



Restauración Ecológica de Áreas Degradadas Dagua, Valle del Cauca, Colombia

Luis Alfonso Osorio Barragán

Universidad de Manizales
Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas
Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente
Manizales, Colombia
2017

Restauración Ecológica de Áreas Degradadas, Dagua, Valle del Cauca, Colombia

Luis Alfonso Osorio Barragán

Tesis o trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Director:

Gabriel Jaime Castaño Villa

Doctor en Ciencias – Ecología y Biología Evolutiva

Línea de Investigación:

Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Universidad de Manizales

Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas

Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Manizales, Colombia

2017

*A Dios por brindarme los mecanismos y la persistencia.
En memoria a la Bióloga Adriana Patricia Osorio
Barragán (q.e.p.d), mi familia por su apoyo
incondicional, y amigos que han contribuido en este
proceso.*

Agradecimientos

A la Doctora Fabiola Collazos, por fomentar investigación y compartir fraternalmente sus experiencias en el cuidado de la naturaleza en la Reserva San Antonio.

Al Doctor Gabriel Castaño, por su asesoría y apoyo en el proceso investigativo.

A la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca – CVC, Dirección Ambiental Regional Pacífico Este, por su asesoría técnica.

A la Universidad de Caldas, Colombia, laboratorio de Ecología, por su apoyo en el análisis de muestreo de hojarasca.

A los Ingenieros Forestales Camilo Andrés Gonzales y Julián Felipe Sánchez, por su apoyo en la colección de información primaria.

Resumen

En América Latina y El Caribe debido a impactos negativos, ha sufrido degradación significativa de la diversidad biológica y los medios de vida de los seres humanos. De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2017), Suramérica presenta el 14% de sus suelos degradados. Esto obedece la necesidad de restaurar ecológicamente áreas degradadas; y una alternativa para ello, son las reforestaciones forestales monoespecífica o mixtas. El estudio comparó la riqueza y composición de especies vegetales de sotobosque entre dos reforestaciones y un bosque secundario. Ambas reforestaciones tienen aproximadamente 14 años, fueron establecidas en áreas degradadas por actividades agropecuarias en los Andes de Colombia (Reserva San Antonio). 1. Reforestación monoespecífica de *Acacia mangium*, y 2. Reforestación mixta de *A. mangium*, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala*, *Ochroma pyramidale*, adicionalmente, se comparó entre estos hábitats boscosos la cantidad de hojarasca. No se registraron diferencias significativas entre los hábitats boscosos evaluados con respecto a riqueza florística de especies y hojarasca del suelo, no obstante, si existió disimilitud en la composición florística entre las coberturas. La evaluación indicó, que este tipo de reforestaciones sea monoespecífica o mixta, propicia condiciones para el desarrollo del sotobosque, y fomenta la materia orgánica del suelo en áreas que han sido degradadas en el trópico.

Palabras Claves: Reforestación monoespecífica, Reforestación mixta, Sotobosque, Hojarasca.

Ecological Restoration of Degraded Areas, Dagua, Valle del Cauca, Colombia

Abstract

In Latin America and the Caribbean due to negative impacts, it has suffered significant degradation of biological diversity and the livelihoods of human beings. According to Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2017), South America presents 14% of its degraded soils. This is due to the need to ecologically restore degraded areas; and an alternative for this are monospecific or mixed forest reforestations. The study compared the richness and composition of underbrush species between two reforestations and a secondary forest. Both reforestations are approximately 14 years old, were established in areas degraded by agricultural activities in the Andes of Colombia (Reservation San Antonio). 1. Monospecific reforestation of *Acacia mangium*, and 2. Mixed reforestation of *A. mangium*, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala*, *Ochroma pyramidale*. Additionally, the amount of leaf litter was compared among these forest habitats. There were no significant differences between the forest habitats evaluated with respect to the floristic richness of the species and soil leaf litter, however, if there was dissimilarity in the floristic composition between the coverings. The evaluation indicates that this type of reforestation is monospecific or mixed, provides conditions for the development of underbrush, and promotes soil organic matter in areas that have been degraded in the tropics.

Keywords: Monospecific reforestation, Mixed reforestation, Underbrush, Litter.

Contenido

	Pág.
Resumen.....	7
Lista de figuras.....	11
Lista de tablas.....	12
Lista de símbolos.....	13
Introducción.....	14
CAPITULO 1.....	16
1.1 Planteamiento del problema.....	16
1.2 Justificación.....	18
1.3 Objetivos.....	19
Objetivo general.....	19
Objetivos específicos.....	19
1.4 Marco conceptual.....	20
1.4.1 Marco referencial.....	20
1.4.2 Marco normativo.....	23
1.4.3 Marco teórico.....	24
1.5 Metodología.....	29
1.5.1 Área de estudio.....	30
1.5.2 Materiales y métodos.....	35
1.5.3 Colección de información.....	35
1.5.3.1 Flora del sotobosque.....	35
1.5.3.2 Hojarasca del suelo.....	37
1.5.2 Análisis de datos.....	40
1.5.2.1 Riqueza florística.....	40
1.5.2.2 Composición de especies.....	41
1.5.2.3 Hojarasca del suelo.....	41
CAPITULO 2.....	44
2.1 Resultados.....	44
2.1.1 Riqueza florística del sotobosque.....	44
2.1.2 Composición de especies del sotobosque.....	45
2.1.3 Hojarasca del suelo.....	47

2.2	Discusión	48
2.3	Conclusiones.....	50
2.4	Recomendaciones.....	50
	Bibliografía	51
A.	Anexo: Planilla de Campo	58
B.	Anexo: Especies florísticas	59
C.	Anexo: Valores Chao1	60
D.	Anexo: Valores $S(est)$.....	61
E.	Anexo: Peso de Hojarasca.....	61

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1: Localización del área de estudio Colombia, Valle del Cauca (margen izquierda), aguas que drenan al océano Pacífico, RNSC San Antonio (margen derecha). Fuente: El Autor.	30
Figura 2: Reforestación monoespecífica, año 2017. Fuente: El Autor	31
Figura 3: Reforestación mixta, año 2017 Fuente: El Autor	32
Figura 4: Panorámica de áreas degradadas, año 1983. Fuente: Reserva San Antonio	33
Figura 5: Bosque de referencia – línea de base, año 2017. Fuente: El Autor	34
Figura 6: Reserva San Antonio, distribución espacial de estrategias de restauración ecológica. Año 2017. Fuente: El Autor	34
Figura 7: Transectos de muestreo de vegetación. Fuente: Villareal et al. (2004).....	36
Figura 8: Recolección de información primaria de los individuos forestales. Fuente: El Autor	36
Figura 9: Colección de hojarasca en cuadrado de 20 cm x 20 cm. Fuente: El Autor.	37
Figura 10: Muestras de hojarasca obtenidas en campo (margen izquierda), recopilación de muestras - enviadas a la Universidad de Caldas para determinar peso seco (margen derecha). Fuente: El Autor.....	38
Figura 11: Muestra de hojarasca seca (margen izquierda), peso de hojarasca seca (margen derecha). Fuente: Laboratorio de Ecología – Universidad de Caldas, Colombia.	42
Figura 12. Riqueza estimada de especies de plantas de sotobosques en plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Se presentan los intervalos de confianza superior e inferior a un 84% de confianza. Fuente: El Autor.....	45

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1: Resumen de conceptos para un inventario de biodiversidad, tomado de Villareal et al. (2004), adaptado para la investigación.....	38
Tabla 2. Atributos de progreso de restauración ecológica exitosa. Fuente: SER & IUCN (2006).....	43
Tabla 3. Riqueza observada y esperada de especies de plantas de sotobosque para plantación monoespecífica, mixta y bosque de referencia en 10 parcelas para cada tipo de bosque. La riqueza esperada fue calculada con el estimador Chao 1. Fuente: El Autor	44
Tabla 4. Comparación de la composición de especies de plantas de sotobosques entre reforestación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia por medio de ANOSIM. Fuente: El Autor	46
Tabla 5. Porcentajes de Similitud (SIMPER) para cada especie registrada en plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Fuente: El Autor.....	46
Tabla 6. Peso medio de la hojarasca del suelo para la plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Fuente: El Autor.....	47

Lista de símbolos

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término
C	Carbono
N	Nitrógeno
P	Fosforo
S	Riqueza
S_{est}	Riqueza estimada de especies
sp	Especie
spp	Especies
SD	Desviación estándar
\bar{x}	Media

Símbolos con letras griegas

Símbolo	Término
α	Diversidad Alfa
β	Diversidad Beta

Subíndices

Subíndice	Término
Chao1	Índice de Chao 1
Chao2	Índice de Chao 2
C_s	Índice de Sorensen
C_j	Índice de Jaccard
D	Índice de Simpson
H'	Índice de Shannon-Wiener
P	Nivel de significancia estadística
r	Valor estadístico
F	Valor estadístico

Abreviaturas

Abreviatura	Término
ANOSIM	Análisis de similitud
ANOVA	Análisis de varianza
CVC	Corporación autónoma regional del Valle del Cauca
DAP	Diámetro a la altura del pecho del árbol en cm
MADS	Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible
MAVDT	Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial
MO	Materia orgánica
RNSC	Reserva natural de la sociedad civil
SIMPER	Análisis de porcentaje de similitud

Introducción

La degradación de los suelos es un fenómeno cada vez más repetitivo en el trópico, en América Latina y el Caribe el 14% de su superficie terrestre, se localiza en áreas no productivas, suelos desnudos e infértiles, con alta pérdida de propiedades físicas, químicas y biológicas, que evidencia una reducción de la cobertura vegetal, disminución de la fertilidad, contaminación del suelo y agua. Las principales causas de degradación incluyen la erosión hídrica, la aplicación intensa de agroquímicos y la deforestación (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2017). Esta problemática, acrecienta la necesidad de restaurar ecológicamente grandes extensiones de tierra, e identificar y realizar estrategias, que permitan en un tiempo moderado la restauración ecológica de un territorio específico. Para garantizar así, la sostenibilidad de los ecosistemas, bienes, y servicios que el ser humano aprovecha de la naturaleza.

