las características físicas, químicas y microbiológicas del biochar dependen de la biomasa o material precursor, de la tecnología, y las

variables utilizadas en la obtención del producto tales como el método y la temperatura de pirolisis (Amonette & Joseph, 2009).

Tabla 4 *Materias primas utilizadas para producir Biochar experimentalmente*

Materia prima	**Fuente**
Plásticos, neumáticos, residuos forestales	Paradela et al. (2009)
Paja de trigo	Mahinpey et al. (2009)
Mazorcas de maíz y rastrojo	Mullen et al. (2010)
Estiércol de ganado	Cao et al. (2009)
Micro-algas	Heilmann et al. (2010)
Pulpa de celulosa	Van Zwieten et al. (2010)
Cascarilla de arroz	Heo et al. (2010)
Gallinaza	Kim, Agblevor y Lim (2009)
Estiércol de cerdo	Godbout et al (2009)
Paja de algodón, paja de arroz	Fu et al. (2010)
Aserrín de pino, cáscara de maní, maíz	Wang et al. (2008)
Virutas de madera	Spokas et al. (2009)
Levadura, glucosa	Steinbeiss et al.(2009)
Cascara de pacana	Novak et al. (2010)
Bagazo de caña de azúcar	Yao et al. (2011)
Residuos de plantaciones de eucalipto	Jiménez et al (2006)
Residuos industria de la palma de aceite	Sukiran et al (2011)

Fuente: Brick, (2010)

El biochar se caracteriza por su alto contenido de carbono (superior al 50%), con anillos aromáticos de seis átomos de carbono, varios anillos unidos entre sí y contenido de carbono condensado superior al 50% (Bruun, 2011). Propiedades como la densidad y la porosidad pueden impactar de manera directa con el ciclo hidrológico del suelo y las interacciones con los microorganismos (Brewer et al., 2014). La relación carbono-nitrógeno (C:N), se ha enontrado entre valores de 7 y 400, siendo su valor promedio alrededor de 67 (Lehmann & Joseph, 2009).

El biochar puede contener numerosos grupos funcionales, tales como hidroxilo (OH), cetonas (R_2-C=O), éster-(R-O-C = O), aldehídos (HR-C = O), amino (NH_2), nitro (NO_2), y carboxílico

(HO-C = O) (Amonette & Joseph, 2009). La superficie altamente heterogénea le confiere propiedades hidrofílicas e hidrofóbicas, así como propiedades ácidas (por los grupos carboxílicos) y básicas (por los grupos amino), lo que contribuye a la capacidad del biochar para reaccionar con una amplia gama de compuestos inorgánicos y orgánicos del suelo (Atkinson, *et al.*, 2010). Los análisis microscópicos confirman la presencia de estructuras alineadas con macro, meso y micro-porosidad (Fukuyama et al, 2001; Martínez et al, 2006). La estructura del biochar, determinada por difracción de rayos X, es esencialmente amorfa pero contiene localmente estructuras cristalinas que en algunas ocasiones pueden estar alineadas como hojas de grafenos (Downie, et al., 2009). La naturaleza condensada aromática del biochar es lo que hace que sea tan estable en el ambiente.

Tonutare et al (2014), reconocen que hace falta de investigaciones sobre el efecto de biochar a las propiedades de tamponamiento del pH del suelo. Con respecto al pH, los datos reportados indican características alcalinas prevalecientes para la mayoría de experimentos obtenidos (Chan & Xu, 2009), los registros de pH indican rangos entre 6 y 10 (en mayor proporción pH <7). La adición de biochar hasta 40 Ton/Ha produjo cambios en el pH desde 7.1 hasta 8.1 en suelos de textura francas utilizando biochar derivado de residuos herbáceos (Granatstein et al., 2009).

Matsubara et al. (2002), demostraron en un experimento que la adición de biochar incrementó el pH que pasó de 5.4 a 6.2 con 10% de volumen de biochar, y 6.3 (con 30% de volumen). Laird et. al. (2008) reporta que la adición de biochar en proporciones mayores a 5gr/kg puede alterar el pH del suelo.

Glaser et al. (2000) reportaron capacidad de intercambio catiónico –CIC- en suelos enmendados con biochar entre 10–15 cmolc/kg marcando diferencia frente a valores de 1–2 cmolc/kg en oxisoles de la Amazonía. El contenido de grupos carboxilos en la superficie del biochar confiere una creciente capacidad para adsorber cationes (Cheng et al, 2008a; Cheng et al, 2006).

Biochar inoculado con rizobios y micorrizas arbusculares (Thies & Rillig, 2009) se ha propuesto para la recuperación de terrenos degradados; y el papel importante que podría desempeñar en la disponibilidad de agua y nutrientes en ambientes áridos o en suelos drásticamente alterados en donde se ha destruido la estructura del suelo (Lehmann & Joseph, 2009; Harley, 2010). Los resultados presentados por Yu et al. (2013), muestran una duplicación de la capacidad de retención de agua en suelos, utilizando una mezcla 9% de biochar (equivalente a 195 ton/ha), que es una concentración agrícolamente relevante; las mezclas de alto porcentaje de biochar aumentó sostenidamente la capacidad de retención de agua. La permeabilidad del agua en el suelo aumentó al aplicar biochar a suelos (Asai et al., 2009), utilizando residuos maderables de teca y palo de rosa como precursores para el biochar. MaLaughlin et al., (2009) aseguraron que la cantidad de agua que un biochar puede retener es tres veces su peso.

Brodowski et al. (2006) encontró que una pequeña proporción de partículas de biochar en el suelo se asocia con microagregación. La agregación se sustenta por la formación de un centro inicial de la actividad biológica que beneficia el crecimiento de las raices (Sohi et al., 2009; Ouyang et al., 2013; Liu et al., 2014). La asociación del biochar con minerales del suelo (Warnock et al. 2007), y las asociaciones entre el biochar y las hifas de los hongos micorrícicos también pueden aumentar la agregación.

Algunos estudios han encontrado incrementos de la actividad microbiana en suelos enriquecidos con biochar (Warnok et al., 2007; Steiner et al., 2008a); dichos estudios hacen referencia a la capacidad del biochar debido a su estructura en microporos, para permitir el establecimiento de colonias microbianas (ver figura 11). No obstante, se ha discutido que la biomasa microbiana no es una buena medida de la actividad de la misma, lo cual genera incertidumbre en la valoración de los efectos del biochar, debido a la falta de conocimiento en cuanto a qué tipo de comunidad microbiana puede verse favorecida, y lo que es más importante, el tipo de actividad que puedan realizar en el ecosistema edáfico.

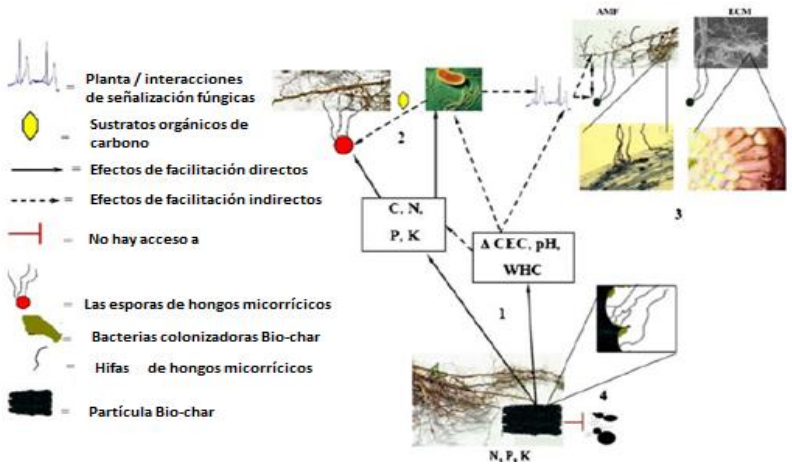


Figura 11. Representación esquemática del biochar con efectos directos e indirectos sobre el suelo (Warnock et al., 2007).

El interés originado en los últimos años por la aplicación en suelos de este material pirogénico, se debe principalmente a dos hechos: en primer lugar, debido al descubrimiento de partículas similares al carbón en suelos muy fértiles de la amazonía brasileña, con alto contenido en carbono, denominados localmente como Terra preta do Indio (Lehmann & Joseph; 2009, Lehmann et al., 2006); y en segundo lugar, debido a las investigaciones publicadas que han demostrado la

recalcitrancia de este material frente a otras enmiendas orgánicas y su contribución al incremento de la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Cheng et al., 2008, Sohi et al., 2009).

El efecto del biochar, en el suelo se ha investigado en muchas partes del mundo (Lehmann & Joseph, 2009; Major 2010; Steiner, 2010; van Zwieten et al. 2010; Hammes & Schmidt, 2009); ver figura 12

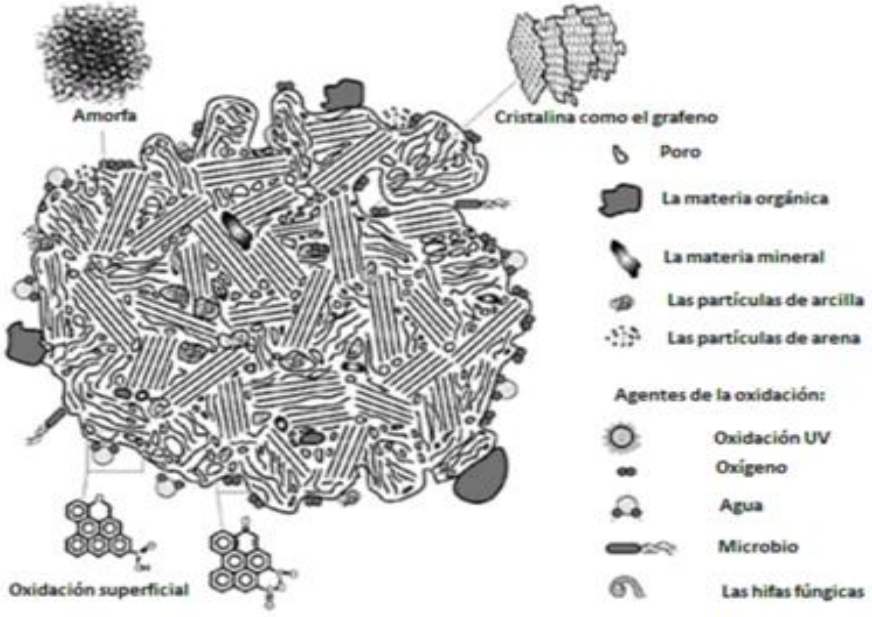


Figura 12. Modelo básico de interacción del biochar (Hammes & Schmidt, 2009).

El empleo del biochar como enmienda ha tomado gran interés para mejorar la calidad del suelo (Glaser et al., 2000) las investigaciones muestran que se puede mejorar la calidad de los suelos agotados o degradados bajo la presencia del biochar (Glaser et al., 2002), incrementando la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el pH, la disponibilidad de nutrientes como P, Ca, y K (Gundale & DeLuca, 2006; Liang et al., 2006). Igualmente, los resultados demuestran que mejora la retención de agua en el suelo (Hudson, 1994; Briggs, 2005), y la presencia de hongos formadores de micorrizas arbusculares (HMA) (Glaser et al. 2002); ver figura 12.

Con biochar se han realizado remediaciones de suelos contaminados con Cu, Zn y Cd (Beesley et al., 2010; Moreno-Jiménez et al, 2010). También se ha evaluado la inmovilización y lixiviación de Cu, Ni, Pb y Cd usando biochar (Uchimiya et al, 2011a; Uchimiya et al, 2011b). Sin embargo, algunos aspectos aún son desconocidos como la interacción del biochar con los fertilizantes, los efectos sobre la biota del suelo y sus implicaciones sobre la ecología del mismo (Lehmann et al., 2011). Las investigaciones están orientadas al estudio de la estructura física del biochar y las interacciones con microorganismos, como las micorrizas, con las cuales se ha encontrado variabilidad en los resultados.

Algunos de los tipos de suelos donde se ha estudiado la aplicación de biochar incluyen Aridisoles (Lentz & Ippolito., 2012), Luvisoles en Alemania (Kammann et al. 2012), Andosoles en Colombia (Major *et al*, 2010), Oxisoles de Brasil en el centro de Amazonía (Smyth & Cravo, 1992; Beesley et al, 2011), Mollisol, Alfisol y Entisol (Kolb et al, 2009), Ferrasoles (Steiner et al., 2008b).

El interés de estudio sobre la aplicación del biochar en suelos disturbados o drásticamente disturbados es creciente en los últimos años (Ohsowski et al., 2012). La colonización de los sustratos por las comunidades bióticas en los proyectos de restauración o rehabilitación es de los mayores desafíos, luego de que la industria minera ha desequilibrado el ciclo biogeoquímico del área explotada; microorganismos, nutrientes, propiedades físicas y químicas deben ser restablecidos.

Estudios de biochar aplicados en suelos drásticamente disturbados por la industria petrolera (Stewart et al., 2013), en el Distrito Keno Hill Silver (Yukon, Canadá) mostraron una buena respuesta en las pruebas de germinación de semillas de especies nativas (Agropyrum Violaceum, Festuca Ovina y Festuca Saximontana), elongación de la raíz y producción de biomasa en presencia de residuos estériles sueltos de esta actividad, ensayados como material edáfico, tratados con fertilizantes calizas y biochar. Un 3% de biochar fue efectivo para mejorar las capacidades de los materiales edáficos como la retención de humedad, textura y porosidad.

En el caso de las concentraciones de metales fito-tóxicos, los estudios realizados utilizando sedimentos altamente contaminadas con Cd y Zn, a los cuales se les agregó biochar utilizando como precursor madera, mostraron reducciones significativas en las concentraciones de ambos metales en agua intersticial recogida durante 60 días de exposición a campo abierto (Beesley et al.,2010). Suelos enmendados con biochar derivado de estiercol de pollos se incubaron durante una semana, al que se le agregaron semillas de mostaza india *(Brassica juncea*) en macetas (Park et al., 2011). Este estudio demostró claramente que la aplicación de biochar al suelo contaminado con metal tiene la potencialidad de remediar *in situ* los metales (Cd y Pb), reduciendo de este modo la disponibilidad del metal para las plantas, y las propiedades agronómicas en cuanto a germinación y crecimiento de las plántulas.

En Colombia, Cenipalma viene investigando diferentes formas apropiadas para el manejo de la biomasa de residuos de la palma de aceite (*Elaeis guineensis*), mediante el estudio de las tasas de descomposición y liberación de nutrientes; entre esos diferentes métodos la conversión de biomasa en biocarbón (Garzón, 2010). La incorporación del biochar obtenido del tronco y racimos del

cultivo en diferentes dosis afectó de manera significativa las concentraciones de potasio y fósforo; igualmente disminuyeron la acidez y el aluminio –Al- intercambiable; el contenido promedio de carbono del biochar del tronco es aproximadamente 80%.

De igual manera, las investigaciones –en Colombia- de biochar con otras fuentes de biomasa para la carbonización son los residuos de una plantación de Acacia mangium (Rondón et al., 2006). De otro lado, ensayos realizados por Major et al. (2010) encontraron potencialidad de uso en suelos oxisoles de los Llanos Orientales (Colombia), la aplicación en dosis entre 0 a 20 t/ha. A su vez, la obtención de biochar a partir del Eucalyptus globullus fue motivo de estudio de Jimenez et al., (2006), el material logrado en rango de trabajo entre 450 y 550°C, presenta condiciones para ser utilizado como enmienda al suelo.

1.4. Objetivos

La presente tesis doctoral propone como objetivos para la consecución de la remediación de suelos en la zona carbonífera del Cesar.

1.4.1 Objetivos generales

Evaluar el aporte del biochar obtenido de residuos del cultivo de palma de aceite (Elaeis guineensis) en la remediación de suelos afectados por procesos de minado de carbón a cielo abierto en Zona Carbonífera del Cesar (Colombia)”

1.4.2 Objetivos específicos

- Evaluar las propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos disturbados presentes en diferentes espacios de la Zona Carbonífera del Departamento del Cesar; indispensables para conocer las limitantes en remediación luego del minado de carbón a cielo abierto.

- Evaluar las diferentes características químicas y físicas del biochar obtenido de residuos del cultivo de palma de aceite (Elaeis guineensis), para determinar su influencia en la remediación de los suelos mineros como enmienda.

- Determinar la influencia del biochar obtenido de residuos del cultivo de palma de aceite (Elaeis guineensis), en la remediación de suelos mineros de la Zona Carbonífera del Cesar.

1.4.3 Hipótesis

Las propiedades físicas y químicas del biochar procedentes de residuos de la palma de aceite, utilizado como enmienda mejoran las condiciones de materiales edáficos de la Zona Carbonífera del Cesar (Colombia) en remediación, luego del minado de carbón a cielos abierto. Las característica químicas (pH; asimilación de nutrientes, grupos funcionales constituyentes); físicas (porosidad, densidad) mejoran variables respuestas de humedad, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y microorganismos benéficos en suelos luego de actividad extractiva del carbón.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Materiales

2.1.1. Materiales edáficos.

Las muestras de suelos y materiales edáficos proceden de la Zona Carbonífera del Departamento del Cesar, en las dos sub-área carboníferas identificadas como Área La Jagua y Área La Loma. Se seleccionaron sitios de muestreo aplicando criterio de selección a juicio del experto (Barahona & Iriarte, 2001), para contrastar propiedades de suelos naturales, acopios de suelos, materiales de botaderos de estériles mineros, áreas restauradas, y materiales sueltos con presencias de sales o fragmentos carbolíticos cercanos a patios de acopio de carbón.

Este método permite que en zonas heterogéneas se puedan escoger puntos con base en diferencias típicas, como cambios notorios en relieve, textura, color superficial, vegetación, etc. En los estudios ambientales, el muestreo selectivo, a menudo, constituye la base de una investigación exploratoria. Sus principales ventajas son la facilidad de realización y sus bajos costos, además de que se puede llevar a cabo en zonas heterogéneas como en zonas homogéneas (Mason 1992).

2.1.2. Biochar de cuesco

Para la obtención del biochar, se trabajó con cuesco (endocarpio, nuez) de palma de aceite (elaies guineensis) como materia prima y pirolisis en atmósfera inerte de N2 a temperatura de 350 °C, con velocidad de calentamiento de 15°C/min y flujo de 0,05 L/min. El equipo consistió de un horno tubular horizontal de mullita con sistema de calentamiento mediante resistencias eléctricas, termocupla tipo K y controlador de temperatura marca Watlow. El reactor dispone de una entrada para el gas inerte, y un sistema para recoger los alquitranes y desechar los gases producidos.

2.1.3. Biochar de tronco

Las muestras de biochar fueron proporcionadas por el Centro de Investigación en Palma de Aceite, CENIPALMA). El proceso de fabricación implica la pirólisis de los residuos de troncos de aceite de palma (Elaeis guineensis Jac), usando temperaturas entre 200|°-400°.

2.2 Procedimientos analíticos para materiales edáficos

2.2.1. El pH

Para la determinación del pH se utilizó el método potenciométrico (Masulili et al., 2010). Con el método potenciométrico se mide el potencial de un electrodo sensible a los iones H+ (electrodo de vidrio) presentes en una matriz con previa calibración del pHmetro con soluciones de diferentes pH. Debido a que el pH del suelo es medido en una matriz acuosa como agua. Cuando se mide en

agua es importante controlar el agua adicionada ya que un aumento causará un incremento en pH; por ello es necesario mantener la relación constante y tan baja como sea posible. Sin embargo la solución sobrenadante puede no ser suficiente para sumergir el electrodo apropiadamente sin causar mucho estrés cuando se inserta dentro del suelo.

2.2.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica fue medida en pasta de saturación (suelo-agua) en relación 1/5 NTC 5167 (ICONTEC, 2004). El equipo para medir la conductividad eléctrica es un conductímetro que consiste en dos electrodos colocados a una distancia fija y con líquido entre ellos. Los electrodos son de platino y en ocasiones pueden llevar un recubrimiento de platino negro o grafito; estos se encuentran sellados dentro de un tubo de plástico o vidrio (celda) de tal manera que este aparato puede ser sumergido en el líquido por medir.

La conductividad eléctrica (CE) es la habilidad que un material tiene de conducir una corriente eléctrica (Lund et al., 1998; Doerge et al., 2004).

2.2.3. Carbono Orgánico

El carbono orgánico del suelo (COS) fue determinado por el método de oxidación húmeda con dicromato potásico conocido como método Walkley-Black (Mingorance et al, 2007) y cuantificado con espectrofotómetro UV/Vis Janway 6405 a 590 nm.

El método de titulación Walkley-Black (WB) es uno de los métodos clásicos para el análisis rápido de carbono orgánico (CO) en suelos y sedimentos. El método se basa en la oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio (K_2Cr_2O7)- ácido sulfúrico seguido de una titulación del exceso de dicromato con sulfato ferroso amoniacal (Fe $(NH_4)2$ $(SO_4)_2$ 6H2O).

2.2.4. Metales

La concentración total de metales (Fe, Cu, Zn, Al y Mn) se midió por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) después de la digestión ácida método 3050b (USEPA. 1996), utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 Plus. Para el caso de la minería de carbón cabe destacar que los problemas de fitotoxicidad derivados de la presencia de metales pesados están asociados a elevadas concentraciones de Mn, Zn, Al, Fe y Cu (Ghose y Kundu, 2003; Arranz, 2006).

2.2.5. Nitrógeno

Se utilizó el método Kjeldahl que se basa en la digestión de la muestra con ácido sulfúrico concentrado a ebullición, con la adición de un catalizador. La muestra se digiere hasta disolución y oxidación de la materia orgánica. El nitrógeno contenido en la muestra se convierte en sulfato de amonio, del cual se cuantifica el amonio, en donde se destila en medio alcalino (a dicho pH existe como amoniaco). El amoniaco se recibe en una solución acuosa de ácido bórico, formándose borato de amonio, el cual es titulado con una solución estándar de ácido Se empleó un destilador

BUCHI 19449 -K-355, un scrubber BUCHI 19440 -B-414 y un digestor BUCHI 19450 -K-424 y posteriormente se usó un titulador.

2.2.6. Fósforo

El fósforo fue cuantificado por el método colorimétrico de un complejo coloreado azul (ácido fosfomolibdico); el color se presenta al utilizar un agente reductor ácido ascórbico y cloruro estannoso; utilizándose una solución extractora de Bray II, cuya importancia radica en que presenta una muy buena correlación con la respuesta de cultivos en suelos ácidos, como son la mayoría de los suelos de Colombia (García y Ballesteros, 2006). El fósforo (P) disponible se hace mediante la extracción con HCl+NH4F (Bray II) y ácido ascórbico, y medición a 800 nm (ICONTEC, 2005).

2.2.7 Bases intercambiables

Las bases intercambiables (Sodio, potasio, calcio y magnesio) fueron determinadas por extracción de acetato de amonio 1 M a pH 7.0 (IGAC, 2008) y cuantificadas por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), GBC 932 Plus.

2.2.8 Textura

La determinación de la textura del suelo se realizó por el procedimiento de Bouyoucos (1962). Se estableció el porcentaje de arena, arcilla y limo determinando la textura correspondiente. Se utiliza el hidrómetro de Bouyoucos, regido por la ley de Stokes; que prescribe, que la velocidad

de caída de cada partícula esférica en una suspensión de agua, está en proporción directa al cuadrado de su radio, a la gravedad y, a la diferencia entre la densidad de la partícula y la del agua destilada. En cambio, está en función inversa al coeficiente de viscosidad del fluido.

2.2.9. Color Munsell

El color del suelo fué determinado por comparación con las tablas o cartas estándar de color como las de Munsell (Sobek, 1978). Las tablas Munsell son un sistema de notación de color basado en una serie de parámetros que permiten obtener una gama de colores que varían en función del matiz, brillo y croma. Para el análisis de suelos y materiales estériles se utilizó el procedimiento presente en el tratado de Sobek (1978), utilizando el catalogo Munsell Color Chart edición revisada 2009.

2.2.10. Difracción de rayos X

El análisis de la difracción de rayos X se realizó con el equipo Rigaku-Miniflex Radiación de Cu en el intervalo de $0° < 2\Theta < 80°$ y con un paso de 0.05 grados por minuto con fragmentos de menos de 0.044 mm. Para el análisis de los datos se utilizó el programa Xpowder 2004. 2010.01.10. La difracción de rayos X es un método de análisis estructural que permite identificar estructuras cristalinas que indirectamente se puede estimar la composición de la muestra analizada con una buena aproximación del contenido en elementos mayoritarios.

2.1.11 Agregación por conteo del número de gotas

En el presente trabajo se empleó la técnica de contenido del número de gotas (Counting the Number of Drops), que consiste en contar el número de impactos de gotas necesarias para romper un agregado. El umbral que determina la rotura es el paso de la muestra por un tamiz de 2.8 mm de luz. El número de repeticiones fue de cinco (Imeson y Vis, 1984; Cerdá, 1994).

2.1.12 Recuento de esporas

Los hongos formadores de micorrizas, son microorganismos que no se pueden cultivar y sembrar in vitro, este grupo de hongos son biótrofos obligados, por lo que requieren de una asociación mutualista con las plantas terrestres. En consecuencia, la manera de identificar y caracterizar los HFM es a través de las estructuras de reproducción denominadas esporas, éstas a su vez se comportan como estructuras de diferenciación de cada género (Hernandez et al., 2014), y se encuentran distribuidas ampliamente en suelos rizósfericos, y no rizosféricos en menor cantidad. Para cuantificar las esporas, primero se deben extraer del suelo, para ello se utilizan un juego de tamices, jugando un papel primordial el tamaño de partícula de los distintos morfotipos. Mediante la técnica de tamizado sugerida por Brundrett, las esporas de los hogos formadores de micorrizas se extrajeron y cuantificaron a través de una muestra de 10 gr de suelo.

2.3. Procedimientos analiticos para biochar

2.3.1 El pH.

El procedimiento es el equivalente al utilizado en suelos con alta cantidad de materia orgánica que tienden a formar una gruesa pasta seca por lo que una relación menor de muestra en agua puede ser aceptable (1:5 o 1:10) (Karma, 1993).

2.3.2 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica fue medida en pasta de saturación (biochar-agua) en relación 1/5 NTC 5167 (ICONTEC, 2004). El equipo para medir la conductividad eléctrica es un conductímetro que consiste en dos electrodos colocados a una distancia fija y con líquido entre ellos. Los electrodos son de platino y en ocasiones pueden llevar un recubrimiento de platino negro o grafito; estos se encuentran sellados dentro de un tubo de plástico o vidrio (celda) de tal manera que este aparato puede ser sumergido en el líquido por medir.

La conductividad eléctrica (CE) es la habilidad que un material tiene de conducir una corriente eléctrica (Lund et al., 1998; Doerge et al., 2004).

2.3.3. Capacidad de retención de humedad

La capacidad de retención de agua del suelo (Water Holding Capacity) corresponde a la máxima cantidad de agua que el biochar puede retener en las condiciones en que su drenaje está libremente asegurado es decir es la cantidad de agua retenida por el suelo cuando este está saturado al 100%.

La capacidad de retención de agua se midió de acuerdo a los procedimientos para enmiendas al suelo y productos agrícolas del ICONTEC en su normativa NTC 5167 (ICONTEC, 2004)

2.3.4. Densidad aparente

Este método consiste en obtener el volúmen de una muestra de suelo en forma indirecta, determinando por pesada el volúmen de agua existente en un recipiente (picnómetro) con y sin muestra de suelo. El picnómetro se pesa vacío (valor A) y perfectamente seco en una balanza de precisión. Con ayuda de un embudo se agrega suelo tamizado por 2 mm, cuya humedad es conocida, hasta formar sobre el fondo del picnómetro una capa de aproximadamente 1 cm de espesor. Se pesa nuevamente (valor B). La diferencia entre los valores B y A nos da el peso en gramos del suelo que multiplicado por el factor de humedad nos da el valor del suelo seco a 105-110 °C (valor P). Se agrega con cuidado agua en el picnómetro hasta aproximadamente una tercera parte de su capacidad y se agita cuidadosamente para eliminar las burbujas de aire que pudieran quedar retenidas entre las partículas de suelo.

2.3.5. Espectroscopia de Infra-rojo

Para identificar los componentes orgánicos e inorgánicos del recubrimiento se utilizó el equipo Marca Thermo Fisher Scientific, FTIR Modelo: Nicolet 6700 con software Ommnic 8.0, accesorios ATR, detector MCT, beamsplitter de KBR, y módulo de muestreo Smart. La espectroscopia infrarroja (IR) es usada para la caracterización general de los componentes que constituyen la materia orgánica líquida o sólida porque provee información valiosa sobre la estructura y los grupos funcionales presentes en ella (Ribeiro et al., 2001).

2.3.6 Difracción de rayos X

Al igual que los materiales edáficos, el análisis de la difracción de rayos X para el biochar, se realizó con el equipo Rigaku-Miniflex Radiación de Cu en el intervalo de 0° <2Ɵ <80° y con un paso de 0.05 grados por minuto con fragmentos de menos de 0.044 mm. Para el análisis de los datos se utilizó el programa Xpowder 2004. 2010.01.10.

La difracción de rayos X es un método de análisis estructural que permite identificar estructuras cristalinas que indirectamente se puede estimar la composición de la muestra analizada con una buena aproximación del contenido en elementos mayoritarios.

2.3.7. Microscopía electrónica de barrido

Para el estudio se utilizó el microscopio electrónico de barrido JEOL-JSM 6490-LV (figura 13).



Figura 13 Equipo para escanografìa electrónica de barrido JEOL (JSM6490-LV) de la Universidad de Antioquia

El Microscopio electrónico de barrido o SEM (Scanning Electron Microscope) utiliza un haz de electrones en lugar de un haz de luz para formar una imagen. Ha sido utilizado en la identificación de minerales (Barba-Brioso et al., 2010) sales eflorescentes (Arocena et al., 2005) microrganismos en suelos y biochar (Lehmann & Joseph, 2009). El SEM es una técnica de visualización y análisis de características microestructurales de muestras sólidas debido principalmente a su elevada resolución (alrededor de 2 nm) y a su gran profundidad de campo lo que permite una visualización tridimensional.

2.3.8 Análisis elemental CHNS

En el presente trabajo se utilizó un analizador elemental marca LECO modelo Truspec que determina CHNS por medio de celdas de infrarrojo y que aporta los porcentajes de composición de carbono nitrógeno e hidrógeno información importante de las enmiendas y biochar.

El análisis elemental proporciona el contenido total de carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre presente en un amplio rango de muestras de naturaleza orgánica e inorgánica tanto sólidas como líquidas. La técnica está basada en la completa e instantánea oxidación de la muestra mediante una combustión con oxígeno puro a una temperatura aproximada de 1000ºC. Los diferentes productos de combustión CO_2, H_2O y N_2 son transportados mediante un gas portador (He) a través de un tubo de reducción y después selectivamente separados en columnas específicas para ser luego desorbidos térmicamente. Finalmente los gases pasan de forma separada por un detector de conductividad térmica que produce una señal proporcional a la concentración de cada uno de los componentes individuales de la mezcla.

2.3.9. Área superficial equivalente (Área BET)

El área superficial medida por adsorción de gas es influenciado por los microporos (escala nm) que no son relevantes a las raíces de las plantas microorganismos o a la solución de suelo móvil. La temperatura del proceso es el principal factor que gobierna las propiedades de área superficial.

2.3.10. Capacidad tampón

Para predecir la capacidad amortiguadora del pH, se hizo reaccionar biochar con H_2SO_4 diluido (Costello y Sullivan, 2014). A 5 g de peso seco, se añadió a tazas de 100 ml en tres repeticiones. Entonces, 0, 1, 2, 3, 4, 7, o 10 ml de H_2SO_4 0.25 M se añadió con agua suficiente para llevar el líquido total a 50 ml (1:10 de compost: agua; w/w). Las muestras se agitaron con una cuchara durante 10 s después de la adición de ácido y después se agitó de nuevo durante otros 10 s inmediatamente antes de la medición de pH a 72 h, CBC o la cantidad de acidez y se realizaron cinco replicas para este análisis.

2.3.11. Bioensayos de fitotoxicidad.

Conocer los efectos fitotóxicos que provoca un compuesto permite valorar y determinar los factores de riesgo asociados a su exposición, y el grado de tolerancia o sensibilidad de la planta examinada. En conjunto, puede aportar mayor certeza, aunque no es muy contundente, para vislumbrar el impacto ambiental y poder también atribuir a una especie el papel de bioindicador ambiental para un contaminante o conjunto de ellos. Una de las etapas más importantes del desarrollo de una planta es la germinación de las semillas al emerger el primer cotiledón. La activación de la semilla es inhibida ante la presencia de sustancias tóxicas, que afectan su germinación. La división celular de los meristemos radiculares puede afectarse, ya sea por retardo en el proceso de mitosis o alteración en el proceso de alargamiento radicular, por lo que la fitotoxicidad de un compuesto puede ser determinada a través de la medición de la germinación de semillas (OECD, 1984).

El porcentaje de germinación y crecimiento radicular se estableció de acuerdo Solaiman et al. (2012). Cincuenta semillas de Brachiaria (Brachiaria decumbens) se sembraron en placas de Petri (8,5 cm de diámetro) en una capa de papel de filtro humedecido con agua desionizada; se añadió 0, 1.0, 3 y 5.0 g de sal eflorescente y 0, 1, 2.5 y 5 g de biochar. Todas las placas de Petri se cubrieron con tapas y se incubaron en la oscuridad a 25ºC durante 10 días, fueron evaluados el porcentaje de germinación y la longitud de la raíz. La longitud de raíz de las plántulas se midió en las raíces frescas con una regla, y se suman para cada placa de Petri.

2.3.12. Porcentaje de Infección

Para determinar el porcentaje de colonización micorrícica en raíces de diversas plantas y cuantificar la presencia de las estructuras (vesículas, arbúsculos y esporas) de colonización formadas por los hongos formadores de micorrizas (HFM), en el interior de las células radiculares, se utilizó la técnica sugerida por Phillips y Hayman (1970) realizando la tinción de raíces con azul de tripano y para ello, se utilizó la siguiente relación para calcular el porcentaje de infección:

$$\%\text{Infección}=\frac{campos\ infectados}{campos\ ópticos\ de\ la\ raíz}* 100\%$$

2.3.13 Biomasa radicular y follaje

La extracción de biomasa y follaje en campo se realiza al azar mediante la demarcación de cuadrícula de 15x15 cm^2 y posteriormente en el laboratorio para la determinación de la biomasa radicular y el follaje, se separó la biomasa del follaje y las raíces de 5 individuos (plantas), se

colocaron en sobres de papel y se secaron en un horno a 60°C durante 72 horas, posteriormente se pesó la biomasa seca del follaje y de las raíces. Al realizar el cálculo el peso dado se dividió entre 5 y se obtuvo el peso seco/planta.

2.4. Metodos estadísticos

Los datos fueron procesados estadísticamente utilizando como herramienta el software estadístico MINITAB 17; para realizar el análisis de varianza es necesario cumplir con la normalidad y la homogeneidad de los datos. En algunos casos se hace necesario transformar los datos, que consiste en aplicarles una función simple o compuesta que cambie estos valores para que se ajusten a una distribución normal. Entre estas tenemos la función raíz cuadrada que al ser combinada con una constante (0,1-1) permite lograr simetría en conjuntos de datos que tienen valores cero (Hutchinson, 1982). En algunos casos cuando las transformaciones simples y combinadas no lograron ajustar datos a la normalidad se utilizó los algoritmos Box-Cox y Johnson para lograr mejor ajuste (Salafranca et al., 2005).

La ley de la normalidad está caracterizada por la media y la varianza de la variable aleatoria. La prueba de normalidad verifica la hipótesis de normalidad de la variable resultado o variable dependiente. Para este estudio se aplicaron las pruebas Ryan-Joiner o Kolmogorov-Smirnov según el diseño experimental; la prueba Ryan-Joiner está basada en la técnica de Shapiro-Wilk, muy útil cuando las muestras fueron de pequeño tamaño ($n<30$) mostrando elevada condición de contraste; y la prueba de Kolmogorov-Smirnov para muestras superiores a 30 datos (Salafranca et al., 2005).

Otro requisito es que las varianzas de la variable dependiente se homogénea de acuerdo a los grupos de análisis. La homogeneidad se comprobó por la prueba de Levene (1960), aplicando un modelo univariable (prueba f) de comparación entre grupos.

El método de Tukey utilizado en homogeneidad de varianza para el ANOVA, fue aplicado para probar todas las diferencias entre medias de tratamientos de una experiencia. Cuando el tamaño de las muestras seleccionadas para cada grupo fueron iguales; muy útil cuando el interés fundamental es comparar promedios de dos en dos grupos (Wu y Hamada, 2000).

Cuando los factores del experimento no estuvieron balanceados se verificó la significancia con la prueba de Kruskal-Wallis para buscar si existen diferencias significativas entre los diferentes grupos que conforman la variable resultado (Capítulo 6). La prueba de Kruskal-Wallis es un procedimiento no paramétrico para probar la igualdad de las medias en el análisis de varianza de un factor cuando el experimentador desea evitar la suposición de que las muestras se seleccionaron de poblaciones normales (Salafranca et al., 2005).

3. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS Y MATERIALES EDÁFICOS EN ZONA CARBONIFERA DEL CESAR, EN ESPACIOS DE MINERIA A CIELO ABIERTO.

3.1. Introducción

La minería es de las actividades que desarrolla el hombre que ocasiona fuerte impacto al medio natural, de ahí, que la fisiografía del terreno es alterada y con ella el drenaje natural, la estructura geológica es modificada irreversiblemente, el ambiente biológico es completamente impactado por lo menos mientras se realizan las actividades mineras.

Una de las problemáticas de tipo ambiental que afecta actualmente al departamento del Cesar respecto al suelo es la desertificación, las cifras indican que municipios como El Paso, evidencia el 85% de su territorio con problemas de desertificación y de este porcentaje el 4% aproximadamente el grado de desertificación es muy alta (CORPOCESAR-IDEAM, 2007).

Para entender las relaciones funcionales de los suelos disturbados en los procesos de restauración ecológica o mitigación, y neutralización de los factores limitantes, o tensionantes algunos autores sugieren realizar caracterizaciones diagnósticas para conocer y entender los compartimientos en heterogeneidad espacial y estructural de sus componentes (Barrera-Cataño, Aguilar-Garavito, 2009; Barrera-Cataño y Valdez-López, 2007; Etter, 1990).

En el caso de los suelos mineros por minería de carbón a cielo abierto en el departamento del Cesar, la información existente de las características y el manejo adecuado de los suelos

involucrados en el proceso es muy escasa y dispersa (MADS – IDEAM, 2013), e invita a generar información básica, detallada y actualizada sobre el estado actual del suelo. El estudio arrojó como resultados, entre otros, el diagnóstico nacional del estado del recurso suelo para crear los lineamientos estratégicos para el diseño de la política para la gestión integral ambiental del recurso suelo en Colombia (GIAS). Alguna de las minas como característica particular no aplicaban prácticas de almacenamiento y tratamiento de los horizontes de suelo acopiados.

La minería de carbón a cielo abierto en el Departamento del Cesar (Colombia), transforma terrenos cultivables y fértiles en extensas áreas para disposición de estériles, áreas efectivas de minado y áreas de servicios como los patios de acopio de carbón principalmente. Para el desarrollo minero se retira la capa vegetal u horizonte suelo accediendo a las intercalaciones de rocas (areniscas, arcillolitas, pizarras, lutitas), y mantos de carbón. Debido a las condiciones críticas por retirar la cobertura vegetal y la capa de suelo quedan expuestas las áreas descubiertas a acidez extrema, exceso de salinidad y alto contenido de metales, lo que dificulta su recuperación por dinámica natural (Arranz González, 2011).

Claramente, los futuros suelos que se construyan mediante vertido o extendido en la superficie de materiales geológicos no consolidados, capas de suelo, o ambos, en una secuencia vertical de mayor o menor calidad y espesor, determinarán las posibilidades de utilización futura del terreno y su capacidad productiva (Arranz González, 2006). Aunque no sea posible anticipar todas las circunstancias que se presentarán durante las operaciones de restauración (pendientes, compactación, incidencias meteorológicas, etc.), sí es posible intentar evaluar las propiedades favorables o desfavorables de los materiales que estarán disponibles (suelos nativos y estériles

mineros). Partiendo de estas consideraciones, el objetivo de este estudio fue valorar la calidad edáfica de muestras de suelos y estériles mineros disponibles para la rehabilitación ambiental de los terrenos en un proyecto de minería de carbón a cielo abierto en el Departamento del Cesar, al tiempo que se han reconocido los aspectos edáficos y geoquímicos que pueden tener mayor trascendencia para la futura caracterización de materiales con destino a la rehabilitación de los terrenos.

