

NOTA DE ADVERTENCIA

"La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus tesis de grado. Solo velará porque 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 se vea en ella el anhelo de buscar la verdad y la justicia".

Artículo 23 de la Resolución No13 de julio de 1946

AGRADECIMIENTOS

A mis padres que siempre me escucharon y aconsejaron en los momentos más difíciles, pero sobretodo, por creer en mí y apoyarme incondicionalmente en todo el proceso.

A mi hermana Laura Betancur, por estar ahí siempre, por sus consejos, ayuda y por darme fuerza siempre que la he necesitado.

A mis amigos Alejandra, Carolina, Dana, Ángela, Juliana, Nataly, Katherine, Pilar, Karen, Jennifer, Laura, Juan S, Juan D, Guillermo y Felipe por todo lo que me han enseñado y por estar conmigo durante este proceso.

A mi Director, José Ignacio Barrera por la dirección y asesoría en este trabajo.

A Carolina Moreno y Sandra Contreras por su orientación, paciencia, asesoría y conocimiento durante el desarrollo de este trabajo.

A Nicolás Gutiérrez y Ana María Guevara por su ayuda en la fase de campo.

A mi Jurado, Jorge Jácome por su asesoría durante el planteamiento de este trabajo y su conocimiento.

A la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana por permitirme desarrollar este trabajo y a sus integrantes por su ayuda y retroalimentación.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	13
1. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	13
2. REFERENTES CONCEPTUALES	16
2.1. Teoría del disturbio	16
2.2. Restauración ecológica	17
2.3. Evaluación y seguimiento	18
2.4. Nucleación como estrategia de restauración.....	19
2.5. Sucesión vegetal	20
2.5.1. Etapas de la sucesión	22
2.5.2. Tipos de sucesión	22
3. Bosque altoandino	23
4. Características de las especies plantadas en los núcleos	25
4.1. Chuque (<i>Viburnum tryphillum</i>)	25
4.2. Arboloco (<i>Smalanthus pyramidalis</i>)	25
4.3. Arrayán (<i>Myrcianthes leucoxylo</i>)	26
4.4. Encenillo (<i>Weinmannia tomentosa</i>)	26
4.5. Laurel hojipequeño (<i>Morella parvifolia</i>)	26
5. OBJETIVOS.....	27
5.1. GENERAL.....	27
5.2. ESPECIFICOS.....	27
6. MÉTODOS.....	27
6.1. Área de estudio	27

6.2. Núcleos de vegetación (previamente establecidos)	28
6.3. Toma de datos en campo.....	31
6.4. Especies asociadas a la plantación.....	31
6.4.1. Estructura.....	31
6.4.2. Composición	32
6.4.3. Atributos vitales.....	32
6.4.3.1. Habito.....	32
6.4.3.2. Ciclos de vida	32
6.4.3.3. Forma de dispersión.....	32
6.4.3.4. Invasibilidad.....	32
6.4.4. Índices de diversidad	32
6.4.4.1. Índice de diversidad de Shannon- Wiener:.....	32
6.4.4.2. Índice de Uniformidad de Pielou.....	33
6.4.4.3. Índice se Simpson.....	33
6.4.4.4. Disimilaridad de Bray-Curtis.....	33
6.5. Especies plantadas	33
6.4.2.1. Área basal.....	34
7. RESULTADOS	35
7.1. Especies asociadas a la plantación.....	35
7.1.1. Composición florística	35
7.1.2.. Estructura de la vegetación	37
7.1.2.1. Distribución de alturas.....	37

7.1.2.2. Estratificación	37
7.1.3. Cobertura	37
7.1.4. Atributos vitales.....	39
7.1.5. Frecuencia	39
7.1.6. Índices de diversidad.....	40
7.2 Especies plantadas.....	42
7.2.1. Mortalidad.....	42
7.2.2.Promedio y desviación estándar	43
7.2.2.1. Altura de los individuos plantados.....	43
7.2.2.2. Cobertura.....	44
7.2.2.3. Área basal.....	45
7.2.2.4. Rebrotos.....	45
8. DISCUSIÓN	46
9. CONCLUSIONES.....	52
10. RECOMENDACIONES.....	53
11. BIBLIOGRAFÍA.....	55
12. ANEXOS.....	65

LISTA DE FIGURAS Y TABLAS DENTRO DEL TEXTO

Figura 1: Núcleos de vegetación nativa implementados en el Parque Forestal Embalse del Neusa. Tomado de Contreras (2011), modificado por Betancur(2011).....	30
Figura 2 : Método para calcular la cobertura según Rangel & Velásquez (1997).	34
Figura 3: Distribución de especies de las familias de dicotiledóneas encontradas en los núcleos de vegetación.....	35
Figura 4: Número de especies por núcleo.....	36
Figura 5: Porcentaje de cobertura por estrato (arbustivo, herbáceo y rasante) y suelo y restos de madera.....	38
Figura 6: Porcentaje de cobertura por estratos en los núcleos.....	38
Figura 7: Especies que presentaron el mayor porcentaje de frecuencia en todos los núcleos.	40
Figura 8: Valores de diversidad, abundancia y equidad para cada núcleo.....	41
Figura 9: Diagrama de disimilaridad de Bray-Curtis de las unidades de cobertura.	42
Tabla 1: Especies y número de individuos plantados en los núcleos de vegetación. Tomado de Contreras (2011), modificado por Betancur (2011).....	30
Tabla 2: Número de individuos plantados y muertos por especie en los núcleos de vegetación.	43
Tabla 3: Número de individuos por especie, altura promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.	44
Tabla 4: Número de individuos por especie, cobertura promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.....	44
Tabla 5: Número de individuos por especie, área basal promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.	45
Tabla 5: Número de individuos por especie con rebrotes.....	46

Tabla 7: Correspondencia entre los números de núcleos utilizados en el presente estudio y los números de núcleos utilizados en el proyecto.....53

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Localización del Parque Forestal Embalse del Neusa	65
Anexo 2: Núcleos de vegetación nativa ubicados en el área de estudio.....	66
Anexo 3: Individuos plantados en los núcleos de vegetación.....	67
Anexo 4: a. Etiqueta en papel foi en un individuos de <i>Baccharis latifolia</i> . b. Código de la etiqueta indicando el numero del núcleo, código del individuo y número del individuo.	68
Anexo 5: Distribución de los transectos e intervalos en los núcleos de vegetación.	69
Anexo 6: a. Medición de la altura total para las especies plantadas. b. Medición del diámetro mayor y menor para las especies plantadas....	70
Anexo 7: Número de especies en las familias mas dominates registradas en los núcleos de vegetación.	71
Anexo 8: Distribución de altura por intervalos de los núcleos de vegetación.....	72
Anexo 9: Porcentaje de cobertura por estrato (arbustivo, herbáceo y rasante) y suelo y restos de madera.	72
Anexo 10: Porcentaje de cobertura por estratos en los núcleos.....	73
Anexo 11: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 1.	74
Anexo 12: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 2.	75
Anexo 13: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 3.	76
Anexo 14: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 4.	77
Anexo 15: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 5.	78
Anexo 16: Especies que presentaron el mayor porcentaje de cobertura en cada estrato para el Núcleo 6.	79
Anexo 17: a. Porcentaje de especies por método de dispersión: anemócora, hidrócora, antropocora, zoocora. b. Porcentaje de especies por ciclo de vida: anual, bianual, perenne. c. Porcentaje de especies por habito: herbáceas, gramíneas, arbusto. d. Porcentaje de especies nativas, exóticas, e invasiva, exótica naturalizada y exóticas. ..	80
Anexo 18: Especies que presentaron el mayor porcentaje de frecuencia. a. Núcleo 1. b. Núcleo 2. c. Núcleo 3. d. Núcleo 4.	81

Anexo 19: Especies que presentaron el mayor porcentaje de frecuencia. a. Núcleo 5. b. Núcleo 6.....	82
Anexo 20: Mapas de anomalías de temperatura mínima mensual (°C). a. Octubre 2011. b. Diciembre 2011.	83
Anexo 21: Mapas de anomalías de temperatura mínima mensual (°C). a. Enero 2012. b. Febrero 2012.	84
Anexo 22: Herbivoría en dos individuos de la especie <i>Smalanthus pyramidalis</i>	85
Anexo 23: Formato de registro de datos para las especies plantadas propuesto por las biólogas Sandra Contreras y Carolina Moreno.....	86
Anexo 24 : Formato de registro de datos para especies asociadas propuesto por las biólogas Sandra Contreras y Carolina Moreno.	87
Anexo 25: Listado de familias, géneros y especies encontrados en los núcleos de vegetación	88
Anexo 26: Listado de familias encontradas en los núcleos de vegetación	91
Anexo 27: Atributos vitales de la vegetación asociada a la plantación	92
Anexo 28: Número de individuos por especie, promedio de altura (cm), desviación estándar de la vegetación plantada.	95
Anexo 29: Número de individuos por especie, promedio de cobertura, desviación estándar de la vegetación plantada.....	97
Anexo 30: Número de individuos por especie, promedio de área basal, desviación estándar de la vegetación plantada.	99

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN PRESENTE EN NÚCLEOS DE VEGETACIÓN ESTABLECIDOS COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN EN EL PARQUE FORESTAL EMBALSE DEL NEUSA, CUNDINAMARCA, COLOMBIA.

RESUMEN

El deterioro, cambio y destrucción de los sistemas presentes en el Parque Forestal Embalse del Neusa ha llevado a éste a una pérdida de la diversidad y riqueza de la vegetación. Como una respuesta al aprovechamiento forestal de las plantaciones de *Pinus patula* a los alrededores del Parque Forestal Embalse del Neusa se realizaron plantaciones usando 6 especies nativas *Smallanthus pyramidalis* (Arboloco); *Baccharis latifolia* (Chilco); *Morella parvifolia* (Laurel hojipequeño); *Myrcianthes leucoxylla* (Arrayan); *Viburnum tryphillum* (Chuque) y *Weinmania tomentosa* (Encenillo) que fueron dispuestas en 7 franjas en una parcela de 17m x 17m, donde cada individuo se encontraba separado a una distancia de 2,8 m. De esta forma se establecieron 6 parcelas con dichas especies plantadas, que constituyeron los núcleos de vegetación dentro de la nucleación como la estrategia de restauración implementada en dicho proyecto.

En estos núcleos se evaluó el estado de vegetación asociada en términos de estructura, cobertura y atributos vitales y el estado de la vegetación plantada en términos de estructura y cobertura. Los resultados dejan ver que con respecto a la vegetación asociada las familias más dominantes fueron Asteraceae y Poaceae, cuyos representantes tuvieron los porcentajes de altura, cobertura y frecuencia más altos. Los atributos vitales más representativos fueron dispersión anemócora, ciclo de vida perenne y especies nativas. Para las especies plantadas, *Smallanthus pyramidalis* presentó el mayor número de individuos muertos, mientras que *Viburnum tryphillum* no reportó ningún individuo muerto.

1. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Colombia es considerado como uno de los 12 países megadiversos del mundo (MAVDT, 2009) debido a sus características geofisiológicas y fisiográficas. Presenta

biomas que van desde páramos, bosques andinos, selvas húmedas tropicales, bosques secos, humedales y sabanas áridas (MAVDT, 2009; FAAE, 2008)

Sin embargo, estos biomas han sido dañados, degradados o destruidos por causa de disturbios naturales o antrópicos (Brown & Lugo, 1994; SER, 2004; MAVDT, 2009 ; Sechrest & Brooks, 2002).

El deterioro de estos sistemas conllevan a la pérdida de servicios ecosistémicos porque se pierde la capacidad de regeneración, razón por la cual se deben implementar estrategias de restauración ecológica cuyo objetivo consiste en asistir ecosistemas que han sido dañados, degradados o destruidos restaurando así su estructura y función (SER, 2004; Primack ,1998 ; Barrera et al, 2009; Barrera et al, 2007).

En el caso del Parque Forestal Embalse del Neusa, los ecosistemas naturales han sufrido múltiples disturbios, pues sus terrenos fueron inundados con el fin de construir el embalse que abastecería de agua a los acueductos de Bogotá, Zipaquirá y pueblos vecinos. Los terrenos que ocupó el embalse correspondían a haciendas que eran utilizadas para la ganadería y cultivo de papa, por lo cual los terrenos de inundación eran en su mayoría terrenos limpios, con pastos, cultivos o rastrojo y bosque natural de galería (García, 1998; IFCA YA, 1990). Posteriormente un técnico forestal motivó a los encargados del embalse sobre la necesidad de plantar árboles, con el fin de conservar esta zona protegiéndola contra la erosión y sedimentación, razón por la cual se estableció una plantación forestal (García, 1998; IFCA YA, 1990).

Sin embargo las plantaciones forestales han generado controversia por sus efectos ambientales sobre los componentes suelo, agua y fauna, teniendo en cuenta que en el momento de establecerlas no se tuvo en cuenta cuales serían los impactos ambientales y ecológicos sobre los ecosistemas nativos que fueron eliminados y reemplazados por plantaciones (Contratos,2009). Hoy en día se sabe que este tipo de plantaciones tienen impactos negativos sobre la biodiversidad, puesto que las especies que se relacionan con estos sistemas son muy pocas generando pérdida de diversidad (Contratos,2009; Gamboa et al, 2010; Huber et al; 2010).

A causa de los efectos de las plantaciones, se ha replanteando el esquema tradicional de reforestación como causa del movimiento mundial y nacional en temas ambientales, dándole paso a los procesos de restauración biológica como una alternativa que tiene en cuenta la importancia de la diversidad biológica y las relaciones ecológicas (Contratos,2009).

En este orden de ideas, Colombia firma el convenio de diversidad biológica (1992) por medio del cual los estados están obligados a rehabilitar y restaurar ecosistemas degradados, razón por la cual, el Parque Forestal Embalse del Neusa esta incluido en un proyecto de restauración cuyos objetivos son fomentar el desarrollo de ecoturismo y educación ambiental con criterios de conservación de escenarios naturales, empleo verde y aumento y protección de cobertura boscosa (Contratos,2009).

