



**UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA**  
**CENTRO DE POSTGRADOS**  
**MAESTRÍA EN SILVICULTURA**  
**MENCIÓN: MANEJO Y CONSERVACIÓN DE RECURSOS FORESTALES**

**Denominación del Título a obtener:**  
**MAGISTER EN SILVICULTURA**

**Título del Proyecto de Innovación**

**RESPUESTA DE ESPECIES ARBÓREAS A LAS PERTURBACIONES EN UN  
BOSQUE SIEMPREVERDE PIEMONTANO COMO HERRAMIENTA PARA  
ALCANZAR LA RESILIENCIA ECOLÓGICA**

**AUTORA**

**JHENIFER DAYANA MANZANO MIRANDA**

**DIRECTOR DEL PROYECTO**

**PhD. YUDEL GARCÍA QUINTANA**

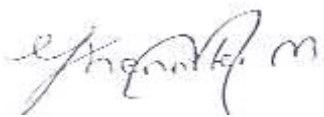
**Puyo- Ecuador**

**2020**

## **DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS**

Yo, Jhenifer Dayana Manzano Miranda con cedula de identidad 1401320245, declaro ante las autoridades educativas de la Universidad Estatal Amazónica que el contenido del Proyecto de innovación titulado **“RESPUESTA DE ESPECIES ARBÓREAS A LAS PERTURBACIONES EN UN BOSQUE SIEMPREVERDE PIEMONTANO COMO HERRAMIENTA PARA ALCANZAR LA RESILIENCIA ECOLÓGICA”** es absolutamente original, auténtico y personal.

En tal virtud y según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente, certifico libremente que los criterios y opiniones que constan en el Proyecto de Innovación son de su exclusiva responsabilidad y que los resultados derivados del proceso de investigación son propiedad de la Universidad Estatal Amazónica.



Jhenifer Dayana Manzano Miranda

C.I. 1401320245

Autora

# **CERTIFICADO DE APROBACIÓN POR TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN**

**EL TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN DEL PROYECTO DE INNOVACIÓN  
CERTIFICA QUE:**

El presente Trabajo de Titulación: **“RESPUESTA DE ESPECIES ARBÓREAS A LAS PERTURBACIONES EN UN BOSQUE SIEMPREVERDE PIEMONTANO COMO HERRAMIENTA PARA ALCANZAR LA RESILIENCIA ECOLÓGICA”**, bajo la responsabilidad de la egresada JHENIFER DAYANA MANZANO MIRANDA, ha sido meticulosamente revisado, autorizando su presentación a la Defensa Pública:

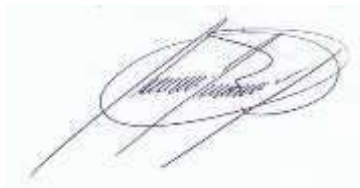
## **MIEMBROS DEL TRIBUNAL**



---

Dr. C. David Alan Neill, PhD

## **PRESIDENTE DEL TRIBUNAL**



---

MSc. Byron Gonzalo Palacios Herrera

## **MIEMBRO 1 DEL TRIBUNAL**



---

Dr. C. Darwin Alexander Pucha Cofrep, PhD

## **MIEMBRO 2 DEL TRIBUNAL**



# UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

## Centro de Postgrados

### AVAL

Quien suscribe Dr.C Yudel García Quintana, PhD. Director del trabajo de titulación, modalidad Proyecto de Innovación titulado: **“Respuesta de especies arbóreas a las perturbaciones en un bosque siempreverde piemontano como herramienta para alcanzar la resiliencia ecológica”** a cargo de la **Ing. JHENIFER DAYANA MANZANO MIRANDA** egresada de la segunda cohorte de la Maestría en Silvicultura mención Manejo y Conservación de Recursos Forestales de la Universidad Estatal Amazónica.

Certifico haber acompañado el proceso de elaboración del Proyecto de Innovación y considero cumple los lineamientos y orientaciones establecidas en la normativa vigente de la institución por lo que se encuentra listo para ser sustentado.

Por lo antes expuesto se avala el Proyecto de Innovación para que sea presentado ante la Dirección de Posgrado como forma de titulación como Magister en Silvicultura mención Manejo y Conservación de Recursos Forestales y que dicha instancia considere el mismo a fin de que tramite lo que corresponda.

Para que a si conste, firmo la presente a los 14 días del mes de agosto del 2020.

