



**“EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LA VEGETACIÓN EN PARCELAS
EXPERIMENTALES CON APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN DIFERENTE PROPORCIÓN.
ANTIGUA ARENERA JUAN REY – BOGOTÁ D.C.”**

EDNA KATHERIN IBARRA LEON

**Trabajo de Grado para optar por el Título de
BIOLOGA**

**Director
JOSE IGNACIO BARRERA CATAÑO
Biólogo PhD.**

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA DE BIOLOGIA**

BOGOTA, D.C. NOVIEMBRE DE 2009

Artículo 23 de la Resolución No 13 de Julio de 1946.

“La universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por los alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velara por que no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien sea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”

**“EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LA VEGETACIÓN EN PARCELAS
EXPERIMENTALES CON APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN DIFERENTE PROPORCIÓN.
ANTIGUA ARENERA JUAN REY – BOGOTÁ D.C.”**

EDNA KATHERIN IBARRA LEON

APROBADO

JOSE IGNACIO BARRERA PhD.
Director

JORGE JÁCOME PhD.
Par Académico

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento especial a la Secretaria Distrital de Ambiente y a la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana, por su ayuda logística y económica para la realización de mi trabajo de grado.

A mi director y mentor, José Ignacio Barrera por su paciencia, enseñanza y colaboración en todas las fases de este trabajo y a mis compañeras de la escuela de restauración ecológica, especialmente a Carito Moreno por sus valiosos aportes y correcciones.

Le agradezco a familia, a Gustavo Mora y a todos mis amigos por su cariño y ayuda a lo largo de mi formación profesional.

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN.....	12
2.	REVISION BIBLIOGRAFICA	14
2.1.	La Industria Minera en Bogotá.....	14
2.2.	La extracción minera de canteras y areneras en Bogotá.....	15
2.3.	La explotación a cielo abierto como un tipo de disturbio.....	16
2.4.	Sucesión Vegetal	18
2.5.	Restauración Ecológica.....	17
2.6.	Importancia del seguimiento y evaluación en experimentos de restauración ecológica.....	19
2.7.	Aplicación de enmiendas orgánicas para enriquecimiento de suelos	20
2.8.	Efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre la vegetación.....	21
2.9.	Características de los biosólidos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Salitre, aplicados.	22
2.10.	Aplicación de biosólidos como enmienda orgánica en procesos de restauración.....	24
3.	MARCO GEOGRAFICO ANTIGUA ARENERA JUAN REY – PARQUE ENTRENUBES ...	25
4.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	26
4.1	Diseño experimental.....	26
4.2	Seguimiento de la vegetación.....	27
4.3	Muestreo de Suelo	31
4.4	Análisis de datos	31
4.5	Análisis Estadístico	33
5	RESULTADOS	34
5.1	Composición florística	34
5.2	Estructura de la vegetación	37
5.2.1	Estratificación.....	37
5.2.2	Distribución de las alturas	42
5.3	Indices de Diversidad	44
5.3.1	Riqueza específica.....	44
5.3.2	Indice de diversidad Shannon Wiener	44
5.3.3	Indice de dominancia de Simpson.....	45
5.3.4	Indice de Equidad de Pielou.....	45
5.3.5	Disimilaridad de Bray-Curtis	46
5.4	Atributos vitales.....	46
5.4.1	Formas de Vida.....	46

5.4.2	Ciclo de vida.....	47
5.4.3	Modo de dispersión.....	48
5.4.4	Invasividad	49
5.5	Variables químicas del suelo en los diferentes tratamientos.....	51
5.5.1	Contenido de Carbono Orgánico en los tratamientos.	51
5.5.2	Contenido de Nitrógeno Total en los tratamientos.....	52
5.5.3	Contenido de la Relación Carbono Nitrógeno (C/N) en los tratamientos.	53
5.5.4	Comportamiento del pH en los tratamientos.....	54
5.5.5	Resultados del contenido de Fosforo (P) en los tratamientos.....	56
5.5.6	Resultado de Conductividad Eléctrica (CE) en los tratamientos.	57
5.5.7	Resultado de Capacidad de Intercambio Cationico en los tratamientos	58
5.5.8	Resultados del contenido de Calcio en los tratamientos.....	59
5.5.9	Resultado del contenido de Magnesio en los Tratamientos.....	60
5.5.10	Resultado del contenido de Potasio en los tratamientos.....	61
5.5.11	Resultado del contenido de Sodio en los tratamientos.....	62
5.5.12	Resultado del contenido de Bases Totales en los tratamientos.	63
5.5.13	Resultado de la Saturación de Bases en los tratamientos.	64
5.6	Análisis De Componentes Principales (ACP).	65
6.	DISCUSIÓN.....	67
6.1	Composición florística	67
6.2	Estructura de la vegetación	69
6.3	Índices de Diversidad	70
6.4	Atributos Vitales	71
6.5	Variables químicas del suelo en los diferentes tratamientos.....	74
7.	CONCLUSIONES.....	82
9.	LITERATURA CITADA	84
10.	ANEXOS.....	94

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de la Antigua Arenera Juan Rey – Parque Entre Nubes.....	26
Figura 2. Distribución de las parcelas en el área experimental.....	27
Figura 3. Delimitación y distribución de las subparcelas en cada parcela.....	28
Figura 4. Registro de cobertura en individuos arbustivos.....	29
Figura 5. Registro de la variable altura.....	29
Figura 6. (a) Colecta del material vegetal en campo (b) Montaje de la muestra vegetal colectada en campo.....	30
Figura 7. Toma de muestras de suelo por parcela.	32
Figura 8. Porcentaje de especies por cada familia taxonómica.....	37
Figura 9. Clases taxonómicas. A) Familias pertenecientes a la clase Bryophita B) Familias pertenecientes a la clase Monocotiledonea C) Familias pertenecientes a la clase Dicotiledonea.....	38
Figura 10. Porcentaje de Cobertura por Estrato Registrado en cada Tratamiento.....	39
Figura 11. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en el estrato Herbáceo. T1.....	40
Figura 12. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T2.....	41
Figura 13. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en el estrato Herbáceo. T3.....	41
Figura 14. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T4.....	42
Figura 15. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T5.....	43
Figura 16. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. Control.....	44
Figura 17. Distribución por clases de altura A.) Tratamiento 1, B) Tratamiento 2, C) Tratamiento 3, D) Tratamiento 4, E) Tratamiento 5, F) Control.....	45
Figura 18. Riqueza específica encontrada en cada tratamiento.....	46
Figura 19. Índices de diversidad en cada Tratamiento.....	47
Figura 20. Clúster de Similaridad de Bray –Curtis (%).	48
Figura 21. Distribución de las especies por forma de vida según la clasificación de Raunkiaer.....	49
Figura 22. Distribución de las especies por el ciclo de Vida según Luken en el área de estudio.....	50
Figura 23. Distribución de las especies según su patrón de invasibilidad para el área del experimento.....	51
Figura 24. Concentración de Carbono Orgánico en las dos profundidades de cada tratamiento.....	53

Figura 25. Concentración de Nitrógeno en las dos profundidades de cada tratamiento.....	54
Figura 26. Valores de la relación C/N en las dos profundidades de cada tratamiento.....	56
Figura 27. Resultados de pH en las dos profundidades de cada tratamiento.....	57
Figura 28. Resultados del contenido de Fósforo en las dos profundidades de los tratamientos.....	58
Figura 29. Resultados de los valores de conductividad eléctrica en las dos profundidades de cada tratamiento.....	59
Figura 30. Variación de capacidad de intercambio cationico en las dos profundidades de cada tratamiento.....	60
Figura 31. Contenido de calcio en las dos profundidades de cada tratamiento.....	61
Figura 32. Contenido de Magnesio en las dos profundidades de cada tratamiento.....	62
Figura 33. Contenido de Potasio en las dos profundidades de cada tratamiento.....	63
Figura 34. Contenido de Sodio en las dos profundidades en cada tratamiento.....	64
Figura 35. Contenido de Bases Totales (meq/100g) en las dos profundidades de cada tratamientos.....	65
Figura 36. Saturación de Bases en las dos profundidades de cada tratamiento.....	66
Figura 37. Grafica de ACP en espacio rotado, con las variables integradas en cada componente. Programa SPSS.....	68

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones de metales pesados en el biosólido PTAR El Salitre.....	23
Tabla 2. Concentraciones microbiológicas del biosólido PTAR El Salitre.....	23
Tabla 3. Concentración promedio de parámetros físicos y químicos del biosólido PTAR El Salitre.....	24
Tabla 4. Clasificación de las especies encontradas por tratamiento.....	35
Tabla 5. Síntesis de los atributos vitales de las especies encontradas en los tratamientos y el control.....	51
Tabla 6. Valores del % de Carbono Orgánico en cada tratamiento.....	53
Tabla 7. Valores del % de Nitrógeno en cada tratamientos.....	54
Tabla 8. Valores promedio de la relación C/N en cada uno de los tratamientos.....	55
Tabla 9. Valores de pH en cada tratamiento.....	57
Tabla 10. Valores promedio de contenido de P en cada tratamiento.....	58
Tabla 11. Valores promedio de conductividad eléctrica en los tratamientos.....	59
Tabla 12. Valor promedio de capacidad de intercambio cationico en cada tratamiento.....	60
Tabla 13. Valor promedio del contenido de calcio en cada tratamiento.....	61
Tabla 14. Valor promedio del contenido de Magnesio en los tratamientos.....	62
Tabla 15. Valores promedio del contenido de potasio en cada tratamiento.....	63
Tabla 16. Valor promedio del contenido de sodio en cada tratamiento.....	64
Tabla 17. Valor promedio del contenido de bases totales en cada tratamiento.....	65
Tabla 18. Valor promedio del % de saturación de bases en cada tratamiento.....	66

RESUMEN

Durante las últimas décadas los cerros orientales de Bogotá han sido afectados por la explotación minera a cielo abierto. Esta actividad tiene un impacto ambiental sobre los ecosistemas ya que genera la remoción total de la cobertura vegetal y del suelo. Para contrarrestar dichos efectos la restauración ecológica ofrece como estrategia la aplicación de biosólido sobre los suelos disturbados con el fin de promover la recuperación de los compartimentos biológicos afectados y acelerar el proceso de sucesión. En este trabajo se evaluó el estado actual de la vegetación en la Arenera Juan Rey en San Cristóbal – Bogotá cuatro años después de la aplicación de biosólido en un diseño de bloques completamente al azar donde se emplearon proporciones volumen a volumen de biosólidos y estériles en 5 tratamientos y un control de estériles, dispuestos en 18 parcelas ubicadas en tres bloques de seis parcelas cada uno. Se hizo el registro de la composición florística y fueron seleccionadas al azar cuatro subparcelas de 1mx1m en cada parcela para medir las variables de altura, cobertura y riqueza específica en la vegetación rasante y herbácea. Estas mismas variables fueron registradas en cada individuo de la vegetación arbustiva. Se tomaron muestras de suelo en cada tratamiento a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm) mediante cuatro apiques elegidos en puntos al azar y mezclados en cada parcela. Los tratamientos donde se realizó la aplicación del biosólido y el control mostraron diferencias en términos de cobertura, altura y concentraciones de nutrientes y sales minerales en el suelo debido a la aplicación de la enmienda, sin embargo los tratamientos no presentaron dichas diferencias entre sí ya que las altas concentraciones del biosólido y la mineralización de la materia orgánica aportada, generaron la colonización de las mismas especies en los cinco tratamientos trabajados logrando su cobertura total.

ABSTRACT

Along the last decades the west hills of Bogotá have been affected by open-air mining action. This activity has an environment impact on the ecosystems due to generation of total stripping of the plant covering and soil. To struggle against those effects the ecological restoration offers as a strategy the application of biosolid over the disturbed soils with the goal of promoting the recovering of the affected biological compartments and acceleration of the succession process. This work evaluated the current status of the vegetation in the dune Juan Rey in San Cristobal – Bogotá, four years after the application of the biosolids in a completely random block design where volumen/volumen proportions of biosolids and sterile soil in five treatments and a sterile control, organized in 18 plots located in three blocks of six plots each one. A record of the floristic composition was made and 1mx1m sub-plots were selected herbaceous vegetation. These same variables were recorded in every individual of the shrubby vegetation. Soil samples were taken in each treatment at two depths (0 – 15 cm and 15 – 30 cm) through 4 holds chosen in random points and mixed in every plot. The treatments where the application of the amendment and control were made showed differences in terms of coverign, height, nutrient concentration and mineral salts in the soil due to the application of the amendment. Nevertheless the treatments did not present such differences among them because the high concentration of the biosolid and the mineralization of the added organic material generated the colonization of the same species in the five treatments worked approaching its total covering.

1. INTRODUCCIÓN

La minería, es considerada como una de las mayores actividades productivas en Colombia; durante las últimas décadas ha registrado un importante incremento en el volumen y valor de la producción, mejorando con su aporte el crecimiento de la economía colombiana y el fortalecimiento social del país (Montoya *et al*/2009).

Cuando la industria minera presenta técnicas inapropiadas en el proceso de explotación, genera mayores alteraciones a los suelos, al agua y los ecosistemas, que cuando se realiza correctamente; ya que las actividades de deforestación, excavación, extracción y transporte de materiales características del proceso, cambian las condiciones naturales del paisaje y además las condiciones económicas y sociales (Anónimo 1998).

Los cerros orientales en Bogotá, son considerados como Reserva Forestal Protectora desde 1977 debido a su gran importancia ambiental para la ciudad. Sin embargo, en las últimas décadas han sido sometidos a diferentes disturbios de carácter antrópico; entre ellos la minería o explotación de canteras a cielo abierto para extracción de materiales de construcción (arenas, arcillas y gravillas).

El procedimiento empleado en dicha extracción, es considerado como la práctica de mayor impacto en el sistema montañoso (Arias 2005) y se caracteriza por generar áreas que cuando se abandona, deben transcurrir muchos años para que se logre un sistema similar al no disturbado (Barrera 2009). Aproximadamente existen en Bogotá, 111 predios afectados por minería a cielo abierto, algunos de ellos activos y otros en estado de recuperación como es el caso de la Antigua Arenera Juan Rey (Barrera 2009).

Debido a la falta de control por parte de las autoridades ambientales en las décadas pasadas y la ausencia de un plan de ordenamiento de la industria minera en Bogotá, muchas de las áreas de explotación se encuentran localizadas en los cerros orientales de la ciudad, generando un fuerte impacto ambiental sobre los ecosistemas además de la pérdida del abastecimiento de bienes y servicios ambientales a las comunidades humanas (Barrera *et al*/2008).

La Antigua arenera Juan Rey, ubicada en el Parque Entre Nubes en la localidad de San Cristobal, fue uno de los predios afectados por aplicación de técnicas inapropiadas de explotación minera generando la remoción total de la cobertura vegetal y del suelo, causando

la pérdida de diversidad biológica, fragmentación del ecosistemas, cambios en la dinámica de los nutrientes, erosión y alteración del microclima entre otras consecuencias (Goodman 1974, Bradshaw 1997).

Al ser necesario restablecer las condiciones naturales de los ecosistemas que estaban presentes antes del disturbio generado por la minería con el fin de alcanzar de nuevo la sostenibilidad y equilibrio de dichas áreas, la restauración ecológica es una herramienta que tiene como finalidad colaborar con la recuperación ecológica de las áreas degradadas (Andrés, 2009) y para ello realiza el diseño de experimentos que permitan estudiar, analizar e interpretar los cambios que ocurren durante el restablecimiento de los ecosistemas (Barrera y Ríos, 2002). Una de las opciones para la restauración de áreas afectadas por minería a cielo abierto es la aplicación de biosólidos o lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales sobre el suelo (Bengson 2000, Parker y Grant 2001, Brown *et al* 2002), para el enriquecimiento de las condiciones físicas y químicas del suelo y la recuperación de la vegetación y la fauna edáfica (Borgegard y Rydin 1989, Alcañiz *et al* 1998, Guerra *et al* 2004).

En el marco de la Restauración ecológica, la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá (SDA) y La Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana realizaron el convenio 017/2003 DAMA-PUJ en el cual se implementó un diseño experimental con la finalidad de evaluar el efecto de la aplicación de biosólidos en diferentes proporciones como enmienda orgánica sobre la recuperación de la vegetación y mejoramiento de las propiedades del sustrato en la Antigua Arenera Juan Rey. El seguimiento de las parcelas de los tratamientos, fue realizado por Nicolás Rozo desde el año 2005 al 2007, el cual demostró en los muestreos la efectividad de los biosólidos como enmienda orgánica sobre la recuperación del área mediante el incremento en el crecimiento, riqueza y porcentaje de cobertura de la vegetación a través del tiempo y las diferencias existentes en el establecimiento de la vegetación pionera en los tratamientos donde fue aplicada la enmienda orgánica (Roza, 2007).

Actualmente, la antigua Arenera Juan Rey continúa su proceso de recuperación cuatro años después de la implementación del experimento, por ello es necesario realizar el seguimiento y la evaluación de la vegetación en cada uno de tratamientos, con la finalidad de establecer el estado actual de la comunidad y evaluar la vegetación bajo el efecto de la aplicación de la enmienda orgánica en el restablecimiento de áreas disturbadas por la industria extractiva, lo cual se pretende realizar con el desarrollo de esta investigación.

El objetivo general planteado para este trabajo es evaluar el estado actual de la vegetación de la antigua arenera Juan Rey, cuatro años después de la aplicación de los biosólidos. Para ello fueron planteados los siguientes objetivos específicos:

- Definir la composición actual de las especies vegetales en cada uno de los tratamientos de biosólidos implementados.
- Definir la estructura de la vegetación en los tratamientos de biosólidos.
- Determinar el estado de los atributos vitales de la vegetación presentes en cada uno de los tratamientos implementados.
- Realizar una comparación de la riqueza y diversidad de la vegetación en los tratamientos establecidos en la Antigua Arenera Juan Rey.
- Definir el estado actual del suelo de los tratamientos en la Antigua Arenera Juan Rey y realizar una comparación de sus propiedades químicas respecto al suelo característico de los Cerros Orientales de Bogotá.

2. REVISION BIBLIOGRAFICA

2.1. La Industria Minera en Bogotá

En la ciudad de Bogotá, gran parte las actividades mineras se enfocan en la producción de materia prima para la construcción, como arcilla, piedra o gravilla, debido a la gran demanda que presenta la expansión urbana de la capital y a la vez la oferta de recursos minerales que tienen las formaciones geológicas de la sabana de la ciudad, productoras de este tipo de materiales (Anónimo 2007, Osorio 2009).

Existen en la actualidad 116 empresas mineras que se ubican dentro del perímetro urbano de Bogotá y 54 en el área rural, de las cuales el 90% son ilegales. Las 170 empresas son vigiladas por tres instituciones públicas: el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) regula a tres de éstas, la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) les hace seguimiento a 54 y la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) controla a 113 (Anónimo, 2008).

El problema del carácter ilegal de muchas de dichas canteras y ladrilleras es la generación de un impacto ambiental mucho mas alto que en las actividades de extracción legales. Algunas de las instalaciones no cuentan con un manejo apropiado en modelación de la excavación y en

el manejo de los desechos que generan, lo cual genera un alto grado de contaminación del aire y contaminación en las fuentes de agua cercanas (Correa, 2000).

El Plan de Ordenamiento Territorial expedido en el año 2000 estableció que la minería debería efectuarse en los Parques Mineros Industrializados, ubicados en los sectores de Tunjuelo, Mochuelo y Usme al sur de la ciudad (Osorio, 2009). A la fecha solo 28 empresas tienen título minero debidamente aprobado, con un plan de manejo ambiental aceptado por los organismos de control. Afuera de los Parques Mineros hay ubicadas 150 empresas que tienen orden de cierre, pero siguen operando regularmente (Anónimo, 2008). De las canteras regidas por la SDA, el 66% presenta el Plan de Manejo y Restauración Ambiental exigido mientras que el 33% incumple la norma y continúa realizando actividad minera. (Osorio, 2009).

En la actualidad, las autoridades ambientales mitigan los efectos de una explotación minera irracional realizada durante las últimas décadas mediante planes de restauración de algunos de los predios mencionados anteriormente, con la finalidad de mejorar la calidad de vida de las personas que viven en zonas aledañas a ladrilleras y otras instalaciones y el aspecto paisajístico y ecológico deteriorado por el mal manejo de desechos y subproductos de la explotación minera.

2.2. La extracción minera de canteras y areneras en Bogotá

La gran demanda de materiales de construcción en altos volúmenes y calidad debido a la expansión urbana e industrial generada en Bogotá, ha generado desde décadas pasadas que se incrementa progresivamente el proceso de extracción minera en Bogotá (Correa, 2000).

Según el Código de Minas se da el nombre de materiales de construcción a las rocas y materiales pétreos que se usan en la fabricación de bloques y piezas de concreto, morteros, pavimentos y otras formas similares (Anónimo, 1998). Para la explotación de estos se debe obtener el título minero del área de explotación en el cual el Ministerio de Minas y Energía otorga el derecho de explotar el suelo y subsuelo minero de propiedad de la Nación y la licencia ambiental otorgada por la autoridad ambiental (Anónimo, 1998).

Las canteras, son definidas como el sistema de explotación de rocas y minerales no disgregados a cielo abierto empleados para materiales de construcción. El proceso de explotación está compuesto por una serie de actividades de arrastre, cargue, transporte, estabilización y manejo y almacenamiento de los materiales; en Bogotá la geología de sus

zonas se caracteriza por la presencia de suelos blandos y rocas, lo cual origina diversas condiciones en la calidad de los materiales situación por la cual se esperaría que la explotación fuera selectiva (Correa, 2000).

Actualmente, se impulsa mediante la normatividad vigente y el control de las autoridades ambientales, presentar un PMRA en el plan de manejo ambiental, para obtener el permiso ambiental en el 95% de las minas y canteras en Bogotá, que aun no cuentan con el titulo minero ni la licencia ambiental que permita realizar un proceso minero legal; mitigando así la proliferación de minas y la indiscriminada explotación (Osorio 2009).

2.3. La explotación a cielo abierto como un tipo de disturbio

Según Pickett y White (1985), un disturbio es un evento relativamente discreto en el tiempo que altera la estructura y función del ecosistema, la comunidad o de una población, a partir del cual se generan cambios en la disponibilidad de recursos, la viabilidad del sustrato, o el medio ambiente físico. Estos cambios operan como dinamizadores en los ecosistemas terrestres en un rango de escalas espacio- temporales.

Los disturbios, son clasificados según su origen en naturales y antrópicos como es el caso de la extracción de recursos minerales, los cuales generan un tipo de área disturbada con características particulares (Barrera y Valdez 2007).

El disturbio generado por la minería, puede producir una serie de efectos negativos sobre el medio ambiente, los cuales se traducen en el estado final de los ecosistemas después del proceso de explotación. La escala a la que se realiza y el daño ecológico causado por la explotación de material, cambia acorde a las características de los yacimientos y las técnicas utilizadas y así su impacto será mayor o menor dependiendo del lugar donde se lleva a cabo la extracción. El disturbio ecológico causado depende siempre del tipo y la intensidad de la extracción y del terreno explotado (Rosenfeld y Clark 2000).

La extracción minera, afecta como primer componente a poblaciones humanas generalmente vulnerables en condiciones de miseria generando un entorno ambiental desequilibrado e insostenible (Hassidoff, 1996).

El impacto a la vegetación y a la fauna es una de las consecuencias más visibles de este tipo de disturbios causado por la minería, ya que se pierde completamente el papel amortiguador que tienen las formaciones vegetales del área de explotación frente a los procesos erosivos y como parte sustantiva de la cadena alimenticia de las especies animales en estas áreas (Hassidoff, 1996). También se ven afectados los cuerpos de agua bien sea por la generación de aguas ácidas, el vertimiento de residuos, como por la presencia de sólidos en suspensión que al aumentar la turbidez, disminuyen los rangos de luminosidad, afectando los procesos biológicos de fauna y flora que habita en los medios acuáticos (Hassidoff, 1996). Son frecuentes también los problemas de erosión hídrica, cárcavamientos y deslizamiento debido al impacto generado al suelo como consecuencia de la eliminación del mismo; el aire también se ve afectado por las emisiones de partículas sólidas y el impacto visual y paisajístico debido a la transformación de la forma natural del terreno, con pendientes muy pronunciadas, carencia de cobertura vegetal, fauna, cuerpos hídricos y demás componentes paisajísticos (Gómez 1997).

2.4. Restauración Ecológica

La restauración ecológica es la disciplina científica basada en principios de la ecología que tiene por objeto la recuperación de los ecosistemas que han sido degradados, dañados o transformados (SERI, 2004).

La ciencia de la Ecología de la Restauración es el desarrollo y prueba de la teoría de la reparación de ecosistemas degradados (SERI, 2004). A partir de la teoría ecológica básica; los esfuerzos de restauración se enfocan hacia la investigación del cómo las comunidades se desarrollan y se estructuran en el tiempo, con el objetivo de restablecer su funcionalidad en contexto con el ambiente (la habilidad del sistema para generar recursos y soporte para el establecimiento de individuos) y con las interacciones que se pueden presentar (Palmer *et al*, 1997).

La restauración ecológica es empleada para recuperar o acelerar la recuperación de un ecosistema con respecto a su integridad y sostenibilidad, ya que generalmente la pérdida de los componentes biológicos (vegetación, fauna y suelo) en los ecosistemas disturbados es tan grande, que el ecosistema no se puede restablecer por si solo al estado anterior al disturbio (SERI, 2004).

Uno de los pasos que sigue la restauración ecológica de un ecosistema, es la evaluación del estado del mismo antes del disturbio y como fue su evolución natural, ya que este es el punto ideal de retorno al cual se aspira alcanzar con la realización del un proyecto de restauración (SERI, 2004). En algunos casos, el ecosistema no puede recuperar por completo su condición anterior debido a diferentes limitaciones del proceso de recuperación (Calle, 1999). Algunas de las limitaciones son la pérdida del banco de semillas (Zimmerman *et al*, 2000), los procesos de competencia entre especies invasoras y nativas (Holl, 2000), escasa oferta de semillas por falta de dispersores que desaparecen del lugar por la ausencia de refugios o perchas (Hoobs y Huenneke, 1992), escasez de nutrientes (Florentine *et al*, 2003) y alteraciones en las condiciones del suelo (Aide y Cavelier, 1994).

2.5. Sucesión Vegetal

Bajo el marco de la restauración, el proceso de la sucesión ecológica permite interpretar las interacciones entre las poblaciones y comunidades en el ecosistema, en una fase posterior al disturbio (Beeby, 1993). La sucesión vegetal denota la secuencia de los cambios bióticos de la vegetación en el tiempo y el espacio hasta que se llega a un relativo estado de equilibrio (Niering, 1987), la sucesión ecológica es estudiada con el fin de establecer cuáles son dichos patrones o cambios que ha tenido la vegetación a través del tiempo (Mc Cook, 1994).