Siguiendo dicho proyecto, las plantaciones forestales están siendo taladas, de acuerdo con el proyecto de restauración que se lleva a cabo en la zona, estas plantaciones ya han cumplido su ciclo biológico y la función ecológica prestada es mínima, al igual que sus servicios ambientales generando impactos negativos (Contratos,2009). El proyecto tiene como fin restablecer ecosistemas de bosque altoandino propios de esta región que se caracterizan por presentar una amplia gama de condiciones ambientales, físicas y geográficas que hacen que sean ecosistemas con gran oferta de servicios ambientales como la regulación de caudales, hábitats de fauna y protección contra la erosión entre otros (Tobón, 2009). Por otro lado, se distingue por su alta diversidad biológica siendo característicos de este ecosistema árboles como el raque, encenillo, aliso y sietecueros entre otros (PNN, 2011).

Como una alternativa a las plantaciones forestales tradicionales, la Escuela de Restauración Ecológica en cabeza de la bióloga Sandra Contreras y el doctor José Ignacio Barrera establecieron núcleos con especies nativas (encenillo, chuque, arrayan, laurel hojipequeño, chilco y arboloco) bajo el fundamento de que las unidades de paisaje naturales están compuestas por fragmentos inmersos en matrices, las cuales representan núcleos de diversidad y funcionalidad donde ocurren todos los procesos ecológicos necesarios para la dinámica de las comunidades naturales, siendo así dichas especies plantadas favorecerán el establecimiento de otras especies (Reis et al, 2010).

La nucleación se basa en la capacidad de algunos organismos vegetales de formar microhabitats que dan como resultado una mejoría en las condiciones ambientales razón por la cual llegan otros organismos formando núcleos de biodiversidad (Yarranton y Morrison, 1974; Reis et al , 2010).

Sin embargo, existen diferentes factores que impiden la formación del bosque altoandino denominados factores limitantes y tensionantes. Para este caso serían las plántulas de pino y otras exóticas invasoras (Barrera el al , 2010; Barrera et al, 2007).

De acuerdo con esto, en los proyectos de restauración es de vital importancia evaluar y seguir los cambios que se presentan en los sistemas después de haberse implementado técnicas y estrategias, en este caso los núcleos. La evaluación tiene como objetivo verificar el cumplimiento de las metas y objetivos planteados a corto, mediano y largo plazo mediante la valoración del estado del sistema restaurado en un instante de tiempo, utilizando estos datos para el seguimiento de los proyectos, que se refiere al análisis de la información obtenida en las evaluaciones a lo largo del tiempo (Prado-Castillo et al. 2005; Gil, 2010; Salamanca, 2010; Barreta et al, 2010). Mediante el conocimiento de composición y estructura de la vegetación se tendrá información que indicará el estado sucesional de los núcleos y su posible dirección, por lo tanto permitirá tomar decisiones claves que constituyen con el conocimiento para la implementación de estas estrategias en otras áreas disturbadas.

2. REFERENTES CONCEPTUALES

2.1. Teoría del disturbio

Un disturbio, se define como un evento discreto que rompe la estructura y función de un sistema, generando entonces un área disturbada (Barrera & Valdez, 2007). Los disturbios pueden clasificarse como naturales y antrópicos. Los antrópicos, que son los que nos conciernen en este estudio, consisten en actividades tales como tala rasa y selectiva, incendios, descargas orgánicas e inorgánicas, uso pecuario, uso agrícola y minería entre otros (Barrera et al, 2010, Barrera & Valdez, 2007).

Por otro lado, los sistemas en las fases de su desarrollo hasta llegar a su estado sucesional son afectados por factores limitantes y tensionantes, los limitantes son

propios del sistema e impiden o dificultan el desarrollo del sistema, mientras que los tensionantes son estímulos externos que pueden afectar el desarrollo de un sistema (Brown y Lugo ,1994).

Cada sitio tiene su propia historia de disturbios los cuales han afectado su dinámica. La reconstrucción de dicha historia es importante, puesto que considerar los disturbios en los procesos de restauración permite tomar las mejores decisiones a la hora de implementar una estrategia de restauración (Barrera et al, 2010).

El total y frecuencia de disturbios que pudieron haber afectado un sistema se conoce como régimen de disturbio, en el cual se tiene en cuenta cual fue el tipo de disturbio; las características espaciales del sitio donde ocurrió; la duración, la y por último, el sinergismo, es decir la asociación de varios disturbios (Barrera et al, 2010).

Por esta razón, teniendo en cuenta la historia del lugar donde se llevó a cabo el proyecto, existen diferentes tipos de disturbios; la tala rasa como disturbio antrópico elimina la cobertura vegetal produciendo gran cantidad de efectos negativos sobre el ecosistema, como la degradación del suelo, pérdida de diversidad y destrucción de hábitats (Barrera et al, 2010). Por otro lado, los factores limitantes son la ausencia o poca disponibilidad de nutrientes ya que el suelo es lavado por la ausencia de vegetación; cambios fuertes en la temperatura consecuencia de que la radiación solar entra directamente al suelo por la falta de vegetación y por último, la poca disponibilidad de hábitats para fauna. En cuanto a los factores tensionantes, estos son las fuertes lluvias, el viento y la dispersión de semillas de especies no deseadas

(Barrera et al, 2010; Barrera & Ríos, 2002).

2.2. Restauración ecológica

De acuerdo con la Sociedad internacional para la restauración ecológica (SER) (2004), la restauración ecológica se define como el proceso de asistir el restablecimiento de los ecosistemas cuando han sido dañados, degradados o destruidos como consecuencia de disturbios naturales o antrópicos, tomando como referencia los ecosistemas predisturbio (Barrera & Ríos, 2002; Barrera & Valdez, 2007). El ecosistema disturbado volvería a un

estado que sea lo más parecido a su estado natural, restableciendo su estructura y función (Barrera & Valdez, 2007).

Un ecosistema puede ser dañado, degradado o destruido a casua de los diferentes disturbios (Brown & Lugo, 1994).Se considera a un ecosistema dañado cuando ha perdido alguno de sus elementos fundamentales razón por la cual no puede funcionar de manera eficiente, se emplea el termino dañado en el caso de ecosistemas que han sido quemados o talados (Barrera et al, 2010). Por otro lado, se dice que un ecosistema ha sido degradado cuando ha perdido elementos fundamentales razón por la cual no pueden recuperarse de manera espontánea volviendo al estado predisturbio, en este caso, se utiliza este termino en los casos de ecosistemas que han sido utilizados para agricultura y ganadería. Por ultimo, un ecosistema se considera destruido cuando ha perdido todos sus elementos y ha perdido sus condiciones microclimáticas, en estos casos existe la posibilidad de que el ecosistema nunca vuelva a sus condiciones iniciales siendo mas probable que se genere un ecosistema totalmente diferente (Barrera & Valdez, 2007, Barrera et al, 2010).

2.3. Evaluación y seguimiento

Existen dos aspectos que son de gran importancia a la hora de formular proyectos de restauración; la evaluación y seguimiento, estos hacen parte de una serie de etapas sistemáticas que permiten medir el éxito del proyecto en función del progreso y las metas propuestas inicialmente en el corto, mediado y largo plazo (Barrera et al, 2010; Prado et al, 2005 en Salamaca,2010).

La evaluación y seguimiento de un proyecto son procesos diferentes pese que son considerados complementarios (Prado et al, 2005 en Salamaca,2010). La evaluación tiene que ver con la valoración del estado del sistema en un instante de tiempo como es el caso de este proyecto; mientras que el seguimiento consiste en evaluar el proceso de restauración utilizando los datos y análisis recopilados en las evaluaciones a lo largo del tiempo, de esta forma, en esta ultima se obtiene información sobre el estado de progreso y cumplimientos de las metas establecidas (Barrera et al, 2010; Prado et al, 2005 en Salamaca,2010).

Por otra parte, la evaluación y seguimiento permite realizar cambios que darán como resultado el éxito del proyecto, puesto que a diferencia de los proyectos de ecología de la restauración, en los cuales se busca responder la pregunta de investigación controlando la mayor cantidad posible de variables mediante un experimento, los proyectos de restauración no tienen como objetivo final responder específicamente la pregunta planteada, sino dar soluciones a las problemáticas del área disturbada mediante un plan de acción, el cual puede cambiar conforme se hacen evaluaciones y se evalúan sus metas (Barrera et al, 2010).

2.4. Nucleación como estrategia de restauración.

La nucleación fue formulada por Yarranton y Morrison (1974) tras demostrar que algunos organismos vegetales podían formar micro-hábitats, mejorando las condiciones ambientales de un sistema llevando al aumento de las probabilidades de que otras especies puedan llegar a ocupar este espacio (Reis et al, 2003). De esta forma, esta técnica de restauración se basa en que otros organismos se ven atraídos en un proceso de aceleración sucesional donde se irradia diversidad por toda el área (Bechara et al, 2006; Yarranton y Morrison, 1974; Correia et al, 2008).

En el trabajo de Yarranton y Morrison, (1974) las variaciones se daban por el establecimiento de grupos de plantas que posteriormente se ampliaban y unían haciendo que la escala del patrón aumentara hasta llegar a un máximo clímax, donde dichos parches de vegetación podrían representar diferentes etapas de madurez (Yarranton y Morrison, 1974, Bechara et al, 2006 ; Espindola et al, 2006; Calvi et al, 2006¹; Bechara et al, 2007; Tres et al, 2009; Holl et al, 2010, Reis et al, 2010).

De esta forma, la nucleación como técnica restauradora tiene como objetivo generar pequeños núcleos con el fin de llenar poco a poco aquellos espacios desocupados que se encuentran entre ellos (Espindola et al, 2006). De esta forma, dicho proceso representa una potencial integración de los paisajes que se encuentran fragmentados puesto que

¹ En el marco del II Taller de la Red CT Petro Amazonas en 2006

incrementa los procesos sucesionales formando una comunidad que se ajusta a las condiciones anteriores del sistema (Reis et al, 2003; Reis et al, 2010).

Dicha técnica de restauración se caracteriza por la aplicación de varias técnicas con efectos diferentes y particulares en los núcleos, en conjunto producen flujos naturales sobre el ambiente degradado manteniendo procesos clave que contribuyen en la recuperación de la complejidad de los sistemas naturales (Reis et al, 2003; Espindola et al, 2006). Para la aplicación de esta estrategia se busca ocupar una pequeña parte en una zona que va a ser restaurada, la cual debe corresponder a no mas del 5% lo cual quiere decir que el resto del área estará bajo influencia de los núcleos y sujeta a las condiciones de la sucesión secundaria resultante del conjunto de variables del área a restaurar (Reis et al, 2003; Espindola et al, 2006; Bechara et al, 2006; Bechara et al, 2007).

2.5. Sucesión vegetal

Clements (1916) citado en Barrera et al (2010), fue el primero en utilizar el término de sucesión, definiéndolo como el proceso por el cual una parcela de superficie terrestre es colonizada por diferentes especies vegetales, las cuales se van reemplazando (Salamanca & Camargo, 1993 en Salamanca, 2010; Lockwood, 2002; Greenberg, 1999; Lep et al, 1991).

En este orden de ideas, de acuerdo con Clements, las sucesiones tienen 6 pasos que finalizan con la estabilización del ecosistema. Siendo así, el primer paso la nudación, en la cual se crea un área desnuda; la migración que es característica por la llegada y establecimiento de propágulos; écesis donde se establecen los organismos; competencia en la cual las especies interactúan; reacción que consiste en la modificación o cambio en el hábitat y por ultimo, la etapa de equilibrio (Walker & del Moral, 2003; Barrera et al , 2010; Looockwood, 2002; Greenberg, 1999; Lep et al, 1991).

Sin embargo, muchos otros científicos al igual que Clements aportaron ideas para la definición de este concepto. Por ejemplo, Gleason (1926) en Odum, 2006 y Tansley (1935) en Odum, 2006 , plantearon diferentes definiciones, las cuales fueron unificadas posteriormente por Whittaker (1953) en Odum, 2006 , quien planteo que la vegetación

clímax cambia de manera continua con las variaciones que presenta el paisaje. Posteriormente, diferentes científicos aportaron nuevos elementos con el fin complementar la definición de sucesión, resaltando dentro de estos nuevos elementos la idea de que los atributos vitales de las especies, como lo son los métodos de arribo y persistencia, habilidad de entrar en una comunidad existente y crecimiento hasta la madurez inciden en el desarrollo de la sucesión (Noble y Slatyer, 1980, en Barrera, 2010; Greenberg, 1999).

De acuerdo con Odum (1965), la sucesión ecológica se define de acuerdo a tres parámetros, de los cuales, el primero es el proceso ordenado de cambios direccionales y predecibles de la comunidad; el segundo, es el resultante de la modificación del ambiente físico por la comunidad y por último, esta la culminación en el establecimiento de un ecosistema estable (Odum, 1965). Se puede decir que en la sucesión ecológica cada conjunto de organismos cambia el substrato físico y el microclima, generando así condiciones favorables para otros organismos (Odum, 1965).

Dicho de otra forma, la sucesión es definida como el “proceso a través del cual se reemplazan las especies y comunidades través del tiempo y en el espacio”² hasta que el sistema puede llegar a un estado de autorregulación o clímax debido a la complejidad que va ganando en el proceso (Barrera, 2010). Su importancia radica en que por medio de esto es posible entender los sistemas ecológicos después de un disturbio lo cual permite hacer generalizaciones que permiten explicar las diferencias en cada proceso (Walker & del Moral, 2003).

Siguiendo con este orden de ideas, una vez se da la sucesión y la modificación del lugar, como resultado de los procesos biológicos que allí ocurren se desarrolla un estado estable, donde las especies que se encuentran allí y el grado de estabilidad, dependen de la geografía, clima y substrato entre otros factores físicos (Odum, 1965; Odum,1972 Odum,1987). Sin embargo, esto no quiere decir que el ambiente físico provoque el

• ² Barrera, J.I, Contreras, S.M, Garzon, N.V, Moreno, Montoya, S.P. 2010. Manual para la restauración Ecológica de los Ecosistemas disturbados del distrito capital. Secretaria Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 25pp.

modelo de sucesión, el papel que cumple es determinar dicho modelo, ya que este proceso es biológico (Odum, 1965; Odum, 1972, Odum,1987; Odum et al, 2006).

De esta forma, la sucesión abarca todos los estratos y compartimientos del ecosistema, el cambio en la composición de especies de vegetación se conoce como “relevo vegetal”, mientras que el cambio en especies de animales se conoce como “relevo faunístico (Odum, 1965; Odum,1987). Para los ecosistemas terrestres el principal agente sucesional es la vegetación, donde dicho proceso empieza sobre un estrato desnudo hasta llegar a modificar las condiciones ambientales, aumentando así la profundidad, fertilidad y cobertura (Salamanca & Camargo, 1993; Greenberg, 1999).