Atentamente,

---

Dr.C Yudel García Quintana, PhD

**DIRECTOR DE TESIS**

**DOCENTE TITULAR UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA**



**UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA**  
**CENTRO DE POSTGRADOS**  
**SISTEMA ANTIPLAGIO URKUND**

**OFICIO N° 017-YGQ-UEA-2020**

Puyo, 13 de agosto del 2020

Por medio del presente **CERTIFICO** que, el trabajo de titulación “Respuesta de especies arbóreas a las perturbaciones en un bosque siempreverde piemontano como herramienta para alcanzar la resiliencia ecológica”, correspondiente a la Ing. **JHENIFER DAYANA MANZANO MIRANDA**, con cédula 1401320245, de la maestría en Silvicultura Mención Manejo y Conservación de Recursos Forestales cuyo director del proyecto es el Dr.C Yudel García Quintana, PhD ha sido revisado mediante el sistema antiplagio, reportando una similitud de 4%, informe generado el día 13 de agosto del 2020 por parte del director de su proyecto.

Particular que comunico para los fines pertinentes

---

Dr.C Yudel García Quintana, PhD.

**DIRECTOR DEL PROYECTO DE TITULACIÓN**

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento primeramente a Dios por darme la vida y permitir levantarme todos los días, darme fuerza y sabiduría para salir adelante durante mi formación académica.

A mi madre Claudia Miranda, mujer valiente que ha sabido aconsejarme y darme fuerzas para terminar con mi proceso de formación, convirtiéndose en mi pilar fundamental.

A mi abuelita Fabiola Manzano, por preocuparse todo el tiempo de mi bienestar, que gracias a sus oraciones yo siempre tuve fuerza y salud para continuar.

A mi mejor amigo Rubén Valdez, por ser mi alma gemela, por saber cuidar de mí y protegerme en cada momento que me sentía en peligro.

A la Universidad Estatal Amazónica, Departamento de Posgrados, en especial a los docentes que impartieron en mí sus conocimientos, mismos que han contribuido a la formación académica de esta honorable profesión.

De manera muy particular a mi docente y tutor Dr. Yudel García Quintana Ph.D, profesional en todo sentido de la palabra, quien sin importar ocupación laboral, actividades personales, tiempo de descanso me brindó prioridad absoluta en cada una de las etapas de mi proyecto de investigación de todo corazón muchas gracias.

***Jhenifer Dayana Manzano Miranda***

## **DEDICATORIA**

Este triunfo le dedico principalmente a Dios por inspirarme en todo momento dándome claridad de pensamiento, fe y esperanza. A mis familiares, especialmente a mi madre Claudia Miranda y a mi abuelita Fabiola Manzano por guiarme en el sendero de la vida, apoyarme, aconsejarme y darme ánimo para no decaer, por ser mis alas que me permitieron volar al éxito.

*Jhenifer Dayana Manzano Miranda*

## RESUMEN EJECUTIVO Y PALABRAS CLAVES

El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta de las especies arbóreas a las perturbaciones naturales y antrópicas en un bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo. Para ello se estableció cinco transectos permanentes de 0,1 ha (10 m x 100 m) registrando las especies con  $d_{1,30} \geq 10$  cm, niveles de perturbación considerando sitios poco perturbados ( $0 \leq Pe \leq 3$ ), medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ ) y muy perturbados ( $Pe > 7$ ), se determinaron parámetros de la estructura ecológica, diversidad y productividad de biomasa en el período 2018 y 2020. Los resultados indicaron que T1 y T2 son sitios muy perturbados, T3 poco perturbado, T4 y T5 sitio medianamente perturbado. El análisis de correspondencia mostró una correlación significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre los sitios y los niveles de perturbación. Se comprobó la relación entre sitios y la estructura ecológica, identificando un bosque heterogéneo con alteraciones en la estructura, con diversidad media y baja. El índice de valor de importancia ecológica (IVI) fue variable, siendo *Wettinia maynensis* la especie de mayor peso ecológico. La productividad de biomasa varió de 224,97 a 253,31 Kg/ha. Las especies arbóreas respondieron con mecanismos de facilitación y competencia ( $\delta r$ ). El conglomerado jerárquico permitió la identificación de tres grupos de especies, reconocidas como colonizadoras (tolerantes a la sombra) en sitios con distinta perturbación, cobertoras (demandan luz) en sitios muy o medianamente perturbados y estabilizadoras (generalmente tolerantes a la sombra) con escasos individuos en sitios mediano y poco perturbado.

**Palabras clave:** Perturbación, bosque siempreverde piemontano, estructura ecológica, mecanismos de interacción, grupos de especies.