La sucesión vegetal, se define como la secuencia de los cambios de las especies a través del tiempo establecidos mediante agrupamientos y asociaciones de especies en comunidades, en un estado relativo de equilibrio (Clements 1916, Gleason 1926, Tilman y Pacala 1993 y Luken 1990).

Gracias al estudio de la sucesión vegetal en un ecosistema, se logra aproximar una explicación de los fenómenos de relación y otros procesos ecológicos como: la formación de comunidades, interacciones entre las especies y el establecimiento de estas bajo las condiciones locales de cada ecosistema (Pickett y White, 1985). Para los procesos de sucesión vegetal terrestres se han planteado hasta la fecha tres modelos básicos: determinísticos, estocástico y de estados alternativos estables (Temperton y Hobbs, 2004).

La teoría de sucesión vegetal, ha abarcado pensamientos de diferentes ciencias y escuelas, que a lo largo del último siglo han expuesto una serie de vistas críticas ante el fenómeno de cambio de las comunidades vegetales en una escala temporal. Clements en 1916 inicia con la teoría del fenómeno sucesional en plantas, en la cual, definió este proceso como una

secuencia de reemplazo de comunidades de plantas bajo un proceso unidireccional hacia un estado de equilibrio.

En contraposición a la teoría propuesta por Clements; Gleason realiza su aporte en 1926 considerando todo cambio en la composición de especies como fluctuaciones o cambios florísticos direccionales generan un proceso de sucesión vegetal. Gleason presenta una visión simplificada de las comunidades enfatizando en los fenómenos estocásticos de los procesos de cambio (Gleason, 1926).

Connell y Slatyer (1977) presentan tres modelos derivados de la interacción entre especies: el primero de ellos es el modelo de facilitación que muestra la presencia de especies que hacen posible o aceleran el establecimiento de especies colonizadoras; el segundo es el modelo de inhibición que se genera donde las especies residentes impiden la colonización de nuevas especies y tercer modelo es el de tolerancia donde algunas especies presentes en la sucesión tardía generan mecanismos capaces de tolerar bajos niveles de recursos. Esto, sumado a la gran posibilidad de otros factores que interactúan durante los procesos de transformación como el cambio en el microclima, la migración de individuos y la aparición de microhábitats; genera como consecuencia que la vegetación se establezca en un lugar determinado y vaya siendo reemplazada por vegetación de diferente porte en etapas tardías de la sucesión (Greenberg, 1999).

Algunos fenómenos característicos de las especies presentes en los primeros estados de la sucesión son: la inhibición cuando las condiciones y los recursos son limitados por el medio y otras especies, la alelopatía, la competencia por recursos en el suelo por el sistema radicular y la competencia de la luz solar por medio del follaje (Köchy y Wilson, 2000).

2.6. Importancia del seguimiento y evaluación en experimentos de restauración ecológica.

Un proyecto de restauración ecológica, intenta cumplir con las metas establecidas que reflejan los atributos del sistema de referencia (SERI, 2004). Por ello el proceso de seguimiento y evaluación es una herramienta valiosa para determinar el éxito de este tipo de proyectos ya que plantea una aproximación sistémica al facilitar información, documentos cronológicos y otros aspectos para la continuidad de la restauración (Landin, 2005).

Estos procesos proveen información y facilitan la comprensión sobre la función y los umbrales de respuesta del ecosistema, además de generar conocimiento acerca de cuáles prácticas de restauración son efectivas (Vander Hammen *et al*, 2008).

Ecológicamente, un programa de seguimiento y evaluación cumple la función de determinar el cambio o tendencia de uno o más recursos, tal como determinar la dinámica del recurso en su estado mediante la medición repetitiva de las variables de interés (Block et al, 2001).

Desde la perspectiva de la Sociedad de Ecología de la Restauración SER, las pautas de un programa de evaluación y seguimiento son: la comparación directa donde los parámetros seleccionados se determinan o se miden en los sitios de referencia, es decir los lugares donde aún se conservan las características iniciales del ecosistema previas al disturbio generado; el análisis de atributos donde se analizan los datos cualitativos y cuantitativos de inventarios de evaluación y seguimiento para medir el grado alcanzado en las metas propuestas y el análisis de trayectoria donde se genera el análisis de grandes sistemas de datos comparativos recogidos periódicamente en el sitio de restauración y que establecen las tendencias que conducen a afirmar si la restauración del ecosistema sigue la trayectoria indicada (Vander Hammen *et al*, 2008).

2.7. Aplicación de enmiendas orgánicas para enriquecimiento de suelos

Las enmiendas orgánicas, son conocidas como cualquier sustancia o producto de origen orgánico capaz de modificar o mejorar las propiedades y las características físicas, químicas, biológicas o mecánicas del suelo. Su incorporación al suelo, permite llevar a cabo un aprovechamiento de nutrientes, los cuales son removidos con la capa vegetal en algunos casos como el de la minería a cielo abierto y en otros es removido desde el complejo suelo-planta a través de la alimentación de los animales (Hernandez *et al*, 2006).

Durante muchas décadas se ha implementado el uso de las enmiendas orgánicas tales como residuos de ganadería, agricultura y residuos sólidos provenientes del tratamiento de aguas residuales o biosólidos (Andrés y Alcañiz, 2009).

Su uso se ha incrementado en áreas que sufren procesos degradativos por la disminución de la fracción orgánica de los suelos, ya que mejora el contenido y la cantidad de materia orgánica relacionada con la dieta de especies animales. También mejora las condiciones físicas del

suelo, ya que su aplicación disminuye la densidad aparente del suelo, aumenta la porosidad total, la macroporosidad y la estabilidad estructural del mismo (Cuevas *et al*, 1996).

La condición biológica es otro aspecto favorecido, ya que las enmiendas orgánicas aumentan las poblaciones y riqueza de bacterias benéficas para el suelo; estas producen transformaciones químicas que facilitan el aprovechamiento de muchos elementos que no pueden ser asimilados directamente por las plantas, además aumentan la población y la actividad de algunos componentes de la fauna edáfica, como por ejemplo las lombrices (Tinto, 1999).

2.8. Efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre la vegetación

Las enmiendas orgánicas presentan un carácter fertilizante sobre la vegetación, ya que algunas de ellas incluyen todos los nutrientes vegetales esenciales, magnesio, calcio, azufre y micronutrientes (Moreno, 2008). Especialmente, el nitrógeno contenido en estos residuos se encuentra en forma directamente disponible para las plantas, además la mayor proporción de nutrientes como nitrógeno, fósforo y microelementos pasan a formar parte del humus, quedando así almacenados en el suelo, a resguardo de las pérdidas por lavado o escorrentías (Cuevas *et al*, 1996).

Gracias al incremento de la materia orgánica y el almacenamiento y disponibilidad de agua en el suelo producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas se genera la formación de 'islas de fertilidad' que facilitan la germinación de semillas a través del aporte directo de nutrientes, principalmente N y P, y el desarrollo y supervivencia de las plántulas germinadas (Varela *et al*, 2006).

Un ejemplo del uso de las enmiendas orgánicas, es el sector agrícola; donde se ha comprobado la efectividad que generan los biosólidos en las propiedades físicas y químicas del suelo, debido a su alto contenido en materia orgánica y nutrientes: especialmente nitrógeno y fósforo (Sort y Alcañiz, 1996). Sin embargo el uso de enmiendas orgánicas para esta actividad presenta determinadas restricciones como es el caso de los biosólidos donde su aplicación basadas en su alto contenido de elementos patógenos y metales pesados (Koenig y Miner 2000, Mc Donald 1995).

Algunos de los sistemas donde han sido empleados el uso de los biosólidos como enmiendas orgánicas, son los cultivos de maíz forrajero, coliflor (Guerra *et al*, 2004), alfalfa y algunos sistemas de pasturas donde su aplicación produce una liberación lenta del nitrógeno de la materia en descomposición, logrando el máximo crecimiento de la vegetación (Koenig y Miner, 2000).

Entre las diferentes enmiendas orgánicas mencionadas, los biosólidos han sido estudiados e implementados en diferentes experimentos con objetivos de enriquecimiento de sustratos a nivel agrícola, enmienda del suelo, recuperación de canteras, reforestación, utilización de biomasa, entre otros (Anónimo 2007 y Campos 2009).

2.9. Características de los biosólidos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Salitre, aplicados.

Los biosólidos son el producto remanente, líquido, sólido o semisólido, originado después de un proceso mecánico biológico de estabilización de lodos orgánicos provenientes del tratamiento de las aguas residuales. La estabilización se realiza para reducir el nivel de patógenos, su poder de fermentación y su capacidad de atracción de vectores. Gracias a este proceso, el biosólido puede ser utilizado (Daguer, 2003). Los lodos de depuradora de aguas residuales o biosólidos están constituidos por partículas minerales finas y una cantidad significativa de materia orgánica, estas fracciones constituyentes son claves para el mejoramiento de los suelos degradados, por esta razón se consideran materiales importantes en la restauración de suelos de canteras (Alcañiz, 2003).

Actualmente, nuestro país produce 101.105 ton/año de biosólidos, dentro de las cuales 49.275 corresponden a la planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR - El Salitre, 2007). Este biosólido se clasifica según la regulación U.S Environmental Protection Agency (USEPA) como material clase B, por lo cual puede ser utilizado en la agricultura con cierto tipo de restricciones. En las tablas No 1 se exponen la caracterización de las concentraciones de metales pesados mediante el valor promedio, en la tabla No 2 las concentraciones microbiológicas y en la tabla No 3 las condiciones físicas y químicas monitoreadas durante el año 2007 en la PTAR – El Salitre.

Tabla 1. Concentraciones de metales pesados en el biosólido PTAR El Salitre.

PARÁMETRO	VALOR*
Arsénico (mg/Kg Base Seca)	4,2
Cadmio (mg/Kg Base Seca)	6,2
Cobre (mg/Kg Base Seca)	156,4
Cromo (mg/Kg Base Seca)	93,6
Mercurio (mg/Kg Base Seca)	2,8
Niquel (mg/Kg Base Seca)	44,5
Plomo (mg/Kg Base Seca)	96,4
Selenio (mg/Kg Base Seca)	5,6
Zinc (mg/Kg Base Seca)	1004,5

*Datos 2007 – Fuente PTAR El salitre

Tabla 2. Concentraciones microbiológicas del biosólido PTAR El Salitre.

PARÁMETRO	VALOR BIOSÓLIDO DESHIDRATADO*
Coliformes fecales (UFC/g Base Seca)	6,88E+05
Fagos somáticos (PFP/4g Base Seca)	2,43E+06
HH viables (huevos/4g Base Seca)	7,52
Salmonella (NMP/4g Base Seca)	0,80

(UFC/g BS: unidades formadoras de colonia en gramo de base seca; PFP/4g BS: Partículas formadoras de placa por 4 gramos de base seca; HH: huevos de helminto.)

Tabla 3. Concentración promedio de parámetros físicos y químicos biosólido PTAR El Salitre.

PARÁMETRO	VALOR*
NTK (mg/Kg Base Seca)	26 354
Nitrógeno orgánico (mg/Kg Base Seca)	21 890
Nitrógeno amoniacal (mg/Kg Base Seca)	4 307
Nitratos (mg/Kg Base Seca)	235
Nitritos (mg/Kg Base Seca)	2,7
Fosforo total (mg/Kg Base Seca)	26 091
pH (unidades)	7,7
Sólidos totales (mg/Kg Base Seca)	325 790
Sólidos volátiles (mg/Kg Base Seca)	159 279

*Datos 2007 – Fuente PTAR El Salitre

2.10. Aplicación de biosólidos como enmienda orgánica en procesos de restauración.

Los biosólidos son una herramienta exitosa en el proceso de restauración de terrenos disturbados ya que mejora las condiciones de fertilidad y absorción de agua del suelo, permitiendo el desarrollo de la vegetación en este tipo de sustratos (Campos 2009, Andres y Alcañiz 2009).

En áreas afectadas por minería, la carencia de nutrientes en los suelos es común. La aplicación de biosólidos en diferentes proporciones según los requerimientos de cada tipo de sustrato, provee los micronutrientes necesarios para el desarrollo de especies herbáceas y leñosas, y el aumento de la retención de carbono, la porosidad del suelo y lenta liberación de fosforo y nitrógeno; también estimula la repoblación de invertebrados edáficos (Wilson *et al* 1996, Domene 2009).

Además de los beneficios sobre la vegetación y el suelo, la utilización de lodos provenientes de la depuración de aguas residuales como enmienda orgánica en la restauración de terrenos degradados, juega un papel importante en el mejoramiento de la estabilidad estructural del suelo (Alcaniz y Le Bissonnais, 2008), es una técnica empleada para controlar la erosión y ayuda en el proceso de estabilización de taludes ya que mediante su aplicación cambia la estructura y textura debido a que las partículas finas de los biosólidos incrementan la humedad y porosidad del sustrato y la materia orgánica contenida mantiene unidas las micro-partículas del mismo, adhiriéndolas entre sí por medio de polímeros orgánicos o, enlazándolas por medio de raíces o hifas de hongos (Castro, 2005).

Debido a estas ventajas, los biosólidos son una herramienta eficaz para los procesos de restauración y rehabilitación de áreas afectadas por minería, sin embargo existen algunos aspectos de previo cuidado como el potencial de contaminación de los metales pesados en cuerpos de agua cercanos y aguas subterráneas y la dispersión de patógenos de este tipo de enmiendas (Philips, 1994). Por ello su aplicación debe ser condicionada y manejada en proporciones adecuadas, que eviten el riesgo sanitario y la contaminación de los suelos a largo plazo (Campos, 2009).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Diseño experimental

El diseño implementado en 2005, fue completamente al azar donde se emplearon proporciones volumen a volumen de biosólidos y estériles evaluados en 5 tratamientos y uno para el control de estériles, dispuestos en 18 parcelas ubicadas en tres bloques de seis parcelas cada uno como se observa en la figura 2 (Rozo, 2007).

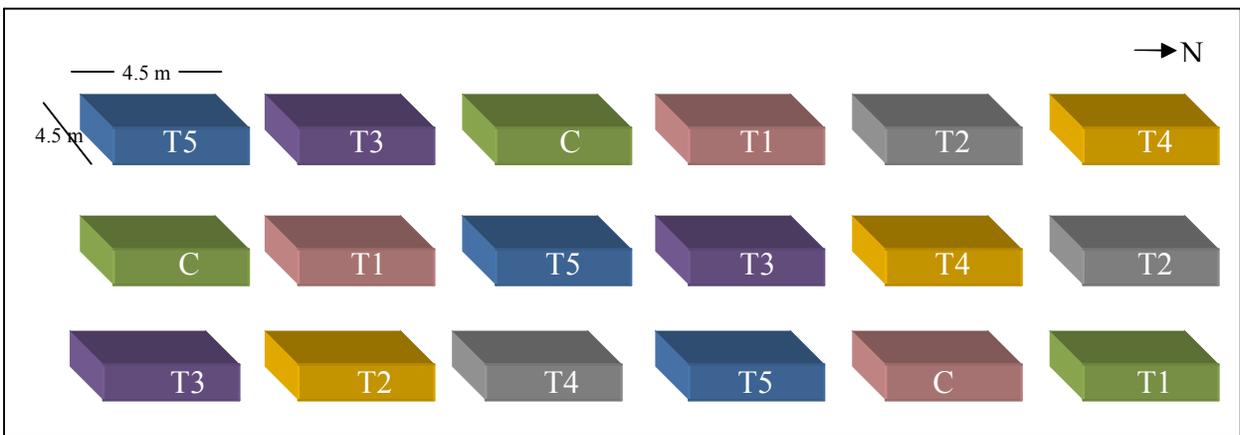


Figura 2. Distribución de las parcelas en el área experimental

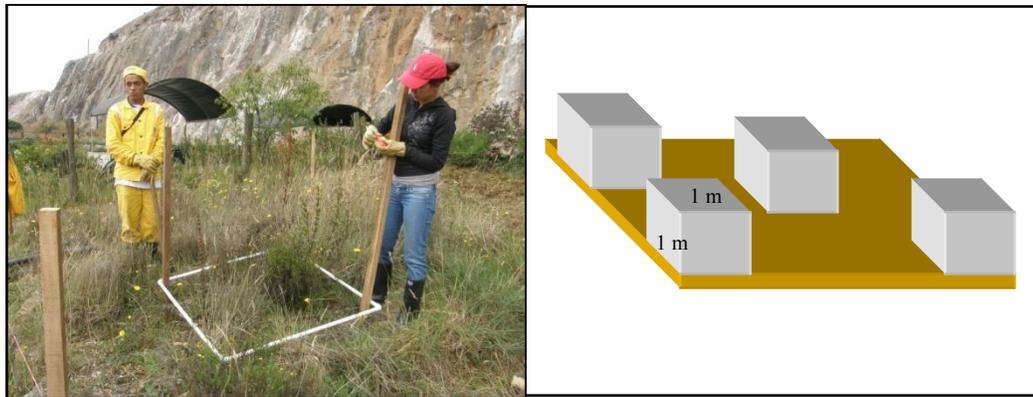
Los tratamientos variaron en la proporción de biosólidos de la siguiente manera: el control (C) con ausencia de biosólidos, el tratamiento 1 (T1) con una proporción de biosólidos por una de estériles (1/1), el tratamiento 2 (T2) con una proporción de dos de biosólido por una de estéril (2/1), el tratamiento 3 (T3) con una proporción de cuatro de biosólido por una de estéril (4/1), el tratamiento 4 (T4) con una proporción de ocho de biosólido por una de estéril (8/1) y finalmente el tratamiento 5 (T5) con el 100% de biosólidos (Rozo, 2007). El estéril empleado fue proveniente de residuos del proceso de extracción minera tomados del mismo lugar del experimento.

4.2 Seguimiento de la vegetación

En este estudio se realizó un muestreo completamente al azar donde toda la vegetación del área muestreada presentó las mismas posibilidades para ser elegidas y fue independiente de las demás, el muestreo se hizo durante el mes de marzo de 2009.

En este trabajo fueron establecidas 4 subparcelas de 1m X 1m completamente al azar en cada una de las parcelas antes mencionadas. Dichas subparcelas fueron delimitadas Figura 3.

Figura 3. Delimitación y distribución de las subparcelas en cada parcela.



En cada subparcela se registró la cobertura en la vegetación rasante y herbácea, mediante un cuadrante de 1m x 1m elaborado en PVC, con una división de 10 cm x 10 cm en pita de propileno y donde se midió la cobertura de la vegetación estimando por observación el porcentaje de área ocupado por cada una de las especies (morfortipos) desde una proyección perpendicular al terreno (Mateucci y Colma, 1982). Se tomó la altura, para conocer la estratificación de la comunidad. Para las especies rasantes y herbáceas, se tomó la altura total del individuo con una cinta métrica, desde la base de la planta al ras del suelo hasta la última parte apical del ejemplar, la medición fue registrada en metros.

Para la vegetación arbustiva fueron medidos todos los arbustos de cada una de las parcela de (4,5 m x 4 m) en los tres bloques de tratamientos. En cada parcela experimental se registraron las siguientes variables:

Cobertura: Se estimaron las medidas del diámetro mayor (D1) y el diámetro menor (D2), imaginando la copa del arbusto desde una vista perpendicular. La medición se hizo en el rombo interior definido por dichas medidas (Rangel y Velázquez, 1997). Para definir la cobertura de la copa en m² se empleó la fórmula de Rangel y Velázquez: $(C1= \frac{1}{2} (D1 \times D2))$, D1= Diámetro mayor, D2= Diámetro menor) Figura 4.



Figura 4. Registro de cobertura en individuos arbustivos

Altura: Se tomó la altura total del individuo con una cinta métrica, desde la base de la planta al ras del suelo hasta la última parte apical del ejemplar (Figura 5). La medición fue registrada en metros y fue empleada para determinar los estratos de la comunidad de acuerdo a la metodología expuesta por Rangel y Velázquez (1997).



Figura 5. Registro de la variable altura

Después del muestreo, fueron colectados dos ejemplares de cada una de las especies encontradas en el muestreo en áreas adyacentes a las parcelas, los ejemplares fueron prensados y preservados en alcohol al 70% de concentración; después del secado en el horno fueron llevados al herbario de la Pontificia Universidad Javeriana, donde fueron identificados taxonómicamente (Figura 6.) y preparados para su posterior entrega con las respectivas etiquetas requeridas por el herbario, en el momento de la aprobación de este trabajo.



Figura 6. (a) Colecta del material vegetal en campo (b) Montaje de la muestra vegetal colectada en campo.

Se caracterizó cada uno de las plantas registradas. Para esto fueron establecidos los siguientes atributos vitales del listado de especies con ayuda de las características tomadas en campo y de revisión bibliográfica.

Formas de vida:

Las formas de vida de cada una de las especies encontradas se definieron según la clasificación propuesta por Raunkiaer en el año 1934, empleada en estudios similares (Begon *et al* 1999, Moreno 2001). Las categorías en las que Raunkiaer clasifica a las especies vegetales son:

- Fanerófitos o plantas cuyas yemas vegetativas se encuentran en las partes aéreas por encima de los 25 cm. En clima húmedo y cálido, esta medida se extiende hasta 100 cm.

- ✚ Caméfitos o plantas con las yemas de renovación por encima de la superficie del suelo y recibe únicamente la protección que la planta le brinda por su crecimiento o por los vástagos muertos.
- ✚ Hemicriptófitos o plantas cuyas yemas vegetativas se encuentran a nivel de la superficie.
- ✚ Geófitos o plantas cuyas yemas vegetativas se encuentran incluidas en el sustrato a una profundidad de 2 a 3 cm; poco expuestas a las condiciones desfavorables.

Ciclos de vida:

Se clasificaron las especies encontradas según su periodo de vida, de acuerdo a la clasificación propuesta por Luken en el año 1990. Pueden ser anuales, bianuales y perennes.

Las especies anuales, son plantas que viven menos de 12 meses, son especies monocárpicas y la durabilidad de sus flores y semillas es corta. La vegetación bianual está constituida también por especies monocárpicas, crecen durante la primera estación y las flores durante la siguiente estación, estas especies viven durante dos años. Finalmente las especies perennes viven durante muchos años, son especies monocárpicas que producen semillas y mueren o pueden ser policárpicas las cuales producen muchas veces semillas durante su vida (Luken, 1990).

Modo de dispersión:

Se realizó la clasificación de las especies, según la forma en la que las especies pueden llegar a nuevos ambientes y su capacidad para establecerse en ellos (Grime, 1989). La dispersión de semillas puede ser por distintos modos según el tipo de semilla o por propagación vegetativa. Cuando la semilla se dispersa por medio del viento se conoce como anemócora, por medio de la lluvia o arrastre (hidrócora), o por animales (Zoocora)

Invasibilidad:

Este atributo fue empleado para determinar si las especies vegetales presentes en los tratamientos, son nativas o exóticas (exóticas naturalizadas o exóticas invasoras). Para su clasificación fueron empleadas varias referencias bibliográficas referentes a flora nativa de Bogotá y los Cerros Orientales como (García *et al*, 2006)

Las especies nativas son aquellas que se manifiestan dentro de su área de distribución natural o área de dispersión potencial que naturalmente ocupa o podría ocupar sin una introducción o intervención antrópica directamente. Las especies exóticas, son aquellas que han sido introducidas fuera de su área de distribución natural pasada o presente; incluye cualquier parte,

gameto semilla o propágulo de la especie que puede sobrevivir y seguidamente reproducirse. Las exóticas invasoras, son aquellas que presentan mayor capacidad de colonización y de dispersión amenazando la diversidad biológica local.

4.3 Muestreo de Suelo

Posterior al muestreo y clasificación de la vegetación, se tomaron muestras de suelo en cada una de las parcelas a dos profundidades: 0 -15 cm y 15-30 cm, en el mes de julio de 2009. Para ello se empleó un tubo aforado de PVC de dos pulgadas por 50 cm de largo aproximadamente, el cual fue enterrado en cuatro puntos aleatorios de la parcela a una profundidad de 15 cm hasta completar dos Kilogramos, los cuales fueron depositados en un balde y mezclados homogéneamente, posteriormente depositados en una bolsa de polietileno (marcadas con el nombre, lugar, fecha, profundidad y parcela). Se realizó el mismo proceso en los cuatro puntos a una profundidad de 30 cm hasta completar dos Kilogramos de muestra como se aprecia en la figura 7.

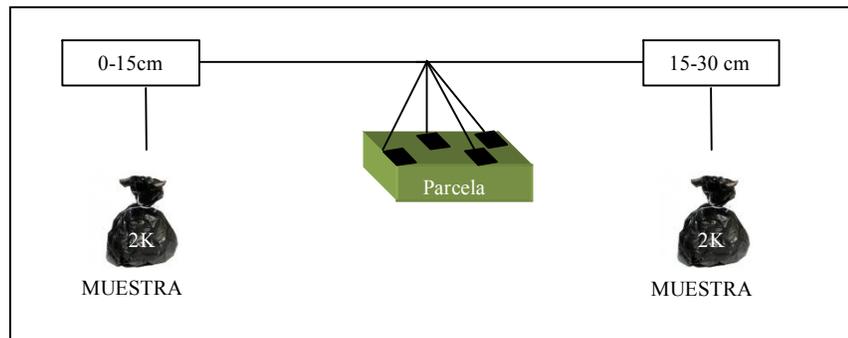


Figura 7. Toma de muestras de suelo por parcela.

Este procedimiento se repitió en las 18 parcelas. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi donde fueron registrados los siguientes parámetros: pH, Carbono Orgánico, Nitrógeno total, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), Calcio, Magnesio, Potasio, Sodio, Fósforo, Saturación de Bases, Conductividad eléctrica, Acidez Intercambiable y Clase Textural.

4.4 Análisis de datos

La evaluación de la comunidad vegetal comprendió la estimación y análisis de la diversidad, riqueza y dominancia de las especies, a través de índices que miden dichos parámetros.

Composición:

Se realizó un listado de las especies vegetales vascularizadas, encontradas e identificadas por familia y especie en el área de muestreo (Tabla 4)

Análisis de altura:

Para el análisis de la altura, se empleó los intervalos de clase cuya amplitud es calculada por la fórmula de Sturges (Mateucci y Colma, 1982).

$$\begin{aligned} &\text{La fórmula es:} \\ &C = (X_{\max} - X_{\min})/m \\ &m = 1 + 3.322 (\text{Log } n) \end{aligned}$$

Donde:

n: Número total de individuos
m: Número de intervalos
C: Amplitud de intervalo
X: Parámetros a analizar

La estratificación de las especies encontradas en el muestreo fue definida según la clasificación propuesta por Rangel y Lozano 1986, donde los individuos de 0 a >30 cm de altura, pertenecen al estrato rasante. Los individuos de 30 a <1.5 m de altura pertenecen al estrato herbáceo; los individuos de 1.5 a <5 m pertenecen al estrato arbustivo.