Las áreas degradadas es una extensión severamente deteriorada por la extracción excesiva de productos maderables y/o no maderables, manejo inadecuado, incendios reiterados, pastoreo u otras perturbaciones y usos de la tierra que degeneraron el suelo y la vegetación, a tal punto que la vegetación forestal después del abandono se ve inhibida o retrasada en el desarrollo de la sucesión natural (Organización Internacional de Maderas Tropicales [OIMT], 2002). Para contrarrestar este fenómeno, existen procesos que buscan ayudar con el restablecimiento de los ecosistemas, ha esto se denomina restauración ecológica, la cual se define como la actividad deliberada, que inicia o acelera un camino ecológico – o trayectoria a través del tiempo – hacia un estado de referencia (Society for Ecological Restoration [SER] International & Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 2006).

De acuerdo con la SER y la IUCN (2006) la restauración ecológica es un componente principal de la conservación y de los programas de desarrollo sostenible en todo el mundo, su capacidad inherente de generar a los pueblos la oportunidad de no solo reparar el daño ecológico, si no también de mejorar la condición humana en un territorio, la hace singularmente valiosa; en muchas instancias la restauración ha podido renovar oportunidades económicas, reanudar prácticas culturales tradicionales y reenfocar las aspiraciones de las comunidades locales.

Considerando que el desarrollo sostenible es el manejo y conservación de la base de recursos naturales, de tal manera que asegure la continua satisfacción de las necesidades humanas para las generaciones presentes – futuras; conserve la tierra, el agua, los recursos vegetales y animales, no degrade el medio ambiente y sea técnicamente apropiado, económicamente viable y socialmente aceptable (FAO, 1998). Este concepto está enmarcado en tres grandes pilares de carácter: 1. Ecológico, 2. Social y 3. Económico. La investigación estuvo enfocada en el componente ecológico del desarrollo sostenible, en busca de la conservación de biodiversidad de un territorio degradado por actividades agropecuarias.

Existen múltiples estrategias de restauración ecológica en áreas degradadas en el trópico, que buscan conservación de la biodiversidad. Una de estas alternativas, es la reforestación. El presente estudio evaluó los efectos en la flora y el suelo de 1. Reforestación monoespecífica de *Acacia mangium*, y 2. Reforestación mixta de *Acacia mangium*, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala* y *Ochroma pyramidale*, en la Reserva San Antonio – Colombia. La evaluación se basó en los criterios de restauración ecológica de la Society Restoration Ecology, y la International Union for conservation of Nature and Natural Resources. Se valoró la hojarasca en el suelo, como proceso ecológico, susceptible a cambios por cobertura vegetal en corto plazo; y la composición florística - riqueza específica de plantas del sotobosque, el cual es un indicador del éxito o avance de

la restauración ecológica, en relación a la diversidad de la flora. Para ello, ambas reforestaciones fueron comparadas con un bosque de referencia – línea base. Así se determinó que tipo de reforestación podría ser la mejor estrategia para la restauración en esta localidad.

CAPITULO 1

1.1 Planteamiento del problema

Conforme a la degradación de suelos que presenta América Latina y El Caribe, son múltiples los esfuerzos que la región realiza para contrarrestar este fenómeno, en busca de la conservación de la biodiversidad. En el territorio se elaboran proyectos de restauración ecológica, como parte de las políticas nacionales. Estas acciones ratificadas en Global Landscapes Forum - Landscapes for a new climate and development agenda (Foro de Paisajes Globales - Paisajes para un nuevo clima y agenda de desarrollo), celebrada en Lima 2014; en la cual, la región se compromete a restaurar ecológicamente 20 millones de hectáreas, para el año 2020, esfuerzo denominado iniciativa 20 x 20, financiado mediante recursos gubernamentales y cooperación internacional. Algunos compromisos detallados son: México con 8,5 millones de hectáreas, Guatemala con 1,2 millones de hectáreas y Colombia con 1 millón de hectáreas, otros países que también adquirieron compromisos fueron Ecuador, Chile y Costa Rica (Global Landscape Forum, 2017). Estas iniciativas asociadas a la Declaración de Nueva York sobre los Bosques, realizada en las Naciones

Unidas en el año 2014, y el “Desafío de Bonn” que busca restaurar 150 millones de hectáreas de paisajes degradados y tierras forestales en todo el mundo para el año 2020, y 350 millones de hectáreas para el año 2030.

Estas metas ambiciosas de restauración ecológica en América Latina y el Caribe, presenta dificultades técnicas, en la elección de estrategias que permitan en un tiempo moderado, la restauración de coberturas vegetales y suelos. Esto genera una gran inquietud ¿Cómo restaurar las áreas degradadas? por lo tanto, existe la necesidad de estudiar estrategias, para mejorar las experiencias en los territorios, frente a la restauración ecológica de áreas degradadas. ´

Para el caso, la investigación realizó un análisis de los efectos de la reforestación monoespecífica y reforestación mixta, en áreas degradadas por acciones agropecuarias en los Andes de Colombia – Reserva San Antonio. Con el ánimo de evaluar el efecto de estas estrategias de restauración en la diversidad de la flora y las condiciones del suelo.

1.2 Justificación

Considerando el creciente fenómeno de degradación de suelos y pérdida de cobertura boscosa en América Latina y El Caribe, existe la necesidad de estudiar estrategias de restauración ecológica, que permitan en un tiempo moderado mejorar la conservación de biodiversidad, fortalecer medios de vida del hombre, facultar a los pueblos locales y fomentar la productividad de un ecosistema. (Society for Ecological Restoration [SER] International & Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 2006).

Para el caso, se realizó un análisis de los efectos de la reforestación monoespecífica y reforestación mixta, en La Reserva San Antonio, Colombia. Con el ánimo de evaluar estas estrategias de restauración en la conservación de biodiversidad, referente a la diversidad de la flora y las condiciones del suelo. Y Así, determinar si estas estrategias son una alternativa técnica para restaurar ecológicamente áreas degradadas por actividades agropecuarias en los Andes de Colombia.

1.3 Objetivos

Objetivo general

Evaluar los efectos de estrategias de restauración ecológica en la flora y el suelo, en la reserva San Antonio, Dagua, Valle del Cauca, Colombia

Objetivos específicos

- Comparar la flora del sotobosque entre dos estrategias de restauración ecológica (1. Reforestación monoespecífica y 2. Reforestación mixta) en la reserva San Antonio, teniendo como referente un bosque nativo de la zona.

- Contrastar hojarasca del suelo, entre dos estrategias de restauración ecológica (1. Reforestación monoespecífica y 2. Reforestación mixta) en la reserva San Antonio, teniendo como referente un bosque nativo de la zona.

1.4 Marco conceptual

1.4.1 Marco referencial

La presente investigación, tiene como revisión de antecedentes, artículos científicos relacionados con la restauración ecológica de la flora y el suelo, que buscan cumplir lineamientos de restauración exitosa de la Society Restoration Ecology (SER) International y la International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). Organizaciones internacionales que promueven la restauración ecológica, como alternativa a la sostenibilidad de la diversidad biológica y restablecimiento ecológico entre la naturaleza (Society for Ecological Restoration [SER] International, 2004).

Se consideró, tres atributos de progreso de restauración ecológica, establecidos por la SER y la IUCN, estos son: 1. El ecosistema contiene una colección característica de especies que ocurren en el ecosistema de referencia, y que proporcionan una estructura comunitaria apropiada. 2. El ecosistema contiene especies autóctonas hasta el grado máximo factible. 3. El ecosistema aparentemente funciona de modo normal, conforme a su fase ecológica de desarrollo y no demuestra señales de disfunción (Society for Ecological Restoration [SER] International & International Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 2006).

De acuerdo con Ruiz & Mitchel (2005) la flora es el componente con mayor evaluación en los procesos de restauración ecológica, debido a su facilidad, cambio no tan variable, economía y relación estrecha con el suelo. En los estudios de avance de restauración ecológica, algunos de los atributos analizados históricamente son: 1. Diversidad (riqueza – abundancia), 2. Estructura vegetal (altura estimada, diámetro a la altura del pecho), 3.

Procesos ecológicos (interacciones biológicas, materia orgánica del suelo). La recomendación por parte de los autores, para que un estudio de restauración ecológica tenga confiabilidad, debe presentar: 1) mínimo dos variables en cada atributo (diversidad, estructura vegetal, procesos ecológicos. 2) mínimo dos sitios de referencia para capturar la variación que existe en los ecosistemas (proporciona dinámicas temporales y espaciales).

Según Murcia (1997), en los bosques andinos de Colombia, la diversidad florística en reforestaciones de *Alnus acuminata* (plantación mono-específica), presentó áreas basales y densidades similares a las de un bosque nativo, con un 50% de especies autóctonas. Nakamura (2008) en zonas de relictos de la selva alta perennifolia de México, reportó que la riqueza de especies y los índices de diversidad vegetal, en los sotobosques de reforestación mono-específica, fueron altos, pero inferiores a la vegetación riparia nativa; la diversidad alfa en las reforestaciones, obtuvo índices de Shannon-Wiener (H') de 4,05, e índice de Simpson (D) de 0,030; en tanto la diversidad beta, plantación en contraste al bosque ripario nativo, fue de 91 especies en común, con índice de Jaccard (C_j) de 0,459, e índice de Sorensen (C_s) de 0,629, lo cual indicó una moderada similitud de diversidad vegetal.

Fernández, Camargo y Sarmiento (2012), en plantaciones forestales mono-específica de *Eucalyptus pellita* y *Pinus caribaea* en los llanos orientales de Colombia; concluyeron que las plantaciones no impiden el desarrollo de vegetación nativa bajo el dosel, por el contrario, conforman un sotobosque muy heterogéneo, que varía de acuerdo al gradiente de manejo silvicultural y la edad de la plantación. (Diversidad β entre el bosque nativo en contraste a plantación de *E. pellita*: C_j de 0,18, C_s de 0,31 y 14 especies en común y bosque nativo en contraste a plantación de *P. caribaea*: C_j de 0,19, C_s de 0,32 y 16 especies en común).