En consecuencia, se requiere de estudios tendientes a evaluar las propiedades físicas y químicas de suelos mineros influenciados por la actividad minera de carbón en la zona, que permita conocer el estado actual y realizar un análisis de las potencialidades, deficiencias y limitantes en un posterior proceso de restauración de los materiales edaficos.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Localización

El estudio se llevó a cabo en la Zona carbonífera del Cesar (Colombia), en las dos sub-área carboníferas identificadas como Área La Jagua y Área La Loma. La zona de estudio se ubica dentro de la zona de vida de Holdridge denominada Bosque Seco Tropical, mostrando cuatro tipos de cobertura vegetal: bosque secundario intervenido, pastos enrastrojados (árboles dispersos dentro de los pastizales), colinas arboladas (árboles dispersos de porte bajo y achaparrado dentro de pastizales) y rastrojos (áreas de potreros abandonados donde se ha dado inicio a la colonización de especies leñosas de porte arbustivo y arbóreo).

La zona tiene una temperatura promedio entre 28 y 30°C. Las mayores precipitaciones se registran normalmente en el mes de octubre. La características climáticas de la zona son precipitaciones medias con un promedio anual de 1.940 mm, en régimen bimodal, con dos períodos de invierno entre abril y junio, en los que se presenta el 31% y entre agosto y noviembre, que corresponde al 53% de la precipitación anual (CORPOCESAR, 1997).

El régimen de humedad de los suelos en la región es predominantemente Ústico o de transición a Údico según se asciende hacia la Sierra del Perijá. El régimen térmico es isohipertérmico (Malagón-Castro, 2003). En el entorno, los suelos han sido extensamente degradados y la acción de los procesos erosivos ha dejado en muchos lugares la roca al descubierto o muy cercana a la superficie. Los suelos más representativos se han clasificado como Lithic Troporthents, intercalados con afloramientos rocosos y Paralithic Dystropepts sobre relieves quebrados, son de texturas medias, fuertemente ácidos (pH entre 5,5 y 5,0) y con bajo contenido de materia orgánica (IGAC, 1997).

3.2.2. Métodos analíticos

Muestreo y descripción de las muestras

Se seleccionaron 32 sitios de muestreo incluyendo réplicas (Tabla 5), en las sub-áreas Jagua y Loma aplicando criterio de selección a juicio (Barahona & Iriarte, 2001), para contrastar propiedades de suelos naturales, acopios de suelos, materiales de botaderos de estériles mineros,

áreas restauradas, y materiales sueltos con presencias de sales o fragmentos carbolíticos cercanos a patios de acopio de carbón.

Tabla 5 *Nombres y descripción de las muestras analizadas en la Zona Carbonífera del Cesar (sub-areas Jagua y Loma).*

Nombre de la muestra	**Detalle**	**Sub área**
ZJ-CL-01	Canal de desagüe 1	Bloque la Jagua
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	Bloque la Jagua
ZJ-CL-03	Botadero de estéril	Bloque la Jagua
ZJ-CL-04	Botadero de estéril	Bloque la Jagua
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	Bloque la Jagua
ZJ-CL-06	Botadero de estéril	Bloque la Jagua
ZJ-CL-07	Botadero de estéril	Bloque la Jagua
ZJ-CL-08	Suelo límite de excavación *	Bloque la Jagua
ZJ-CL-09	Aluvión Canime	Bloque la Jagua
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	Bloque la Jagua
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	Bloque la Jagua
ZJ-CL-12	Canal de desagüe 2	Bloque la Jagua
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	Bloque la Loma
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	Bloque la Loma
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	Bloque la Loma
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	Bloque la Loma
ZL-CAL-05	Sales de mina	Bloque la Loma
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	Bloque la Loma
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	Bloque la Loma
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	Bloque la Loma
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	Bloque la Loma
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	Bloque la Loma
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	Bloque la Loma
ZL-CAL-12	Botadero de estéril (gris) a	Bloque la Loma
ZL-CAL-13	Botadero de estéril (gris) b	Bloque la Loma
ZL-CAL-14	Botadero de estéril (amarillo) a	Bloque la Loma
ZL-CAL-15	Botadero de estéril (amarillo) b	Bloque la Loma
ZL-CAL-16	Moco de hierro	Bloque la Loma
ZL-CAL-17	Tecnosol con plintita	Bloque la Loma
ZL-CAL-18	Acopio de carbón (a)	Bloque la Loma
ZL-CAL-19	Acopio de carbón (b)	Bloque la Loma
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	Bloque la Loma

Se determinaron las características físico-químicas del suelo que se citan a continuación. La textura del suelo fue determinada por el método del hidrómetro de Boyoucos (1962), para la

fracción menor de 2mm, puesto que dicha fracción gobierna la química de la solución del suelo, incluso si sólo representa un porcentaje de 21 a 35% del peso. Roberts et al. (1988). El pH y la conductividad eléctrica fueron medidos en proporción suelo-agua 1:2 y 1:5 respectivamente (IGAC, 2008) con un pH-metro (Orion Scientific Waltham, MA) y un conductivímetro 720 WTW.

El carbono orgánico del suelo (COS) fue determinado por el método de oxidación húmeda con dicromato potásico conocido como método Walkley-Black (Mingorance *et al*., 2007), cuantificado con espectrofotómetro UV/Vis Janway 6405 a 590 nm. Las bases intercambiables (sodio, potasio, calcio y magnesio) fueron determinadas por extracción de acetato de amonio 1 *M* a pH 7,0 (Soil Survey Laboratory Staff, 1992), y cuantificadas por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), con equipo GBC 932 Plus. El nitrógeno se valoró por el método de Kjeldhal con el sistema destilador BUCHI 19449 -K-355, scrubber BUCHI 19440 -B-414 y digestor BUCHI 19450 -K-424. Los sulfatos se midieron, por el método turbidimètrico del cloruro de bario ($BaCL_2$), utilizando para cuantificar 0,5 *N* de NH_4Cl (IGAC, 2008) y lectura en espectrofotómetro a 440 nm. El fósforo (P) disponible mediante extracción con $HCl+NH_4F$ (Bray II) y ácido ascórbico con espectrofotómetro a 800 nm (ICONTEC, 2005).

La concentración total de metales (Fe, Cu, Zn, Al y Mn) se midió por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) tras digestión ácida (USEPA, 1999), utilizando espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 Plus.

3.3. Resultados

Con respecto al muestreo realizado, la particularidad de analizar contrastes en los materiales muestreados permitió localizar suelos naturales en las dos áreas (ZJ-CL-08 y ZL-CAL-01), materiales como las sales eflorescentes como la apreciada en la figura 14 (ZL-CAL-20). Al igual que en los suelos mineros rehabilitados (ZL-CAL-03) y materiales de botaderos de estériles (ZJ-CL-06).



Figura 14 Presencia de sales eflorescentes en suelos (ZL-CAL-20)

Los valores de pH registrados señalan que las muestras van de “Muy fuertemente alcalino” a “Muy fuertemente ácido”, siendo el suelo natural Canime (ZJ-CL-08) con menor pH, mientras que materiales de botaderos grises (ZL-CAL-11) fue el más básico como se observa en la tabla 6.

Tabla 6 *Valores de pH de las muestras*.

Nombre de la muestra	**Detalle**	**pH**	**Valoración**
ZJ-CL-08	Aluvión Canime	4.61	Muy fuertemente ácido
ZL-CAL-01	Horizonte A Sector B	4.68	
ZJ-CL-03	Botadero de estéril	4.86	
ZL-CAL-02	Rehabilitado 2007a	4.92	
ZJ-CL-06	Botadero de estéril	5.16	Fuertemente ácido
ZL-CAL-19	Sales de mina (blanca)	5.36	
ZL-CAL-17	Tecnosol Plintico	5.44	
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007b	5.43	
ZJ-CL-02	Botadero de estéril	5.68	Moderadamente ácido
ZL-CAL-16	Moco de hierro	6.05	Ligeramente ácido
ZL-CAL-18	Acopio de carbón (b)	6.51	
ZL-CAL-10	Horizonte B rio Maracas	7.05	Neutro
ZL-CAL-04	Sales de mina	7.06	
ZJ-CL-11	Canal de desagüe 2	7.21	
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (b)	7.37	Ligeramente alcalino
ZJ-CL-01	Patio de acopio de carbón	7.43	
ZL-CAL-07	Talud rehabilitado	7.44	
ZL-CAL-13	Botadero de estéril (amarillo) a	7.56	
ZL-CAL-12	Botadero de estéril (gris) b	7.60	
ZL-CAL-14	Botadero de estéril (amarillo) b	7.64	
ZL-CAL-06	Acopio de suelos 2011	7.65	
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	7.66	
ZL-CAL-08	Horizonte A rio Maracas (a)	7.73	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	7.75	
ZJ-CL-09	Suelo Canime Horizonte A	7.82	Moderadamente alcalino
ZJ-CL-04	Botadero de estéril	7.86	
ZJ-CL-12	Acopio de suelos 1	7.93	
ZJ-CL-07	Suelo límite de excavación *	7.95	
ZL-CAL-15	Botadero de estéril (rojo) a	8.23	Fuertemente alcalino
ZL-CAL-05	Rehabilitado 2011	8.47	Muy fuertemente alcalino
ZL-CAL-20	Sal de mina blanca	8.71	
ZL-CAL-11	Botadero de estéril (gris) a	9.50	

Puede comprobarse con muestras procedente de suelos natural del bloque Jagua y Loma (ZJ-CL-08 y ZL-CAL-01), el pH de las muestras es excesivamente ácido, puesto que el intervalo más favorable de pH está entre 6 y 7, en el que la mayoría de los nutrientes están disponibles (ZL-CAL-10; ZL-CAL-04; ZJ-CL-11). De la revisión efectuada y resaltando que a pH bajo, ciertos elementos tales como aluminio y manganeso se convierten en tóxicos para las plantas y pueden contribuir a fracasos en el restablecimiento de vegetación (Berg & Vogel, 1968; Berg & Vogel, 1973; Fleming et al, 1974). Los valores de pH en suelos naturales de la dos sub-áreas (ZJ-CL-08 y ZL-CAL-01) y rehabilitados en Bloque Loma (ZL-CAL-03), pueden presentar inconveniente con el sostenimiento de algunas especies vegetales.

Con respecto al contenido de nitrógeno como se muestra en la tabla 7, las muestras de suelos naturales, acopios de suelo y áreas rehabilitadas o en proceso de rehabilitación muestran valores muy variables y no permiten una clara interpretación. Los mayores valores se orientan sobre suelos naturales (ZJ-CL-11; ZL-CAL-10; ZJ-CL-10), suelos mineros rehabilitados (ZL-CAL-08; ZL-CAL-06), y algunos estériles (ZJ-CL-05; ZJ-CL-03; ZJ-CL-02).

Un aspecto muy claro es que los materiales reconocidos como estériles (ZL-CAL-18; ZL-CAL-19; ZL-CAL-20; ZL-CAL-11; ZL-CAL-14; ZJ-CL-06; ZL-CAL-15) tienen contenidos muy bajos. Desde este punto de vista puede ser recomendable aplicar enmiendas y/o la plantación de leguminosas, pero estos materiales ya presentan un inconveniente importante de partida, puesto que el N es muy importante y abonar puede ser costoso. Incluso las leguminosas necesitan que haya algo de N en el terreno para empezar a desarrollarse, además de que casi seguro que los microorganismos necesarios para la fijación de N atmosférico no van a estar presentes en estos

materiales. Por ello, siempre se ha dicho que los suelos nativos, aun siendo pobres, suelen ser un buen inóculo de vida.

Tabla 7.*Valores de nitrógeno de las muestras*

Nombre de la muestra	Detalle	Ntkj %	Valoración
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	0.39	Muy alto
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	0.37	
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	0.32	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	0.28	
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	0.22	Alto
ZJ-CL-03	Botadero de esteril	0.2	
ZJ-CL-08	Suelo límite de excavación *	0.20	
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	0.19	
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	0.16	
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	0.15	
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	0.15	
ZJ-CL-04	Botadero de esteril	0.14	Medio
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	0.13	
ZL-CAL-12	Botadero de esteril (gris) a	0.13	
ZL-CAL-13	Botadero de esteril (gris) b	0.12	
ZJ-CL-07	Botadero de esteril	0.11	
ZJ-CL-01	Canal de desague 1	0.08	Bajo
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	0.07	
ZL-CAL-05	Sales de mina	0.07	
ZJ-CL-12	Canal de desague 2	0.06	
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	0.05	
ZL-CAL17	Tecnosol plintico	0.05	
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	0.05	
ZJ-CL-06	Botadero de esteril	0.02	Muy bajo
ZL-CAL-16	Moco de hierro	0.02	
ZL-CAL-15	Botadero de esteril (amarillo) b	0.02	
ZJ-CL-09	Aluvion Canime	0.01	
ZL-CAL-18	Acopio decarbón (a)	0.01	
ZL-CAL-19	Acopio decarbón (b)	0.01	
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	0.01	
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	LD	
ZL-CAL-14	Botadero de esteril (amarillo) a	LD	

Los niveles de fósforo en la mayoría de las muestras analizadas se sitúan en un rango de “alto” a “muy alto” como se observa en la tabla 8, las excepciones se presentan con materiales estériles (ZJ-CL-08); y suelos natural y acopio (ZL-CAL-01; ZL-CAL-02).

Tabla 8. *Valores de fósforos de las muestras*

Nombre de la muestra	**Detalle**	**P**	**Valoración**
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	<LD	Bajo o muy bajo
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	<LD	
ZL-CAL-17	Tecnosol plintico	0.81	
ZL-CAL-1	Moco de hierro	3.39	
ZJ-CL-08	Suelo limite de excavación *	11.3	Medio
ZL-CAL-12	Botadero de esteril (gris) a	14.6	
ZJ-CL-09	Aluvion Canime	15.3	Alto
ZL-CAL-13	Botadero de esteril (gris) b	17.9	
ZJ-CL-03	Botadero de esteril	23.4	
ZL-CAL-15	Botadero de esteril (amarillo) b	26.3	
ZJ-CL-06	Botadero de esteril	26.8	
ZL-CAL-05	Sales de mina	36.3	
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	37.7	
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	38.5	
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	40.7	Muy alto
ZL-CAL-18	Acopio decarbón (a)	43.3	
ZJ-CL-07	Botadero de esteril	43.5	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	49.3	
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	52.8	
ZL-CAL-19	Acopio decarbón (b)	59.6	
ZL-CAL-14	Botadero de esteril (amarillo) a	60.1	
ZJ-CL-12	Canal de desague 2	65.5	
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	65.7	
ZJ-CL-05	Botadero de esteril	66.1	
ZJ-CL-04	Botadero de esteril	96.7	
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	111.2	
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	125.5	
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	140.7	
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	150.4	
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	163.1	
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	349.6	
ZJ-CL-01	Canal de desague 1	572.1	

Los niveles de fósforo en los terrenos en proceso de rehabilitación son en general altos (ZL-CAL-06 y ZL-CAL-08), superiores a los suelos naturales (ZL-CAL-09 y ZL-CAL-10), y en general superiores a los estudiados por Arranz-González (2006). Igualmente, son superiores a los suelos naturales estudiados por Díaz-Muegue et al. (2013), en los que no se superaban 5 ppm en ningún caso.

Para materiales estériles los resultados son aceptables (ZL-CAL-19; ZL-CAL-14; ZJ-CL-12; ZJ-CL-02; ZJ-CL-05; ZJ-CL-04), el fósforo asimilable presenta, en general, grandes variaciones (desde 14.6 hasta 60.7). Los valores en canales (ZJ-CL-01 y ZJ-CL-12), y el de muestras de sales (ZL-CAL-05 y ZL-CAL-20) es difícil de interpretar. En general sus contenidos dependerán de las superficies desde las que reciben escorrentías. Las sales de mina tienen cantidades apreciables de P. En principio, lo normal es que sean altamente solubles, lo cual no es bueno en ausencia de vegetación, puesto que terminarán incorporándose a las aguas superficiales.

Los niveles de potasio son medios o bajos en la mayoría de muestras analizadas los valores altos (ZL-CAL-12; ZL-CAL-07; ZL-CAL-08 y ZJ-CL-10), como se puede ver en la tabla 9.

Tabla 9. *Valores de potasio de las muestras*

Nombre de la muestra	Detalle	K	K	Valoración
Unidades		(cmol/Kg)	ppm	
ZL-CAL-12	Botadero de esteril (gris) a	0.34	131.76	Alto
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	0.33	127.81	
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	0.32	126.00	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	0.31	121.55	
ZJ-CL-04	Botadero de esteril	0.28	111.20	Medio
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	0.26	100.36	
ZL-CAL-19	Acopio decarbón (b)	0.22	87.48	
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	0.21	83.49	
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	0.20	78.04	
ZJ-CL-05	Botadero de esteril	0.20	76.52	
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	0.19	74.13	
ZJ-CL-07	Botadero de esteril	0.19	72.91	
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	0.18	72.30	
ZJ-CL-08	Suelo limite de excavación *	0.18	70.54	
ZL-CAL-14	Botadero de esteril (amarillo) a	0.18	68.94	
ZL-CAL-13	Botadero de esteril (gris) b	0.17	68.35	
ZL-CAL-18	Acopio decarbón (a)	0.17	67.87	
ZJ-CL-01	Canal de desague 1	0.16	64.04	
ZJ-CL-06	Botadero de esteril	0.15	60.43	
ZL-CAL-05	Sales de mina	0.14	56.10	Bajo
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	0.14	54.28	
ZL-CAL-15	Botadero de esteril (amarillo) b	0.12	46.56	
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	0.11	43.85	
ZJ-CL-12	Canal de desague 2	0.10	37.76	
ZJ-CL-03	Botadero de esteril	0.10	37.16	
ZL-CAL-17	Botadero de esteril (rojo) b	0.08	32.04	
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	0.08	29.48	
ZJ-CL-09	Aluvion Canime	0.07	28.95	
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	0.07	27.35	
ZL-CAL-16	Botadero de esteril (rojo) a	0.07	27.13	
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	0.05	20.79	
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	0.05	19.31	

En la literatura no suelen presentarse problemas carenciales de K asociados a suelos mineros, salvo en aquellos extremadamente ácidos o muy alcalinos. En la Tabla 10, se presentan los resultados de conductividad eléctrica clasificados según el rango de valoración del Laboratorio de

salinidad de los Estados Unidos de Norte América (US-Soil Salintity Lab, 1954). El resultado más llamativo emerge de dos muestras con valoración ligera y fuerte de salinidad.

Tabla 10 *Conductividad eléctrica de las muestras*

Nombre de la muestra	**Detalle**	**Conductividad (ds/m)**	**Valoración**
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	0.0168	No salino
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	0.0186	
ZJ-CL-08	Suelo límite de excavación *	0.0452	
ZL-CAL-16	Moco de hierro	0.0540	
ZJ-CL-06	Botadero de estéril	0.0545	
ZJ-CL-03	Botadero de estéril	0.0601	
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	0.0690	
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	0.0759	
ZJ-CL-09	Aluvión Canime	0.1197	
ZL-CAL-17	Tecnosol plíntico	0,12	
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	0.1423	
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	0.1601	
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	0.1888	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	0.1951	
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	0.2071	
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	0.2475	
ZL-CAL-15	Botadero de estéril (amarillo) b	0.3585	
ZL-CAL-12	Botadero de estéril (gris) a	0.3615	
ZJ-CL-04	Botadero de estéril	0.3785	
ZL-CAL-14	Botadero de estéril (amarillo) a	0.4005	
ZL-CAL-13	Botadero de estéril (gris) b	0.4465	
ZJ-CL-12	Canal de desagüe 2	0.4645	
ZJ-CL-01	Canal de desagüe 1	0.6525	
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	0.6630	
ZL-CAL-18	Acopio de carbón (a)	0.7055	
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	0.8640	
ZL-CAL-19	Acopio de carbón (b)	10.725	
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	11.000	
ZJ-CL-07	Botadero de estéril	13.650	
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	13.935	
ZL-CAL-05	Sales de mina	33.650	Salinidad ligera
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	133.350	Salinidad fuerte

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la tabla 11 va de 1 a 29 meq/100gr; siendo los más bajos algunos materiales estériles (ZJ-CL-07. ZJ-CL-03) y algunos suelos naturales en el Bloque Jagua (ZJ-CL-09) y suelos rehabilitados en el Bloque Loma (ZL-CAL-03); los valores más altos corresponden a acopios de suelos recientes (ZL-CAL-07) suelos naturales del Bloque Loma (ZL-CAL-09) y áreas recientes rehabilitadas (ZL-CAL-06).

La capacidad de intercambio catiónico está relacionada como se mencionó en capítulos anteriores con la estabilidad de los agregados de suelos, conductividad hidráulica, retención de humedad, contenido de materia orgánica, arcilla, nutrientes y macro-porosidad (Arranz-González, 2004). Los materiales edáficos cuya CIC están en la franja catalogada de ligeramente baja a normal pueden garantizar beneficios como los señalados por Arranz-González en 2004. De igual manera la importancia de la CIC se evidencia en los estudios de seguimiento cronológico de suelos mineros desarrollado por Thomas (2001); la CIC reporta los mayores valores para los suelos naturales y suelos mineros luego de 23 años.

Tabla 11. *Capacidad de intercambio catiónico de los materiales*

Nombre de las muestras	Detalle	CIC a pH 7 meq/100gr	Valoración
ZJ-CL-07	Botadero de estéril	1.00	
ZL-CAL-19	Acopio de carbón (b)	1.00	
ZJ-CL-03	Botadero de estéril	2.00	
ZJ-CL-04	Botadero de estéril	2.00	
ZL-CAL-17	Tecnosol plíntico	2.47	
ZJ-CL-12	Canal de desagüe 2	2.50	
ZL-CAL-18	Acopio de carbón (a)	3.35	
ZJ-CL-01	Canal de desagüe 1	3.50	Muy Baja
ZJ-CL-09	Aluvión Canime	3.50	
ZL-CAL-16	Moco de Hierro	4.65	
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	5.00	
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	5.50	
ZJ-CL-06	Botadero de estéril	6.50	
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	8.00	
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007[a]	9.00	
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	10.50	
ZL-CAL-05	Sales de mina	13.50	Ligeramente baja
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	14.00	
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	14.50	
ZL-CAL-13	Botadero de estéril (gris) b	15.50	
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	16.00	
ZL-CAL-12	Botadero de estéril (gris) a	16.00	
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	17.50	
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	20.00	
ZL-CAL-14	Botadero de estéril (amarillo) a	22.00	
ZL-CAL-15	Botadero de estéril (amarillo) b	22.00	Normal
ZJ-CL-08	Suelo límite de excavación *	23.00	
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	24.00	
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	26.00	
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	26.00	
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	28.50	
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	29.50	

El Zn es un elemento que destaca notablemente en las muestras influidas por la actividad minera (ZL-CAL-12 y ZL-CAL-13) tomados como material estéril (199.28 y 192.65). Aun así los valores medidos no pueden considerarse peligrosos ni siquiera pensando en un hipotético cultivo agrícola sobre los mismos (Sheppard et al., 1992; Adriano et al., 1997).

El Mn alcanza el valor de 467.47 mg/kg en la muestra tomada en sales (ZL-CAL-05) y suelo minero (ZL-CAL-06). En cualquier caso dichos valores están muy lejos de los que pueden considerarse críticos (Alloway, 1990; Sheppard et al., 1992). Es normal encontrar altos niveles de Fe y Mn (ZL-CAL-09 y ZL-CAL-10) lo cual puede estar asociados a la presencia de siderita en carbones de origen tropical (Larsen & Mann, 2005).

El Cu está presente en muy bajas concentraciones; los valores máximos ZL-CAL-04 y ZL-CAL-13 (estériles mineros) y en el resto incluidas las muestras más influidas por la actividad minera puede considerarse poco importante incluso para el cultivo agrícola (Kloke, 1980; Sheppard, 1992.

Tabla 12. *Valores de metales en las muestras*

Nombre de la muestra	Detalle	Fe	Zn	Al	Cu	Mn
		mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg
ZJ-CL-01	Canal de desagüe 1	17185.9	125.5	12671.08	18.07	207.49
ZJ-CL-02	Patio de acopio de carbón	21221.5	116.21	12221.41	32.77	276.38
ZJ-CL-03	Botadero de estéril	11957.29	28.58	10902.94	2.41	185.88
ZJ-CL-04	Botadero de estéril	22265.24	116.19	14942.12	40.69	391.28
ZJ-CL-05	Botadero de estéril	23328.42	104.31	14685.02	28.75	327.22
ZJ-CL-06	Botadero de estéril	7977.04	35.96	5789.42	1.09	239.86
ZJ-CL-07	Botadero de estéril	24077.22	114.99	7739.36	32.35	292.99
ZJ-CL-08	Suelo límite de minado *	6652.19	17.87	9304.09	LD	31.36
ZJ-CL-09	Aluvión Canime	7473.35	34.7	5053.92	2.92	120.35
ZJ-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	25460.6	157.51	9414.97	43.49	319.73
ZJ-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	31313.04	130.72	7807.6	28.82	447.68
ZJ-CL-12	Canal de desagüe 2	32903.5	146.49	4776.44	22.40	444.71
ZL-CAL-01	Acopio de suelos 1	5462.98	12.15	4056.2	LD	14.23
ZL-CAL-02	Horizonte A Sector B	5723.48	14.56	4803.76	LD	14.47
ZL-CAL-03	Rehabilitado 2007a	49816.88	160.15	10902.94	42.76	463.04
ZL-CAL-04	Rehabilitado 2007b	41594.95	182.83	14942.12	54.12	467.47
ZL-CAL-05	Sales de mina	45011.98	176.85	14685.02	37.7	527.82
ZL-CAL-06	Rehabilitado 2011	17998.36	154.49	30319.57	29.16	669.46
ZL-CAL-07	Acopio de suelos 2011	11790.11	189.15	26254.6	26.58	523.37
ZL-CAL-08	Talud rehabilitado	29111.78	172.51	34643.76	33.65	485.42
ZL-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	35287.95	136.09	45025.27	28.91	651.84
ZL-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	31791.68	133.73	21177.61	27.69	644.28
ZL-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	20577.65	135.21	19791.54	10.95	282.42
ZL-CAL-12	Botadero de estéril (gris) a	34971.66	199.28	19107.58	45.2	353.94
ZL-CAL-13	Botadero de estéril (gris) b	33109.93	192.65	17622.01	52.17	312.37
ZL-CAL-14	Botadero de estéril (amarillo) a	14297.25	71.11	15685.15	14.39	277.11
ZL-CAL-15	Botadero de estéril (amarillo) b	15441.13	51.84	13731.65	15.77	281.91
ZL-CAL-16	Botadero de estéril (rojo) a	21834.6	36.7	7160.44	8.60	65.25
ZL-CAL-17	Botadero de estéril (rojo) b	22487.68	37.86	7197.51	8.28	60.81
ZL-CAL-18	Acopio de carbón (a)	20574.86	81.86	7300.38	22.21	172.65
ZL-CAL-19	Acopio de carbón (b)	25182.29	106.74	9512.08	29.43	195.91
ZL-CAL-20	Sales de mina (blanca)	34929.91	512.43	8497.81	40.14	493.67

LD: Inferior al punto de detección

3.4 Discusión

Esta investigación tuvo como propósito caracterizar materiales edáficos para evaluar las propiedades físicas y químicas de suelos naturales, acopios de suelo, materiales de botaderos de estériles, rehabilitados y cercanos a acopios de carbón para adelantarse a conocer las virtudes y deficiencias de los materiales al momento de la restauración.

El trabajo ha permitido valorar el pH de diferentes materiales que fluctuó entre muy fuertemente ácido y muy fuertemente alcalino; importante para determinar la disponibilidad de nutrientes (Brady, 1984) y la toxicidad de metales (Arranz, 2011). De igual forma que lo expresara Maiti y Ghose en 2005, se identificó materiales estériles con características fuertemente ácidas procedentes de botaderos de estériles; pero también se encontraron suelos rehabilitados con la misma característica de acidez. En el otro extremo de fuertemente alcalino en muestra de sal efluorescente, estéril y un material rehabilitado. Los resultados de este estudio indica que materiales como los suelos natural sector Maracas (ZL-CAL-09 y ZL-CAL-10), áreas rehabilitadas en el bloque Loma (ZL-CAL-07) y algunos materiales estériles (ZL-CAL-13), presentan características adecuadas, tomando como referencia el rango de pH más favorable para la disponibilidad de nutrientes del suelo entre el rango de 6 y 7 (Arranz-González, 2011), que coincide cercanamente con el criterios para restauración de suelos disturbados (Soil Quality Criteria Working Group, 2004). Para la mayoría de los materiales se sugiere ajustar el pH con enmiendas al momento de la restauración.

De los resultados de conductividad eléctrica se pudo deducir la presencia de sales solo en dos muestras. Los resultados fueron corroborados por la identificación de los componentes de la sal, de acuerdo con los resultados obtenidos aplicando la técnica de difracción de rayos X. La identificación se relaciona con alto contenido de calcio, metales (Fe, Al), sulfatos y carbono orgánico que puede provenir de material carbolítico. Esta característica puede interferir en actividades de restauración por lo que se debe considerar aplicar técnicas de mitigación y neutralización de los efectos negativos de la sal en el desarrollo radicular. La identificación de sales eflorescentes en suelos mineros procedentes de actividad carbonífera puede tener efecto negativo sobre la productividad del suelo (Daniel & Zipper, 1997, 2010; Arranz-González, 2011), por lo que se hace necesario de aplicar enmiendas cuando se presenten.

Desde el punto de vista nutricional, es esperable encontrar deficiencias de fósforo, tanto en suelos naturales en semejanza con los resultados del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2004), como en estériles de mina caracterizados (Arranz, 2011; Bradshaw, 1983). Pero de igual manera se encontraron valores altos sobre algunas muestras (Horizonte A Maracas, acopio, canal de desague). Mantener los niveles asimilables de fósforo en los suelos mineros es importante desde el punto de vista de fertilidad por ello y en concordancia con Arranz (2011), es necesario fertilizar en la mayoría de los casos o asegurar su presencia con enmiendas orgánicas.

Los datos obtenidos sobre contenidos en carbono orgánico no permiten afirmar que todo el carbono orgánico cuantificado pueda considerarse funcionalmente equivalente a la materia orgánica edáfica. De hecho autores como Arranz (2011), Amichev et al (2008), y Daniels y Amos, (1982) encontraron vacíos en el empleo de la técnica Walkley-Black (WB) por oxidación húmeda

(Nelson y Sommers, 1982). No queda claro tampoco en qué medida puede haber N disponible suficiente en las muestras, por lo que se recomienda considerar necesario el aporte de N necesario sostener el desarrollo vegetal, si se plantea revegetar sobre los materiales estudiados.

Haciendo alusión a estos últimos, Cornwell & Stone (1968) fueron de los primeros que afirmaron que ciertos estériles mineros compuestos de pizarras y restos de carbón proporcionaban N suficiente para sostener un buen crecimiento arbóreo. Vandevender & Sencindiver (1982) comentan que ciertas capas de recubrimientos de carbón pueden contener cantidades apreciables de nitrógeno, y que, incluso, el aporte del mismo puede no ser necesario cuando están presentes. El N puede aparecer en forma de ión amonio en rocas relativamente inalteradas, particularmente pizarras. Este N fue teóricamente incorporado a la roca durante la sedimentación original, y fijado en la estructura cristalina de los silicatos (hasta 400 ppm en algunas pizarras). Otros constituyentes de las rocas, como la materia orgánica fósil, pueden contener cantidades significativas de N, si bien es considerado poco disponible para las plantas (Stevenson, 1962; Vandevender & Sencindiver, 1982). Li & Daniels (1994) afirmaron que pueden existir importantes cantidades de N en los estériles frescos de carbón. Según dichos autores, se trata de nitrógeno en forma de ión amonio ligado a las micas y de nitrógeno orgánico no hidrolizable procedente del carbón. Ambos tipos son estables y no disponibles para las plantas.

Los resultados de este estudio indican que en la formación de sales de mina todos los metales fitotóxicos (Fe, Cu, Al, Mn y Zn) pueden alcanzar concentraciones críticas comparadas con el rango aportado por Kabata-Pendias y Pendias en 1984. Los resultados de aluminio encontrados en suelos rehabilitados son conducentes a replantear estrategias de restauración mediante aplicación

de enmiendas apropiadas. Como ya se mencionó en la revisión de la literatura científica reflejada en la introducción los problemas por contenidos de metales puede restringir el desarrollo radicular en la restauración, por los cual se aconseja dada las características de los materiales edáficos estudiados realizar bioensayos, como pruebas de germinación y crecimiento de los materiales vegetales que se utilizarán.

Los resultados encontrados en las muestras ZL-CAL-16 (Moco de hierro) y ZL-CAL-17 (Tecnosol con plintita) concuerdan con las observaciones realizadas en 2003 por Hernández; donde destaca la presencia de un material residual de rocas meteorizadas ricas en hierro, en algunos casos como el presentado discontinuamente en el sector Boquerón integra el horizonte B del suelo. Es por esto que se evidencian altas concentraciones de hierro, aluminio y manganeso en las muestras analizadas. Con marcados problemas de compactación, erosión y poca presencia radicular en los horizontes superficiales, baja capacidad de intercambio catiónico, y deficiencias nutricionales como el fósforo. Estas características y otras parecidas coinciden con los hallazgos de otros autores dándoles a estos suelos en varias áreas del mundo limitadas actividades agrícolas (Perez Garcia et al., 2013; Herrera y Chacón 2013; Eghbal et al., 2012; Idowu y Oluwatosin., 2008; Yaro et al., 2006; Ibañez et al., 1995).

Para terminar, se ha comprobado que el análisis de la información obtenida a partir de parámetros edáficos y geoquímicos, puede ser una herramienta práctica para orientar futuras prácticas de rehabilitación, así como para orientar futuras investigaciones sobre los terrenos afectados por la explotación minera (Anexo A1, A2). Por otro lado de los resultados obtenidos se desprende información que puede ser de utilizada para investigaciones futuras.

4. CARACTERIZACIÓN DEL BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DEL CULTIVO DE PALMA DE ACEITE (*Elaeis guineensis*) PARA SU USO COMO ENMIENDA EN SUELOS MINEROS

4.1. Introducción

El uso de biochar (pirolisis de biomasa) como enmienda ha tomado gran interés por investigadores para mejorar la calidad del suelo (Glaser et al., 2000). Las investigaciones muestran que se puede mejorar la calidad de suelos agotados bajo la presencia del biochar (Glaser et al., 2002), incrementando la capacidad de intercambio cationico (CIC), el pH, la disponibilidad de nutrientes como P, Ca, y K (Gundale y Deluca, 2006; Liang et al., 2006). Igualmente los resultados demuestran que mejora la retención de agua en el suelo (Briggs, 2005); y la presencia de grafenos en el biochar para fines ambientales en remediación, abre nuevos horizontes para su uso (Zhang et al., 2012).

Entre las materias primas estudiadas para producir Biochar experimentalmente (Bricks, 2010), se destacan residuos forestales, paja de trigo, mazorcas de maíz y rastrojo, estiércol de ganado, micro-algas, pulpa de celulosa, cascarilla de arroz, gallinaza, estiércol de cerdo, cascara de pacana, bagazo de caña de azúcar, residuos de plantaciones de eucalipto, residuos industria de la palma de aceite (Shariff et al., 2014). Las plantaciones de aceite de palma registran un enorme potencial de utilización de carbón vegetal para secuestro de carbono debido al continuo suministro de biomasa durante todo el año. La carbonización (pirólisis) de los residuos de palma (cáscaras, racimos vacíos y palmas enteras durante la renovación del cultivo) puede ser la solución a algunas de las limitaciones asociadas con fertilización y plagas del suelo (Steiner, 2010).

El biochar puede tener distintas propiedades en función de la materia prima utilizada (Tian et al., 2012; Dumroese et al., 2011; Graber et al., 2010). Existen estudios sobre biochar y sus usos se incrementan por todo el mundo, hay que resaltar que la información es limitada utilizando como materia prima residuos del cultivo de palma de aceite (Samsuri et al., 2014; Garzon, 2010).

Este estudio se propuso como objetivo, evaluar las características físicas y químicas del biochar donde se explica lo obtenido a partir del tronco del cultivo de palma de aceite (*Elaeis guineensis*) para su posterior uso en suelos mineros intervenidos por minado de carbón a cielo abierto en la Zona Carbonífera del Cesar (Colombia).

4.2. Materiales y métodos

Los granos de biochar se analizaron por escanografía electrónica de barrido, utilizando el microscopio electrónico de barrido JEOL-JSM 6490-LV. El pH y la CE del biochar se midieron en agua a relación 1: 5 (w / v). El carbono (C), hidrógeno (H), el nitrógeno (N), y el azufre (S) contenidos en el biochar se determinaron utilizando un analizador elemental CHNS. El contenido de oxígeno se calculó por diferencia de masa (100% - C, H, N y% de ceniza). La capacidad de retención de agua (WHC) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) por la norma NTC 5167. Los espectros Infra-rojo se obtuvieron en fase sólida y se hizo usando un espectrómetro de infrarrojos (Thermo Scientific-Nicolet 6700).

4.3. Resultados

Los resultados de los análisis físicos y químicos de biochar procedente de residuos del tronco de la palma de aceite se muestran en la tabla 13.

Tabla 13. *Características físico-químicas de los residuos del biochar obtenido del tronco de la palma de aceite*

Referencias	**Unidades**	**Biochar**
pH	-	8.92*
CE	dS/m	0.24**
WHC	%	241.6
COS	%	0.68
Área BET	m^2/g	347.39
Densidad	g/cm^3	0.28
CIC	(cmol.kg−1)	42.80
Ca	mg/kg	129.8
Na	mg/kg	16.2
Mg	mg/kg	34.7
K	mg/kg	109.76
Humedad	%	-
Cu	mg/kg	3.20
Zn	mg/kg	35.13
Fe	mg/kg	211.36
Al	mg/kg	284.82
Mn	mg/kg	47.44
S	%	0.15
C	%	70.10
H	%	2.81
N	%	0.86
O	%	25.16

* pH 1:5; ** CE 1:5

La composición elemental de carbono, nitrógeno e hidrógeno revela su característica aromática con alto contenido de carbono y nitrógeno (Tabla 13). Con respecto al pH del biochar cuyo

precursor corresponde a residuos del tronco del cultivo de palma de aceite es de característica alcalina. La conductividad eléctrica presentó valores consolidados cercanos a 0.24 dS/m. La capacidad para desarrollar cargas negativas superficiales conocida como capacidad de intercambio catiónico (CIC) del biochar obtenido de residuos del tronco de la palma de aceite fué de 42.80 cmol.kg−1 como se muestra en la tabla 13.

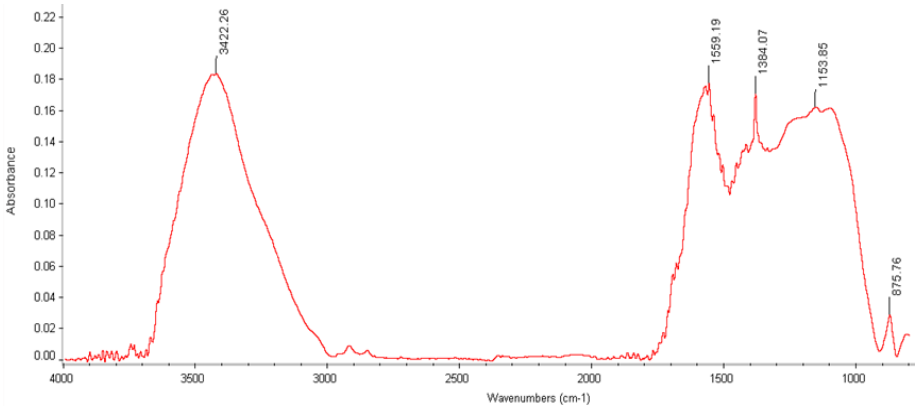


Figura 15. Espectro IR del biochar a partir de residuos del tronco de la palma *(Elaeis guineensis Jac*) en el presente trabajo

Los valores de retención de agua (WHC), encontrados en el biochar que tiene como precursor residuos del tronco de la palma de aceite se acercan a 242%. El espectro FTIR de la muestra de biochar el cual se puede observar en la figura 15, mostró una banda a 3422.26 cm-1, que corresponde al estiramiento por vibraciones de un grupo hidroxilo las bandas a 1600 cm-1 y 1460 cm-1 a un grupo carboxílico y las bandas entre 1000 cm-1 y 1300 cm-1 corresponde al contenido de la presencia de C-O unidos.