Índices de diversidad

Riqueza específica: Para cada tratamiento se realizó un conteo del número de especies encontradas en las subparcelas muestreadas.

Índice de Shannon – Wiener: Fue utilizado para estimar la relación entre el número de especies y la proporción de sus individuos (Magurran, 1989). Este índice fue empleado de acuerdo al porcentaje de cobertura ocupado por cada una de las especies. La fórmula para calcular el índice de Shannon – Wiener es:

$$H' = -\sum (P_i \ln P_i)$$

P_i: Proporción de Individuos hallados por especie

Índice de Dominancia de Simpson: Se utilizó para obtener la dominancia de la muestra. Este índice es ponderado según las especies más notables en la comunidad medidas a través de su abundancia y mide la probabilidad de obtener al azar dos individuos de la misma especie (Magurran, 1989, Moreno, 2001). La fórmula para calcular el índice de Simpson es:

$$D = \sum (n_i (n_i - 1) / N (N - 1))$$

n_i = Numero de individuos de la especie i

Índice de Equidad de Pielou: Es empleado para estimar la uniformidad de las especies a través de un índice (Moreno 2001). La fórmula empleada para calcular el índice de equidad de Pielou es:

$$= \frac{1}{\sum p_i^2}$$

Disimilaridad de Bray Curtis: A partir de la composición florística y las coberturas de las especies que se encontraron en los diferentes tratamientos, se determinó si hay o no semejanzas en su composición florística mediante el índice de Disimilaridad de Bray Curtis, el cual expresa el grado de semejanza de dos muestras acorde a las especies presentes en ellas. La fórmula para calcular el índice de disimilaridad de Bray-Curtis es:

$$D_{jk} = \frac{\sum |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum (x_{ij} + x_{ik})}$$

Donde D_{jk} es la disimilaridad entre las estaciones j y k , x_{ij} es la abundancia de la especie i en el tratamiento j y x_{ik} es la abundancia de la especie i en el tratamiento k .

4.5 Análisis Estadístico

Posterior de obtener los índices de diversidad en el muestreo, se utilizó un análisis de varianza ANOVA para establecer si existen diferencias significativas entre las variables de estudio de los tratamientos. En las variables donde se presentaron diferencias significativas, se aplicó la prueba de Tukey para determinar cuáles eran los tratamientos que presentaban dichas diferencias. Para el análisis de suelos, fue empleada la prueba Kruskal – Wallis ya que los datos no presentaron parametricidad, por lo cual fue necesario aplicar esta prueba no paramétrica, mediante la cual se determinaron las diferencias significativas entre los tratamientos para cada una de las variables. Finalmente se hizo un análisis de componentes principales (ACP) con las variables de vegetación y las variables del suelo, con el fin de determinar las relaciones por proximidad entre todas las variables establecidas en el estudio tanto para vegetación como para suelo, así generar relación entre el estado de los nutrientes del suelo y la abundancia y permanencia de las especies vegetales encontradas en el muestreo.

5 RESULTADOS

5.1 Composición florística

En el experimento se registraron treinta y dos especies correspondientes a treinta géneros y catorce familias en los cinco tratamientos y el control (Tabla 4).

Tabla 4. Clasificación de las especies encontradas por tratamiento

FAMILIA	GENERO	ESPECIE	Tratamiento					
			T1	T2	T3	T4	T5	C
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis latifolia</i>		X		X	X	X
	Cirsium	<i>Cirsium echinatum</i>					X	
	Verbesina	<i>Verbesina sp.</i>				X		
	Sonchus	<i>Sonchus oleraceus</i>				X	X	X
	Taraxacum	<i>Taraxacum officinale</i>	X	X	X	X	X	
	Hypochaeris	<i>Hypochaeris radicata</i>						X
	Senecio	<i>Senecio madagascariensis</i>						X
	Gnaphalium	<i>Gnaphalium sp.</i>						X
	Ageratina	<i>Ageratina graciles</i>						X
	Achyrocline	<i>Achyrocline sp.</i>						X
	Gamochaeta	<i>Gamochaeta americana</i>						X
Poaceae	Holcus	<i>Holcus lanatus</i>	X	X	X	X	X	X
	Pennisetum	<i>Pennisetum clandestinum</i>	X	X	X	X	X	X
	Anthoxanthum	<i>Anthoxanthum madagascariensis</i>		X				X
	Brachypodium	<i>Brachypodium mexicanum</i>	X				X	
Polygonaceae	Rumex	<i>Rumex crispus</i>					X	X
	Rumex	<i>Rumex acetosella</i>						X
	Muehlenbeckia	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>					X	
Rosaceae	Rubus	<i>Rubus sp.</i>	X		X			
	Lachemilla	<i>Lachemilla orbiculata</i>			X			
	Acaena	<i>Acaena elongata</i>						X
Oxalidaceae	Oxalis	<i>Oxalis medicaginea</i>	X		X			X
	Oxalis	<i>Oxalis corniculata</i>						X
Dicranaceae	Dicranum	<i>Dicranum sp</i>						X
Fabaceae	Trifolium	<i>Trifolium repens</i>	X	X	X	X		X
Lamiaceae	Lepechinea	<i>Lepechinea sp.</i>	X					
Juncaceae	Juncus	<i>Juncus effusus</i>						X
Phytolaccaceae	Phytolacca	<i>Phytolacca bogotensis</i>		X	X		X	X
Solanaceae	Physalis	<i>Physalis peruviana</i>				x	x	
Rubiaceae	Galium	<i>Galium hypocarpium</i>						
Schrophulariaceae	Digitalis	<i>Digitalis purpurea</i>						X
Solanaceae	Physalis	<i>Physalis peruviana</i>				X	X	

La familia más representativa fue Asteraceae con once especies, seguida de Poaceae con cuatro especies. Las familias Polygonaceae y Rosaceae están representadas por tres especies y las familias restantes están representadas por una sola especie (Figura 8).

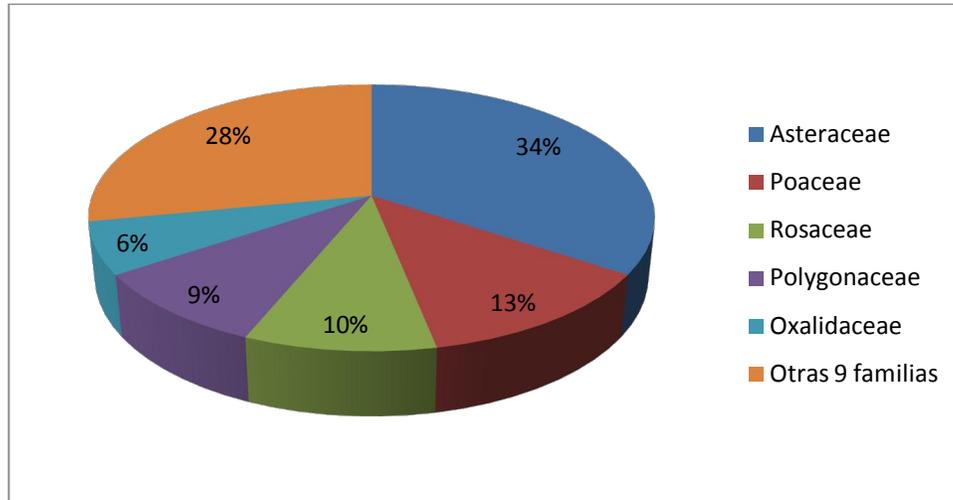


Figura 8. Porcentaje de especies por cada familia taxonómica

El tratamiento con el mayor número de familias encontradas fue el Control con once familias, el cual también obtuvo el mayor número de géneros y de especies. El tratamiento con el menor número de familias, géneros y especies fue T2 con cuatro familias, siete géneros y siete especies (Tabla 4).

Se encontraron treinta géneros, de los cuales veintiocho solo presentan una especie y dos (Rumex de la familia Poligonaceae y Oxalis de la familia Oxalidaceae) presentaron dos especies (Tabla 4).

En cuanto a la clasificación en clases taxonómicas, se encontraron dos especies de las familias Dicranaceae y polytrichaceae pertenecientes a la clase Briophyta (Parra, 1999); 5 especies de las familias Poaceae y Juncaceae, monocotiledoneas (Linares, 1994) y finalmente 25 especies de las familias Asteraceae, Rosaceae, Solanaceae, Rubiaceae, Polygonaceae, Phytolaccaceae, Schrophulariaceae, Fabaceae y Lamiaceae, dicotiledoneas (Linares, 1994) (Figura 9).

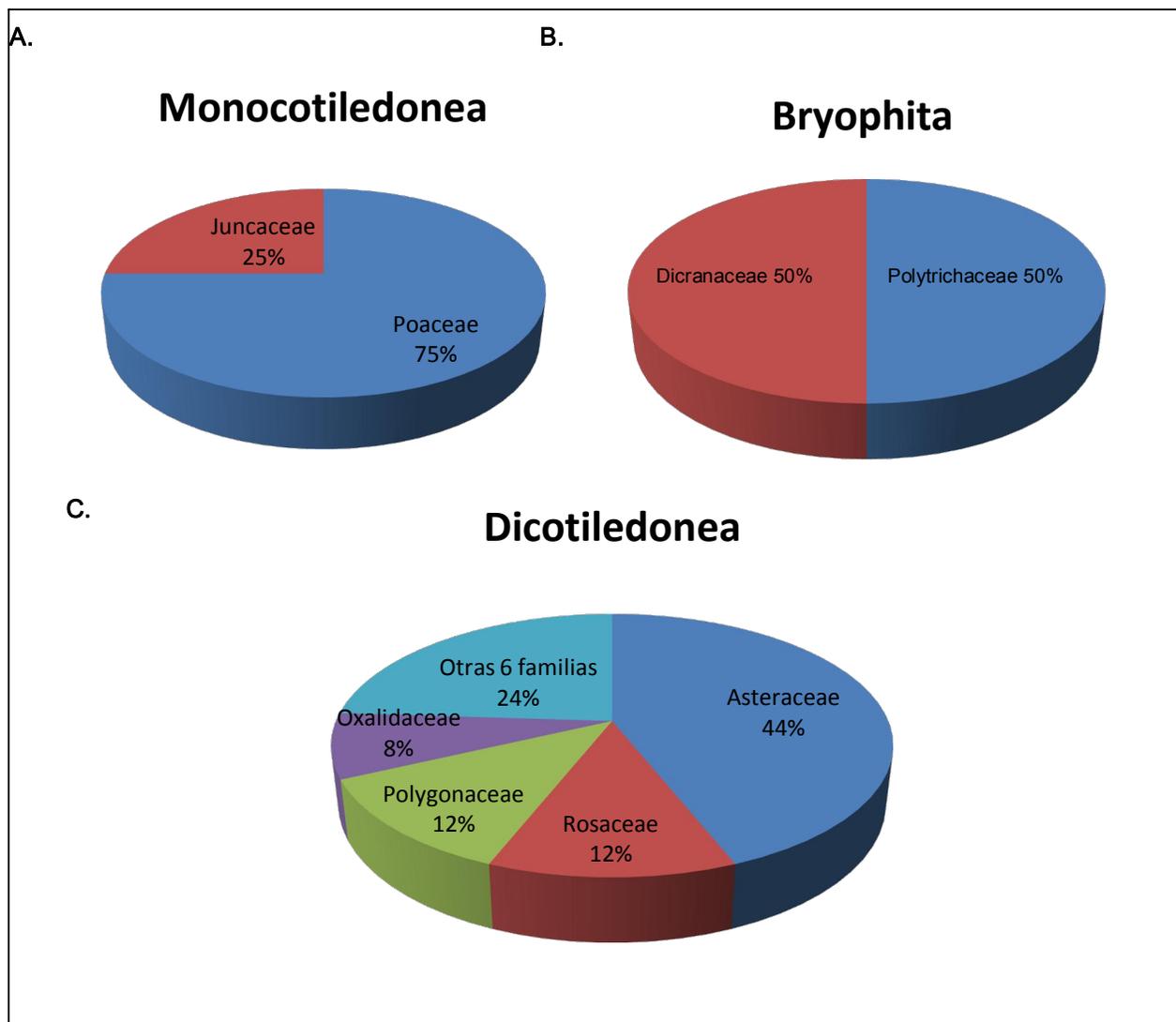


Figura 9. Clases taxonómicas, según el número de especies pertenecientes a cada familia, mostrado en porcentajes. A) Familias pertenecientes a la clase Bryophita B) Familias pertenecientes a la clase Monocotiledonea C) Familias pertenecientes a la clase Dicotiledonea.

Las especie *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus* fueron encontradas en todos los tratamientos, incluyendo el control. La especie *Taraxacum officinale* está presente en los tratamientos T1 a T5, la especie *Trifolium repens* está representada en los tratamientos T1, T3, T4 y C, la especie *Oxalis acetocella* en el T1 y C, la especie *Rubus sp.* en los tratamientos T1 y T3. La especie *Lepechinea sp.* presenta individuos en el Tratamiento T1 y *Gamochoaeta americana* representada unicamente en el Control.

5.2 Estructura de la vegetación

5.2.1 Estratificación

Se diferenciaron en el experimento los siguientes estratos: rasante (0 - <30 cm), herbáceo (30 –<1,50 m) y arbustivo (1,50 – <5m).

El estrato rasante presentó el mayor porcentaje cobertura en el Control con el 25.66%. La especie que alcanzó el mayor porcentaje de cobertura fue *Taraxacum officinale* con el 0.23%. El menor porcentaje, se obtuvo en el tratamiento T4 con el 0.24% (Figura 10).

En el estrato herbáceo, el mayor porcentaje de cobertura se presentó en el tratamiento T1 donde el 102.9% de su cobertura pertenecía únicamente a este estrato. El siguiente tratamiento fue T2 y finalmente los tratamientos T3, T4, T5 y Control. La especie que alcanzó el mayor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Pennisetum clandestinum* con el 41.28% seguida por la especie *Holcus lanatus* con el 17.71% (Figura 10).

En el estrato arbustivo presentó el mayor porcentaje de cobertura en el tratamiento T4 con 10.75% de su cobertura. La especie con el mayor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Baccharis latifolia* con el 16.31%, seguida por *Verbesina sp* con 1,17%. (Figura 10).

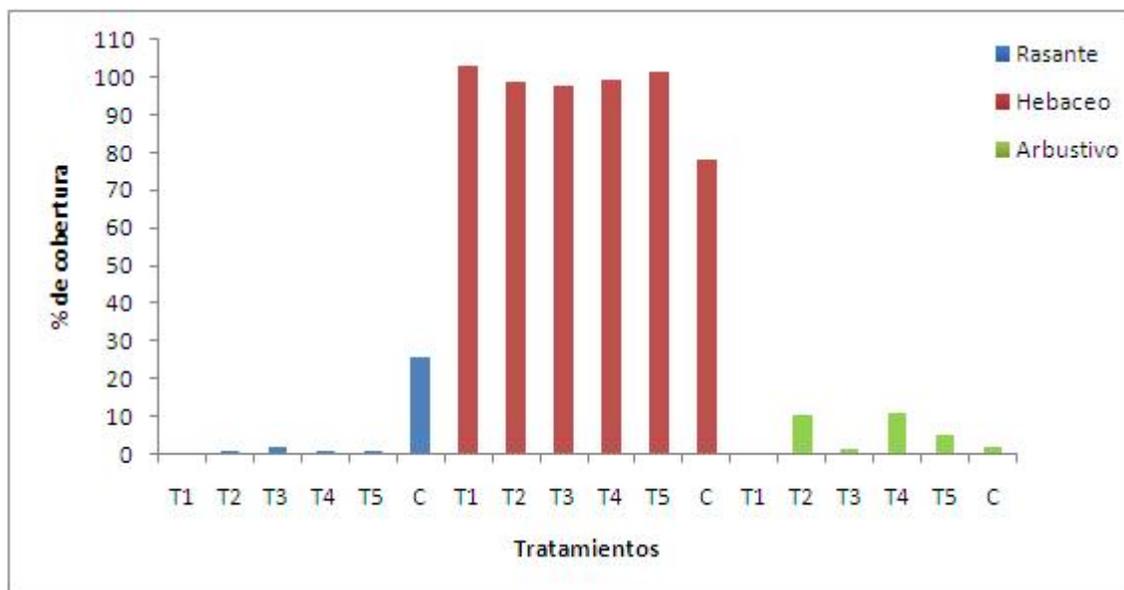


Figura 10. Porcentaje de Cobertura por Estrato Registrado en cada Tratamiento

El tratamiento T1 presentó únicamente el estrato herbáceo en el momento del muestreo. Su porcentaje de cobertura en este estrato fue de 102.94%. La especie con el mayor porcentaje de cobertura en este tratamiento fueron *Pennisetum clandestinum* con 60.51% seguida por *Holcus lanatus* con 22.21%. La especie con el menor porcentaje de cobertura fue *Taraxacum officinale* con 0.49% (Figura 11).

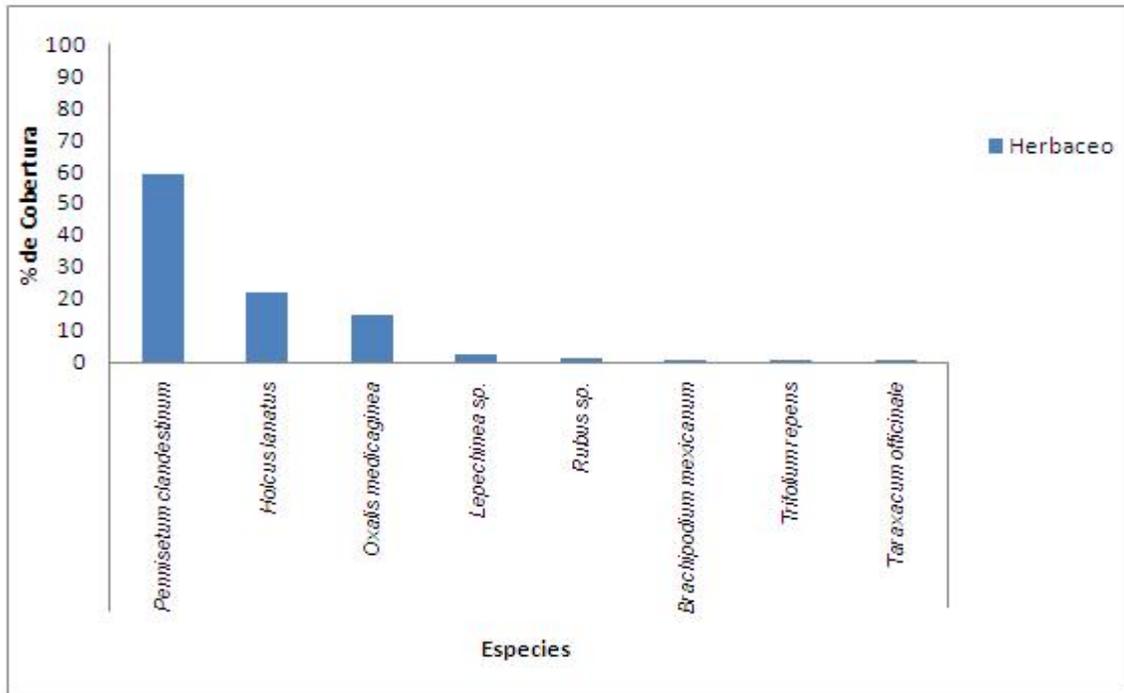


Figura 11. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en el estrato Herbáceo. T1

El tratamiento T2 presentó vegetación de los tres estratos. El estrato rasante ocupó únicamente el 0.58% de la cobertura de la vegetación, por ello no fue incluido en la figura 12. El estrato herbáceo presentó el 98.9% de la cobertura total de la vegetación, la especie dominante en este estrato fue *Pennisetum clandestinum* con 61.18% y la especie con el menor porcentaje de cobertura fue *Trifolium repens* con 0.08%. El estrato arbustivo ocupó el 10.12% de la cobertura representado por una única especie *Baccharis latifolia* (Figura 12).

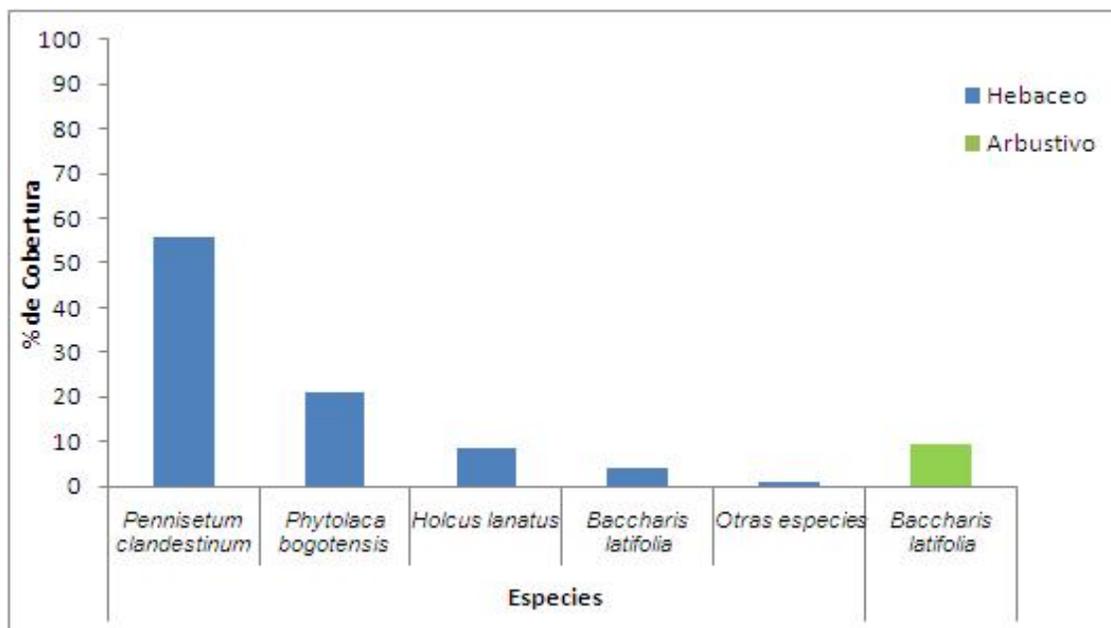


Figura 12. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T2.

En el tratamiento T3, el estrato herbáceo ocupó el 97.93% de cobertura total. La especie mas representativa en este estrato fue *Pennisetum clandestinum* con 60.88%. La especie con el menor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Taraxacum officinale* con 0.08% (Figura 13). El estrato rasante ocupo el 1.99% de la cobertura, conformado por las especies *Lachemilla orbiculata*, *Phytolacca bogotensis*, *Taraxacum officinale* y *Trifolium repens*. El estrato arbustivo representó el 1.12% de la cobertura con la especie *Baccharis latifolia*.

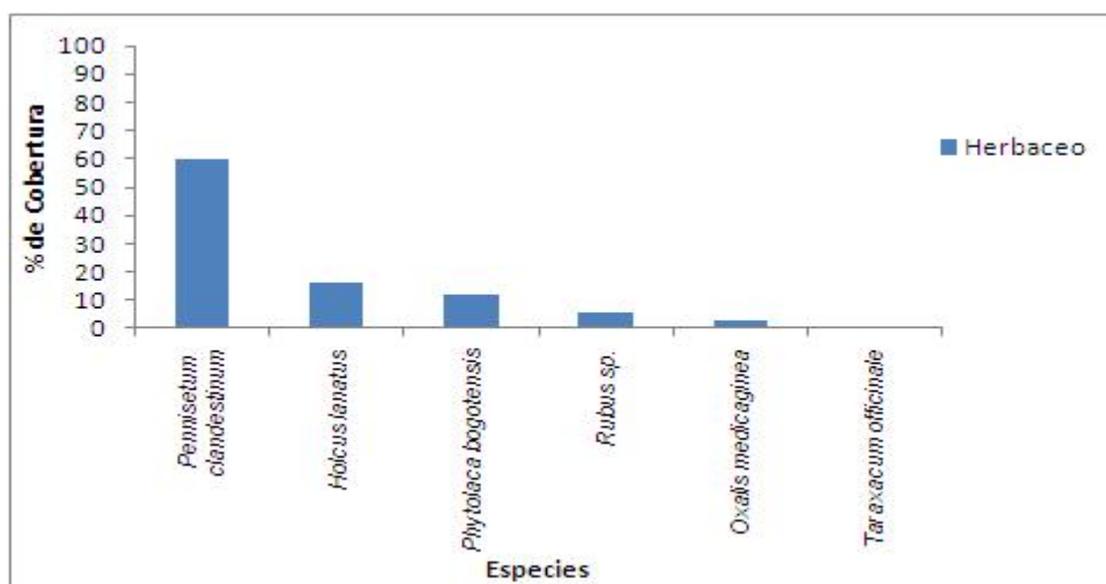


Figura 13. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en el estrato Herbáceo. T3.

En el tratamiento T4, el estrato herbáceo presentó el 99.2% de la cobertura total. La especie más representativa en este estrato fue *Pennisetum clandestinum* con 57.10%, la especie con el menor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Trifolium repens* con 0.24% (Figura 14). El estrato rasante ocupó el 0.24% de la cobertura con la especie *Taraxacum officinale*. El estrato arbustivo representó el 10.75% de la cobertura con las especies *Baccharis latifolia* y *Verbesina sp.*

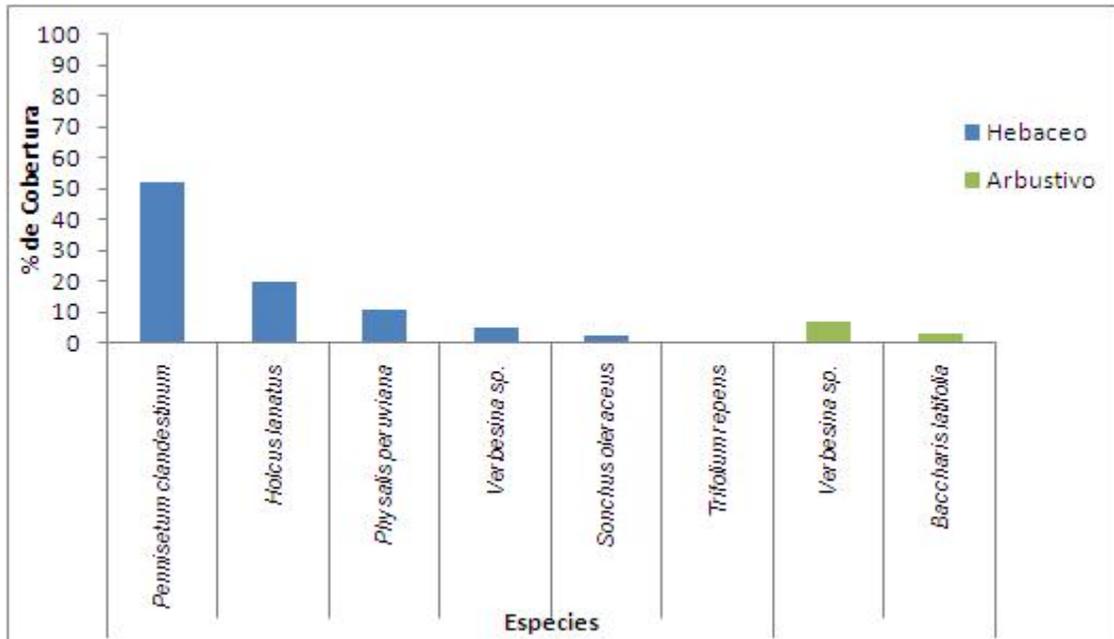


Figura 14. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T4.