2.5.1. Etapas de la sucesión

De acuerdo con Barrera et al (2010), existen diferentes etapas que permiten que un proceso sucesional se lleve a cabo. En la primera etapa, debe haber un disturbio que genere un claro libre de cobertura vegetal en pie. En la segunda etapa debe haber oferta de nutrientes, agua y luz con el fin de cubrir las necesidades de cada organismo en sus diferentes etapas permitiendo su adecuado desarrollo; la tercera etapa tiene que ver con que haya oferta variada de semillas, partes de tallos y raíces ; en la cuarta etapa, es importante que las especies tengan comportamientos diferenciales y en la quinta etapa, debe haber interacciones intraspecificas e interespecificas, como facilitación, inhibición y tolerancia. Todo esto determinara cual va a ser la trayectoria de la sucesión, puesto que esta relacionado con las condiciones del sistema y sus áreas adyacentes (Barrera et al, 2010).

De esta forma, para determinar la sucesión vegetal en plantas se parte de tres mecanismos, el primero de estos es el cambio en los procesos del ecosistema; el segundo es la interacción de las especies y el tercero tiene que ver con las propiedades de las especies. Dichos mecanismos determinan los cambios en el desarrollo de las comunidades (Cárdenas, 2009).

2.5.2. Tipos de sucesión

La sucesión puede definirse de dos formas de acuerdo con las condiciones iniciales del sitio, primaria y secundaria. La primaria se caracteriza por la colonización y

establecimiento de especies pioneras en zonas donde no había cubierta vegetal, por lo tanto empieza sobre un área estéril donde las condiciones al principio no son favorables, razón por la cual, la sucesión puede ser muy lenta al comienzo y suele necesitar mucho tiempo hasta llegar a la madurez estable (Barrera et al, 2010; Walker & del Moral, 2003, Odum, 1965; Odum,1987; Odum et al, 2006; Finegan et al, 2000).

En el caso de la sucesión primaria es de gran importancia la oferta de propágulos de sectores aledaños puesto que el banco de semillas en estos sitios es inexistente y las condiciones del suelo del claro deben ofrecer los nutrientes a las plántulas para que se puedan desarrollar (Barrera et al, 2010; Walker & del Moral, 2003).

En cuanto a la sucesión secundaria, la comunidad se desarrolla sobre lugares previamente ocupados por comunidades bien desarrolladas o sobre lugares donde las condiciones ya son favorables, como es el caso de tierras de cultivo abandonadas, tierras de pasto, selvas sobretaladas o charcos nuevos Odum, 1965; Odum,1987).

De esta forma, después de la destrucción de la vegetación de un sitio determinado, donde los colonizadores modifican las condiciones existentes a su llegada, llevando al reemplazamiento de sus sucesores, sin embargo, en estos sitios existe un banco de semillas que sumado a las condiciones del suelo y la llegada de semillas pueden permitir que la regeneración sea mucho mas rápida, y el tiempo para completar la serie sea mucho mas corto (Barrera et al, 2010; Walker & del Moral, 2003, Odum, 1965; Odum,1987). Dentro de las características de la sucesión secundaria se puede mencionar el aumento de cobertura y fertilidad además de el establecimiento de nuevas especies que da como resultado la especialización ecológica (Walker & del Moral, 2003).

3. Bosque altoandino

Se encuentra entre el bosque andino y subparamo entre los 2800 a 3200m, su vegetación original consta de especies de los generos *Weinmania*, *Drimys*, *Hesperomeles*, *Clethra* y *Escallonia* (Rangel ,2002 en Borda et al, 2010).

Según Díaz et al (1995), en Colombia el bosque altoandino ha sido un recurso natural sobreutilizado y desplazado por paisajes agropecuarios, plantaciones forestales, paisajes semiurbanos y recreativos, encontrándose en un proceso de acelerada transformación

(Amat-García et al, 1994). Las plantaciones de especies exóticas como pinos, se han desarrollado de modo inadecuado en densidades excesivas, lo cual ha incrementado los efectos negativos sobre suelo, agua y biodiversidad , por otro lado, las acículas de las plantaciones son resistentes a la descomposición generando un ciclado de nutrientes deficiente formando un colchón de hojas secas que impide la expresión de bancos de semillas de otras especies, mientras que las raíces expiden resinas que acidifican el suelo (Borda et al, 2011).

Por otra parte, la causa de la pérdida del Bosque Altoandino ha sido principalmente el desconocimiento de la importancia y papel del mismo. Hoy en día, se sabe que tiene un papel importante en la regulación del ciclo hidrológico, formación y retención del suelo y regulación de ciclos biogeoquímicos básicos que determinan la producción y desarrollo de cadenas tróficas y de las etapas sucesionales que regeneran los ecosistemas de bosques nativos, los cuales son protectores de cuencas altas de la región andina (Díaz et al,1995; Borda et al, 2011).

El reemplazo de estos sistemas ha llevado a un deterioro ambiental que se evidencia en el agotamiento de suelos agrícolas por erosión física y química, deslizamientos y derrumbes en áreas deforestadas, cambios climáticos, disminución de fuentes de agua para usos múltiples y extinción de flora y fauna (Díaz et al,1995).

De esta forma, la pérdida de especies residentes, colonización de otras especies y los cambios en la composición, riqueza y diversidad local de las comunidades originales, se da por la transformación o desaparición de bosques puesto que con esto se pierden factores que son determinantes en la distribución espacio-temporal de los organismos, como lo son las interacciones entre los mismos, el régimen climático y la disponibilidad de recursos (Amat-García et al, 1994).

Este tipo de bosques se caracterizan por poseer riqueza, abundancia y biomasa de epifitas vasculares, puesto que la neblina que caracteriza estos sistemas cubre las montañas durante un largo periodo de tiempo, proporcionando así la humedad necesaria para el desarrollo y crecimiento de epifitas, las cuales son importantes debido a que capturan agua y minerales del ambiente, participando activamente en el ciclo de nutrientes y productividad de los bosques (Ospina et al, 2004; Amat-García et al, 1997).

4. Características de las especies plantadas en los núcleos

4.1. Chuque (*Viburnum tryphillum*)

Es una especie nativa de la familia *Caprifoliaceae*, originaria de la cordillera oriental colombiana, habita entre los 2400 y 3400 msnm en bosque húmedo montano bajo, bosque seco montano bajo, bosque muy húmedo montano, franjas riparias, cañadas, colinas bajas y pies de ladera. En Colombia es posible encontrarla en los departamentos de Boyacá y Cundinamarca (Barrera, 2010; Mahecha et al, 2004), que se caracteriza por presentar un crecimiento rápido, resistencia a bajas temperaturas y fuertes vientos, aunque requiere de algo de sombra en su estado juvenil y abundante luz solar para madurar (Mahecha et al, 2004).

Dentro de sus usos, los mas conocidos son: alimento para la fauna ya que ofrece semillas; industrial, ya que su madera sirve para construcciones; ornamental y por ultimo, es utilizado como corta vientos, cercas vivas, protección de cuencas hidrográficas e inductor de procesos de restauración para bosque primario (Mahecha et al, 2004).

4.2. Arboloco (*Smalanthus pyramidalis*)

El arboloco pertenece a la familia *Asteraceae*, es una especie nativa que requiere de abundante luz solar, suelos bien drenados y húmedos para su optimo desarrollo y puede verse afectado por heladas y fuertes vientos (Mahecha et al, 2004).

Se encuentra distribuido en Colombia en las cordilleras Central y Oriental. Habita entre los 1700 y los 3000 msnm en la parte alta del bosque muy húmedo premontano; en bosque muy húmedo montano bajo; bosque húmedo montano bajo y bosque seco montano bajo (Mahecha et al, 2004).

Sus usos incluyen alimento para comunidades indígenas, elaboración de materiales a partir del corazón del tronco, fabricación de paredes de bareque, las hojas alivian dolores reumáticos y neuralgias. Este árbol tiene uso ornamental, por lo cual es posible

encontrarlo en jardines o parques y entre los usos mas importantes esta su siembra para la protección de fuentes hídricas y reciclaje de material vegetal (Mahecha et al, 2004).

4.3. Arrayán (*Myrcianthes leucoxyla*)

Es una especie nativa perteneciente a la familia *Myrtaceae*, se caracteriza por ser una especie de crecimiento lento y entre los requerimientos para su optimo desarrollo, esta la presencia de sombra en su estado juvenil y de abundante luz solar en su maduración (Mahecha et al, 2004).

En cuanto a su distribución, se encuentra en las cordilleras Central y Oriental, entre los 2200 y los 2600 msnm en bosque muy húmedo montano bajo, bosque húmedo montano bajo y bosque seco montano bajo (Mahecha et al, 2004).

Sus usos incluyen la fabricación de herramientas a partir de su madera, consumo de sus frutos por aves silvestres y siembra de este en parques y jardines (Mahecha et al, 2004).

4.4. Encenillo (*Weinmannia tomentosa*)

Especie nativa perteneciente a la familia *Cunoniaceae*, de crecimiento lento que requiere sombra en su estado juvenil y abundante luz para madurar, presenta resistencia a las heladas y es poco exigente en suelos, aunque prefiere ambientes húmedos (Mahecha et al, 2004).

Se encuentra en la cordillera Oriental y habita entre los 2400 y los 3500 msnm en bosque muy húmedo montano bajo, bosque montano bajo, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo montano (Mahecha et al, 2004).

Dentro de su gran variedad de usos, cabe resaltar que esta especie es sembrada ya que es útil como barrera cortavientos y es considerado como uno de los reyes de la selva por su dominancia en paisajes naturales (Mahecha et al, 2004).

4.5. Laurel hojipequeño (*Morella parvifolia*)

Esta especie nativa pertenece a la familia *Myricaceae*, se considera que su crecimiento es mas o menos rápido y requiere de abundante luz solar durante todas las fases de desarrollo (Mahecha et al, 2004).

Se puede encontrar en las cordilleras Central y Oriental entre los 2200 y 3800 msnm en bosque muy húmedo montano bajo, bosque húmedo montano bajo, bosque montano bajo y bosque muy húmedo montano (Mahecha et al, 2004).

Tal vez uno de los usos mas importantes que se le da a esta especie es su siembra para contribuir a la recuperación de suelos muy erosionados y degradados, especialmente en terrenos de pendientes pues sus raíces profundas, angulosas y abundantes contribuyen a la estabilización de estos suelos (Mahecha et al, 2004).

5. OBJETIVOS:

5.1. GENERAL

- Caracterizar la vegetación en núcleos de vegetación establecidos como estrategia de restauración en el Parque Forestal Embalse del Neusa.

5.2. ESPECIFICOS

- Describir la estructura de la vegetación asociada y plantada en seis núcleos de vegetación como estrategia de restauración en el Parque Forestal Embalse del Neusa.
- Describir la composición de la vegetación asociada en seis núcleos de vegetación como estrategia de restauración en el Parque Forestal Embalse del Neusa.
- Identificar atributos vitales de las especies asociadas que se encuentran en los núcleos de vegetación.

6. MÉTODOS

6.1. Área de estudio

El área donde se encuentra el Parque Forestal Embalse del Neusa esta localizada en la cordillera oriental de Colombia en jurisdicción de los municipios de Cogua y Tausa en el Departamento de Cundinamarca (Anexo 1) . El parque comprende 2.332 hectáreas, con un área de plantación de 462.52 hectáreas de especies exóticas del genero Pinus de diversas variedades, eucalipto y Acacia (García, 1998; IFCA YA, 1990).

6.2. Núcleos de vegetación (previamente establecidos)

Los núcleos de vegetación fueron previamente establecidos por la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana en los meses de Mayo a Septiembre de 2011 en el marco del proyecto “ **La nucleación como una herramienta para la restauración de un área en proceso de restablecimiento en el Parque Forestal Embalse del Neusa**” (Anexo 2) (Contreras, 2011).

Dichos núcleos fueron diseñados a partir de un listado de plántulas disponibles en los viveros de la empresa Geoambiente que fueran especies del Bosque Altoandino, sin embargo, tuvo que adaptarse posteriormente, puesto que algunas de las plántulas no pudieron ser trasladadas al área de los núcleos. De esta forma, se realizó una nueva selección de otras especies con atributos similares (Contreras, 2011).

Para el diseño de los núcleos se hizo un inventario de vegetación en diferentes fragmentos nativos del parque y una base de datos que contenía diferentes atributos de las especies vegetales (Contreras, 2011).

De esta forma, la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana implementó núcleos de restauración, cada uno de 17 x 17 m lo cual corresponde a un área de 289 m². (Figura 1) (Contreras, 2011).

Dichos núcleos fueron diseñados, a partir de un listado de plántulas disponibles en el vivero del parque, aunque esto tuvo que adaptarse posteriormente puesto que algunas de las plántulas no pudieron ser trasladadas al área de los núcleos, por lo cual se realizó una selección de otras especies con atributos similares. Para el diseño también se hizo un inventario de vegetación en diferentes fragmentos nativos del parque y una base de datos que contenía diferentes atributos de las especies vegetales (Contreras, 2011).

Para establecer los métodos de muestreo que se iban a utilizar en el proyecto, acordaron utilizar una serie de transectos paralelos a distancias constantes dentro de cada núcleo, esto fue definido tras un muestreo preliminar en el núcleo para determinar el área mínima de muestreo. De esta forma se trazó un transecto de 17 m con el fin de contar el número de especies presentes, este proceso se repitió hasta llegar al punto en el que el número de especies nuevas disminuyó al mínimo, obteniendo una curva de acumulación

que se estabiliza en el transecto numero 9, razón por la cual se utilizaron 10 transectos en cada núcleo, separados por una distancia de 1.6m (Moreno, 2011).

Posteriormente se realizo la plantación de especies nativas en los núcleos de vegetación. La distribución de las especies nativas se realizo de acuerdo a la información recopilada de cada especie, de esta forma las especies se plantaron de afuera hacia adentro del núcleo según sus características y desarrollo a una distancia de 1,4 m entre ellas.

Como resultado de esto, se sembraron de afuera hacia adentro: 24 individuos de arboloco (*Smalanthus pyramidalis*); 36 individuos de chilco (*Baccharis latifolia*); 12 individuos de laurel hojipequeño (*Morella parvifolia*); 4 individuos de Arrayan (*Myrcianthes leucoxylla*); 4 individuos de Chuque (*Viburnum tryphilum*) y por ultimo, 5 individuos de encenillo (*Weinmannia tomentosa*) (Anexo 3) (Contreras, 2011).