Según Parrotta, Turnbull y Jones (1997) recopilación de varios estudios exitosos. Afirman que las reforestaciones, en especial cuando están en estado de abandono. Pueden facilitar la sucesión natural en los sotobosques, esto se debe a la modificación de microclimas (temperatura - luz) y condiciones. Algunos de los beneficios que las reforestaciones brindan, es el aumento en la complejidad de estructura florística, presencia de especies pioneras; y cambios en el suelo, en relación a su humedad, carbono y humus. Lo contrario, de acuerdo con Parrota y Knowles (1999) con un amplio estudio en la amazonia del Brasil, evidenciaron que las reforestaciones de especies nativas y exóticas en áreas muy degradadas, no generan un cambio considerable en la diversidad del sotobosque y la materia orgánica del suelo, comparado con un bosque nativo no perturbado (densidad max del sotobosque en plantaciones 2,93 individuos/m² en contraste al bosque nativo 5,04 individuos/m²).

En relación al suelo, estudios que implementaron distintas estrategias de restauración ecológica; demostraron que los indicadores de fertilidad y mineralización en las áreas de restauración de suelos, son muy semejantes a los de referencia, con mínimas variaciones en pH y disponibilidad para las plantas en Nitrógeno, Potasio, Fosforo y elementos menores. Debido, a que no existe una relación directa a corto plazo (tiempo menor a quince años) de que la cobertura vegetal recupere nutrientes básicos del suelo en áreas degradadas (Allen, 1993; Chambers, Williams y Brown, 1994; Craft, Brome y C.C, 2002; Piqueray et al. 2011). Aspectos en la profundidad del humus (presencia de materia orgánica en el primer horizonte del suelo), son indicadores susceptibles a cambios con cobertura vegetal, en suelos en proceso de restauración a corto plazo (Haselwandter, 1997; Parrotta, Turnbull y Jones I, 1997; Parrota & Knowles, 1999).

Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng y Yang (2015) en la costa tropical sur oriental de China, reforestaciones mixtas de 10 años de edad, de *A. mangium* presentaron un sotobosque de alta diversidad, y buena concentración de M.O. (hasta del 93%) en los primeros 15 cm de profundidad del suelo. Los establecimientos de *A. mangium*, muestran

una efectividad de asociaciones simbióticas con microorganismos del suelo (hongos micorrícicos, bacterias fijadoras de N₂ atmosférico (Lim, 1998; Duponnois, 1999;). Según Castellano y León (2010) en el bajo Cauca de Colombia, en plantaciones de 11 años de edad de *A. mangium*, identificaron que la hojarasca y los residuos vegetales de la especie, son de rápida descomposición, con concentraciones de M.O. en el suelo de hasta 28,5%.

En correlación a la reserva San Antonio y áreas de influencia del municipio de Dagua (zona andina de la cuenca hidrográfica del Rio Dagua), no se reportan antecedentes publicados asociados a la restauración ecológica mediante reforestaciones, que abarquen criterios de la SER y IUCN. Sin embargo, en la localidad se ha efectuado múltiples reforestaciones como estrategias de restauración ecológica de áreas degradadas, lideradas por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca – CVC, requerimientos ambientales del MADS e inversión privada (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2015). Un ejemplo, es la Reserva San Antonio, que mediante el plan estratégico para la restauración y el establecimiento de bosques en Colombia impulsado en el Valle del Cauca por la CVC, se estableció reforestaciones que fueron evaluadas en el presente estudio. Todas estas acciones que el gobierno de Colombia y fondos privados ha ejecutado en la zona, carece de estudios que evalúen su comportamiento, por lo cual motiva la presente investigación.

1.4.2 Marco normativo

La evaluación de estrategias de restauración ecológica en América Latina y El caribe, se escuda en las obligaciones que la región adquirió en la Global Landscapes Forum - Landscapes for a new climate and development agenda, celebrada en Lima en el año 2014 (Global Landscapes Forum, 2017); como un mecanismo de eficacia para monitorear las acciones que desempeñan los gobiernos. En Colombia, se enmarca en el Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Disturbadas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2015), políticas amparadas en la

Constitución Política de 1991, como carta magna guía, artículos 8, 79, 80 (Const.,1991), Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente, Artículos 13, 47, 179, 182, 183, (Decreto Ley 2811, 1974), Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático celebrada en Nueva York el 9 de mayo de 1992 (Ley 164, 1994), y Convenio sobre la Diversidad Biológica realizado en Río de Janeiro el 5 de junio de 1992 (Ley 165, 1994)

La importancia de evaluar estrategias de restauración ecológica en la Reserva San Antonio, radica en que es un lugar de interés para la Republica de Colombia, debido a que es un área protegida, en la figura de Reserva Natural de la Sociedad Civil (RNSC) (Resolución 176 de 2009 del MAVDT actual MADS), ligada a la Reserva Forestal Nacional del Pacifico (Ley 2, 1959). La normatividad de Colombia asigna a las RNSC como organización articuladora de conservación privada, y reconoce su aporte al cumplimiento de los objetivos de conservación del país; soportado por la creación del ministerio de medio ambiente, gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, y organización del sistema nacional ambiental (SINA), Artículo 109 y 110 (Ley 99, 1993)

1.4.3 Marco teórico

Se puede considerar que se ha restaurado un ecosistema degradado, cuando recobra suficientes recursos bióticos y abióticos como para sostener su estructura, procesos y funciones ecológicas con un mínimo de ayuda o subsidios externos, que demuestra la capacidad de recuperación con niveles normales de estrés y alteraciones (Society for Ecological Restoration [SER] International & International Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 2006).

Teniendo en cuenta que los objetivos de la presente investigación, están asociados a indicadores biológicos de avance de restauración ecológica. Según Halffter, Moreno y Pineda (2001) citado por Villareal et al. (2004, p. 236) existen dos grandes clases de grupos de indicadores biológicos: de diversidad y de procesos ecológicos. Los primeros, permiten estimar la diversidad en un área determinada. El segundo grupo, permite evaluar cambios ambientales o interacciones entre especies, que hace posible evaluar el impacto generado por diferentes tipos de disturbios. A continuación, se describe la importancia de las variables respuesta del estudio, “riqueza y composición de plantas del *sotobosque*, como indicador de diversidad y, la *hojarasca*, como indicador de procesos ecológicos”, para cada componente de la investigación, es decir, la flora y el suelo respectivamente; así mismo, como estas variables de respuesta, pueden cambiar según las reforestaciones establecidas, que son las estrategias de restauración ecológica a evaluar.

De acuerdo con Hofstede, Lips, Jongasma y Sevink (1998) cuando se implementan reforestaciones, como estrategia de restauración ecológica de la flora y el suelo, los resultados de avance pueden ser disímiles. Debido, a que esto depende de las especies implementadas, el crecimiento de los árboles, su forma, microclima (temperatura, humedad, luz), tipo de hojas - residuos vegetales, entre otros factores.

En la investigación, el sotobosque se entenderá, como el estrato de vegetación asociado a la regeneración natural de una cobertura vegetal con dosel, que se caracteriza por su diversidad de arbustos, hierbas y árboles en estado juvenil (Vega et al., 2008). Esta vegetación, es una comunidad dependiente, debido a que está incluida dentro de otra comunidad mayor (Braun, 1979). Su importancia radica, en que la pérdida de biodiversidad en este estrato, implica el deterioro de los recursos dinámicos relacionados, a medida que la interrupción en la dinámica de estos procesos es severa, los ecosistemas pueden colapsar, sobre todo si esta diversidad de especies, es diferente a la de otras comunidades como las que hay en el dosel (Gentry & Emmons, 1995).

Según Hofstede, Lips, Jongma, Sevink (1998) existe la hipótesis de que una reforestación, aunque sea de una especie exótica, crea un microclima que ayuda a la regeneración nativa del sotobosque. Esto, sin embargo depende del estado y manejo de la reforestación. Real de Abreu, Bessão, Frison, Aguirre y Durigan (2011) citado por Fernández, Camargo y Sarmiento (2012 p. 3) en el Cerrado brasileiro concluyeron que las reforestaciones albergan gran cantidad de biodiversidad. Viani, Durigan y Melo (2010) destacó que las características del sotobosque en las reforestaciones, son determinadas por: 1. El manejo e historia de uso de la tierra, 2. La proximidad a los fragmentos de vegetación nativa, 3. Edad de la plantación, 4. Las especies plantadas, 5. Densidad de dosel.

De acuerdo con Moreno (2001) la diversidad permite comprender la estructura de las comunidades florísticas, y evaluar efectos de estrategias de restauración ecológica. Whitlaker (1972) propuso separar la diversidad en distintos componentes, siendo estos: alfa (diversidad dentro del hábitat), beta (diversidad entre hábitats) y gamma (número de especies a escala regional). A lo largo de este trabajo, se relacionará la diversidad alfa (α) como la riqueza de especies de una comunidad particular, a la cual se considera homogénea (reforestación forestal monoespecie, reforestación forestal mixta y bosque de referencia); diversidad beta (β) como el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies, entre diferentes comunidades en un paisaje (comparaciones entre las reforestaciones y bosque de referencia).

Nakamura (2008) argumenta que la diversidad alfa en las reforestaciones puede llegar a ser alta, debido a los microclimas favorables que se desarrollan, que mejora la diversidad, en comparación con terrenos degradados y deforestados; lo cual permite el establecimiento de especies nativas arbóreas, y de otros hábitos en el sotobosque. Pero, esta diversidad no es superior a los bosques nativos; aun así, la diversidad beta entre los bosques nativos al compararse con las reforestaciones, en algunos casos, la similitud entre las comunidades, es alta. Estos valores, se debe a que la diversidad de especies en el

sotobosque de las reforestaciones, puede estar influenciada en gran medida por la especie plantada, las prácticas de manejo, el ecosistema que remplazan y la existencia o no de vegetación nativa cercana a las reforestaciones. A medida de que las plantaciones incrementan la edad, la composición florística, la riqueza y la diversidad de especies tiende a ser similar a la vegetación nativa.