El estrato T5 presentó vegetación de los tres estratos. El estrato rasante presentó únicamente 0.66% ocupado por la especie *Taraxacum officinale*. El estrato herbáceo ocupó el 101.23% de la cobertura total; la especie más representativa en este estrato fue *Pennisetum clandestinum* con 48.56% y la especie con el menor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Muehlenbeckia tamniflora* con el 0.58%. El estrato arbustivo ocupó el 5.22% de la cobertura, representado por las especies *Baccharis latifolia* y *Cirsium echinatum* (Figura 15).

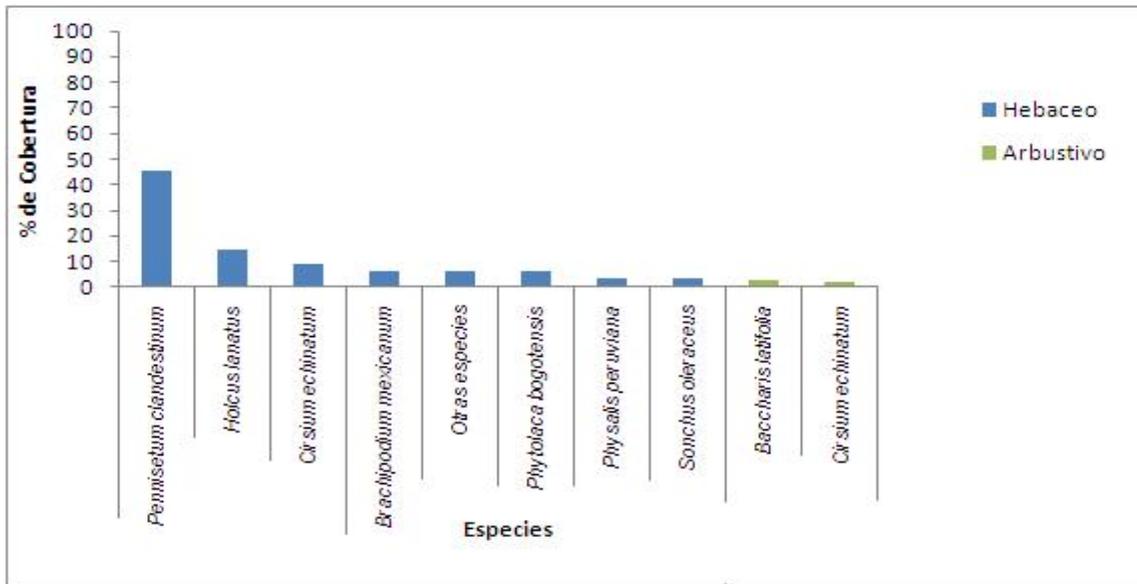


Figura 15. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. T5.

El control presentó vegetación de los tres estratos. El estrato rasante presentó el 25.66% de la cobertura representado por las especies *Acaena elongata* con 0.03%, *Achyrocline sp* con 0.33%, *Dicranum sp* 1.74%, *Galium hipocarpium* con 0.06%, *Gamochaeta americana* con 0.24%, *Hypochaeris radicata* con 5.4%, *Oxalis corniculata* con 0.33%, *Oxalis medicaginea* con 0.49%, *Polytrichum commune* con 2.4%, *Rumex acetosella* con 2.7% y *Trifolium repens* con 3.15%.

El estrato herbáceo ocupó el 78.01% de la cobertura total; la especie más representativa en este estrato fue *Holcus lanatus* con 21.01% y la especie con el menor porcentaje de cobertura en este estrato fue *Sonchus oleraceus* con el 0.08% (Figura 16).

El estrato arbustivo ocupó el 1.96% de la cobertura, representado por la especie *Baccharis latifolia*.

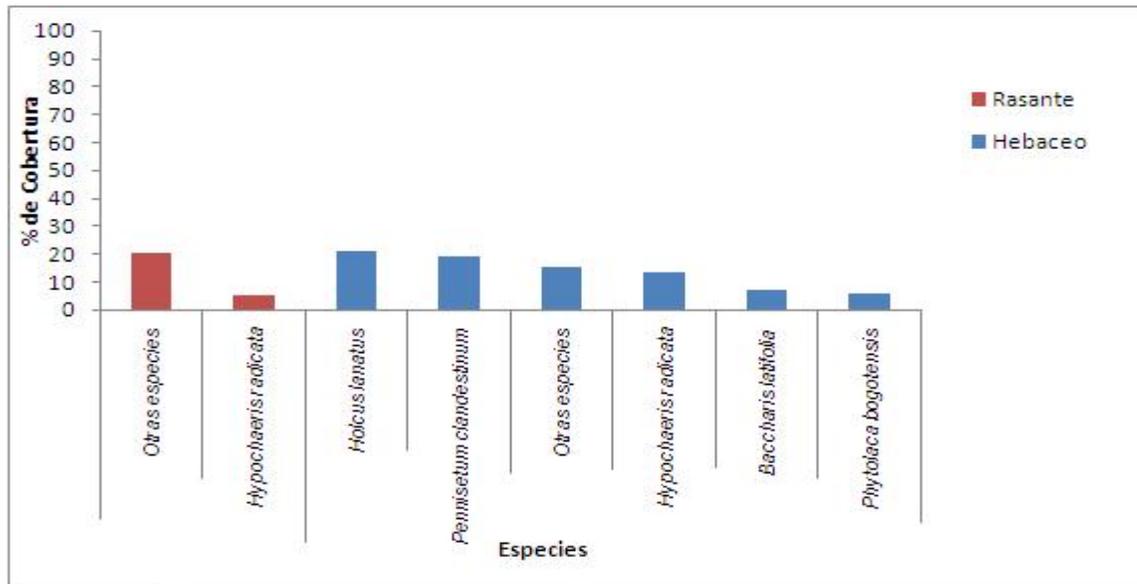


Figura 16. Porcentaje de Cobertura por especie registrada en cada estrato. Control

5.2.2 Distribución de las alturas

La distribución de valores de altura diferenció tres clases para los tratamientos 1, 2 y 3; cuatro clases para los tratamientos 4, 5 y control (Figura 17. a, b, c, d, e, f). En general se observó una tendencia a presentar mayor abundancia de especies en la segunda clase (altura entre 0,4 m – 0.75 m) El control, concentró el mayor número de especies de la primera clase (0 – 0.35m), con doce especies, seguido del tratamiento 3 con tres especies, los tratamientos 2, 4 y 5 con una especie y finalmente el tratamiento 1 que no presentó especies cuya altura estuviese en este rango (Figura 17. a, b, c, d, e, f).

La segunda clase (0,4 - 0,75m) congregó el mayor número de especies en los tratamientos 2, 4 y Control, con cinco especies en cada uno de ellos, seguido por los tratamientos 3 y 5 con cuatro especies y el tratamiento 1 con tres especies (Figura 17. a, b, c, d, e, f).. En la tercera clase (0.8 – 1.15m), el tratamiento que presentó el mayor número de especies fue el tratamiento 5 con cinco especies, seguido por el control con cuatro especies y el tratamientos 1 con tres especies (Figura 17. a, b, c, d, e, f). La cuarta clase (1.2 – 1.95 m), presentó una especie en los tratamientos 1, 2, 4, 5 y el Control. El tratamiento 3 no presentó ninguna especie con altura en este rango (Figura 17. a, b, c, d, e, f). Finalmente, la quinta clase (2 -3.15m) fue representada por una especie en el tratamiento 4 (Figura 17. a, b, c, d, e, f).

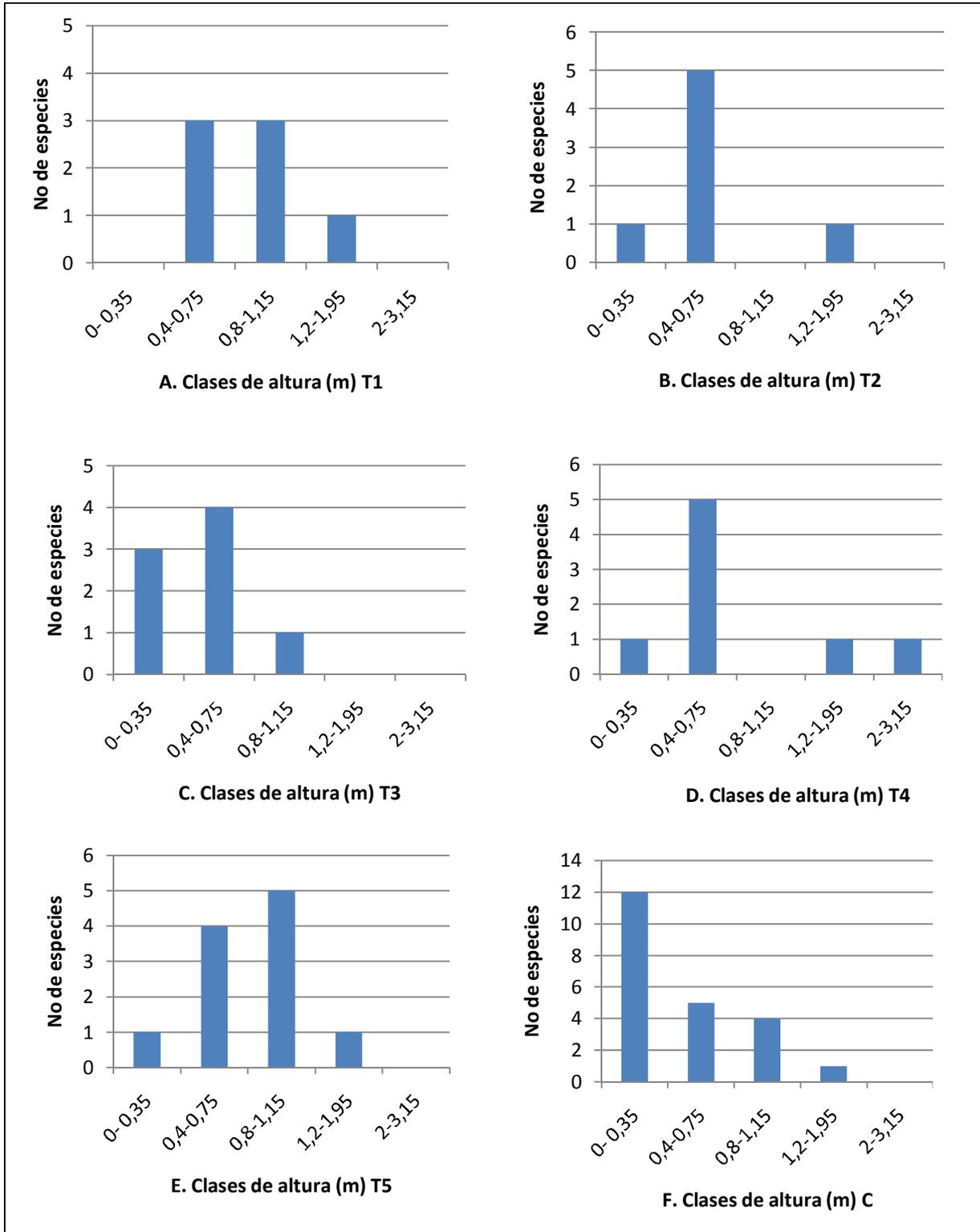


Figura 17. Distribución por clases de altura A.) Tratamiento 1, B) Tratamiento 2, C) Tratamiento 3, D) Tratamiento 4, E) Tratamiento 5, F) Control.

5.3 Índices de Diversidad

5.3.1 Riqueza específica

El control presentó el mayor número de especies (23 especies), mientras que el tratamiento 2 obtuvo el menor valor de riqueza con siete especies (Figura 18).

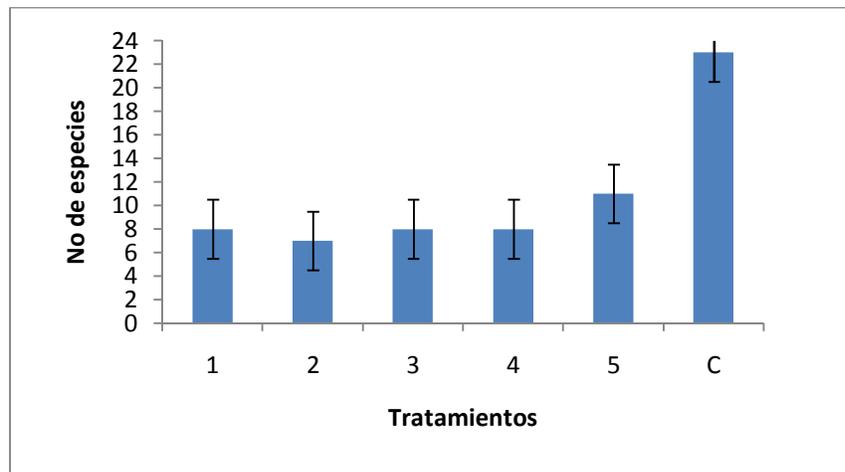


Figura No 18. Riqueza específica encontrada en cada tratamiento

Mediante el análisis de varianza de la riqueza específica de los tratamientos, se comprobó que no existen diferencias significativas ($P < 0,05$). Los datos, presentaron homogeneidad de varianza, indicando un comportamiento paramétrico.

5.3.2 Índice de diversidad Shannon Wiener

Los valores de diversidad que obtenidos, fueron similares para los tratamientos 1, 2, 3 y 4. El valor más alto lo alcanzó el control con 2,198 y el más bajo el tratamiento 4 con 1,213 (Figura 19).

Mediante el análisis de varianza de la variable diversidad, aplicado mediante el programa SPSS, se comprobó que hay diferencias significativas entre los tratamientos y el control ($P < 0,05$). Los datos, presentaron homogeneidad de varianza, indicando un comportamiento paramétrico.

La prueba de Tukey demostró que el Control es significativamente diferente con los tratamientos 1, 2 y 3.

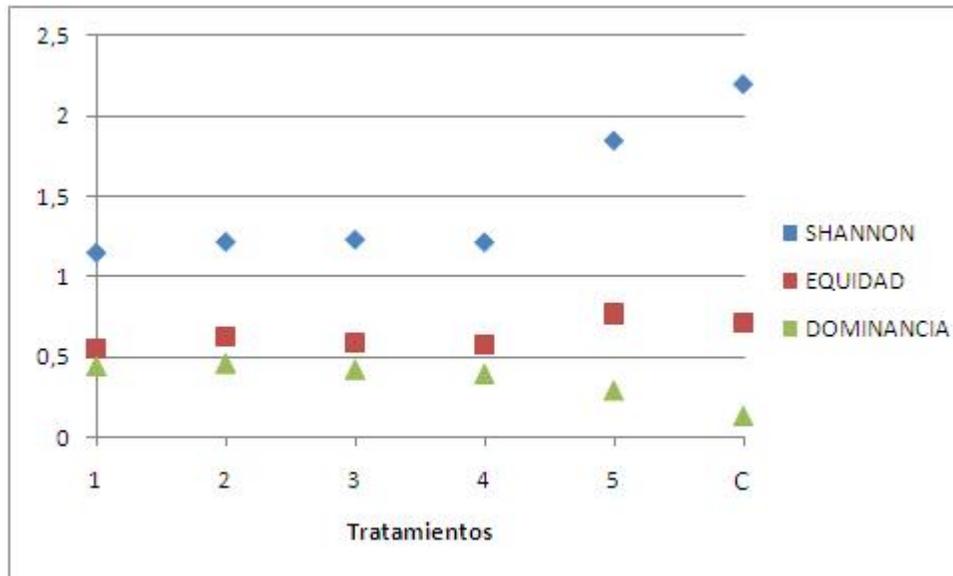


Figura 19. Índices tomados del valor mayor de diversidad en cada Tratamiento

5.3.3 Índice de dominancia de Simpson

Los valores de dominancia variaron entre 0,135 en el control y 0,457 en el tratamiento 2 (Figura 19).

Según los resultados del análisis de varianza de la variable Dominancia, hay diferencias significativas entre los tratamientos y el control ($P < 0,05$). Los datos presentan homogeneidad de varianza y según la prueba de Tukey, el Control es significativamente diferente con los tratamientos 1 y 2.

5.3.4 Índice de Equidad de Pielou

Los valores de equidad obtenidos fueron similares para todos los tratamientos. El valor más alto lo alcanzó el tratamiento 5 con 0,770 y el más bajo el tratamiento 1 con 0,552 (Figura 19).

Según El análisis de varianza, no hay diferencias significativas entre los tratamientos y el control. Y la prueba de Tukey demostró que no existen diferencias sensibles respecto a esta variable.

5.3.5 Disimilaridad de Bray-Curtis

El índice de disimilaridad generado a partir de la cobertura, presento diferentes asociaciones en el muestreo. Los tratamientos 2 y 3 presentaron una mayor semejanza (80%), seguido de los tratamientos 1, 2 y 3 con una similitud del (76%), por último los tratamientos 4 y 5 con el 70% de similitud, reflejando según los anteriores resultados un alto nivel de similitud entre los tratamientos diferenciados del control (Figura 20).

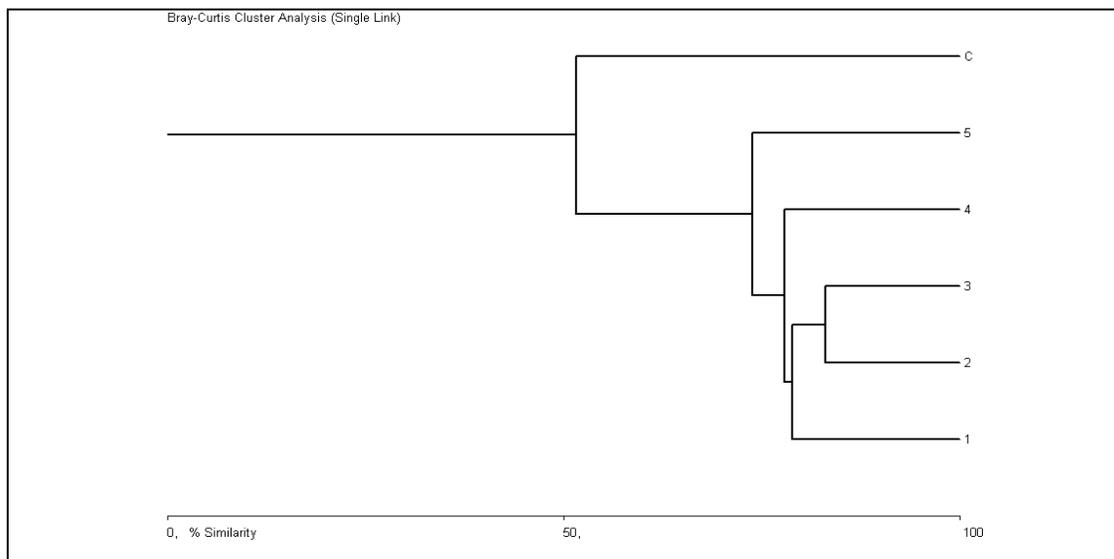


Figura No 20. Clúster de Similaridad de Bray –Curtis (%)

5.4 Atributos vitales

5.4.1 Formas de Vida

En el estudio realizado, los hemicriptófitos, fueron la forma de vida predominante con el 65,64% (21 especies). Los fanerófitos con el 25% (8 especies) y los caméfitos con tres especies, representaron el 9,36% (Figura 21).

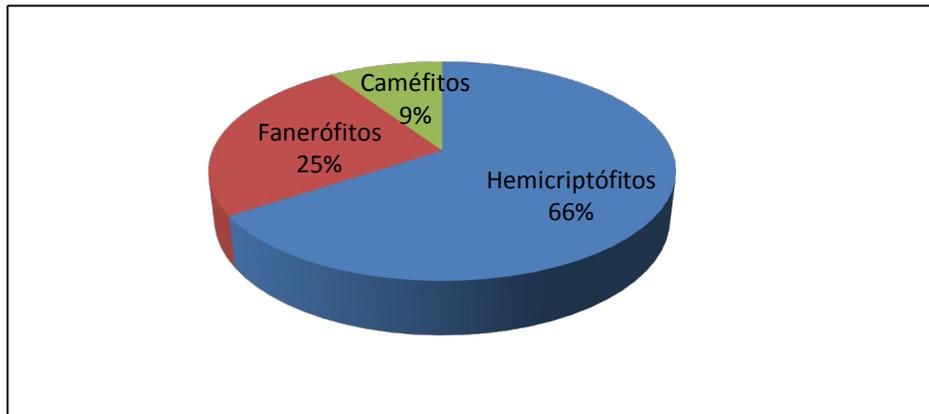


Figura 21. Distribución de las especies por forma de vida según la clasificación de Raunkiaer en parcelas enmendadas con biosólidos en la Antigua Arenera Juan Rey.

El tratamiento 1 presentó las dos formas de vida: fanerófito con una especie y hemicriptófito con siete especies, por lo cual fue la más representativa. El tratamiento dos presentó las mismas formas de vida, siendo los hemicriptófitos la forma de vida dominante con seis especies.

En el tratamiento 3 ocurrió la misma situación, siendo los hemicriptófitos la forma de vida dominante con siete especies. El tratamiento 4, presentó las mismas formas de vida, sin embargo ambas formas tuvieron la misma proporción, con cuatro especies cada una.

En el tratamiento 5, se mismas formas de vida: fanerófitos con cuatro especies y hemicriptófitos siendo la forma de vida más dominante en este tratamiento con siete especies. Finalmente el control fue el único tratamiento que presentó tres formas de vida: caméfito con tres especies, fanerófito con cuatro especies y hemicriptófito siendo la forma de vida más representativa en este tratamiento con dieciséis especies. Ninguno de los tratamientos presento especies geófitas.

5.4.2 Ciclo de vida

La comunidad vegetal establecida en el área del experimento, está conformada en su mayoría por especies perennes las cuales están establecidas en los diversos tratamientos. Según la bibliografía del ciclo de vida de las especies identificadas en el estudio, el 81,25% de las especies son perennes (26 especies), el 12,5% son anuales representado en 4 especies y el 3,25 es bianual representado en una especie (Figura 22).

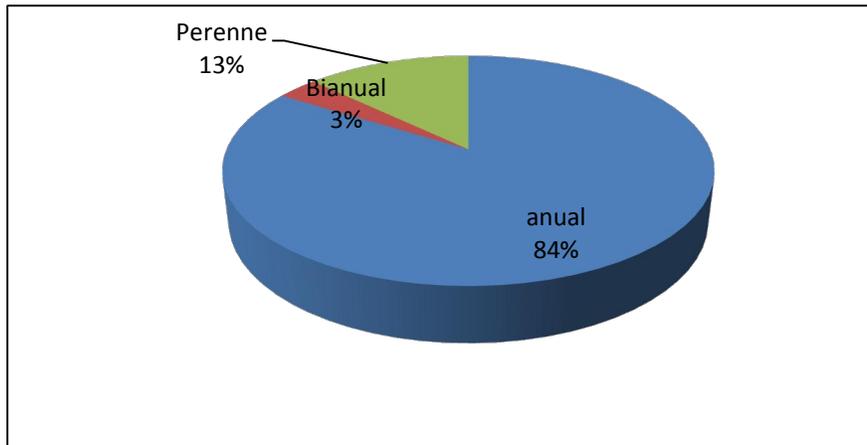


Figura 22. Distribución de las especies por el ciclo de Vida según Luken
En el área de estudio

El tratamiento 1, presentó únicamente especies perennes (ocho especies) en el momento del muestreo. El tratamiento dos, hubo una especie anual y seis especies perennes siendo este el ciclo de vida más representativo en el tratamiento.

En el tratamiento 3 se encontraron solamente especies perennes (ocho especies). El tratamiento 4 tenía en el momento del muestreo una especie anual y siete especies perennes siendo este el ciclo de vida más representativo.

En el tratamiento 5 fue encontrada una especie anual y diez especies perennes, siendo este el ciclo de vida más representativo. Finalmente el Control presentó cuatro especies anuales, una especie bianual y dieciocho especies perennes.

5.4.3 Modo de dispersión

En el estudio, el mayor porcentaje de las especies encontradas son únicamente anemócoras (14 especies), las cuales son dispersadas por aire. Se registraron tres especies hidrocóricas y zocóricas a la vez pertenecientes a la familia Poaceae y Polygonaceae. Se presentó el mismo caso en 10 especies que fueron anemócoras y zocóricas; finalmente 4 de las especies son únicamente anemócoras.

5.4.4 Invasividad

Al momento del muestreo, dieciséis de las especies encontradas son nativas (Tabla 5). Las diecisiete especies restantes son exóticas divididas de la siguiente manera: once especies son exóticas naturalizadas y seis especies son exóticas invasoras (Tabla 5). (Figura 23).

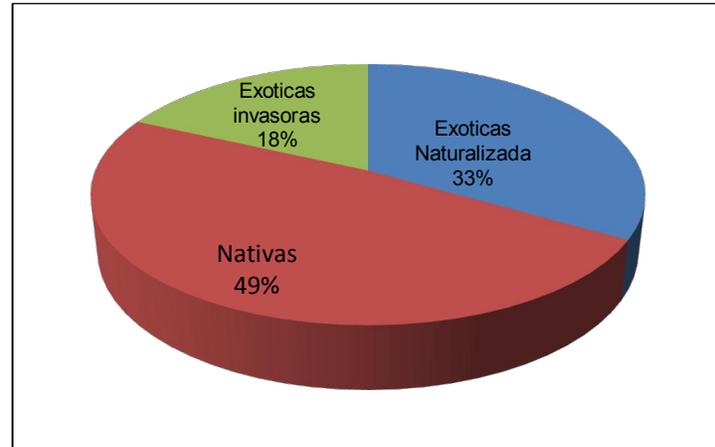


Figura No 23. Distribución de las especies según su patrón de invasividad para el área del experimento

En el tratamiento 1 se encontraron dos especies nativas y seis especies exóticas, de las cuales dos son exóticas naturalizadas y cuatro exóticas invasoras, siendo este el patrón de invasividad más representativo en este tratamiento. El tratamiento 2, presentó tres especies nativas y cinco especies exóticas, dos de ellas naturalizadas y tres invasoras.

En los resultados obtenidos en el tratamiento 3, cuatro de las especies son nativas y cuatro exóticas, de las cuales solo una es exótica naturalizada y tres son exóticas invasoras. El tratamiento 4, tuvo dos especies nativas y seis exóticas, tres de ellas exóticas naturalizadas y las otras tres exóticas invasoras.