## ABSTRACT AND KEYWORDS

The objective of this work was to evaluate the response of tree species to natural and anthropogenic disturbances in an evergreen Piemonte forest in the upper area of the Puyo river microbasin. For this, five permanent transects of 0.1 ha (10 x 100 m) are established, registering the species with  $d1.30 \geq 10$  cm, the disturbance levels of certain little disturbed sites ( $0 \leq Pe \leq 3$ ), moderately disturbed ( $4 \leq Pe \leq 7$ ) and highly disturbed ( $Pe > 7$ ), parameters of the ecological structure, diversity and biomass productivity were determined in the period 2018 and 2020. The results indicated that T1 and T2 are very disturbed sites, T3 little disturbed, T4 and T5 moderately disturbed site. Correspondence analysis corresponding a significant correlation ( $p \leq 0.05$ ) between sites and disturbance levels. The relationship between sites and the ecological structure was verified, identifying a heterogeneous forest with alterations in the structure, with media diversity and low. The index of ecological importance value (IVI) was variable, being *Wettinia maynensis* the species with the highest ecological weight. Biomass productivity varied from 224.97 to 253.31 Kg / ha. Tree species responded with facilitation and competition mechanisms ( $\delta r$ ). The hierarchical conglomerate modifies the identification of three groups of species, recognized as colonizing (shade tolerant) in sites with different disturbance, covering (demand light) in very or moderately disturbed and stabilizing sites (recently tolerant of shade) with certain characteristics in medium and little disturbed places.

**Keywords:** Perturbation, evergreen piemontano forest, ecological structure, interaction mechanisms, species groups.

## **TABLA DE CONTENIDOS**

<b>CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
1.1. Problema científico .....	2
1.2. Hipótesis de la investigación.....	2
1.3. Objetivos .....	3
1.3.1. Objetivo general:.....	3
1.3.2. Objetivos específicos: .....	3
<b>CAPÍTULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
2.1. Generalidades de los bosques húmedos tropicales de la amazonía ecuatoriana.....	4
2.2. Efecto de las perturbaciones en los bosques húmedos tropicales.....	6
2.2.1. Tipos de disturbios en los bosques húmedos tropicales .....	9
2.2.1.1. Áreas disturbadas por la extracción de materiales a cielo abierto.....	9
2.2.1.2. Áreas disturbadas por incendios forestales. ....	9
2.2.1.3. Áreas disturbadas por tala rasa y la tala selectiva .....	10
2.2.1.4. Áreas disturbadas por uso agropecuario y agrícola.....	10
2.2.1.5. Áreas disturbadas por expansión y uso urbano. ....	10
2.2.1.6. Áreas disturbadas por especies exóticas.....	11
2.2.1.7. Áreas disturbadas por procesos erosivos.....	11
2.3. Retos de la conservación, biodiversidad y restauración ecológica de un bosque.....	11
2.4. La resiliencia ecológica en los ecosistemas de bosques.....	13
2.5. Parámetros de la estructura ecológica de un bosque .....	14
2.5.1. Parámetros de la la estructura horizontal .....	15
2.5.1.1. El Índice de Valor de Importancia (IVI) .....	15
2.5.1.2. El Cociente de Mezcla.....	16
2.5.1.3. Riqueza.....	16
2.5.2. Parámetros de la la estructura vertical.....	16
2.6. Mecanismos de facilitación, competencia y productividad de las especies arbóreas.....	16
2.7. Cambios en el balance entre facilitación y competencia a lo largo del ciclo vital .....	18
2.8. Grupos ecológicos de las especies arbóreas en bosques tropicales. ....	19
2.8.1. Heliófitas efímeras .....	19
2.8.2. Heliófitas durables.....	20
2.8.3. Esciófitas .....	20
<b>CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	21
3.1. Localización .....	21
3.2. Tipo de Investigación.....	22

3.3. Métodos de Investigación .....	23
3.3.1. Método de Observación .....	24
3.3.2. Método de Medición .....	24
3.3.3. Método Sistemático.....	24
3.4. Tratamiento de datos .....	24
3.4.1. Inventario florístico .....	24
3.4.2. Niveles de perturbación en función de la intensidad del disturbio.....	25
3.4.3. Relación de los niveles de perturbación con estructura, diversidad y productividad de biomasa.....	28
3.4.3.1. Estructura ecológica .....	28
3.4.3.1.1. Clasificación de las especies por formas de vida .....	28
3.4.3.1.2. Clases sociales de los árboles.....	28
3.4.3.1.3. Índice de posición social relativa .....	29
3.4.3.1.4. Clases diamétricas .....	30
3.4.3.1.5. Cociente de mezcla.....	30
3.4.3.1.6. Índice de valor de importancia ecológica.....	30
3.4.3.1.7. Medición de la riqueza y diversidad florística .....	31
3.4.3.1.8. Biomasa aérea y productividad de las especies arbóreas .....	31
3.4.4. Mecanismos de facilitación, competencia y grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones.....	33
3.4.4.1. Procedimiento para la determinación de facilitación y competencia de las especies arbóreas más abundantes en cada tipo de perturbación.....	33
3.4.4.2. Proporción de la abundancia relativa de las especies asociadas a los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación .....	34
3.4.4.3. Índice de disturbio de las especies arbóreas .....	35
3.4.4.4. Respuesta de las especies arbóreas a los niveles de perturbación .....	36
<b>CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>37</b>
4.1. Niveles de perturbación del bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo.....	37
4.1.1. Evaluación de los niveles de perturbación .....	37
4.1.2. Tabla de contingencia y prueba Chi cuadrado para los tipos de disturbios.....	38
4.1.3. Análisis de correspondencia y distribución espacial entre el grado de intervención y sitios de estudio.....	39
4.1.4. Factores que han incidido en las perturbaciones .....	41
4.1.5. Estado de existencia de los árboles del inventario del 2018 y 2020 .....	44
4.2. Relación de los niveles de perturbación con estructura, diversidad y productividad de biomasa.....	45