Cada individuo plantado fue etiquetado con papel foi para su seguimiento (Anexo 4 a. b; Tabla 1) (Moreno, 2011). Como resultado de esto, cada núcleo esta compuesto por 85 individuos plantados de 6 especies diferentes.

Figura 1: Núcleos de vegetación nativa implementados en el Parque Forestal Embalse del Neusa. Tomado de Contreras (2011), modificado por Betancur(2011).

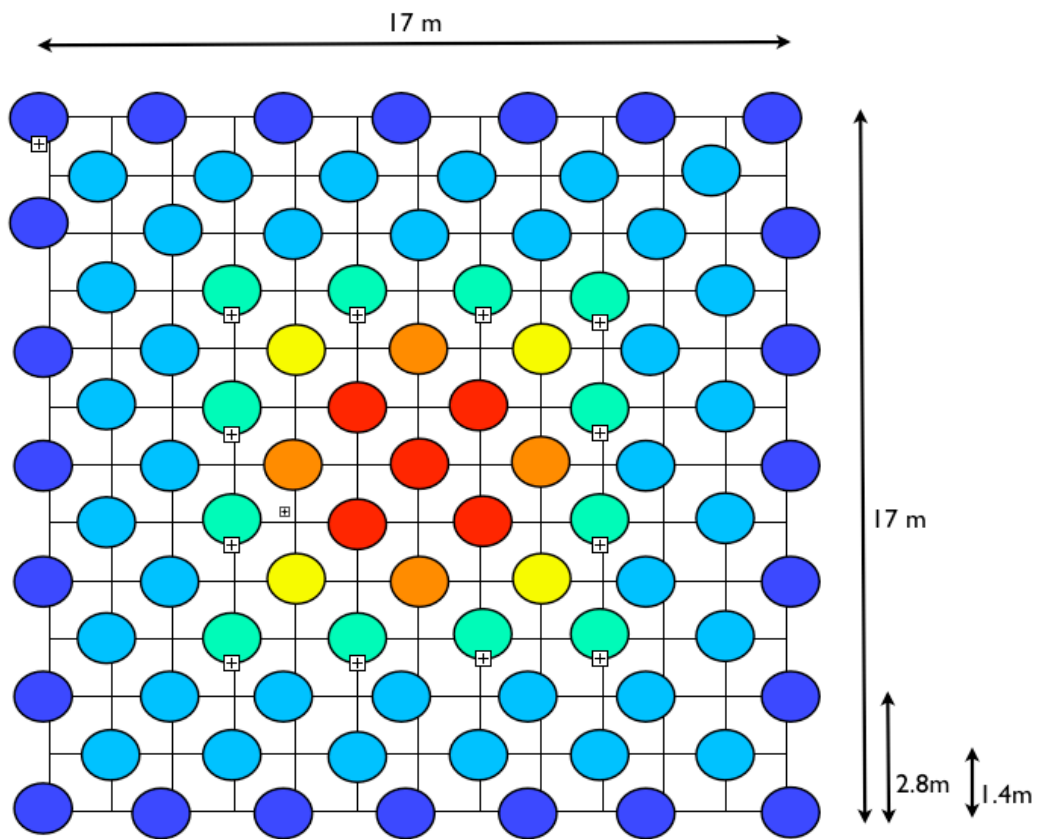




Tabla 1: Especies y número de individuos plantados en los núcleos de vegetación. Tomado de Contreras (2011), modificado por Betancur (2011).

	Especie	Nombre común	Número
	<i>Smalanthus pyramidalis</i>	Arboloco	24
	<i>Baccharis latifolia</i>	Chilco	20
	<i>Baccharis latifolia</i>	Chilco	16
	<i>Morella parvifolia</i>	Laurel hojipequeño	12
	<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	Arrayan	4
	<i>Viburnum tryphilum</i>	Chuque	4
	<i>Weinmannia tomentosa</i>	Encenillo	5

6.3. Toma de datos en campo

El muestreo se realizo del 5 al 23 de Marzo de 2012 en el Parque Forestal Embalse del Neusa.

Para la medición se trabajo sobre los núcleos establecidos en el marco del proyecto “ La nucleación como una herramienta para la restauración de un área en proceso de restablecimiento en el Parque Forestal Embalse del Neusa” (Anexo 2) (Contreras, 2011).

6.4. Especies asociadas a la plantación

6.4.1. Estructura

Para estimar la cobertura de las especies vegetales se utilizo el método de línea intercepto, que consiste en extender una línea, en este caso, corresponde a los 10 transectos de 17 m de longitud dentro de los núcleos. Sobre esta línea se midió una longitud, que correspondió a las 10 divisiones de los transectos en intervalos de 1.7m, lo que fue establecido y demarcado por la Escuela de Restauración Ecológica (Anexo 5).

Puesto que la cobertura corresponde a la proporción de terreno que es ocupado por la proyección de las partes áreas de los individuos, se midió con una cinta métrica la longitud ocupada por los individuos que se cortaban por la línea vertical, de esta forma se obtuvo la proporción de longitud total interceptada. La cifra total interceptada de cada especie se sumo en cada transecto lo cual permitió calcular el porcentaje de cobertura mediante la siguiente formula (Hernández, 2004; Ramírez, 2006) :

$$C = (L/Lt) \times 100$$

Donde **L** corresponde a la longitud interceptada por especie y **Lt** corresponde al total de transectos.

También se estimo la frecuencia, esta se refiere al número total de muestras donde una especie esta presente utilizando la formula (Ramírez, 2006):

$$F_a = n_a / N$$

Donde n_a corresponde al número de veces que la especie es interceptada y N al número total de especies interceptadas.

La medición de altura de los individuos se hizo con una cinta métrica desde la base del suelo hasta el punto apical más alto. Para esto se tuvo en cuenta la clasificación de Rangel y Lozano (1986) donde se considera : estrato rasante < 0.3 m; herbáceo entre 0.3 m y 1.5 m; arbustivo entre 1.5 m y 5m; subarboreo : 12 m a 25m y arbóreo > 25 m.

6.4.2. Composición

Para describir la composición se identificaron las especies de interés que aparecieron al utilizar el método línea intercepto, para esto, se utilizó una guía de especies que fueron determinadas en campo en el primer muestreo del proyecto. También se recolectó el material para su determinación en laboratorio.

6.4.3. Atributos vitales

Las especies registradas se clasificaron a partir de revisión bibliográfica de acuerdo con sus atributos vitales, teniendo en cuenta aspectos como, hábito, ciclo de vida, modo de dispersión e invisibilidad.

6.4.3.1. Hábito: Se clasificaron en herbáceas, gramíneas y arbustos

6.4.3.2. Ciclos de vida: Las especies se clasificaron según Luken (1990) anuales, bianuales y perennes.

6.4.3.3. Forma de dispersión: Se clasificaron como anemócoras, hidrócoras, zoócoras y antropócora (Prado et al, 2005).

6.4.3.4. Invasibilidad: se tuvo en cuenta si las especies presentes son nativas o exóticas (Gil, 2010).

6.4.4. Índices de diversidad vegetación asociada

6.4.4.1. Índice de diversidad de Shannon- Wiener: Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo elegido

al azar, asumiendo que todas las especies están representadas en la muestra y todos los individuos son elegidos al azar (Magurran. 1998; Moreno, 2000).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde **H** es diversidad de especies y **p_i** es numero de individuos en total de la muestra que pertenecen a la especie **i**.

6.4.4.2. Índice de Uniformidad de Pielou: Mide la proporción de la diversidad observada en relación a la máxima diversidad esperada, presenta valores de 0 a 0.1, siendo 0.1 correspondiente a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2000).

$$J = H / H_{\max}$$

Donde **H_{max}** = ln(S) , máxima diversidad esperada y **S** corresponde al número de especies.

6.4.4.3. Índice de Simpson: De acuerdo con Moreno (2000) este índice esta fuertemente recargado hacia las especies mas abundantes de la muestra mientras que es menos sensible a la riqueza de especies.

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

Donde **N_i** es el número de individuos de la especie **i** y **N** es el numero total de individuos.

6.4.4.4. Disimilaridad de Bray-Curtis

Los datos de cobertura obtenidos se utilizaron para calcular de este índice en el software *Past* ®.

6.5. Especies plantadas

Para la evaluación de las especies plantadas en los núcleos de vegetación se midieron los individuos siguiendo el mapa que indica la distribución de los individuos dentro de los núcleos, se registraron los datos en el formato propuesto por Contreras (2011) donde se indica el número del núcleo, el numero de registro del individuo, altura y mortalidad.

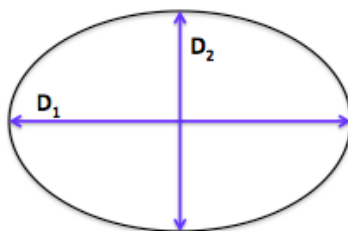
Para la mortalidad, se hizo una comparación entre los datos de las especies plantadas con el fin de establecer el porcentaje de individuos muertos.

Para medir la altura de los individuos se usó una cinta métrica desde la base en el suelo hasta el punto más alto, mientras que para la medición de la cobertura se midió el diámetro mayor y el diámetro menor del área ocupada por cada planta (Anexo 6 a,b), aplicando posteriormente la fórmula (Rangel & Velásquez, 1997):

$$C_1 = \frac{1}{2} (D_1 \times D_2)$$

Donde C_1 = Cobertura (m^2); D_1 corresponde al diámetro mayor y D_2 corresponde al diámetro menor.

Figura 2 : Método para calcular la cobertura según Rangel & Velásquez (1997).



6.4.2.1. Área basal

Corresponde a la superficie de una sección transversal del tallo o tronco del individuo a determinada altura del suelo mediante la fórmula (Rangel & Velásquez, 1997):

$$\text{Área basal} = \pi/4 \times (\text{DAP})^2$$

Con los datos de altura, cobertura y área basal se calculó la desviación estándar a partir de la fórmula (Milton, 2006):

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

En cuanto a los individuos que presentaban rebrote, no fue posible medir su área basal por el tamaño del tallo, por esta razón se hizo una nueva categoría y se anotó en los formatos de campo en las casillas de área basal la palabra rebrote, posteriormente con los datos se obtuvo el número de individuos por especie con rebrote.

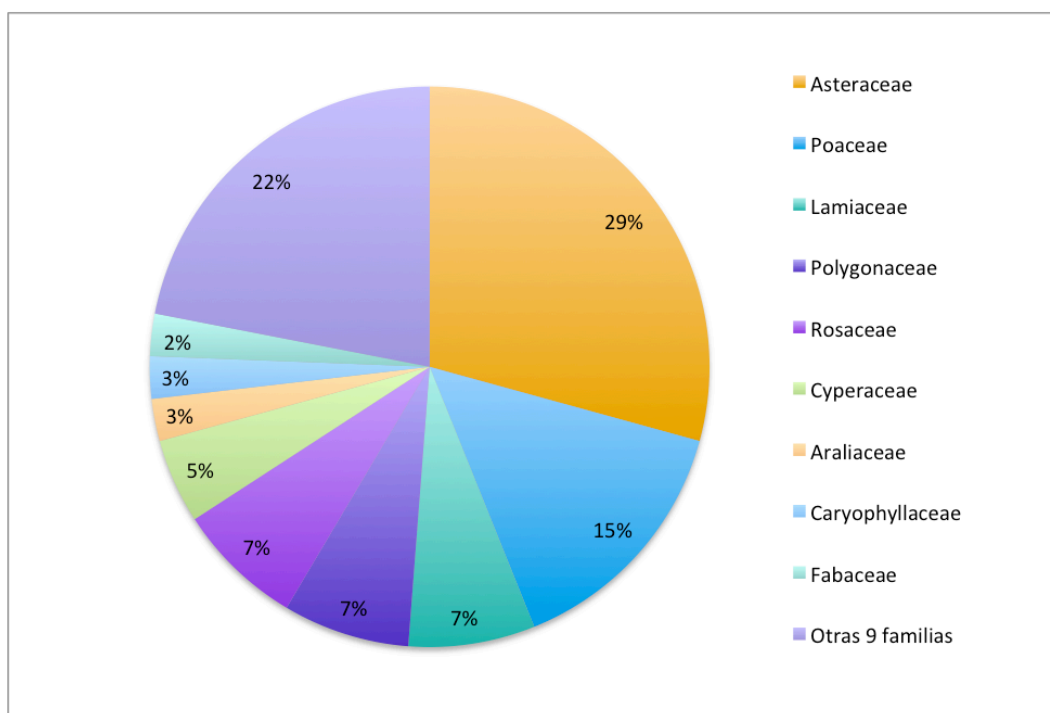
7. RESULTADOS

7.1. Especies asociadas a la plantación

7.1.1. Composición florística

Se registró un total de 18 familias, 45 géneros y 50 especies (Anexo 25). La familia más representativa fue Asteraceae con 13 especies, seguida de Poaceae con 6 especies; Lamiaceae, Polygonaceae y Rosaceae con 3 especies cada una; Cyperaceae con 2 especies y 12 familias con un solo representante (Araliaceae, Caryophyllaceae, Fabaceae, Juncaceae, Oxalidaceae, Phytolaccaceae, Piperaceae, Plantaginaceae, Rubiaceae y Solanaceae) (Figura 3, Anexo 26).