En el tratamiento 5 se encontraron tres especies nativas y ocho especies exóticas de las cuales tres son exóticas naturalizadas y cinco son exóticas invasoras. Finalmente en el control se encontraron la mayoría de especies, representadas en diez especies nativas, doce especies exóticas de las cuales nueve son exóticas naturalizadas y tres son exóticas invasoras, la mayoría fueron observadas como plántulas.

Tabla No 5. Síntesis de los atributos vitales de las especies encontradas en los tratamientos y el control.

ESPECIE	FORMA DE VIDA				CICLO DE VIDA			MODO DE DISPERSIÓN			INVASIBILIDAD			
	Caméfito	Fanerófito	Geófito	Hemicriptófito	Annual	Bianual	Perenne	Anemócora	Hidrócora	Zoocora	Autocórica	Nativa	Exótica naturalizada	Exótica Invasora
<i>Baccharis latifolia</i>		X					X	X				X		
<i>Cirsium echinatum</i>				X			X	X						X
<i>Lepechinea sp.</i>				X			X				X		X	
<i>Rumex crispus</i>				X			X	X	X	X			X	
<i>Rubus sp.</i>		X					X			X		X		
<i>Verbesina sp.</i>		X					X	X				X		
<i>Sonchus oleraceus</i>		X			X		X						X	
<i>Holcus lanatus</i>				X			X	X		X				X
<i>Pennisetum clandestinum</i>				X			X	X		X				X
<i>Phytolacca bogotensis</i>				X			X			X		X		
<i>Taraxacum officinale</i>				X			X	X						X
<i>Hypochaeris radicata</i>				X			X	X					X	
<i>Galium hypocarpium</i>				X			X	X				X		
<i>Senecio madagascariensis</i>	X				X		X						X	
<i>Dicranum sp</i>	X				X		X	X	X			X	X	
<i>Rumex acetosella</i>				X			X	X	X	X			X	
<i>Anthoxanthum madagascariensis</i>				X			X			X				X
<i>Oxalis medicaginea</i>				X			X				X	X		
<i>Gnaphalium sp.</i>				X			X	X					X	
<i>Oxalis corniculata</i>				X			X				X	X		
<i>Ageratina gracilis</i>				X			X	X				X		
<i>Trifolium repens</i>				X			X				X		X	
<i>Polytrichum commune</i>	X				X		X			X			X	
<i>Juncus effusus</i>				X			X	X				X		
<i>Digitalis purpurea</i>				X		X	X						X	
<i>Physalis peruviana</i>		X					X			X			X	
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>		X					X			X		X		
<i>Lachemilla orbiculata</i>				X			X	X				X		
<i>Brachipodium mexicanum</i>				X			X	X		X				X
<i>Achyrocline sp.</i>		X					X	X				X		
<i>Acaena elongata</i>		X					X			X		X		
<i>Gamochaeta americana</i>				X			X	X				X		

5.5 Variables químicas del suelo en los diferentes tratamientos

Se realizó el análisis de suelo para cada una de las variables registradas en los resultados generados en los tratamientos T1, T2, T3, T4, T5 y Control en las dos profundidades tomadas; haciendo una comparación entre los tratamientos. Para realizar dicha comparación se hicieron pruebas de Kruskal- Wallis para cada una de las variables, empleada para establecer diferencias entre tratamientos. Para la clasificación de factores empleados en el análisis descrito, se empleó como factor la variable Tratamientos.

5.5.1 Contenido de Carbono Orgánico en los tratamientos.

De acuerdo a los estudios de suelo producto, se evidencia un mayor contenido de carbono orgánico en T4, lo cual era esperado por tener una de las mayores concentraciones de la enmienda orgánica; seguido del T5, T3, T2, T1 y C que muestra un contenido de carbono muy bajo respecto a los valores de los cinco tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos.

De igual manera, se observa en la profundidad de 15 -30 cm que T4 es el tratamiento que presenta el mayor contenido de Carbono orgánico, según el promedio de los datos respectivos de esta variable, seguido por T2, T5, T3, T1 y C que continúa con una gran diferencia respecto a los tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos (Figura 24).

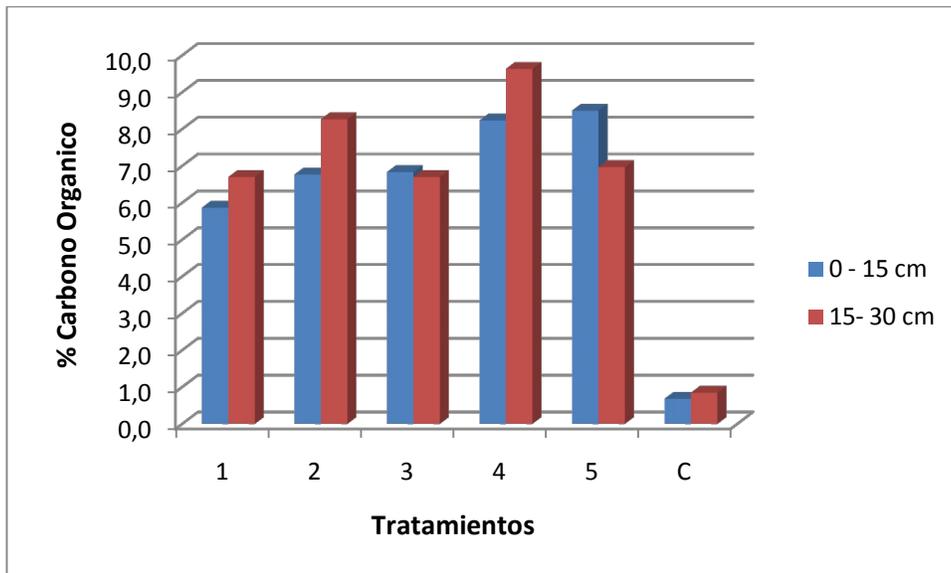


Figura 24. Concentración de Carbono Orgánico en las dos profundidades en parcelas enmendadas con diferente proporción de biosólidos en la antigua Arenera Juan Rey.

De acuerdo a los promedios establecidos de todos los datos por cada tratamiento en la variable Carbono Orgánico, los tratamientos presentaron diferencias significativas respecto al control ($p = 0,003$) en cuanto al porcentaje de carbono presente (Anexo 4). En la Tabla 6. se observa el porcentaje promediado de todos los datos por cada uno de los tratamientos, siendo el T4 el tratamiento con el porcentaje de Carbono más alto.

Tabla 6. Valor promedio total del % de Carbono Orgánico en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
% CO	6,28	7,52	6,77	8,93	7,73	0,76

5.5.2 Contenido de Nitrógeno Total en los tratamientos.

Para la profundidad 0-15 cm, el T3 presentó el mayor contenido de nitrógeno en la muestra, seguido por el T2, T5, T1, T4 y C. En la profundidad de 15 -30 cm, se evidenciaron resultados diferentes, ya que el T4 presenta el mayor porcentaje de nitrógeno, seguido por el T2, T5, T1, T3 y C como se aprecia en la Figura 25. Se empleó la prueba estadística de Kruskal – Wallis, en la cual se demostró que los tratamientos presentaron diferencias significativas ($p = 0,001$) (anexo 4).

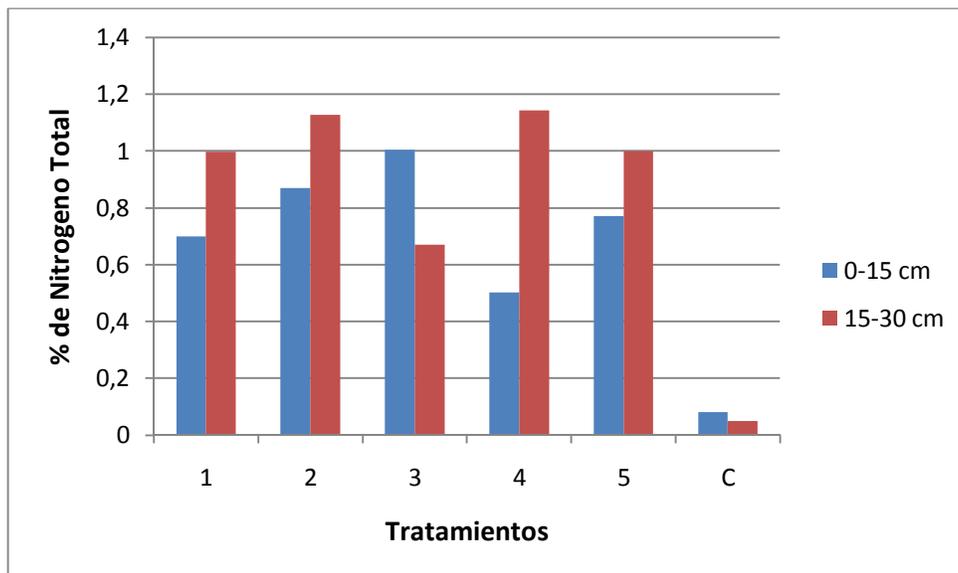


Figura 25. Concentración de Nitrógeno en las dos profundidades de cada tratamiento

Se calculó el promedio de los datos registrados para esta variable en ambas profundidades, cuyo resultado demuestra la diferencia entre el porcentaje de nitrógeno en los tratamientos con aplicación de biosólidos, respecto el tratamiento. Según la clasificación empleada por el IGAC para la interpretación de los resultados al análisis químico de las muestras, el tratamiento Control tuvo un porcentaje muy bajo de nitrógeno, respecto a los demás tratamientos donde a pesar de las diferencias entre estos, todos presentaron un porcentaje alto de nitrógeno. El tratamiento con el mayor porcentaje de Nitrógeno fue el T4, lo cual era esperado al presentar este tratamiento una de las proporciones más altas de la enmienda, como se observa en la Tabla 7.

Tabla 7. Valor promedio total del % de Nitrógeno en cada tratamientos

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
% NT	0,79	0,98	0,95	1,21	1,05	0,06
IGAC	< 0.25 = Bajo		0,26 - 0,5 medio		>0.5 = Alto	

5.5.3 Contenido de la Relación Carbono Nitrógeno (C/N) en los tratamientos.

En los resultados de los análisis químicos del muestreo realizado, en la profundidad de 0-15cm el tratamiento que tuvo la mayor cantidad de la relación N/C, es el tratamiento T4 con una diferencia considerable respecto a los demás tratamientos.

Este es seguido por el T5, T1, T2, T3 y finalmente el C, que presentó también una gran diferencia ya que su contenido de la relación en la muestra es casi nulo.

En la profundidad de 15-30 cm, el T3 tuvo la mayor cantidad de la proporción, seguido del tratamiento T4, T2, T5, T1 y finalmente el control. En esta profundidad, no se encontraron discrepancias tan grandes entre la cantidad de la proporción C/N en los tratamientos, sin embargo el tratamiento C presentó el mismo comportamiento de la primera profundidad, ya que sigue siendo la proporción más baja en comparación a los demás tratamientos (Figura 26).

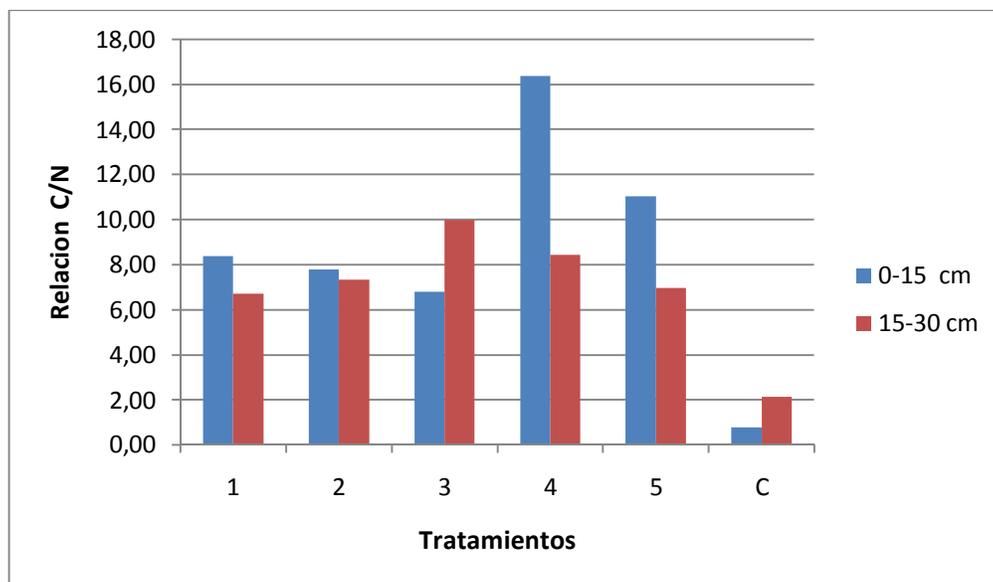


Figura 26. Valores de la relación C/N en las dos profundidades de cada tratamiento

Se calculó el promedio de los datos para esta variable de ambas profundidades y el tratamiento C tuvo la menor cantidad de proporción C/N, seguida de los demás tratamientos los cuales no presentaron altas discrepancias (Tabla 8).

Tabla 8. Valores promedio total de la relación C/N en cada uno de los tratamientos

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
C/N	7,94937	7,673469	7,1263	7,3802	7,3619	1,83
Calificación	< 25 = Mineralización		> 25 = Inmovilización			

5.5.4 Comportamiento del pH en los tratamientos

Se observa en la profundidad de 0-15 cm, que el pH es muy similar en todos los tratamientos donde se realizó la aplicación de biosólido, el control tuvo un pH más ácido, debido a la ausencia de materia orgánica presente en este tratamiento; y que esta aportando la enmienda orgánica en los demás tratamientos. Los tratamientos T2, T3, T4 y T5, mostraron el mismo valor para el pH, seguido por el T1 y finalmente el C.

En la profundidad de 15 – 30cm, se generó una tendencia muy similar con la primera profundidad respecto a esta variable. El T3 registró el pH más alcalino, seguido por los

tratamientos T2, T4 y T5 que presentaron el mismo PH, T1 y finalmente el C con el pH más ácido (Figura 27).

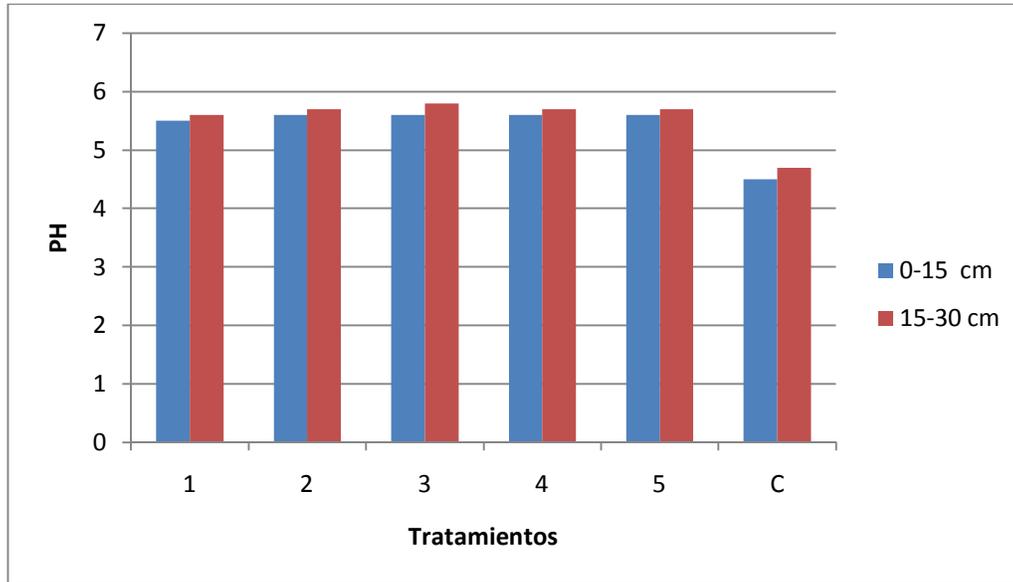


Figura 27. Resultados de pH en las dos profundidades de cada tratamiento.

Se empleó la prueba estadística Kruskal Wallis, cuyos resultados demostraron que existen diferencias significativas entre los tratamientos respecto a esta variable ($p = 0,004$) (anexo 4). Según la calificación de pH empleada por el IGAC, las parcelas de control tienen una clasificación: muy fuertemente ácido. Se establecieron los promedios de los datos en cada uno de los tratamientos, donde se obtuvo los resultados mostrados en la tabla 9.

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
pH	5,55	5,65	5,7	5,65	5,65	4,6
4.6 - 5.0 Extremadamente ácido 5.6 – 6.0 medianamente ácido						

Tabla 9. Valor promedio total de pH en cada tratamiento

5.5.5 Resultados del contenido de Fosforo (P) en los tratamientos

En la profundidad de 0-15 cm el tratamiento T4 presentó la proporción más alta de Fósforo, seguido por el T3, T2, T1, T5 y finalmente el C.

En la profundidad de 15-30 cm, el T2 registró la mayor cantidad de fosforo en la muestra, seguido por el T4, T5, T3, T1 y C (Figura 28)

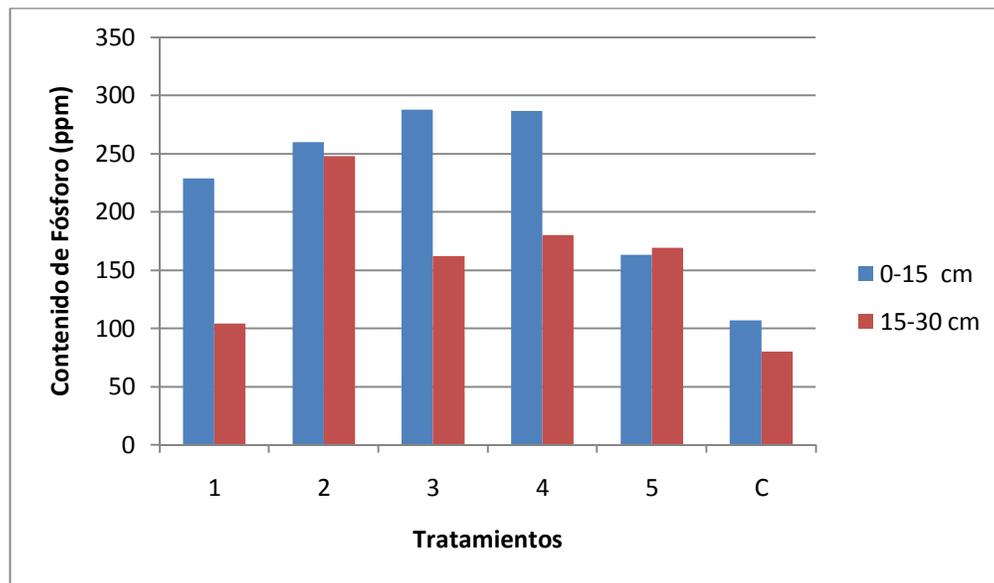


Figura 28. Resultados del contenido de Fósforo en las dos profundidades de los tratamientos.

En la clasificación empleada por el IGAC para el análisis de las muestras, todos los tratamientos incluyendo el control están saturados de fosforo, ya que sobrepasan de manera significativa la proporción establecida. Se realizó la prueba estadística de Kruskal Wallis, en la cual se presentaron no existen diferencias significativas entre los tratamientos ($p = 0,212$) (anexo 4). Se establecieron los promedios de los datos registrados para esta variable mostrados en la tabla 10.

Tabla 10. Valor promedio total de contenido de P en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
P	166,58	253,83	224,87	233,67	166,18	93,57
< 15 = Bajo 15-40 = m >40 =Alto						

5.5.6 Resultado de Conductividad Eléctrica (CE) en los tratamientos.

Para la profundidad de 0-15 cm, el tratamiento T5 presentó el mayor nivel de conductividad eléctrica, seguido por el C, T4, T3, T2 y T1. Los valores representados en la Figura No 12A no mostraron discrepancias significativas.

En la profundidad 15-30 cm, el T4 registro el mayor nivel de C.E. seguido por el T2, C, T3, T5 y T1. Los valores para esta profundidad presentaron diferencias respecto a la primera profundidad en los tratamientos T2 y T5 (Figura 29)

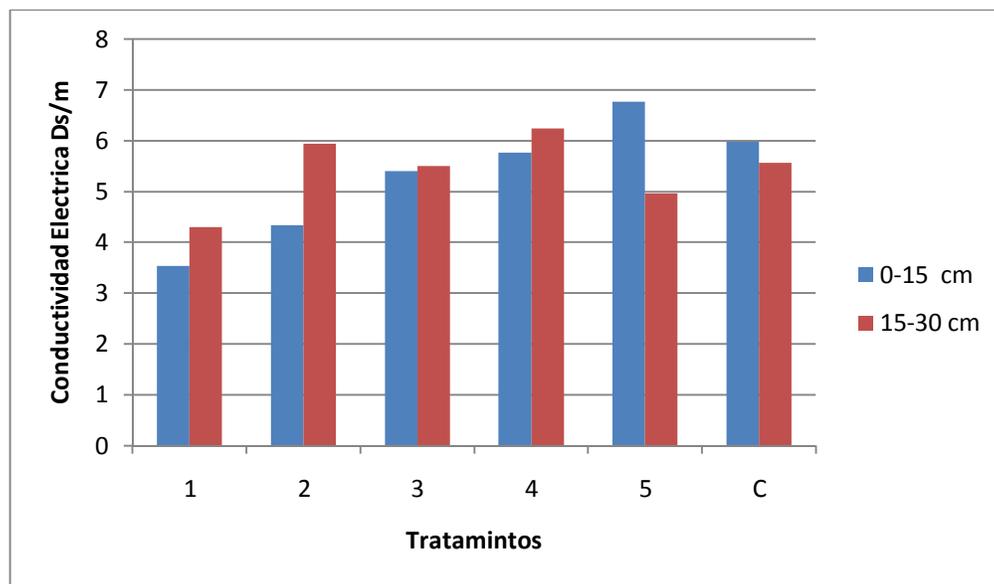


Figura 29. Resultados de los valores de conductividad eléctrica en las dos profundidades de cada tratamiento.

Según la clasificación de la IGAC, el T1 tuvo una conductividad escasa a diferencia de los demás tratamientos incluyendo el Control que presentaron conductividad media. Se empleó la prueba estadística de Kruskal Wallis, la cual mostró diferencias significativas entre los tratamientos respecto a esta variable ($p= 0,001$) (anexo 4). Fue registrado el promedio de los datos de cada tratamiento para esta variable (Tabla 11).

Tabla 11. Valor promedio total de conductividad eléctrica en los tratamientos

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
CE	3,92	5,13	5,45	6,00	5,87	5,77
0-2 Baja 2-4 escasa 4-6 Moderada 6-8 Alta						

5.5.7 Resultado de Capacidad de Intercambio Cationico en los tratamientos

En la profundidad de 0 – 15cm, el T4 tuvo la mayor capacidad de intercambio cationico seguido por el T5, T2, T1, T3 y C el cual presenta gran discrepancia respecto al valor de los demás tratamientos. En la profundidad de 15-30 cm, se presentó la misma tendencia que la primera profundidad (Figura 30)

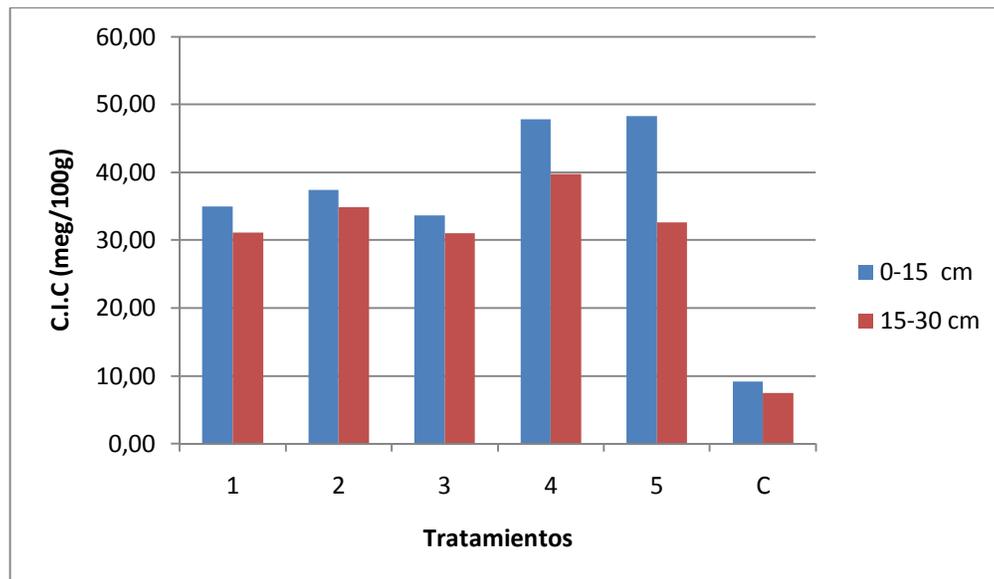


Figura 30. Variación de capacidad de intercambio cationico en las dos profundidades de cada tratamiento.

Se aplicó la prueba estadística Kruskal Wallis, la cual se mostró diferencias significativas entre los tratamientos ($p = 0,001$) (anexo 4). En la clasificación empleada por el IGAC para el análisis de la muestra, todos los tratamientos donde hubo aplicación de biosólido presentaron una capacidad de intercambio cationico alta a diferencia del tratamiento Control el cual tuvo una capacidad de intercambio cationico baja (Tabla 12).

Tabla 12. Valor promedio total de la capacidad de intercambio cationico en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
CIC(meg/100g)	33,05	36,13333	32,333	43,8	40,465	8,315
< 10= Bajo 10 - 20 = Medio >10 = Alto						

5.5.8 Resultados del contenido de Calcio en los tratamientos.

En la profundidad 0-15cm, el tratamiento T3 evidencia un mayor contenido de calcio en esta profundidad, seguido del T5, T4, T2, T1 y C que muestra una gran diferencia respecto a los valores de los cinco tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos, ya que su proporción es casi nula. En la figura No 29 se puede observar que en la profundidad de 15 -30 cm, el tratamiento 4 tuvo el mayor contenido de calcio, seguido por T3, T5, T2, T1 y C el cual mostró la misma tendencia a la primera profundidad (Figura 31).