Las reforestaciones con especies exóticas de rápido crecimiento, tienen una alta influencia sobre el sotobosque. Debido a que algunas especies son alelopáticas, expulsan hojarasca con fenoles que inhiben el crecimiento de otras especies (Lima, 1996). Bajo reforestaciones, muchas veces no crece el sotobosque, razones para esto, son la falta de luz; más que todo en reforestaciones densas, sin manejo de copas, que no dejan ingresar rayos solares al suelo (Ohep & Herrera, 1985); adicional, en algunos casos la gran producción de hojarasca que queda casi sin descomposición en el piso, ahoga la vegetación del sotobosque (Cortés, Chamorro & Vega, 1990; van der Hammen, 1997).

Las reforestaciones mixtas en el Neotrópico, debido a la poca experiencia existente y las suposiciones lógicas, enseñan que hay mucho menos riesgos de pérdida de diversidad en estas alternativas (Cavelier, 1994). Así mismo, en la reforestación mixta, si existe una interacción en el que una especie se beneficia de la otra, sin daño y potencialmente con beneficios; pueden generar complejidad en la diversidad, y la fertilidad de los suelos, debido a que son los principales factores en la dinámica de la vegetación forestal (Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng & Yang, 2015).

Para analizar la diversidad de las coberturas vegetales, la investigación aplicó métodos no paramétricos. De acuerdo con Moreno (2001) y Espinosa (2003) son estimadores que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos, y no lo ajustan a un modelo determinado, haciéndolos efectivos (Smith & van Belle, 1984; Palmer, 1990; Colewell & Coddington, 1994). En el análisis de la diversidad, se verificó la eficacia del muestreo del sotobosque con la estimación Chao1 con intervalos de confianza +-95%, posterior se

analizó la riqueza estimada de especies con $S(est)$ con intervalos de confianza $\pm 84\%$. La composición florística se estudió con Analisis of Similarity (ANOSIM de una vía), se consideró disimilitud de composición de especie entre los hábitats comparados cuando éxito niveles de significancia estadística P menores a 0,05 (Clarke, 1993), y finalmente, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) que permitió identificar que especies contribuyeron en mayor proporción a la similitud o disimilitud de los datos.

La materia orgánica (M.O.) de los suelos, es toda la biomasa viva, los residuos orgánicos de plantas, animales y microorganismos, así como los productos de su metabolismo (Rodriguez et al., 2015). La M.O. es considerada el indicador por excelencia para cuantificar el avance de restauración ecológica del suelo, de ella depende en gran medida una buena estabilidad hídrica de los agregados, y por tanto una construcción adecuada del suelo (Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng & Yang, 2015). Las sustancias orgánicas, que se forman en el suelo como productos finales del proceso de transformación y descomposición de los materiales originales, se denominan humus; es la fracción que le confiere estabilidad a su fertilidad, y demás propiedades físicas, químicas, biológicas del sistema suelo (Orellana, 2001).

Según Cannel (1996) citado por Hofstede et al. (1998 p. 242) no existe una tendencia clara de los efectos del manejo silvicultural en las reforestaciones, sobre la reserva de M.O. en el suelo. Esto quiere decir, que el estado de abandono de las reforestaciones implementadas en la reserva San Antonio (área de estudio), no interfiere en la disponibilidad de M.O. como variable respuesta de procesos ecológicos estudiados. Pero si, la M.O. en las reforestaciones (en especial especies exóticas), puede ser muy variable, comparado con los bosques nativos; debido a que algunas de estas coberturas en los Andes consumen demasiada agua, disminuyen el rendimiento hídrico y finalmente secan el suelo. Esta característica, hace disminuir el contenido de M.O. y, la acelerada descomposición, no es

compensada por la entrada de nueva M.O. (Cortés, Chamorro & Vega, 1990; Hofstede, 1997; Hofstede & Aguirre, 1999).

La disponibilidad de M.O. se cuantificó mediante el peso expresado en gramos (g) de hojarasca seca, la disimilitud de esta variable en los tres hábitats, se estimó mediante análisis de varianza – ANOVA de un factor, con 2 y 27 grados de libertad entre grupos y dentro del grupo respectivamente, un valor estadístico F y una probabilidad P , en donde si P es menor a F , se consideró disímil la información. Los cambios en los datos pudieron variar en las reforestación mono-específica y mixta, debido a factores como: 1. la humedad, 2. la temperatura, 3. la especie, 4. la edad y, 5. fundamentalmente, la calidad de la hojarasca y residuos vegetales (concentraciones de N y P, relaciones C/N y N/P, contenido de lignina y taninos) (Castellanos & León, 2010). De acuerdo con Duchaufour (1987), se distingue tres tipos genéricos de hojarasca y residuos vegetales, de forma descendente en relación a su aceleración en la descomposición en el suelo, son: 1. Hojarasca mejorante, constituidas por su poca lignificación y ricas en nitrógeno (C/N inferior a 25) donde se caracterizan las gramíneas y leguminosas. 2. Hojarasca indiferente, características intermedias (C/N entre 30 y 50), especies del grupo de las Fagáceas. 3. Hojarasca acidificante o desmejorante, adolece elevados contenidos de lignina y lípidos (mayor a 10%) (C/N que sobrepasa el umbral de 50) algunas de estas son las coníferas.

1.5 Metodología

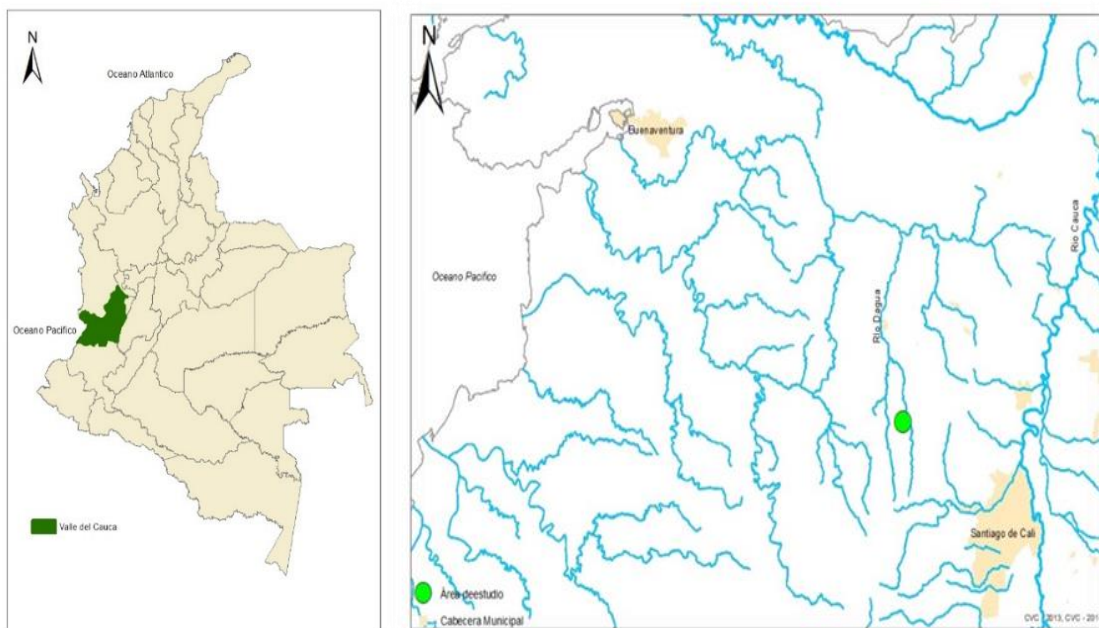
El estudio fue de enfoque descriptivo, cuantitativo, de tipo evaluativo que mediante información primaria recolectada por planillas de campo (Anexo A), determino cuales son los efectos de las reforestaciones mono-específica (*A. mangium*) y reforestaciones mixta (*A.*

mangium, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala*, *Ochroma pyramidale*) como estrategias de restauración ecológica de la flora y el suelo, en contraste con un bosque de referencia – línea base.

1.5.1 Área de estudio

El área de la investigación se localiza en la Reserva Natural de la Sociedad Civil (RNSC) San Antonio, corregimiento el Carmen, municipio de Dagua, con influencia directa del río Dagua, que drena en el Océano Pacífico, departamento de Valle del Cauca, Colombia, Sur América. Coordenadas Geográficas: 3° 32,960' N, 76° 39,572' O, altitud: 1393 msnm. (Figura 1).

Figura 1: Localización del área de estudio Colombia, Valle del Cauca (margen izquierda), aguas que drenan al océano Pacífico, RNSC San Antonio (margen derecha). Fuente: El Autor.



Localizada en la zona ecológica denominada Chocó Biogeográfico, la reserva San Antonio tiene características de bosque subandino, temperatura promedio de 20 °C, precipitación promedio de 1400 mm/año y humedad relativa del 50% (Gómez & Salazar, 2009). Las estrategias de restauración ecológica implementadas tienen catorce años de edad (año 2017), estas son: 1. Reforestación monoespecífica de *Acacia mangium*, con 1,17 hectáreas (Figura 2), 2. Reforestación mixta, compuesta de especies nativas (*Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Ochroma pyramidale*) y especies exóticas (*Acacia mangium*, *Leucaena leucocephala*) con 33,63 hectáreas (Figura 3).