Tabla 14. *Regresión líneal de respuesta ensayos capacidad tampón*

Masa biochar (gr)	Molaridad (M)	Vol. De ácido (ml)	moles H+	mol H+/Kg biochar	pH	CBC
5	0.25	0	0	0	8.00	0.032
5	0.25	0.5	0.000125	0.025	6.97	
5	0.25	1	0.00025	0.05	5.99	
5	0.25	2	0.005	0.1	3.43	
5	0.25	4	0.001	0.2	1.79	

Es importante destacar que la figura 16 muestra buenos comportamientos de recuperación de pH para concentraciones bajas de ácido (0.025 hasta 0.1 mol de H+/kg de biochar) en estos casos la pendiente de la línea es positiva como se observa en la figura. El biochar sin la adición de ácido no sostiene el pH y cuando hay adición superior de 0.2 mol H+/kg de biochar el pH no se recupera fácilmente. Lo anterior muestra que el sostenimiento del pH por adición de ácido en biochar tiene límites y sería una medida de control para el uso de biochar en enmiendas de suelos disturbados.

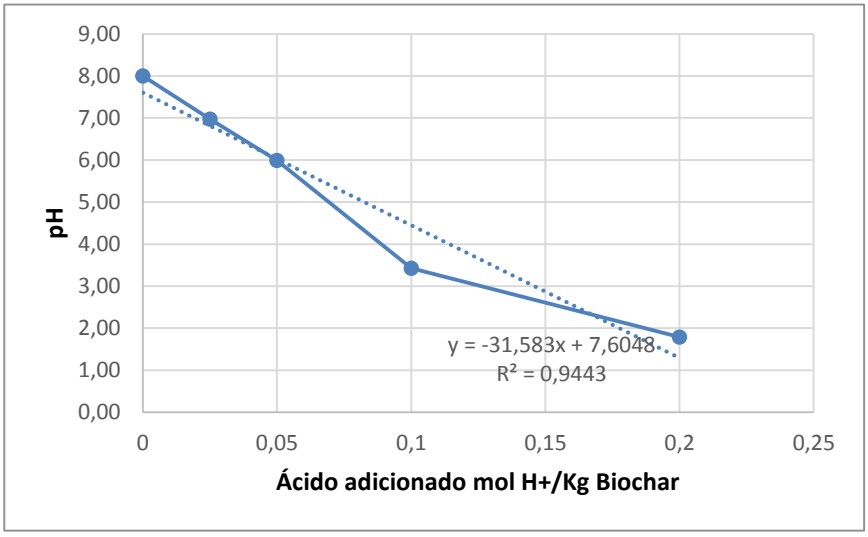


Figura 16. Regresión lineal respuesta del biochar vs. pH

Los resultados mostrados comparado con otros autores (Costello & Sullivan, 2014) de materiales compostados derivados de plantas presentan H+ mayor capacidad consumo de ácido (0.27 a 1.32 mol H+ / kg; n = 4) versus estiércol de granja (3.54 mol H+ / kg) y una turba de (0.35 mol H+ / kg) infiriendo una ventaja del biochar de residuos del cultivo de palma al momento de ser utilizado como enmienda para elevar el pH de suelo dado gasto menor en la sal conjugada que evidencian otras enmiendas.

4.4 Discusión

Teniendo en cuenta el número creciente de investigaciones sobre caracterización física y química del biochar de diferentes precursores solo existen algunas propuestas formuladas para la clasificación del biochar (Amonette y Joseph, 2009). Mucho de los resultados se le aplican analogías con respecto a los efectuados para suelos y a enmiendas del suelo.

Con respecto a la composición elemental CHN **(**Tabla 13), los valores son similares a los reportado por Garzón en 2010 para biochar de tronco del cultivo de palma de aceite; contrastados con Joseph y colaboradores en 2009 el contenido de carbono elemental (70.10 %), es comparablemente alto con algunos registros reportados por Spokas y Reicosky (2009) con diferentes materiales lignocelulósicos como precursores. Este valor es superior al contenido de carbono (C) del biochar de residuos de la palma reportado por otros autores (Sharif et al., 2014) con valores de 47.14% de carbono obtenido de residuos de racimos vacios del fruto. Con el análisis elemental se plantea la relación H/C (0.04%) y O/C (0.35%), similar a los resultados reportados con materiales lignocelulósicos (Spokas, 2010). Un aspecto importante con respecto a su

composición lo puede constituir la relación carbono nitrógeno (C:N) en este caso de 81.51, comparativamente menor a la reportada de 245 para biochar producido de cáscara de nuez (Novak et al. 2010); 221 para biochar procedente de astillas de pino, pero con 51 es mayor al biochar procedente de restos de poda de olivo (Alburquerque Méndez). El biochar utilizado presenta relación C:N inferior al promedio; si bien el contenido es menor al de otras enmiendas orgánicas, puede ser considerado además de su recalcitrancia como enmienda que pueda beneficiar los suelos mineros de minería de carbón a cielo abierto.

Los valores de pH son diferentes a los reportados Aziz et al (2015), pero cercanos a los reportados por Ichriani et al (2016), utilizando como precursor residuos de racimos vacíos de la fruta de palma de aceite. Su característica alcalina que está dentro del rango utilizando diferentes precursores (Lehmann et al., 2011; Chan y Xu, 2009), concluye que puede ser empleado en suelos o materiales edáficos ácidos; los resultados de este estudio comparados con la caracterización de materiales edáficos de Capitulo 3, indican que para aquellos materiales entre ligeramente ácido a muy fuertemente ácido puede considerar su aplicación como enmienda; de igual manera para su efecto neutralizante de la acidez su pH está dentro de los rangos exigidos por la agencia ambiental de los Estados Unidos para enmienda y remedición, 5.5 <pH >8 (US-EPA. 2007).

La conductividad eléctrica presentó valores consolidados cercanos a 0.24 dS/m, estos valores están en el rango de reportados por autores como Lehmann & Joseph, 2009 para biochar de diferentes precursores. Este valor es inferior a las reportados con valores extremos altos (4.18 dS/m) por Shengabagavalli y Mahimairaja (2012); así mismo, está dentro del rango recomendado para enmiendas 0< CE >8 (US-EPA, 2007) para enmiendas y materiales edáficos. Para los

materiales edáficos caracterizados en el Capítulo 3, se abre la posibilidad de estudio sobre todo en presencia de sales efluorescentes.

El valor de la capacidad de intercambio catiónico está dentro de valores reportados por Sari et al (2014) para biochar procedente de racimos vacíos de la palma de aceite, y comparado con el obtenido por diferentes precursores (Shenbagavalli y Mahimairaja, 2012), la alta capacidad de intercambio coincide con valores cercanos a los reportados por De Luca y otros (2009) en donde el biochar procede de la corteza de pino; el biochar con alto contenido de oxígeno en sus grupos funcionales presenta respuesta alta en CIC (Joseph et al., 2009). Es posible que para materiales con baja y ligera capacidad de intercambio catiónico de los caracterizados en Capitulo 3 (suelos naturales, rehabilitados, acopio de suelos y materiales de botaderos), pueda considerarse su uso como enmienda.

El análisis a los resultados comparativos indica que la porosidad del biochar está fuertemente relacionada con la capacidad de retención de agua (WHC), y que para este caso es superior a la reportada por Macht et al (2010), para minerales arcillosos como la Montmorillonita. En la figura 17 se muestra una imagen lograda por el microscopio electrónico de barrido, se aprecian poros con diámetros mayores a 30 micrones y pequeños poros inferiores a 3 micrones esta estructura muy a pesar de los cambios químicos y estructurales del biochar por efectos del tiempo y variables del suelo puede ser benéfica para su capacidad de retención de nutrimentos y agua (Downi et al., 2009) argumentado en la macroporosidad (mayor a 50 nm) y retención de gases importantes para el suelo como el nitrógeno y el amonio (menores a 2 nm).

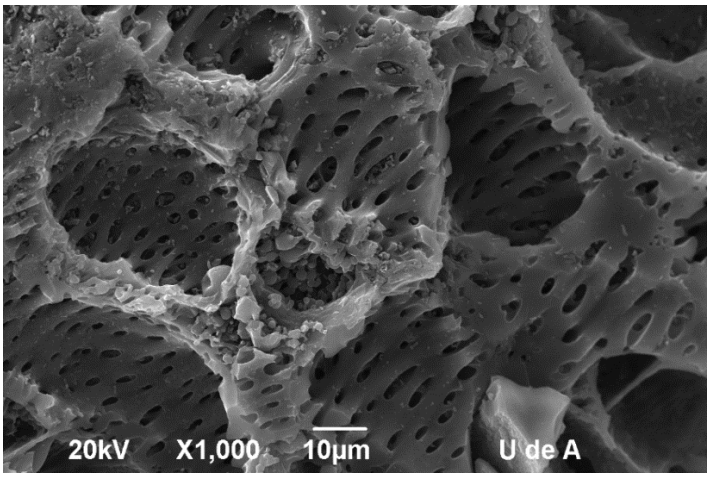


Figura 17 Imagen lograda de la escanografia electrónica de barrido del biochar del tronco de la palma (Elaeis guineensis Jac)

El espectro es similar en el contenido de grupos funcionales a los encontrados por Cantrell et al. (2012), con presencia de grupos carboxilos, fenólicos, enlaces OH y grupos aromáticos. Los grupos carboxilos y los fenólicos del biochar son importantes por la capacidad para retener nutrientes del suelo (Amonette y Joseph, 2009). El espectro IR es cualitativamente similar en algunos picos a la materia orgánica natural y puede presentar la propiedad de ligar metales como lo hace la materia orgánica natural, según lo demostrado por Bhandari et al. (1999). Esto para el caso de algunos metales que pueden llegar a ser fitotóxicos por elevadas concentraciones de cinc, hierro, manganeso y aluminio como las reportadas en el Capítulo 3 para sales de mina, rehabilitados y moco de hierro.

La difracción de rayos X identificó formaciones de grafenos en el biochar. En la figura 18 la coincidencia de las dos bandas centradas en 22.5 y 43 grados 2º del difractograma es notable comparadas con otros trabajos (Zhang et al., 2012) y estudios de grafenos de carbón bituminoso

(Saikia et al., 2009). La formación de hojas de grafeno durante la pirólisis es una posibilidad que pueda ocurrir cuando se trabaja con materias primas de residuos del cultivo de palma de aceite.

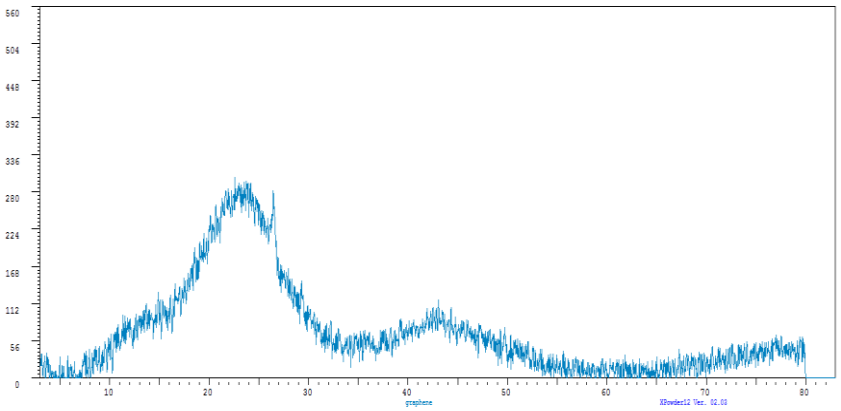


Figura 18 Difractograma del biochar de residuos del cultivo de palma de aceite.

En la figura 19 se muestra el tiempo requerido para alcanzar una medición de pH estable después de la adición de ácido diluido para el biochar se establece cerca a las 48 horas. Esta respuesta es más rápida a la mostrada por materiales compostados a las 72 horas (Costello & Sullivan, 2014).

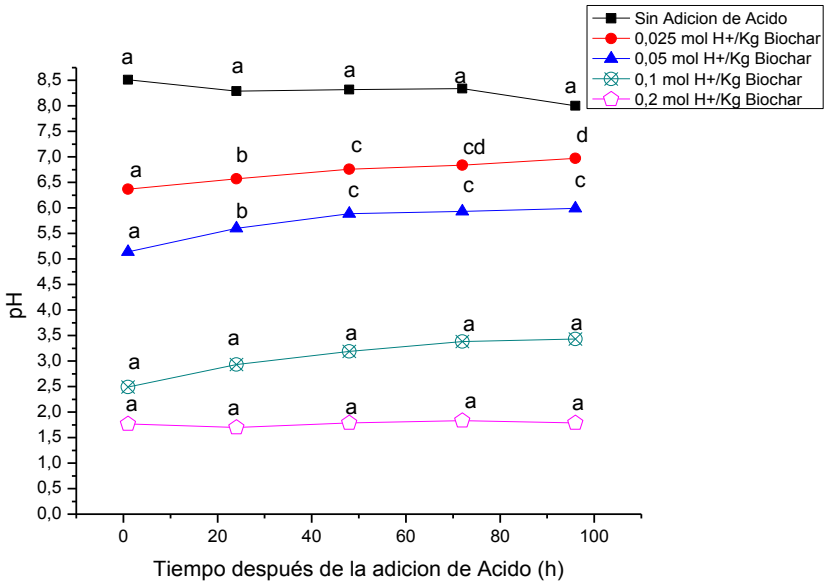


Figura 19 Ensayo capacidad tampón del biochar obtenido de tronco del cultivo de palma de aceite.

La capacidad de tamponamiento del pH del biochar fue de 0.032 mol H+ / kg como se observa en la tabla 15.

Tabla 15. *Resumen de los valores informados para capacidad de amortiguación de pH del compost y otros materiales orgánicos como se determina por titulación ácida.*

Citación	Localización	Material	n	Capacidad tampón de pH (molH$^+$/Kg/unidad pH)		
				Rango	Avg	Material por Kg[a]
El Autor	Valledupar, Colombia	Biochar	4	0.02-0.06	0.03	Biochar
Costello et al.	OR ,USA	Compost	10	0.12-0.31	0.17	Compost
Costello et al.	OR ,USA	Compost	9	0.11-0.31	0.21	Compost
Wong et al.	Reading, UK	Compost	6	0.15-1.1	0.37	Compost
Jeong	NC, USA	Turba	1	-	0.35	Turba
James and Riha	NY, USA	Camada forestal	6	0.2-0.4	0.3	OM
Magdoff et al.	VT, NY, NH, VA (USA)	Suelo forestal	26	-	0.4	OM
Curtin and Rostad	SK, Canada	Suelo agrícola	1,62	-	0.42	OM
Helling et al.	WI, USA	Suelo agrícola	60	-	0.3	OM

molH$^+$/Kg/unidad Ph

El área reportada para el biochar fue de 347.39 m2/g, el valor es superior al referenciado en la mayoría de los trabajos con biochar a partir de diferentes biomasas y residuos agrícolas (Spokas et al., 2011; Brewer et al., 2014; Jindo et al., 2014).

El valor encontrado en la densidad fue de 0.28 g/cm3 este valor es inferior al reportado por autores que utilizaron como precursor biomasa de madera con promedio de densidades entre 0.3 a 0.4 g/cm3 (Brewer et al, 2014); pero este valor es superior al reportado con biochar de pasto en el mismo estudio.

5. INFLUENCIA DEL BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DE LA PALMA DE ACEITE (*Elaeis guineensis*) EN LA REMEDICION DE PROPIEDADES FISICAS Y QUIMICAS DE SUELOS MINEROS, PRODUCTO DE LAS ACTIVIDADES EXTRACTIVAS DE CARBON A CIELOS ABIERTO EN LA ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR

5.1. Introducción

La minería de carbón a cielo abierto provoca alteraciones drásticas en las propiedades del paisaje y del suelo. La minería afecta negativamente las propiedades físicas, químicas y biológicas de terrenos agrícolas (Shrestha y Lal, 2006). Durante la operación de minería a cielo abierto, la vegetación se retira y la capa superior del suelo puede ser dejada de lado en pilas de acopio hasta las fases de post-minado o recuperación; dejando al descubierto materiales y residuos mineros que pueden alterar el pH, lixivian metales, aumenta la conductividad eléctrica por exceso de salinidad y pérdida de nutrientes (Arranz-González, 2011; Li, 2006; Bradshaw, 1985). Bajo condiciones de alta de acidez se impide la disponibilidad de Al, Mn, Zn, Fe y Cu por parte de las plantas (Ghose, 2004).

El éxito en la restauración depende en gran medida de la evolución satisfactoria en la estabilización de la zona radicular del suelo minero (Sengupta, 1993; Huang et al., 2012). Esa estabilización depende de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los materiales edáficos establecidos como pH, carbono orgánico, fósforo, capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno, microorganismos, capacidad de retención de humedad, agregación y porosidad; el

establecimiento de pastos es una de las alternativas exitosas empleadas es este sentido, en áreas de restauración luego del minado de carbón a cielo abierto (Erskine y Fletcher, 2013; Cox., 2014); entre estos pastos braciaria decumbens (B. decumbens) y buffel (Cenchrus ciliares L).

Investigaciones se han llevado a cabo con diferentes enmiendas para suelos mineros y su impacto sobre la zona radicular (Paradelo, 2013a; Ghose, 2005; Tejada et al, 2006; Roman et al, 2003; Daniels y Haering, 2000; Daniels y Zipper, 1998), sin embargo se requieren más estudios para desarrollar indicadores integradores evaluando la respuestas de enmiendas con las zonas radiculares reconstruidas (Huang et al., 2012).

Los agregados en el suelo se forman principalmente por procesos físicos, químicos y biológicos, tales como la circulación de agua por los poros, cambios de temperatura, desarrollo radicular, composición mineral, acción de micorrizas. La estabilización del Agregados, sin embargo, se produce principalmente debido a la cementación dada la acción de agentes inorgánicos tales como arcillas de silicato, carbonato de calcio, sesquióxidos, y de compuestos orgánicos (Six et al. 2004).

El objetivo de cualquier acción remediadora es reducir los riesgos para la salud humana y demás poblaciones de organismos vivos, haciendo que el ambiente tenga un nivel aceptable, lo cual se logra mediante la eliminación o reducción de la fuente de contaminación o bloqueo de las vías de exposición (Gavrilescu et al., 2009; Bradshaw, 1983; WHO, 1976). Una considerable cantidad de investigaciones se ha llevado a cabo en remediación suelos con diferentes materiales

consideradas como enmiendas para suelos mineros (Paradelo, 2013a; Ghose, 2005; Tejada et al, 2006; Roman et al, 2003; Daniels y Haering, 2000; Daniels y Zipper, 1998).

El creciente interés en el uso de biochar, como enmienda (Glaser et al, 2002; Lehmann y Joseph, 2009; Masulili et al., 2010), permite su aplicación en diferentes tipos de suelos. Chan et al, (2007) demostraron que con la aplicación de biochar se mejoraba algunas propiedades físicas del suelo, tales como la agregación del suelo, la capacidad de retención de agua, y la disminución de la resistencia del estrés; la variabilidad en las propiedades físicas y químicas del biochar depende del material utilizado para producirlo (Atkinson et al, 2010) y la influencia de la tasa de aplicación sobre la germinación de semillas de trigo y el crecimiento de las plántulas (Solaiman et al, 2011). Free et al. (2010) reportaron que la germinación de las semillas de maíz y su crecimiento inicial no se vieron afectados significativamente por el tipo de biochar. Con Biochar se han realizado remediaciones de suelos contaminados de Cu, Zn y Cd (Beesley, Moreno-Jiménez et al, 2010), pero los estudios en suelos disturbados son escasos (Anawar et al., 2015; Stewar et al., 2013; Ohsowski, 2012). De igual manera Garnett et al., (2004) sostiene que no todos los biocarbones son apropiados como enmienda, especialmente si contienen compuestos que puedan inhibir la germinación y crecimiento de raíces de plantas.

El efecto positivo del biochar como enmienda, sobre la agregación de suelos, ha sido tratado en estudios recientes, tanto en campo como en laboratorio, con diversas texturas de suelo desde arcilla arenosa hasta arcilla (Herath Et al. 2013; Ouyang et al. 2013; Gul et al. 2015), pero existe al respecto limitado conocimiento y contradictorios en respuestas (Mukherjee y Lal, 2013).

El objetivo de este estudio fue evaluar el biochar, producido a partir del tronco del cultivo de aceite de palma (Elaeis guineensis), como una enmienda en suelos mineros, para estudiar el efecto de biochar en la germinación y crecimiento de raíz de semillas de zacate buffel (Cenchrus ciliaris L) y Brachiaria (Brachiaria decumbens) en presencia de tres suelos mineros; además de examinar la respuesta en la agregación de los materiales y su incidencia en el cambio de pH.

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Biochar

Las muestras de biochar se obtuvieron del "Centro Corporación de Investigación de la Palma de Aceite-Cenipalma". El proceso de su fabricación implicó la pirólisis del tronco de la palma de aceite (Elaeis guineensis Jac) con la tecnología de la FAO, y temperaturas entre 200°C-400°C.

5.2.2 Suelos mineros

Las muestras de suelos mineros fueron tomadas en el norte de Colombia en el Área de Reserva de carbón La Jagua de Ibirico. Los suelos arcillosos (MW1), carbolíticos (MW2) y arenosos (MW3) fueron tamizados y seleccionada granulometría inferior a 2 mm.

5.2.3 Métodos analíticos

El pH y la conductividad eléctrica (CE) del biochar se midieron en agua a una relación 1:5 (w / v). El carbono (C), hidrógeno (H), el nitrógeno (N) y azufre (S) contenidos en el biochar se determinaron utilizando un analizador elemental CHNS. El contenido de oxígeno se calculó por diferencia de masa (100% - C, H, N y % de ceniza). La capacidad de retención de agua (WHC) y la capacidad de intercambio catiónico (CEC) por la norma NTC 5167 (ICONTEC, 2004). Todo el biochar se tamizó usando un tamiz de 2 mm antes de su uso para la placa de Petri, los bioensayos en invernadero y la prueba de agregación.

Para las muestras edáficas, se determinaron las características físico-químicas del suelo que se citan a continuación. La textura del suelo fue determinada por el método del hidrómetro de Boyoucos (1962) para la fracción menor de 2mm. El pH y la conductividad eléctrica fueron medidos en proporción suelo-agua 1:2 y 1:5 respectivamente (IGAC, 2008) empleando un pH-metro Orion Scientific Waltham y un conductivímetro 720 WTW. El carbono orgánico del suelo (COS) fue determinado por el método de oxidación húmeda con dicromato potásico conocido como método Walkley-Black (Mingorance et al., 2007) cuantificado con espectrofotómetro UV/Vis Janway 6405 a 590 nm. Las bases intercambiables (sodio, potasio, calcio y magnesio) fueron determinadas por extracción de acetato de amonio 1 M a pH 7.0 (IGAC, 2008) y cuantificadas por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), con equipo GBC 932 Plus. El nitrógeno se valoró por el método Kjeldhal con el sistema destilador BUCHI 19449 -K-355 scrubber BUCHI 19440 -B-414 y digestor BUCHI 19450 -K-424. Los sulfatos se midieron por el método turbidimètrico del cloruro de bario (BaCl2) utilizando para cuantificar 0.5 N de NH4Cl

(IGAC, 2008) y lectura en espectrofotómetro a 440 nm. El fósforo (P) disponible mediante extracción con HCl+NH4F (Bray II) y acido ascórbico con espectrofotómetro a 800 nm (IGAC, 2008). Las concentraciones totales de Al, Mn, Zn, Fe y Cu se determinaron por espectrometría de absorción atómica (AAS) después de la digestión con ácido, método 3050b (US-EPA, 1989).

5.2.3.1 Biensayos en cajas de Petri y macetas

Para la germinación y crecimiento radicular se establecieron de acuerdo a Solaiman et al. (2011). Cincuenta semillas de zacate buffel (Cenchrus ciliaris L) y cincuenta de Brachiaria (Brachiaria decumbens) se colocaron en cajas de Petri (8,5 cm de diámetro) en una capa de papel de filtro humedecido con agua desionizada a las cuales se le adicionaron 0, 0.5, 1, 2.5, 5 gramos de biochar (equivalentes a 0, 10, 20, 50 y 100 t/ha). Las placas de Petri se cubrieron con tapas y se incubaron a la oscuridad a 30ºC durante 72 h, se evaluó el porcentaje de germinación y la longitud de la raíz. La longitud de raíz de las plántulas se midió en las raíces frescas con una regla, y se sumaron los valores para cada placa de Petri. El arreglo se realizó por triplicado.

Cincuenta semillas de zacate buffel y cincuenta de Brachiaria fueron sembradas en macetas. Se mezcló separadamente con los tres materiales edáficos muestreados y dosis de biochar 0 t / ha; 1 t / ha y 10 t / ha. Las macetas se sumergen con agua y se dejó escurrir durante 24 h. El bioensayo en macetas se realizó en la sede de investigaciones universitarias (SIU) de la Universidad de Antioquia a una temperatura promedio de 30°C y 60-65% de humedad relativa y lluvia de agua total de 306,96 mm durante los 10 días de experimento.

5.2.3.2 Montaje para agregación de suelos

La técnica de estabilidad de los agregados fue medida según el conteo del número de gotas CND (Cerdá. 1994); luego de 121 días de incubación del experimento en macetas con aplicación de 50 semillas de pasto Buffel en el siguiente arreglo:

MW1-B0: Suelo arcillosos + semillas.

MW2-B0: Suelo limoso con material carbolítico (ppT) + Semillas.

MW3-B0: Suelo arenoso + semillas.

MW1-B1: Suelo arcilloso + semillas + 1 t/Ha biochar.

MW2-B1: Suelo limoso con material carbolítico (ppT) + Semillas + 1 Ton/Ha biochar.

MW3-B1: Suelo arenoso+ semillas+ 1 t/Ha biochar.

MW2-B2: Suelo limoso con material carbolítico (ppT) + Semillas + 10 Ton/Ha biochar.

MW3-B2: Suelo arenoso+ semillas+ 10 t/Ha biochar.

MW1-B2F Suelo arcilloso + semillas+ 10 t/Ha biochar + 10 t/Ha fertilizante.

MW3-B2F Suelo arenoso+ semillas+ 10 t/Ha biochar + 10 t/Ha fertilizante.

MW2-B2F Suelo limoso con material carbolítico + semillas+ 10 t/Ha biochar + 10 t/Ha fertilizante.

5.2.3.4 Análisis estadístico

En el análisis estadístico, se analizaron la germinacion y crecimiento de raíz por los métodos Ryan-Joiner y Levene (para la normalidad y homogeneidad de varianza; de igual manera se realizó un análisis de varianza ANOVA y la prueba TUKEY para comparaciones entre grupos ($p < 0,05$). (ANEXO B2 y B3).

Por otra parte, se analizaron los datos de agregación con la prueba de kruskal-wallis y se realizó una comparación múltiple de mediana (ANEXO B5).

5.3 Resultados

Los resultados de la caracterización físico-química de los tres materiales edáficos y del biochar obtenido del tronco de la palma de aceite, se presentan en la tabla 16, denotando la diferencia entre los tres materiales tomado para la experimentación. El pH varía de ligeramente básico (MW1) a ácido (MW2). Los porcentajes más altos de carbono orgánico se obtuvieron con los residuos MW2; es posible que el contenido de materia orgánica elevado en el MW2 sea por la interferencia de fragmentos carbolíticos que causan la interferencia del método de cuantificación, de acuerdo a lo expuesto por Arranz-González en 2011. Las concentraciones de metales pesados fueron altas para todas las muestras. En el material MW1 se presentó un alto contenido de Fe (32528.18 mg/Kg), Al (9226.45 mg/kg), Zn (153.45 mg/Kg), Mn (497.34 mg/Kg) y Cu (29.55 mg/kg).

El biochar producido a partir de tronco de aceite de palma es de característica alcalina, elevada capacidad de retención de agua y relación C/N de 81.51 alto porcentaje de carbono elemental

70.1% y una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de características similar a la de otras enmiendas (como de describe ampliamente en el capítulo 4).

Tabla 16.*Características de suelos de mina y del biochar producido a partir de tronco de la palma de aceite (Elaeis guineensis Jac) en el presente trabajo.*

Referencia	**Unidades**	**Suelo minero MW1**	**Suelos minero MW2**	**Suelo minero MW3**	**Biochar**
pH	-	8.38	3.44	7.06	8.92*
CE	dS/cm	0.353	1.196	0.435	0.242**
Arena	%	50.66	79.83	85.53	-
Limo	%	28.33	9.17	6.66	-
Arcilla	%	21.01	11	7.81	-
WHC	%	40	35	35	241.6
Textura del suelo	-	Franco arcillo arenoso	Franco arenoso	Arena franca	-
Color Munsell (húmedo)	-	10YR6/4	Gley 1 2.5/N	5YR6/4	Gley2.5/N
COS	%	0.84	4.50	0.36	0.68
P	mg/kg	190.35	20.67	66.7	-
N Total K	%	0.07	0.68	0.07	-
CIC	$cmol.kg^{-1}$	29.8	36.9	26.7	42.80
Cu	mg/kg	29.55	10.64	22.43	3.20
Zn	mg/kg	153.43	49.97	146.48	35.13
Fe	mg/kg	32528.18	14156.18	32903	211.36
Al	mg/kg	9226.45	3271.97	2333.96	284.82
Mn	mg/kg	497.34	1.59	444,72	47.44
S	%	0	0.77	0.2	0.15
C	%	-	-	-	70.10
H	%	-	-	-	2.81
N	%	-	-	-	0.86
O	%	-	-	-	25.16

* pH 1:5; ** CE 1:5; COS

Como se observa en la tabla 17 las variables respuestas presentaron normalidad en la distribución y homogeneidad en la varianza. Los datos de germinación de la semilla y longitud de raíz están en la tabla; el pasto Brachiaria mostró la mayor respuesta en comparación con el pasto

Buffel. Esta tendencia es similar tanto en los ensayos en caja de Petri como en los ensayos en macetas (Figuras 19a y 19b).

Tabla 17. *Valor p de la prueba de normalidad y homogeneidad para variables del ensayo en caja de Petri*

Variable	**Ryan-Joiner**	**Levene**
Germinación de	>0.100	0.215
Longitud raíz Brachiaria	>0.100	0.426
Germinación Buffel	>0.100	0.951
Longitud raíz Buffel	>0.100	0.971

El análisis de varianza (ANOVA) (ANEXO B2) no mostró diferencias significativas (p>0,05) en los parámetros porcentaje de germinación del pasto Brachiaria, porcentaje de germinación y longitud de raíz del pasto Buffel; pero si en la longitud de raíz del pasto Brachria (p<0,05); con la prueba de Tukey se confirmó que los tratamientos B1 y B5 son significativamente diferentes entre sí y a los demás (Tabla 18).

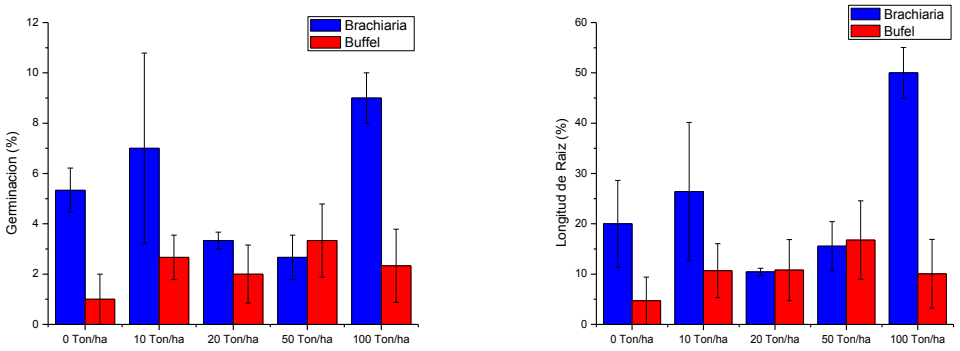
Tabla 18. *Valores medios de las tasas de germinación y longitud de raíz medidos en una placa de Petri sin suelo.*

Tratamiento	**Germinación (%)**		**Longitud de raiz (cm)**	
	Buffel	***Brachiaria***	**Buffel**	***Brachiaria***
B0	1 a	**5.33 ab**	4.7 a	27.8 cd
B0.5	2.67 a	7.00 ab	10.7 a	39.6 bc
B1	2 a	3.33 ab	10.8 a	10.4 a
B2.5	3.33 a	2.67 a	16.8 a	20.4 ab
B5	2.33 a	9.00 b	10.1 a	50 d

Nota: * _ promedios seguidos por la misma letra (s) no son significativamente diferentes a p <0.05 de acuerdo a la Prueba de Tukey a 0.05 de significancia.

La prueba Tukey del bioensayo en placa de Petri sin suelo consignado en la tabla 18, indicó que la presencia de biochar favoreció la elongación de la raíz para el pasto Bachiaria.

a.



b.

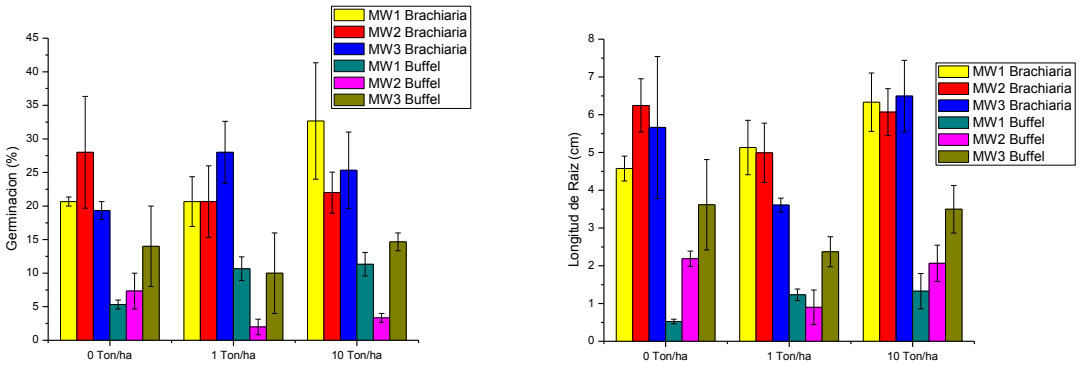


Figura 20. Efecto del biochar en la germinación de semillas pasto Buffel y Brachiaria: a) Bioensayo en cajas de Petri sin suelo; b) Bioensayos en macetas

Como se observa en la tabla 19 las variables respuestas presentaron normalidad en la distribución y homogeneidad en la varianza. Los resultados del ANOVA de 2 factores para el bioensayo en las macetas (Anexo B3) reveló que la interacción entre el tipo de materiales edáficos y el biochar no afecto la variables respuestas de germinación y longitud de raíz en los dos pastos ($p>0,05$). En el caso de germinación de Brachiaria tampoco se afectó por tipo de material edáfico ni por la cantidad de biochar ($p>0,05$). La longitud de la raíz de Brachiaria si se afectó por la cantidad de biochar ($p <0.05$).

En el caso de pasto Buffel la germinación y longitud de raíz tuvieron diferencias significativas con respecto al tipo de suelo ($p < 0.05$) (Tabla 20).

Tabla 19.*Valor p de la prueba de normalidad y homogeneidad para variables del ensayo en macetas*

Variable	**Ryan-Joiner**	**Levene**
Germinación de	0.065	0.716
Longitud raíz Brachiaria	>0.100	0.951
Germinación Buffel	0.078	0.870
Longitud raíz Buffel	>0.100	0.474

Tabla 20**.** *Valores medios de los parámetros de germinación y longitud de raíz de pasto buffel y Brachiaria con dosis diferentes de biochar y tres tipos de materiales edáficos.*

Cantidad de Biochar (t/h	**Longitud Raíz Brachiaria(cm)**	**Materiales edáficos**	**Germinación (%) Buffel**	**Longitud raíz Buffel (cm)****
0	4,83 b	MW1	9,11 ab	1,25 b
4	4,74 b	MW3	4,22 b	2,09 ab
24	6,86 a	MW2	12,9 a	2,79 a

Nota: * _ promedios seguidos por la misma letra (s) no son significativamente diferentes según la prueba de tukey a 0,05 de significancia.

** Para el análisis estadístico, los datos fueron transformados por ($\sqrt{x}+0,1$)

El tipo de residuo influenció la germinación que en el caso especial del MW3 se desfavoreció, lo cual pudo ser por el bajo contenido de COS, CIC, arcilla y el elevado contenido de arena. Los materiales mineros MW1 y MW3 (sin biochar), presentaron la longitud de raíz más corta en el bioensayo en las macetas y coincidió con la alta presencia de aluminio.

Los resultados de agregación (Figura 21), evidencian mejor comportamiento en aquellas muestras que contenían biochar, material arcilloso y fertilizante; seguidos del material carbolítico

en las cuales igualmente se encuentra biochar y NPK. Los resultados de los control fueron los resultados los que presentaron resistencia a rompimiento de los agregados.

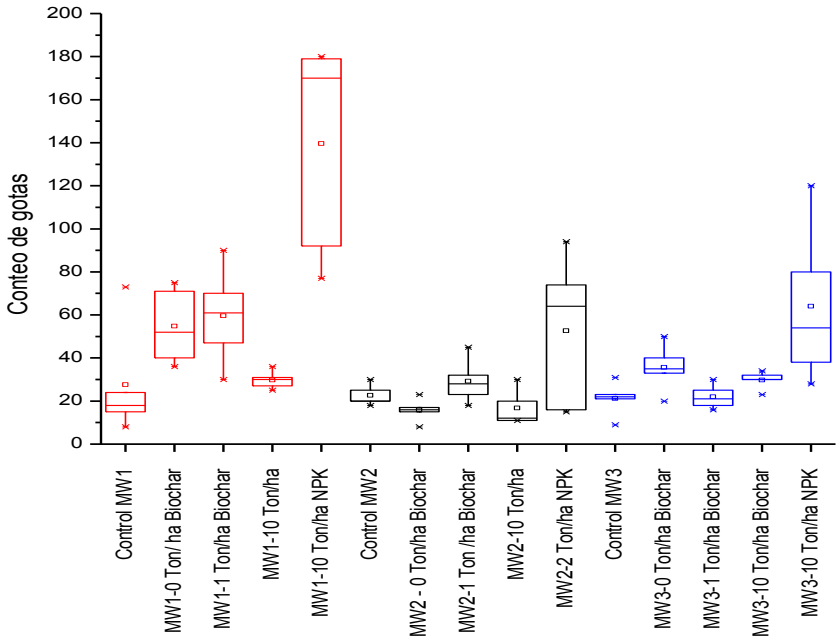


Figura 21. Resultados de agregación mediante conteo de gotas

5.4 Discusión

Este estudio planteó evaluar el biochar, producido a partir del tronco del cultivo de aceite de palma (*Elaeis guineensis*), como una enmienda en suelos mineros en la Zona Carbonífera del Cesar.

Al respecto se comprobó que el efecto de biochar sobre la longitud de raíz del pasto Brachiaria decumbens es positiva e independiente del tipo de suelo empleado, a diferencia del efecto reportado con pasto Buffel. Estos resultados son contrarios a lo reportado por Solaiman et al. (2011).

Los resultados de este estudio no muestran que existan diferencias significativas para los diversos tratamientos con suelos carbolíticos, pero claramente para los suelos arcillosos. Los promedios más altos en la interacción tanto en suelos arcillosos y en suelo con fragmentos carbolíticos, ante la adición de fertilizantes y biochar; evidenciaron interacción positiva del biochar con fertilizantes (Liu et al., 2010) y las acillas (Soinne et al., 2014) y sustancias húmicas (Mukherjee y Lal, 2013).

Los resultados de agregación en la aplicación de biochar coinciden con los resultados de autores que aplicando otras enmiendas (Materechera, 2009), sugieren que la materia orgánica hace que los agregados sean más resistentes, al aumentar su cohesión interna a través de la unión de partículas minerales, cementantes inorgánicos y polímeros orgánicos. También explicado por el modelo sistémico del biochar de Hammes y Schmidt (2009), en donde la porosidad y la capacidad de absorber materia orgánica soluble, gases y nutrientes inorgánicos proporcionan un hábitat altamente adecuado para que los microorganismos colonicen, crezcan y se reproduzcan produciendo biopolímeros en la rizósfera. Además, el alto contenido de carbono y la estabilidad del biochar aumentan los niveles de carbono orgánico, que desempeña un papel fundamental en el ciclo de los nutrientes y en el mejoramiento de las reservas de agua disponibles en las plantas, la capacidad de tampón del suelo y la estructura del suelo es su relación mineralógica.

A pesar de que en investigaciones anteriores en áreas de restauración minera han relacionado el fenómeno de erosión con la construcción de topografías abruptas debido a la conformación de botaderos con taludes y cunetas que se erosionan (Nicolau y Asensio, 2000), el proceso de agregación de los suelos es importante en la formación y estabilización de la estructura del suelo

(Rillig et al., 2015), en la zona de raiz. La agregación se sustenta en la formación de un centro de actividad biológica que beneficia el crecimiento de las raíces (Sohi et la., 2009; Ouyang et al., 2013; Liu et al., 2014

Las marcadas diferencias existentes entre los resultados encontrados con las dos especies de pastos sometidas a tratamiento con biochar, quedan en evidencia con los resultados de elongación de raíz tanto en cajas de Petri como los resultados en macetas, el pasto bracharia responde mejor que el buffel ante la aplicación de biochar destacando los resultados en 10 toneladas por hectárea.