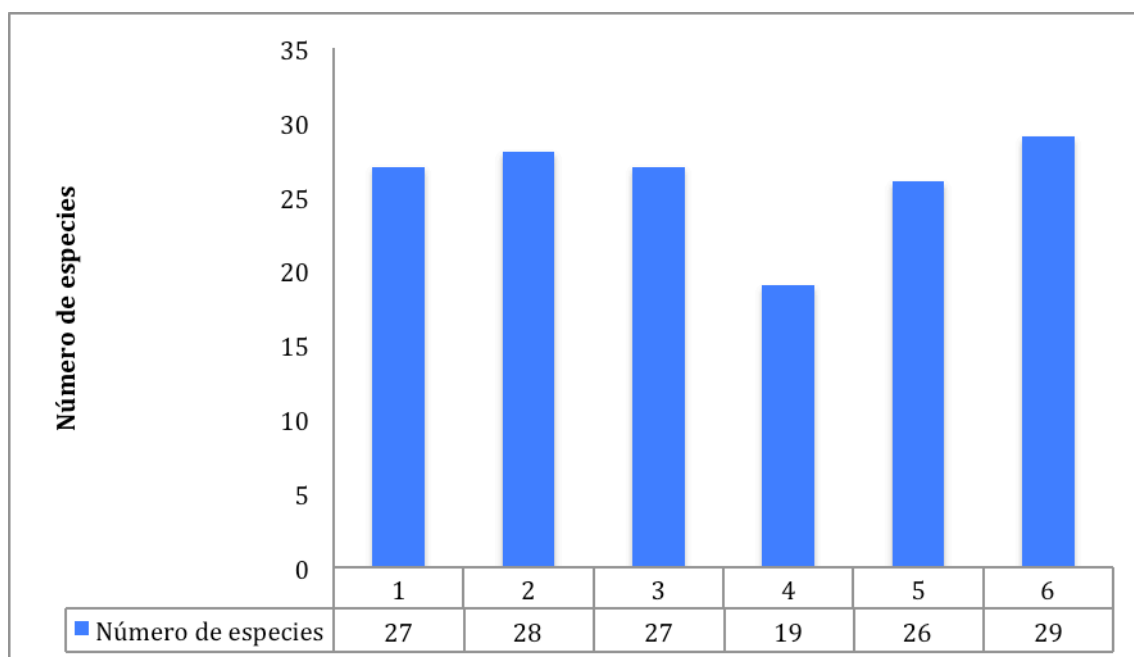
Figura 3: Distribución de especies de las familias de dicotiledóneas encontradas en los núcleos de vegetación



Los núcleos 2 y 5 presentaron el mayor número de especies (8) respresentantes de la familia Asteraceae, seguidos de los núcleos 6 y 3, siendo los núcleos 1 y 4 los que presentaron un menor número de especies (5)de esta familia . En cuanto a la familia Poaceae, presentó en mayor número de especies en el núcleo 1 con cinco especies, seguido de los nucleos 3 y 6 con tres especies; el núcleo 5 con dos especies y los núcleos 2 y 4 con una especie. Por otro lado, la familia Lamiaceae registro el mayor número de especies en el núcleo 5 con tres especies, a diferencia del núcleo 1 que no presento ningun ejemplar de dicha familia (Anexo 7, Anexo 25).

En cuanto a número de especies por núcleo, el mayor número de especies se registro en el núcleo 6 con veintinueve especies, el menor número de especies registrado fue diecinueve en el núcleo 4 (Figura 4).

Figura 4: Número de especies por núcleo



El género que presento el mayor número de especies fue *Galium* de la familia Rubiaceae, con 3 especies, seguido de *Lachemilla* (Rosaceae) y *Gnaphalium* (Asteraceae) con 2 especies cada una. Los demás géneros presentaron una especie (Anexo 25).

En cuanto a las especies, *Hypochaeris radicata*; *Stellaria arvensis*; *Phytolacca bogotensis*; *Holcus lanatus*; *Muehlenbeckia tamnifolia*; *Galium canescens*; *Galium hypocarpium* y *Solanum nigrum* estuvieron representadas en todos los núcleos. Por el contrario los Morfotipo 5(18); *Morfotipo 4(13)*; *Morfotipo 2(19)*; *Passiflora sp*; *Lachemilla orbiculata*; *Hesperomeles sp*; *Polygonum sp*; *Pennisetum sp*; *Poae sp*; *Poaceae sp 1*; *Peperomia microphylla*; *Juncus effusus*; *Morfotipo 1(4)* y *Gnaphalium sp* que solo se encontraron en 1 Núcleo (Anexo 25).

En cuanto a las clases, se encontraron 2 familias representantes de la clase Monocotiledónea, las cuales fueron Poaceae y Juncaceae y la clase Dicotiledónea fue representada por las 17 familias restantes. En cuanto a la clase Briophyta, se encontró una especie únicamente en el núcleo 6.

7.1.2. Estructura de la vegetación

7.1.2.1. Distribución de alturas

La distribución de valores de altura se diferencio en 8 intervalos, para el primer intervalo (0,3-22,12) se congregaron 60 especies, siendo este el intervalo con mayor número de especies a diferencia del ultimo intervalo (153,16- 175) que presento 2 especies (Anexo 8).

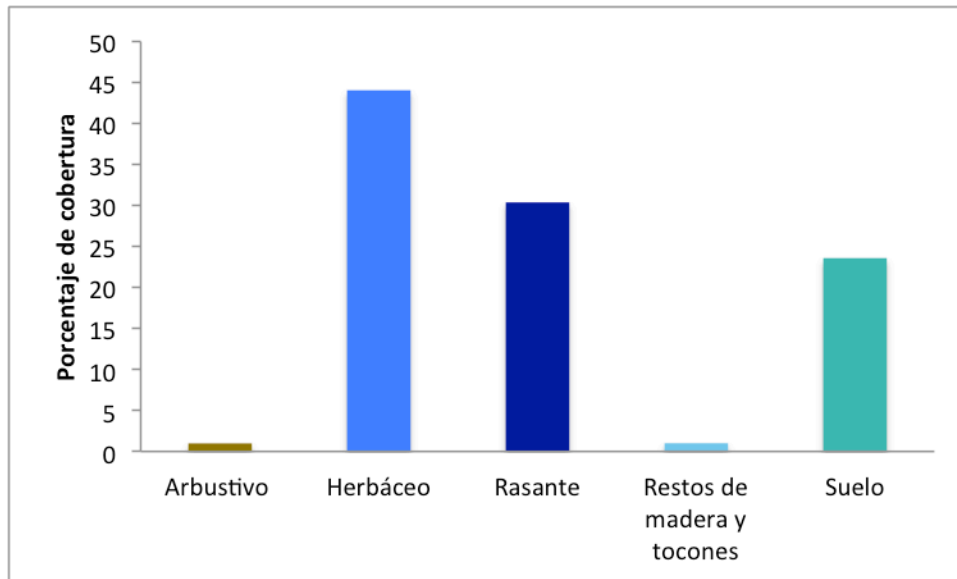
7.1.2.2. Estratificación

Para los núcleos de vegetación se diferenciaron los siguientes estratos propuestos por Rangel y Lozano (1986) : Rasante (0 - <30 cm), herbáceo (30 - < 1,50m) y arbustivo (1,50 - < 5m).

7.2.1. Cobertura

El estrato herbáceo presento el mayor porcentaje de cobertura con un 44,05 %, seguido del estrato rasante con un 30,37% y por ultimo el estrato arbustivo con un 0,9 %. En cuanto al suelo, represento un 23,58 % de la cobertura total (Figura 5).

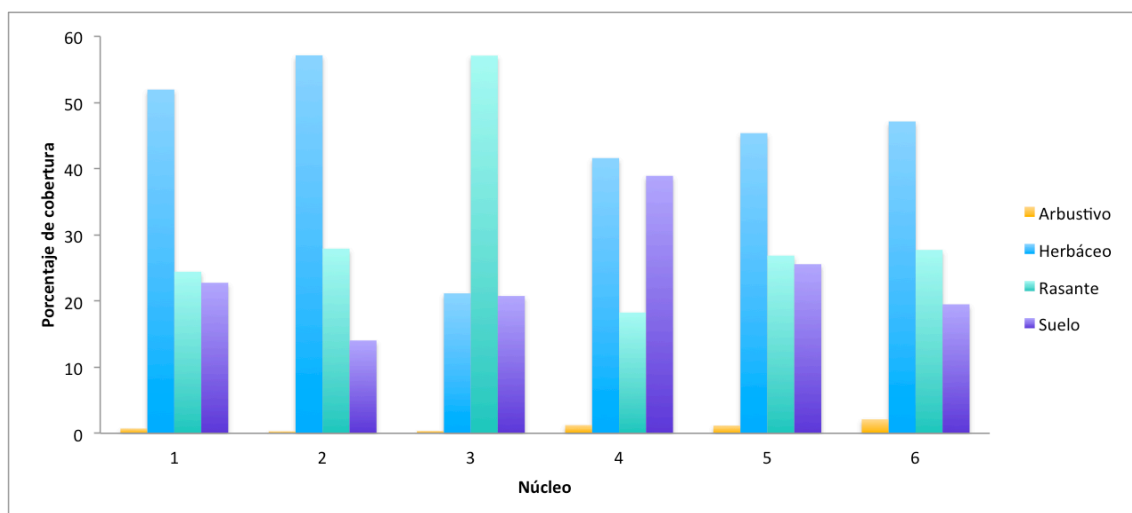
Figura 5: Porcentaje de cobertura por estrato (arbustivo, herbáceo y rasante) y suelo y restos de madera.



El estrato herbáceo fue el más representativo en todos los núcleos a exceptuando el núcleo 3, donde el estrato rasante obtuvo el mayor porcentaje de cobertura. El núcleo que presentó el mayor porcentaje de cobertura de suelo fue el 4, mientras que el núcleo 2 tuvo el menor porcentaje (Figura 6).

En cuanto al estrato arbustivo, este se registró en los núcleos 1, 4, 5 y 6, siendo este último el que obtuvo el mayor porcentaje con un 2% (Figura 6).

Figura 6: Porcentaje de cobertura por estratos en los núcleos.



En cuanto a las especies, *Phytolacca bogotensis* mostro el mayor porcentaje en el estrato herbáceo en los núcleos 3, 4, 5, mientras que en los núcleos 1,2 y 6 el mayor porcentaje lo obtuvo *Holcus lanatus*. En el caso del estrato rasante, la especie que presento el mayor porcentaje de cobertura fue *Rumex acetosella* en los núcleos 2, 3, 5 y 6, y *Phytolacca bogotensis* en los núcleos 1 y 4 (Anexo 11 a 16).

7.1.4. Atributos vitales

Dispersión de semillas: El 45% de las especies asociadas a los núcleos de vegetación fueron anemócoras, el 25% zoocoras, el 8% hidrócoras y el 2% antropocoras (*Salvia* sp) En cuanto a las especies cuya información no se encontró, el porcentaje que lo represento fue el 20% (Anexo 17a, Anexo 27).

Ciclo de vida: Con respecto a los ciclos de vida, las especies más comunes fueron perennes correspondiendo a un 71%, seguido por un 2% para anual (*Agrostis perennans*) y bianual (*Digitalis purpurea*). Para otras especies no se encontró esta información, por lo cual para el ítem “NS” el porcentaje fue 25% (Anexo 17b, Anexo 27).

Hábito: De las especies encontradas, el 74% corresponde a herbáceas, seguido del 14% para gramíneas y el 12% para arbustos (Anexo 17c, Anexo 27).

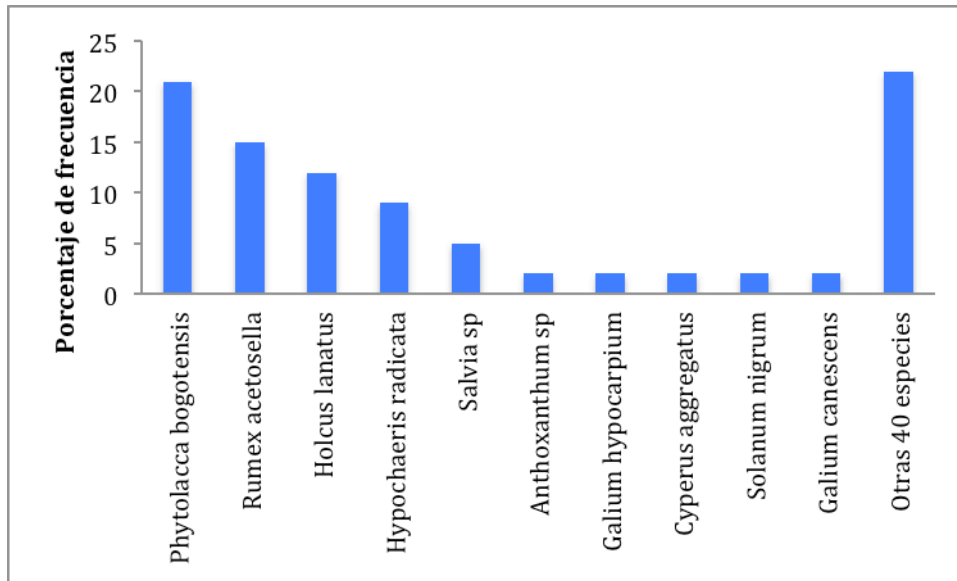
Invasividad: El 44% de las especies encontradas corresponde a nativas, mientras que el 12% corresponde a exóticas naturalizadas, seguido de un 11% para exóticas e invasivas y un 6% para exóticas. El 27% corresponde a especies cuya información no fue encontrada (Anexo 17d, Anexo 27).

7.1.5. Frecuencia

En los 6 núcleos de vegetación *Phytolacca bogotensis* tuvo el mayor porcentaje de frecuencia (21%), seguida de *Rumex acetosella* (15%); *Holcus lanatus* (12%), *Hypochaeris radicata* (9%) ; *Salvia* sp (5%) ; *Anthoxanthum* sp, *Anthoxanthum* sp, *Cyperus aggregatus*, *Solanum nigrum* y *Galium canescens* (2%) cada una. Las especies restantes tuvieron porcentajes menores al 5% (Figura 7).

Con respecto a cada núcleo, *Holcus Lanatus* tuvo el mayor porcentaje en el núcleo 1, mientras que para los núcleos 2,4, y 5 *Phytolacca bogotensis* tuvo el mayor porcentaje. En cuanto a los núcleos 3 y 6, *Rumex acetocella* tuvo el mayor porcentaje (Anexo 18 a,b,c,d, Anexo 19 a,b).

Figura 7: Especies que presentaron el mayor porcentaje de frecuencia en todos los núcleos.



7.1.6. Índices de diversidad

Índice de Diversidad Shannon-Weiner

El núcleo 1 obtuvo el valor más alto de diversidad con un valor de 2,75, siendo el valor más bajo (1,48) el obtenido para el núcleo 4 (figura 8).