4.2.1. Clasificación de las formas de vida.....	45
4.2.2. Clases sociales.....	46
4.2.3. Posición sociológica de las especies .....	48
4.2.4. Distribución de individuos por clases diamétricas .....	49
4.2.5. Cociente de mezcla.....	52
4.2.6. Índice de valor de importancia ecológica.....	53
4.2.7. Diversidad florística .....	56
4.2.8. Biomasa y productividad de las especies arbóreas.....	57
4.3. Mecanismos de facilitación, competencia y grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones. ....	60
4.3.1. Facilitación y competencia de las especies arbóreas más abundantes en cada tipo de perturbación.....	60
4.3.2. Proporción de la abundancia relativa de las especies asociadas a los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación .....	62
<b>CONCLUSIONES</b> .....	68
<b>RECOMENDACIONES</b> .....	69
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	70
<b>ANEXOS</b> .....	85

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas geográficas y ambientales de cada transecto .....	22
Tabla 2. Ecuación alométrica utilizada para estimar la biomasa aérea .....	32
Tabla 3. Abundancia relativa en el tipo de sitio (poco, medianamente o muy perturbado) .....	35
Tabla 4. Resultados de la prueba de Chi cuadrado en los socios de bosque. ....	39
Tabla 5. Tabla de correspondencia con los niveles de intensidad de disturbio .....	40
Tabla 6. Resultados del análisis de correspondencia entre los sitios y los disturbios .....	40
Tabla 7. Clasificación de las formas de vida por el tamaño de los individuos.....	46
Tabla 8. Cociente de mezcla por clases diamétricas en los sitios con distintos niveles de perturbación.....	53
Tabla 9. Riqueza y diversidad de especies en sitios con distintos niveles de perturbación .....	57
Tabla 10. Biomasa total acumulada en el año 2018 y 2020 y productividad de las especies arbóreas. ....	58
Tabla 11. Índice de importancia de biomasa de las especies botánicas de los tres sitios de estudio. ....	60
Tabla 12. Abundancia relativa de las especies en los sitios con distintos niveles de perturbación. ....	63

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio. ....	21
Figura 2. Representatividad de la frecuencia de disturbios encontrados en áreas de bosque de la zona alta de la microcuenca del río Puyo para la clasificación de sitios por los niveles de perturbación.....	38
Figura 3. Distribución espacial de los sitios con distinto grado de perturbación y los niveles de intensidad de disturbio (NP).....	41
Figura 4. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio muy perturbado .....	42
Figura 5. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio medianamente perturbado. ....	42
Figura 6. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio poco perturbado .....	43
Figura 7. Diagrama integral de los tres sitios del área de estudio. ....	44
Figura 8. Estado de existencia de los árboles registrados en el 2020 en los cinco transectos. ....	45
Figura 9. Distribución de altura de los árboles en el sitio muy perturbado.....	46
Figura 10. Distribución de altura de los árboles en el sitio medianamente perturbado.....	47

Figura 11. Distribución de altura de los árboles en el sitio poco perturbado. ....	47
Figura 12. Porcentaje de especies presentes en los estratos inferior, intermedio y superior de los tres sitios de estudio. ....	49
Figura 13. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio muy perturbado. ....	50
Figura 14. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio poco perturbado. ....	50
Figura 15. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio medianamente perturbado. ....	51
Figura 16. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo en los tres sitios de estudio. ....	52
Figura 17. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio muy perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo. ....	55
Figura 18. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio poco perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo. ....	56
Figura 19. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio medianamente perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo. ....	56
Figura 20. Dendrograma jerárquico que muestra la clasificación de grupos de especies colonizadoras, cobertoras y estabilizadoras en sitios sometidos a distintos niveles de perturbación. ....	65
Figura 21. Análisis de correspondencia canónica sin tendencia (DCA) para la ordenación espacial de la abundancia de especies y el grado de perturbación por cada sitio de estudio. ....	66
Figura 22. Representación espacial de la abundancia de especies y grado de perturbación (La dimensión de los círculos representa la abundancia de especie). ....	67

## **CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN**

Los bosques tropicales de la Amazonía forman parte de los ecosistemas terrestres con mayor riqueza a nivel mundial constituyendo alrededor de 15 000 a 16 000 especies arbóreas con DAP>10cm en las tierras bajas de toda la cuenca amazónica (Ter Steege *et al.*, 2013), forman parte del capital natural que sirve para la subsistencia de comunidades locales, lo cual está asociado a su extensión geográfica, complejidad ecológica, biodiversidad y alto nivel de endemismo. Uno de los problemas notables que se presentan es la pérdida progresiva de los recursos naturales y la diversidad florística, como consecuencia de la tala selectiva de determinadas especies arbóreas de alto valor comercial ya que es una de las principales reservas naturales de madera del mundo, de ahí que la continua degradación de los recursos naturales constituye una preocupación (Espinoza y Calet, 2012).