La respuesta del pasto brachiaria es independiente del tipo de suelo estudiado en su interacción con el biochar, pero se ve favorecida por el incremento de biochar (10 toneladas por hectáreas). Estos resultados coinciden con efectos positivos como los obtenidos por (Brennan et al., 2013) en maíz, trigo (Solaiman et al., 2011); pero contrastan con resultados negativos en tomate (Nzanza et al. 2012). Tras revisar la evidencia científica hasta la fecha, parece que el mecanismo por el que opera tal diferencia en la respuesta del biochar sobre el crecimiento radicular, no se comprende totalmente.

Los estudios sugieren que el benefico del biochar frente a otras enmiendas puede ser ventajo en la respuesta de crecimiento radicular con pepino (Cucumis sativus L.); berro (Lepidium sativum L) y sorgo (Sorghum saccharatum) (Visioli et al 2016).

6. USO DEL BIOCHAR COMO ENMIENDA PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE SALES EFLUORESCENTES PRESENTES EN SUELOS DISTURBADOS PRODUCTO DE ACTIVIDAD EXTRACTIVA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO EN ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR

6.1 Introducción

La minería de carbón producen depósitos superficiales de residuos de roca (estèriles mineros) que puede ser fuentes de liberación de sulfuro, acidez, metales, y la salinidad (Zielinski et al., 2001). Para el caso de minería de carbón cabe destacar que los problemas ambientales derivados de la presencia de metales pesados están asociados a elevadas concentraciones de Mn, Zn, Al, Fe, Cu y Se (Ghose y Kundu, 2003; Arranz, 2006); estos componentes móviles pueden afectar negativamente a la calidad de las aguas superficiales y las aguas subterráneas poco profundas cerca de las minas y pueden contribuir a la salinización de los suelos locales.

La presencia de elevadas concentraciones de sales en suelos mineros procedentes de la minería de carbón, puede tener reflejo sobre la productividad del suelo, puede ser producto del empleo de recubrimientos ricos en sales (Arranz-González, 2011) o como consecuencia de la oxidación de la pirita presente en los estériles mineros (Daniels y Zipper, 1997). Por ello, las sales que suelen estar presentes en suelos mineros desarrollados sobre estériles de carbón suelen ser sulfatos de Na, Ca, Mg y K (Daniels y Zipper, 1997). Normalmente la salinidad se evalúa, por comodidad, a través de lecturas de conductividad eléctrica en soluciones de suelo o en pasta saturada, las cuales están altamente correlacionadas con la concentración total de sales.

La salinidad tiene un efecto adverso sobre la germinación de semillas de los cultivos de hortalizas, mediante la creación de un potencial osmótico fuera de la semilla de la inhibición de la absorción de agua, o por el efecto tóxico de los metales, Na+ y Cl- (Khajeh-Hosseini et al 2003; Cook et al., 2002). Se ha comprobado que las tensiones osmóticas y la solución salina son responsables de la inhibición y el retraso del crecimiento y la germinación de la planta (Almansouri et al. 2001).

En las superficies en proceso de rehabilitación de Sabina-Umbrión (Utrillas, Teruel), se comprueba que los problemas de salinidad existentes, a veces muy graves, se originaban tanto por los estériles y tierras empleados para recubrir a los estériles más carbonosos, como por la oxidación de la pirita de horizontes profundos carbonosos. Los valores de CE llegaron a ser terriblemente altos en estériles carbonosos, en los cuales, además de existir una inherente salinidad, ésta se ha incrementado debido a la oxidación de la pirita o los bisulfuros de hierro acompañantes del carbón (IGME, 2003; Arranz-González, 2011).

El uso de materiales o reactivos de estabilización para la remediación de metales y contaminantes orgánicos en el suelo ha sido ampliamente estudiada y ganando una aceptación más amplia como una tecnología de remediación (O'Day y Vlassopoulos, 2010). El principal objetivo de las tecnologías de remediaciòn in-situ es estabilizar y secuestrar los contaminantes en el suelo o sedimentos con el fin de reducir su capacidad de contaminaciòn de agua o la biota, y por lo tanto su potencial para el transporte y la toxicidad. Las enmiendas orgánicas como residuos compostados verde o estiércol, los biosólidos etc también aumenta el pH del suelo, además mejora la estructura

del suelo, capacidad de retención de agua, capacidad de intercambio catiónico, proporcionar un fertilizante de liberación lenta, y sirven como un inóculo microbiano (Sheoran et al., 2010).

El uso del producto sólido (biochar) como enmienda ha tomado gran interés por investigadores para mejorar la calidad del suelo (Glaser et al., 2001). Las investigaciones muestran que se puede mejorar la calidad de suelos agotados bajo la presencia del biochar (Glaser et al., 2002a), incrementando la capacidad de intercambio cationico (CIC), el pH, la disponibilidad de nutrientes como P, Ca, y K (Gundale y DeLuca, 2006; Liang et al., 2006; Glaser et al., 2001). Igualmente los resultados demuestran que mejora la retención de agua en el suelo (Hudson, 1994; Tryon, 1948; Briggs, 2005); y la presencia de grafenos en el biochar para fines ambientales en remediación, abre nuevos horizontes para su uso (Zhang et al., 2012).

La estimulación o inhibición de la germinación de las semillas debido a la aplicación del biochar en su mayoría ha sido investigado recientemente (Solaiman et al, 2011.), tanto como bioensayo fitotoxicidad y en el rol potencial en la rehabilitación, revegetación y restauración de suelos contaminados (Beesley et al, 2011) pero pocas veces en materiales salinos. Al respecto Thomas et al., (2013), investigó el aporte del biochar en la remediación de suelo salino con dos tipos de plantas herbaceas (Abutilon theophrasti y Prunella vulgaris).

El objetivo del estudio fue estudiar el efecto del uso del biochar de residuos del cultivo de palma de aceite sobre la germinación y elongación de la raíz del pasto brachiaria en suelos mineros afectados por presencia de sales eflorescentes por actividad de minería de carbón en el Cesar.

6.2. Materiales y métodos

Las muestras de biochar procedieron del "Centro Corporación de Investigación de la Palma de Aceite-Cenipalma". El proceso de su fabricación implicó la pirólisis del tronco de la palma de aceite (Elaeis guineensis Jac) con la tecnología de la FAO y temperaturas entre 200 ° C-400 ° C.

Las muestras de suelos mineros con presencia de sales se recogieron en el norte de Colombia en el Bloque Carbonífero La Loma. Tomadas con espátula en la capa de sal secadas a humedad de equilibrio durante 24 horas y pasadas por tamiz con fragmentos inferiores a 2 mm. Las pruebas se realizaron en todas las muestras y se incluyen pasta de pH en un suelo/agua 1:1 (w/v) de suspensión, la textura se midió con un hidrómetro Bouyoucos, la conductividad eléctrica (CE) en una proporción suelo/agua de 1:5 suspensión (v/w), nitrógeno total (TN) se determinó por el método de Kjeldahl, el carbono orgánico del suelo (SOC) por el método de Walkley-Black, el fósforo extraíble por Bray II, y la capacidad de retención de agua (WHC) (Sobek et al.,1978). Las concentraciones totales de metales (Al, Mn, Zn, Fe y Cu) se determinaron por espectrometría de absorción atómica (AAS) después de la digestión de ácido de acuerdo con el método 3050B (US-EPA. 1989). Microscopía electrónica de barrido (SEM) y difracción de polvo de rayos X (XRPD) se realizó con un RigakuMiniFlex utilizando radiación Cu con un alcance de detección de 0 ° <2Ɵ <80 ° una velocidad de barrido de 0.05 grados por minuto y un tamaño de sonda menos de 0.044 mm. Para el análisis de datos se utilizó el software XPowder 2004. 2010.01.10.

Los datos de germinación de semilla y longitud de raíz fueron analizados estadísticamente se realizó pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza, se realizó analis el procedimiento

ANOVA y comparación de medias con la prueba de TUKEY. Cada germinación de semillas de tratamiento de bioensayo se hizo por triplicado para lo cual se utilizó el software MINITAB 17 (ANEXO C1)

6.3. Resultados

La composición física y química de las sales eflorescentes se resumen en la tabla 21. La alta cantidad de metales (Al, Fe, Mn., Zn y Cu) y aniones (SO_4^{-2}) son responsables de la alta CE. Las concentraciones de Fe y Al en estos residuos fue significativamente mayor que las de Mn, Cu y Zn.

La conductividad eléctrica (CE) fue superior a 8 dS/m pero inferior a 16 dS/m y SAR de 51.34. Por lo tanto el material se clasificó como salino altamente sódico (OSMRE, 1999). En los residuos con sal dominó la presencia de sulfatos con concentraciones altas de calcio, sodio, magnesio y potasio como se observa en la tabla 21. Estas capacidades son el resultado de la presencia de cationes mayoritariamente de sodio seguido por magnesio y potasio y sulfato como principal anión.

Tabla 21.*Características físico-químicas de los residuos con sal y del biochar.*

Referencias	Unidades	Sales eflorescente	Biochar
pH	v/v	8.85	8.92 *
CE	dS/m	13.37	0.24 **
Arena	%	53	-
Limo	%	33.5	-
Arcilla	%	13.5	-
WHC	%	-	241.6
Textura del suelo	-	Franco arenoso	-
Color Munsell (seco)	-	10YR 9.5 /1	2.5Gley1/N
COS	%	1.06	0.68
P	mg/kg	37.7	-
N Total K	%	0.13	-
CEC	(cmol.kg- 1)	36	42.80
Ca	mg/kg	9480.0	129.80
Na	mg/kg	3591.2	1620
Mg	mg/kg	302.6	34.70
K	mg/kg	288.5	109.76
Sulfatos	mg/kg	11814.62	-
Cobre total	mg/kg	37.88	3.20
Cinc Total	mg/kg	314.46	35.13
Hierro Total	mg/kg	37208.37	211.36
AluminioTotal	mg/kg	8702.29	284.82
Manganeso Total	mg/kg	490.43	47.44
S	%	2.20	0.15
C	%	-	70.10
H	%	-	2.81
N	%	-	0.86
O	%	-	25.16

*pH en agua 1:5; ** CE en agua 1:5.

Los análisis de XRD se utilizaron para determinar la estructura mineral de las sales (figura 22). Las fases de minerales mayoritariamente identificados fueron Yeso ($CaSO_4^{-2} \cdot 2H_2O$) halita (NaCl) Natrojarosite ($(NaFe^{3+} (SO_4^{-2})_2 (OH^-)_6)$) y cuarzo ($SiO_2$) claramente identificados.

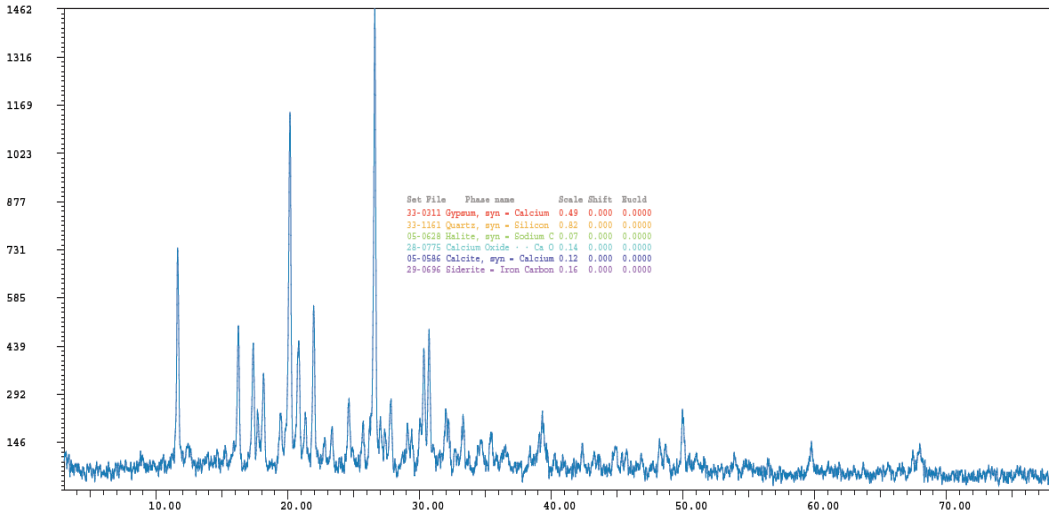


Figura 22. Las fases minerals identificadas por XRD y conjunto de archivos con el software XPowder: yeso (33-0311), cuarzo (33-1161), halita (05-0628), calcita (05-0586) y sederita (29-0686).

La imagen de la sal mostrada en la figura 23 confirmó la presencia de cristales en forma de sulfatos de Jarosita y Yeso. En el análisis de XRD no se identificó Pirita ni óxidos de hierro como Schwertmannita; estas a menudo presentes en drenajes ácidos de mina de carbón (DAM) (Murad & Rojik, 2003). El difractograma del residuo de sal con los minerales identificados en las fases confirma su estructura sólida compleja de elementos como Fe, Al, Mg, Cu, Mn y Zn; bases intercambiables (Na, Ca, Mg y K) y sulfatos cuantificados en la tabla 21. Los residuos de escombreras en minas de carbón estudiados muestran características cercanas a los estudiados en North-Central Colorado-USA que aparecen como potencial fuente de elementos traza y salinidad (Zielinski et al., 2001; Hammarstrom et al., 2005).

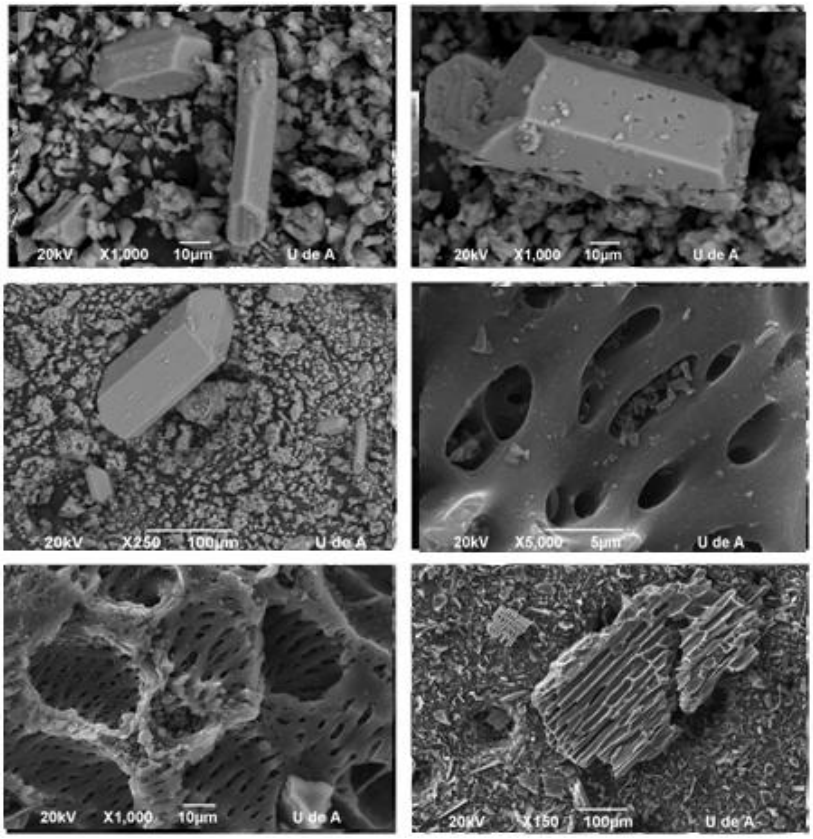


Figura 23. Micrografias electrónicas de barrido (SEM) muestran los critales de sal (a. b. c) además de la morfología y porosidad de la biochar utilizado en el presente estudiod.

Los resultados de germinación y longitud de raíz del pasto Brachiaria en presencia de la sal eflorescente y biochar se relaciona en la figura 24. La inhibición de la germinación y elongación de la raíz dependió de la sal presente en comparación con el control. El porcentaje de germinación de semillas y longitud de la raíz fue incrementado con la adición de biochar. Según los resultados obtenidos los bioensayos en placa de Petri se considera como método valido para evaluar los problemas de toxicidad de diversos materiales incluyendo los residuos mineros y biosólidos (Solaimanet al., 2011; OCDE, 1984).

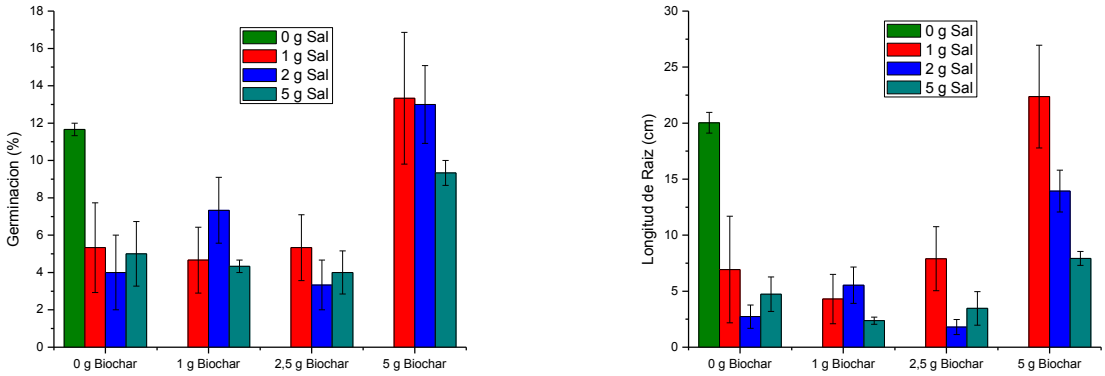


Figura 24 Efectos del biochar en la germinación de semillas y elongación de la raiz de la especie Brachiaria con presencia de sales.

Los resultados de ANOVA mostraron que el porcentaje de germinación y la longitud de las raíces de pasto Brachiaria se vieron afectados significativamente por la concentración de sales ($p < 0.05$) y positivamente el biochar mejoró estas propiedades, ver tabla 23. El porcentaje de germinación fue mayor en los tratamientos con la tasa más alta de biochar (13.33%) y de control sin sal y biochar (12%). Las longitudes de las raíces se registraron también en la dosis más alta de biochar (22.37 cm) y los blancos (20.03 cm).

Porcentajes de germinación de Brachiaria significativamente ($p < 0.05$) disminuyeron con el contenido de sal. Las altas concentraciones de sales solubles son también perjudiciales para el crecimiento de la planta.

Bajo la prueba de rangos múltiples la germinación y longitud de raíz del blanco control mostraron diferencias significativas con los grupos tratados con sal eflorescente y biochar como se puede notar en la tabla 22.

Tabla 22. E*ffectos del biochar en la germinación de la semilla y longitud de la raíz en bioensayo en una caja de Petri, con sal secundaria en residuos mineros.*

a. Los valores medios del efecto del biochar en la germinación de las semillas y longitud de la raíz.

Longitud de raíz de Brachiaria (cm)		
Tasa de biochar	Media	Grupos homogéneos
0	4.8	a
1	4.07	a
2.5	4.39	a
5	14.7	b
Germación de Brachiaria (%)		
Tasa de biochar	Media	Grupos homogéneos
0	4.78	a
1	5.33	a
2.5	4.22	a
5	11.9	b

b. Los valores medios del efecto de la sal en la germinación de las semillas y longitud de la raíz.

Longitud de raíz de Brachiaria (cm)**		
Tasa de sal	Media	Grupos homogéneos
0	20,03	a
1	10,38	ab
2	8,33	b
3	3,67	b
5	4,62	b
Germación de Brachiaria (%)*		
Tasa de sal	Media	Grupos homogéneos
0	12,00	a
1	7,17	b
2	8,50	b
3	5,33	ab
5	5,58	b

Datos medios que tienen escrito similar no son estadísticamente significativas con cada una de las aplicaciones de biochar

*Para el análisis estadístico los datos fueron transformados por √

** Para el análisis estadístico los datos fueron transformados por ln

Según Wang et al. (2001) por los resultados obtenidos de los residuos con sal eflorescente, la información sobre la fitotoxicidad de materiales en germinación y elongación de las raíces es requerida para la evaluación del tipo de riesgo ecológico; como método de fitotoxicidad de prueba rápida que posee ventajas como la sensibilidad simplicidad bajo costo y conveniencia para los productos químicos inestables o muestras.

En el futuro cercano se necesitaran un mayor número de pruebas para reducir los errores derivados de las experimentaciones. Otra de las limitaciones es el escalamiento de remediación con biochar de cajas de petri a macetas y lotes experimentales.

6.4 Discusión

Este estudio se propuso con el objetivo de evaluar el efecto del biochar de residuos del cultivo de palma de aceite sobre la germinación y elongación de la raíz del pasto brachiaria en suelos mineros afectados por presencia de sales eflorescentes por actividad de minería de carbón en el Cesar.

Thomas et al., (2013) investigaron la capacidad del biochar (en dos dosis: 5 y 50 t ha (-1) para mitigar la tensión inducida por la sal; la simulación de adiciones de sal con registro comercial, en experimento de invernadero con plantas herbáceas (Abutilon theophrasti y Prunella vulgaris) y medio de crecimiento compuesto de turba, caliza dolomítica y yeso. Los tratamientos con 50 t ha (-1) de biochar mostraron tasas de crecimiento y rendimiento fisiológico similares a las plantas sin adición de sal, sustentado en la capacidad adsortiva del biochar.

De esta misma investigación se desprenden varias alternativas que representan posibles explicaciones falta de elongación de las raíces y germinación del pasto brachiaria, por un lado a los altos contenidos de metales fitotóxicos (Fe, Al, Mn, Cu y Zn), Meloni et al (2008), Rios-Gomez (2010); Otra posible explicación es el alto contenido de iones salinos (Backstrom et al., 2004).

La presencia de sal eflorescente afectó negativamente la elongación de la raíz ($P < 0.05$) del pasto Brachiaria y en los tratamientos con presencia de sal solo existe diferencias entre los grupos de mayor y menor contenido de sal. El efecto de la adición de biochar sobre la germinación y crecimiento de la raíz con presencia de sal mostró que el grupo tratado con la mayor dosis de biochar fue significativamente diferente a los demás. Estos resultados son concluyentes, el biochar corrigió propiedades de germinación y longitud de raíz similar a lo encontrado con otros precursores de biochar ensayados (Beesley et al., 2011; Oleszczuk et al., 2012; Thomas et al 2013). El factor potencial que podría contribuir a la reducción de la fitotoxicidad estaría orientado a su capacidad superficial de adorber iones y metales (Uchimiya et al., 2011; Chen et al., 2011).

El presente estudio demostró que el estrés salino eflorescente de la minería del carbón afecta la germinación y crecimiento del pasto Brachiaria. Los resultados de este estudio también sugieren que el biochar producido de residuos de la palma de aceite, puede mejorar las propiedades de germinación en el suelo de la mina que contiene sales eflorescentes como resultado de la minería del carbón y demostró ser eficaz en la restauración del suelo. Estos resultados son muy importantes para diseñar estrategias de remediación de suelos en áreas de minería de carbón en el norte de Colombia.

7. VALORACION DE LA BIOMASA RADICULAR DEL PASTO BRACHIARIA EN TECNOSOL CON PLINTITA, APLICANDO COMO TRATAMIENTO BIOCHAR OBTENIDO DE RESIDUOS DEL CULTIVO DE PALMA DE ACEITE

7.1 Introducción

La plintita es una conformación de materiales edáficos pobres en carbono orgánico, ricos en hierro con cuarzo y aluminio (Idowu et al., 2008), (en algunos casos también rica en Mn), pobre en humus, de arcilla caolinítica (y otros productos de fuerte meteorización como la gibsita) con cuarzo y otros constituyentes, que cambia irreversiblemente a una capa dura por exposición a humedecimiento y secado repetidos. Se han observado graves problemas de manejo en suelos con plintita como lixiviación intensa de nutrientes (Hubbard et al., 1991; Hubbard), la acidez (Perkins y Kaihulla, 1981) y capacidad de infiltración de campo del agua (Guthrie y Hajek, 1979, Daniels et al., 1978 Blume et al. Al., 1987; Bosch et al., 1994). La plintita limita la profundidad del enraizamiento y afecta la disponibilidad de nutrientes (Daniels et al, 1978). Los plintosoles padecen considerables problemas con vistas a su manejo agropecuario (Ibañez et al 1995).

La descripción de plintita en la zona carbonífera del Departamento del Cesar es poco conocida. Hernández en 2003, describe en el eje Jagua-Loma, la presencia de un material denominado moco de hierro, formado de material residual de rocas meteorizadas ricas en hierro, en algunos casos como el presentado discontinuamente en el sector Boquerón integra el horizonte B del suelo; meteorizadas a partir de material sedimentario de las formaciones La Quinta y Cuesta. Ibáñez y Manríquez en 1995, describen los plintosoles como un grupo espacial de suelos con una mezcla

rica en hierro en una capa superficial, abundante arcilla, compuesto principalmente por plintita de color rojizo, con poco contenido de materia orgánica, toxicidad de aluminio y hierro, alta fijación de fósforo, baja capacidad de retención de agua, baja capacidad de intercambio catiónico; asociado a clima lluvioso, con vegetación de selva. La presencia de la plintita puede limitar el uso de estos suelos.

La base fundamental de un Tecnosol minero es que sus propiedades están originadas por un proceso técnico, contiene una cantidad significativa de "artefactos" (nuevos materiales generados, modificados, o cambiados de sitio por el hombre). Forman parte también los suelos de desechos tales como: rellenos, lodos, escorias, escombros, desechos de minería, cenizas, pavimentos con su estructura no consolidada, suelos con geomembranas e incluso los suelos construidos con materiales elaborados por el hombre (WRB, 2007). Desde entonces varios estudios y proyectos en tecnosoles mineros (Macías-García, 2006; Macías, y otros, 2007; Macías, y otros, 2009; Novo et al., 2013) se han ejecutado y en la actualidad siguen desarrollándose otros nuevos, con la finalidad de contribuir a la evolución de esta línea de investigación aplicando biochar (Rodríguez-Vila et al., 2016).

La estabilización de la zona radicular en suelos mineros, debe ser uno de los objetivos iniciales; se requiere de estrategias eficaces de remediación, para desarrollar funcionalidad hidrogeoquimica y biológica que pueda facilitar la recuperación de la comunidad microbiana y los vínculos ecológicos de las plantas revegetalizadas (Huang et al., 2012). La revegetalizacion requiere generalmente de la aplicación de enmiendas y fertilizantes que pueden incluir la aplicación de

compost, biosólidos, cal, suelo acopiado (Qasim et al., 2015; Baldi y Toselli, 2013; Arranz, 2011; Pedrol et al., 2010; Iverson y Maier., 2009).

El biochar (biocarbón) está definido como granos ligeramente porosos obtenidos bajo procesos de pirolisis de la materia orgánica y aplicado deliberadamente al suelo para mejorar sus propiedades (IBI, 2010; Joseph y Lehmann 2009), es un término genérico que describe materiales obtenidos bajo procesos de combustión incompleta o pirólisis (Schmidt et al. 2001; Rovira et al. 2009). Los estudios con biochar cobran cada día más importancia por los aportes y las diferentes aplicaciones en diferentes tipos de suelo. Los mecanismos que gobiernan el desarrollo radicular en su interacción con micorrizas arbusculares, los nutrientes limitantes y la fertilización están recientemente en desarrollo (Singh et al 2012; Chan et al., 2007); la aplicación de biochar elaborado a partir de residuos maderables de eucalipto, incrementó la capacidad de retención de agua en un suelo con plintita en Brasil (Melo Carvalho et al., 2014). A día de hoy, todavía no se comprende a profundidad completamente, los procesos que gobiernan la interacción del biochar con microorganismos nativos, fertilizantes y la tipología del suelo (Mukherjee y Lal, 2014; Warnock et al., 2007; Warnock et al., 2010; Lehmann y Josep., 2009).

El objetivo de este estudio fue evaluar la biomasa radicular y el follaje del pasto brachiaria (Brachiaria decumbens) en la interacción con el biochar producido a partir del cuesco del cultivo de palma de aceite (Elaeis guineensis), como una enmienda aplicada en tecnosol minero con plintita, construido en la Zona Carbonífera del Cesar (Colombia).

7.2 Metodología

El área se ubica en el centro del Departamento del Cesar, dentro de la zona de vida de Holdridge et al. (1971), denominada Bosque Seco Tropical (esto determina que hacia los meses de diciembre y enero, la vegetación pierde parcialmente su follaje). La zona tiene una temperatura promedio entre 28 y 30°C. Las mayores precipitaciones se registran normalmente en el mes de octubre. La características climáticas de la zona son precipitaciones medias con un promedio anual de 1.940 mm, en régimen bimodal, con dos períodos de invierno entre abril y junio, en los que se presenta el 31% y entre agosto y noviembre, que corresponde al 53% de la precipitación anual (CORPOCESAR, 1997), el resto del año el clima es cálido seco, los cuales se caracterizan porque la evapotranspiración supera ampliamente a la precipitación.

El régimen de humedad de los suelos en la región es predominantemente Ústico o de transición a Údico, según se asciende hacia la Sierra del Perijá (Malagón, 2003). Los suelos más representativos se han clasificado como LithicTroporthents, intercalados con afloramientos rocosos y ParalithicDystropepts sobre relieves quebrados, de texturas medias, fuertemente ácidos (pH entre 5.5 y 5.0) y con bajo contenido de materia orgánica (IGAC, 1986). Hernández en 2003, describe en el eje Jagua-Loma, la presencia de un material denominado moco de hierro, formado de material residual de rocas meteorizadas ricas en hierro, en algunos casos como el presentado discontinuamente en el sector Boquerón integra el horizonte B del suelo; meteorizadas a partir de material sedimentario de las formaciones La Quinta y Cuesta.

Se analizaron muestras de un tecnosol construido en la Zona Carbonífera del Cesar (Norte de Colombia). Se determinaron las siguientes características físico-químicas del suelo: la textura del suelo por el método del hidrómetro de Bouyoucos (1962). El pH y conductividad eléctrica fueron medidos en proporción suelo-agua 1:2 y 1:5 respectivamente (IGAC, 2008) con un pHmetro (Orion Scientific Waltham, MA) y conductivímetro 720 WTW; el carbono orgánico del suelo (COS) fue determinado por el método de oxidación húmeda Walkley-Black (Mingorance et al., 2007), cuantificado con espectrofotómetro UV/Vis Janway 6405 a 590 nm. El nitrógeno se valoró por el método de Kejdhal con el sistema destilador BUCHI 19449 -K-355, scrubber BUCHI 19440 -B-414 y digestor BUCHI 19450 -K-424. El conteo de esporas de hongos formadores de micorrizas (HFM) por la técnica de flotación-filtración, metodología descrita por Gerdemann y Nicholson (1963). La concentración total de metales (Fe, Cu, Zn, Al y Mn) se midió por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) tras digestión ácida método 3050b (USEPA, 1999), utilizando espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 Plus. El conteo de esporas de hongos formadores de micorrizas (HFM), se efectuó mediante la técnica de extracción de esporas tamizado en húmedo – flotación (Gerdemann y Nicolson., 1963).

El biochar se obtuvo en horno piloto de la Universidad Popular del Cesar, a partir de cuesco de la fruta de la palma de aceite (Elaeis guineensis Jac), mediante pirólisis en atmosfera controlada de nitrógeno. El pH y la conductividad eléctrica fueron medidos en proporción suelo-agua 1:5 respectivamente (IGAC, 2008) con un pH-metro (Orion Scientific Waltham) y un conductimetro 720 WTW. El carbono orgánico fue determinado por el método de oxidación húmeda con dicromato potásico conocido como método Walkley-Black (Mingorance, et al, 2007), cuantificado con espectrofotómetro UV/Vis Janway 6405 a 590 nm. El análisis elemental (CHNS) fue

efectuado en un equipo marca LECO, modelo Truspec, también se utilizó un microscopio electrónico de barrido JEOL (modelo JSM6490-LV) para examinar el desarrollo de fases y la microestructura de la biochar solidificado. El análisis de área superficial fue realizado en un analizador de área superficial BET marca Micrometrics ASAP 2020. El fosforo se cuantificó por el método Olsen (IGAC, 2008). La extracción del fosforo se hizo con solución de bicarbonato de sodio 0.5N a pH 8.5, y una agitación por 10 min a 750rpm. Luego se filtró y cuantifico por colorimétrica del azul de molibdeno a 635nm.

Para la realización del estudio se procedió a establecer lotes 7*45 m^2 con corredor de separación de 1.5 metros de ancho, de pasto brachiaria decumben (la tasa de siembra fue 1.8 Kg/ha) en condiciones agroecológicas de Bosque Seco Tropical (Holdridge et al, 1971). Para los muestreos se seleccionó al azar una hilera por parcela y sobre la misma se realizaron calicatas a profundidad de 30 cm para muestrear rizosfera. Las variables consideradas desde el punto de vista radicular fueron biomasa radicular subterránea y follaje y porcentaje de infección.

Se instalaron 3 lotes de 315 m^2 cada uno, de acuerdo al arreglo siguiente:

Lote 1: Brachiaria + NPK (0.07 ton/ha)

Lote 5: Brachiaria + Biochar- Micorrizas (4.3 ton/ha, 1:1 v/v) + NPK (0.07 ton/ha)

Lote 8: Brachiaria + Micorrizas (5.5 ton/ha)

Las micorrizas fueron aplicadas en un sistema de inoculación de sustrato arenoso esterilizado, utilizando como planta trampa brachiaria decumben cuyo contenido promedio fue de 63 esporas/gr.

Las características climatológicas fueron registradas por estación meteorológica DAVIS Vantage Pro2. Se muestreo cada lote (21 muestras por lote) a los treinta (30) días de instalados los tratamientos mediante calicatas y se midieron las variables respuestas de biomasa radicular, follaje e infección de micorrizas. Se determinó el porcentaje de infección por el método de tinción de raíces de micorrizas vesiculo arbusculares mediante la metodología descrita por Sieverding (1983).

En el análisis estadístico, las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene se utilizaron para el supuesto de normalidad y la homogeneidad de las varianzas, respectivamente (la muestra supera los 30 datos para análisis estadístico). Se aplicó análisis de varianza unidireccional (ANOVA) y prueba de Tukey para comparaciones entre grupos ($p < 0,05$). ANEXO D1 y D3.

7.3 Resultados

Las características físicas y químicas del tecnosol con plintita y del biochar obtenido de palma de aceite se registran en la tabla 23 y tabla 24 respectivamente.

Tabla 23. *Características físicas y químicas del tecnosol con plintita*

Descripción	Valor
Color del suelo	5 YR 3/4
Textura:	
Arena (%)	0,480
Arcilla (%)	68,154
Limo (%)	31,366
Tipologia	Ac
Densidad	
Aparente (g/cm3)	1,433
Real (g/cm3)	2,651
Porosidad (%)	45,961
Humedad del suelo (%)	1,478
Cinc total	170,96
Aluminio Total	2812,36
Hierro Total	30461,19
Cobre Total	23,03
Manganeso	69,55
Retención de Humedad (%)	56,72
CIC (meq/100g)	2,469
pH	5,444
Conductividad (dS/m)	0,121
Carbono Organico (%)	11,137
Fosforo disponible (mg/Kg)	0,810
Esporas (esporas/g)	13,7

Las características físicas y químicas del biochar obtenido a partir del cuesco del cultivo de palma de aceite se registran en la Tabla 24. El pH es de característica neutra, la conductividad eléctrica es baja, al igual que el fósforo y el carbono orgánico. El análisis elemental evidencia contenido alto de carbono, al igual que la capacidad de intercambio catíonico.

Tabla 24. *Caracterización del biochar producto de la pirolisis del cuesco a 450 °C*

Característica	**Unidades**	**Biochar**
pH (1:1)	Unidades de pH	6.7
CE (1:5)	dS/m	0.492
C	%	65.5
H	%	4.19
N	%	4.25
P	mg/Kg	1.65
S	%	0
C/N	-	15.41
CIC	meq/100gr	29
COS	%	0.2
Área superficial especifica	m^2/g	0.524
Retención de humedad	%	

La presencia de porosidad irregular se evidencia en la figura 25. Al igual que el área superficial especifica descrita en la tabla 24. Además, se revela asentamiento de bacterias como lo muestra el SEM (Figura 25).

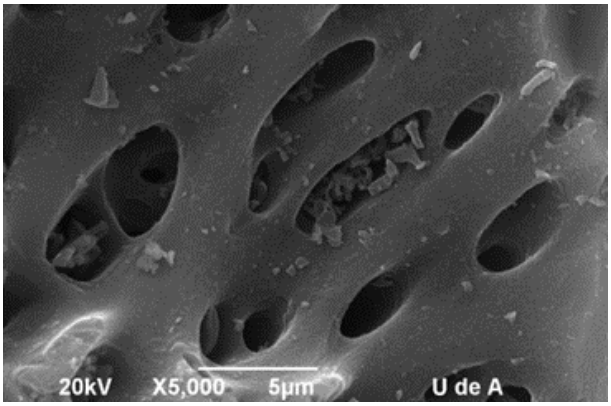


Figura 25. Imagen SEM del biochar de cuesco

Los resultados de biomasa de follaje mostraron diferencias significativas (p<0,05) entre los resultados de la aplicación con biochar (Lote 5), pero no mostraron en los lotes 5 y 8 como lo muestra la figura 26.

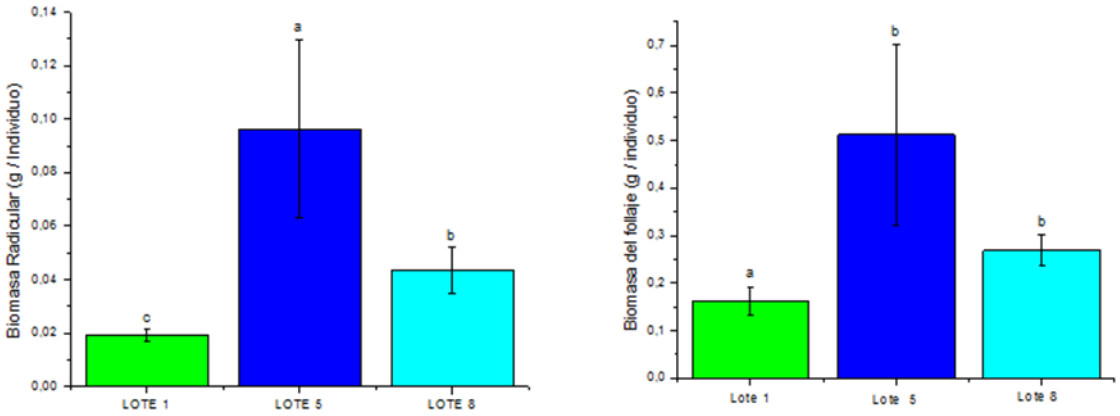


Figura 26. Resultados de biomasa radicular y follaje

Los resultados de biomasa radicular registran diferencias significativas (p<0,05) para la respuesta de biomasa radicular en el tratamiento que registró los valores más altos, esta indicación es para el lote 5 (Biochar- Micorrizas); al igual para los tratamientos de los lotes 8 y 1 se marcan diferencias significativas (p<0,05), siendo este último el de los valores medios más bajos en la respuesta de la biomasa radicular a solo fertilización.

En los resultados de porcentaje de infección L5 y L8 mostraron diferencias significativas con L1 (p<0,05), lo que indica que los promedios más altos de infección fueron para los tratamientos con aplicación de biochar y esporas de micorrizas como se muetra en la figura 27.

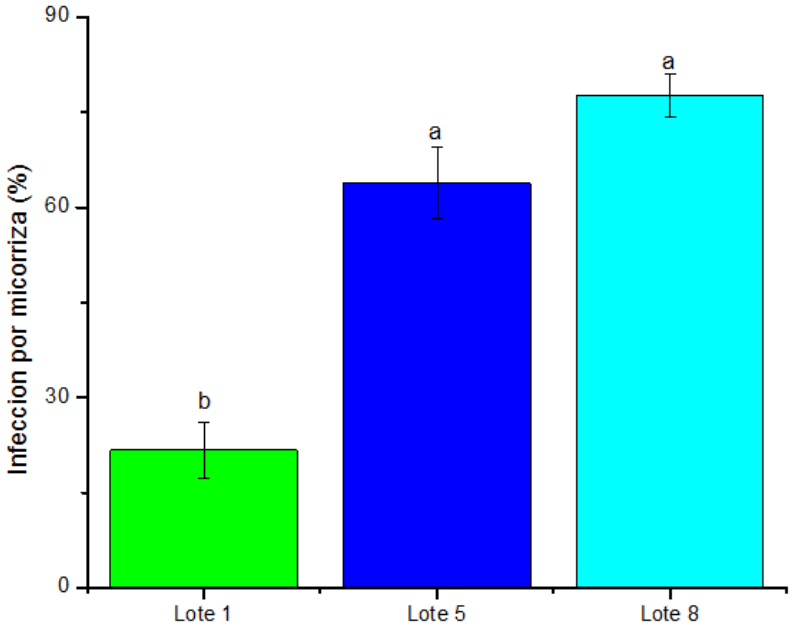


Figura 27. Resultados porcentaje de infección

7.3 Discusión

Esta investigación tuvo como propósito evaluar el biochar, producido a partir del cuesco del cultivo de aceite de palma (*Elaeis guineensis*), como una enmienda en suelos mineros, para estudiar el efecto en el desarrollo de la biomasa radicular del pasto brachiaria (Brachiaria decumbens), en tecnosol con plintita construido en la Zona Carbonífera del Cesar (Colombia).