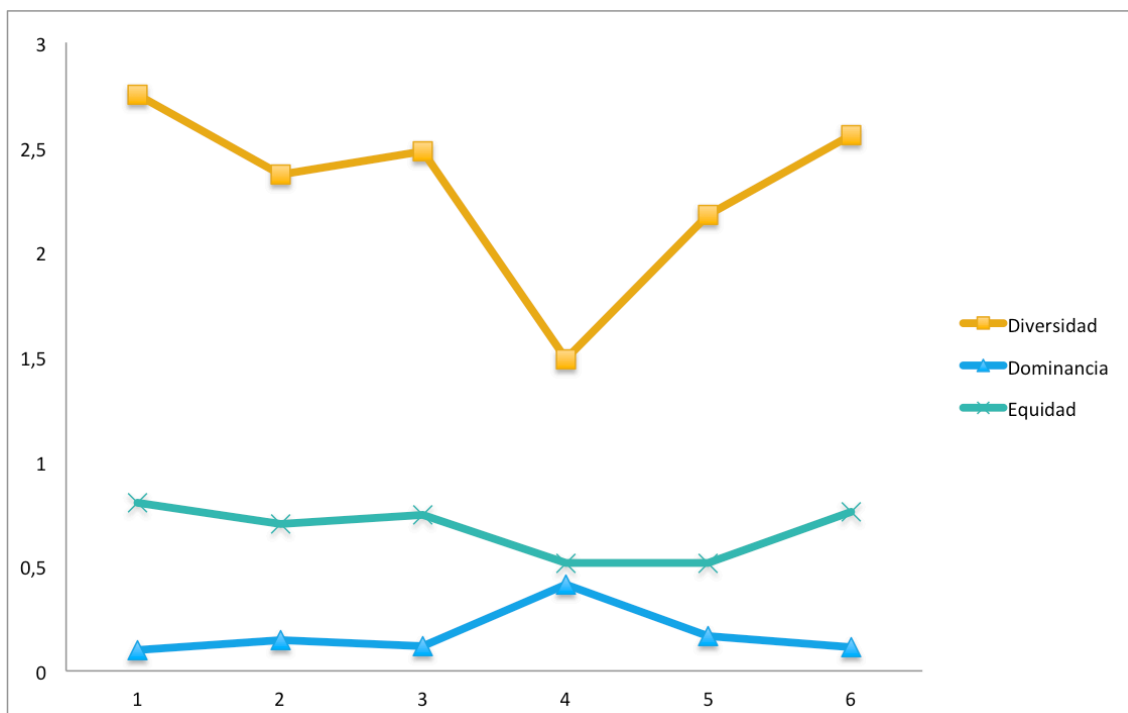
Índice de Dominancia de Simpson

El mayor valor de dominancia (0,4) lo obtuvo el núcleo 4, mientras que el núcleo 1 tuvo el valor mas bajo, siendo este 0,09 (figura 8).

Índice de Equidad de Pielou

El núcleo 1 tuvo el mayor valor de equidad con 0,8, mientras que los núcleos 4 y 5 tuvieron menor equidad con 0,51 cada uno (figura 8).

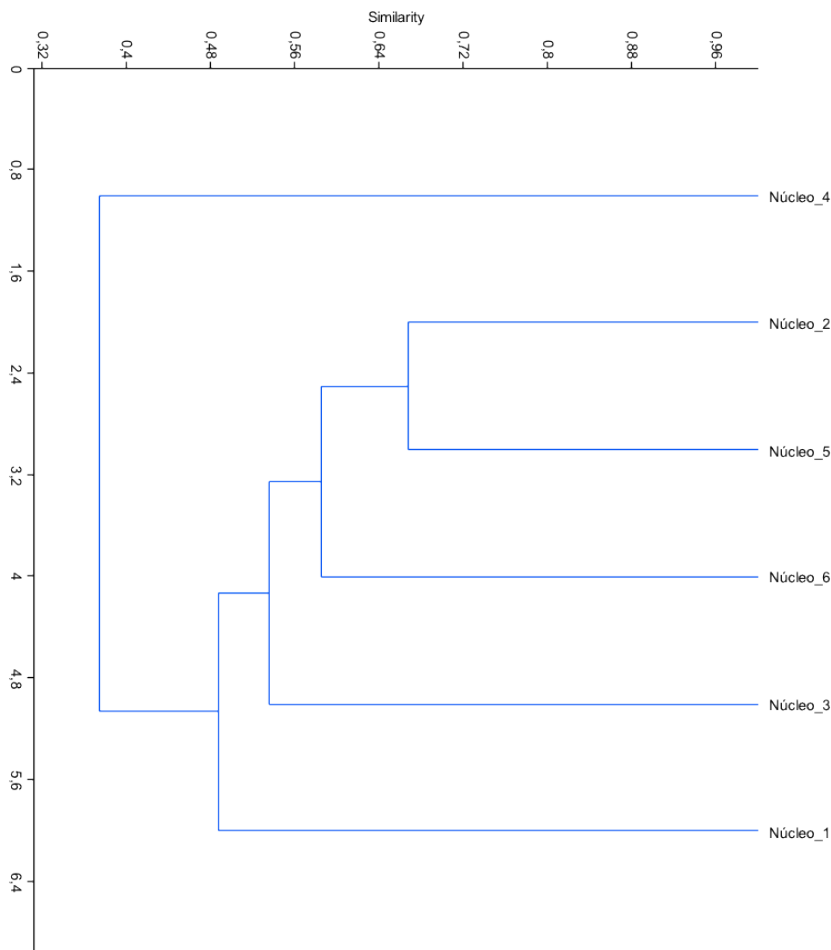
Figura 8: Valores de diversidad, abundancia y equidad para cada núcleo.



Índice de similitud de Bray-Curtis

El cálculo de este índice se hizo de acuerdo a los valores de coberturas de las especies asociadas obtenidas en los núcleos, de acuerdo con este, los núcleos 2 y 5 los más parecidos con un valor de 67%. El núcleo 4 muestra una baja similitud con relación a los demás, siendo la similitud de un 40% (Figura 9).

Figura 9: Diagrama de disimilitud de Bray-Curtis de las unidades de cobertura.



7.2. Especies plantadas

7.2.1. Mortalidad

El total de especies plantadas una vez se establecieron los núcleos de vegetación fue de 510 individuos de 6 especies, de los cuales fueron reportados 188 individuos muertos. *Smalanthus pyramidalis* presentó el mayor número de individuos muertos con un valor de 93 de 144 individuos que fueron sembrados originalmente. Seguido de este valor, *Baccharis latifolia* reportó 65 individuos muertos de 216 que fueron sembrados

originalmente; *Weinmannia tomentosa* tuvo 18 individuos muertos en relación a los 30 sembrados; *Morella parvifolia* tuvo 11 individuos muertos de 72 sembrados y *Viburnum triphylum* tuvo 1 individuo muerto de 24 sembrados . A diferencia de estas especies, en *Myrcianthes leucoxylla* no se reportó ningún individuo muerto (Tabla 2).

Tabla 2: Número de individuos plantados y muertos por especie en los núcleos de vegetación.

Especie	Número de individuos plantados	Número de individuos muertos
<i>Baccharis latifolia</i>	216	65
<i>Morella parvifolia</i>	72	11
<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	24	0
<i>Smalanthus pyramidalis</i>	144	93
<i>Viburnum triphylum</i>	24	1
<i>Weinmannia tomentosa</i>	30	18
Total general	510	188

7.2.2.Promedio y desviación estándar

7.2.2.1.Altura de los individuos plantados

Entre las especies evaluadas, *Viburnum triphylum* presento la mayor altura ($51,1 \pm 8,05$) por lo cual, la variabilidad entre los tamaños de los individuos de dicha especie fue mayor. *Smalanthus pyramidalis* tuvo el menor valor de altura ($16,6 \pm 17,6$) presentando una mayor similitud entre los valores de altura de cada uno los individuos (Tabla 3, Anexo 28).

Tabla 3: Número de individuos por especie, altura promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.

Especie	No. De individuos por especie	Promedio de altura (cm)	Desviación estándar
<i>Baccharis latifolia</i>	151	36,9	28,4
<i>Morella parvifolia</i>	61	46,06	24,79
<i>Myrcianthes leucoxylo</i>	24	48,92	11,61
<i>Smalanthus pyramidalis</i>	51	16,58	17,58
<i>Viburnum triphylum</i>	23	51,13	8,05
<i>Weinmannia tomentosa</i>	12	18,25	16,41
Total general	322	36,69906542	26,14051631

7.2.2.2. Cobertura

La cobertura mayor ($0,012 \pm 0,052$) m² la presenta la especie *Morella parvifolia*, esto quiere decir que presenta una mayor variabilidad entre las coberturas de sus individuos. *Weinmannia tomentosa* presenta el menor valor de cobertura ($0,0028 \pm 0,0033$) siendo este el valor más bajo entre las demás especies (Tabla 4; Anexo 29).

Tabla 4: Número de individuos por especie, cobertura promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.

Especie	No. De individuos por especie	Promedio de cobertura (m²)	Desviación estándar
<i>Baccharis latifolia</i>	151	0,0073	0,0068
<i>Morella parvifolia</i>	61	0,0120	0,0523
<i>Myrcianthes leucoxylo</i>	24	0,0035	0,0049
<i>Smalanthus pyramidalis</i>	51	0,0111	0,0195
<i>Viburnum triphylum</i>	23	0,0072	0,0037
<i>Weinmannia tomentosa</i>	12	0,0028	0,0033
Total general	322	0,0083	0,0246

7.2.2.3. Área basal

Smalanthus pyramidalis registro el valor promedio mas alto de área basal ($1,57 \pm 1,21$) cm, siendo esta especie la que tuvo mayor variabilidad en los datos. En cuanto a *Morella parvifolia* , obtuvo el valor menor de promedio de área basal ($0,20 \pm 0,12$) (Tabla 5; Anexo 30).

Tabla 5: Número de individuos por especie, área basal promedio y desviación estándar en las especies evaluadas en todos los núcleos.

Especie	No. De individuos por especie	Promedio área basal (cm)	Desviación estándar área basal
<i>Baccharis latifolia</i>	98	0,37	0,51
<i>Morella parvifolia</i>	50	0,2	0,12
<i>Myrcianthes leucoxylo</i>	24	0,28	0,09
<i>Smalanthus pyramidalis</i>	18	1,52	1,21
<i>Viburnum triphylum</i>	23	0,29	0,15
<i>Weinmannia tomentosa</i>	5	0,23	0,04
Total general	218	0,4	0,59

7.2.2.4. Rebrotos

Baccharis latifolia presentó 53 individuos con rebrotos siendo este el valor mas alto en comparación con las demás especies, seguido de esta especie, *Smalanthus pyramidalis* obtuvo el siguiente valor con 33 individuos con rebrotos; *Morella parvifolia* y *Weinmannia tomentosa* presentaron 7 individuos con rebrote cada una, mientras que *Viburnum triphylum* no registro ningún individuo con rebrotos (Tabla 6).

Tabla 6: Número de individuos por especie con rebrotes.

Especie	No de individuos por especie con rebrote
<i>Baccharis latifolia</i>	53
<i>Morella parvifolia</i>	7
<i>Myrcianthes leucoxylo</i>	
<i>Smalanthus pyramidalis</i>	33
<i>Viburnum triphylum</i>	
<i>Weinmannia tomentosa</i>	7
<i>Total general</i>	100

8. DISCUSIÓN

Con respecto a la vegetación asociada, se puede ver que en todos los núcleos establecidos existe un predominio de la familia Asteraceae y Poaceae. La primera de estas, se caracteriza por ser una de las familias más numerosas sobre la tierra (Villarreal et al, 1996; Katinas et al, 2007), presenta una gran variabilidad en sus formas de vida; hierbas, arbustos, árboles o trepadoras e incluso plantas acuáticas (Gentry, 1993; Vargas, 2002; Izco et al, 1997), su tamaño y diversidad les permiten estar presentes en la mayoría de comunidades vegetales, teniendo una amplia distribución en diferentes hábitats (Villarreal et al, 1996), encontrando desde plantas perfectamente adaptadas para vivir en zonas alpinas de montañas elevadas, hasta plantas capaces de sobrevivir en zonas desérticas, como las especies del género Senecio (Izco, 2004).

Se pueden encontrar comúnmente en áreas disturbadas y en procesos sucesionales (Grime, 1989) muchas de estas especies son pioneras en sucesiones primarias de distintos ambientes, manteniéndose hasta 10 años después del disturbio y facilitando el establecimiento de otras especies al favorecer la maduración de los suelos (Katinas, 2007; Mora, 1999 en Agudelo, 2010).

Por otro lado, entre las Asteraceae es posible encontrar especies con un alto grado de adaptación a diversos hábitats y que constituyen malezas muy invasoras y resistentes (Katinas, 2007), y a veces con notables adaptaciones para defenderse de herbívoros o sobrevivir en condiciones de alta aridez o frío intenso (Izco, 2004). Esto podría explicar el alto porcentaje de individuos encontrados pertenecientes a esta familia, sumado a las características competitivas de la especie y su forma de dispersión.

Para el caso de *Taraxacum officinale*, perteneciente a la familia Asteraceae, se encuentra clasificada como una de las especies de alto riesgo de invasión Cárdenas et al (2010), aunque su porcentaje de frecuencia y cobertura fue bajo, es de vital importancia tener en cuenta su grado de amenaza haciendo un seguimiento de esta en los núcleos.

En cuanto a Poaceae, la segunda familia más dominante en este estudio, su variabilidad favorece diferentes mecanismos de adaptación, por esto existen representantes de esta familia en hábitats variados (Izco, 2004). El alto porcentaje de altura, cobertura y frecuencia de representantes de esta familia, podría deberse a que sus representantes son mejores competidores frente a herbáceas debido a que generan agotamiento de nutrientes, efecto de sombra y efectos químicos y físicos, impidiendo el establecimiento de otras plántulas y la reducción de las que están establecidas, considerándose como excluyentes de otras especies (Holl et al, 2000; Lockwood, 2002). Además de esto, los pastos tienen una relación vástago/raíz baja, quiere decir que asignan más recursos al crecimiento en biomasa hipógea lo cual explica la reducción de los recursos del suelo para los arbustos (Diaz, 2007).

Dentro de la familia Poaceae, *Holcus Lanatus* obtuvo porcentajes de cobertura y frecuencia más altos, su presencia se evidencio en todos los núcleos, de acuerdo con Cárdenas et al (2010), dicha especie se encuentra en la lista de especies de plantas invasoras, su presencia causa la inhibición del crecimiento de otras especies, por otro lado, las especies de esta familia, poseen características que les confieren un alto potencial como especies invasoras debido a que se propagan rápidamente por crecimiento vegetativo alcanzando altas densidades, suprimen o generan mayor competencia a las otras especies, presentan polinización abiótica, producen gran número de semillas pequeñas que se dispersan fácilmente por el viento (Cárdenas-Toro, 2009;

Ibarra, 2009), siendo estas últimas características mencionadas las que le dan a esta familia su éxito (Izco, 2004).