La conservación de los bosques es importante frente a los problemas como la deforestación y conversión de uso de suelos. Así en el Ecuador, en contraposición a la alta riqueza de especies existentes se registran altas tasas de deforestación (Tapia *et al.*, 2015), lo que amerita orientar los esfuerzos para contrarrestar estos efectos y alcanzar la sostenibilidad en cuanto al manejo y uso de los recursos forestales.

Una característica importante de los bosques es la resiliencia o capacidad que tienen de recuperarse tras fenómenos de perturbación importantes (Gunderson, 2000). Los ecosistemas pueden ser muy resilientes, pero poco resistentes a una determinada perturbación. La resiliencia forestal depende en gran medida de especies clave del bosque y de su función como agentes de un nuevo desarrollo conforme se recupera tras las perturbaciones sufridas. Es decir, la capacidad de resiliencia está dada por la aptitud de la especie de persistir en una amplia gama de condiciones de variabilidad ambiental, tolerando por ejemplo distintos valores de temperatura o un cierto grado de humedad (Bridgeland *et al.*, 2010).

Las perturbaciones en el bosque siempreverde piemontano pueden ser de carácter natural, como las tormentas, el cambio de uso de suelo o cobertura vegetal, deslizamiento de suelos, caída de árboles por efecto del viento o de origen humano como las actividades de explotación, construcción de caminos, agricultura migratoria, caza, pastoreo y la difusión de una especie exótica invasora (FAO, 2009).

La ausencia de conocimiento sobre el impacto real de las perturbaciones naturales y antrópicas en el bosque siempreverde piemontano constituye una de las limitantes para el manejo dirigido a la restauración y conservación de este bosque. Por ello resulta

importante el estudio de la pérdida de biodiversidad ya que es el criterio esencial para medir la degradación forestal, donde se puede evaluar la estructura y diversidad florística implicando un tema de gran interés para la comunidad científica, debido a los aportes que brindan para el manejo y conservación de los recursos forestales (Guariguata y Katan, 2002).

En este contexto, es indispensable entender cómo responden las especies arbóreas a los distintos niveles de perturbación en cada transecto de estudio del bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo en la Amazonía ecuatoriana, ya que los tres primeros transectos corresponden a un bosque intervenido, y están más propensos a perturbaciones naturales y antropogénicas tales como la tala, el cambio en la cobertura y uso de suelo, inundaciones, deslizamientos de tierra. Sin embargo, los transectos cuatro y cinco pertenecen a un bosque primario, siendo más vulnerables a perturbaciones naturales que antropogénicas debido a su difícil acceso al lugar de estudio. Este análisis sirve para lograr establecer soluciones o alternativas de protección y conservación de la biodiversidad ya que es el vínculo y sostén de la productividad, resiliencia, resistencia, y de la estabilidad del ecosistema a lo largo del tiempo y en el espacio.

Esta propuesta de proyecto de innovación responde a la línea de investigación de Ecosistemas, biodiversidad y conservación de especies de la Universidad Estatal Amazónica, aportando con herramientas que permitan tomar decisiones en relación a las especies arbóreas que caracterizan el ecosistema de bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo.

### **1.1. PROBLEMA CIENTÍFICO**

¿Cuál es la respuesta de las especies arbóreas frente a las perturbaciones naturales y antrópicas en un bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo?

### **1.2. HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN**

Las especies arbóreas del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo responden de manera diferenciada ante los niveles de perturbación.



### **1.3. OBJETIVOS**

#### **1.3.1. OBJETIVO GENERAL:**

Evaluar la respuesta de las especies arbóreas a las perturbaciones naturales y antrópicas en un bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo como herramienta para alcanzar la resiliencia ecológica.

#### **1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:**

- Caracterizar los niveles de perturbación en función de la intensidad del disturbio.
- Determinar la relación de los niveles de perturbación con parámetros de la estructura ecológica, diversidad y productividad de biomasa.
- Determinar grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones y mecanismos de facilitación y competencia.