Fósforo, nitrógeno y materia orgánica fueron considerados deficientes para sostener especies vegetales en la restauración (Tabla 23), estas deficiencias se constituyen en limitantes y deben ser suplidas con la incorporación de enmiendas orgánicas y fertilizantes (Arranz, 2011, Iverson y Maier., 2009). De los resultados obtenidos en esta investigación, se puede deducir que el material edáfico, corresponde a plintita dadas la características y aspectos visuales del material como el

color Munsell y forma de los materiales, la concentración total de hierro, aluminio, limitaciones químicas (baja capacidad de intercambio catónico, deficiencia de nutrientes, alta acidéz) y física (densidad real, cementación y encostramiento), al igual que las características reportadas por Herrera y Chacón (2013) en áreas ribereñas del rio Orinoco (Venezuela).

Los resultados de la caracterización físico química del biochar están dentro del rango obtenido por diferentes autores (Sieng, et al, 2014; Liu, 2011; Steiner, 2010; Novak, 2009), utilizando diferentes precursores y biomasas para la obtención del biochar. Los resultados obtenidos indican que el biochar logrado a partir de la pirólisis del cuesco del fruto de la palma de aceite, puede ser considerado como enmienda para suelos, por su pH, baja conductividad eléctrica, microporosidad, capacidad de intercambio catíonico, retención de humedad y composición elemental. En el capítulo 3, se presentan los resultados bioensayos de incubación con biochar de tronco en placas de Petri demostraron que la tasa de aplicación del biochar influyó en el crecimiento de las plántulas y elongación radicular del pasto brachiara.

Los resultados indican que la aplicación de biochar tuvo relación con el crecimiento total de la planta, por lo que se acepta la hipótesis de que el pasto brachiaria (Brachiaria decumben), responde favorablemente ante la aplicación del biochar obtenido del cuesco del cultivo de palma (Elaeis guineensis); esto se apoya en el hecho de que cuando se combinaron biochar, micorrizas y NPK, aumentó mayoritariamente la biomasa radicular. Pero cuando se eliminó el biochar en el tratamiento, o en la que solo se aplicó fertilizante NPK, la biomasa radicular fue inferior.

De los datos obtenidos, se puede concluir el aporte diferencial del biochar obtenido de residuos de cuesco de palma africana (Elaeis guineensis), en suelos de pobre fertilidad como la plintita estudiada, esta obtuvo mejor respuesta en el desarrollo de biomasa radicular del pasto brachiaria (Brachiaria decumben) en interacción de micorrizas nativas y pequeñas cantidades de fertilizantes. Estos resultados muestran congruencia con los reportados por Singh et al (2015), que registra como el biochar aplicado en suelos de baja fertilidad interactúa con la materia orgánica nativa y potencializa la fracción de arcillosa del suelo para retención de nutrientes. Por otro lado potencializa el trabajo de los hongos arbusculares micorrizicos (Warnock et al., 2007), en presencia de fertilizante sintético (Chan et al., 2007).

Posibles explicaciones a los buenos comportamiento de la mezcla biochar-micorrizas-fertilizantes en el tecnosol con plintita, y como respuesta en la biomasa radicular, puede suscribirse a lo expuesto por Rillig et al en 1999 y, Warnock et al 2007, sobre la estimulación de hongos micorrizicos en presencia de CO2. Al ser el biochar un producto de la pirolisis, grandes candidades de CO2 podrían quedar contenidas en los poros del biochar, que reaccionaran con las esporas y raíces de las plantas. Esta explicación pueda ir en la misma dirección de los resientes hallazgos de Baldi t al., (2010), Baldi y Tocelly (2013), destacando los resultados de crecimiento de biomasa ante la adición de enmiendas orgánicas como compostajes y estiércol de ganado vacuno.

Otra posible explicación podría ser el aporte del biochar en su capacidad de adsorber fósforo y permitir mayor biodisponibilidad para el pasto brachiaria (Shen et al ., 2016), establecer mecanismos más eficientes adsorber fósforo (a través de la infección),para el mayor desarrollo radicular del pasto Brachiaria (Noda, 2009).

Sin embargo, los resultados de biomasa radicular podrían estar sesgados debido a la mayor dificultad para cuantificar el sistema radicular total. Pero al igual la técnica es aceptada y referenciada en trabajos relacionados para estudios en campo, de las respuestas de enmiendas o evolución de los suelos mineros en minería de carbón (Singh et al., 2014).

La mayoría de los trabajos desarrollados sobre biocarbón (biochar) en el mundo presentan los beneficios del uso del mismo dentro de una visión de manejo agronómico enfocado a la productividad de los agrosistemas (Escalante Rebolledo et al., 2016). Abrir la posibilidad de su uso es el establecimiento de las funciones primarias en la zona radicular de los tecnosoles mineros como en el caso de la restauración ecológica de áreas intervenidas por minería de carbón a cielo abierto toma mayor interés para el desarrollo de trabajos futuros.

CONCLUSIONES GENERALES

De la investigación realizada se pueden hacer las siguientes conclusiones:

Los datos obtenidos sobre contenidos en carbono orgánico no permiten afirmar que toda la materia orgánica presente en las muestras en las que se sospeche que pueden existir restos de carbón pueda considerarse funcionalmente equivalente a la materia orgánica edáfica. Desde el punto de vista nutricional tampoco queda claro en qué medida puede haber nitrógeno disponible suficiente en las muestras por lo que se recomienda adicionarlo para que ocurra un desarrollo vegetal si se plantea revegetar los materiales estudiados. También se encuentra deficiencias de fósforo tanto en los suelos naturales como en los estériles de la mina de carbón.

El hierro es el metal pesado más abundante seguido de aluminio, zinc, manganeso y cobre estos elementos están presentes en todas las muestras y mayoritariamente en sales y estieriles mineros.

Se ha comprobado que el análisis de la información obtenida a partir de parámetros edáficos y geoquímicos con el apoyo de análisis mineralógicos puede ser de gran utilidad práctica para orientar futuras prácticas de rehabilitación así como para orientar futuras investigaciones sobre los terrenos afectados por la explotación minera.

El biochar obtenido a partir de residuos agronómico de la palma de aceite mejora las características físico-químicas de los materiales edáficos. La aplicación de enmienda orgánica ayuda en la reducción de la toxicidad de los metales. Los estudios realizados abren una nueva línea

para implementar el uso de biochar para la restauración ecológica en minería a cielo abierto de carbón.

Los minerales de sales eflorescentes estudiados están dominados principalmente por yeso, halita, natrojarosite y cuarzo principalmente concentraciones elevados de Fe, Al y Mn; cationes de Na, Ca, Mg y K; y alta conductividad eléctrica. El presente estudio demostró que el estrés salino eflorescente de la minería del carbón afectó la germinación y el crecimiento del pasto Brachiaria. También los resultados de este estudio sugieren que el biochar puede remediar las propiedades de germinación en suelos mineros con presencia de eflorescencias salinas en la minería del carbón. El pH del suelo se incrementó debido a la adición de biochar procedentes de residuos del cultivo de palma de aceite.

La aplicación de biochar obtenido de residuos de biomasa del cultivo de aceite de palma promete ser una tecnología ambiental para la restauración del suelo minero. El Biochar puede utilizarse directamente para fines de remediación de pH así como para promover la estabilidad de los materiales y la generación temprana de agregados.

Los materiales de biochar utilizados en este estudio fueron considerados alcalinos y las curvas de valoración fueron generadas para su neutralización ácida de residuos mineros. Los productos biochar utilizados en este estudio demostró ser un excelente material de regulación del pH y podría tener un gran potencial en la mejora de la calidad de Tecnosoles mineros.

Luego de desarrollar y validar un método reproducible para la evaluación rápida de la capacidad amortiguadora del pH del biochar el estudio mostró que el biochar tiene un rol significativo en el sistema suelo planta y biochar; y su uso en suelos mineros.

La incorporación de biochar a los materiales edáficos produce una mejora en las propiedades físicas del mismo mejorando con ello la calidad. Esta mejora se produce en todos los suelos enmendados independientemente del modo de aplicación de la enmienda (incorporación en la capa arable o mulching) del tipo de residuo y de la dosis aplicada. El tratamiento que da lugar a una mayor estabilidad de agregados y capacidad de retención hídrica en el suelo es la adición de compost en dosis alta presentando también estos suelos mayor porosidad que el resto de los tratamientos

La adición de biochar como enmienda a los suelos mineros con materiales efaficos de la Zona Carbonífera del Cesar reduce el efecto de la toxicidad de las sales o el contenido alto de metales fitotóxicos (Cu, Zn, Al, Mn y Fe) la germinación de semillas de pasto brachiaria y pasto beuffel además de influir sobre la elongación de las raíces.

La adición de ácido al biochar hacen que el pH alcance valores muy bajos, especialmente a concentraciones por encima de 0,5 mol de H+ por cada kilogramo de biochar, esto probablemente se debe a diferencia de otras enmiendas, a la ausencia de grupos funcionales en el biochar, que sean características similares a la sal conjugada del ácido adicionado.

Por otra parte, la condición señalada anteriormente, conlleva a explicar que el biochar no regula el pH para ácidos fuertes (baja capacidad de buffering), pero queda abierta la posibilidad de realizar pruebas con ácidos débiles y ácidos para diferentes sales conjugadas.

Finalmente se puede observar que el biochar tiene capacidad de subir el pH cuando actua directamente en matrices de suelos ácidos, elvando el pH a casi neutros sin ninguna sutancia adicional; esto permite concluir que el biochar no tiene capacidad de buffering para pH fuertes; pero esta capacidad se potencia cuando hay una matriz acida de soporte como el suelo.

La adición de biochar derivado de residuos del cultivo de palma de aceite, tanto de cuesco como de tronco, promovió el aumento de la longitud radicular por lo tanto se potencializa su uso en los estados iniciales para estabilizar los suelos mineros a través del desarrollo radicular de los pastos utilizados para tal fin.

Se encontró una interacción clara entre el biochar, microorganismos benéficos inoculados (Micorrizas vesiculo arbusculares), fertilizantes sintéticos (NPK), pasto brachiaria y tecnosol con plintita. Esa relación se expresó en un mayor desarrollo de la biomasa radicular, en condiciones de zona de vida conocida como Bosque seco tropical.

Los resultados de este trabajo sugieren el uso del biochar para remediar propiedades edáficas de los suelos mineros, sometidos a procesos de minado de carbón a cielo abierto

BIBLIOGRAFIA

Adriano, D.C. (2001) *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. (2nd ed.). New York, EEUU: Springer.

Adriano, D. C., Chlopecka, A., Kaplan, D. I., CLIJSTERS, H., & VANGRONSVELD, J. (1997). Soil contamination and remediation: philosophy, science and technology. En: R. Prost (ed.) Contaminated Soils 3rd Int. Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements, Paris. INRA Press, Paris.

Aguilera, M. (2002). Palma africana en la Costa Caribe: Un semillero de empresas solidarias. Documentos de trabajo sobre economía regional del Banco de la República.

Akala, V.A. and R. Lal. 2001. Soil carbon enhancement in graded and ungraded reclaimed minesoil under forest and pasture in Ohio, USA. En: D.E. Stott, R.H. Mohtar & G.C. Steinhardt (Eds) "Sustaining the Global Farm." Proc. 10th ISCO Conference 1999: 494-498.

Alloway, B.J. (1990) Soil processes and the behavior of metals. En B.J. Alloway (Ed.) *Heavy Metals in Soils.* Wiley. Nueva York, EEUU: Wiley.

Alvarenga, P., Gonçalves, A. P., Fernandes, R. M., De Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., & Cunha-Queda, A. C. (2008). Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science of the Total Environment*, 406, 43-56.

Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. &Cunha-Queda, A.C. (2009). Organic residues as immobilizing agents in aided phytoestabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere,* 74, 1292-1300.

Alexander, R. (1999). Compost markets grow with envirommental applications. *Biocycle* 40, 43-48.

Alvarez, E., Fernandez, M., Fernandez-Sanjurjo, M., & Vaamonde, C. (2003). Limitantes quimicos para la revegetacion de una escombrera de mina abandonada en Galicia. *Journal of Soil Science Spanish Society*, 10, 53-64.

Almansouri, M., Kinet, M., & Lutts, S. (2001). Effect of salt and osmotic stresses on germination in durum wheat (*Triticum durum* Desf.). *Plant and Soil*, 231, 243-254

Amichev, B.; Burger, J. & Rodrigue, J. (2008). Carbon sequestration by forests and soils on mined land in the Midwestern and Appalachian coalfields of the U.S. *Forest Ecology and Management,* 256, 1949–1959.

Ammons, J.T. (1979). *Minesoil properties, Root Growth and land Use Implications* (Tesis doctoral). West Virginia Univeristy. Morgantow, WV.

Amonette, J. & Joseph, S. (2009) Characteristics of biochar: microchemical properties. Chapter 3. En J. Lehmann & S. Joseph (eds.), *Biochar for environmental management science and technology* (pp. 33-52). London: Earthscan.

Anawar, H., Akter, F., Solaiman, Z., & Strasov, V. (2015). Biochar: An Emerging Panacea for Remediation of Soil Contaminants from Mining, Industry and Sewage Wastes. *Pedosphere*, 25, 654–665.

Anderson, J., Ingram, L., &Stahl, P. D. (2008). Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming, App. *Soil Ecol*., 40, 387–397.

Añez, D. (1977). Manejo de suelos en los alrededores de Maracaibo. Agroinformación. La Universidad del Zulia. *Facultad de Agronomía*, 2, 29.

Arellanos, H., Rangel, J.O., & García-M, A.M. (2007). Clima y topoclima. En J.O. Rangel, *Colombia diversidad Biótica V: la alta montaña serranía del Perijá* (pp. 19-42).Bogotá, DC: Arte y fotolito.

Arocena, J. & Rutherford, P. (2005). Properties of hydrocarbon- and salt-contaminated flare pit soils in northeastern British Columbia (Canada). *Chemosphere*, 60, 567–575.

Arranz-González, J.C. (2011). Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Boletín Geológico Minero*, 122, 3-16.

Arranz-González, J.C. (2007). Caracterización edafológica de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de Teruel (España). *Documentos de Ingeniería*, 5, 19-30.

Arranz-González, J.C. (2006). Caracterización geoambiental de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de León (España). *Boletín Geológico y Minero*, 117, 317-330.

Arranz-González, J.C. (2004). *Propiedades, clasificación y evaluación de suelos mineros: implicaciones sobre la ordenación y gestión de los terrenos alterados por la minería.* (Tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid. España.

Asai, H., Benjamín, K., Haefele, M., Khamdok, S., Koki, H., Yoshiyuki, K.,… Takeshi, H. (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.

Asensio, V., Vega, F., Andrade, M. & Covelo, E. (2013). Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. *Chemosphere*, 90, 603–610.

Ashby, W.C. & Vogel, W.G. (1994). Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook. Coal Reseasrch Center, Southern Illinois University. Carbondale, IL.

Ashby, W.C., Vogel, W.G., Kolar, C.A. & Philo, G.R. (1984). Productivity of stony soils on strip mines. En: D.M. Kral (Ed.). *Erosion and productivity of soils containing rock fragments,* (pp.31-44). , Madison, WI: Soil Science Society of America.

Atkinson, C., Fitzgerald, J., & Hipps, N. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant Soil*, 337, 1–18.

Aziz, N., Nor, M., Manaf, S., & Hamzah, F. (2015). Suitability of Biochar Produced from Biomass Waste as Soil Amendment. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 195, 2457 – 2465.

Backstrom, M., Karlsson, S., Backman, L., Folkeson, L., & Lind, B. (2004). Mobilization of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Res,* 38,720 –732.

Badiane, N.N.Y., Chotte, J.L., Patê, E., Masse, D., Rouland, C. (2001). Use of soil enzymes activities to monitor soil quality in natural and improve fallows in semi-arid tropical regions. *Appl. Soil Ecol.*, 18, 229-238.

Bagatto, G. & Shorthouse, J.D. (2000). Evaluation of municipal solid waste (MSW) compost as a soil amendment for acidic, metalliferous mine tailings. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 14, 205-214.

Baldi, E y Tocelly, M. (2013). Root growth and survivorship in cow manure and compost amended soils. *Plant Soil Environ*. 59, 221–226.

Baldrian, P. (2003). Interactions of heavy metals with white-rot fungi. *Enzyme and Microbial Technology*, 32, 78–91.

Banco de la República. (2012*). Informe de Coyuntura Económica Regional (ICER) del Departamento del Cesar*. Recuperado dehttp://www.banrep.gov.co.

Bandick, A.K. & Dick, R.P. (1999). Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 1471-1479.

Barahona, E., & Iriarte, A. (2001). An overview of the present state of standardization of soil sampling in Spain. *The Science of the Total Environment*, 264,169-174.

Barba-Brioso, C., Otero, X.L., Fernandez-Caliani, J.C., Delgado, J., Macias, F. & Galán, E. (2010). Fraccionamiento de Fe y metales pesados en un depósito incontrolado de residuos mineros del paraje natural Estero Domingo Rubio (Huelva). *Geogaceta*, 48, 103-106.

Barber, S.A. (1995). *Soil Nutrient Bioavailabilty – A Mechanistic Approach*. (2nd Ed.) New York: John Wiley and Sons.

Barnhisel, R.I. & Massey, H.F. (1969). Chemical, mineralogical and physical properties of Eastern Kentucky acid- forming coal spoil material. *Soil Science*, 108, 367-372.

Barthes, B., Azontonde, A., Boli, B.Z., Prat, C., & Roose, E. (2000). Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). *Eur J. Soil Sci*, 51, 485-496.

Barthes, B. & Roose, E. (2002) Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena,* 47, 133–149.

Barrera-Cataño, J. & Ochoa, A. (2011). La investigación con biosólidos, como enmienda orgánica, en áreas afectadas por minería a cielo abierto. En O. Ríos & S.P. Reyes (eds.*) La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. (pp.92-104). Bogotá: Universidad Nacional.

Bauer, A., Nyren, P., Reichman, G.A., & Gee, G. (1978)**.** *Fertilization of wheat, corn and grass-legume mixture grown on reclaimed spoils.* Fargo: N. Dak. Agr. Exp.

Bayless, E. & Olyphant G. (1993). Acid-generating salts and their relationship to the chemistry of groundwater and storm runoff at an abandoned mine site in southwestern Indiana, U.S.A. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12, 313-328.

Beesley L., Moreno-Jiménez E. & Gomez-Eyles J.L. (2010). Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158, 2282–2287.

Beesley, L., Moreno-Jimenez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B. & Sizmur, T. (2011) .A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut*, 159, 3269–3282.

Benzing, A. (2001). *Agricultura Orgánica fundaments para la región andina*. Neckar-Verlag, Villingen-Schwenningen: Alemania.

Berg, W.A. & Vogel, W.G. (1973). Toxicity of acid coal mine spoils to plants. En R.J. Hutnik & G. Davis (Eds.), *Ecology and Reclamation of devastated land. Vol. 1*(pp. 57-68).New York: Gordon and Breach.

Berg, W.A. & Vogel, W.G. (1968). Manganese toxicity of legumes seeded in Kentucky strip-mine spoils. *U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station*, 119, 12 p.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100, 5444-5453.

Bernstein, L., Francois, L. E., & Clark, R.A. (1974). Interactive effects of salinity and fertility on yields of grains and vegetables. *Agronomy Journal*, 66, 412-421.

Bhandari A.S., Amarasiriwardena D. y Xing B. (1999). Application of high performance size exclusion chromatography/ HPSEC) with detection by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) for the study of metal complexation properties of soil derived. En: E.A. Ghabbour & G. Davies (Ed.), *Understanding Humic Substances: Advanced Methods, Properties and Applications* (pp. 203–221). Boston, USA: Royal Society of Chemistry.

Bhattacharyya, S. (2010). *Investigation of Natural Weathering Processes and artificial treatment techniques in the attenuation of toxic metals from coal fly ash*. (Tesis doctoral). University of Alabama. USA.

Bhuiyan, M.A.H., Islam, M.A., Dampare, S.B., Parvez, L., & Suzuki, S. (2010). Evaluation of hazardous metal pollution in irrigation and drinking water systems in the vicinity of a coal mine area of northwestern Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials* 179, 1065-1077.

Bhumbla, D.K., Singh, R., Keefer, R.F. & Burnell, J.D. (1989). Influence of Sawdust/ Fly ash Mixed with Mine Spoil on Corn Growth and Nutrient Availability, Especially Boron. *Agron. Abstr*, 1,32p.

Blackwell, P.S., Green, T.W. & Mason, W.K. (1990). Responses of biopore channels from roots to compression by vertical stresses. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 1088-1091.

Bonet, J. (2007). *Minería y desarrollo económico en el Cesar*. Cartagena, Colombia: Banco de la República.

Bosch, D.D., Hubbard, R.K., West, L.T. & Lowrance, R.R. (1994). Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 37, 1783-1790.

Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. Agron. J, 54, 464-465.

Box, T. (1978). The Significance and Responsibility of Rehabilitating Drastically Disturbed Land. En F.W. Schaller & P. Sutton (Eds.), *Reclamation of Drastically Disturbed Lands* (pp. 1-10). Madison, Wisconsin: America Society of Agronomy.

Burger, J. (2008). Environmental management: integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands. *Science of the Total Environment*, 400, 6-19.

Bradshaw, A. (2000). The use of natural processes in reclamation - advantages and dificulties. *Landscape and Urban Planning*, 51, 89-100.

Bradshaw, A. (1997). Restoration on mined lands- Using natural processes. *Ecological Engineering*, 8, 255–269.

Bradshaw, A. D. (1985). The Reclamation of Derelict Land and the Ecology of Ecosystems. En W. R. Jordan III, M. E. Gilpin &J. D. Aber (eds.), *RESTORATION ECOLOGY: A Synthetic Approach to Ecological Research* (pp.53-74). Reino Unido: Cambridge University Press.

Bradshaw, A.D. (1983). The reconstruction of ecosystems. *J. Appl. Ecol*, 20, 1-27.

Brady, N. & Weil, R. (1999). The nature and properties of soils. 12th Ed. New Jersey: Prentice Hall.

Brady, N.C.I. (1984). *The Nature and Properties of Soils (9th edition*). New York: Macmillan.

Bray, R.H., & Kurtz, L.T. (1945). Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.*, 59, 39-45.

Brennan, A., Jiménez, E. M., Puschenreiter, M., Alburquerque, J. A., & Switzer, C. (2014). Effects of biochar amendment on root traits and contaminant availability of maize plants in a copper and arsenic impacted soil. *Plant and soil*, 379, 351-360.

Brewer, C., Chuang, V., Masiello, C., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., Driver, L., Panzacchi, P., Zygourakis, K., Davies, C. (2014). New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and bioenergy*, 66, 176–185.

Brick, S., (2010). Biochar: Assessing the Promise and Risks to Guide US Policy. Natural Resource Defense Council, USA.

Briggs, C.M. (2005). *Contributions of Pinus ponderosa charcoal to soil chemical and physical properties* (Tesis de maestría). University of California, Riverside.

Brodowski, S., John, B., Flessa, H., & Amelung, W., (2006). Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57, 539-546.

Bronick, C.J. & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.

Brundrett, M., Melville, L., & Peterson, L. (1994). *Practical methods in mycorrhiza research: based on a workshop organizeed in conjunction with the ninth North American Conference on Mycorrhiza,*. Ontario, Canada: Mycologue Publications.

Bruun, E. (2011). *Application of fast pyrolysis biochar to soil – effects on carbon and nitrogen dynamics and potential for carbon sequestration* (Tesis doctoral). Universidad Técnica de Dinamarca, Roskilde.

Burger, J. (2008). Environmental management: Integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands. *Science of the total Environment,* 400, 6 – 19.

Burger, J., Gochfeld, M., & Greenberg, M. (2008). Natural resource protection of buffer lands: integrating resource evaluation and economics. *Environ Monit Assess*, 142, 1–9.

Burger, J., Gochfeld, M., Powers, C.W., & Greenberg, M. (2007). Defining an ecological baseline for restoration and natural resource damage assessment of contaminated sites: the case of the Department of Energy. *J Environ Plan Manag*, 50, 553–566.

Cairns, J. (1980). *The recovery process in damaged ecosystems*. Ann arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers.

Cammeraat E.L.H. (2004). Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 104, 317-332.

Cantrell, K., Hunt, P., Uchimiya, M. & Novak, J. (2012). Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology*, 107, 419–428.

Cao, X., Ma, L., Gao, B., & Harris, W. (2009). Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. *Environmental science & technology*, 43, 3285-3291.

Carbocol, Charbonnage de France, & Agip Carbone, (1983). Proyecto carbonífero del departamento del Cesar: Evaluación preliminar. Bogotá: Ingeominas.

Carlson, C.L. & Adriano, D.C. (1993). Environmental impacts of coal combustion residues. *J. Enviro. Qual.*, 22, 227-247.

Carmona, D., Faz Cano, A., & Arocena, J. (2010). Minerals in salt efflorescence and leaching of metals in mined soils in SE Spain – preliminary results. 19 World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia.

Cerdá, A. (1994). Métodos de la medición de la estabilidad de agregados del suelo. *Cuaternario y Geomorfología*, 8, 69-85.

Chang, A.C. (1994). Overview of the past 25 years: Technical perspective, En: C. E. Clapp, W. E. Larson, & R. H. Dowdy (Eds.), *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. (p.p.3-6). Madison, Wisconsin Misc: Publ. ASA, CSSA, and SSSA.

Chan, K. & Xu, Z. (2009). Biochar: Nutrients Properties and their enhancenment. Chapter 5. En J. Lehmann & S. Joseph (Eds) *Biochar for environmental management science and technology* (pp. 67-84). London: Earthscan.

Chan, K., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. & Joseph, S. (2007). Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, 45, 629-634.

Chen, X., Chen, G., Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J., & Hay, A. (2011). Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresource Technology*, 102,8877–8884.

Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., & Burton, S. D. (2008). Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, (2005–2012), 113(G2).

Cheng C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D. & Engelhard, M.H. (2006). Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37, 1477–1488.

Chichester, F.W., & Hauser, V.L. (1991). Change in chemical properties of constructed minesoils developing under forage grass management. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 55, 451-459.

Chiu, K.K., Ye, Z.H. & Wong, M.H. (2006). Growth of Vetiveria zizanoides and Phragmites australis on Pb/Zn and Cu tailings amended with manure compost and sewage ludge: a greenhouse study. *Bioresource Technology*, 97, 158-170.

Ciolkosz, E.J., Cronce, R.C., Cunningham, R.L. & Petersen, G.W. (1985). Characteristics, genesis, and classification of Pennsylvania minesoils. *Soil Science*, 139, 232-238.

Claassens, S., Riedel, K. J., Van Rensburg, L., Morgenthal, T. L., & Van Rensburg, P. J. (2005). Soil microbial properties in coal mine tailings under rehabilitation. *Applied Ecology and Environmental Research,* 4, 75-83.

Clark, R. K., & Clark, S. C. (1981). Floristic diversity in relation to soil characteristics in a lead mining complex in the Pennines, England. *New Phytologist*, 87, 799-815.

Conesa, H. M., Robinson, B. H., Schulin, R., & Nowack, B. (2007). Growth of Lygeum spartum in acid mine tailings: response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environmental Pollution*, 145, 700-707.

Cook, J. A., & Johnson, M. S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews, 10,* 41-71.

Corporación Autónoma Regional del Cesar (CORPOCESAR, 1997). *Atlas ambiental del Cesar*. Valledupar. Colombia.

Corporación Autónoma Regional del Cesar & Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (CORPOCESAR-IDEAM, 2006). *Aprovechamiento y protección integral del agua subterránea en las ecorregiones de los valles de los ríos Cesar y Magdalena departamento del Cesar*. Informe final. Recuperado de http://www.corpocesar.gov.co.

Costello, C. (2003*). Acid mine drainage: innovative treatment technologies*. Washington DC: US Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response.

Costello, R.C., & Sullivan, D.M. (2014). Determining the pH Buffering Capacity of Compost Via Titration with Dilute Sulfuric Acid. *Waste Biomass Valor*, 5, 505-513.

Costello, R.C. & Sullivan D.M. (2011). Effects of acidified and non-acidified composts on highbush blueberry growth and nutrient uptake. En: Proceedings of the ASA, CSSA, SSSA Annual Meetings. 2011 Oct 16-19; San Antonio, TX. Madison, WI. Abstract 357-8.

Cornwell, R.L., & Stone, E.L. (1968). Availability of nitrogen to plants in acid coal mine spoils. *Nature*, 217, 768-769.

Cox, K. (2014). Recent development of pasture plants in Queensland. *Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales*, 2, 33−35

Craul, P. J. (1999). *Urban soils: applications and practices.* New York: John wiley & sons.

Cundell, A. M. (1977). The role of microorganisms in the revegetation of strip mined land in the Western Unites States. *Journal of Range Management*, 30, 299-305.

Curry, J. P. & Good, J.A. (1992). Soil faunal degradation and restoration. En L. Rattan & B. A. Stewart (Eds.). *Soil Restoration. Advances in Soil Science*, 17, 171-215.

Curtis, M.J. & Claassen, V.P. (2009). Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17, 24-32.

Czarnes, S., Hallett, P.D., Bengough, A.G., & Young I.M. (2000). Root and microbial derived mucilages affect soil structure and water transport. *Europan Journal Soil Science*, 51, 435-443.

Daniels, R.B., Perkins, H.F., Hajek, B.F. & Gamble, E.E. (1978). Morphology of discontinuous phase plinthite and criteria for its field identification in the southeastern United States. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 944-949.

Daniels, W. L., Zipper, C., & Stewart, B. (2010). Reclamation of Coal Refuse Disposal Areas. *VCE publication*, 460, 12.

Daniels, W.L. & Zipper, C.E. (1997). Creation and management of productive mine soils. Reclamation Guidelines. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Publication 460-121.

Daniels, W. L., Haering, K.C., & Galbraith, J. M. (2004). Mine Soil Morphology and Properties in Pre-- and Post-- SMCRA Coal Mined Landscapes in Southwest Virginia. En *Proceedings of 2004 National Meeting of American Society of Mining and Reclamation*. Lexington, KY.

Daniels, W.L., Evanylo, K. & Nagle, J. (2002). Effects of biosolids loading rate on nitrate leaching potentials in sand and gravel mine reclamation in Virginia. National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation (pp. 271-278). Lexington, KY: Published by ASMR.

Daniels, W.L., Evanylo, G.K., Nagle, S.M. & Schimidt, J.M. (2001). Effects of biosolids loading rate and sawdust additions on row crop yield and nitrate leaching potentials in Virginia sand and gravel mine reclamation (pp. 339-406) En: Barnhisel et al. (eds.), Proc. 18th Nat. Meeting Amer. Soc. Surf. Mining and Rec., June 3-17, Albuquerque. Amer. Soc. Surf: Mining and Rec., 3134 Montavesta Rd, Lexington, K.Y. 40502.

Daniels, W.L. & Haering, K.C. (2000). Protocols for Use of Biosolids and Co-Amendments for Mined Land Reclamation. En *Proceedings of Symposium on Mining, Forest and Land Restoration: The Sccessful Use of Residuals/Biosolids/Organic Matter for Reclamation Activities*. Denver, CO.

Daniels, W.L. & Zipper, C.E. (1997). *Creation and Management of Productive Mine Soils. Reclamation Guidelines. Powell River Project.* Virginia: Virginia Cooperative Extension.

Daniels, W.L. & Zipper, C.E. (1988). Improving coal surface mine reclamation in the Central Appalachian region. En: Cairns, J. Jr. (ed.) *Rehabilitating damaged ecosystems. Vol I* (pp. 139-162. Boca Ratón: CRC Press.

Daniels, W.L. & Amos, D.F. (1982.) Chemical characteristics of some southwest Virginia minesoils. En Proceedings of the 1982 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimintology, and Reclamation (p. 377-381).Lexington, KY: University of Kentucky.

Daniels, W. L. & Amos, D.F. (1981). Mapping, charaterization and genesis of mine soils on a reclamation research area in Wise County, Virginia. En Proceedings of 1981 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation (pp.261-265).Lexintong, KY: University of Kentuchy.

Darmody, R., Daniels, W., Marlin, J. & Cremeens, D. (2009). Topsoil: What is it and Who cares?. En R.I. Barnhisel (Ed.), *National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Billings, MT Revitalizing the Environment: Proven Solutions and Innovative Approaches*. (pp.237-269).Lexington, KY.

De Luca, T., MacKenzie, M. & Gundale, M. (2009). Biochar effects on soil nutrient transformations. En J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management* (pp. 33-52). London: Earthscan.

Departamento Nacional de Planeación (DNP, 2010). Bases del plan nacional de desarrollo 2010-2014 "Prosperidad para todos". Bogotá, Colombia.

Departamento Nacional de Planeación (DNP, 1991). Una política ambiental para Colombia. Bogotá, Colombia.

Departamento Nacional de Planeación & Gobernación del Cesar (DNP-GobCesar, 2011). *Visión de Desarrollo Territorial Departamental: Visión Cesar Caribe 2032: Un departamento en crecimiento generando bienestar*. Bogotá, DC: Imprenta Nacional de Colombia.

Díaz-Muegue, L.C., Arranz-González, J.C. & Peñuela, G. (2013). Caracterización físico-química y mineralógica de suelos en zona carbonífera del Cesar, Colombia. *Interciencia,* 38, 42-47.

Doerge, T., Kitchen, N., & Lund, E.D. (2004) Soil electrical conductivity mapping. Site-Specific Management Guidelines. N.30.Recuperado de http://www.ppifar.org/ssmg.

Downie, A., Crosky, A. & Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. Chapter 2. En: J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management science and technology* p.p. 13-32). London: Earthscan.

Dumroese D.S., Jurgensen M.F., Tiarks A.E., Ponder F., Sanchez F.G., Fleming R.L, Kranabetter, J., Power, R., Stone, D., Elioff, D., Scott D.A. (2006). Soil physical property changes at the North American long-term soil productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestière*, 36, 551-564.

Egamberdieva., D.; Wirth, S.; Behrendt, U.; Abd-Allah, E. & Berg, G. (2016). Biochar treatment resultedina combinedeffecton soybean growth promotion and a shiftin plant growth promoting rhizobacteria. *FrontiersinMicrobiology*, 7, 209.

Egan, D., & Howell, E.A. (2001). The historical ecology handbook, a restorationist's guide to reference ecosystems. Washington DC: Island Press.

Eghbal, M., Givi, J., Torabi, H., & Miransari, M. (2012). Formation of soils with fragipan and plinthite in old beach deposits in the South of the Caspian Sea, Gilan province, Iran. *Applied Clay Science*, 64, 44–52.

Elad, Y., Cytrin, E., Harel, M., Lew, B., & Graber, E. (2011). The Biochar Effect: plant resistance to biotic stresses. *Phytopathol. Mediterr*, 50, 335−349.

Ellison, W.D. (1947). Soil erosion studies - Part I. *Agric. Eng*, 28,145-146.

Emmerling, C. & Paulsch, D. (2001). Improvement of earthworm (Lumbricidae) community and activity in mine soils from open-cast coal mining by the application of different organic waste materials. *Pedobiologia*, 45, 396-407.

Emmerling, C., Liebner, C., Haubold-Rosar, M., Katzur, J. & Schröder, D. (2000). Impact of application of organic waste materials on microbial activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant and Soil*, 220, 129-138.

Erskine, P. & Fletcher, A. (1990). Novel ecosystems created by coal mines in central Queensland's Bowen Basin. *Ecological Processes,* 2, 33.

Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., & Etchevers, J. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoamericana,* 34, 367-382.

Fernandes, S.A.P., Bettiol, W., & Cerri, C.C. (2005). Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, 30, 65–77.

Francis G.R., Magnuson, J.J., Regier, H.A. & Talhelm, D.R. (1979). Rehabilitating great laker ecosystems. Ann Arbor, Michigan: Great lakes fishery commission.

Fleming, A.L., Schwartz, J.W. & Foy, C.D. (1974). Chemical factors controlling the adaption of weeping lovegrass and tall fescue to acid mine spoils. *Agron. J*, 66, 715-719.

Foy, C.D. (1988) Plant adaptation to acid, aluminum-toxic soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 19, 959-987.

Fu, P., Hu, S., Xiang, J., Li, P., Huang, D., Jiang, L., ... & Zhang, J. (2010). FTIR study of pyrolysis products evolving from typical agricultural residues .*Journal of analytical and applied pyrolysis*, 88, 117-123.

Fukuyama, K., Kasahara, Y., Kasahara, N., Oya, A. & Nishikawa, K. (2001). Small-angle Xray scattering study of the pore structure of carbon fibers prepared from a polymer blend of phenolic resin and polystyrene. *Carbon*, 39, 287–290.

García de la Fuente, R., Carrion, C., Botella, S., Fornes, F., Noguera, V., & Abad, M. (2007). Biological oxidation of elemental sulphur added to three composts from different

feedstocks to reduce their pH for horticultural purposes. *Bioresource Technol*, 98, 3561–3569.

Garzón, M. (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*, 31, 265-277.

Gerdemann, J. W., & Nicolson, T. H. (1963). Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological society*, *46*, 235-244.

Gemmell, R.P. (1977). *Colonization of industrial wasteland*. Londres: Edward Arnold.

Gerke, H.H., Arning, M., & Stoppler-Zimmer, H. (1999) Modelling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil,* 213, 75-92.

Ghose, M.K. (2005). Soil conservation for rehabilitation and revegetation of mine-degraded land. *TIDEE – TERI Information Digest on Energy and Environment*, 42, 137-150.

Ghose, M.K. (2004). Restoration and revegetation strategies for degraded mine land for sustainable mine closure. *Land Contamination & Reclamation,* 12, 363-378.

Ghose, M. K., & Kundu, N. K. (2003). Deterioration of soil quality due to stockpiling in coal mining areas. *International journal of environmental studies*, 61, 327-335.

Ghose, A. K. (1990). Mining in 2000 AD–challenges for India. *Journal of the Institution of Engineers (India),* 39, 1-11.

Giraldo-Cañas, D. (2012). Catálogo de las gramíneas de la región Caribe colombiana. En: J.O. Rangel (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica XII: La Región Caribe De Colombia* (pp. 319-332). Bogotá: Editorial Códice Ltda.

Godbout, S., Larouche, J. P., Belzile, M., Verma, M., Lemay, S. P., Pelletier, F., ... & Hamelin, L. (2009). Biofuel production from swine manure solids using Vacuum pyrolysis: A preliminary study. En *2009 Reno, Nevada, June 21-June 24, 2009*(p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *BiolFertil Soils,* 35,219–230.

Glaser B., Haumaier. L., Guggenberger. G. & Zech W. (2001). The Terra Preta phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics, *Naturwissenschaften*, 88, 37–41.

Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2000). Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry*, 31, 669-678.

Graber, E., Meller, Y., Kolton, M., Cytryn, E., Silber, A., David, D.,…Elad, Y. (2010). Biochar impact on developmentand productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil*, 337, 481-496.

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, Centre for Sustaining Agriculture and Natural Resources, Washington State University, Wenatchee, WA.USA. 168p.

Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL, 2009.) *Libro de Resúmenes y Programa. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias de Restauración Ecológica.* Bogotá D. C.: Universidad Nacional de Colombia.

Gualdrón, R. (2010). Cerrejón: Hacia la rehabilitación de las tierras intervenidas por la minería a cielo abierto. Primera edición. La Guajira, Col.

Gualdrón R. (2009). *Manejo de suelos y rehabilitación de tierras en el cerrejón, una experiencia por compartir.* Bogotá: Universidad Nacional de Colombia

Guebert, M.D. & Gardner, T.W. (2001). Macropore flow on a reclaimed surface mine: infiltration and hillslope hydrology. *Geomorphology,* 39, 151–169.