Figura 2: Reforestación monoespecífica, año 2017. Fuente: El Autor



Figura 3: Reforestación mixta, año 2017 Fuente: El Autor



Ambas coberturas vegetales en estado de abandono, sin ningún tipo de manejo forestal. Estas reforestaciones, se localizan en suelos que para el año 1983, se encontraban degradados por el uso excesivo agropecuario, desde esta época, no se elaboran acciones productivas (Figura 4)

Figura 4: Panorámica de áreas degradadas, año 1983. Fuente: Reserva San Antonio

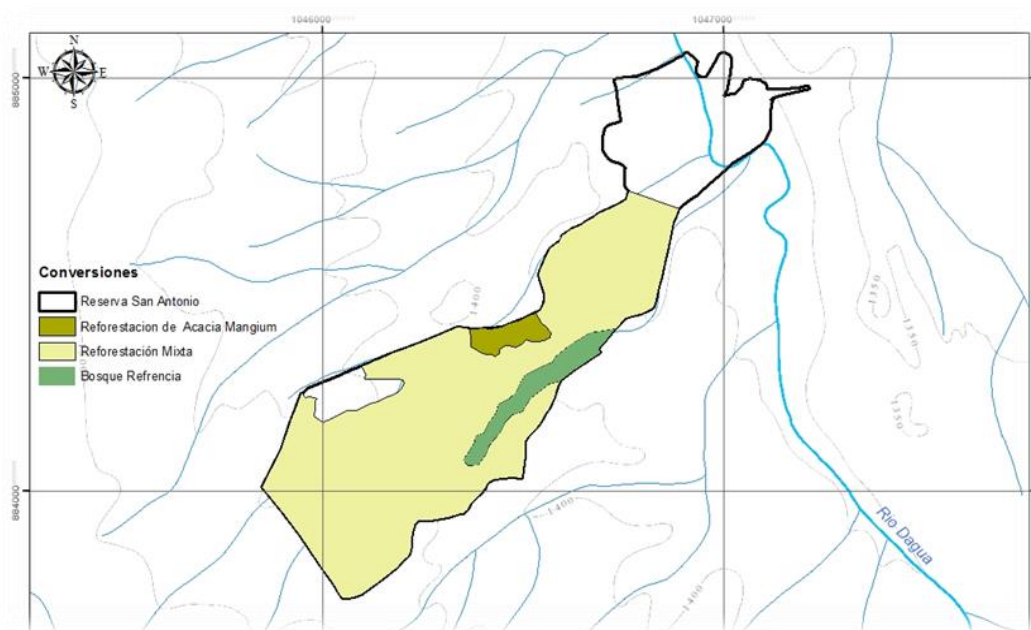


Como hábitat de referencia – línea base, se cuenta con un bosque nativo aledaño a las reforestaciones, localizado dentro de la Reserva San Antonio, con 2,03 hectáreas, este se encuentra en las mismas condiciones ambientales de las estrategias de restauración ecológica (Figura 5).

Figura 5: Bosque de referencia – línea de base, año 2017. Fuente: El Autor



Figura 6: Reserva San Antonio, distribución espacial de estrategias de restauración ecológica. Año 2017. Fuente: El Autor



1.5.2 Materiales y métodos

El estudio presenta dos etapas o momentos en la metodología de la investigación, estos fueron: 1. Colección de información y 2. Análisis de información, cada etapa con sus técnicas e instrumentos. A continuación se describen:

1.5.3 Colección de información

1.5.3.1 Flora del sotobosque

Se realizó mediante muestreos estandarizados de plantas leñosas en 0,1 hectáreas por cobertura, de acuerdo con el método propuesto por Gentry (1982), con modificaciones para incluir individuos con DAP (diámetro medido a 1,30 m de la superficie) mayor de 1 cm; para obtener la riqueza, estructura y la composición de la vegetación. Esta información permitió analizar diversidad alfa y beta del sotobosque de las reforestaciones. Metodología plasmada en el Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventario de Biodiversidad, del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, elaborado por Villareal et al. (2004).

Se efectuaron 10 transectos (parcelas) de 50 metros x 2 metros, en cada estrategia de restauración ecológica (1. reforestación monoespecífica, 2. reforestación mixta) y bosque de referencia (Figura 7). Para un total de esfuerzo de muestreo de 30 transectos (0,3 hectáreas). Los cuales se distribuyeron al azar, distanciados uno del otro, a máximo por 20 metros y no se interceptaron. Cada transecto se trazó con una cuerda, y con una varita de 1 metro se estableció la distancia a cada lado de la cuerda. Se censó todo individuo con DAP mayor o igual a 1 cm, que se encontró dentro del área de muestreo. Todos los individuos fueron identificados hasta el mayor nivel taxonómico posible (Tabla 1)

Figura 7: Transectos de muestreo de vegetación. Fuente: Villareal et al. (2004)

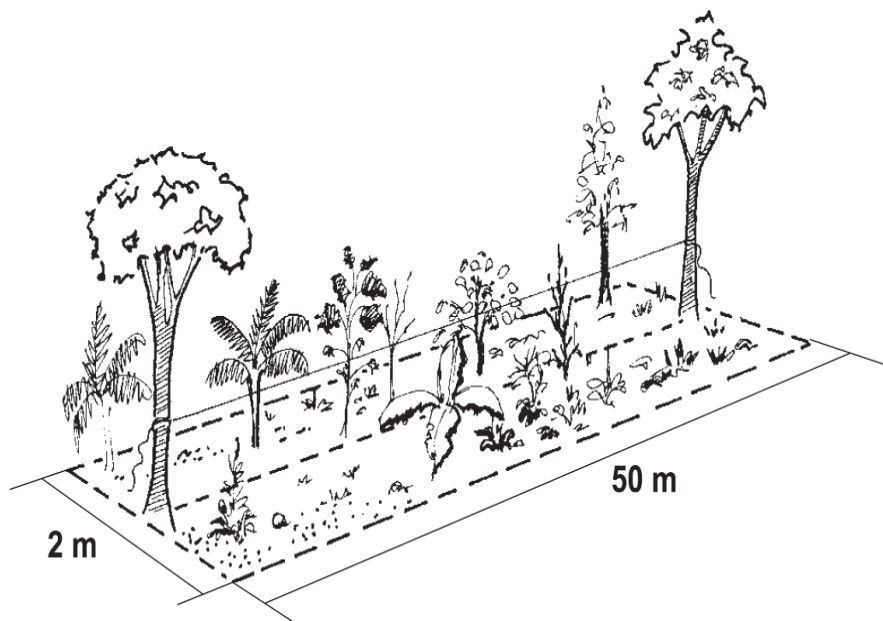


Figura 8: Recolección de información primaria de los individuos forestales. Fuente: El Autor



1.5.3.2 Hojarasca del suelo

Se obtuvo la hojarasca presente en el suelo, con la metodología realizada por Castellanos y León (2010); Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng y Yang (2015), adaptada para la zona. Esta consistió, en adquirir muestras de hojarasca para identificar cantidad de materia orgánica seca. En cada cobertura vegetal muestreada (1.reforestacion monoespecifica, 2. reforestación mixta, 3. bosque de referencia), en cual se obtuvo 10 transectos de muestreo de vegetación. Se extrajo igualmente, 10 muestras de suelo mediante la obtención del material asociado a la capa de hojarasca, desde la superficie hasta encontrar el horizonte O del suelo, en un cuadrado de muestreo de 20 cm x 20 cm (400 cm²) (Figura 9); luego de adquirir las muestras de suelos (30 en total), se enviaron al laboratorio de Ecología de la Universidad de Caldas, Colombia (Abril de 2017), para así obtener la cantidad de hojarasca seca (Figura 10).

Figura 9: Colección de hojarasca en cuadrado de 20 cm x 20 cm. Fuente: El Autor.



Figura 10: Muestras de hojarasca obtenidas en campo (margen izquierda), recopilación de muestras enviadas a la Universidad de Caldas para determinar peso seco (margen derecha).

Fuente: El Autor.



Tabla 1: Resumen de conceptos para un inventario de biodiversidad, tomado de Villareal et al. (2004), adaptado para la investigación.

Conceptos	Descripción	
	Diversidad florística	Condiciones del suelo
Universo de estudio	Sotobosque de reforestaciones (monoespecífica y mixta) y bosque de referencia en la Reserva San Antonio (Figura 6)	Hojarasca del suelo presente en reforestaciones (monoespecífica y mixta) y bosque de referencia en la Reserva San Antonio
Variable cuantificable (de respuesta)	Riqueza florística y composición de especies del sotobosque	Hojarasca seca en relación a cobertura forestal presente
Unidad cuantificable (de respuesta)	Árboles con DAP superior a 1 cm	Material asociado a la capa de hojarasca, desde la superficie hasta encontrar el horizonte O del suelo

Conceptos	Descripción	
	Diversidad florística	Condiciones del suelo
Técnica de muestreo	Muestreos estandarizadas de plantas leñosas en 0,1 hectáreas por cobertura (Gentry, 1982). Con modificaciones para incluir individuos con DAP mayores a 1 cm.	Medición de hojarasca (Castellanos & León, 2010); Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng & Yang, 2015). Adaptada para la zona.
Método de muestreo	-Instalación al azar de transectos en cada cobertura, mediante estacas. Debidamente georreferenciado -Obtención de datos dasométricos de cada árbol, identificación taxonómica, observaciones de campo.	- En un punto al azar de cada transectos de diversidad florística se obtuvo una muestra de hojarasca, observaciones de campo. - Las muestras de hojarasca se secaron en horno y fueron pesadas.
Muestreo	Inventario forestal	Obtención de muestras orgánicas de suelo
Instrumentos	Planillas de campo, estacas, flexómetro, decámetro, cinta diamétrica.	Planillas de campo, Cuadro en madera de 20 cm x 20 cm, bolsas de polietileno, papel sulfurizado para secado al horno, horno de aire caliente, balanza electrónica de precisión
Muestra	Abundancia, identificación taxonómica	Peso seco de hojarasca
Unidad de muestreo	30 transectos de 2m x 50 m (100 m ² c/u)	30 cuadros de 20 cm x 20 cm (400 cm ² c/u)
Esfuerzo de muestreo	0,3 hectáreas (3000 m ²)	12.000 cm ²
Base de datos	Digitalización de información dasométrica, organizada en <i>Excel</i> para posteriores análisis.	Digitalización de información de peso seco de hojarasca, organizada en <i>Excel</i> para posteriores análisis.