Holcus lanatus, al igual que otras especies que generan riesgo alto de invasión, tiene como ambiente preferencial ecosistemas secundarios o con algún grado de intervención y áreas intervenidas (Cárdenas-Toro, 2009; Sanchez-Tapia, 2007), como es el caso del Parque Forestal Embalse del Neusa, lo cual, al igual que sus características explicarían el porque de la alta dominancia de esta especie en el presente estudio, sumado a la tolerancia de esta especie frente a las heladas (Díaz, 2007). Estudios similares donde se evaluó el efecto de diferentes densidades de clareo en plantaciones de pino, reportaron a *Holcus lanatus* como la especie más dominante (Vargas, 2007).

Dentro de Poaceae, *Pennisetum sp* tiene mecanismos variables para asegurar su establecimiento, como es la liberación conjunta de frutos o fragmentos enteros de inflorescencias, su ventaja más notoria radica en la retención de agua lo que facilita la germinación, esto contrarresta la desventaja que se presenta por la yuxtaposición de plántulas mediante el escalonamiento de la vegetación (Izco, 2004), lo que podría explicar el hecho de que esta especie tuvo uno de los resultados más altos de frecuencia y estuvo presente en 3 de los núcleos.

Dentro de la familia Polygonaceae, que fue de las más abundantes, la especie *Rumex acetosella* presentó porcentajes de altura y cobertura altos y estuvo presente en todos los núcleos evaluados, resultado que puede deberse a que esta especie es polinizada y dispersada por el viento, siendo este tipo de estrategia favorecida por el flujo de aire en áreas abiertas, sumado a esto, es una especie de rápido crecimiento y característica de ambientes secundarios (Moreno, 2001 en Moreno, 2011), además de esto, esta especie se caracteriza por presentar banco de semillas persistente (Grime, 1989).

Otra especie que obtuvo un porcentaje de cobertura y frecuencia significativo, reportada en todos los núcleos fue *Phytolacca bogotensis*, es una especie nativa muy común en regiones de los Andes, esta presente en potreros abandonados, orillas de caminos, áreas abiertas, terrenos baldíos y destapados (Fonnegra & Jiménez, 2007) como es el caso del sitio del estudio. Su importancia en procesos de restauración está ligada a sus frutos, pues estos son fuente de alimento para aves lo que permite la dispersión y llegada de

otros dispersores que dispersan semillas de otras especies (García et al, 2006 en Ibarra 2009). Estudios como los de Vargas (2007) han demostrado que las semillas de esta especie tienen altas tasas de predación pero son abundantes y sus bancos de semillas son dominantes con respecto a los de otras especies.

En cuanto a los atributos vitales, la mayoría de especies presentaron un ciclo de vida perenne, siendo el más común en el trópico. Este atributo confiere varias ventajas a los individuos que tienen esta característica, ya que la tasa de producción de materia orgánica es alta, dominan hábitats perturbados, sus tallos son resistentes a la desecación, congelamiento y enemigos naturales en épocas no favorables, por último, tienen mayor posibilidad de sobrevivir en condiciones adversas (Ibarra, 2009, Crawley et al, 1999, Agudelo, 2010).

Respecto a la dispersión, la mayoría de especies presentó dispersión por viento, este suele ser el mecanismo de dispersión dominante en los hábitats más abiertos y expuestos (Izco, 2004) y es característica típica de especies que son pioneras en procesos de sucesión (Finegan et al, 2000). De acuerdo con Bazzaz (1979), este método de dispersión es un indicio de que la comunidad establecida es proveniente de áreas adyacentes que también presentan un estado de alteración, por lo cual se puede decir que el vecindario ecológico tiene influencia sobre la población que coloniza un sitio disturbado.

Las especies nativas tuvieron el mayor porcentaje en cuanto a rango, esto podría mostrar que el sistema se está dirigiendo a la trayectoria deseada por la presencia de especies características de Bosque Altoandino, sin embargo es importante reiterar que aunque este porcentaje haya sido mayor que el de especies exóticas, 3 especies de este último rango se encuentran reportadas como especies con riesgo de invasión.

Para la estructura vertical, el mayor número de especies se concentraron en el primer intervalo de altura (0,3- 22,12) y en cuanto a estratificación, el hábito herbáceo es representativo, de acuerdo con esto se podría decir que el estado sucesional de los núcleos es temprano, a medida que avanza la sucesión las especies van ganando complejidad lo cual explica la aparición de las primeras especies de hábito arbustivo (Barrera et al, 2010; Greenberg, 1999).

En cuanto al índice de similaridad de Bray-Curtis, se puede inferir que 5 de los 6 núcleos analizados presentan similaridad media, esto podría mostrar que los procesos sucesionales son parecidos y se están encaminando de la misma forma (Barrera et al, 2010), es importante tener en cuenta el núcleo 4 y tomar medidas que permitan dirigirlo a la trayectoria esperada, pues este presentó el menor número de especies, aunque la presencia de especies como *Holcus lanatus* o *Taraxacum officinale*, no fue alta, tan solo presentó 19 especies de las cuales *Phytolacca bogotensis* tuvo los valores más altos de frecuencia y abundancia. Cabe resaltar que el suelo tuvo el segundo porcentaje más alto de cobertura, razón por la cual el número de especies fue menor a diferencia de los demás, siendo este el de menor cobertura vegetal.

Para las especies plantadas, de acuerdo con un estudio de Vargas et al (2007) en plantaciones de *Pinus patula*, las especies que mejor se desarrollaron teniendo en cuenta tasas de crecimiento, porcentaje de cobertura y porcentaje de mortalidad fueron *Baccharis latifolia*, *Myrciantes leucoxylla*, *Smalanthus pyramidalis* y *Weinmania toemntosa* en último lugar. En este estudio, al igual que en el Vargas et al (2007) se encontro una baja mortalidad de *Myrciantes leucoxylla*, dentro de los núcleos no se encontro ningun individuo muerto y fue la especie que presento uno de los valores mas altos en cuanto a altura y cobertura. En cuanto a *Baccharis latifolia*, el porcentaje de mortalidad fue mas alto con respecto a *Myrciantes leocucoxylla* y a lo obtenido en el estudio de Vargas et al.

Por otra parte, *Smalanthus pyramidalis* es un árbol de bosque andino bajo, dentro de sus características se resalta el rápido crecimiento de la especie y la no asignación de recursos a la protección en contra de herbívoros, lo que permite explicar el alto grado de herbivoría en los individuos de esta especie (Anexo 22) (Avila et al, 2010; (Guzman & Barrera, 2011). Sumado a esto, se resalta su importante función en la regulación de agua en el suelo, barrera contra vientos y proporción de sombra para especies de lento crecimiento (Mahecha et al, 2004). Sin embargo, esta especie tuvo el mayor número de individuos muertos y los porcentajes mas bajos de altura y cobertura, aunque en otros estudios (Vargas et al, 2007; Diaz-Espinoza, 2007 en Vargas et al, 2010 ; Meza et al, 2009) la plantación de individuos de esta especie ha generado resultados positivos. La alta mortalidad de esta especie puede deberse a dos factores, el primero de estos tiene

que ver con la intolerancia de la especie a las heladas y el segundo con el procedimiento de plantación.

De acuerdo con datos proporcionados por Rosberthy Diaz, encargado de la parte de investigación en campo de Geoambiente, durante la noche del 31 de Octubre de 2011, la noche del 1 de Enero de 2012 y la noche del 15 de Enero del 2012 se presentaron heladas (Anexo 20 a.b; 21 a,b) (IDEAM,2011), estas afectaron notoriamente las especies, en particular a *Smallanthus pyramidalis*. Este fenómeno es común en las áreas de alta montaña durante la época seca cuando la temperatura llega a ser igual o menor a 0°C a dos metros de altura sobre el suelo. De acuerdo con Diaz (2007) hay pocos estudios que evalúen los efectos de las heladas sobre las plantas de Bosque andino, sin embargo hay un listado que muestra a las especies que son más o menos tolerantes a las heladas y dentro de las menos tolerantes se encuentra *Smallanthus pyramidalis* que presenta una tolerancia menor o mínima a este tipo de fenómeno, lo que permite explicar la alta mortalidad de la especie en los núcleos.

En cuanto a *Viburnum triphylum*, una de las especies con más baja mortalidad, ya que de 24 individuos plantados tan solo murió 1, se encuentra reportada como una de las especies tolerantes a las heladas puesto que mantiene su biomasa epigea en pie o retoña desde la base (Diaz, 2007).

Por otro lado, la plantación de los individuos de esta especie se hizo cuando estos tenían apenas 30 cm de altura, de acuerdo con Vargas et al (2010) el establecimiento de plantulas cultivadas en invernadero presentan varias limitaciones; la primera de estas tiene que ver con el tamaño, pues las plantulas deben ser relativamente grandes, y tener la madurez necesaria para garantizar el desarrollo de su sistema radicular y de esta forma su resistencia en épocas de sequía o de lluvia. Sumado a esto, el crecimiento de la parte aérea de los individuos plantados disminuye al sembrarlo en áreas degradadas, como ocurre en este estudio, posiblemente debido a la limitación de nutrientes y disponibilidad de agua (Vargas et al, 2010; Meza et al, 2009).

De esta forma, de acuerdo con Meza et al (2009) existen varios factores que se deben tener en cuenta a la hora de sembrar plantulas provenientes de vivero como: el tamaño ideal de una plantula a la hora de ser sembrada debe estar entre los 80 a 120 cm , debe

tener hojas verdaderas; el diametro del tallo a nivel del suelo debe ser mayor a los 5mm, ya que esto refleja el tamaño del sistema radica y la resistencia de la planta a daños físicos y biológicos; la yema apical debe estar presente para que no se promueva la ramificación lateral puesto que esto genera mayor cobertura en el suelo impidiendo el establecimiento de otras especies; el tallo de las plantulas debe estar algo leñoso, por ultimo, las plantas deben estar sanas, sin daños físicos, plagas o enfermedades. Esto concuerda con otros estudios donde se usaron especies nativas para restauración y se encontro que sobrevivencia de algunas especies, estaba asociada al diametro de la planta en el momento del transplante (Ruíz Cortines en Carrasco-Carbadillo et al, 2011).

Sumado a esto, el transporte de las plantulas juega un papel (Meza et al, 2009) muy importante en la supervivencia de la especie, los cuidados proporcionados en esta tarea harán que la plantula llegue con la mejor calidad y buenas condiciones para que estas sobrevivan y tengan un buen desarrollo. La alta mortalidad de algunas de las especies plantadas, como *Smalanthus pyramidalis* y *Baccharis latifolia*, pudo deberse a este factor, pues de acuerdo con Meza et al (2009), la mortandad de las especies plantadas por daño mecánico y estrés hídrico en un transpote inadecuado puede alcanzar el 20%, debido a esto, en este tipo de proyectos es recomendable instruir a los operarios y supervisar las diferentes actividades ya que esto garantizara el cumplimiento de las metas del proyecto y la reducción de costos.

Dichos factores afectaron notablemente el desarrollo de las plantulas de *Smalanthus pyramidalis*, puesto que otros estudios como los de Leon (2007) en Vargas (2007), han reportado que *Smalanthus pyramidalis*, *Baccharis latifolia* y *Myrcianthes leucoxylla* obtuvieron las mejores tasas de crecimiento y sobrevivencia dentro de los claros; por otro lado, Rodriguez y Vargas (2007) en Vargas (2007) determinaron 5 especies clave para la restauración de plantaciones de pino dentro de las cuales se encuentra *Myrcianthes leucoxylla*, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en este estudio puesto que esta especie tuvo una mortalidad muy baja.

9. CONCLUSIONES

Aunque se observó un alto predominio de gramíneas introducidas que se encuentran catalogadas como invasoras, el porcentaje de especies nativas fue más alto lo que

demuestra que han logrado establecerse y el sistema podría dirigirse a la trayectoria esperada, es decir, a la formación de Bosque Altonadino.

La alta mortalidad de algunas de las especies plantadas en los núcleos como *Smallanthus pyramidalis* demuestra que existen factores que impiden el buen desarrollo de las mismas, como es la plantación o las condiciones ambientales, puesto que en otros estudios esta especie presenta altas tasas de crecimiento.

La especie exótica *Holcus lanatus*, alcanza grandes coberturas impidiendo el establecimiento de especies de sucesión tardía y el desarrollo de las especies plantadas, esto podría indicar en detener el proceso sucesional o hacerlo más lento.

En general, los procesos sucesionales de los núcleos se parecen lo que indica que se están encaminando de la misma forma y con el tiempo

10. RECOMENDACIONES

Se recomienda hacer un seguimiento a las especies exóticas con grado de amenaza de invasión tales como *Holcus lanatus*, *Pennisetum clandestinum* y *Taraxacum officinale* y generar planes de control pues la presencia de estas especies ya que pueden afectar las metas de este estudio.

Para las especies que deben hacerse replantes, se recomienda seguir las recomendaciones planteadas por Meza et al (2009) ya que esto garantizará el buen desarrollo de las plantulas y la reducción de costos en el proyecto.

Puesto que el presente estudio se basó en 6 de los 12 núcleos implementados, es importante mencionar que los 6 núcleos del presente trabajo fueron reenumerados, por esto para siguientes evaluaciones es importante tener en cuenta la siguiente tabla que muestra la correspondencia de los núcleos originales y reenumerados.

Tabla 7: Correspondencia entre los números de núcleos utilizados en el presente estudio y los números de núcleos utilizados en el proyecto.

Número de núcleo en el presente estudio	Número de núcleo en el proyecto
1	5
2	4
3	6
4	7
5	12
6	11

11. BIBLIOGRAFIA

Agudelo, M. Evaluación del estado actual de la vegetación en parcelas enmendadas con biosólidos en la antigua arenera Juan Rey, Bogotá D.C. Trabajo para optar al título de biólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 2010. 53p.

Amat- Garcia G, Lopera-Toro A, Amézquita-Melo SJ. Patrones de distribución de escarabajos coprófagos (Coleptera: scarabaeidae) en relicto del Bosque Altoandino, Cordillera Oriental de Colombia. *Caldasia* 1994; 19 (1-2): 191-204.

Avila, L. A., & Rios, O. V. Núcleos de restauración de *Lupinus bogotensis* en claros de plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*. En O. V. Reyes, & O. V. Reyes (Ed.), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias de restauración ecológica*. Primera edición. Bogotá D.C . Colombia. 2011. 633 p.