Gul, S., Whalen, J.K., Thomas, B.W., Sachdeva, V., & Deng, H. (2015) Physicochemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agric Ecosyst Environ*, 206, 46–59.

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.

Guo, W., Zhao, R., Fu, R., Bi, N., Wang, L., Zhao, W., Guo, J., & Zhang, J. (2014). Contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to the development of maize (Zea mays L.) grown in three types of coal mine spoils. *Environ Sci Pollut Res Int*., 21, 3592-603.

Gupta, S.C., Sharma, P.P. & DeFranchi, S.A. (1989). Compaction effects on soil structure. *Advances in Agronomy*, 42, 311-338.

Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. & Gómez, I. (2001). Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15, 163-171.

Guthrie, R.L. & Hajek, B.F. (1979). Morphology and water regime of a Dothan soil. Soil *Science Society of America Journal* 43, 142-144.

Haigh, M.J & Sansom, B. (1999). Soil compaction, runoff and erosion on reclaimed coallands (UK). *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 13, 135– 146.

Hammarstrom, J., Seal, R., Meier, A., & Kornfeld, J. (2005). Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 215, 407– 431.

Hammarstrom, J.M., Seal , R., Meier, A.L. & Jackson, J.C. (2003). Weathering of sulfidic shale and copper mine waste: secondary minerals and metal cycling in great smoky mountains National Park, Tennessee, and North Carolina, USA. *Environmental Geology*, 45, 35-57.

Hammes, K. & Schmidt, M. (2009). Changes of biochar in soil. En: J.Lehmann & S. Joseph (Eds.) *Biochar for environmental management, Science and Technology*. London: Earthscan.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S. & Warman, P.R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agriculture, *Ecosystems and Environment*, 123, 1-14.

Harley, A. (2010). Biochar for reclamation, in The Role of Biochar in the Carbon Dynamics in Drastically Disturbed Soils. US-Focused Biochar Report, US Biochar Initiative.

Harris, J.P., Birch, P., & Short, K.C. (1989). Changes in the microbial community and physio-chemical characteristics of top soils stockpiled during opencast mining. *Soil Use Management*, 5, 161-168.

Haynes, R.J., & Mokolobate, M.S. (2001). Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: A critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 59, 47-63.

Haynes, R. J., Murtaza, G., & Naidu, R. (2009). Inorganic and organic constituents and contaminants of biosolids: implications for land application. *Advances in agronomy*, 104, 165-267.

Heilmann, S. M., Davis, H. T., Jader, L. R., Lefebvre, P. A., Sadowsky, M. J., Schendel, F. J., ... & Valentas, K. J. (2010). Hydrothermal carbonization of microalgae. *Biomass and Bioenergy*, 34, 875-882.

Heo, H. S., Park, H. J., Dong, J. I., Park, S. H., Kim, S., Suh, D. J., ... & Park, Y. K. (2010). Fast pyrolysis of rice husk under different reaction conditions. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *16*, 27-31.

Herath H., Camps-Arbestain M., & Hedley, M. (2013). Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and an Andisol. *Geoderma,* 209–210, 188–197.

Hernandez, A. & Pastor, I. (1989). Parámetros geo edáficos relacionados con el estado hídrico de pastizales mediterráneo. *Rev. Geo,* 3, 103-116.

Hernández, M (2003). *Geología de la Plancha 48 La Jagua de Ibirico. Memoria Explicativa.* Bogotá: INGEOMINAS.

Herrera, R., & Chacón, N. (2013). Large-scale spheroidal redoximorphic features around plinthite nuclei in Orinoco River sediments reflect mean seasonal fluctuation in river stage and ENSO-related anomalies. *Biogeochemistry*, 112,197–208

Hillel, D. (1982*). Fundamentals of soil physics*. New York: Academic Press.

Hinojosa, M.B., Carreira, J.A., García-Ruíz, R. & Dick, R.P (2004a). Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. *Soil Biol Biochem*, 36, 1559–1568.

Hinojosa, M.B., García-Ruíz, R., Viñegla, B. & Carreira, J.A. (2004b). Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcóllar toxic spill. *Soil Biol Biochem*, 36, 1637–1644.

Holdridge, L.R., Grenke, W.C., Hatheway, W.H, Liang, T. & Tosi, J.A. (1971*). Forest environments in tropical life zones, a pilot study*. Oxford: Pergamon Press.

Horn, R., Domżał, H., Słowińska-Jurkiewicz, A. & vVn Ouwerkerk, C. (1995). Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil and Tillage Research*, 35, 23-36.

Howard, J.L., Amos, D.F., & Daniels, W.L. (1988). Phosphorus and potassium relationship in Southwestern Virginia coalmine spoils. *J. Environ. Qual.* 17, 695-700.

Huang, L., Baumgartl, T., & Mulligan, D. (2012). Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? *Annals of Botany*, 110, 223-238.

Hubbard, R.K. & Sheridan J.M. (1983). Water and nitrate nitrogen losses from a small, upland coastal plain watershed. *Journal of Environmental Quality* 12, 291-295.

Hubbard, R. K., Leonard, R. A., & Johnson, A. W. (1991). Nitrate transport on a sandy coastal plain soil underlain by plinthite. *Transactions of the ASAE*, *34*(3), 802-808.

Hudson, B.E. (1994). Soil organic matter and available water capacity. *J. Soil Water Conserv,* 49, 189-194.

Ibáñez, J.J., De-Alba, S., Bermúdez, F.F. & García-Álvarez. A. (1995). Pedodiversity: concepts and measures. *Catena,* 24, 215-232.

Idowu, O., & Oluwatosin, G. (2008). Hydraulic properties in relation to morphology of a tropical soil with hardened plinthite under three land use types. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 8, 145–155.

Imeson, A., & Vis, M. (1984). Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma,* 34, 185-200.

Informe de Coyuntura Económica Regional (ICER). (2012). Informes de Coyuntura Económica Regional del Departamento del Cesar. Banco de república. Bogotá, Colombia.

Insam, H & Domsch, K.H. (1998). Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequenses of reclamation sites. *Microb Ecol*, 15, 117-188.

International Biochar Initiative (IBI, 2012). Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. Recuperado de http://www.biochar-international.org.

Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC, 2004). Norma Técnica Colombiana. NTC 5167norma de productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, Colombia.32. pp.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia & Corporación Autónoma del Cesar. (IDEAM-CORPOCESAR, 2007). Plan de acción nacional de lucha contra la desertificación. Bogotá, Colombia.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2008) *Métodos Analíticos del Laboratorio de Suelos. 6ª ed*. Bogotá, Colombia: IGAC.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 1997). *Estudio General de Suelos del Departamento del César*. Bogotá, Colombia: IGAC.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 1986). *Colombia Geográfica*. Bogotá, Colombia: IGAC.

ISO/DIS 17402 (2006). *Soil Quality — Guidance for the Selection and Application of Methods for the Assessment of Bioavailability in Soil and Soil Materials (Draft Document).*Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.

Iverson, S.L. &Maier, R.M. (2009). Effects of compost on colonization of roots of plants grown in metalliferous mine tailings, as examined by fluorescence in situ hybridization. *Applied Environmental Microbiology*, 75, 842-847.

Jien, S.H., & Wang, C.S., (2013). Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*, 110, 225–233.

Jimenez, L., Baquero, M., & Diaz, J. (2006). Carbonizados de origen vegetal (cov) para la generación de antroposoles obtención y caracterización fisicoquímica. *Revista Colombiana de Quimica,* 35, 177-190.

Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Monedero, M. & Sonoki, T. (2014). Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences,* 11, 6613–6621.

Johnson, C.D., & Skousen, J.G. (1995). Minesoil properties of 15 abandoned mine land sites in West Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 24,635-643.

Johnson, J.M.F., Franzluebbers, A. J., Weyers, S. L. & Reicosky, D. C. (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental pollution*, 150, 107-124.

Jones, B.E.H., Haynes, R.J. & Philips, I.R. (2012). Addition of an organic amendment and/or residue mud to bauxite residue sand in order to improve its properties as a growth medium. *Journal of Environmental Management,* 95, 29-38

Jonker, M.T.O., Suijkerbuijk, M.P.W., Schmitt, H., & Sinnige, T.L. (2009) .Ecotoxicological effects of activated carbón addition to sediments. *Environ.Sci.Technol*, 43, 5959–5966.

Jordán, M.M., García-Sánchez, E., Almendro-Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Gómez-Lucas, I., & Melendez, I. (2009). Geological and environmental implications in the reclamation of limestone quarries in Sierra de Callosa (Alicante, Spain). *Environ. Earth Sci*. 59, 687–694.

Joseph, S., Peacocke, C., Lehmann, J., & Munroe, P. (2009) Developing a Biochar Classification and Test Methods. En J.Lehmann, & S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management* (pp.107-126). London: Earthscan Publications Ltd.

Juwarkar, A., & Jambhulkar, H. (2008). Phytoremediation of coal mine spoil dump through integrated biotechnological approach. *Bioresource Technology*, 99. 4732–4741.

Kammann, C., Ratering, S., Eckhard, C. & Müller, C. (2012). Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (carbon dioxide, nitrous oxide, methane) fluxes from soils. *J. Environ. Qua,* 41, 1052–1066.

Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., & Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of hazardous materials*, 191, 41-48

Karami, A., Homaee, M., Afzalinia, S., Ruhipour, H., & Basitar, S. (2012). Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physic-chemical properties, Agriculture. *Ecosystems and Environment*, 148, 22-28.

Karma A. (1993). Chemical properties of organic soils. En: M, Carter (Ed.), *Soil sampling and methods of analysis* (pp. 459-471).Quebec, Canada: Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers.

Katembe, W. J., Ungar, I. A., & Mitchell, J. P. (1998). Effect of salinity on germination and seedling growth of twoAtriplexspecies (Chenopodiaceae). *Annals of Botany*, 82, 167-175.

Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1984*). Trace elements in soils and plants*. Boca Ratón, Florida: CRC Press.

Kay, B.D. (1998). Soil structure and organic carbon: A review. En: R. Lal (Ed.), *Soil processe and the carbon cycle* (pp.169-197). Boca Raton, Florida: CRC Press.

Keeny, D. & Bremner, J. (1966). Chemical index of soil nitrogen availability. *Nature*, 211, 892–893.

Kent, M., & Coker, P. (1995). *Vegetation description and analysis; a practical approach.* New York, John Wiley & Sons.

Kielhorn, K.H., Keplin, B., & Hütl, R.F. (1999). Ground beetle communities on reclaimed mine spoil: effects of organic matter application and revegetation. *Plant and Soil*, 213, 117-125.

King, J.A. (1988). Some physical features of soil after opencast mining. *Soil Use and Management*, 4, 23-30.

Kim, S. S., Agblevor, F. A., & Lim, J. (2009). Fast pyrolysis of chicken litter and turkey litter in a fluidized bed reactor. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *15*, 247-252.

Kiss, T., & Farkas, E. (1998). Metal-binding ability of desferrioxamine B. *Journal of inclusion phenomena and molecular recognition in chemistry*, 32, 385-403.

Khajeh-Hosseini, M., Powell, A.A. & I.J. Bingham, I.J. (2003).The interaction between salinity stress and seed vigor during germination of soyabean seeds. *Seed Sci. Technol*., 31: 715-725.

Khaleel, R., Reddy, K.R., & Overcash, M.R. (1981). Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *Journal of Environmental Quality*, 10, 133–141.

Kloke, A. (1980). Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA H. 1, 9 - 11.

Kolb, S., Fermanich, K. & Dornbush, M. (2009). Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1173-1181.

Kolton, M., Meller-Harel, Y., Pasternak, Z., Graber, E., Elad, Y. & Cytryn, E. (2011). Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Applied Environmental Microbiology*, 77, 4924-4930.

Kong, S. H., Loh, S. K., Bachmann, R. T., Rahim, S. A., & Salimon, J. (2014). Biochar from oil palm biomass: A review of its potential and challenges. *Renewable and sustainable energy reviews*, 39, 729-739.

Korb, J., Johnson, N., & Covington, W. (2003). Arbuscular mycorrhizal propagule densities respond rapidly to ponderosa pine restoration treatments. *Journal of Applied Ecology*, 40, 101–110.

Kumar-Maharana y Kumar-Patel, (2013). Physico-Chemical Characterization and Mine Soil Genesis in Age Series Coal Mine Overburden Spoil in Chronosequence in a Dry Tropical Environment. Phylogenetics & Evolutionary Biology. 1:1-7

Kumar Singh, S., Thawale, P., & Juwarkar, A. (2014). Sustainable reclamation of coal mine spoil dump using microbe assisted phytoremediation technology. *International Journal of Environmental Science and Toxicology Research*, 2, 43-54

Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., & Van Kessel, C. (2011). Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. *Journal of Environmental Quality*, 40, 1756-1766.

Laird, D., Brown, R., Amonette, J., & Lehmann, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. Biofuels, *Bioprod. Bioref*, 3,547–562.

Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R. & Karlen, D. (2008). Impact of soil biochar applications on nutrient leaching. Abstracts of 2008 International Annual Meetings ASA CSSA SSSA. No. 665–8 .

Larsen, D., & Mann, R. (2005) Origin of high manganese concentrations in coal mine drainage, Eastern Tennesee. *J. Geochem. Explor*. 86, 143-163.

Lehmann, J. & Joseph, S. (2009). *Biochar for Environmental Management: science and technology*. London: Eartscan.

Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, *11*, 395-419.

Lehmann, J., Rillig, M., Thies, J., Masiello, C., Hockaday, W. & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota- a review. *Soil Biology and Biochemistry,* 43, 1812-1836.

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 and Soil,* 249, 343-357.

Lehmann, J., Da Silva, J., Rondon, M., Da Silva, C; Greenwood, J., Nehls, T., Steiner, C. & Glaser, B. (2002). Slash-and-char: a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon?. En 17th World Congress of Soil Science, 449,12p. Bangkok, Thailand.

Lehr, J., Hyman, M., Gass, T.E. & Severs, W.J. (2002). *Handbook of complex environmental remediation problems.* New York: McGraw-Hill.

Leifeld, J., Siebert, S., & Kögel-Knabner, I. (2001). Stabilization of Composted Organic Matter after Application to a Humus-Free Sandy Mining Soil. *Journal of Environmental Quality*, 30,602-607.

Lentz, R., & Ippolito, J. (2012). Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. *J. Environ. Qual*, 41, 1033–1043.

Levene, H. (1960). Robust test for equality of variances. En: I. Olkin, (Ed.*). In contributions to probability and statistics* (pp. 278-292). Palo Alto, CA: Stanford University Presss.

Li, M. (2006). Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *Science of the Total Environment*, 357, 38– 53.

Li, R.S. & Daniels, W.L. (1994**).** Nitrogen Accumulation and Form over Time in Young Mine Soils. *Journal of Environmental Quality,* 23, 166-172.

Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Neves, E. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 70, 1719-1730.

Liu, Z., Chen, Z., Jing, Y., Li, Q., Zhang, J., & Huang, Q. (2014). Effects of biochar amendment on rapeseed and sweet potato yields and water stable aggregate in upland red soil. *Catena*, 123, 45–51.

Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B. & Glaser, B. (2012). Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 175, 698–707.

Liu, Y., Yang, M., Wu, Y., Wang, H., Chen, Y., & Wu, W. (2011). Reducing CH4 and CO2 emissions from waterlogged paddy soil with biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 930-939.

Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S. H., Ding, L., ... & Fan, T. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma*, 158, 173-180.

Li-ping, W., Kui-mei, J., Shi-long, H., & Bo, F. (2009). Fertilizing reclamation of arbuscular mycorrhizal fungi on coal mine complex substrate. *Procedia Earth and Planetary Scienc*,1, 1101–1106.

Loch, R.J. (2000). Using rainfall simulation to guide planning and management of rehabilitated areas: I. Experimental methods and results from a study at the NorthParkes mine. *Land Degradation and Development*, 11,221-240.

Lottermose, B.G., Ashley, P.M. & Munksgaard, N.C. (2008). Biogeochemistry of Pb–Zn gossans, northwest Queensland, Australia: Implications for mineral exploration and mine site rehabilitation. *Applied Geochemistry*, 23, 723–742.

Lukešová, A. (2001). Soil algae in brown coal and lignite postmining areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Restoration Ecology*, 9, 341-350.

Luna, L., Rodríguez, E., Sánchez, C., Renzoni, G., Hernández, H., Maldonado, J…., Sanabria, A., (2004). *El Carbón colombiano - Recursos, reservas y calidad*. Bogotá: Publ. Geol. Esp. Ingeominas.

Lund, E., Christy, D., & Drummond, P. (1998). Applying soil electrical conductivity technology to precision agriculture (compact disc). En: International conference on precison agriculture. (pp. 1089-1100), Saint Paul.

Lyle Jr., E.S. 1980. Minesoil classification. In D.G. Simpson y W.T. Plass. (Eds.) *Seminar of the Role of Overburden Analysis in Surface Mining*. *Wheeling W.Va.* Bureau of Mines Information Circular 8863.

Macht, F., Totsche, K., & Eusterhues, K. (2009). Topography and surface properties of clay minerals analyzed by atomic force microscopy. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia

Macías, F., (2004). Recuperación de suelos degradados, reutilización de residuos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejora de la calidad ambiental. *Recursos Rurais*, 1, 49-56.

Macías, F., Bao, M., Macías-García, F. & Camps, M. (2007). Valorización biogeoquímica de residuos mediante la elaboración de Tecnosoles con diferentes aplicaciones ambientales. *Aguas & Residuos*, 5, 12-25.

Mahinpey, N., Murugan, P., Mani, T., & Raina, R. (2009). Analysis of Bio-Oil, Biogas, and Biochar from Pressurized Pyrolysis of Wheat Straw Using a Tubular Reactor. *Energy & Fuels,* 23, 2736-2742.

Maiti, S.K., & Ghose, M.K. (2005). Ecological restoration of acidic coal mine overburden dumps-an Indian case study. *Land Contamination and Reclamation,* 13, 361-369.

Maiti, S.K. (2003). Moef report, an assessment of overburden dump rehabilitation technologies adopted in CCL, NCL, MCL, and SECL mines. New Delhi: MOEF.

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, 117-128.

Malagón, D. (2003). Ensayo sobre tipología de suelos colombianos. Énfasis en génesis y aspectos ambientales. *Rev. Acad. Col. Cs*, 27, 319-341.

Marambio, C., & Ortega, R. (2003). Uso potencial de lodos derivados del tratamiento de aguas servidas en la producción de cultivos en Chile. *Revista Agronomía y Forestal*, 20, 20-23.

Marsh, G., & Robertson, J. (1985). Physical characteristics of charcoal for use in gunpowder, *Journal of Materials Science*, 20, 97–611.

Martinez, M. L., Torres, M. M., Guzman, C. A., & Maestri, D. M. (2006). Preparation and characteristics of activated carbon from olive stones and walnut shells. Industrial crops and products, 23, 23-28.

Mason, B.J. (1992). Preparation of soil sampling protocols: sampling techniques and strategies (No. PB-92-220532/XAB). Nevada Univ., Las Vegas, NV (United States). Environmental Research Center.

Massey, H.F. (1972). pH and soluable Cu, Ni, and Zn in eastern Kentucky coal mine spoil materials. *Soil Science*, 114, 17-221.

Masulili, A., Utomo, W.H. & Syekhfani. (2010). Rice Husk Biochar for Rice Based Cropping System in Acid Soil 1. The Characteristics of Rice Husk Biochar and Its Influence on the Properties of Acid Sulfate Soils and Rice Growth in West Kalimantan, Indonesia. *J. of Agr. Sci*, 2, 39-47.

Materechera, S. (2009). Aggregation in a surface layer of a hardsetting and crusting soil as influenced by the application of amendments and grass mulch in a South African semi-arid environment. *Soil & Tillage Research*, 105, 251–259.

Matsi, T., Keramidas, V.Z., (1999). Fly ash application on two acid soils and its effect on soil salinity, pH, B, P and on ryegrass growth and composition. *Environ. Pollut*. 104, 107-112.

Matsubara, Y-I., Hasegawa N., & Fukui, H. (2002) Incidence of Fusarium root rot in asparagus seedlings infected with arbuscular mycorrhizal fungus as affected by several soil amendments. *J Jpn Soc Hortic Sci* 71, 370–374.

McBride, M. (1994). *Environmental chemistry of soils.*New York: Oxford Univ. Press.

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

Mekuria, W. & Noble, A. (2013). The Role of Biochar in Ameliorating Disturbed Soils and Sequestering Soil Carbon in Tropical Agricultural Production Systems. *Applied & Environmental Soil Science,* 2013, 1-10.

Melo, M., Holanda, A., Madari, B., Bastiaans, L., van Oort, P., Heinemann, A., Soler da Silva, M., Petter, F., Marimon, B., & Meinke, H. (2014). Biochar increases plant-available water in a sandy loam soil under an aerobic rice crop system. *Solid Earth*, 5, 939–952.

Meloni, D.A., Gulotta, M. R., & Martinez, C. A. (2008). Salinity tolerance in Schinopsis quebracho colorado: Seed germination, growth, ion relations and metabolic responses. *Journal of arid environments*, 72, 1785-1792.

Mench, M., Bussière, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunçao, A., & Manceau, A. (2003). Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant and Soil*, 249, 187-202.

Mengler, F.C.(2008). *Gully erosion on rehabilitated bauxite Mine* (Tesis de maestría). University of Western Australia, Crawley, Australia.

Merino Martin, L. (2010). *Ecología de laderas restauradas de la minería de carbón a cielo abierto: interacciones ecohidrológicas* (Tesis Doctoral). Universidad de Alcalá. España.

Mingorance, M., Barahona, E., & Fernández-Gálvez, J. (2007). Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. *Chemosph.*68, 409–413.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2013). Política nacional para la gestión integral ambiental del suelo (GIAS). Convenio de cooperación. Bogotá D.C.

Montagne, D. & Zapata, F. (2002). Standard characterisation of soils employed in the FAO/IAEA phosphate project. En: IAEA. *Assessment of soil phosphorus status and management of phosphatic fertilisers to optimise crop production* (pp. 24-46). Vienna, Austria: IAEA-TECDOC.

Moreno-de las Heras, M., Merino-Martín, L., & Nicolau, J. (2009). Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77, 39–47.

Moreno-de Las Heras, M., Nicolau, J. M., & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological engineering*, 34, 168-178.

Moreno-Jiménez, E., Manzano, R., Esteban, E., & Peñalosa, J.M. (2010). The fate of arsenic in soils adjacent to an old mine site (Bustarviejo, Spain): mobility and transfer to native flora. *J. Soils Sediments*, 10, 301-312.

Mortvedt, J. J., Smith, D.H. & Redente, E.F. (1996). *Fertilizing Revegetated Disturbed Lands*. Crop Series. Soil, No. 0.536. Colorado State University Cooperative Extension, 3/96. 2p.

Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy*, 3, 313-339.

Mullen, C. A., Boateng A. A., Goldberg N. M., Lima I. M., Laird D. A., and Hicks K. B. (2010). Bio-oil and biochar production from corn cobs and stover by fast pyrolysis. *Biomass and Bioenergy*, 34, 67-74.

Mummey, D., Stahl, P., & Buyer, J. (2002). Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. *Applied Soil Ecology*, 21, 251–259.

Murad, E., & Rojik, P. (2003) Iron-rich precipitates in a mine drainage environment: influence of pH on mineralogy. *Am. Mineral*, 88, 1915–1918.

Murtaza, M., Haynes, R.J., Naidu, R., Belyaeva, O.N., Kim, K., Lamb, D.T., & Bolan, N.S. (2011). Natural Attenuation of Zn, Cu, Pb and Cd in Three Biosolids-Amended Soils of Contrasting pH Measured Using Rhizon Pore Water Samplers. *Water Air Soil Pollut*, 221, 351–363.

Navarro, P., Moral, H., Gómez, L. & Mataix, B. (1995). *Residuos orgánicos y agricultura*. España: Servicio de Publicaciones Universidad de Alicante.

Neagoe, A., Ebenå, G., & Carlsson, E. (2005). The effect of soil amendments on plant performance in an area affected by acid mine drainage. *Chemie der Erde*, 65, 115-129.

Nelson, P.N., Barzegar, A.R. & Oades, J.M. (1997). Sodicity and clay type: influence on decomposition of added organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 61, 1052-1057

Nicolás-Contreras, M. (2010). *Edafogénesis en escombreras mineras de la provincia de Burgos y su relación con la vegetación* (Tesis doctoral). Universidad de Burgos. España.

Nicolau, J.M., & Asensio, E. (2000). Rainfall erosion on opencast coal mine lands: ecological perspective. En M.J. Haigh (Ed.), *Reclaimed Land: Erosion Control, Soils and Ecology* (pp. 51–73). The Netherlands: A.A. Balkema, Rotterdam.

Noda, Y. (2009). Las Micorrizas: Una alternativa de fertilización ecológica en los pastos. *Pastos y Forrajes* 32, 1-10.

Norrström, A.C., & Jacks, G., (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Sci. Total Environ.*, 218, 161 –174.

Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A.H. & Yousefi, N. (2009). Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environ. Earth Sci*., 59, 315-323.

Novak, J.M., Busscher W.J., Watts, D.W., Laird, D.A, Ahmedna, M.A., & Niandou M.A.S. (2010). Short-term CO_2 mineralization after additions of biochar and switch grass to a typic kandiudult. *Geoderma,* 154, 281-288.

Novak J.M., Busscher, W.L., Watts, D.W., Laird, D.L., Ahmedna, M., & Niandou, M.A.S. (2009). Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Science*, 174, 105–112.

Novo, L., Covelo, E., & González, L. (2013). The use of waste-derived amendments to promote the growth of Indian mustard in copper mine tailings. *Minerals Engineering*, 53, 24–30.

O'Day, P., & Vlassopoulos, D. (2010). Mineral-Based amendments for remediation. *Elements*, 6, 375–381.

Office of Surface Mining and Reclamation (OSMR, 1999). Mountaintop mining report to Congress: 20 p.

OECD. (1984). Terrestrial plant test: seedling emergence and seedling growth test. OECD Guidelines for testing of chemicals 208. OECD, Paris.

Ohsowskia, B. Klironomosa, J., Dunfieldb, K. & Harta, M. (2012). The potential of soil amendments for restoring severely disturbed grasslands. *Applied Soil Ecology,* 60, 77– 83.

Oleszczuk, P., Rycaj, M., Lehmann, J., & Cornelissen, G. (2012). Influence of activated carbón and biochar on phytotoxicity of air-dried sewage sludges to Lepidium sativum. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80, 321–326.

Opeka, T., & Morse, R. (1979). *Use of green-manure amendments and tillage to improve minesoil productivity (Vol. 1).* Blacksburg (USA): Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Ozores-Hampton, M., Vavrina, C.S., & Obreza, T.A. (1999) Yard trimming-biosolids compost: Possible alternative to sphagnum peat moss in tomato transplant production. *Compost Science & Utilization*, 7, 42-49.

O'Dell, R., Silk, W., Green, P. & Claassen, V. (2007). Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of Bromus carinatus (Hook and Arn.). *Environmental Pollution*, 148, 115-124.

Ouyang, L., Wang, F., Tang, J., Yu, L., & Zhang, R. (2013). Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13, 991-1002.

Pachepsky, Y.A. & Rawls, W.J. (2003). Soil structure and pedotransfer functions. *European Journal of Soil Science*, 54, 443–452.

Pagliai, M., Marsili, A., Servadio, P., Vignozzi, N. & Pellegrini, S. (2003). Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. *Soil and Tillage Research*, 73, 119-129.

Phillips, J.M. & Hayman, D.S. (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycororrhizal fungi for rapid assessment to infection. *Trans. Brit. Mycol. Soc.* 55, 158-161.

Pankhurst, C.E., Yu, S., Hawke, B.G. B.D. & Harch, B.D. (2001). Capacity of fatty acid profiles and substrate utilization patterns to describe differences in soil microbial communities associated with increased salinity or alkalinity at three locations in South Australia. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 204–217.

Paradela, F., Pinto, F., Ramos, A.M., Gulyurtlu, I. & Cabrita, I. (2009). Study of the Slow Batch Pyrolysis of Mixtures of Plastics, Tires and Forestry Biomass Wastes. Effect of the Experimental Conditions in the Liquid Compounds. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 85, 392-398.

Paradelo, R. (2013a). Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina. *Boletín Geológico y Minero*, 124, 405-419.

Paradelo, R., & Barral, M.T., (2013b). Influence of organic matter and texture on the compactability of Technosols. *Catena*, 110, 95-99.

Paradelo, R., Cendón, Y., Moldes, A.B. & Barral, M.T. (2007). A pot experiment with slate processing fines and compost. *Geoderma*, 41, 363-369.

Paradelo, R., Moldes, A.B. & Barral, M.T. (2009a). Properties of slate mining wastes amended with grape marc compost under laboratory conditions. *Waste Management*, 29, 579-584.

Paradelo, R., Moldes, A.B. & Barral, M.T. (2009b). Amelioration of the physical properties of slate processing fines using grape marc compost and vermicompost. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1251-1260.

Park, J. H., Choppala, G. K., Bolan, N. S., Chung, J. W., & Chuasavathi, T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals.*Plant and soil*, *348*, 439-451

Pedersen, T. A., Rogowski, A.S. &Pennock,R. (1980). Physical Characteristics of Some Minesoils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 321-328.

Pedrol, N., Puig, G., Souza, P., Forján, R., Vega, F., Asensio, V., González, L., Cerqueira, B., Covelo, E., & Andrade, L. (2010). Soil fertility and spontaneous revegetation in lignite spoil banks under different amendments. *Soil & Tillage Research*, 110, 134–142.

Pérez, C., Narciso, H., Weliton, F., Ferreira, A., Geraldes, W., Santana, R., & Guimarães, S. (2013). Chemical properties and mineralogy of soils with plinthite and petroplinthite in Iranduba (am), *Brazil. R. Bras. Ci. Solo*, 37, 936-946.

Perkins, H.F. and Kaihulla, E. 1981. Some characteristics of plinthite inhibiting plant growth. *Agronomy Journal* 73, 671-673.

Piccolo, A., & Mbagwu, J.S.C. (1989). Effects of humic substances and surfactants on the stability of soil aggregates. *Soil Sci.,* 147, 47–54.

Plass, W.T., & Capp, J.P. (1974). Physical and Chemical Characteristics of Surface Mine Spoil Treated with Fly Ash. *Journal of Soil and Water Conservation*, 20, 119-121.

Plass, W.T., & Vogel, W.G. (1973). Chemical properties and particle-size distribution of 39 surface-mine spoils in southern West Virginia. U.S. *Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station*, 276, 8.

Prach, K. (2004).The restoration and management of derelict land: modern approaches. *Restor Ecol*, 12, 310.

Prendergast-Miller, M., Duvall, M., & Sohi, S. (2014). Biochar–root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability. *European Journal of Soil Science,* 65: 173–185.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2005). Cuadernos PNUD Investigaciones sobre desarrollo regional. Impacto de las regalías del carbón 1997-2003. Bogotá, Colombia: PNUD.

Qasim, B., Motelica-Heino, F., Bourgerie, S., Gauthier, A. & Morabito, D. (2015). Efect of nitrate and ammonium fertilization on Zn, Pb, and Cd phytostabilization by Populus euramericana Dorskamp in contaminated technosol. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 22, 18759-18771.

Rangel, J.O., Lowy-C, P., & Aguilar, M. (1997). *Colombia Diversidad Biótica II. Tipos de Vegetación de Colombia.* Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia-IDEAM.

Rao, A., & Tak, R. (2001). Influence of mycorrhizal fungi on the growth of different tree species and their nutrient uptake in gypsum mine spoil in India. *Applied Soil Ecology*, 17, 279–284.

Reeder, J.D., & Savey, B. (1987). Nitrogen. En: R. Dean Williams & G. E. Schuman (Eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United states: Analytic parameters and procedures* (pp. 1559-1584). Ankeny, Iowa: Soil Conservation Society of America.

Ribeiro, J., Sonay, S., Garrigues, S. & Guardia, M. (2001). FITR Tentative characterization of humic acids extracted from organic materials. *Spectroscopy Letters*, 179-190.

Rillig, M.C., (2004). Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecol. Lett*, 7, 740–754.

Rillig, M.C., Wright, S.F., Allen, M.F., & Field, C.B. (1999). Rise in carbon dioxide changes soil structure. *Nature* 400, 628.

Rios-Gomez, R., Salas-Garcıa, C.E., Monroy-Ata, A., & Solano, E. (2010) Salinity effect on Prosopis laevigata seedlings. *Terra Latinoamericana*, 28, 99–107.

Ritter, J.B. (1992). Application of field infiltration data to hydrologic model parameterization: an example from drainage basins disturbed by surface mining. *Journal of Hydrology*, 134, 173–202.

Rives, C. E., Bajwa, M.J., & Liberta, A.E. (1980). Effects of topsoil storage during surface mining on the viability of VA mycorrhizae. *Soil Science*,129, 253-257.

Roche P., Grière L., Babre D., Calba H., Fallavier P. (1978). La carence en phosphore des sols tropicaux et ses méthodes d'appréciation. *Bulletin de l'Association Française pour l'étude du Sol*, 4, 251-268.

Roche P., Grière L., Babre D., Calba H., Fallavier P. (1978). La carence en phosphore des sols tropicaux et ses méthodes d'appréciation. Communication IMPHOS-GERDAT présentée au lle colloque ISSS Edmonton, Canada.

Roberts, J. A., Daniels, W.L., Bell, J.C. & Burger, J.A. (1988). Early Stages of Mine Soil Genesis in a Southwest Virginia Spoil Lithosequence. *Soil Science Society of America Journal*., 52, 716-723.

Rodríguez-Vila (2016). Remediation of a copper mine soil with organic amendments: Compost and biochar versus Technosol and biochar, *Spanish Journal of Soil Science*, 5, 130-143

Rogers, M. & Smith, S.R. (2007). Ecological impact of application of wastewater biosolids to agricultural soil. *Water and Environment Journal*, 21,34–40.

Romero, E., Benítez, E., & Nogales, R. (2005). Suitability of wastes from olive-oil industry for initial reclamation ofa Pb/Zn mine tailing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165, 153-165.

Rondon, M.A., Molina, D., Hurtado, M., Ramirez, J., Lehmann, J., Major, J., & Amezquita, E. (2006). Enhancing the productivity of crops and grasses while reducing greenhouse gas emissions through bio-char amendments to unfertile tropical soils. En 18th World Congress of Soil Science (pp. 9-15).

Rousk, J., Baath, E., Brookes, Ph., Lauber, Ch., Lozupone, C., Caporaso, G., Knight, R., & Fierer, N. (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. The *ISME Journal*, 4, 1340–1351.

Rovira, P., Duguy, B., & Vallejo, V. (2009). Black carbon in wildfire-affected shrubland Mediterranean soils. *J Plant Nutr Soil Sci*, 172, 43–52.

Roy, W.R. & Griffin R.A. (1982). A proposed classification system for coal fly ash in multidisciplinary research, *Jornal of Enviromental Quality*, 11, 563-568.

Saikia, B., Boruah, R., & Gogoi, P. (2009). A X-ray diffraction analysis on graphene layers of Assam coal. J. *Chem. Sci.*, 121, 103–106.

Sajwan, K.S., Paramasivam, S., Alva, A., & Sahi, S. (2006). Fly Ash-Organic Byproduct Mixture as Soil Amendment. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 3-23.

Salafranca, L., Sierra, M., Núñez, I., Solanas, A., & Leiva, D. (2005*). Análisis estadístico mediante aplicaciones informáticas*. Barcelona, España: Editorial Universidad de Barcelona.

Salamanca, B, & Gualdrón, R. (2011). Modelos de sucesión y potencial de restauración en áreas en rehabilitación de la mina del Cerrejón. En O. Ríos & S.P. Reyes (Eds.) La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica.Bogotá: Universidad Nacional.

Samsuri, A., Sadegh-Zadeh, F., & Seh-Bardan, B. (2014) Characterization of biochars produced from oil palm and rice husks and their adsorption capacities for heavy metals. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 967–976.

Sánchez, G. & Puigdefábregas, J. (1994). Interactions of Plant-Growth and Sediment Movement on Slopes in a Semiarid Environment. *Geomorphology*, 9, 243-260.

Sandoval, F. M. & Power, J. F. (1977). *Laboratory methods recommended for chemical analysis of mined-lands spoils and overburden in Western United States*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture.

Sari, N., Ishak, C., & Bakar, R. (2014). Characterization of oil palm empty fruit bunch and rice husk biochars and their potential to adsorb arsenic and cadmium. American Journal of *Agricultural and Biological Sciences*, 9, 450-456.

Schaaf, W. (2001). 'What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mining sites?. *Ecological Engineering*, 17, 241–252.

Schaaf, W., Gast, R., Wilden, R., Scherzer, J., & Blechschmidt, R. (1999). Temporal and spatial development of soil solution chemistry and element budgets in different mine soils of the Lusatian lignite mining area. *Plant and Soil*, 213, 169–179.

Schmidt, M., Skjemstad, J.O., Czimczik, C., Glaser, B., Prentice, K., Gelinas, Y., & Kuhlbusch T. (2001). Comparative analysis of black carbon in soils. *Glob Biogeochem Cycles*, 15, 63–167.

Schoenholtz, S.H., Van Miegroet, H., & Burger, J.A. (2000): A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138, 335-356.

Schwab, P., Zhu, D., & Banks, M.K. (2007). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology*, 98, 2935-2941.

Seal, R.R. & Hammarstrom, J.M. (2003). Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulfide and gold deposits. En: Jambor, J.L., Blowes, D.W., Ritchie, A.I.E. (Eds.), (pp.11-50).Environmental Aspects of Mine Wastes. Mineralogical Association of Canada.

Sencindiver, J.C., & Ammons, J.T. (2000). Minesoil Genesis and Clasification. Ch. 23. In: R. I. Barsnhisel, W. L. Daniels and R. G. Darmody (Eds.) *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Agronomy Series No. 41 (pp. 34). Madison, WI. American Soc. Agronomy.

Sencindiver, J.C., & Skousen, J. (1989). Reclamation Research at the West Virginia Agricultural & Forestry Experiment Station. *Green Lands*, 19, 18-20.

Sencindiver, J.C. (1977). *Classification and genesis of minesoils* (Tesis doctoral). Diss West Virginia University. Morgantown, WV.

Seoane, S., & Leiros, M.C. (1992). Neutralización de la acidez de estériles de minas de lignito con cenizas de la combustión del carbón en centrales termoeléctricas según composición y propiedades ándicas. En III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Pamplona, Colombia.

Sengupta, M. (1993). *Environmental impacts of mining monitoring, restoration, and control*. Washington, D.C.: CRC Press.

Sociedad Ecológica de Restauración Internacional (SERI, 2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Washington, D.C.: SERI.

Severson, R.C., & Gough, L.P.B. (1983). Rehabilitattion Materials fron Surface-Coal Mines in Western U.S.A., Chemical Characteristics of Spoil and Replaced Cover-Soil. *Reclam. Reveg. Res.*, 2, 83-102.

Shen, Q; Hedley, M; Camps Arbestain, M; Kirschbaum, M. (2016). Can biochar increase the bioavailability of phosphorus?. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16, 268-286.

Sheppard, S.C., Gaudet, C., Sheppard, M.L., Cureton, P.M., & Wong, M.P. (1992). The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. *Can. J. Soil Sci*, 72, 359-394.

Shariff, A., Aziz, N.S.M., & Abdullah, N. (2014). Slow Pyrolysis of Oil Palm Empty Fruit Bunches for Biochar Production and Characterisation. *Journal of Physical Science*, 25, 97-112.

Shrestha, R.K., & Lal, R., (2006). Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environ. Inter*. 32, 781–796.

Shepherd, M.A., Harrison, R., & Webb, J. (2002). Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms, Soil Use & Management, 18, 284-292.

Shenbagavalli, S., & Mahimairaja, S. (2012). Production and Characterization of biochar from different biological wastes. *International J. of Plant, Animal and Enviromental Sciences*, 2, 192-201.

Sheoran, V., Sheoran, A. S., & Poonia, P. (2010). Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3, 13.

Sheppar, S.C., Gaudet, C., Sheppar, P.I., Cureton, P.M. & Wong, M.P. (1992). The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils- a review of the science. *Can. J. Soil Sci.*, 72, 359-394.

Showalter, J. (2005). *Evaluation of topsoil substitutes for restoration of appalachian hardwoods on strip mined land* (Tesis de maestría).Virginia Polytechnic Institute and State UniversityBlacksburg, Virginia. USA.

Showalter T.A., Rogowski, A.S. & Pennock, R. (1980). Physical Characteristics of Some Minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 44, 321-328.

Shu, W.S., Ye, Z.H., Zhang, Z.Q., Lan, C.Y., & Hong, M.H., 2005. Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in southern.*China. Rest. Ecol.* 13, 49–60.