1.5.2 Análisis de datos

Para evaluar los efectos de la reforestación monoespecífica y reforestación mixta en la flora y el suelo de la reserva San Antonio; se comparó la flora del sotobosque, y se contrastó la hojarasca del suelo de ambas reforestaciones con un bosque de referencia – línea base.

Para comparar la flora del sotobosque, se elaboró base de datos en *Excel*, de cada transecto de cobertura vegetal muestreada (1. reforestación monoespecífica, 2. reforestación mixta, 3. bosque de referencia), con atributos de lista de familia, género y especies de los individuos muestreados, con su respectiva abundancia, y diámetro a la altura del pecho; esta información fue la línea base para determinar la confiabilidad de los datos, la riqueza de especies y composición florística, para cada cobertura.

La diversidad florística se analizó mediante métodos no paramétricos y se subdividió en riqueza florística y composición de especies.

1.5.2.1 Riqueza florística

Para comparar la riqueza de especies se utilizó S_{est} . Para esto, se graficaron los intervalos de confianza inferior y superior al 84% de la riqueza estimada (S_{est}), por medio de los valores de Mao Tao SD. Cuando los intervalos de confianza no se solaparon, se consideró disímil la riqueza. Lo anterior, se desarrolló mediante el software Estimates versión 9.1. De acuerdo con MacGregor-Fors y Payton (2013) y posteriores aplicaciones (Hanula, Horn & O'Brien, 2015; Fonturbel, Candia y Castaño, 2016) citado por Martínez et al., (2017 p. 4). La eficacia del muestreo fue establecida por medio del estimador no paramétrico de

riqueza de especies Chao1, se empleó el programa Estimates versión 9.1. Para ello se estableció la relación entre el número de especies de plantas observadas en el muestreo y el número de plantas estimadas por Chao1 para cada tipo de hábitat (Castaño, Fonturbel y Estevez, 2014).

1.5.2.2 Composición de especies

Para comparar la composición de especies entre los tres tipos de bosques, se empleó un análisis de similaridad (ANOSIM de una vía); se realizó con el software PAST 2.15 (Hammer, Harper y Rian, 2001). Finalmente, para establecer cuales especies explican los porcentajes de disimilitud entre los hábitats comparados, se empleó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) con medida de Bray-Curtis de similitud a nivel de especies, obtenido mediante el software Estimates versión 9.1.

1.5.2.3 Hojarasca del suelo

En relación a las condiciones del suelo, se consideró la hojarasca, como el reflejo cuantitativo de señales de disfunción, en las estrategias de restauración, como procesos ecológicos. Como el estudio fue comparativo, entre los distintos tratamientos de restauración ecológica en contraste con el bosque de referencia. Se valoró, la cantidad materia orgánica seca obtenidas mediante $n = 30$ muestras, por medio de la hojarasca presente en cada transecto de muestreo. Este material, fue adquirido su peso seco en el Laboratorio de Ecología de la Universidad de Caldas, Colombia. Mediante un secado en horno de aire caliente, y peso respectivo de las muestras, en balanza electrónica de precisión. Los resultados obtenidos de hojarasca (peso seco en gramos), mediante un

análisis de varianza (ANOVA de un factor) en el software PAST 2.15, se analizó qué tan disímil se comportó en referente a la cobertura vegetal localizada.

Figura 11: Muestra de hojarasca seca (margen izquierda), peso de hojarasca seca (margen derecha). Fuente: Laboratorio de Ecología – Universidad de Caldas, Colombia.



Los resultados finales obtenidos del sotobosque y la hojarasca, se analizaron y se discutieron, mediante atributos de progreso de restauración ecológica, establecidos por la SER y la IUCN en el año 2006 (Tabla 2). Los datos fueron confrontados con estudios similares en el trópico. Así se consideró, cuáles fueron los efectos de la reforestación monoespecífica y reforestación mixta, en la restauración ecológica de la flora y el suelo en la reserva San Antonio.

Tabla 2. Atributos de progreso de restauración ecológica exitosa. Fuente: SER y IUCN (2006)

Atributo de progreso de restauración ecológica	Valoración
<p>-El ecosistema contiene una colección característica de especies que ocurren en el ecosistema de referencia, y que proporcionan una estructura comunitaria apropiada.</p> <p>-El ecosistema contiene especies autóctonas hasta el grado máximo factible.</p>	Diversidad florística
<p>-El ecosistema aparentemente funciona de modo normal, conforme a su fase ecológica de desarrollo y no demuestra señales de disfunción.</p>	Diversidad florística Hojas del suelo

CAPITULO 2

2.1 Resultados

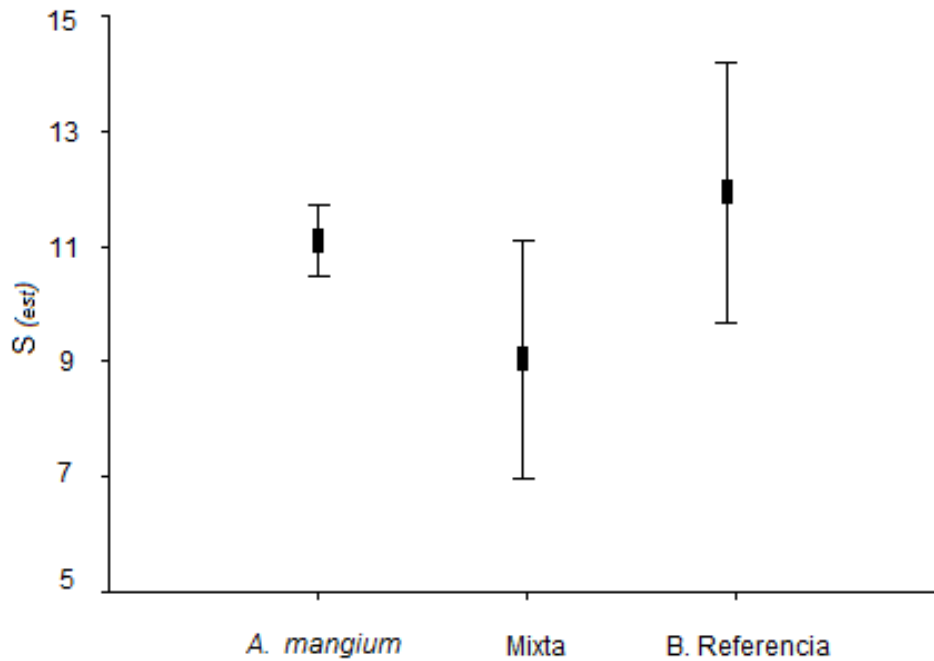
2.1.1 Riqueza florística del sotobosque

Se registró un total de 14 especies entre los tres hábitats evaluados (anexo B). La riqueza de especies de plantas observada fue de 11, 9, y 12 para la plantación monoespecífica, mixta y bosque de referencia, respectivamente. De acuerdo con las curvas de acumulación de especies de Chao1 la eficacia del muestreo fue del 100%, 75,12% y 87,01% para la plantación monoespecífica, mixta y bosque de referencia, respectivamente (Tabla 2). La riqueza de especies esperada (S_{est}) no difirió entre los tres hábitats comparados (Figura 12).

Tabla 3. Riqueza observada y esperada de especies de plantas de sotobosque para plantación monoespecífica, mixta y bosque de referencia en 10 parcelas para cada tipo de bosque. La riqueza esperada fue calculada con el estimador Chao 1. Fuente: El Autor

Tipo de bosque	Número de individuos	Riqueza de especies		Eficacia del muestreo (%)
		Observada	Esperada	
Plantación monoespecífica	172	11	11	100
Plantación mixta	155	9	11,98	75,12
Bosque de referencia	268	12	13,79	87,01

Figura 12. Riqueza estimada de especies de plantas de sotobosques en plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Se presentan los intervalos de confianza superior e inferior a un 84% de confianza. Fuente: El Autor



2.1.2 Composición de especies del sotobosque

Las plantaciones forestales monoespecíficas y mixta compartieron 10 y 7 especies con respecto al bosque de referencia, respectivamente. El bosque de referencia presentó 2 especies exclusivas de este tipo de hábitat (*Cecropia peltata* y *Jacaranda caucana*). En las plantaciones monoespecífica y mixta se presentaron dos especies exclusivas (*Acacia mangium* y *Ochoroma pyramidale*). La composición de especies difirió entre la plantación monoespecífica y el bosque de referencia (ANOSIM, $r = 0,20$; $P = 0,0013$), así mismo, se presentó diferencia entre la plantación mixta y el bosque de referencia (ANOSIM, $r = 0,90$; $P = 0,0001$), con disimilitud entre plantaciones monoespecífica y mixta (ANOSIM, $r = 0,4617$; $P = 0,0002$). Adicionalmente, cuatro especies (*Eugenia procera*, *Vaccinium* sp.,

Inga edulis y *Clusia multiflora*) explicaron el 71% de la disimilitud acumulada entre los tres tipos de bosque comparados (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación de la composición de especies de plantas de sotobosques entre reforestación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia por medio de ANOSIM. Fuente: El Autor

Tipo de bosque	Plantación monoespecífica	Plantación mixta
Plantación mixta	$r = 0,4617$ $P = 0,0002$	
Bosque de referencia	$r = 0,20$ $P = 0,0013$	$r = 0,9058$ $P = 0,0001$

Tabla 5. Porcentajes de Similitud (SIMPER) para cada especie registrada en plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Fuente: El Autor

Especie	\bar{x} de dissim	Contrib %	Aco %	Abund \bar{x} P. Monoespecífica	Abund \bar{x} P. mixta	Abund \bar{x} bosque referencia
<i>Eugenia procera</i>	14,36	23,62	23,62	2,6	0	8,8
<i>Vaccinium</i> sp.	13,41	22,06	45,68	8,1	6,9	7
<i>Inga edulis</i>	7,946	13,07	58,75	0,6	4	1,1
<i>Clusia multiflora</i>	7,673	12,62	71,37	2,6	0,6	4,6
<i>Leucaena</i> L.	5,257	8,647	80,02	0,4	2,8	1
<i>Toxicodendron striatum</i>	3,911	6,434	86,45	0,2	0	2,4
<i>Myrsine guianensis</i>	2,363	3,887	90,34	0,7	0,1	1
<i>Acacia mangium</i>	1,787	2,94	93,28	0,6	0,6	0
<i>Ocotea</i> sp.	1,534	2,524	95,8	0,8	0,1	0,3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1,036	1,703	97,51	0,5	0,1	0,1
<i>Psidium guajava</i>	0,6395	1,052	98,56	0,1	0	0,3
<i>Ochroma pyramidale</i>	0,5945	0,978	99,54	0	0,3	0
<i>Jacaranda caucana</i>	0,1405	0,2311	99,77	0	0	0,1
<i>Cecropia peltata</i>	0,1405	0,2311	100	0	0	0,1

2.1.3 Hojarasca del suelo

El peso medio de la hojarasca del suelo fue de 44.18 g, 45.95 g, 43.35 g, para la plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia, respectivamente (Tabla 5). El peso medio de la hojarasca no difirió entre los tres hábitats comparados ($F_{2,27} = 0,0694$; $P = 0,9331$) (anexo E).