Barrera,J.I, Valdez,C.Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia, *Universitas Scientiarum*. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. 2007; 12: 11-24-

Barrera, J.I, Contreras,S. Ochoa, A. Perilla, N, Garzón, N, Rondon, D.C (eds). *Restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C. 2009.

Barrera, J.I, Contreras, S.M, Garzón, N.V, Moreno, Montoya, S.P. *Manual para la restauración Ecológica de los Ecosistemas disturbados del distrito capital*. Secretaria Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana. Bogota, Colombia. 2010; 1-400.

Barrera, J.I, Ríos, F.Acercamiento a la ecología de la restauración. Investigadores subdirección certifica. Jardín Botánico José Celestino Mutis, Bogota, Colombia. 2002 ;33- 45.

Bazzaz FA. The physiological ecology of plant succession. *Annual review of ecology and systematic* 1979; 10: 351-371.

Bechara FC. Unidades demostrativas de restaracao ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tesis Doctoral. Cusro de Posgrado en recursos forestales, ESALQ-USP, Piracicaba. 2006.

Bechara FC. Campos EM, Duarte K, Vagner de Araujo G. Unidades demostrativas de restaracao ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. Revista Brasileira de Biociencias. Porto Alegre. 2007; 5(1): 9-11.

Borda, M., Vargas, O. Caracterización del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (*Pinus patula*) y claros en regeneración natural (Alrededores del Embalse de Chisaca, Bogota-Localidad de Usme- Bosque Altoandino). En O. V. Reyes, & O. V. Reyes (Ed.), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias de restauración ecológica*. Primera edición. Bogotá D.C, Colombia. 2011. 633 p.

Brown.S , Lugo.A.E. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. Restoration Ecology. 1994; 2 (2): 97-111.

Calvi, GP.; Vieira, GA. Nucleação como ferramenta para recuperação de áreas degradadas pela atividade petrolífera.

Cantillo.H, Lozada.A, Pinzon.J. Caracterización sucesional para la restauración de la reserva forestal Cárpatos, Guasca, Cundinamarca. Revista Colombia Forestal. 2009; 12: 103-118.

Cárdenas D, Castaño N, Cárdenas-Toro. Análisis de riesgo de especies de plantas introducidas para Colombia. En: Baptiste M.P, Cataño N, Cárdenas D, Gutiérrez FP. Gil DL, Lasso CA (eds). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C, Colombia. 2010. 53-67pp.

Cárdenas-Toro J. Categorización de especies de plantas introducidas en la amazonia colombiana con antecedentes de invasión. Trabajo de grado para optar al título de ecóloga. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá..D.C. 2009.

Carrasco- Carbadillo V, Martínez-Garza C. Recuperación de la biodiversidad con plantaciones experimentales de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudios de caso. En O. V. Reyes, & O. V. Reyes (Ed.), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias de restauración ecológica*. Primera edición. Bogotá, D.C. Colombia. 2001. 633 p.

Crawley M, Brown S, Heard MS, Edwards GR. Invasion resistance in experimental grassland communities: species richness or species identity?. *Ecology letters* 1999; 2:140-148.

Convenio sobre la diversidad biológica. 1992.

Contreras,S. Informe Septiembre 2011. La nucleación como una herramienta para la restauración de una área en proceso de restablecimiento en el Parque Forestal Embalse del Neusa. 2011; 1-11.

CONANBIO. La diversidad biológica de México: estudio de país. México.1998. 341 p.

Correia A, Gomes dos Santos K, Kanieski da Silva B, Arias MR, Camargo A. Estratégias de nucleacao voltadas para a recuoeracao de ambientes degradados. 2008.

Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). Contratista: Manrique, O. Guía técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales den el Distrito Capital. Bogotá D.C. Editor: Montoya, s. 2004. 92p.

Díaz, A. Condiciones climáticas adversas. En O. Vargas, & O. Vargas (Ed.), *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Primera edición. Bogotá, D.C .Colombia. 2007. 189 p.

Díaz L, Mendoza M. Aproximación a un modelo de flujo de biogeoelementos en el bosque altoandino de Monserrate, Cundinamarca, Colombia. En: Mora-Osejo LE, Sturm H. (eds). Estudios ecológicos del paramo y bosque altoandino cordillera oriental de Colombia. Tomo II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez No 6. Bogotá, Colombia. 1995; 407-438.

Espindola MB, Reis A, Scariot EC, Tres DR. Recuperação de áreas degradadas: a função das técnicas de nucleação. 2006.

Finegan B, Delgado D. Structural and Floristic Heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican Rain Forest Restored on Pasture Through Natural Secondary Succession. *Restoration Ecology* 2000; 8 (4): 380-393.

Fonnegra R, Jiménez SL. Plantas medicinales aprobadas en Colombia. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 2007. 368p

Garcia, C.A. Plan de manejo Parque Forestal Represa del Neusa. Corporacion Autonoma Regional de Cundinamarca. 1998.

Gamboa. A, Ramos.C, Garcia. M.Efecto del pino en la artropofauna del suelo de un bosque Altoandino. *Rev.Biol. Trop.* 2010 ;58 (3): 1031-1048.

Gentry, A. H. Woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Perú) with supplementary notes on herbaceous taxa. United States of America: Conservation International. 1993.

Gil,L. Evaluación de la vegetación en parcelas establecidas con diferente concentración de biosólidos en la cantera Soratama ubicada en Bogotá D.C. Tesis de Pregrado. Facultad de ciencias. Pontificia Universidad Javeriana – Bogotá, 2010.

Greenberg J. Mechanisms of Succession and Conservation Consequences in Tropical Rainforests. Essay.1999.

Grime, J.P. Estrategia de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. Editorial Limusa. 1989. 291p.

Hernández, M. E, Orellana, L. R. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. UNAM, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. México. 2004.

Holl K. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Department of environmental studies. University of California. Santa Cruz. Journal of Ecology 2002; 90: 179-187.

Holl KD, Zahavi A, Cole RJ, Ostertag R, Cordell S. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale Tropical Forest restoration strategy. Restoration ecology 2010:1-10.

Huber. A, Iroumé. A, Mohr. C, Frene. C. Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. Bosque. 2010; 31 (3): 219-230.

Ibarra K. Evaluación del estado actual de la vegetación en parcelas experimentales con aplicación de biosólidos en diferente proporción, antigua arenera Juan Rey- Bogotá D.C. Trabajo de grado para optar al título de bióloga. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá..D.C. 2009.

IFCAYA Ltda. Plan de administración y manejo de las plantaciones forestales del Parque Recreacional del Embalse de Neusa. Bogotá. 1990.

Izco, J. *Botánica*. Segunda edición. . McGraw-Hill Interamericana .Madrid , España. 2004.

Katinas, L., Guitiérrez, D. G., & Crisci, M. A. Panorama de la familia Asteraceae (=Compositae) en la república Argentina. *Bol.Soc. Argent. Bot* 2007, 42 (1-2), 113-129.

Mahecha G, Ovalle A, Camelo D, Rozo A, Barreto D. Vegetación del territorio CAR. 450 especies de sus llanuras y montañas. Primera edición, Bogotá, Colombia. 2004. 871 pp.

Meza R, Ruiz F. *Guía para la producción de planta y plantación con especies nativas*. Primera edición. Mexico: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias .Mexico D.F. 2009.

Milton S. Probabilidad y Estadística para ingeniería y ciencias. Aeditorial McGrawHill, Interamericana de España. 2006.

MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Plan nacional de restauración. Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Republica de Colombia. 2010.

MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL, FUNDACIÓN UNAU Y CORANTIOQUIA. Estrategia Nacional para la Prevención y el Control al Tráfico Ilegal de las Especies Silvestres de Perezosos en Colombia. Imprenta Nacional de Colombia. 2008.

Moreno, C.L. Metodos para medir la biodiversidad. Manuales & Tesis SEA. Centro de investigaciones Biologicas, Universidad Autonoma del estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, 42001. México. 2000; 1- 83.

Moreno, A.C. Muestreo de la vegetación vascular presente en doce (12 núcleos) establecidos por la Pontificia Universidad Javeriana- Escuela Restauración Ecológica antes de la plantación de vegetación nativa. Informe de avance “Muestreo de vegetación vascular”. 2011; 1- 9.

Muñoz, J.C., Cataño N & Stevenson P. Dispersión de semillas y regeneración temprana bajo plantaciones maderables en un fragmento de bosque amazónico en Guaviare, Colombia. En O. V. Reyes, & O. V. Reyes (Ed.), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias I congreso colombiano de restauración ecológica & II simposio nacional de experiencias de restauración ecológica*. Primera edición. Bogotá, D.C. Colombia. 2001. 633 p.

León-Gamboa, A. L., Ramos, C., & Garcia, M. R. Efecto de plantaciones de pino en la atropofauna del suelo de un bosque Altoandino. *Rev.Biol.Trop*, 2010; 58 (3), 1031-1048.

Lep', J. Rejmainek, M. Convergence or divergence: what should we expect from vegetation succession? *Oikos* 1991; 62 (2): 261-264.

Lockwood, D.R. Multiple stable states: the complex dynamics of succession. Institute of theoretical dynamics and center for population biology, University of California. California. 2002.

Luken JO. Directing ecological sucesion. Department of Biological Sciencies, Northern Kentucky University, USA. Chapman and Hall 1990: 1-211.

Odum PE. Ecología estructura y función de la naturaleza. Los modernos principios del flujo de energia y ciclos biogeoquímicos. Primera edición. Continental. México. 1965. 201p.

Odum PE. Ecología. Tercera edición. Interamericana. México. 1972. 639p.

Odum PE. Fundamentos de ecología. Interamericana. México. 1987. 421p.

Odum PE., GW. Warret. Fundamentos de Ecología. Quinta Edición. Thompson. Mexico. 2006. 598 p.

Ospina F, Estévez JV, Betancur J, Realpe E. Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a *Tillandsia Baker* (Bromeliaceae) en un Bosque Alto Andino Colombiano. *Acta Zoológica Mexicana*(nueva serie) 2004; 20 (001): 153- 166.

Prado-Castillo L.F.,Barrera J.I. & Montoya S.P. Programa de evaluación y seguimiento a proyectos de restauración ecológica del Distrito Capital. Pontificia Universidad Javeriana y Departamento Tecnico Administrativo del Medio Ambiente. Bogota D.C., Colombia. 2005.

Primack, R. B. 1998. Essentials of conservation biology 2nd ed. Sunderland, Massachusetts : Sinauer. 660 p.

Rangel, J.O. & Lozano. G. Un perfil de vegetación entre la plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*. 1986; 14: 503- 547.

Rangel JO, Velásquez A. Métodos de estudio de la vegetación . 1997: 59-87. En: Rangel JO, Lowy P, Aguilar M (eds), *Colombia Diversidad Biotica II*. Editorial Guadalupe Ltda. Bogota D.C., Colombia.

Salamanca. A. Evaluación del estado de la vegetación en diseños de restauración ecológica, un año después de su implementación en la microcuenca de las quebradas Hoya Onda y La Leona, ubicadas en la vereda las Margaritas, Localidad de Usme. Tesis de Pregrado. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad de Ciencias y Educación. Bogota D.C. . 2010; 163 p.

Salamanca B, Camargo G. Fase II: proyecto “protocolo de restauración de ecosistemas para Colombia basado en el manejo de la sucesión vegetal”. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM. Santa fe de Bogota- Colombia. 1996: 105.

Sanchez-Tapia, A. Las invasiones de especies exóticas. En O. Vargas, & O. Vargas (Ed.), *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Primera edición. Bogotá,, D.C., Colombia. 2007, 189 p.

Sechrest, W., and T. M. Brooks. Biodiversity - Threats. in *Encyclopedia of Life Sciences*, <http://www.els.net>. Nature Publishing Group, London. 2002.

Yarranton. G.A, Morrison. R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* . 1974; 62 (2) : 417- 428.

Tres DR, Reis A. Técnicas nucleadoras na restauracao de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Biotemas* 2009; 22(4); 59-71.

Tobón, C. Los bosques andinos y el agua. Serie investigación y sistematización #4. Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION, CONDESAN. Quito. 2009.

Primack, R.; Rozzi, R.; Eisinger, P.; Dirzo, R.; Massardo, F. Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica de México. 2001; 797 pp.

Ramirez, A. "Ecología. Métodos de Muestreo y Análisis de Poblaciones y Comunidades". Pontificia Universidad Javeriana – CEJA. Colombia. 2006. 1: 1-273.

Reis A, Bechara FC, Espindola M, Koehntopp N, Lopes de Souza L. Restauracao de áreas degradadas: a nucleacao como base para incrementar os procesos sucessionais. *Natureza et Conservacao* 2003; 1(1); 28-36.

Reis, A.; Tres, D.R. Recuperación de áreas degradadas: La función de la nucleación. In: Seminario Internacional de Restauración Ecológica 2 Santa Clara. CA, USA. 2007.

Reis, A. Bechara,C. Tres, D.R. Nucleation in tropical ecological restoration. *Sci, Agric.* 2010; 67 (2) : 244-250 .

Vargas O. Guía metodológica para la restauración ecológica del Bosque Altoandino. Grupo de Restauración Ecológica. 2007; 1-189.

Vargas, W. G. *Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales*. Primera edición. L. F. Escobar. Universidad de Caldas, Centro Editorial Colombia. Manizales. 2002.

Vargas O, Bejarano SP., Ruiz PA, Triana, JE. *Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia. 2010.

Villareal, J. A., Valdés, J., & Villaseñor, J. Coprología de las asteráceas de Coahuila, México. *Acta Bótanica Mexicana* 1996. 29-42. 36 p.

Walker, LR, del Moral. R. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, UK. 2003; 1-456 p.

Referencias de Internet

Contratos. Aumento y protección de la cobertura boscosa. Subdirección de administración de los recursos naturales y áreas protegidas. 2009. http://www.contratos.gov.co/archivospuc1/2009/DEPREV/132003003/09-1-40420/DEPREV_PROCESO_09-1-40420_132003003_915619.pdf . Consultado en Octubre de 2011.

FUNDACION ALEJANDRO ANGEL ESCOBAR. La importancia de la biodiversidad. 2008. <http://www.faae.org.co/colombiabiodiversa/index-1.html> . Consultado Octubre de 2011.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bosque Andino o Bosque de Niebla. 2011. <http://www.parquesnacionales.gov.co/PNN/portel/libreria/php/decide.php?patron=01.201203>. Consultado Octubre de 2011.

SER. Principios de SER internacional sobre restauración ecológica. 2004. www.ser.org. Consultado en Junio de 2011.