Shukla, M.K., Lal, R. & Ebinger, M.H. (2005). Physical and chemical properties of a minespoil eight years after reclamation in Northeastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1288-1297.

Siegrist, S., Schaub, D., Pfiffner, L., Mäder, P. (1998). Does organic agriculture reduce soil erodability? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. Agriculture, Ecosystems and Environment, 69, 253-264.

Sieverding, E. (1983) Manual de métodos para la investigación de la micorriza vesículo arbuscular en el laboratorio. Cali, Colombia: CIAT.

Singh, V., Mawar, R., & Lodha, S. (2012). Combined effects of biocontrol agents and soil amendments on soil microbial populations, plant growth and incidence of charcoal rot of cowpea and wilt of cumin. *Phytopathologia Mediterranea.* 51, 307−316.

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.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K, & Doran, W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 62, 367-1376.

Skousen, J., Hoover, S., Owens, K. & Sencindiver, J. (1998a). Physical Properties of Minesoils in West Virginia and Their Influence on Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Quality*, 27, 633-639.

Skousen, J., Sencindiver, J., Owens, K. & Hoover, S. (1998b). Physical properties of minesoils in West Virginia and their influence on wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality*, 24, 635-643.

Smith, P.L., Redente, E.F. & Hooper, E. (1987). Soil organic matter. *En*: R. Dean Williams and G. E. Schuman (Eds.). *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States: Analytic parameters and procedures* (pp. 185-213). Ankeny, Iowa: Soil Conservation Society of America.

Smith, R. & Sobek, A. (1978). Physical and Chemical Properties of Overburdens, Spoil, Wastes, and New Soils. En F.W. Shaller y P. Sutton (Eds.), Reclamation of drastically Disturbed Land (pp.149-172). Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy.

Smith, R.M., Tyron, E.H. & Tyner, E.H. (1971). Soil development on mine spoil. *W. Va. Agric. Exp*, 604, 47.

Smyth, T., & Cravo, M. (1992). Aluminum and calcium constraints to continuous crop production in a Brazilian Amazon Oxisol. *Agronomy Journal, Madison*, 84, 843-850.

Soane, B.D., & Van Ouwerkerk, C. (1995). Implications of soil compaction in crop production for the quality of the environment. *Soil and Tillage Research*, 35, 5-22.

Sobek, A.A., Schuller, W.A, Freeman, J.R & Smith, R.M. (1978). *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (EPA-600/2-78-054). Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

Sohi, S., Loez-Capel, E., Krull, E., & Bol, R. (2009). Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. CSIRO Land and Water Science Report 05/09, 64 pp.

Soil Quality Criteria Working Group. (2004*). Soil quality criteria relative to disturbance and reclamation*. Recuperado de http://www1.agric.gov.ab.ca.

Soil Science Society of America (1996). *Methods of analysis, Part 3, Chemical Methods*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy.

Soinne, H., Hovi, J., Tammeorg, P., & Turtola, E. (2014). Effect of biochar on phosphorus sorption and clay soil aggregate stability. *Geoderma*, 219, 162-167.

Solaiman, Z., Murphy, D., & Abbott, L. (2011). Biochars influence seed germination and early growth of seedlings. *Plant and Soil*, 353, 273-287.

Sopper, W. E. (1992). Reclamation of mine land using Municipal Sludge. En R. Lal & B.A. Stewart (Eds.). *Soil Restoration. Advances in Soil Science*, (pp.351-431). New York: Springer-Velarg.

Spokas, K., Novak, J., Stewart, C., Cantrell, C., Uchimiya, M., DuSaire, M. & Ro, K. (2011). Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*, 85, 869–882.

Spokas, K. (2010). Review of the stability of biochar in soils: predictability of O: C molar ratios. *Carbon Management*, 1, 289–303.

Spokas, K.A., Koskinen, W.C., Bakera, J.M., Reicosky, D.C. 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. & Reicosky, D. (2009). Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science*, 3, 179-193.

Steinbeiss, S., Gleixner, G., & Antonietti, M. (2009). Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*,*41*, 1301-1310.

Steiner, Ch. (2010). Las perspectivas de Biocarbón - secuestro de carbono, ciclo de nutrientes y generación de energía. *Palmas*, 31,116-125.

Steiner, C., Das, K., Garcia, M., Forster, B., & Zech, W. (2008a). Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthicFerralsol.*Pedobiologia*, 51, 359–366.

Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, W., Lehmann, J., Blum, W.E.H. & Zech, W. (2008b). Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde,* 171, 893-899.

Steiner, C., Rodrigues de Arruda, M., Teixeira, W., & Zech, W. (2007). Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal, and mineral or organic fertilisers. *Tropical Science*, 47,218-230.

Stevenson, F.J. (1962). Chemical state of the nitrogen in rocks. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 26, 797- 809.

Stewart, B. R., (2000). Coal combustion product (CCP) production and use: Survey results. En K. S. Sajwan, A. K. Ashok, and R. F. and R. F. Keefer, (eds.), *Biogeochemistry of Trace Elements in Coal and Coal Combustion Byproducts* (p.p. 1-6)New York: Kluwer Academic Publishers.

Stewart, B.R. & Daniels, W.L. (1992). Physical and Chemical Properties of Coal Refuse from Southwest Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 21, 635-642.

Stewart, K., Karppinen, E., & Siciliano, S. (2013). Northern biochar for northern remediation and restoration. Oral presentation to Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and Canadian Land Reclamation Association Conference. Whitehorse, Yukon.

Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture. Ecosystems and Environment*, 164, 80-99.

Stolt, M.H., Baker, J.C., Simpson, T.W., Martens, D.C., Mc-Kenna, J.R. & Fulcher, J.R. (2001). Physical reconstruction of mine tailings after surface mining mineral sands from prime agricultural land. *Soil Science,* 166, 29-37.

Streubel, J. D., Collins, H. P., Tarara, J. M., & Cochran, R. L. (2012). Biochar produced from anaerobically digested fiber reduces phosphorus in dairy lagoons. *Journal of environmental quality*, *41*, 1166-1174.

Stroo, H. F. & Jencks, E.M. (1982). Enzime activity and respiration in minesoil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 548-553.

Suding, K.N., Gross, K.L., & Houseman, G. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 46-53.

Sukiran, M., Kheang, L., Bakar, N.& May, Ch. (2011). Production and Characterization of Bio-Char from the Pyrolysis of Empty Fruit Bunches. *American Journal of Applied Sciences*, 8, 984-988.

Sullivan, D. M., & Miller, R.O. (2001). Compost Quality Attributes, Measurements and Variability. Boca Raton, FL: CRC Press.

Sydnor, M.E.W. & Redente, E.F. (2002) Reclamation of high-elevation, acidic mine waste with organic amendments and topsoil. *J. Environ. Qual*. 31, 1528–1537.

Tang, C. & Yu, Q. (1999). Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. *Plant and Soil*, 215, 29–38.

Thies, J., & Rillig, M. (2009). Physical properties of biochar. Chapter 6. En J. Lehmann & S. Joseph (Eds.) *Biochar for environmental management science and technology* (pp. 85-102). London: Earthscan.

Theis, T.L. & Wirt, J. (1977). Sorptive Behavior of Trace Metals on Fly Ash in Aqueous Systems. *Environmental Science and Technology*, 11, 1096-1100.

Thomas, K. (2001).*Characterization and Quality of Soils Developing on a Mountaintop Removal Coal Mine*. (Tesis de maestría). Universidad de West Virginia. USA.

Thomas, S; Frye, S; Gale, N; Winsborough, C. (2013). Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. *Journal of Environmental Management*, 129, 62-68.

Thrall, P.H., Millsom, D.A., Jeavons, A.C., Waayers, M., Harvey, G.R., Bagnall, D.J., & Brockwell, J. (2005). Seed inoculation with effective root-nodule bacteria enhances revegetation success. *Journal of Applied Ecology*, 42, 740-751.

Thompson, P.J., Jansen, I.J., & Hooks, C.L. (1986). Penetrometer Resistance and Bulk Density for Predicting Root System Performance in Mine Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1288-1293.

Thurman, N. C. &. Sencindiver, J.C. (1986). Properties, classification and interpretations of minesoils at two sites in West Virginia. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 181-185.

Tonutare, T., Krebstein, K., Utso, M., Rodima, A., Rodima, R., & Shanskiy, M. (2014). Biochar contribution to soil pH buffer capacity. *Geophysical Research Abstracts*, 16, EGU2014-10354.

Tooper, K.F., & Savey, B.R. (1986). Sewage sludge as a coal mine spoil amendment for revegetation in Colorado. *Journal of Environmental Quality,* 15, 44-49.

Tozsin, G. (2014).Hazardous elements in soil and coal from the Oltu coal mine district, Turkey. International *Journal of Coal Geology,* 131, 1-6.

Trelo-Ges, V., & Chuasavathi, T. (2002). Effect of municipal waste and grass cultivation on physical properties of a sandy soil of northeast En: Abstracts 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand.

Truter, W. (2007*). Sustainable plant production on degraded soil/ substrates amended with South African class fly ash and organic material* (Tesis doctoral). Pretoria University, Pretoria, Sudáfrica.

Unidad de Planeación Minero Energética (UPME, 2005). La cadena del carbón en Colombia. Bogotá, Colombia.

United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 1999). SW-846 reference methodology: Method 3050B. Standard Operating Procedure for the Digestion of Soil/Sediment Samples Using a Hotplate/Beaker Digestion Technique, Chicago, Illinois.

United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 1996). Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils, Revision 2. USEPA, Cincinnati, OH.

United States Food and Drug Administration (US-FDA, 2001). *Total diet study statistics on radionuclide results*. Washington, DC: Food and Drug Administration.

United States Food and Drug Administration (US-FDA, 2005a). *Guidance levels for radionuclides in domestic and imported foods*. Washington, DC, Food and Drug Administration. Recuperado de www.fda.gov/ora/compliance_ref/cpg/cpgfod/

United States Food and Drug Administration (US-FDA 2005b). *Mercury levels in comercial fish and shellfish.* Washington, DC, Food and Drug Administration. Recuperado de http//www.fda.gov/bbs/topics/ ANSWERS/2000/advisory.html.

Ussiri, D.A.N. & Lal, R. (2005). A method for determining coal carbon content in the reclaimed minesoils. Paper presented at Annual International Soil Science Society of America, Crop Science and Agronomy Society of America Meetings, Salt Lake City.

Uchimiya, M., Klaso, K.T., Forter, C., & Lima, I. (2011a) Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 2. Copper desorption isotherms. *Chemosphere*, 82, 1438–1447.

Uchimya, M., Wartelle, L., Klaso, K.T., Forter, C., & Lima, I. (2011b). Influence of pyrolysis temperatura on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *J. Agric. food chem.*,59, 2501-2510.

Vaca, R., Lugo de la fuente, L., & Esteller, M. (2006). Caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco o compostado. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 22, 27-37

Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J. G., & Cortina, J. (2006). Restoration of Mediterranean woodlands. In Van-Andel, J & Aronso, J (Ed.). *Restoration ecology: the new frontier* (pp. 193-207). Malden: Blackwell Publishing.

Vandevender, J.C. & Sencindiver, J.C. (1982). *The Effects of Three Forms of Nitrogen Fertilizer, Phosphorus and Hidrated Lime on Abandoned Mine Land Reclamation*. En: Proceedings of 1982' Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation (pp. 497-502). Univ. Kentucky, Lexington, KY.

Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., ... & Cowie, A. (2010). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and soil*, 327, 235-246.

Vega, F.A., Covelo, E.F., Andrade, M.L., (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degrad. Develop*, 16, 27–3.

Vélez, J. (2007). Los biosólidos: ¿una solución o un problema?. *Producción más Limpia*, 2, 57-71.

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. JRC Scientific and Technical Reports. Ispra, Italia.

Von Willert, F.J., & Stehouwer, R.C. (2003). Compost and calcium surface treatment effects on subsoil chemistry in acidic minespoil columns. *Journal of Environmental Quality*, 32, 781-788.

Wali, M. K. (1975). The problem of reclamation viewed in a system context. En M.K. Wali (ed.) *Practices and Problems of Land Reclamation in Western North America*, (pp.1-17). Grand Forks: The University of North Dakota Press.

Wang, X., Chen, H., Luo, K., Shao, J., & Yang, H. (2008). The Influence of Microwave Drying on Biomass Pyrolysis. *Energy & Fuels*, 22, 67-74.

Ward, A.D., Wells, L.G., & Phillips, R.E. (1983). Infiltration through a reconstructed surface mined spoils and soils. *Transactions of the ASAE*, 26, 821–832.

Warncke, D.D., (1986). Analyzing greenhouse growth media by the saturation extraction method. *HortSci.* 21, 223-225.

Warnock, D., Mummey, D., McBride, B., Major, J., Lehmann, J., & Rillig, M. (2010). Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 46, 450–456

Warnock, D., Lehmann, J., Kuyper, W., & Rillig, M. (2007). Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. *Plant Soil*, 300, 9–20.

Wick, A., Daniels, W.L., & Nash, W. (2010). Soil aggregate, organic matter and microbial dynamics under different amendments after 27 years of mine soil development. En: National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Bridging Reclamation, Science and the Community. Pittsburgh, PA.

Wick, A., Ingram, L.J. & Stahl, P.D. (2009). Aggregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. *Soil Biology and Biochemistry*, 41,201-209.

Wells, L.G., Xiwen, L. & Barnhisel, R.I. (1989). The Influence of Reclamation Estrategies on Physical Properties of Reconstructed Prime Farmland. En International Summer Meeting of American Society of Agricultural Engineering and Canadian Society of Agricultural Engineering, Quebec, Canada.

Willert, J. (2002). *Chemical processes affecting the subsoil during reclamation of highly acidic minespoil* (Tesis Doctoral). The Pennsylvania State University. USA.

Williams, N.D., & Petticrew, E.L. (2009). Aggregate stability in organically and conventionally farmed soils. Soil Use and Management, 25, 284-292.

Williamson, J.C., & Johnson, D.B. (1991). Microbiology of soils at opencast sites: II. Population transformations occurring following land restoration and the influence of rye grass/ fertilizer amendments. *Journal Soil Science*, 42, 9-16.

Whalley, W.R., Dumitru, E., & Dexter, A.R. (1995). Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research*, 35, 53-68

World Health Organization (WHO,1976). Mercury guidelines. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Wilson, D.J., & Clarke, A.N. (1993). *Hazardous waste site soil remediation: theory and application of innovative technologies.* Boca Raton: CRC Press.

Wang, X., Sun, C., Gao, S., Wang, L., & Shuokui, H. (2001). Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with Cucumis sativus. *Chemosphere*, *44*(8), 1711-1721.

Wong, V. N., Greene, R. S., Murphy, B. W., Dalal, R., Mann, S., & Farquhar, G. (2006). The effects of salinity and sodicity on soil organic carbon stocks and fluxes: An overview. *J. Regolith. Australia Nat. Univ*.

World Health Organization. (WHO, 1976). *Mercury guidelines*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Wu, J., & Hamada, M. (2000). *Experiments: Planning, analysis and parameter design optimization.* New York, USA: Wiley & Sons.

Wu, L., Ma, L., & Martinez, G. (2000). Comparison of Methods for Evaluating Stability and Maturity of Biosolids Compost. *J. Environ. Qual*, 29, 424- 429.

World Soil Information (WRB, 2007). *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007*. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103, Roma: FAO.

Xu, J.M., Tang, C. & Chen, Z.L. (2006). The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 709–719.

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.*

Yanik, J., Kornmayer, C., Saglam, M., & Yüksel, M. (2007). Fast pyrolysis of agricultural wastes: characterization of pyrolysis products, Fuel Process. *Technol,* 88, 942–947.

Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A., Cao, X., Pullammanappallil, P. &Yang, L. (2006). Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *Journal of Hazardous Materials*, 190, 501–507.

Yaro, D.T., Kparmwang, T. Raji, B.A. & Chude, V.O. (2006). The Extent and Properties of Plinthite in a Landscape at Zaria, Nigeria. *International Journal of Soil Science*, 171-183.

Younos, T.M. & Shanholtz, V.O. (1980). Soil Texture and Hydraulic Properties of Post-Mining Soil Related to the Pre-Mining Soil Horizons. En: Proceedings of 1980' Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation (pp. 153-157). Lexington, KY: Univ. Kentucky.

Yu, O.Y., Raichle, B., & Sink, S. (2013). Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil. *International Journal of Energy and Environmental Engineering,* 4, 1-9.

Zanuzzi, A., Arocena, J.M., Van Mourik, J.M., & Faz Cano, A., (2009.)Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma* 154, 69–75.

Zhao, F., Cong, Z., Sun, H. & Ren, D. (2007). The geochemistry of rare earth elements (REE) in acid maine drainage from the Sitai coal mine, Shanxi Province, North China. *International Journal of Coal Geology*, 70,184-192.

Zhang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y. & Inyang, M. (2012). Synthesis, characterization, and environmental implications of graphene-coated biochar. *Science of the Total Environment*, 435-436, 567–572.

Zhang, C., Huang, L., Luan, T., Jin, J., & Lan, C. (2006). Structure and function of microbial communities during the early stages of revegetation of barren soils in the vicinity of a Pb/Zn Smelter. *Geoderma,* 136, 555–565.

Zielinski, R, Otton, J., & Johnson, C. (2001). Sources of Salinity Near a Coal Mine Spoil Pile, North-Central Colorado. *Journal of Environmental Quality,* 30, 1237–1248.

ANEXOS

Anexos A1: Resultados analítica de suelos y materiales edáficos ZCC

NOMBRE DE LA MUESTRA	DETALLE	Color Munsell	Arena	Arcilla	Limo	Tipo	pH	CE	COS*	P	Ntkj	SO4
Unidades		(wet)	%	%	%		-	(uS/cm)	mg/Kg	mg/Kg	%	mg/Kg
ZI-CL-01	Canal de desague 1	2.5Y6/3	39,0	38,5	22,5	Clay loam	7.43	652.5	4671.10	572.1	0.08	1747,846
ZI-CL-02	Patio de acopio de carbón	10YR4/1	41,5	27	31,5	Loam	5.68	1393.5	27038.18	65.7	0.15	3712,075
ZI-CL-03	Botadero de esteril	5YR6/6	59	26	15	Sandy clay loam	4.86	60.1	20232.44	23.4	0.2	77,57775
ZI-CL-04	Botadero de esteril	2.5Y5/1	29	42	29	Clay	7.86	378.5	13175.76	96.7	0.14	690,034
ZI-CL-05	Botadero de esteril	Gley 1/3/N	46,5	24,5	29	Loam	7.66	663	20139.32	66.1	0.37	1039,9225
ZI-CL-06	Botadero de esteril	2.5YR6/4	66,5	16	17,5	Sandy loam	5.16	54.45	4616.98	26.8	0.02	149,5665
ZI-CL-07	Botadero de esteril	2.5YR5/2	48	9,5	42,5	Loam	7.95	1365	13196.46	43.5	0.11	346,993
ZI-CL-08	Suelo limite de excavación *	7.5YR3/2	73	1	26	Loamy sand	4.61	45.15	39068.23	11.3	0.20	371,3315
ZI-CL-09	Aluvion Canime	5YR7/3	92,5	1	6,5	Sand	7.82	119.65	695.36	15.3	0.01	19,2345
ZI-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	10YR5/2	27,5	33,5	39	Clay loam	7.75	195.1	26971.47	49.3	0.28	27,2905
ZI-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	10YR5/2	49	18,5	32,5	Loam	7.21	160.1	37734.42	38.5	0.39	38,679
ZI-CL-12	Canal de desague 2	5YR6/2	75	6	19	Loamy sand	7.93	464.5	4734.20	65.5	0.06	1445,8305
ZI-CAL-01	Acopio de suelos 1	2.5YR5/3	70	2,5	27,5	Sandy loam	4.68	18.55	7180.93	LD	0.07	19,779
ZI-CAL-02	Horizonte A Sector B	2.4YR5/4	67,5	0	32,5	Sandy loam	4.92	16.8	5031.09	LD	0.05	19,6945
ZI-CAL-03	Rehabilitado 2007a	10YR6/2	59	26	15	Sandy clay loam	5.43	1100	8151.50	52.8	0.05	2975,9335
ZI-CAL-04	Rehabilitado 2007b	10YR6/2	29	42	29	Clay	7.06	188.75	11073.30	40.7	0.15	19,6945
ZI-CAL-05	Sales de mina	5YR5/1	46,5	24,5	29	Loam	8.47	3365	9247.11	36.3	0.07	11961,308
ZI-CAL-06	Rehabilitado 2011	5YR6/3	65,5	12	22,5	Sandy loam	7.65	207.1	12447.03	150.4	0.16	300,1475
ZI-CAL-07	Acopio de suelos 2011	10YR4/3	48	9,5	42,5	Loam	7.44	75.9	13838.39	349.6	0.13	83,822
ZI-CAL-08	Talud rehabilitado	7.5YR4/1	73	1	26	Loamy sand	7.73	864	21002.58	163.1	0.22	1801,869
ZI-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	10YR5/3	92,5	1	6,5	Sand	7.37	69	6800.23	111.2	0.19	93,726
ZI-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	10YR5/3	27,5	33,5	39	Clay loam	7.05	142.3	18307.42	125.5	0.32	96,133
ZI-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	10YR5/6	55	21	24	Sandy clay loam	9.5	247.5	3892.31	140.7	LD	213,3205
ZI-CAL-12	Botadero de esteril (gris) a	Gley 1/6/N	15	70	15	Clay	7.6	361.5	2169.18	14.6	0.13	564,741
ZI-CAL-13	Botadero de esteril (gris) b	Gley 1/6/N	0	75	25	Clay	7.56	446.5	2927.73	17.9	0.12	835,8515
ZI-CAL-14	Botadero de esteril (amarillo) a	10YR7/4	50	25	25	Sandy clay loam	7.64	400.5	695.15	60.1	LD	526,535
ZI-CAL-15	Botadero de esteril (amarillo) b	10YR6/6	52,5	15	32,5	Sandy loam	8.23	358.5	1107.37	26.3	0.02	639,5835
ZI-CAL-16	Botadero de esteril (rojo) a	2.5YR5/6	60	25	15	Sandy clay loam	4.88	17.8	5590.02	< 1.0	0.02	25,6515
ZI-CAL-17	Botadero de esteril (rojo) b	2.5YR5/6	60	20	20	Sandy loam	4.92	16.05	1375.46	< 1.0	0.02	9,493
ZI-CAL-18	Acopio de carbón (a)	2.5Y6/1	48	26	26	Sandy clay loam	6.51	705.5	19878.25	43.3	0.01	1170,3965
ZI-CAL-19	Acopio de carbón (b)	2.5Y6/1	45,5	26	28,5	Loam	5.36	1072.5	20798.77	59.6	0.01	2186,0495
ZI-CAL-20	Sales de mina (blanca)	5YR4/1	53	13,5	33,5	Sandy loam	8.71	13335	10625.46	37.7	0.01	59073,129

NOMBRE DE LA MUESTRA	DETALLE	Ca	Mg	Na	K	CIC a pH7	Fe	Zn	Al	Cu	Mn	Water Repellence	ABA Test:NP	Azufre total (%)	Esporas	DNA Extract
Unidades		(cmol/Kg)	(cmol/Kg)	(cmol/Kg)	(cmol/Kg)	meq/100gr	mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg	mg/Kg		(t de CaCO3/1000 t de muestra		esporas/100 g suelo	ug/(g*h)
ZI-CL-01	Canal de desague 1	1,2594	1,10263158	0,0868957	0,16379487	3,5	17185.9	125.5	12671.08	18.07	207.49	No repelente	26,92	0.196	8	0,639
ZI-CL-02	Patio de acopio de carbón	0,7135	1,39259868	0,2329565 2	0,18958974	26	21221.5	116.21	12221.41	32.77	276.38	No repelente	17,62	0.650	4	0,583
ZI-CL-03	Botadero de esteril	1,6373	0,68832237	0,1252173 9	0,09502564	2	11957.29	28.58	10902.94	2.41	185.88	No repelente	0,19	0.083	5	0,695
ZI-CL-04	Botadero de esteril	1,114	2,42384868	0,1452173 9	0,28441026	2	22265.24	116.19	14942.12	40.69	391.28	Ligeramente repele	18,21	0.258	2	0,602
ZI-CL-05	Botadero de esteril	0,9693	2,93207237	0,1286087	0,19569231	5,5	23328.42	104.31	14685.02	28.75	327.22	No repelente	23,72	0.474	4	0,565
ZI-CL-06	Botadero de esteril	1,5065	0,57976974	0,0885652	0,1545641	6,5	7977.04	35.96	5789.42	1.09	239.86	No repelente	-0,39	0.105	1	0,937
ZI-CL-07	Botadero de esteril	0,8023	1,09407895	0,2048695 7	0,18646154	1	24077.22	114.99	7739.36	32.35	292.99	No repelente	8,56	0.291	2	0,806
ZI-CL-08	Suelo limite de excavación *	0,918	0,48947368	0,1416521 7	0,18041026	23	6652.19	17.87	9304.09	LD	31.36	No repelente	-1,08	0.0659	112	15,320
ZI-CL-09	Aluvion Canime	0,6987	0,75427632	0,1183478 3	0,07405128	3,5	7473.35	34.70	5053.92	2.92	120.35	No repelente	6,2	0.0684	43	1,141
ZI-CL-10	Suelo Canime Horizonte A	1,0681	1,728125	0,0946956 5	0,31087179	17.5	25460.6	157.51	9414.97	43.49	319.73	No repelente	7,08	0.196	68	9,373
ZI-CL-11	Suelo Canime Horizonte A	0,9004	0,55986842	0,1102478 3	0,19558974	14.5	31313.04	130.72	7807.6	28.82	447.68	No repelente	4,72	0.065	39	6,660
ZI-CL-12	Canal de desague 2	0,6934	0,76052632	0,1186956 5	0,0965641	2,5	32903.5	146.49	4776.44	22.40	444.71	No repelente	3,5	0.179	7	0,788
ZI-CAL-01	Acopio de suelos 1	0,8388	0,45213816	0,1238260 9	0,05317949	10.5	5462.98	12.15	4056.2	LD	14.23	No repelente	-1,63	0.067	18	3,780
ZI-CAL-02	Horizonte A Sector B	1,028	0,55164474	0,1275652 2	0,06994872	8	5723.48	14.56	4803.76	LD	14.47	No repelente	-1,18	0.073	26	4,932
ZI-CAL-03	Rehabilitado 2007a	0,7086	0,46217105	0,179391 3	0,13882051	9	49816.88	160.15	10902.94	42.76	463.04	No repelente	2,21	0.396	2	0,992
ZI-CAL-04	Rehabilitado 2007b	0,4959	0,47055921	0,0991304 3	0,18492308	14	41594.95	182.83	14942.12	54.12	467.47	No repelente	1,83	0.189	4	0,862
ZI-CAL-05	Sales de mina	1,678	0,80016447	0,6859130 4	0,14348718	13.5	45011.98	176.85	14685.02	37.7	527.82	No repelente	5,48	1.50	7	0,788
ZI-CAL-06	Rehabilitado 2011	1,1522	1,54753289	0,2545217 4	0,04938462	28.5	17998.36	154.49	30319.57	29.16	669.46	No repelente	7,5	0.105	6	0,695
ZI-CAL-07	Acopio de suelos 2011	0,7872	1,32779605	0,1739130 4	0,32687179	29.5	11790.11	189.15	26254.6	26.58	523.37	No repelente	5,58	0.0622	11	1,141
ZI-CAL-08	Talud rehabilitado	0,7153	0,87351974	0,623391 3	0,32225641	20	29111.78	172.51	34643.76	33.65	485.42	No repelente	6,15	0.291	6	0,806
ZI-CAL-09	Horizonte A rio Maracas (a)	1,2335	2,12434211	0,5120869 6	0,25666667	26	35287.95	136.09	45025.27	28.91	651.84	No repelente	7,59	0.0798	14	1,959
ZI-CAL-10	Horizonte A rio Maracas (b)	1,3763	2,06546053	0,2108695 7	0,21353846	24	31791.68	133.73	21177.61	27.69	644.28	No repelente	5,95	0.0679	34	5,229
ZI-CAL-11	Horizonte B rio Maracas	1,1203	1,59276316	0,562608 7	0,11215385	16	20577.65	135.21	19791.54	10.95	282.42	No repelente	5,28	0.0595	3	0,751
ZI-CAL-12	Botadero de esteril (gris) a	0,6651	3,21776316	0,3867826 1	0,33697436	16	34971.66	199.28	19107.58	45.2	353.94	No repelente	2,5	0.129	13	1,661
ZI-CAL-13	Botadero de esteril (gris) b	0,6766	3,41595395	0,4380869 6	0,17482051	15.5	33109.93	192.65	17622.01	52.17	312.37	No repelente	2,6	0.129	4	0,565
ZI-CAL-14	Botadero de esteril (amarillo	0,8319	1,73651316	0,6248695 7	0,17630769	22	14297.25	71.111	15685.15	14.39	277.11	No repelente	1,63	0.099	2	0,602
ZI-CAL-15	Botadero de esteril (amarillo	1,3393	1,67006579	0,8967826 1	0,11907692	22	15441.13	51.894	13731.65	15.77	281.91	No repelente	6,05	0.0493	7	0,639
ZI-CAL-16	Botadero de esteril (rojo) a	0,9627	0,50707237	0,1603478 3	0,06938462	18	21834.6	36.7	7160.44	8.6	65.25	No repelente	2,57	0.0536	16	1,587
ZI-CAL-17	Botadero de esteril (rojo) b	1,5344	0,62680921	0,2597391 3	0,08194872	21	22487.68	37.86	7197.51	8.28	60.81	No repelente	2,4	0.0626	5	0,825
ZI-CAL-18	Acopio decarbón (a)	0,6683	2,35296053	0,7181739 1	0,17358974	3.35	20574.86	81.86	7300.38	22.21	172.65	Ligeramente repele	6,73	0.533	3	0,509
ZI-CAL-19	Acopio decarbón (b)	0,8215	3,45378289	0,7942608 7	0,22374359	1	25182.29	106.74	9512.08	29.43	195.91	Ligeramente repele	4,9	0.622	2	0,546
ZI-CAL-20	Sales de mina (blanca)	1,5823	2,48946684	0,7806956 5	0,07538462	5	34929.91	512.43	8497.81	40.14	493.67	No repelente	11,44	2.20	6	0,695

CL. Area la La Jagua

CAL: Area La Loma

Anexos A2: Evidencia fotográfica de muestreo zona carbonífera del Cesar bloque Jagua y bloque La Loma.

Perfil Canime











Suelo de mina



Rehabilitado 2008



Horizonte A Maracas



Acopio de suelos



Horizonte B Maracas



Suelo rojo





Rehabilitado 2011

Anexo B1: Ensayos con Biochar.

Tipo de suelo	Cantidad Biochar	Germinación Brachiaria (%)	Longitud de raíz Brachiaria (cm)	Germinación Buffel (%)	Germinación Buffel (cm)
MW1	**0**	22	4,98	6	0,6
MW1	**1**	28	3,8	14	1
MW1	**10**	18	7,27	12	2,25
MW3	**0**	16	5,98	10	2,08
MW3	**1**	26	3,43	2	1,2
MW3	**10**	24	5,8	4	1,4
MW2	**0**	18	2,48	26	2,25
MW2	**1**	36	3,29	4	3,15
MW2	**10**	32	7,39	16	3
MW1	**0**	20	4,17	4	0,45
MW1	**1**	16	6,28	10	1,52
MW1	**10**	48	4,8	14	1
MW3	**0**	24	5,18	10	1,9
MW3	**1**	26	5,61	0	0
MW3	**10**	26	7,25	4	3
MW2	**0**	22	5,53	8	2,6
MW2	**1**	20	3,6	22	2,11
MW2	**10**	14	7,49	16	2,74
MW1	**0**	20	5,31	6	1,17
MW1	**1**	18	6,93	8	0,73
MW1	**10**	32	7,58	8	2,58
MW3	**0**	44	5,93	2	1,5
MW3	**1**	10	5,16	4	1,8
MW3	**10**	16	8,98	2	6
MW2	**0**	18	3,93	8	1,85
MW2	**1**	28	4,6	4	4,75
MW2	**10**	30	5,15	12	2,68



Montaje Buffel



Germinación Buffel

Anexo B2. Resultados del analisis estadistico del efecto del biochar en la germinacion del pasto braciaria y pasto buffel en cajas de Petri.

ANOVA unidireccional: Germinación Brachiaria vs. Biochar

Método

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia	α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Biochar	5	Biochar 0. Biochar 0,5. Biochar 1. Biochar 2,5. Biochar 5

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Biochar	4	81,73	20,43	2,00	0,170
Error	10	102,00	10,20		
Total	14	183,73			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
3,19374	44,48%	22,28%	0,00%

Medias

Biochar	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Biochar 0	3	5,333	1,528	(1,225. 9,442)
Biochar 0,5	3	7,00	6,56	(2,89. 11,11)
Biochar 1	3	3,333	0,577	(-0,775. 7,442)
Biochar 2,5	3	2,667	1,528	(-1,442. 6,775)
Biochar 5	3	9,00	1,73	(4,89. 13,11)

Desv.Est. agrupada = 3,19374

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar	N	Media	Agrupación
Biochar 5	3	9,00	A
Biochar 0,5	3	7,00	A
Biochar 0	3	5,333	A
Biochar 1	3	3,333	A

```
Biochar 2,5  3  2,667  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

ANOVA unidireccional: Raiz Brachiaria vs. Biochar

```
Método

Hipótesis nula          Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna       Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia  α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.


Información del factor

Factor   Niveles  Valores
Biochar        5  Biochar 0. Biochar 0,5. Biochar 1. Biochar 2,5. Biochar 5


Análisis de Varianza

                SC
Fuente   GL  Ajust.  MC Ajust.  Valor F  Valor p
Biochar   4    2855      713,8     3,80    0,039
Error    10    1878      187,8
Total    14    4733


Resumen del modelo

                    R-cuad.  R-cuad.
      S  R-cuad.  (ajustado)   (pred)
13,7023   60,33%      44,46%   10,74%


Medias

Biochar      N   Media  Desv.Est.      IC de 95%
Biochar 0    3   20,00      14,94  (  2,37.  37,63)
Biochar 0,5  3    26,4       23,8  (   8,8.   44,0)
Biochar 1    3  10,433      1,258  (-7,194. 28,060)
Biochar 2,5  3   15,57       8,43  ( -2,06.  33,19)
Biochar 5    3   50,00       8,76  ( 32,37.  67,63)

Desv.Est. agrupada = 13,7023
```

Comparaciones en parejas de Tukey

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar      N   Media  Agrupación
Biochar 5    3   50,00  A
Biochar 0,5  3    26,4  A B
Biochar 0    3   20,00  A B
Biochar 2,5  3   15,57  A B
```

```
Biochar 1    3  10,433    B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

ANOVA unidireccional: Germinación Buffel vs. Biochar

```
Método

Hipótesis nula          Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna       Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia  α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.