## **CAPÍTULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. GENERALIDADES DE LOS BOSQUES HÚMEDOS TROPICALES DE LA AMAZONÍA ECUATORIANA**

Los bosques húmedos tropicales son los más extensos del país porque son altamente heterogéneos y diversos, teniendo características diferentes respecto a su composición florística y riqueza de madera, es por esto que es importante establecer criterios rigurosos de manejo para mantener al máximo sus características y para minimizar en lo posible los efectos negativos causados como efecto de la intervención humana ya que esto provoca además cambios en las características físicas del área alrededor de ese bosque (Palacios y Jaramillo, 2004).

La Amazonía ecuatoriana sostiene exuberantes bosques húmedos tropicales, con una gran diversidad biológica y especies únicas de esta región. Debido a las condiciones especiales de clima, topografía y geología en esta zona se encuentran especies amazónicas, andinas y otras. Se considera que la Amazonía contiene la mayor riqueza florística que cualquier área de tamaño similar en el Neotrópico (Bravo, 2017).

Los bosques húmedos tropicales amazónicos se encuentran donde los niveles de precipitación, temperatura, humedad y luz permanecen firmes durante todo el año, teniendo características muy amplias, debido a que su superficie está conformada por árboles. Los más comunes poseen un tamaño aproximado de 30 m, sin embargo, hay algunas que llegan a alcanzar los 50 m de altura. La temperatura promedio oscila entre los 25°C y 27°C, pero en determinadas ocasiones puede aumentar hasta 35° C, siendo este el valor máximo que puede alcanzar la temperatura. En estos ecosistemas, el proceso de descomposición es rápido y continuo. La temperatura elevada y la humedad intrínseca al aire de estos lugares proliferan las bacterias y acelera el “reciclaje” de materia inorgánica a orgánica. Gracias a la proliferación de hongos, es posible la subsistencia de una gran cantidad de árboles. A pesar de poseer un suelo escaso de nutrientes, en los bosques húmedos tropicales crecen y se desarrollan una gran cantidad y variedad de árboles y plantas. Principalmente, esto se debe a la acción de hongos micorrizas (Achard *et al.*, 2002).

Las características de un ecosistema tropical amazónico son las mismas que cualquier otro bosque tropical en las diferentes regiones amazónicas de los países sudamericanos, siendo una de las principales características la abundancia de seres vivos. La vegetación de los bosques húmedos tropicales suele ser muy variada, e incluso pueden existir

subdivisiones dependiendo de la altura que posean los árboles o plantas (Asner *et al.*, 2011).

Los bosques nativos de la Amazonía son declarados como los ecosistemas terrestres con la mayor riqueza de especies arbóreas a nivel mundial, debido a características como el relieve, clima y factores edáficos que al interactuar con los organismos bióticos crean diferentes hábitats que brindan múltiples beneficios directos e indirectos como fuente de recursos maderables y no maderables, que con el paso del tiempo han surgido nuevas amenazas para este ecosistema (Colin, 2015).

Según datos actualizados por la PUCE (Pontificia Universidad Central del Ecuador) a través del Ministerio del Ambiente el 28 de Enero del 2020, Se expone que el Bosque Húmedo Tropical Amazónico es el más extenso del Ecuador con un total de 73,909 km<sup>2</sup> (29.8% del territorio continental ecuatoriano), ya que tienen características diferentes respecto a su composición florística y riqueza de madera, siendo necesario establecer criterios rigurosos de manejo para mantener al máximo sus características (MAE, 2020). Los bosques tropicales son uno de los ecosistemas menos conocidos y más amenazados, las razones de esta preocupación radican en la enorme riqueza florística que engloban y en la deforestación que atenta su permanencia (Palacios, 1993).

Según la Ley Forestal De Conservación De Áreas Naturales Y Vida Silvestre del año 2004 Título I de los Recursos Forestales, Capítulo I del Patrimonio Forestal del estado, Art 1.- define a los bosques tropicales como todas las tierras que se encuentren en estado natural y que por su valor científico y por su influencia en el medio ambiente, para efectos de conservación del ecosistema y especies de flora y fauna, deban mantenerse en estado silvestre. En el Capítulo III De los Bosques y Vegetación Protectores, Art. 6.- se consideran bosques y vegetación protectores aquellas formaciones vegetales, naturales o cultivadas, que cumplan con uno o más de los siguientes requisitos:

- a) Tener como función principal la conservación del suelo y la vida silvestre.
- b) Estar situados en áreas que permitan controlar fenómenos pluviales torrenciales o la preservación de cuencas hidrográficas, especialmente en las zonas de escasa precipitación pluvial.
- c) Ocupar cejas de montaña o áreas contiguas a las fuentes, corrientes o depósitos de agua.
- d) Constituir cortinas rompevientos o de protección del equilibrio del medio ambiente.
- e) Hallarse en áreas de investigación hidrológico forestal.

- f) Estar localizados en zonas estratégicas para la defensa nacional.
- g) Constituir factor de defensa de los recursos naturales y de obras de infraestructura de interés público.