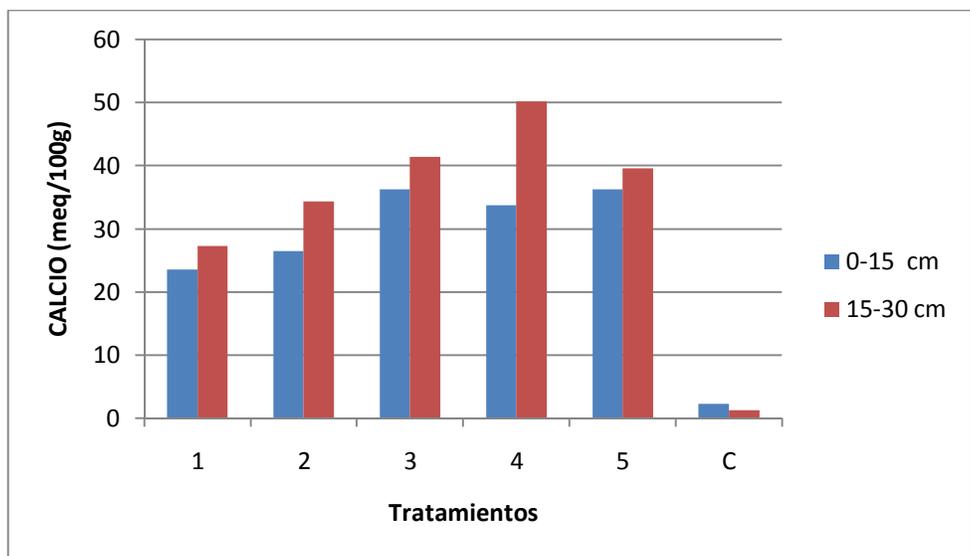


Figura 31. Contenido de calcio en las dos profundidades de cada tratamiento

En la prueba estadística Kruskal Wallis, los tratamientos presentaron diferencias significativas ($p= 0,001$) (anexo 4). Se calculó el promedio de todos los datos para la variable (tabla 13). Según la calificación del IGAC, los suelos de los tratamientos donde se aplicó biosólidos, presentaron un porcentaje de calcio muy alto, a diferencia del control que tuvo una cantidad de calcio baja.

Tabla 13. Valor promedio total del contenido de calcio en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
Calcio (meg/100g)	25,45	30,45	38,82	41,93	37,93	1,78
< 3= Bajo 3-6 = Medio >6 = Alto						

5.5.9 Resultado del contenido de Magnesio en los Tratamientos.

En la profundidad 0-15cm el tratamiento T2 evidenció el mayor contenido de magnesio, seguido del T4, T5, T3, T1 y C que mostró una gran diferencia respecto a los valores de los cinco tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos en esta profundidad (figura 32).

De igual manera, se observa en la profundidad de 15 -30 cm que T5 es el tratamiento que tuvo el mayor contenido de magnesio, según el promedio de los datos respectivos de esta variable, seguido por T1, T3, T4, T2 y C (Figura 32).

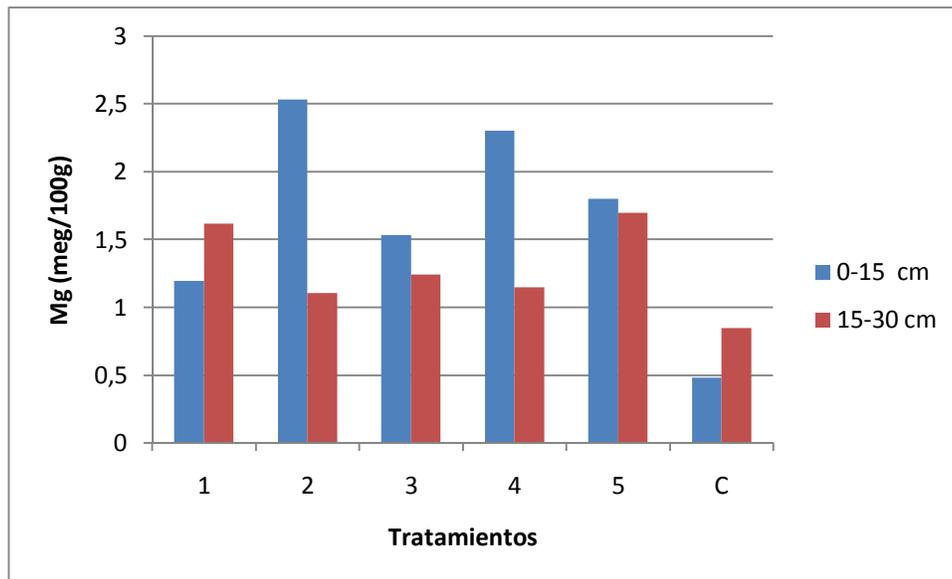


Figura 32. Contenido de Magnesio en las dos profundidades de cada tratamiento

Se establecieron los promedios de todos los datos para cada uno de los tratamientos respecto a esta variable, los cuales mostraron diferencias significativas ($p = 0,042$). Se realizó el promedio de los datos en cada uno de los tratamientos respecto a esta variable (Tabla 14). Según la clasificación del IGAC para la interpretación de los análisis químicos, el C, T1 y T3 mostraron

un contenido bajo de Magnesio a diferencia de los tratamientos T2, T4 y T5 que presentan un contenido medio de magnesio

Tabla 14. Valor promedio total del contenido de Magnesio en los tratamientos

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
Mg (meg/100g)	1,41	1,82	1,39	1,72	1,75	0,67
< 1.5= Bajo 1.5-2.5 = Medio >2.5 = Alto						

5.5.10 Resultado del contenido de Potasio en los tratamientos

De acuerdo al estudio, el mayor contenido de potasio se evidenció en el tratamiento 5, seguido del T2, T4, T3, T1 y C en la profundidad de 0-15 cm (figura 33).

En la profundidad de 15 -30 cm, T4 es el tratamiento que tuvo el mayor contenido de potasio según el promedio de los datos respectivos de esta variable, seguido por T2, T5, T4, T1 y C (Figura 33).

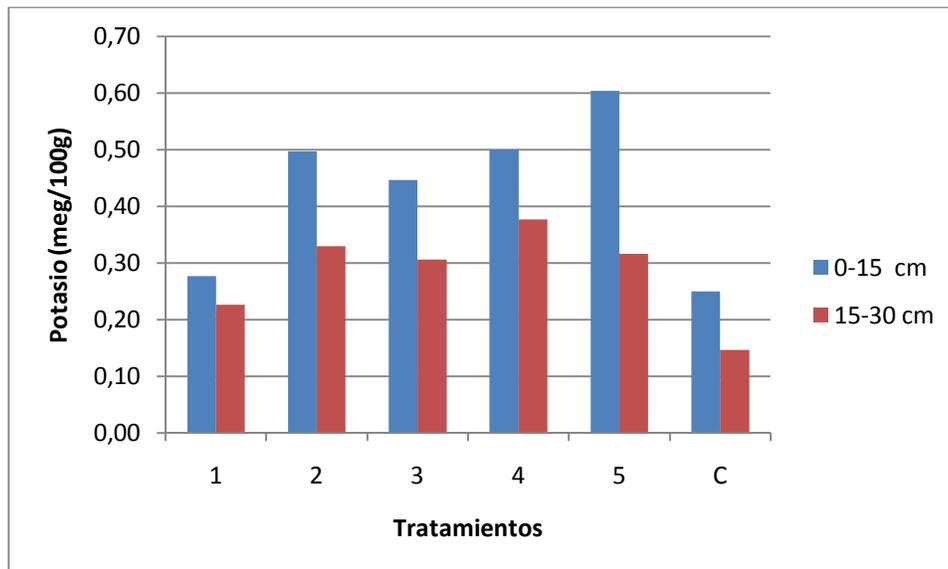


Figura 33. Contenido de Potasio en las dos profundidades de cada tratamiento.

En la prueba estadística, los tratamientos presentaron diferencias significativas ($p = 0,003$) (anexo 4). Se calculó el promedio de todos los datos para la variable (Tabla 15). Según la calificación del IGAC, los suelos de los tratamientos se encuentran en un nivel medio, respecto a la cantidad de potasio en las muestras.

Tabla 15. Valor promedio total del contenido de potasio en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
K(meg/100g)	0,25	0,41	0,38	0,44	0,46	0,20
< 0.15= Bajo 0.15-3.5 = Medio >3.5 = Alto						

5.5.11 Resultado del contenido de Sodio en los tratamientos.

En la profundidad 0-15cm en el muestreo realizado, el tratamiento T1 presenta la mayor cantidad sodio respecto a los demás tratamientos. Es seguido por los tratamientos T4, T3, T2, C y T5 (Figura 34).

Para la variable 15-30 cm. El tratamiento con la mayor cantidad de sodio fue el tratamiento T2, seguido por T3, T4, T5, T1 y C.

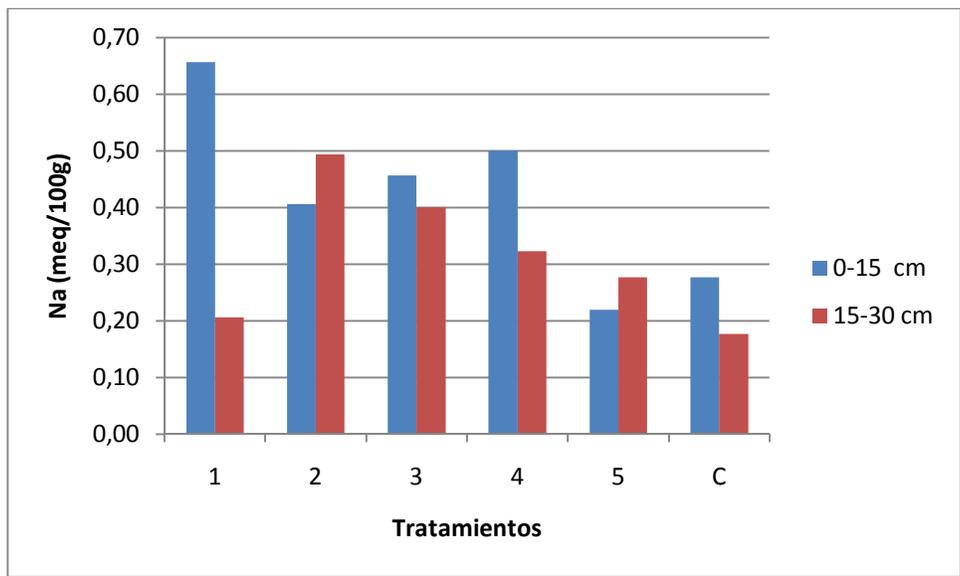


Figura 34. Contenido de Sodio en las dos profundidades en cada tratamiento

Se calcularon todos los promedios de los datos en cada uno de los tratamientos como se aprecia en la tabla 16. Para la clasificación empleada por el IGAC, los suelos se encuentran en un estado óptimo en la cantidad de sodio presente. Según los resultados de la prueba

estadística aplicada Kruskal wallis los tratamientos no presentaron diferencias significativas ($p = 0,247$) (anexo 4).

Tabla 16. Valor promedio total del contenido de sodio en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
Na(meg/100g)	0,43	0,45	0,43	0,41	0,25	0,23

5.5.12 Resultado del contenido de Bases Totales en los tratamientos.

De acuerdo a los estudios de suelo producto del único muestreo realizado en todas las parcelas con aplicación de biosólidos, se evidencia un mayor contenido de bases totales en T5, seguido del T2, T4, T2, T1 y C que muestra una gran diferencia respecto a los valores de los cinco tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos en la profundidad de 0-15 cm (Figura 35).

En la profundidad de 15 -30 cm que T4 es el tratamiento que presenta el mayor contenido de bases totales, según el promedio de los datos respectivos de esta variable, seguido por T3, T5, T5, T1 y C que continúa con una gran diferencia respecto a los tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos (Figura 35).

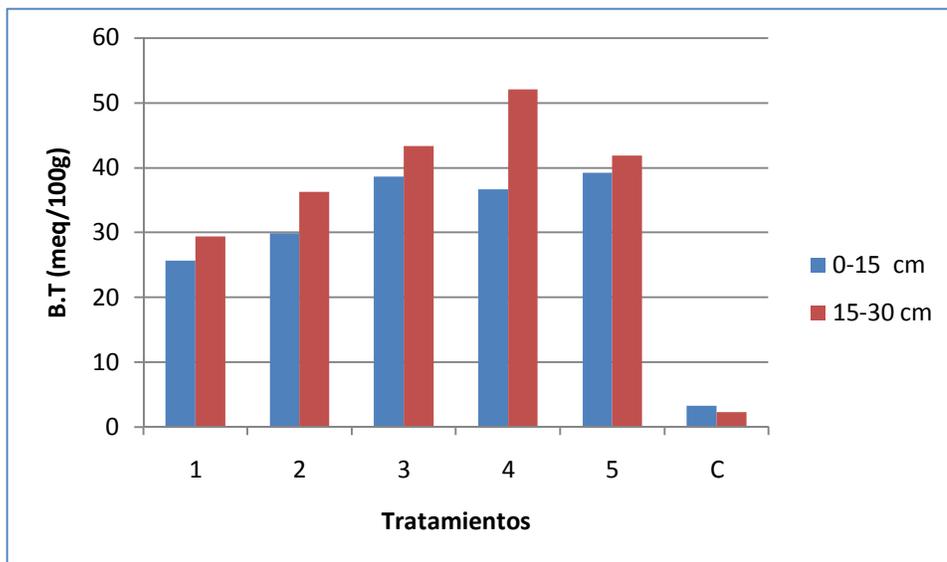


Figura 35. Contenido de Bases Totales (meq/100g) en las dos profundidades de cada tratamientos.

Se calculó el promedio con todos los datos de la variable para cada uno de los tratamientos para el cual el T4, presentó el valor más alto de Bases Totales, seguido por T3, T5, T2, T1 y C. Al realizar la prueba estadística kruskal Wallis, los tratamientos mostraron diferencias significativas ($p = 0,001$). Según en la valoración del IGAC para la interpretación de los resultados, ninguno de los tratamientos tuvo un nivel optimo, por el contrario todos los tratamientos mostraron cantidades elevadas en las muestras (Tabla 17)

Tabla 17. Valor promedio total del contenido de bases totales en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
BT(meg/100g)	27,53	33,12	41	44,33	40,52	2,8

5.5.13 Resultado de la Saturación de Bases en los tratamientos.

Según el muestreo realizado en la profundidad 0-15cm, el T3 presentó el mayor valor de saturación de bases, seguido por T2, T5, T4, T1 y C que presenta una discrepancia muy grande respecto a los valores de los tratamientos donde hubo aplicación de biosólidos.

En la profundidad de 15-30cm, el T4 tuvo el mayor valor, seguido por el T3, T1, T5, T2 y C que tuvo la misma tendencia de la primera profundidad (Figura 36).

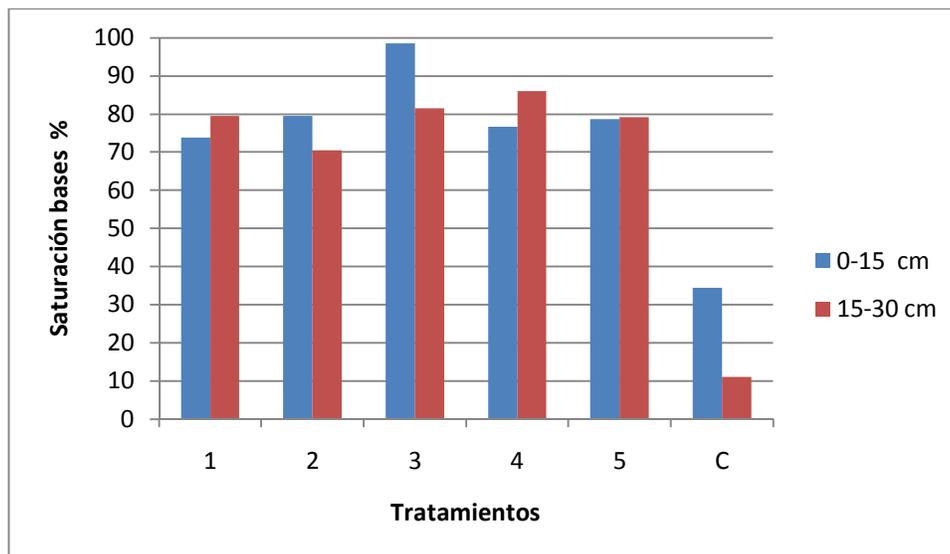


Figura 36. Saturación de Bases en las dos profundidades de cada tratamiento

Se hizo la prueba estadística de Kruskal Wallis, para la cual se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p = 0,005$) (anexo 4). Se calculó el promedio de los datos

de cada tratamiento respecto a esta variable presentados en la tabla 17. En la clasificación del IGAC para la interpretación del análisis químico, todos los tratamientos donde se aplicaron los biosólidos presentaron un porcentaje alto de saturación de bases a diferencia del control que presento un porcentaje bajo.

Tabla 18. Valor promedio total del % de saturación de bases en cada tratamiento

Tratamientos	1	2	3	4	5	C
SB %	76,67	74,98	90,03	81,35	78,97	22,71
	< 35= Bajo		35-50= Medio	>50= Alto		

5.6 Análisis De Componentes Principales (ACP).

Se aplicó el estudio de Análisis de Componentes Principales (ACP) en el programa estadístico SPSS y los resultados obtenidos en este estudio se observan en la figura 37.

Este análisis es es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables).

Es su objetivo es reducir las variables de la muestra a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Las nuevas variables son denominados componentes principales o factores y son una combinación lineal de las variables originales siendo independientes entre sí (Martori 2003).

La relación de los factores es decidida tras el análisis de la relación de los datos de las variables iniciales, los cuales son aislados de otros factores que a su vez, presentan otros parámetros de relación (Martori 2003).

La interpretación de la figura 37, se realiza observando la ubicación de cada una de las variables del resultado del análisis químico de los suelos y su proximidad con las demás variables, lo cual define si sus datos presentan algún tipo de relación; por lo cual son definidas en un mismo cuadrante. Los cuadrantes están asilados en un plano cartesiano, en el cual se explica dichas relaciones y variabilidad mediante las distancias de los puntos en los ejes.

En dicha prueba, se incluyen algunas variables físicas contempladas en el análisis de suelos tales como arcilla, arena y limo; con el fin de verificar si estas variables presentaron algún tipo

de relación con las variables estudiadas en la vegetación. A dichas variables (Arcilla, arena y limo) no fue aplicada la prueba Kruskal – Wallis, ya que no pertenecían a las variables químicas que fueron estudiadas, además porque el resultado del análisis químico no presentaba los resultados de los contenidos de dichas variables en algunas de las muestras, lo cual podría generar errores en sus resultados.

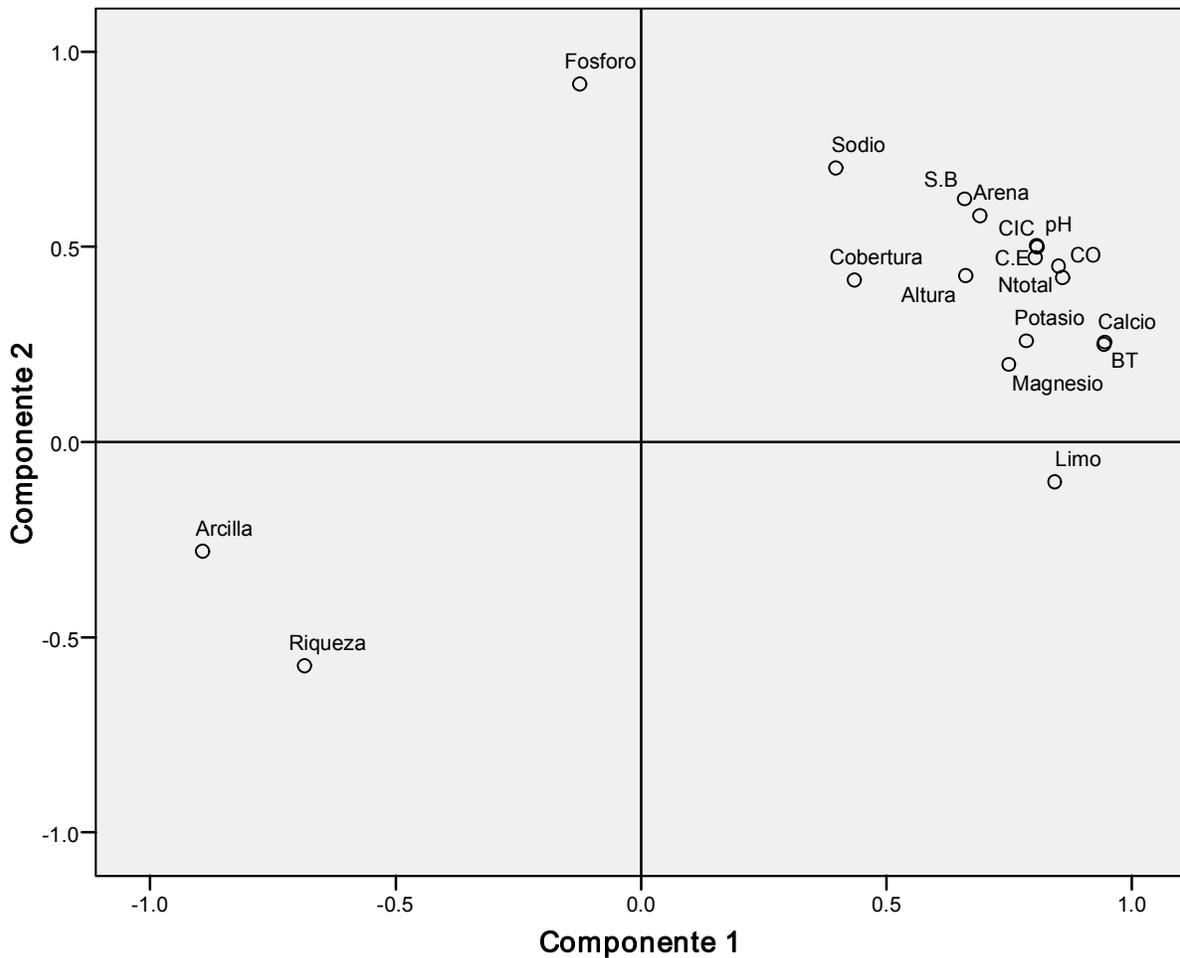


Figura 37. Grafica del Análisis de Componentes Principales en espacio rotado, con las variables integradas en cada Componente. Programa SPSS. (Muestras tomadas de las parcelas enmendadas con biosólidos en diferentes proporciones. Antigua Arenera Juan Rey – Bogotá).

Según la grafica, todas las variables químicas del suelo y las variables de vegetación: cobertura, altura, sodio, saturación de bases, capacidad de intercambio cationico, conductividad

eléctrica, pH, carbono orgánico, bases totales, magnesio, potasio, calcio y nitrógeno total; están integradas en el cuadrante uno, demostrando por la distancias que existe entre los puntos de dichas variables en los ejes de dicho cuadrante que hay una relación entre sus datos.

Fósforo, fue la única variable de carácter químico que no presentó mayor proximidad a las variables de vegetación y al resto de variables químicas incluida en el estudio, ubicándose aparte en el segundo cuadrante probablemente por los altos y similares valores que presento en todas las variables, lo cual impidió generar un patrón de diferencias entre los tratamientos, como si se obtuvo en los datos de las variables del primer cuadrante.

La variable riqueza específica, presentó únicamente un valor por cada tratamiento y la mayoría de ellos fueron muy similares, lo cual impidió generar diferencias entre los tratamientos respecto a esta variable, por ello fue ubicada en el cuadrante tres.

6. DISCUSIÓN

6.1 Composición florística

Las clases presentes en el estudio fueron: monocotiledoneas y dicotiledoneas, probablemente porque algunas de las familias pertenecientes a estas clases tienen rápida capacidad de adaptación competitiva en la sucesión temprana, basada en la posibilidad de aprovechar los recursos existentes en el suelo antes que sus competidoras (Raynal y Bazzaz 1975, Bazzaz 1979), además de tener fácil dispersión y estar presentes en el banco de semillas. Lo cual les confiere una importante ventaja competitiva en este proceso de colonización (Lopez 2004).

La familia con el mayor número de especies encontrado fue Asteraceae, caracterizada por ser de las familias más numerosas entre las angiospermas y su variabilidad en formas de vida ya que pueden ser hierbas, lianas, arbustos y árboles en muchos tipos de hábitat; es una familia comúnmente encontrada en áreas disturbadas y en procesos sucesionales (Grime, 1989); además de ser la familia más común en este rango altitudinal (Rangel y Velásquez 1997).

Willey y Tang (2006), realizaron un experimento de enriquecimiento del suelo con nitrógeno de la cual sus resultados fueron similares a los obtenidos en este trabajo, en cuanto a la

dominancia de la familia Asteraceae, lo cual puede deberse a que es la familia con mayor dominancia a esta altura y probablemente también porque presenta mayor tolerancia a contenidos altos de metales y a pH variables (Olivares 1999). Esto puede explicar el porqué esta familia tuvo el mayor número de especies en los diferentes tratamientos. Especies de la familia Asteraceae tales como *Sonchus oleraceus*, *Taraxacum officinale* y el género Senecio, que fueron encontradas en este estudio en los tratamientos, presentan tolerancia a niveles altos de nitrógeno y otros elementos minerales (Larcher 1995, Brooks 1998).

La familia Poaceae presentó la mayor dominancia y porcentaje de cobertura en todos los tratamientos; caracterizada por ser una de las familias ecológicamente más dominantes y por la facilidad de adaptarse; además por su hábito cespítoide ocupa mayor espacio de forma rápida (Giraldo 2004).

Los pastos se establecen rápidamente sobre las superficies desnudas y tienen un alto nivel de productividad (Marschke *et al* 1994). Es muy probable que el aumento de porosidad y disponibilidad de nutrientes presentes en el sustrato generado por la aplicación de biosólidos, causen una mejor respuesta de los pastos colonizadores. Esta situación se evidencia en una mayor cobertura de estas especies (Parker y Grand 2001 y Guerra *et al*/2004).

La familia Poaceae responde muy bien a la aplicación de fertilizantes, especialmente cuando son ricos en nitrógeno como es el caso de los biosólidos aplicados en el experimento; ya que una de las características principales, es que el nitrógeno proveniente del biosólido aplicado produce un crecimiento muy rápido del forraje (Rechcigl 1998), por ello aunque el control también presentó especies de la familia Poaceae, su cobertura y abundancia fue mucho menor. Esta situación puede ocurrir debido al alto porcentaje de cobertura generado por esta familia en el estudio realizado. Además de ser una gran fuente de nitrógeno, los biosólidos son altamente empleados en la fertilización debido a que aportan otros nutrientes valiosos como el azufre, fósforo y hierro a las plantas (Rechcigl, 1998).

Según el listado florístico originado, las especies encontradas en el área experimental son especies ruderales, las cuales son comunes después del proceso de aplicación de biosólidos (Skousen y Clinger, 1993) ya que son especies que habitan en lugares muy alterados por actividades antrópicas (Mateasanz y Valladares 2007) tal como lo es la minería. La mayoría de

estas especies son típicas en la etapa inicial del proceso sucesional en áreas afectadas por actividades antrópicas (Noble y Stayler, 1980; Grime, 1989).