Información del factor

Factor   Niveles  Valores
Biochar        5  Biochar 0. Biochar 0,5. Biochar 1. Biochar 2,5. Biochar 5


Análisis de Varianza

Fuente   GL  SC Ajust.  MC Ajust.  Valor F  Valor p
Biochar   4      8,933      2,233     0,51    0,732
Error    10     44,000      4,400
Total    14     52,933


Resumen del modelo

                     R-cuad.  R-cuad.
      S  R-cuad.  (ajustado)   (pred)
2,09762   16,88%       0,00%    0,00%


Medias

Biochar      N  Media  Desv.Est.     IC de 95%
Biochar 0    3   1,00       1,73  ( -1,70.  3,70)
Biochar 0,5  3  2,667      1,528  (-0,032. 5,365)
Biochar 1    3   2,00       2,00  ( -0,70.  4,70)
Biochar 2,5  3   3,33       2,52  (  0,63.  6,03)
Biochar 5    3   2,33       2,52  ( -0,37.  5,03)

Desv.Est. agrupada = 2,09762
```

Comparaciones en parejas de Tukey

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar      N  Media  Agrupación
Biochar 2,5  3   3,33  A
Biochar 0,5  3  2,667  A
Biochar 5    3   2,33  A
Biochar 1    3   2,00  A
Biochar 0    3   1,00  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

ANOVA unidireccional: Raiz Buffel vs. Biochar

Método

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia	α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Biochar	5	Biochar 0. Biochar 0,5. Biochar 1. Biochar 2,5. Biochar 5

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Biochar	4	219,5	54,88	0,47	0,758
Error	10	1171,8	117,18		
Total	14	1391,3			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
10,8248	15,78%	0,00%	0,00%

Medias

Biochar	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Biochar 0	3	4,70	8,14	(-9,23. 18,63)
Biochar 0,5	3	10,67	9,31	(-3,26. 24,59)
Biochar 1	3	10,80	10,51	(-3,13. 24,73)
Biochar 2,5	3	16,77	13,51	(2,84. 30,69)
Biochar 5	3	10,07	11,83	(-3,86. 23,99)

Desv.Est. agrupada = 10,8248

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar	N	Media	Agrupación
Biochar 2,5	3	16,77	A
Biochar 1	3	10,80	A
Biochar 0,5	3	10,67	A
Biochar 5	3	10,07	A
Biochar 0	3	4,70	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Anexo B3 Resultados del analisis estadistico del efecto del biochar en la germinación del pasto braciaria pasto buffel en macetas.

Modelo lineal general: Germinación Brachiaria vs. Suelo. Biochar

Método

Codificación de factores (-1. 0. +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Suelo	Fijo	3	1. 2. 3
Biochar	Fijo	3	0. 1. 10

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Suelo	2	5,63	2,815	0,03	0,967
Biochar	2	86,52	43,259	0,51	0,606
Suelo*Biochar	4	411,26	102,815	1,22	0,335
Error	18	1512,00	84,000		
Total	26	2015,41			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
9,16515	24,98%	0,00%	0,00%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	24,15	1,76	13,69	0,000	
Suelo					
1	0,52	2,49	0,21	0,838	1,33
2	-0,59	2,49	-0,24	0,815	1,33
Biochar					
0	-1,48	2,49	-0,59	0,560	1,33
1	-1,04	2,49	-0,42	0,683	1,33
Suelo*Biochar					
1 0	-2,52	3,53	-0,71	0,484	1,78
1 1	-2,96	3,53	-0,84	0,412	1,78
2 0	5,93	3,53	1,68	0,110	1,78
2 1	-1,85	3,53	-0,52	0,606	1,78

Ecuación de regresión

Germinación Brachiaria = 24,15 + 0,52 Suelo_1 - 0,59 Suelo_2 + 0,07 Suelo_3
- 1,48 Biochar_0
- 1,04 Biochar_1 + 2,52 Biochar_10 - 2,52 Suelo*Biochar_1 0
- 2,96 Suelo*Biochar_1 1 + 5,48 Suelo*Biochar_1 10
+ 5,93 Suelo*Biochar_2 0 - 1,85 Suelo*Biochar_2 1

```
                          - 4,07 Suelo*Biochar_2 10 - 3,41 Suelo*Biochar_3 0
                          + 4,81 Suelo*Biochar_3 1 - 1,41 Suelo*Biochar_3 10


Ajustes y diagnósticos para observaciones poco comunes

     Germinación                 Resid
Obs   Brachiaria  Ajuste  Resid   est.
 12        48,00   32,67  15,33   2,05  R
 22        44,00   28,00  16,00   2,14  R

Residuo grande R
```

Comparaciones para Germinación Brachiaria

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Brachiaria, Término = Suelo

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo  N    Media  Agrupación
1      9  24,6667  A
3      9  24,2222  A
2      9  23,5556  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Brachiaria, Término = Biochar

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar  N    Media  Agrupación
10       9  26,6667  A
1        9  23,1111  A
0        9  22,6667  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Brachiaria, Término = Suelo*Bioch

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo*Biochar  N    Media  Agrupación
1 10           3  32,6667  A
2 0            3  28,0000  A
3 1            3  28,0000  A
3 10           3  25,3333  A
2 10           3  22,0000  A
1 1            3  20,6667  A
2 1            3  20,6667  A
1 0            3  20,6667  A
3 0            3  19,3333  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Modelo lineal general: Raiz Brachiaria vs. Suelo. Biochar

Método

Codificación de factores (-1. 0. +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Suelo	Fijo	3	1. 2. 3
Biochar	Fijo	3	0. 1. 10

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Suelo	2	5,953	2,977	1,91	0,176
Biochar	2	25,703	12,851	8,26	0,003
Suelo*Biochar	4	4,637	1,159	0,75	0,574
Error	18	28,000	1,556		
Total	26	64,293			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
1,24723	56,45%	37,09%	2,01%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	5,478	0,240	22,82	0,000	
Suelo					
1	0,202	0,339	0,60	0,559	1,33
2	0,447	0,339	1,32	0,205	1,33
Biochar					
0	-0,646	0,339	-1,90	0,073	1,33
1	-0,733	0,339	-2,16	0,044	1,33
Suelo*Biochar					
1 0	-0,214	0,480	-0,45	0,660	1,78
1 1	0,723	0,480	1,51	0,149	1,78
2 0	0,418	0,480	0,87	0,396	1,78
2 1	-0,458	0,480	-0,95	0,353	1,78

Ecuación de regresión

Raiz Brachiaria = 5,478 + 0,202 Suelo_1 + 0,447 Suelo_2 - 0,649 Suelo_3
- 0,646 Biochar_0
- 0,733 Biochar_1 + 1,379 Biochar_10 - 0,214 Suelo*Biochar_1 0
+ 0,723 Suelo*Biochar_1 1 - 0,509 Suelo*Biochar_1 10
+ 0,418 Suelo*Biochar_2 0 - 0,458 Suelo*Biochar_2 1
+ 0,040 Suelo*Biochar_2
10 - 0,203 Suelo*Biochar_3 0 - 0,266 Suelo*Biochar_3 1
+ 0,469 Suelo*Biochar_3 10

Comparaciones para Raiz Brachiaria

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Brachiaria, Término = Suelo

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo	N	Media	Agrupación
2	9	5,92444	A
1	9	5,68000	A
3	9	4,82889	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Brachiaria, Término = Biochar

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar	N	Media	Agrupación	
10	9	6,85667	A	
0	9	4,83222		B
1	9	4,74444		B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Brachiaria, Término = Suelo*Biochar

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo*Biochar	N	Media	Agrupación
2 10	3	7,34333	A
3 10	3	6,67667	A
1 10	3	6,55000	A
2 0	3	5,69667	A
1 1	3	5,67000	A
1 0	3	4,82000	A
2 1	3	4,73333	A
3 0	3	3,98000	A
3 1	3	3,83000	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Modelo lineal general: Germinación Buffel vs. Suelo. Biochar

Método

Codificación de factores (-1. 0. +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Suelo	Fijo	3	1. 2. 3
Biochar	Fijo	3	0. 1. 10

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Suelo	2	339,85	169,93	5,71	0,012
Biochar	2	22,52	11,26	0,38	0,690
Suelo*Biochar	4	126,81	31,70	1,06	0,403
Error	18	536,00	29,78		
Total	26	1025,19			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
5,45690	47,72%	24,48%	0,00%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	8,74	1,05	8,32	0,000	
Suelo					
1	0,37	1,49	0,25	0,806	1,33
2	-4,52	1,49	-3,04	0,007	1,33
Biochar					
0	0,15	1,49	0,10	0,922	1,33
1	-1,19	1,49	-0,80	0,435	1,33
Suelo*Biochar					
1 0	-3,93	2,10	-1,87	0,078	1,78
1 1	2,74	2,10	1,30	0,208	1,78
2 0	2,96	2,10	1,41	0,175	1,78
2 1	-1,04	2,10	-0,49	0,627	1,78

Ecuación de regresión

Germinación Buffel = 8,74 + 0,37 Suelo_1 - 4,52 Suelo_2 + 4,15 Suelo_3
+ 0,15 Biochar_0
- 1,19 Biochar_1 + 1,04 Biochar_10 - 3,93 Suelo*Biochar_1 0
+ 2,74 Suelo*Biochar_1 1 + 1,19 Suelo*Biochar_1 10
+ 2,96 Suelo*Biochar_2 0 - 1,04 Suelo*Biochar_2 1
- 1,93 Suelo*Biochar_2
10 + 0,96 Suelo*Biochar_3 0 - 1,70 Suelo*Biochar_3 1
+ 0,74 Suelo*Biochar_3 10

Ajustes y diagnósticos para observaciones poco comunes

Obs	Germinación Buffel	Ajuste	Resid	Resid est.	
7	26,00	14,00	12,00	2,69	R
17	22,00	10,00	12,00	2,69	R

Residuo grande R

Comparaciones para Germinación Buffel

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Buffel, Término = Suelo

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo	N	Media	Agrupación	
3	9	12,8889	A	
1	9	9,1111	A	B
2	9	4,2222		B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Buffel, Término = Biochar

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar	N	Media	Agrupación
10	9	9,77778	A
0	9	8,88889	A
1	9	7,55556	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación Buffel, Término = Suelo*Biochar

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo*Biochar	N	Media	Agrupación
3 10	3	14,6667	A
3 0	3	14,0000	A
1 10	3	11,3333	A
1 1	3	10,6667	A
3 1	3	10,0000	A
2 0	3	7,3333	A
1 0	3	5,3333	A
2 10	3	3,3333	A
2 1	3	2,0000	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Modelo lineal general: Raiz Buffel vs. Suelo. Biochar

Método

Codificación de factores (-1. 0. +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Suelo	Fijo	3	1. 2. 3
Biochar	Fijo	3	0. 1. 10

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Suelo	2	10,659	5,329	5,15	0,017
Biochar	2	6,626	3,313	3,20	0,065
Suelo*Biochar	4	6,963	1,741	1,68	0,198
Error	18	18,640	1,036		
Total	26	42,889			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
1,01762	56,54%	37,22%	2,21%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	2,049	0,196	10,46	0,000	
Suelo					
1	-0,793	0,277	-2,86	0,010	1,33
2	0,049	0,277	0,18	0,861	1,33
Biochar					
0	-0,449	0,277	-1,62	0,123	1,33
1	-0,242	0,277	-0,87	0,394	1,33
Suelo*Biochar					
1 0	-0,067	0,392	-0,17	0,866	1,78
1 1	0,070	0,392	0,18	0,861	1,78
2 0	0,177	0,392	0,45	0,656	1,78
2 1	-0,856	0,392	-2,19	0,042	1,78

Ecuación de regresión

```
Raiz Buffel = 2,049 - 0,793 Suelo_1 + 0,049 Suelo_2 + 0,744 Suelo_3 - 0,449 Biochar_0
              - 0,242 Biochar_1 + 0,690 Biochar_10 - 0,067 Suelo*Biochar_1 0
              + 0,070 Suelo*Biochar_1 1 - 0,003 Suelo*Biochar_1 10
+ 0,177 Suelo*Biochar_2 0
              - 0,856 Suelo*Biochar_2 1 + 0,679 Suelo*Biochar_2 10
- 0,110 Suelo*Biochar_3 0
              + 0,786 Suelo*Biochar_3 1 - 0,676 Suelo*Biochar_3 10
```

Ajustes y diagnósticos para observaciones poco comunes

Obs	Raiz Buffel	Ajuste	Resid	Resid est.

```
  6   1,400   3,467  -2,067  -2,49  R
 24   6,000   3,467   2,533   3,05  R

Residuo grande R
```

Comparaciones para Raiz Buffel

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Buffel, Término = Suelo

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo  N    Media  Agrupación
3      9  2,79222  A
2      9  2,09778  A        B
1      9  1,25556           B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Buffel, Término = Biochar

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Biochar  N    Media  Agrupación
10       9  2,73889  A
1        9  1,80667  A
0        9  1,60000  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Raiz Buffel, Término = Suelo*Biochar

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Suelo*Biochar  N    Media  Agrupación
2 10           3  3,46667  A
3 1            3  3,33667  A
3 10           3  2,80667  A
3 0            3  2,23333  A
1 10           3  1,94333  A
2 0            3  1,82667  A
1 1            3  1,08333  A
2 1            3  1,00000  A
1 0            3  0,74000  A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Anexo B4. Evidencia fotográfica de Agregación de suelos mineros con biochar.



Germinación dia 6





45 dias; M22 y M8



Agregación 121 dia (M:23 y 25



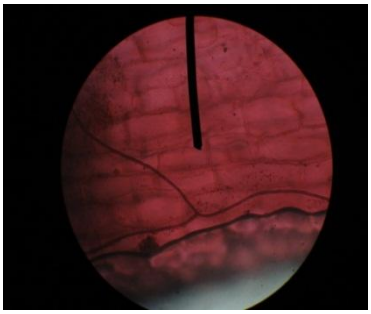
Espiga M23 (40 dias)



Compactación M27



Esporas en el suelo



Colonización



Arbúsculos en M23



Ataque de hongos, deficiencia nutricional



Clorosis deficiencia nutricional



Deficiencia P y N



Deficiencia P (Mayo 25 M7 y M11)



Fitotoxidad del N



Brotes laterales



Necrosis, deficiencia P (Junio 4 M1

Anexo B5. Resultados de análisis estadístico del efecto del biochar en la agregación de suelos mineros

Prueba de Kruskal-Wallis: Agregación vs. Tipo de Suelo

Gráfica de probabilidad de Agregación

Prueba de Kruskal-Wallis en Agregación

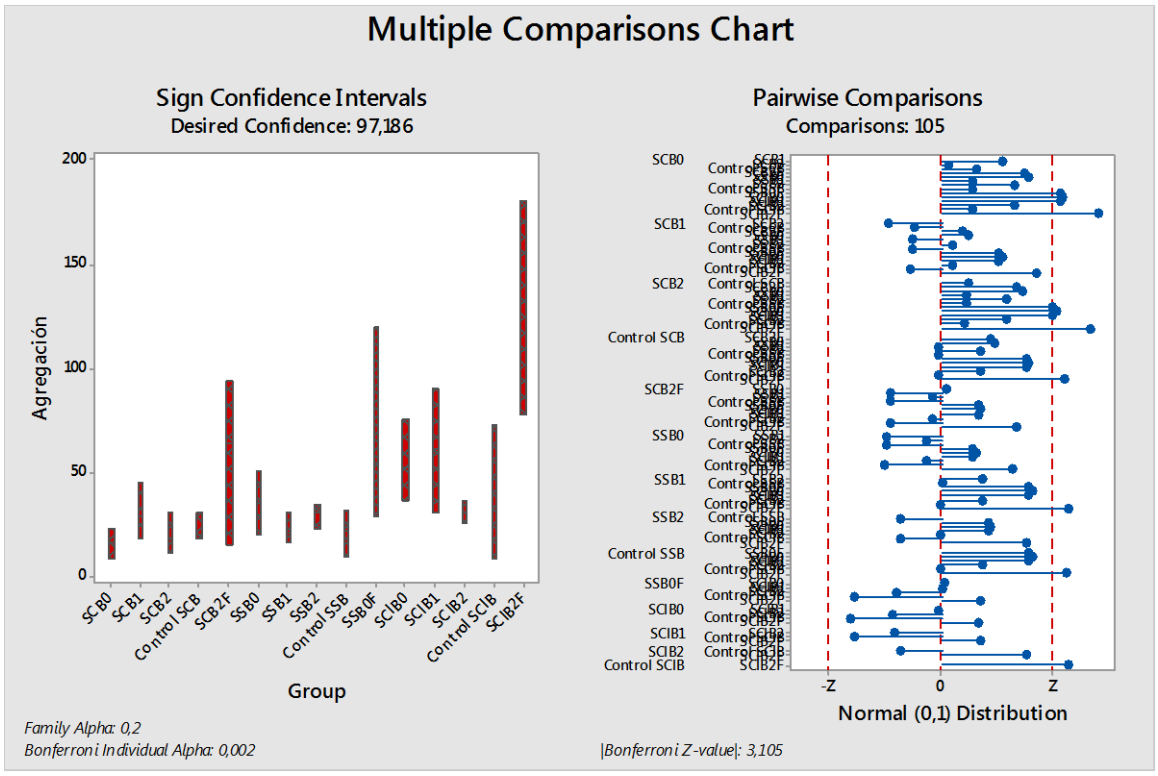
Tipo de Suelo	N	Mediana	Clasificación del promedio	Z
Control MW2B	5	20,00	24,9	-1,39
Control MW1B	5	18,00	23,6	-1,53
Control MW3B	5	22,00	23,9	-1,50
MW2B0	5	16,00	12,0	-2,76
MW2B1	5	28,00	35,4	-0,28
MW2B2	5	12,00	14,7	-2,47
MW2B2F	5	64,00	43,2	0,55
MW1B0	5	52,00	58,2	2,15
MW1B1	5	61,00	57,2	2,04
MW1B2	5	30,00	39,4	0,15
MW1B2F	5	170,00	71,8	3,59
MW3B0	5	35,00	45,2	0,76
MW3B0F	5	54,00	57,1	2,03
MW3B1	5	21,00	23,8	-1,51
MW3B2	5	30,00	39,6	0,17
General	75		38,0	

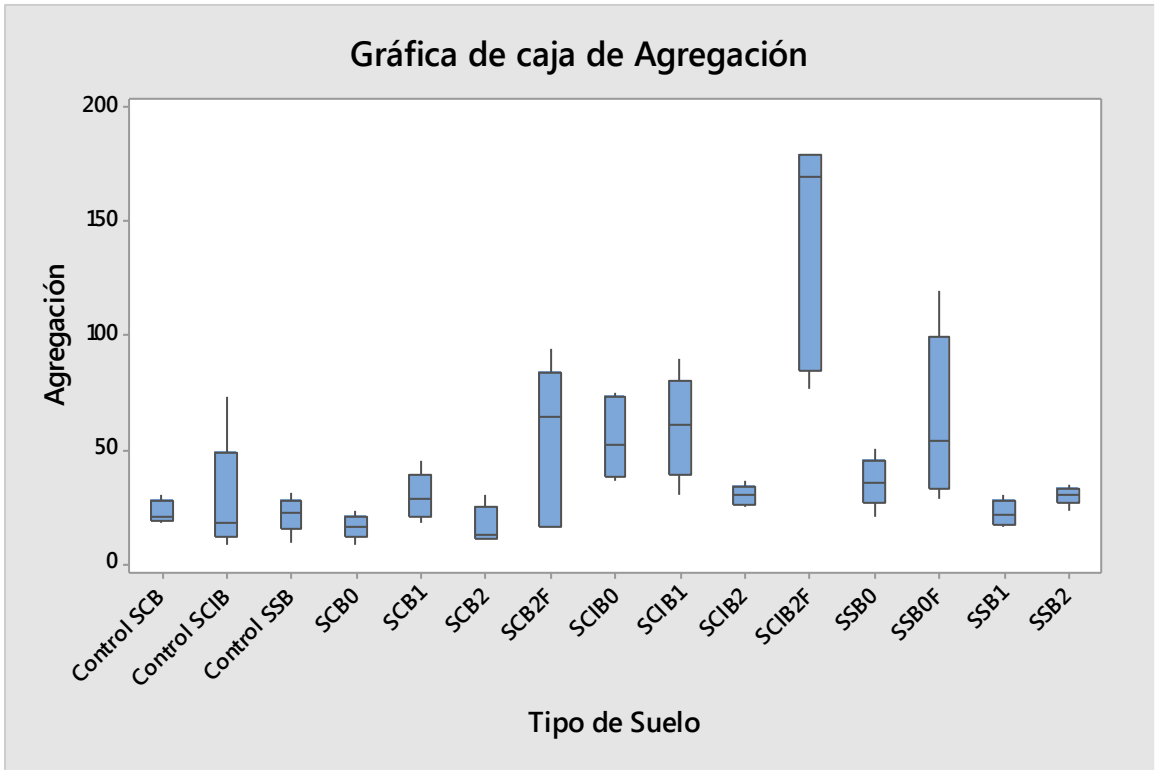
H = 46,03 GL = 14 P = 0,000
H = 46,09 GL = 14 P = 0,000 (ajustados para los vínculos)

Kruskal-Wallis: Conclusions

The following groups showed significant differences (adjusted for ties):

Groups	Z vs. Critical value	P-value
MW2B0 vs. MW1B2F	4,34162 >= 3,105	0,0000
MW2B2 vs. MW2B2F	4,14560 >= 3,105	0,0000
Control MW1B vs. MW1B2F	3,49943 >= 3,105	0,0005
MW3B1 vs. MW1B2F	3,48491 >= 3,105	0,0005
Control MW3B vs. MW1B2F	3,47765 >= 3,105	0,0005
Control MW2B vs. SClB2F	3,40505 >= 3,105	0,0007
MW2B0 vs. MW1B0	3,35423 >= 3,105	0,0008
MW2B0 vs. MW1B1	3,28163 >= 3,105	0,0010
MW2B0 vs. MW3B0F	3,27437 >= 3,105	0,0011
MW2B2 vs. MW1B0	3,15820 >= 3,105	0,0016


Multiple Comparisons Chart
Sign Confidence Intervals
Desired Confidence: 97,186
Agregación
Group
SCB0
SCB1
SCB2
Control SCB
SCB2F
SSB0
SSB1
SSB2
Control SSB
SSB0F
SCIB0
SCIB1
SCIB2
Control SCIB
SCIB2F
Family Alpha: 0,2
Bonferroni Individual Alpha: 0,002
Pairwise Comparisons
Comparisons: 105
Normal (0,1) Distribution
-Z
0
Z
|Bonferroni Z-value|: 3,105


Gráfica de caja de Agregación
Agregación
Tipo de Suelo
Control SCB
Control SCIB
Control SSB
SCB0
SCB1
SCB2
SCB2F
SCIB0
SCIB1
SCIB2
SCIB2F
SSB0
SSB0F
SSB1
SSB2

Prueba de Kruskal-Wallis: Agregación_1 vs. MW2B

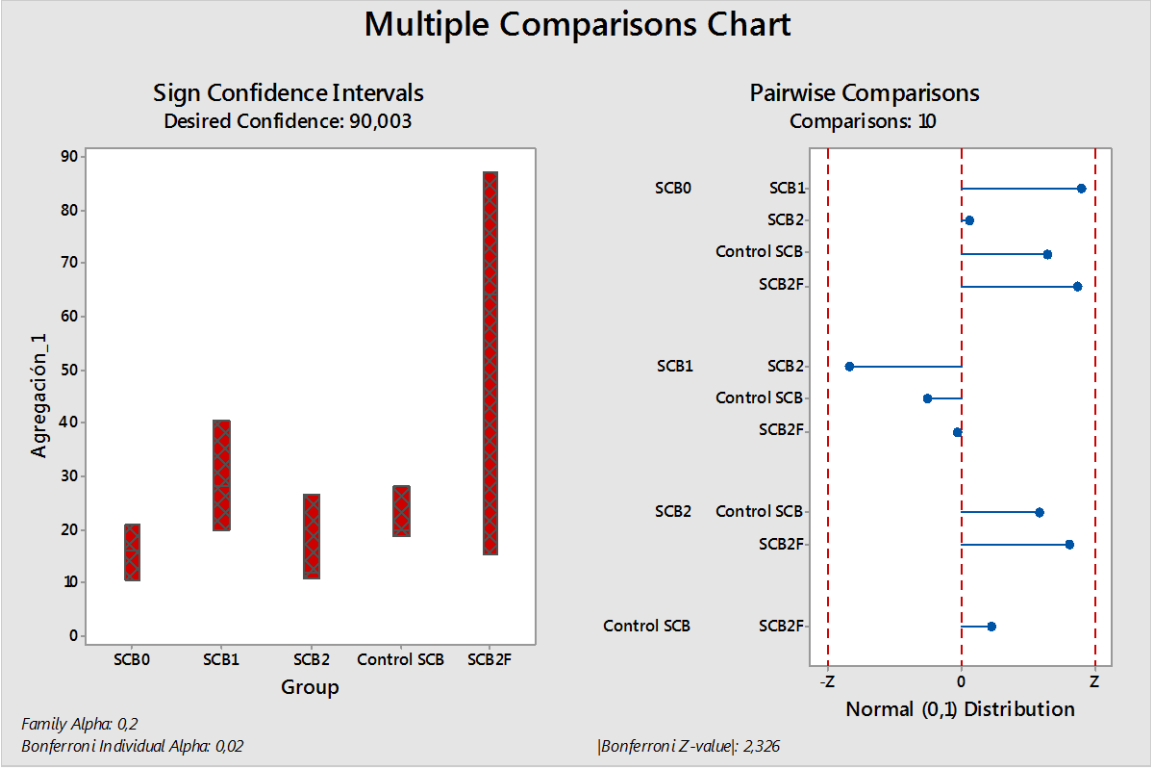
```
Prueba de Kruskal-Wallis en Agregación_1

                          Clasificación
MW2B           N  Mediana   del promedio      Z
Control MW2B   5    20,00           14,6   0,54
MW2B0          5    16,00            7,7  -1,80
MW2B1          5    28,00           17,4   1,49
MW2B2          5    12,00            8,3  -1,60
MW22F          5    64,00           17,0   1,36
General       25                    13,0

H = 8,13  GL = 4  P = 0,087
H = 8,16  GL = 4  P = 0,086  (ajustados para los vínculos)
```

Kruskal-Wallis: Conclusions

```
There were no significant group differences (adjusted for ties).
```



Nota: SCL=MW1; SC=MW2; SS=MW3.

Prueba de Kruskal-Wallis: Agregación_2 vs. MW3B

Prueba de Kruskal-Wallis en Agregación_2

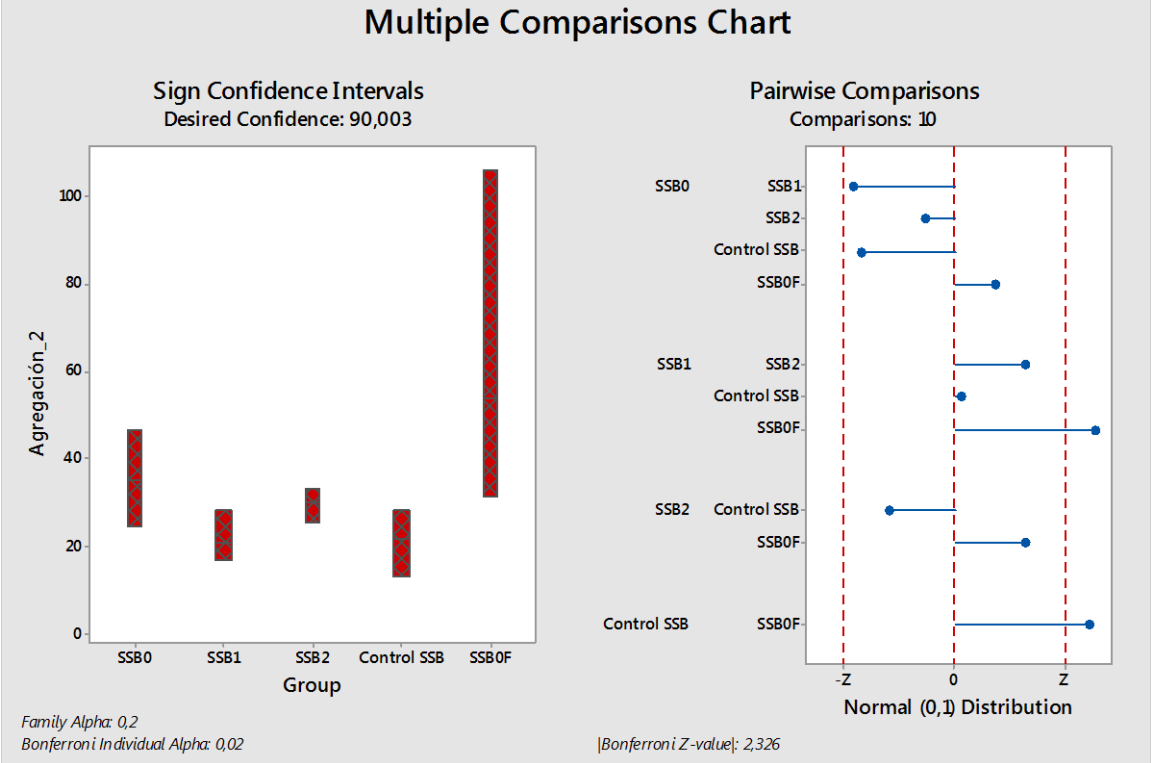
MW3B	N	Mediana	Clasificación del promedio	Z
Control MW3B	5	22,00	7,4	-1,90
MW3B0	5	35,00	16,6	1,22
MW3B0F	5	54,00	20,6	2,58
MW3B1	5	21,00	6,7	-2,14
MW3B2	5	30,00	13,7	0,24
General	25		13,0	

H = 13,13 GL = 4 P = 0,011
H = 13,16 GL = 4 P = 0,011 (ajustados para los vínculos)

Kruskal-Wallis: Conclusions

The following groups showed significant differences (adjusted for ties):

Groups	Z vs. Critical value	P-value
MW3B1 vs. MW3B0F	2,98965 >= 2,326	0,0028
Control MW3B vs. MW3B0F	2,83909 >= 2,326	0,0045



Nota: SCL=MW1; SC=MW2; SS=MW3.

Prueba de Kruskal-Wallis: Agregación_3 vs. MW1B

```
Prueba de Kruskal-Wallis en Agregación_3

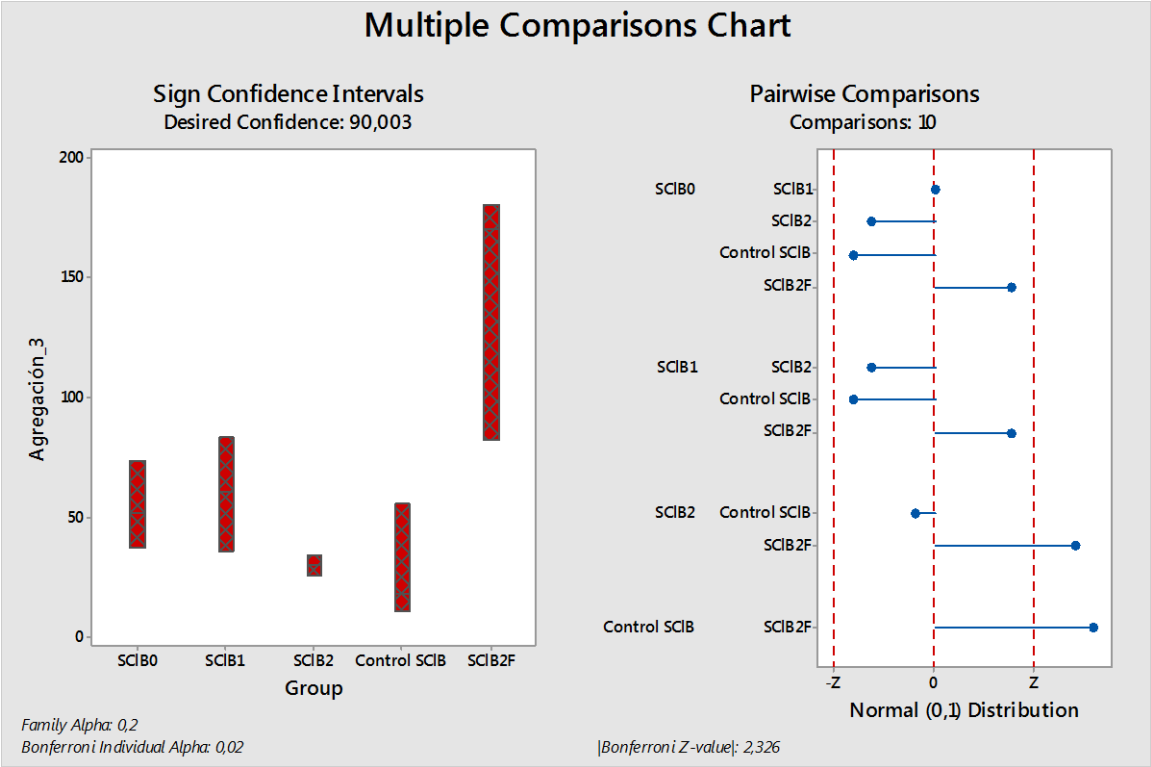
                          Clasificación
MW1B           N  Mediana   del promedio      Z
Control MW1B   5    18,00            5,6  -2,51
MW1B0          5    52,00           14,5   0,51
MW1B1          5    61,00           14,5   0,51
MW1B2          5    30,00            7,6  -1,83
MW1B2F         5   170,00           22,8   3,33
General       25                    13,0

H = 17,03  GL = 4  P = 0,002
H = 17,04  GL = 4  P = 0,002  (ajustados para los vínculos)
```

Kruskal-Wallis: Conclusions

```
The following groups showed significant differences (adjusted for ties):

Groups                          Z vs. Critical value       P-value
Control MW1B vs. SClB2F         3,69657 >= 2,326           0,0002
MW1B2 vs. MW1B2F                3,26674 >= 2,326           0,0011
```



Nota: SCL=MW1; SC=MW2; SS=MW3.

Anexo C1 Resultados estadísticos del efecto de biochar en la remedación de suelos salinos

Dosis de biochar	Dosis de sal	Germinación (%)	Longitud de raíz (cm)
2.5	1.0	6.0	9.0
2.5	1.0	8.0	12.2
2.5	1.0	2.0	2.5
2.5	3.0	2.0	1.4
2.5	3.0	6.0	0.9
2.5	3.0	2.0	3.1
2.5	5.0	4.0	2.9
2.5	5.0	6.0	6.3
2.5	5.0	2.0	1.2
5.0	1.0	12	18.4
5.0	1.0	20	31.5
5.0	1.0	8.0	17.2
5.0	2.0	10	11
5.0	2.0	12	13.4
5.0	2.0	17	17.4
5.0	5.0	10	8.4
5.0	5.0	10	6.7
5.0	5.0	8.0	8.7

Dosis de biochar	Dosis de sal	Germinación (%)	Longitud de raíz (cm)
0	0	12	21.8
0	0	12	19.6
0	0	12	18.7
0	1	2	0.8
0	1	10	16.3
0	1	4	3.7
0	2	8	4.8
0	2	2	1.9
0	2	2	1.5
0	5	2	1.8
0	5	5	5.4
0	5	8	7
1	1	4	2
1	1	8	8.7
1	1	2	2.2
1	3	4	3.1
1	3	8	4.9
1	3	10	8.6
1	5	4	2.9
1	5	4	1.8
1	5	4	2.4

Parámetro	Kolmogorov-Smirnov	Levene
Germinación (%)	0,057	0,857
Longitud de Raíz	>0,150	0,595

Valor p prueba de normalidad y homogeneidad de varianzas

Modelo lineal general: Germinación (%)_√ vs. Dosis Biochar. Dosis Sal

```
No se pueden estimar los siguientes términos y se eliminaron:
Dosis Biochar*Dosis Sal


Método

Codificación de factores  (-1. 0. +1)


Información del factor

Factor         Tipo  Niveles  Valores
Dosis Biochar  Fijo        4  0,0. 1,0. 2,5. 5,0
Dosis Sal      Fijo        5  0. 1. 2. 3. 5
```

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Dosis Biochar	3	11,044	3,6814	10,04	0,000
Dosis Sal	4	4,723	1,1807	3,22	0,025
Error	31	11,366	0,3666		
Falta de ajuste	5	1,458	0,2916	0,77	0,583
Error puro	26	9,908	0,3811		
Total	38	26,554			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0,605511	57,20%	47,53%	33,75%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	2,710	0,117	23,19	0,000	
Dosis Biochar					
0,0	-0,324	0,189	-1,71	0,097	2,02
1,0	-0,207	0,189	-1,10	0,281	1,75
2,5	-0,474	0,189	-2,51	0,018	1,75
Dosis Sal					
0	1,078	0,329	3,28	0,003	3,82
1	-0,187	0,179	-1,04	0,305	2,09
2	-0,316	0,244	-1,29	0,205	2,77
3	-0,158	0,268	-0,59	0,561	3,34

Comparaciones para Germinación (%)_√

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación (%)_√, Término = Dosis Biochar

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Dosis Biochar	N	Media	Agrupación
5,0	9	3,71433	A
1,0	9	2,50227	B
0,0	12	2,38598	B
2,5	9	2,23565	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Germinación (%)_√, Término = Dosis Sal

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Dosis Sal	N	Media	Agrupación		
0	3	3,78767	A		
3	6	2,55204	A		B
1	12	2,52299			B
2	6	2,39379			B
5	12	2,29128			B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Modelo lineal general: Longitud raíz (cm)_Ln vs. Dosis Biochar. Dosis Sal

No se pueden estimar los siguientes términos y se eliminaron:
Dosis Biochar*Dosis Sal

Método

Codificación de factores (-1. 0. +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Dosis Biochar	Fijo	4	0,0. 1,0. 2,5. 5,0
Dosis Sal	Fijo	5	0. 1. 2. 3. 5

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Dosis Biochar	3	11,884	3,9615	7,56	0,001
Dosis Sal	4	9,336	2,3340	4,45	0,006
Error	31	16,242	0,5239		
Falta de ajuste	5	3,956	0,7911	1,67	0,176
Error puro	26	12,286	0,4725		
Total	38	37,570			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0,723830	56,77%	47,01%	33,83%

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	1,863	0,140	13,34	0,000	
Dosis Biochar					
0,0	-0,337	0,226	-1,49	0,145	2,02
1,0	-0,305	0,226	-1,35	0,187	1,75
2,5	-0,414	0,226	-1,83	0,076	1,75

Dosis Sal					
0	1,470	0,394	3,74	0,001	3,82
1	-0,001	0,214	-0,00	0,997	2,09
2	-0,478	0,292	-1,64	0,111	2,77
3	-0,464	0,320	-1,45	0,157	3,34

Comparaciones para Longitud raíz (cm)_Ln

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Longitud raíz (cm)_Ln, Término = Dosis Biocha

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Dosis Biochar	N	Media	Agrupación	
5,0	9	2,91857	A	
1,0	9	1,55797		B
0,0	12	1,52544		B
2,5	9	1,44905		B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Longitud raíz (cm)_Ln, Término = Dosis Sal

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Dosis Sal	N	Media	Agrupación		
0	3	3,33264	A		
1	12	1,86196	A	B	
3	6	1,39840		B	
2	6	1,38501		B	
5	12	1,33578		B	

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

D1. Resultados estadísticos del efecto del biochar en la biomasa radicular y foliar de pasto brachiaria en tecnosol con plintita.

Comparación entre lotes y pendientes

Se usó la prueba de Kolmogorov-Smirnov ya que la muestra supera los 30 datos

Valor p pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas

Variable	Kolmogorov-Smirnov	Levene
PS Follaje	0,147*	0,710
PS Raíz	>0,150**	0,560

*Datos transformados por el algoritmo de Box-Cox

** Datos transformados por el algoritmo de Johnson

ANOVA unidireccional: PS Follaje_1 vs. Lote

```
Método

Hipótesis nula          Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna       Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia  α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.


Información del factor

Factor  Niveles  Valores
Lote          3  L1. L5. L8


Análisis de Varianza

Fuente  GL  SC Ajust.  MC Ajust.  Valor F  Valor p
Lote     2     0,9894    0,49470    12,12    0,000
Error   60     2,4481    0,04080
Total   62     3,4375


Resumen del modelo

                     R-cuad.  R-cuad.
       S  R-cuad.  (ajustado)   (pred)
0,201994   28,78%      26,41%   21,48%


Medias

Lote   N   Media  Desv.Est.      IC de 95%
L1    21  1,5971     0,2199  (1,5090. 1,6853)
```

```
L5    21  1,2942     0,1990  (1,2060. 1,3824)
L8    21  1,4028     0,1856  (1,3146. 1,4909)


Desv.Est. agrupada = 0,201994
```

Comparaciones en parejas de Tukey

```
Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Lote   N   Media  Agrupación
L1    21  1,5971  A
L8    21  1,4028    B
L5    21  1,2942    B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.
```

Datos transformados por el algoritmo de Box-Cox

ANOVA unidireccional: PS Raiz_1 vs. Lote

```
Método

Hipótesis nula          Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna       Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia  α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.


Información del factor

Factor  Niveles  Valores
Lote          3  L1. L5. L8


Análisis de Varianza

Fuente  GL  SC Ajust.  MC Ajust.  Valor F  Valor p
Lote     2      28,95    14,4759    19,04    0,000
Error   60      45,63     0,7605
Total   62      74,58


Resumen del modelo

                     R-cuad.  R-cuad.
       S  R-cuad.  (ajustado)   (pred)
0,872049   38,82%      36,78%   32,55%


Medias

Lote   N   Media  Desv.Est.      IC de 95%
L1    21  -0,824      0,713  (-1,205. -0,444)
L5    21   0,834      0,887  ( 0,453.  1,214)
L8    21   0,083      0,993  (-0,298.  0,464)

Desv.Est. agrupada = 0,872049
```

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Lote	N	Media	Agrupación
L5	21	0,834	A
L8	21	0,083	B
L1	21	-0,824	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Datos transformados por el algoritmo de Johnson

Anexo D2. Condiciones atmosfericas registradas

CAL - MET I Centro de Fauna						
	Temperatura (°C)	Humedad (%)	WS (m/s)	Presión (mm Hg)	Precipitación (mm)	Radiación (w/m2)
Noviembre	27	88	0,4	753	290	164
Diciembre	28	73	0,9	753	35	193

Tabla de frecuencias (porcentaje) Noviembre 2016							
D/V	Calma	Aire ligero	Brisa ligera	Brisa suave	Brisa moderada	Brisa fresca	Total dirección
	< 0.3 m/s	0.3 => 1.6 m/s	1.6 => 3.4 m/s	3.4 => 5.5 m/s	5.5 => 8 m/s	8 => 10.9 m/s	
N	2,51	6,61	0,3	0	0	0	9,42%
NNE	1,45	4,79	0,53	0,1	0,03	0	6,91%
NE	1,29	3,77	0,23	0	0	0	5,29%
ENE	0,93	1,78	0,17	0	0	0	2,88%
E	1,82	2,58	0,17	0	0	0	4,56%
ESE	2,12	3,04	0,2	0	0	0	5,35%
SE	2,64	5,88	0,26	0	0	0	8,79%
SSE	2,97	3,24	0,17	0	0	0	6,38%
S	4,69	8,1	0,46	0	0	0	13,25%
SSW	1,49	3,24	0,13	0	0	0	4,86%
SW	0,99	2,38	0,07	0	0	0	3,44%
WSW	1,85	4,99	0,1	0	0	0	6,94%
W	2,18	9,91	0,43	0	0	0	12,52%
WNW	0,93	3,24	0	0	0	0	4,16%
NW	0,4	1,55	0	0	0	0	1,95%
NNW	0,5	2,81	0	0	0	0	3,30%
Total frecuencia	28,75%	67,91%	3,21%	0,10%	0,03%	0%	100%

Tabla de frecuencias (porcentaje) Diciembre 2016						
D/V	Calma	Aire ligero	Brisa ligera	Brisa suave	Brisa moderada	Total dirección
	< 0.3 m/s	0.3 => 1.6 m/s	1.6 => 3.4 m/s	3.4 => 5.5 m/s	5.5 => 8 m/s	
N	1,01	4,52	0,27	0	0	5,81%
NNE	1,04	5,86	2,16	0	0	9,07%
NE	1,56	6,96	10,49	0,82	0	19,84%
ENE	2,08	5,64	4,79	0,16	0	12,68%
E	2,14	5,56	3,62	0,14	0	11,45%
ESE	1,97	6	1,84	1,01	0	10,82%
SE	1,32	3,18	1,07	0,41	0	5,97%
SSE	0,96	1,04	0	0	0	2%
S	1,7	3,15	0,41	0	0	5,26%
SSW	0,79	0,99	0,05	0	0	1,84%
SW	0,58	1,26	0,16	0	0	2%
WSW	1,01	2	0,08	0	0	3,10%
W	1,51	3,4	0,14	0	0	5,04%
WNW	0,3	1,1	0	0	0	1,40%
NW	0,14	0,52	0	0	0	0,66%
NNW	1,18	1,89	0	0	0	3,07%
Total frecuencia	19,29%	53,07%	25,10%	2,55%	0%	100%

Anexo D3. Resultados de análisis estadístico del efecto de biochar en la infección en la raíz del pasto brachiaria

Porcentaje de infección entre lotes

Valor p pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas

Variable	Kolmogorov-Smirnov	Levene
Porcentaje de infeccíon	>0,150*	0,715

*Los datos fueron transformados por el algoritmo de Johnson

ANOVA unidireccional: % Infección_Jonhson vs. Lote

```
Método

Hipótesis nula          Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna       Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia  α = 0,05

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.


Información del factor

Factor  Niveles  Valores
Lote          3  L1; L5; L8


Análisis de Varianza

Fuente  GL  SC Ajust.  MC Ajust.  Valor F  Valor p
Lote     2      31,44    15,7215    33,32    0,000
Error   60      28,31     0,4718
Total   62      59,75


Resumen del modelo

                      R-cuad.  R-cuad.
       S  R-cuad.  (ajustado)   (pred)
0,686899   52,62%      51,04%   47,77%


Medias

Lote   N   Media  Desv.Est.      IC de 95%
L1    21  -0,994      0,580  (-1,294; -0,695)
L5    21   0,214      0,785  (-0,086;  0,514)
L8    21   0,683      0,681  ( 0,383;  0,982)
```

Desv.Est. agrupada = 0,686899

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Lote	N	Media	Agrupación
L8	21	0,683	A
L5	21	0,214	A
L1	21	-0,994	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