Los bosques húmedos tropicales resultan de gran importancia por su distribución irregular a través del paisaje y con delimitación en aspectos florísticos, fisionómicos, funcionales o dinámicos. Sin embargo, en la Amazonia ecuatoriana el bosque siempreverde piemontano se encuentra en las estribaciones de las Cordilleras Oriental y Amazónicas, desde 600-800 hasta 1300m. En esta formación se traslapan especies amazónicas y andinas de manera obvia, presentando la mayor densidad de árboles, menor número de especies y mayor homogeneidad florística, es decir, va cambiando de componentes vegetales dominantes y presentando su mayor riqueza en arbustos, epífitas y hierbas. Esta distribución irregular de los bosques húmedos tropicales, componen una gama de servicios ecosistémicos, tales como la protección del suelo contra la erosión, la regulación del régimen hidrológico, el suministro de agua dulce, la captura y almacenamiento de carbono, la producción de oxígeno y el mantenimiento de los hábitats para amparo de la biodiversidad. Además, con la producción de productos a base de madera, fibras y diversos otros productos no madereros, sirve de gran ayuda a la satisfacción de las necesidades de la población humana mundial relacionadas con la provisión de estructuras de resguardo, las comunicaciones, el envasado, la alimentación y numerosos otros usos (Lamprecht, 1990).

## **2.2. EFECTO DE LAS PERTURBACIONES EN LOS BOSQUES HÚMEDOS TROPICALES**

Según Mariscal (2012), señala que las perturbaciones son uno de los principales factores que determinan la diversidad de especies locales y composición de los bosques, sin embargo, el aprovechamiento forestal es una intervención fuerte que deben tolerar los bosques húmedos tropicales. El disturbio es un evento que causa un cambio significativo del patrón normal de un sistema ecológico, donde todos los ecosistemas están sujetos a un régimen de disturbios naturales y antrópicos, la combinación de estos establece una dinámica espacial y temporal en los bosques. Por ejemplo, algunos ecosistemas presentan un régimen de disturbio complejo que incluye fuego, pastoreo y disturbio del suelo por animales; cada uno de los cuales difiere en escala, frecuencia e intensidad. La escala espacial se refiere a la extensión del disturbio, es decir las dimensiones físicas de la zona

afectada, expresadas en unidades de área o de volumen. La magnitud se relaciona con la fuerza, intensidad o severidad del disturbio (Collins, 1987).

Para clasificar los niveles de perturbación en la vegetación han sido utilizados diversos criterios por autores, donde la mayoría de ellos realiza consideraciones cualitativas clasificando los sitios en no perturbados, moderadamente perturbados y perturbados (Bhuyan *et al.*, 2003) utiliza como criterio para evaluar el nivel de perturbación un índice dado por la relación porcentual entre el área basal de árboles cortados y el área basal del total de árboles. Creando un entorno en el que algunas especies, como los árboles pioneros que exigen luz, pueden establecerse y persistir, lo que aumenta la diversidad general de especies. Sin embargo, demasiada perturbación también reduce la diversidad general al eliminar especies sensibles de sucesión tardía. Por lo tanto, existe un grado óptimo de perturbación, que maximiza el número de especies que se pueden mantener (Sheil y Burslem, 2003).

Un aspecto importante que resulta útil para la determinación del rol de las especies en la respuesta a las perturbaciones son las variaciones en la abundancia de las especies atribuibles a las perturbaciones antrópicas y a los procesos post perturbación en los sitios donde éstas se localizan (Gondard *et al.*, 2003).

Kumar y Ram (2010), explican que las perturbaciones disminuyen la dominancia de ciertas especies y extienden la biodiversidad mediante la mezcla de especies correspondientes a diferentes estadios sucesionales, sin embargo, de manera contraria a los anteriores, encontraron la mayor riqueza de especies en los sitios con mayor nivel de perturbación.

Según la frecuencia, los disturbios pueden clasificarse como raros, si ocurren en un tiempo menor al lapso de vida de las especies más longevas; o frecuentes, si ocurren muchas veces dentro del lapso de vida de las especies menos longevas. En la mitad del espectro están los disturbios recurrentes, como fuegos, inundaciones, eventos climáticos extremos y ataque de plagas. Existen también disturbios continuos, como el pastoreo intensivo, los cuales suelen tener un impacto significativo sobre las comunidades, especialmente, sobre aquellos ecosistemas que no han evolucionado con esta perturbación como parte de su dinámica (Noble y Slatyer, 1980).

Según (Rodríguez y Hoof, 2010), con la ocurrencia de un disturbio se pueden evidenciar diferentes consecuencias, tales como:

- a) La aparición de un claro
- b) Pérdida total o parcial del suelo

- c) Cambios en las condiciones microclimáticas (luz, temperatura, humedad, precipitación)
- d) Pérdida total o parcial del banco de semillas
- e) Disminución del reclutamiento de plántulas
- f) Pérdida o disminución en la riqueza de las especies
- g) Disminución del tamaño de las poblaciones.