Tabla 6. Peso medio de la hojarasca del suelo para la plantación monoespecífica, plantación mixta y bosque de referencia. Fuente: El Autor

Tipo de bosque	Peso medio de la hojarasca seca (g)	Desviación estándar	Comparación (Anova)
Plantación monoespecífica	44,18	12,09	$F_{2,27} = 0,0694$, $P = 0,9331$
Plantación mixta	45,95	19,22	

2.2 Discusión

La riqueza específica del sotobosque entre los tres hábitats, no presento diferencias significativas. Este resultado estuvo influenciado a que las reforestaciones ya sea monoespecífica o mixta, en espacial en estado de abandono, generan un ambiente propicio para el incremento de diversidad y similitud con bosques nativos, debido a que facilita la sucesión natural en los sotobosques, por la modificación de microclimas (temperatura – luz) y condiciones. (Parrota, Turnbull & Jones, 1997; Hofstade & Aguirre, 1998; Real de Abreu, Bessão, Frisonn, Aguirre & Durigan, 2011; Fernández, Camargo & Sarmiento, 2012; Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng & Yang, 2015).

En las reforestaciones y el bosque de referencia, se presentó disimilitud en la composición de especies del sotobosque, fenómeno inducido por presencia de especies exclusivas en los diferentes hábitats muestreados. Reflejando que las reforestaciones incrementan la diversidad del sotobosque, pero no es superior a los bosques nativos (Nakamura, 2008), la diferencia de composición pudo estar influenciada a que algunas especies en las reforestaciones son exóticas, y pueden expresar alelopatías que inhiben el crecimiento de otras especies (Lima, 1996).

La hojarasca, no presento disimilitud entre las plantaciones y el bosque de referencia. Esto influenciado a que las especies implementadas en las reforestaciones son de la misma edad, su calidad de hojarasca - residuos vegetales no son acidificantes y las condiciones ambientales de humedad – temperatura, son similares entre los tres hábitats, debido a que están dentro de un mismo paisaje. Convalidando estudios que demostraron que estas especies, presentan efectividad de asociaciones simbióticas con microorganismos del suelo, y rápida descomposición de residuos vegetales (Lim, 1998; Duponnois, 1999; Castellanos & León 2010; Xianzhao, Yuanchang, Yangsheng & Yang, 2015).

Considerando criterios de restauración ecológica exitosa del SER y IUCN (2006), (Tabla 2). Los resultados de diversidad del sotobosque y hojarasca del suelo en los hábitats estudiados, permitieron determinar que las estrategias de restauración ecológica (reforestación monoespecífica y mixtas) son exitosas; debido a que contienen una estructura comunitaria apropiada, con especies autóctonas del bosque de referencia, un comportamiento normal según su fase ecológica, y no demuestran señales de disfunción.

Por último, es de crucial importancia para el desarrollo sostenible de América Latina y El Caribe, la evaluación de las estrategias de restauración ecológica que se realizan en áreas degradadas de interés en la región. Debido, a que estas acciones tienen como objetivo la recuperación de recursos naturales renovables en los territorios. Evaluando los efectos de las estrategias de restauración ecológica, se determina la eficacia de las acciones que desarrollan los gobiernos e inversión privada en la gestión de los recursos naturales, y permite identificar prácticas que un tiempo moderado recuperen biodiversidad en una zona específica; como es el caso particular de la Reserva San Antonio, en los Andes de Colombia, en donde las reforestaciones fue una estrategia exitosa para la restauración ecológica en áreas degradadas por actividades agropecuarias.

2.3 Conclusiones

Las reforestaciones monoespecíficas de *Acacia mangium* y reforestación mixta de *Acacia mangium*, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala*, *Ochroma pyramidale*; son una alternativa de restauración ecológica, de áreas degradadas por acciones agropecuarias en los Andes de Colombia, debido a que mejoran las condiciones del suelo y generan ambientes propicios para el aumento de la diversidad florística.

2.4 Recomendaciones

Considerando los alcances de la investigación, y teniendo en cuenta que la restauración ecológica es un proceso que puede permitir aumentar los servicios ecosistémicos y renovar oportunidades económicas y sociales a las comunidades locales. Para futuras investigaciones, se sugiere identificar ¿cuáles son los efectos en las comunidades locales, restaurar ecológicamente áreas degradadas en los andes de Colombia, mediante reforestaciones? así mismo, profundizar en la dinámica de reforestaciones en la región con *Acacia mangium*, *Clusia multiflora*, *Inga edulis*, *Leucaena leucocephala*, *Ochroma pyramidale*, en relación a su nivel de descomposición de hojarasca - residuos vegetales en el suelo, alelopatías con otras especies e influencia en la fauna silvestre.

Bibliografía

- Allen, M. (1993). Microbial and phosphate dynamics in a restored shrub steppe in southwestern Wyoming. *Restoration Ecology*, 1, pp. 196-305.
- Braun - Blanquet, J. (1979). Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales. vol II. Rosario, España: Blume Ediciones.
- Cannell, M. (1996). Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect. *Commonwealth Forestry Review*, 75(1), pp. 92-99.
- Castaño, G.J., Fonturbel, F. & Estevez, J. 2014. The role of native forest plantation in the conservation of neotropical birds; the case of the Andean Alder. *Journal for Nature Conservación*, 22, pp. 547-551.
- Castellanos, J. & León, J. (2010). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (1), pp. 113-128.
- Cavelier, J. (1994). Reforestation with the native tree *Alnus Acuminata*; Effects on phytodiversity and species richness in an upper montane rain forest area of Colombia. Tropical Montane Cloud Forests. International Institute of Tropical Forestry, US forest Service. pp. 78-85.
- Chambers, J., Williams, B. & Brown, R. (1994). An evaluation of reclamation success on Idaho phosphate mines. *Restoration Ecology*, 2, pp. 4-16.
- Clarke, K., (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18(1), pp. 117-143.
- Colwell, R. & Coddington, J. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345, pp.101-118.
- Congreso de Colombia. (16 de diciembre 1959) Por el cual se dictan normas sobre economía forestal de la Nación y conservación de recursos naturales renovables. [Ley 2 de 1959]. Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/>

- Congreso de Colombia. (8 de diciembre de 1974) Por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente [Decreto Ley 2811 de 1974]. Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co>
- Congreso de Colombia. (22 de diciembre 1993) Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones. [Ley 99 de 1993]. Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/>
- Congreso de Colombia. (27 de octubre de 1994) Por medio de la cual se aprueba la "Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático", hecha en Nueva York el 9 de mayo de 1992. [Ley 164 de 1994]. Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co>
- Congreso de Colombia. (9 de noviembre de 1994) Por medio de la cual se aprueba el "Convenio sobre la Diversidad Biológica", hecho en Río de Janeiro el 5 de junio de 1992. [Ley 165 de 1994]. Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/>
- Constitución Política de Colombia [Const.] (1991). Secretaria Jurídica de la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co>
- Cortés, A., Chamorro B. & Vega, A. (1990). Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al Embalse del Neusa (Paramo Guerrero). *Investigaciones Subdirección Agrológica IGAC*. pp. 101-111.
- Craft, C., Brome, S. & C, C., (2002). Fifteen years of vegetation and soil development after brackish - water marsh creation. *Restoration Ecology*, 10, pp. 248-258.
- Duchaufour, P. (1987). Manual de edafología. Barcelona: Masson, 214p.
- Duponnois, A & BÂ A.M. (1999). Growth stimulation of *Acacia mangium* Willd by *Pisolithus* sp. in some Senegalese soils. *Forest Ecol. Manag*, 119, pp. 209-215.

- Espinosa, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao, UNAM, México, pp 1- 4.
- Fernández, F., Camargo, Y. & Sarmiento, M. (2012). Biodiversidad vegetal asociada a plantaciones forestales de *Pinus caribaea* Morelet y *Eucalyptus pellita* F. Muell establecidas en Villanueva, Casanare, Colombia, pp.1-19.
- Fonturbel, F., Candia, A. & Castaño, G. (2016). Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), pp. 1402-1406.
- Gentry, A. 1982. Patterns of Neotropical plant diversity. *Evolutionary Biology*,15, pp. 1-84.
- Gentry, A. & Emmons, L. (1995). Variaciones geograficas en la fertilidad, fenologia y composición del sotobosque de bosques neotropicales. Reporte Tambopata: Resúmenes de investigación en los alrededores del Explorer's Inn. CDC - UNALM. Lima, Perú.
- Global Landscape Forum. (2014) Landscapes for a new climate and development agenda - Lima. Recuperado de <http://www.landscapes.org/>.
- Gómez, C. & Salazar J. (2009). Plan de manejo reserva natural de la sociedad civil “San Antonio”, corregimiento el Carmen, municipio de Dagua, Valle del Cauca, pp.1-50.
- Halffter, G., Moreno, C. & Pineda, E. (2001). Manual para la evaluación de la biodiversidad en: Reservas de la Biosfera. Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa, vol 2, Zaragoza, España. 80 p.
- Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), pp. 1-9.
- Hanula, J., Horn, S., & O'brien, J. (2015). Have changing forests conditions contributed to pollinator decline in the southeastern United States? *Forest Ecology and Management*, 348, pp. 142-152.
- Haselwandter, K., (1997). Soil micro-organisms, microrrizas, and restoration ecology. U. K.M, W. N.R., & E. P.J, Edits. *Restoration Ecology and sustainable sdevelopment*, University Prees, pp. 65-80 .