6.2 Estructura de la vegetación

En el estudio realizado, los porcentajes de cobertura más altos fueron registrados por pasturas de gran porte. Por ello los resultados obtenidos de las graficas de distribución por alturas en cada uno de los tratamientos y la grafica de porcentaje de cobertura según los estratos, permiten afirmar que la vegetación dominante en las diferentes las parcelas del experimento sea de tipo herbáceo. Esta dominancia, puede deberse al estado sucesional en el que se encuentra el proceso de restauración. En dicho estrato las especies *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus* dominaron sobre la comunidad vegetal encontrada en todos los tratamientos en este punto de la sucesión. Estas dos especies presentaron una mayor dominancia debido posiblemente a sus agresivos rizomas y estolones, con los que penetran la tierra, formando rápidamente densas coberturas, suprimiendo o generando mayor competencia a otras especies de la comunidad (Rosa *et al*/2005). Ochoa y Barrera 2007 realizaron un experimento de enriquecimiento del sustrato con biosólidos de la misma PTAR – El salitre, de la cual se obtuvieron los biosólidos para este experimento, en cuyos resultados estas mismas especies presentaron el mayor porcentaje de cobertura en las fases iniciales del proceso de sucesión.

En el caso de los tratamientos que registran estas especies, se presentó una densa capa de biomasa procedente de sus abundantes hojas que mueren y que forman una compacta superficie sobre el suelo característica de las especies pioneras en procesos sucesionales; además de su corto ciclo de vida y abundante producción de semillas (Barrera 2009).

El control presentó tuvo diferencias significativas frente a los tratamientos T1 a T5 donde el número de especies fue bajo; esto puede indicar que el enriquecimiento con fosforo y nitrógeno puede generar un mayor crecimiento en gramíneas y desfavorecen el establecimiento de otras especies herbáceas y arbustivas en esta fase de la sucesión (Ogle y Redente 1988).

El estrato arbustivo ya comenzó a ser evidente en el área experimental, ya que 22 individuos en toda el área experimental alcanzaron la altura propuesta por la clasificación de Rangel y Velásquez. La presencia de estos individuos en las parcelas indica que la vegetación en este

punto de la sucesión, está generando un nivel de estructura del ecosistema debido a la presencia de arbustos (Gutiérrez, 2001).

La especie dominante en este estrato fue *Baccharis latifolia*, especie típica de matorral alto y generalmente encontrada en las etapas de recuperación intermedia de bosque alto andino secundario. Esta especie es típica de la flora de la sabana y cerros orientales de Bogotá (Cortés 2003, Barrera *et al* 2009).

6.3 Índices de Diversidad

El control presentó los mayores valores de diversidad de Shannon y de riqueza específica tal como sucedió en el estudio realizado por Moreno-Peñaranda *et al.* (2004). El control presentó diferencias significativas frente a los demás tratamientos, según la prueba de Tukey. Posiblemente esto se debe a que la aplicación de enmiendas orgánicas ricas en nitrógeno en altas proporciones, genera un incremento en la producción y el follaje de gramíneas y tiende a disminuir la diversidad, riqueza y abundancia de otras especies (Guerra *et al* 2004) como ocurrió en el experimento.

El concentración de biosólido - esteril 2/1 obtuvo los valores de dominancia más altos, seguido por el tratamiento con la proporción biosólido- esteril 1/1. El control tuvo el menor valor. Según la prueba de Tukey, se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos con menor contenido de biosólido y el Control. Esto sucedió posiblemente porque el control tuvo el menor porcentaje de cobertura de las especies *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus* generando una menor dominancia y una mayor diversidad de especies herbáceas que pudieron aprovechar los recursos. La dominancia de estas dos especies reflejada en la abundante cobertura en los tratamientos con concentraciones de biosólido- estéril 1/1 y 2/1 donde se presentaron los porcentajes de cobertura más altos pudo afectar negativamente la diversidad.

Los valores de equidad de Pielou fueron mayores en el tratamiento donde se aplicó 100% biosólido y el tratamiento con proporción biosólido – estéril 1/1 presentó los valores más bajos probablemente porque este tratamiento presentó un porcentaje de cobertura alto de especies de la familia Poaceae, lo cual pudo generar un menor equilibrio entre el número de especies y su dominancia.

Finalmente los resultados observados en el Cluster de disimilaridad Bray Curtis, los tratamientos donde se realizó el enriquecimiento del suelo con los biosólidos, independientemente de la proporción aplicada, presentaron mayor similitud entre sí, que con el control.

Detalladamente los tratamientos con bajas cantidades de biosólido- estéril aplicada (1/1, 2/1, 4/1) fueron los que presentaron una mayor similitud (80.5). Esto se debió probablemente porque los porcentajes de riqueza específica y coberturas para las especies fueron casi iguales en estos tratamientos. La misma situación ocurrió con los tratamientos con proporción biosólido – estéril (1/1, 2/1, 4/1 y 8/1) los cuales presentaron un 78% de similaridad y cuyas sus riquezas específicas y coberturas también se aproximaron.

El tratamiento con aplicación de biosólido al 100% presentó un 73% de similaridad con los demás tratamientos probablemente porque presentó un mayor número de especies en las parcelas y unos menores valores de cobertura de las especies de la familia Poaceae. Por último, el Control tuvo la menor similaridad respecto a los tratamientos con 50% de proximidad.

6.4 Atributos Vitales

De acuerdo a las especies vegetales encontradas en el muestreo realizado en la antigua arenera Juan Rey, la forma de vida dominante fue la de los hemicriptófitos. Estas especies presentan como principal característica la presencia de yemas de regeneración justo a nivel del suelo, lo cual permite su sobrevivencia en ambientes hostiles (Dagoz *et al*/2003) como lo son las áreas disturbadas por minería a cielo abierto.

Ramirez *et al* (1999), encontraron que los hemicriptofitos también fueron dominantes en varias fases iniciales de la sucesión vegetal; este fenómeno se debe probablemente a que muchas de las especies que presentaron este atributo son gramíneas y arvenses las cuales tiene la capacidad de generar un crecimiento rápido y colonizar grandes extensiones de área desprovistas de vegetación. Las formas de vida hemicriptófitas presentan mayor dominio en zonas frías y con altas radiaciones (Crawley, 1997) situación que se presentó en el predio de la Antigua Arenera Juan Rey.

La especies fanerófitas presentes en el estudio fueron las especies leñosas y herbáceas establecidas con un número de individuos significativo como *Baccharis latifolia*, *Physalis peruviana* y la especie del género *Rubus*.

Debido a que las especies hemicriptófitas dominan las etapas iniciales de la sucesión vegetal gracias a su rápido establecimiento y colonización, el encontrar especies fanerófitas ya establecidas en el experimento, es un indicador del cambio de estado de la sucesión y del cambio de estrato en las diferentes parcelas.

Es importante resaltar a menores proporciones de biosólido aplicado, son menores las cantidades de nutrientes suministrados, lo cual podría lograr una mayor colonización y supervivencia de especies herbáceas y leñosas, según los estudios anteriormente realizados con aplicación de biosólidos, donde a concentraciones menores a las aplicadas en este estudio en parcelas de la misma dimensión y con las mismas características; los tratamientos con menor aplicación de biosólidos son los que más favorecen la supervivencia de especies herbáceas distintas a las de la familia *Poaceae* (Ochoa y Barrera 2007).

Las especies camefitas presentes en el estudio fueron las menos dominantes, tanto en términos de riqueza como en términos de cobertura, las cuales según Crawley (1997) no se ven favorecidos en zonas donde la radiación solar es alta y el clima no sea extremo.

En cuanto al ciclo de vida, al igual que los resultados obtenidos en el estudio realizado por Moreno-Peñaranda *et al.* 2004, la mayoría de las especies encontradas en el estudio presentaron ciclo de vida perenne, sin importar el tratamiento donde fueron encontradas. Este resultado era esperado ya que las especies perennes presentan una tasa de producción de materia orgánica alta y suelen dominar en hábitats perturbados; además el pool de especies de este ciclo de vida es el más abundante (Grime 1989).

Muy pocas especies fueron anuales y solo una especie fue bianual. Por lo tanto se puede descartar que las diferencias presentadas en la vegetación encontrada dependieran de este atributo vital.

La dispersión de la mayoría de las especies es de tipo anemocóro, donde las semillas logran germinar al ras del suelo y en el momento que arriban debido a su liviano peso (Bazzaz 1979).

Estas especies son pioneras en procesos de sucesión, donde es nula la competencia de espacio y luz (Moreno 2001). Este método de dispersión, indica que la comunidad establecida en el área experimental es proveniente de la vegetación de áreas adyacentes al lugar las cuales también se encuentran en un estado de alteración (Barrera *et al*, 2009). Dichas especies lograron germinarse y establecerse en un momento determinado, sesgando el crecimiento de otras especies por competencia de recursos y nutrientes (Barrera 2009), además la dispersión anemócora es predominante en ambientes alto andinos como en el que se realizó el experimento. Esto concuerda con la afirmación hecha con Bazzaz (1979) que dice que el vecindario ecológico tiene influencia sobre la población que coloniza un sitio disturbado, el cual también está determinado por la altura.

La mitad de las especies encontradas en el estudio (diecisiete especies), son exóticas; cinco de ellas ya son invasoras. Esta situación es común en espacios abiertos con alta oferta de nutrientes como es el caso de las parcelas de la antigua arenera Juan Rey, donde los espacios son vulnerables a especies no nativas muy competitivas que tienden a convertirse en invasoras hasta el punto de limitar el establecimiento de las especies nativas (Hobbs y Huenneke, 1992). En el caso de las parcelas control también se presenta dicho patrón, donde aunque no presenten una gran cantidad de nutrientes, si presentan espacios abiertos y condiciones en las cuales se genera primero la supervivencia de las especies exóticas que colonizan el lugar.

Según Moreno-Peñaranda *et al*. 2004, el aumento en la abundancia de especies exóticas es uno de los efectos indeseables de la aplicación de biosólidos, ya que este tipo de enmiendas generan una perturbación al entorno de las canteras con altos niveles de nutrientes generando así la colonización de especies exóticas, en el control aunque existe la presencia de dichas especies exóticas, su cobertura y abundancia son menores.

Las especies exóticas más comunes fueron especies de la familia Poaceae: *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus*, características por adaptarse fácilmente a diversos suelos y climas por lo cual se desempeñan mejor que otras especies. Estos pastos amacollados de origen Europeo y Asiático, presentan una mayor absorción de nitrógeno respecto de otras especies y crecen tanto en suelos de poca fertilidad como en suelos ricos en nutrientes; son muy competitivas y una vez establecidas, crecen mucho más rápido que otras poaceas (Guillet, 1984).

Muchas de las especies exóticas presentes en el estudio, pertenecen a la familia Asteraceae. Entre ellas *Cirsium echinatum* es considerada una especie exótica invasora perenne (García *et al* 2006); en los tratamientos presentó un porcentaje de cobertura mayor respecto a otras herbáceas, además se encontraron pequeñas plántulas que pueden ser indicadores de su colonización. Otras especies de la familia como *Hypochaeris radicata* y *Sonchus oleraceus* de origen europeo consideradas cosmopolitas (Ochoa y Barrera 2007) y en este estudio estuvieron presentes en la mayoría de las parcelas independientemente del tratamiento.

Entre las especies nativas reportadas se encuentran *Baccharis latifolia*, especie leñosa que crece en matorrales y áreas abiertas como las presentadas en el estudio. Esta especie es típica de bosque andino y presenta la ventaja de producir dosel rápidamente (Moreno, 2005). Esta condición facilita el establecimiento de otras especies bajo ella (García *et al* 2006), por esto su presencia es indicador en procesos de restauración ya que puede facilitar la colonización y presencia de otras especies.

La especie *Phytolacca bogotensis*, fue otra de las especies nativas con un porcentaje de cobertura significativo en los tratamientos. Esta especie es típica de las cordilleras oriental y central, crece en áreas abiertas y es una especie abundante por su producción de frutos, como fue visto en las parcelas. Es una especie importante en procesos de restauración ya que sus frutos son fuente de alimento para las aves atrayendo dispersores que a la vez dispersan semillas de otras especies (García *et al* 2006).

Otra de las especies encontradas fue *Lachemilla orbiculata*, característica de la región andina. Aunque esta especie es característica de potreros, sus individuos pueden formar densos tapetes desplazando a otras especies de hierbas (García *et al* 2006). *Muehlenbeckia tamnifolia* también alcanzó un porcentaje de cobertura importante en uno de los tratamientos, esta es una especie característica de la región andina y es una especie pionera de áreas abiertas (García *et al* 2006).

6.5 Variables químicas del suelo en los diferentes tratamientos.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis químico y a las pruebas estadísticas realizadas en cada una de las variables; se evidenció de manera clara diferencias entre los tratamientos y el control.

El Carbono orgánico, mostró un incremento directamente proporcional a la dosis de biosólido aplicada en las dos profundidades. Esta condición pudo ocurrir por el aporte de los grandes contenidos de materia orgánica contenidos en el biosólido que cuatro años después de la aplicación se mantienen y a la contribución de carbono de la vegetación espontánea establecida en el área experimental (Guacaneme y Barrera 2007, Alcañíz 2003).

La caracterización ecológica de los suelos del Parque Ecológico Entrenubes realizado por la SDA – Corporación Suna Hisca 2003, presentó unos rangos de carbono orgánico que oscilan entre 2.5 % y 3%. Valores que están por debajo de los encontrados en este trabajo (6.28% a 8.93%).

En todos los tratamientos a excepción de los tratamientos con concentraciones biosólido – esteril 4/1 y 100% biosólido, hay un mayor porcentaje de carbono orgánico en la profundidad de 15 a 30 cm, probablemente porque la mayor actividad biológica generada por los microorganismos se encuentra en los primeros centímetros de profundidad donde se está realizando la descomposición de la materia orgánica y la absorción del carbono por parte de las plantas, además de un posible lavado de nutrientes generado por las lluvias y las condiciones del terreno; como en la segunda profundidad dicha actividad biológica es más baja el carbono orgánico se encuentra retenido en mayores concentraciones (Porta y López 1993).

Los tratamientos 4/1 y 100% biosólido, presentaron porcentajes un poco más altos en la primera profundidad probablemente porque estos tratamientos presentan un mayor contenido de residuos orgánicos provenientes de especies vegetales albergados en los primeros centímetros de la superficie del suelo en forma de humus, los cuales se encuentran retenidos en la superficie del suelo y pueden tener menor actividad biológica ejercida por la descomposición de los microorganismos (Jackson 1964, Fortín *et al*, 1996). Además porque probablemente estos tratamientos presentaron una composición inicial más rica en carbono,

El Nitrógeno total, presentó mayores contenidos en la profundidad de 15 a 30 cm, a excepción del tratamiento 3 y del Control, esto ocurrió probablemente porque hay mayor actividad biológica en los primeros centímetros del suelo, donde se está realizando la descomposición y mineralización de las moléculas de nitrógeno contenidas en las proteínas y los ácidos nucleídos

por parte de los microorganismos del suelo y mayor absorción por parte de las plantas (Alcañiz *et al*/2008, Wong *et al.* 1998).

Estos resultados coincidieron con los obtenidos por Panagopoulos y Hatzistathis 1995, donde a mayor proporción de biosólido aplicado en los tratamientos es mayor la concentración de nitrógeno en las capas más profundas del sustrato.

La relación C/N osciló entre 7 y 7.9 en todos los tratamientos donde se aplicó la enmienda. Este resultado indica que hay oferta y buena descomposición de materia orgánica en los tratamientos, ya que según Alcañiz *et al* 2008 los valores habituales de dicha relación para suelos forestales es de 8 a 12. Es posible que los resultados de la relación C/N en los tratamientos haya sido un poco más baja que la relación habitual, debido a la climatología desfavorable y a las lluvias (Arcak *et al* 2000, Gómez 1994). Según la clasificación empleada por Burbano, para la evaluación de los análisis químicos, la relación C/N en los tratamientos con biosólidos en las parcelas control es inferior a 25, no se presenta una inmovilización del nitrógeno para beneficio de los microorganismos, al contrario, existe un buen suministro de nitrógeno para la vegetación.

El control presentó valores significativamente diferentes a los tratamientos, porque al no ser enriquecido el biosólido, los contenidos de materia son muy bajos y la actividad biológica realizada por los microorganismos es casi nula (Currey y Angel 2003, Alcañiz *et al.* 2008, Kızılkaya y Bayraklı 2004). (Garavito 1979, Burbano 1989,).

El pH, presentó valores muy similares en todos los tratamientos para las dos profundidades que oscilan entre 5.5 y 7; según la clasificación del IGAC son considerados como suelos medianamente ácidos. El control presentó un pH de 4.6 considerado según esta clasificación como extremadamente ácido.

Los tratamientos presentaron un pH más neutro en comparación al pH natural de la zona, el cual oscila entre 4.5 y 6 según la caracterización ecológica de los suelos del parque Entrenuves. Este aumento de pH ocurrió posiblemente por el incremento de calcio generado por la aplicación del biosólido el cual reduce la acidez del suelo (Thompson 1974, Domingo 2004) y por el aporte de materia orgánica al sustrato el cual genera una mayor mineralización

de las bases intercambiables (Magnesio, Potasio y Sodio) y en consecuencia un aumento del pH (Panagopoulos y Hatzistathis 1995, Guacaneme y Barrera 2007).

El fósforo presentó contenidos un poco más altos en la profundidad de 0 a 15 cm, esto ocurrió posiblemente porque el fosforo a diferencia de otros elementos como el Nitrógeno tiene disponibilidad para las plantas en periodos de tiempo más cortos, lo cual genera que su pérdida por lixiviación sea más baja (Alcañiz et al 2008).

Al aplicar biosólidos en diferentes proporciones el pH, incrementa a valores medianamente ácidos. Debido al aumento de pH generado por el aporte del biosólido, la mineralización del fósforo es mayor; posiblemente por esto los tratamientos presentaron mayores contenidos del elemento que el control (Thompson 1874).

Según Moreno-Peñaranda *et al.* 2004, uno de los efectos directos del biosólido sobre el suelo, es el alto contenido de fósforo que conserva años después de la aplicación, tal como sucedió en este estudio.

Según la clasificación del IGAC, todos los tratamientos presentaron contenidos de fósforo muy altos. Esto se debe al aporte de fosforo del biosólido el momento de la aplicación, del cual una parte es liberada gradualmente y aprovechada por la vegetación según sus requerimientos del nutriente y la otra parte queda retenida en el suelo de forma inorgánica, lo cual puede explicar porque hay concentraciones tan altas en los tratamientos (O'Connor *et al.* 2004).

Los datos suministrados en el análisis de las variables químicas de las parcelas enmendadas con biosólido a diferentes proporciones en la antigua Arenera Juan Rey, demostraron que la conductividad eléctrica presentó los valores mas altos en el tratamiento con aplicación de 100% biosólido, mientras que el tratamiento con la menor concentración de biosólido (1/!), presentó os menores valores de conductividad eléctrica. Dichos valores fueron muy similares en las dos profundidades. El tratamiento con la concentración de 100% biosólido, fue el único donde los valores fueron mayores en la profundidad de 0 a 15 cm. Eso ocurrió posiblemente porque la concentración salina (que genera un aumento en la conductividad eléctrica) de este tratamiento es mayor en los primeros centímetros de suelo, donde las plantas hacen su absorción. (Alcañiz *et al* 2008).

Además, a mayores proporciones de enmienda es mayor la mineralización de la materia orgánica, generando así más contenido de sales tales como sulfatos nitratos, amonios, fosfatos y calcio en el suelo que aumentan la conductividad eléctrica (Domingo 2004, Guacaneme y Barrera 2007, Alcañiz *et al*/2008).

En el estudio realizado por Ochoa y Barrera 2007, los niveles de conductividad eléctrica coincidieron en el efecto de la cobertura vegetal, ya que a menor conductividad eléctrica se incrementó la cobertura. La conductividad eléctrica es importante ya que determina los niveles de salinidad del suelo, su deficiencia puede genera la inhibición y el retardo en el crecimiento de las plantas y su exceso puede frenar también su desarrollo debido a la saturación de las sales producidas (Alcañiz *et al*/2008).

La capacidad de intercambio Cationico (CIC) incremento proporcionalmente a la cantidad de biosólido aplicado tal como lo evidenció los resultados encontrados en el estudio de Amezquita 2002 y Guacaneme y Barrera 2007. Esta situación ocurrió probablemente por la mineralización del biosólido y de la materia orgánica proveniente de hojarasca, lo cual genera una mayor cantidad de cationes y un mayor establecimiento de los nutrientes (Navarro y navarro 2000).

A diferencia del control, los tratamientos presentaron una CIC muy alta en ambas profundidades según la clasificación del IGAC. Esto ocurrió posiblemente debido a dos variables: la primera de ellas es el pH, ya que a mayor pH es mayor el desplazamiento del sodio generando la neutralización de los iones en las sales que fija el suelo (aumentando el pH) y la segunda variable es la materia orgánica, la cual aporta y fija iones y nutrientes directamente al suelo por su descomposición y mineralización (Domingo 2004).

La capacidad de Intercambio Cationico determina la capacidad de amortiguación y capacidad de retención de nutrientes que tiene el suelo. Cuando los valores de la CIC son normales, el suelo tiene iones de calcio, magnesio, potasio y sodio disponibles disponibles; tal como fue el caso de los tratamientos con aplicación de biosólido los cuales presentaron valores altos; pero cuando es baja generalmente la lixiviación ha generado el arrastre de gran parte de estos cationes básicos acidificando el suelo (Domíngo 2004) como fue el caso del control, el cual presento valor muy bajo (8,315) según la clasificación del IGAC (Tabla 12).

En cuanto al contenido de calcio, los tratamientos presentaron valores muy altos y similares en ambas profundidades. Los valores fueron directamente proporcionales a la cantidad de biosólido aplicada. Esto ocurrió posiblemente porque el calcio tiene la propiedad de ser retenido por la materia orgánica y la hojarasca presente en el sustrato (Anónimo 2006). El control a diferencia de los tratamientos presentó un contenido de calcio bajo en ambas profundidades; porque no tuvo enriquecimiento con la enmienda orgánica y el poco calcio pudo tener, posiblemente está siendo lixiviado por la lluvia (Wild, 1992).

El calcio es importante para el desarrollo radicular de las plantas, el crecimiento celular y neutralización de los hidrogeniones (Salisbury, 2001). Su exceso puede inducir a la clorosis e inmovilizar el zinc, cobre y fósforo, provocando la deficiencia de estos elementos en el desarrollo vegetal de algunas especies (Navarro y Navarro 2000).

El Magnesio presentó valores medios en los tratamientos donde se aplicó la enmienda. Dichos contenidos fueron mayores en la profundidad de 0 a 15 cm, probablemente porque este mineral está directamente relacionado con la degradación de la materia orgánica proveniente del biosólido y de la vegetación, la cual es encontrada en los primeros centímetros del suelo (Navarro y Navarro 2000).

Los tratamientos presentaron contenidos medios de magnesio a diferencia del control cuyos contenidos son muy bajos según la clasificación del IGAC. Esto ocurrió porque la degradación de materia orgánica del biosólido aportó a los tratamientos los contenidos de magnesio que el control no tuvo. Además el magnesio es un elemento que se transforma rápidamente a estados solubles y puede perderse fácilmente por lixiviación en suelos que son extremadamente ácidos y arenosos (Navarro y Navarro 2000), por ello si el control tuvo algún mínimo porcentaje de magnesio es posible que haya sido perdido por lixiviación.

El magnesio es un elemento importante para las plantas porque es un componente específico de la clorofila y juega un papel esencial en numerosas reacciones enzimáticas (Wild 1992). Su deficiencia puede generar clorosis y debilidad en los tallos, este fenómeno ocurre frecuentemente en suelos arenosos; y su exceso puede inhibir la absorción del calcio y de otras sales causando el crecimiento atrofiado (Salisbury 2001).

El contenido de potasio fue mayor en la profundidad de 0 a 15 cm en todos los tratamientos y sus concentraciones fueron mayores proporcionalmente a la cantidad de biosólido aplicado. Esta situación ocurrió posiblemente porque el potasio es un elemento que se encuentra suspendido como solución mineral en los primeros centímetros del suelo donde las plantas realizan su aprovechamiento (Navarro y Navarro 2002).

Al igual que los resultados encontrados en el estudio de Ochoa y Barrero 2007, los tratamientos presentaron concentraciones de potasio más altas que el control. Esto ocurrió posiblemente porque la mineralización de la materia orgánica presente en el biosólido genera un aporte de potasio el cual es disponible para las plantas (Navarro y Navarro 2002). Además, la arcilla que contienen los suelos genera un aporte adicional de potasio el cual es liberado en forma de potasio disponible para las plantas (Wild 1992); debido a que el biosólido incremento en el porcentaje de arcilla a los tratamientos su concentración de potasio fue mayor.

El potasio es muy importante para la vegetación ya que afecta directamente el desarrollo de los órganos de reserva y semillas. Su carencia puede prolongar el periodo vegetativo de algunas especies y generar un retraso en la maduración de semillas y crecimiento radicular (Navarro y Navarro 2000).

El sodio presentó concentraciones más altas en los tratamientos donde se aplicó el biosólido. A excepción de los tratamientos T2 y T5, la profundidad de 0 a 15 cm presentó las mayores concentraciones de sodio posiblemente porque la descomposición de la materia orgánica generada por la aplicación del biosólido y la de la hojarasca en los primeros centímetros del suelo, incrementan la disponibilidad de sodio en el sustrato donde está siendo aprovechable por la vegetación (Anónimo, 2006). El control presentó las concentraciones más bajas de sodio porque no hubo enriquecimiento con el biosólido y es posible que los pequeños contenidos de sodio que tenga estén siendo lixiviados ya que esta situación es común en suelos extremadamente ácidos y con bajos niveles de materia orgánica (Navarro y Navarro 2000).

El contenido de sodio en las plantas condiciona su crecimiento celular. El exceso de sodio puede generar toxicidad y efectos negativos al metabolismo de algunas especies vegetales ya que genera salinidad en el suelo, además impide la germinación de propágulos. La deficiencia

de sodio puede causar clorosis e impedir la formación de flores en algunas especies (Wild 1992).

El contenido y el porcentaje de saturación de bases totales, fue mayor en los tratamientos y sus concentraciones fueron similares en las dos profundidades. Se presentaron diferencias significativas con el control el cual presento valores bajos, posiblemente porque los porcentaje de la capacidad de cambio catiónico total ocupada por cationes alcalinos como el calcio, magnesio, sodio y potasio fueron más altos en los tratamientos debido al aporte generado por la materia orgánica del biosólido y a la descomposición de la hojarasca (Sullivan 1998). Otro de los factores por el cual el porcentaje de saturación de bases es más alto en los tratamientos que en el control es el pH, ya que entre más neutro es el pH es mayor el grado de saturación de bases (Wild 1992).