- Hofstede, R. & Aguirre, N. (1999). Biomasa y dinámica del carbono en relación con las actividades forestales en la Sierra del Ecuador. En: G. Medina y P. Mena (Eds) El páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala, Quito. pp. 29-52.
- Hofstede, R., Lips, W., Jongsma, & Sevink, J. (1998). Geografía, Ecología y Forestación de la Sierra Alta del Ecuador. Revisión de Literatura: Editorial Abya Yala, Ecuador, pp 242.
- Hofstede, R. (1997). El impacto ambiental de plantaciones de *Pinus* en la Sierra del Ecuador. Resultados de una investigación comparativa, Amsterdam: Proyecto EcoPar - Universidad de Amsterdam. 54 pp.
- Lima, W. (1996). Impacto ambiental del Eucalipto. Sao Paulo: Editora da Universidad de Sao Paulo, p 302.
- Lim, M. (1988). Studies on *Acacia mangium* in Kemasul forest, Malaysia. I. *Biomass and productivity*. *J. Trop. Ecol*, 4, pp. 293-302.
- Macgregor-fors, I. & Payton, M. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *Plos One* 8(2).
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVT] actual Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS] (2009) por la cual se declara la RNSC San Antonio [Resolución 176 de 2009]
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (2015) Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación, y Recuperación de Áreas Disturbadas, Bogotá D.C., pp.7.
- Martínez, E., Cardona, M., Rivera, A., Pérez, J. & Castaño, G. Aporte de los agroecosistemas a la conservación de la diversidad de las aves silvestres en el departamento de Caldas, Colombia. pp 1-8.
- Moreno, C. (2001). Manual de métodos para medir la biodiversidad. México, 1ª edición. Textos Universitarios, p 49.

- Murcia, C. (1997). Evaluation of andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forestry Ecology and Mangement*, pp. 63-170 .
- Nakamura, D. (2008). Diversidad vegetal en el sotobosque de plantaciones comerciales de *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake. Tesis de Maestría, Colegio de postgraduados, Institución de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas, Montecillo, Texoco, México.
- Ohep, C. & Herrera, S. (1985). Impacto de las plantaciones de coníferas sobre la vegetación originaria del páramo de Mucubají. Mérida: Universidad de los Andes, Facultad de ciencias forestales, p 60.
- Orellana, R. (2001). La Conservación del suelo, requisito fundamental para mantener la diversidad de plantas cultivadas. *Agricultura orgánica I*.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (1989). Evaluación de la sostenibilidad para la agricultura y la alimentación (SAFA). Recuperado de <http://www.fao.org/nr/sustainability/evaluaciones-de-la-sostenibilidad-safa/es/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2017). Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Recuperado de <http://www.fao.org/americas/perspectivas/suelo-agua/es/>.
- Organizacion Internacional de Maderas Tropicales [OIMT]. (2002). Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques secundarios y degradados. Serie de políticas forestales.
- Palmer, M. (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71, pp. 1195-1198.
- Parrotta, J., Turnbull, J. & Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *El Sevier, Forest Ecology and Management*, pp. 1-7.
- Parrota, J. & Knowles, O. (1999). Restoration of tropical moist fores on bauxite - mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology*, 7(2), pp. 103-116.
- Piqueray, J., Bottin, G., Delescaille, M., Bisteau, E., Colinet, G. & Mahy, G. (2011). Rapid restoration of a species - rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case calcareous grasslands restored from forest stands. *El Sevier Ecological Indicators*, 11, pp. 724-733.

- Real de abreu, R., Bessão, S., Frison, A., Aguirre. & Durigan, G. (2011). Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management*, 262, (8), pp.1452-1459.
- Rodriguez, J., Cortiza, A., Pereira, C., Chacón, A., Muñoz, S., Rodriguez, O., Torres, P. (2015). Determinación VIS/NIR del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas pardos mullidos mediante lavados. *Centro Agrícola*. pp. 5-7 .
- Ruiz - Jean & Mitchel, A. (2005). Restoration success: How is it being measured? *Society for Ecological Restoration [SER] International*, 13(3), pp. 569-577.
- Smith, E. & Van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40, pp.119-129.
- Society For Ecological [SER] International & La International Union For Conservation Of Nature And Natural Resources [IUCN]. (2006). La restauración ecológica - un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida. (G. Gann, & D. Lamb, Edits), p 6.
- Society For Ecological Restoration [SER]. (2004) International, grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la restauración ecológica, p 15.
- Van Der Hammen, T. (1997). Plan ambiental de la Sabana de Bogotá. Bogotá: CAR.
- Vega, M., Gallardo, M., Hernani, L., Aldave, M., Huaman, A., Luza, M. & Porras, D. (2008). Analisis de la variación de la diversidad de las comunidades de arbustos de sostobosque entre tres localidades al interior del parque nacional Yanachaga Chemillen (Pasco-Perú). *Ecologia aplicada*, pp. 29-42 .
- Viani, R., Durigan, G. & Melo, E. (2010). A regeneração natural sob plantações florestais:desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal*, 20 (3), pp. 533-555.
- Villareal, H., Álvarez, S., Córdoba, F., Escobar, G., Fagua, F., Gast, H., Mendosa, M., Ospina, Y. & Umaña, A. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., p 236.

- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, vol. 21, pp. 213-251.
- Xianzhao, M., Yuanchang, L., Yangsheng, X., Yang, X. (2015) The positive interaction between two nonindigenous species, Casuariana (*Casuarina equisetifolia*) and Acacia (*Acacia mangium*), in the tropical coastal zone of south China: stand dynamics and soil nutrients. *Tropical Conservation Science*, 8 (3) pp. 598-609.

A. Anexo: Planilla de Campo

RNSC San Antonio		Localización: corregimiento EL Carmen, municipio de Dagua, departamento de Valle del Cauca, Colombia.		
Estrategia de restauración ecológica a evaluar:		Coordenadas geográficas, datum WGS 84:		
Fecha:	Responsable:	Altitud (msnm):		
		Transecto:		
Información florística				
N°	N.C.	N.V.	HT (m)	Observaciones
Información de hojarasca				
N° de muestra:		Observaciones:		
Abreviaturas: N.C. nombre científico, N.V. nombre vulgar, HT altura total				

B. Anexo: Especies florísticas

Especies	<i>A. Mangium</i>	Mezcla de Especies	Bosque de Referencia
Anacardiaceae			
<i>Toxicodendron striatum</i>	X		X
Bignoniaceae			
<i>Jacaranda caucana</i>			X
Clusiaceae			
<i>Clusia multiflora</i>	X	X	X
Ericaceae			
<i>Vaccinium</i> sp.	X	X	X
Fabaceae			
<i>Acacia mangium</i>	X	X	
<i>Inga edulis</i>	X	X	X
<i>Leucaena leucocephala</i>	X	X	X
Malvaceae			
<i>Ochoroma pyramidale</i>		X	
Myrtaceae			
<i>Eugenia procera</i>	X		X
<i>Psidium guajava</i>	X		X
Myrsinaceae			
<i>Myrsine guianensis</i>	X	X	X
Lauraceae			
<i>Ocotea</i> sp.	X	X	X
Rutaceae			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	X	X	X

C. Anexo: Valores Chao1

Cobertura	Transecto	\bar{x} Chao1	Chao1 SD
Reforestación Monoespecifica	1	5,92	1,8
	2	8,48	2,42
	3	9,79	2,52
	4	10,18	2,15
	5	10,86	2,24
	6	11,47	2,36
	7	11,95	2,44
	8	12,08	2,13
	9	11,61	1,33
	10	11	0,25
Reforestación Mixta	1	4,92	1,12
	2	7,35	2,44
	3	8,17	2,35
	4	8,68	2,35
	5	8,72	1,93
	6	9,26	2,22
	7	9,57	2,31
	8	10,04	2,68
	9	10,85	3,38
	10	11,98	4,45
Bosque de Referencia	1	6,72	1,45
	2	8,81	1,99
	3	10,21	2,22
	4	10,93	2,13
	5	11,43	2,13
	6	12,03	2,28
	7	12,55	2,47
	8	13,14	2,83
	9	13,79	3,26
	10	14,99	4,5

D. Anexo: Valores $S(est)$

Cobertura	S (est)	S(est) SD	t	SD*t	L.I.	L.S.
<i>A. Mangium</i>	11	0,33	1,372	0,452	10,547	11,452
Mezcla spp	9	1,44	1,372	1,975	7,024	10,975
B. Referencia	12	1,74	1,372	2,387	9,612	14,387

E. Anexo: Peso de Hojarasca

Cobertura vegetal	Muestra de Hojarasca Seca (g)
	62,61
	45,64
	49,26
Reforestación Monoespecifica	43,08
	32,88
	48,68
	34,92
	32,06
	29,63
	63,04
	76,24
	61,52
	23,26
Reforestación Mixta	14,86
	38,55
	58,08
	39,26
	42,15
	39,98
	65,62

Cobertura vegetal	Muestra de Hojarasca Seca (g)
	37,70
	46,78
	65,01
	54,52
Bosque de Referencia	15,14
	25,25
	40,63
	48,78
	36,92
	62,80