7. CONCLUSIONES

- Los tratamientos fueron significativamente diferentes en términos de riqueza y cobertura.
- El tipo de cobertura dominante fue el herbáceo, siendo la familia poaceae la de mayor cobertura; se comienza a evidenciar la presencia de algunos individuos del estrato arbustivo lo cual indica que se está generando un mayor nivel de estructura y funcionalidad del ecosistema.
- La aplicación de biosólido favoreció la abundancia de algunas especies como *Holcus lanatus* y *Pennisetum clandestinum*, mientras que el no aplicar los biosólidos favoreció la riqueza y la diversidad.
- El control fue diferente de manera significativa respecto a los tratamientos para todas las variables químicas del suelo excepto las variables pH, potasio y sodio.

8. RECOMENDACIONES

- Se recomienda continuar la investigación del efecto de los biosólidos como herramienta para restauración de áreas afectadas con minería, con aplicación de biosólidos en menores concentraciones y con la siembra de especies arbustivas como variable adicional.
- Se recomienda realizar evaluaciones de la vegetación más prolongadas en el experimento, con el fin de obtener datos no solo en un punto de la sucesión sino realizar comparaciones desde el momento del inicio del experimento hasta el estado actual.
- Realizar un mantenimiento periódico de la delimitación de las parcelas en el área experimental, con el fin de tomar siempre los datos en los mismos puntos y facilitar las mediciones en los próximos muestreos.

9. LITERATURA CITADA

- Aguilera, S. 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14. Valdivia. Pp. 77-85.
- Aide, T. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland forest restoration in the Sierra Nevada of Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* Vol 2. Pp. 219-229.
- Alcaniz, J. y L. Bissonnais. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture ecosystems y environment*. Vol 125. Pp 56.
- Alcañiz, J., Perpiña, O. y V. Carabassa. 2008. Etilizació de fangs de depuradora en restauració. Manual d'aplicació en activitats extractives i terrenys marginals. Agencia catalana de l'aigua IV. Pp. Cataluña – España. Pp. 114
- Alcañiz, J. 2003. Utilización de de lodos de depuradoras urbanas en la restuaración de canteras. En Barrea *et al* (Ed). Memorias Curso internacional de restuaración ecológica de canteras y uso de Biosolidos.
- Alcañiz, J; Ortíz, O; Comellas, L; Pujolá, M. y E. Sierra. 1998. Utilización de lodos de depuración en la rehabilitación de suelos de canteras. *Ingeopres*. Vol 59. Pp 34.
- Amezcuita, C. 2002. Evaluación del uso del biosólido de la Planta El Salitre como sustrato en procesos de recuperación de suelos y revegetalización en la Cantera La Fiscala. Ingeniero Ambiental. Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá. Pp 85.
- Andrés, P. 2009. La Restauración ecológica: objetivos y aspectos generales en Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Andres, P. y J. Alcañiz, 2009. Restauración de minería con fangos de depuradora: la experiencia catalana. En Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Arcak, S. Karaca, A. y K. Haktanir. 2000. Investigations on sewage sludge: chemical composition and effects on some chemical properties of soil. Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ankara. Pp 63.

- Arias, M. 2005. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono (Cantera Soratama, Localidad de Usaquén-Distrito Capital). Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Autor anónimo, Empresa de Agua y Alcantarillado de Bogotá. 2006. Evaluación Del Comportamiento De Indicadores De Contaminación Fecal (Coliformes Fecales, Fagos Somáticos Y Huevos De Helminto) En Mezclas de Biosólido y suelo utilizadas para el cultivo de pasto Ryegrass. Departamento de Microbiología Pontificia Universidad Javeriana. 123 p.
- Autor anónimo, Ministerio de Ambiente, vivienda y desarrollo territorial. 1998. Guía ambiental para actividades del subsector materiales de construcción – canteras fase de explotación.
- Autor anónimo, Personería Distrital de Bogotá. 2008. Informe sobre la situación actual de la minería en el Distrito Capital. Divulgación pública.
- Autor anónimo, Secretaría distrital de ambiente Corporación suna Hisca. 2003. Caracterización ecológica de los suelos del Parque Ecologico Distrital Entrenubes. Bogotá D.C. Pp. 87.
- Autor anónimo, Secretaría Distrital de Ambiente. 2007. Aula ambiental Soratama. Bogotá D.C. Pp. 150.
- Barrera J. I. y C. Valdez. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de Áreas Disturbadas en Colombia. Universitas Scientiarum, Vol. 12. Pp 24.
- Barrera, J. I. y Ríos, F. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración. Investigadores subdirección científica, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá.
- Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Arias, M; Guacaneme; Granados, A. y A. Ochoa. 2008. Experiencia piloto de restauración ecológica en la cantera Soratama, mediante el uso de biosólidos como enmienda orgánica. Experiencias de Restauración Ecológica en Colombia. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
- Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. 2009. La investigación con Biosólidos, como enmienda orgánica, en áreas afectadas por minería a cielo abierto. Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Barrera, J.I. 2009. Barreras al Restablecimiento natural y a la restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. En Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A.,

- Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Bazzaz, F. 1979. The physiological ecology of plant succession. Ecology and systematics. Vo. 10. Pp. 351-371.
 - Beeby, A. 1993. Aplaying Ecology. Pp. 248.
 - Begon, M, Harpler, J.M; Townsend, C.R. 1999. Ecology. Blackwell science publishing.
 - Bendfeldt, E., Burger, J. y W. Daniels. 2001. Quality of amended mine soils after Sixteen years. Soil science society of America Journal. Vol 65. Pp. 1736 -1744.
 - Bengson, S. 2000. Reclamation of copper tailings in arizona utilizing biosolids. Mining, Forest and Land Restoration Symposium and Workshop.
 - Block, W., Frankilin, A. Ward, J. y G. White. 2001. Desing and implementation of monitoring studies to evualate the success of ecological restoration on wildlife. Restoration ecology. Vol 9. Pp. 292-303.
 - Borgegard, S. y H. Rydin. 1989. Utilization of waste products and inorganic fertilizer in the restoration of iron-mine tailings. Journal of applied Ecology. Vol 26. Pp 1083 - 1088.
 - Bradshaw, A. 1997. Restoration of mine lands using natural processes. Ecological engineering. Vol 8. Pp. 225-269.
 - Brooks R. 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International. Pp 380.
 - Brown, S. Chaney, R. Springer y H, Comptom. Soil remediation using biosolids: soil, plants, animal pathway. Biocicle. Vol 43. Pp. 41-44.
 - Burbano, H. 1989. El suelo: Una visión sobre sus componentes biorgánicos. Colombia. Pp 447.
 - Cairns, J. 2000. Setting ecological restoration goals for technical ferasibility and scientific validity. Ecological engineering. Vol 15. Pp. 171-180.
 - Calle, Z. 1999. Germinación y crecimiento de Arboloco *Montanoa quadrangularis*. En suelos degradados mediante pastoreo de cerdos y remoción manual de pastos. Agroforestería para la producción animal sostenible. CIPAV Colombia. Pp. 46.
 - Campos, C. 2009. Evaluación del riesgo sanitario por el uso de biosólidos en experiencias piloto de la restauración ecológica de areas afectadas por minería a cielo abierto. En Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.

- Castro, J. 2005. Estudio preliminar de la aplicación de biosólidos en suelos para el control de erosión y estabilización de taludes. Ingeniero Ambiental. Universidad de los Andes, Bogota D.C. Pp. 112.
- Clements, F. 1916. Plant Succession. Carnegie Institute Washington. Washington, D.C.
- Connell, J. y R. Slatyer. 1977. Mechanimsn of succession in natural communities and their role in comunitystability and organization. Th american naturalist. Vol 11. Pp. 119-1144.
- Connors, J. y R. Lomiis. 2004. Ecología de cultivos. Primera Edición. Editorial Mundiprensa. Ciudad Federal de Mexico, Mexico. Pp. 353.
- Correa, A. 2000. Situación actual de la explotación de canteras en el Distrito Capital. Revista Ingeniería e Investigación. Vol. 46. Pp. 45-55.
- Cortés, S. 2003. Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía Chía (Cundinamarca, Colombia). Caldasia. Vol. 25 Pp. 127-137.
- Crawley, L. 1997. Plant Ecology. Segunda Edición. Blackwell Plublishing. United Kindong. Pp 639.
- Cuevas B., Seguel, S., Ellies S. y F. Dörner. 1996. Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. Journal Soil Sience. Plant. Nutr. Vol 6. Pp. 1-12.
- Currey, V. y S. Angle. 2003. Biosolids application to soybeans and effects on input and output of nitrogen. Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol 97. Pp 345–351.
- Dagoz, M. y M. Morales. 2003. Tratado de Ecología. Segunda Edicion. Ediciones Mundiprensa. Madrid, España. Pp. 587.
- Daguer, J. 2003. Gestion de biosólidos de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) El Salitre. Curso Internacional de Restauración Ecológica de Canteras y Uso De Biosólidos.
- Domene, X. 2009. La importancia de los test de ecotoxicidad en la aplicación de biosólidos como enmienda orgánica En Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Domingo, O. 2004. Recuperación de espacios degradados. Editorial Mundiprensa. Madrid, España. Pp. 576.
- Fierro, J. 2009. El agua y su relación con el componente geosférico en la sabana de Bogotá: Implicaciones para la conceptualización de la posibilidad de restauración ecológica de canteras. En Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y

- Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Florentine, S. y M. Westbrooke. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands do we know enough. *Journal for Nature Conservation*. Vol 12. Pp. 85-94.
 - Fortin, M., Rochette, P. y E. Pattey. 1996. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Science*. Vol 60. Pp. 1541-1547.
 - Foth, H. 1986. Los suelos y la nutrición mineral de las plantas. Calcio y Magnesio. *Fundamentos de la ciencia del suelo*. Vol. 12. Pp. 318.
 - Garavito, F. 1979. Propiedades químicas de los suelos. 2ª edición. Instituto Geográfico "Agustín Codazzi" Editores. Bogotá, D.C. Pp. 321.
 - Garcia, N., Vargas, O. y Y. Figueroa. 2006. Los cerros orientales y su flora. *Acueducto de Bogotá sus reservas y su gestión ambiental*. EAAB. Pp. 147.
 - García, U., Lastra, C. y m. Medina. 2006. Estudio de gramíneas y herbáceas en Colombia. *Veinte novedades corológicas*. Caldasia. Vol. 27. Pp. 131-145.
 - Giraldo, D. 2004. Novedades agrostológicas (Poaceae) para Colombia, Mexico y Venezuela. *Caldasia*. Vol 26. Pp 315 – 322.
 - Gleason, 1926. The individualistic of the plant association. *Bull. Torrey Bot*. Vol 53. Pp.1–20.
 - Gómez, A. 1997. Estudio del impacto ambiental sobre los componentes hidrosferico, atmosferico, socioeconomico y cultural de las explotaciones mineras a cielo abierto zona sur de Bogotá. *Ecologo*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
 - Gómez, R. Moral, J. Navarro, J. García, T. y J. Mataix. 1994. Efecto fertilizante NPK de un lodo de depuradora. I Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. División de Agronomía, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante. Pp. 152
 - Goodman, G. 1974. Ecology and the problems of rehabilitating wastes from mineral extraction. *Proceedings of the royal society of London Series A, mathematical and phisical Sciences*. Vol 339. Pp. 373-387.
 - Greenberg, J. 1999. Mechanisms of Sucesión and conservation consequences . *TropicalRainforest*. Vol 24. Pp. 1–6.
 - Grime, J. 1989. Estrategia de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. Editorial Limusa. Pp. 291
 - Guacaneme, S. y J. Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosolidos como enmienda organic en la recuperación de suelos disturbados por la actividad extractiva en la cantera Soratama. Localidad de Usme – Bogotá. *Universitas scientiarum*. Vol 12. Pp. 88-98.

- Guardiola, J. 1990. Fisiología vegetal. Primera Edición. Editorial. Murcia, España. Pp. 178.
- Guerra, P., Luna, M. y R. Barreto. 2004. Beneficial used of Biosolids as Organic fertilizers in arid and semiarid rangelands. Revista Tecnica pecuaria en Mexico. Vol 42. Pp. 379-395.
- Guillet, C. 1984. Technologies of graphs phytolitics and extraction of pollen for dense solutions. Polen and Spores. Vol 11. Pp. 141-145.
- Gutierrez, J. 2001. Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas de la IV región. Ediciones universidad Serena de Chile. Chile. Pp. 260.
- Hardej, M. y T. Ozimek, 2001. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Engineer Ecology. Vol 2. Pp. 02 -097
- Hassidoff , A. 1996. El efecto ambiental de las explotaciones mineras a cielo abierto sobre los componentes geosferico y biotico de la Sabana de Bogota (Zona Cerros Orientales). Ecologia. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
- Hernández, C., Chocano, J., Melgares de Aguilar *, D. González * y C. García. 2006. Incidencia de enmiendas orgánicas sobre la calidad del Suelo en ciruelo ecológico. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura.
- Hervas, J. 1999. Sucesiones anuales en comunidades herbaceas del norte de Jaen. Blancoana . Vol 16. Pp 26-38.
- Hobbs, R y f. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invation. Implications for conservation. Conservation Biology. Vol 6. Pp 324-337.
- Holl, K. Loik, M., Lin, E. y I. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. Restoration Ecology. Vol 8. Pp. 339-349.
- Hoobs, R. y L. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasión: implication forconservatio. Conservation Biology. Vol 6. Pp. 324-337.
- Jackson, M. 1964. Análisis químico de suelos. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. Pp. 662.
- Jorba, M. y R. Vallejo. 2008. La restauración ecológica en canteras: un caso con aplicación de enmiendas organicas y riesgos. Ecosistemas. Vol 17. Pp 119-132.
- Kızılkaya, R. y B. Bayraklı. 2004. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. Faculty of Agriculture, Department of Soil Science. Vol 39. Pp. 921-929.

- Köchy, M y S. Wilson. 2000. Competitive effects of shrubs and grasses in prairie. OIKOS. Vol 91. Pp. 385–395.
- Koenig, R y D. Miner. 2000. Land application of biosolids. Conservation agronomist, Department of agriculture, Natural resources conservation service. Arizona, U.S.A. Pp. 126.
- Landin, M. 1995. The role of the technology and engineering in wetland restoration and creation in Proceedings of the National Wetland Engineering Workshop. Ed Fischenich, J. Army Engineer Waterways Experiment station, Vicksburg, Mississippi.
- Larcher W. 1995. Physiological Plant Ecology. Tercera Edición. Springer Edición. Germany. Pp. 506.
- Lema, A. 2002. Inventarios forestales: estadística y planificación. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Pp: 221.
- Lopez, A. 2004. Sucesion vegetal secundaria, aspectos ecológicos y funcionales. Ciencias experimentales y Tecnología. Editorial DIKINSON S.L. Pp. 206.
- Luken, J. 1990. Directing Ecological Succession. Chapman and Hall, London, UK. Pp. 327.
- Marschke, R., Symons, M., Gibson, C., Fox, G. y R. Henry. 1994. Alpha-amylase/ subtilisin inhibitor levels in Australian barleys. Journal of Cereal Science. Vol 25. Pp. 261-266.
- Martínez, H., Fuentes, J. y H. Acevedo. 2008. Soil organic carbon and soil properties. R.C. Suelo Nutr. Veg. Vol. 8. Pp. 68-96.
- Martori, J. 2006. Análisis estadístico con SPSS para Windows. Segunda edición. Editorial Mac Graw Hill. Barcelona, España. Pp. 348.
- Mateasanz, S. y F. Valladeres. 2007. Plantas ruderales, una relacion milenaria de amor y odio que genera conocimiento, problemas y desafios. Ciencia y Tecnología. Vol 13. Pp. 15-18.
- Matteucci, S & Colman, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaria General de la Organización de los estados americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C. 168p.
- Mc Cook, J. 1994. Understanding ecological community *sucesión*.causal models and theories, a review. Vegetatio. Vol 110. Pp. 115-147.
- Mc Donald, G. 1995. Applying sludwe to agricultural lands. Water engineering and management. Vol 2. Pp. 145-150.

- Medina, P. 2007. Estudio de impacto ambiental dirigido al plan de manejo y de restauración en la cantera de “el santuario”, Ubicada en el municipio de la Calera – Cundinamarca. Ecóloga. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
- Mendoza, H. y B. Ramirez. 2000. Plantas con flores de la planada: guía ilustrada de familias y generos. Editorial Bon FES social, Instituto de Recursos Biologicos Alexander von Humboldt. Pp 24.
- Montoya, B., Preciado, L., y H. Sierra. 2009. Política de mejoramiento de la competitividad y productividad del sector minero. Sistema de Información Minero Colombiano SIMCO. Instituto Colombiano de Geología y Minería INGEOMINAS.
- Moreno – Peñaranda, R., Lloret, J. y M. Alcañíz. 2004. Effects of sewage sludge on plant community composition on restored on limestone Quarries. Restoration Ecology. Vol 120. Pp. 290-296.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la diversidad. M&T Manuales y tesis SEA. Vol 1. Mexico. Pp 82.
- Moreno, C. 2005. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en la microcuenca Santa Helena. Municipio de Suesca Cundinamarca. Biología. Pontificia Universidad Javeriana.
- Moreno, J. 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa. Pp. 570.
- Navarro, S. y G. Navarro. 2000. Química agrícola, el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Ediciones Mundi-Prensa. España. Pp. 488.
- Niering, A. 1987. Vegetation dynamics (succession and climax) in relation to plant community management. Conservation Biology. Vol 1 Pp. 287-295.
- Noble, I. y R. Stayler. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject of recurrent disturbances. Vegetatio. Vol 43. Pp. 5-21.
- O’Connor, G., Sarkar, D., Brinton, S., Elliott, H. y F. Martin. 2004. Phytoavailability of Biosolids Phosphorus. Journal of Environmental Quality. Vol 33. Pp 703–712.
- Ochoa, A. y J. Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosolidos sobre el desarrollo de la vegetacion en las primeras etapas sucesionales, en la cantera soratama, localidad de Usaquen, Bogota D.C. Universitas Sciencitarum. Vol 12. Pp 52-57.
- Ogle, R. Y f. Redente. 1988. Plant Succession on Surface Mined Lands in the West. Rangelands. Vol 10. Pp. 37-42.
- Olivares E. 1999. Nutrientes y metales en *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray. Asteraceae. Agroforestería para la producción animal sostenible. Memorias. Primer

- Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Animal Sostenible y VI Seminario Internacional sobre Sistemas Agropecuarios Sostenibles, Cali.
- Osorio, O. 2009. Ordenamiento de la actividad minera y restauración de canteras en Bogotá, D.C. Barrera, J.I, Arias, M., Alvarez, A., Ochoa, A., Granados, A. y Guacaneme, S. (Ed). Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
 - Palmer, M., Ambrose, R. y R. Leroyf Ecological theory and community. Restoration ecology. Vol 5. Pp. 291-300.
 - Panagopoulos, T. y A. Hatzistathis. 1995. The role of forest topsoil and sewage sludge in reclamation of strip-mined land in Ptolemaida. Ecosystems and sustainable development. Vol 21. Pp. 13-17.
 - Parker, T. y C. Grant. 2001. Effect of biosolids application on the establishment of native and exotic grasses on three substrates used in open-cut coal mine rehabilitation in the Hunter Valley, New South Wales. Australian asosiation of natural resourses management. Vol 4 Pp. 2-7.
 - Parra, J. 1999. Guia ilustrada de los briofitos del Parque Arvi (Piedras Blancas). Corantioquia. Pp. 123
 - Philips, C. 1994, Utilisation of Sewage sludge for minesite rehabilitation - The Rixs Creek trial. Australian Journal of soil research. Vol 38. Pp. 465-478.
 - Picket, S y White, P. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics and introduction. Academic Press. San Diego. Pp 472.
 - Porta, J. y M. López. 1993. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundiprensa. Madrid España. Pp. 849.
 - Ramirez, C., San Martin, C. y J. San Martin. 1990. La flora de las Dunas Chilenas y sus adaptaciones morfológicas. Bosque. Vol 13. Pp. 29-41.
 - Rangel, J. y A. Velázquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. En Rangel, J. Lowy, P. y M. Aguilar (Ed). Colombia: Diversidad Biótica II. Editorial Guadalupe Ltda.
 - Raynal, D. y F. Bazzas. 1975. Interference of Winter annuals with *Ambrosia artemisiifolia* in early successional fields. Ecology Vol 56. Pp. 35-49.
 - Rechcigl, J. 1998. Using Biosolids To Fertilize Ryegrass. The Florida Cattleman And Livestock Journal. Vol 14. Pp. 24-31.
 - Rosa, B., Bianco, C., Mercado, S. y E. Escappini. 2005. Poaceas de San Luis. Distribucion e importancia económica. Primera edición. Nueva editorial Universitaria. San Luis , Argentina. Pp 154.

- Rosenfeld, A., Sweeting, A. y P. Clark. 2000 Lightening the Lode. A Guide to Responsible Large-scale Mining. Conservation International. Pp. 117
- Rozo, N. 2007. Efecto de la aplicación de mezclas de biosólidos y estériles sobre las primeras etapas de la sucesión en la antigua arenera Juan Rey, Bogotá - DC. Ecologo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C.
- Salisbury, J. 2001. Fisiología vegetal. Segunda Edición. Editorial Iberoamericana. España. Pp. 759.
- Sanchez, M., Mondini, M., De Nobili, L., Leitab, A. y K. Roig. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. Waste Management. Vol 24. Pp 325-332.
- Skousen, J. y C. Clinger. 1993. Sewage sludge land application program in west Virginia. Journal of soils and wáter conservation. Vol 48. Pp. 145-151.
- Society for Ecological Restoration International Science y Police Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International.
- Sort, X. y M. Alcañiz. Contribution of sewage sludge to erosion control in rehabilitation of limestone quarries. Land degradation and development. Vol 7. Pp. 69-76.
- Sullivan, J. 1998. Fertilizing with biosolids. Journal of environmental quality. Vol 47. Pp. 927-929.
- Temperton, V. y N. Hobbs. 2004. Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theorist and practice. Society for Ecological Restoration International. Island Press. USA.
- Thompson, L. 1974. El suelo y su fertilidad. Tercera edición. Editorial Reverte. Nueva York. Pp. 407.
- Tilman, D y S. Pacala. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Species Diversity in Ecological Communities en Historical and Geographical Perspectives. Robert E. Ricklefs & Dolph Schulters, eds. The University of Chicago Press. Vol 1. Pp. 13 – 25.
- Tingo, G. 1999. Experiencias agroecológicas y pecuarias. Maracaibo. Ediciones Abya-Yala. Pp. 60.
- Vander Hammer, T., Gary, F., Roselli, L, Chisacá, M., Camargo, G., Guillot, G. y D. Rivera. 2008. Protocolo de recuperacion y rehabilitacion ecologica de humedales en centros urbanos. Secretaria Distrital de Ambiente Edicion Editorial. Bogotá, D.C. Pp. 295.

- Varela, S., Gobbi, M., y F. Laos. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. Ecology Austral, Vol.16. Pp. 63-78.
- Wild, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. Pp. 1045.
- Willey, N., Tang, S. (2006) Some effects of nitrogen nutrition on caesium uptake and translocation by species in the Poaceae, Asteraceae and Caryophyllidae. Environmental and Experimental Botany. Vol 58. Pp. 114-122.
- Wilson, S.; R. Duarte y K. Jones. 1996. Seecrong the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils. The science of the total environmental. Vol 185. Pp. 45-57.
- Wong, J., Lai, K., Fang, M. y K Ma. 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. Environment International. Vol 24. Pp. 935-943.
- Zimmerman, A., Pascarella, J. y T. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology. Vol 8. Pp. 350-360.

10. ANEXOS

Anexo 1. Formato para toma de datos de vegetación rasante y herbácea

FORMATO PARA VEGETACIÓN RASANTE Y HERBÁCEA						
Proyecto:						
Fecha:				Colectores:		
Bloque	Tratamiento	Cuadrante	Morfo	Alt. Total	% cobertura	Características generales

Anexo 2. Formato para toma de datos de vegetación arbustiva

FORMATO PARA VEGETACIÓN ARBUSTIVA							
Proyecto:							
Fecha:				Colectores:			
Tratamiento	Morfo	Alt. Total	Alt. 1 rama	Diam. mayor	Diam. Menor	CAP	Características generales

ANEXO 3. Fotografías de las especies vegetales encontrada en el estudio



Morfo 1. *Baccharis latifolia*



Mofor 2. *Cirsium echinatum*



Mofor 3. *Lepechinea sp.*



Morfo 4. *Rumex crispus*



Morfo 5. *Rubus sp.*



Morfo 6. *Verbena sp.*



Morfo 7. *Sonchus oleraceus*



Morfo 8. *Holcus lanatus*



Morfo 9. *Pennisetum clandestinum*



Morfo 10. *Phytolacca bogotensis*



Morfo 11. *Taraxacum officinale*



Morfo 12. *Hypochaeris radicata*



Morfo 13. *Galium hypocarpium*



Mofa 14. *Senecio magadascarensis*



Morfo 15. *Dicranium sp.*



Morfo 16. *Rumex acetosella*



Morfo 17. *Anthosanthum magadascarensis*



Morfo 18. *Oxalis medicaginea*



Morfo 19. *Gnaphalium* sp.



Morfo 20. *Oxalis corniculata*



Morfo 21. *Ageratina gracilis*



Morfo 22. *Trifolium repens*



Morfo 23. *Polytrichum commune*



Morfo 24. *Juncus effusus*



Morfo 25. *Digitalis purpurea*



Morfo 26. *Physalis peruviana*



Morfo 27. *Muehlenbeckia tamnifolia*



Morfo 28. *Lachemilla orbiculata*



Morfo 29. *Brachipodium mexicanum*



Morfo 30. *Achyrocline sp.*



Morfo 31 *Acaena elongata*



Morfo 32. *Gamochaeta americana*

Anexo No 4. Tratamientos Muestreados en la Antigua arenera Juan Rey. A) Tratamiento 1, B) Tratamiento 2, C) Tratamiento 3, D) Tratamiento 5 y E) Control.

A.



Parcela 4



Parcela 8



Parcela 18

B.



Parcela 5



Parcela 12



Parcela 15

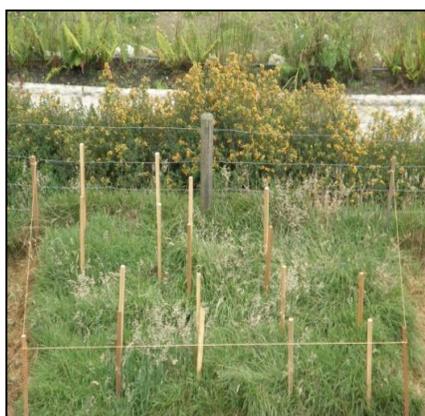
C.



Parcela 2



Parcela 10



Parcela 13

D.



Parcela 6



Parcela 11



Parcela 14

E.



Parcela 1



Parcela 9



Parcela 19

F.



Parcela 7



Parcela 3



Parcela 17