Desde el punto de vista de la ecología, las perturbaciones han formado parte de la dinámica de los ecosistemas y del ambiente en el cual han evolucionado las diferentes formas de vida. Sin embargo, el contexto en el que ocurren estas perturbaciones naturales está cambiando debido a la influencia del ser humano sobre el ambiente y los ecosistemas (Sousa, 2009).

Donoso *et al.*, (2014), indican que la dinámica de los bosques es el proceso permanente de cambio en la estructura y funcionamiento de un ecosistema y se mide según la distribución diamétrica de las especies en cada transecto, mediante la distribución espacial de las especies arbóreas en las parcelas e interpretando la capacidad de las especies para adaptarse y poder regenerarse en condiciones diferentes de humedad y drenaje del suelo.

Lavorel (1999), explica que al estudiar los grupos funcionales de respuesta a las perturbaciones establece que la dinámica post perturbación implica alteraciones en la abundancia de las especies que los integran y refiere que el impacto de las perturbaciones es mayor sobre la abundancia de cada especie que sobre la composición de éstas en las comunidades.

Según Zavala (2010), existe la posibilidad para alcanzar el equilibrio dinámico, de que la composición de la comunidad vaya cambiando progresivamente, y la comunidad pase por una serie de estadios transitorios. Como respuesta a las perturbaciones naturales y antrópicas, las comunidades de plantas leñosas pueden experimentar cambios drásticos en su estructura, pero manteniendo una composición específica prácticamente invariable (autosucesión).

La deforestación es el disturbio antrópico que más daño ha provocado en los bosques tropicales, donde se incluyen actividades como la extracción selectiva de maderas de gran valor económico, el establecimiento de sistemas de producción agrícolas y ganaderos y cultivos ilícitos, la explotación de minerales a cielo abierto, la expansión urbana, la

construcción de obras de infraestructura, entre ellas carreteras y embalses, así como la extracción de leña para combustible y cercas vivas (Rodríguez y Hoof, 2010).

### **2.2.1. TIPOS DE DISTURBIOS EN LOS BOSQUES HÚMEDOS TROPICALES**

Según Barrera *et al.*, (2010), un área disturbada es aquella que ha perdido total o parcialmente sus atributos, o en otras palabras sus funciones dentro de un ecosistema.

La degradación de los ecosistemas en los bosques húmedos tropicales ha incrementado la crisis ambiental debido a la reducción de los servicios ambientales, tales como producción de agua, fijación de  $CO_2$  productividad del suelo, biodiversidad, coberturas que previenen erosión, entre otros. Las tasas de destrucción, aumentan debido a prácticas agrícolas, ganaderas, industriales y de explotación no sostenibles (Vargas *et al.*, 2016).

#### **2.2.1.1. Áreas disturbadas por la extracción de materiales a cielo abierto.**

Las explotaciones mineras a cielo abierto son una de las actividades producidas por el hombre que mayores efectos negativos provocan sobre el medio natural. Por ello, si no se realiza una restauración del terreno afectado, es poco probable que en un período de tiempo razonablemente corto y de forma natural la zona se integre en el entorno circundante o pueda mantener algún tipo de uso. Donde se afectan todos los compartimientos del ecosistema (seres bióticos y abióticos) y las condiciones microclimáticas (Macrae, 2015).

#### **2.2.1.2. Áreas disturbadas por incendios forestales.**

El fuego modifica los ciclos biogeoquímicos, produce cambios en la vegetación, suelo, fauna, procesos hidrológicos y geomorfológicos, calidad de las aguas e incluso cambios en la composición de la atmósfera. Hay especies vegetales que presentan adaptaciones encaminadas a resistir y propagar el fuego, algunas incluso han desarrollado mecanismos reproductivos y ciclos vitales que dan ventaja a la especie cuando el fuego está presente. Todas estas características denotan cierta compatibilidad y facilidad de recolonización (Arianoutsou *et al.*, 2015).

La recurrencia de incendios afecta el compartimiento de la vegetación y de la fauna principalmente, convirtiendo a un ecosistema distinto del esperado según la situación climática en la que se encuentra. Cuando los incendios son frecuentes, las especies con algún mecanismo de resistencia al fuego perduran y desarrollan para su propia supervivencia, mecanismos de reproducción y morfologías para resistir e incluso favorecer los incendios con un régimen concreto de recurrencia (Pyne, 2017).

Los efectos de los incendios son muy variados debido a los múltiples factores de los que depende el incendio: biomasa disponible, intensidad (temperaturas alcanzadas y

duración), área quemada, tiempo desde el último incendio, tipo de suelo, humedad, pendiente y vegetación (Neary *et al.*, 2018).

### **2.2.1.3. Áreas disturbadas por tala rasa y la tala selectiva**

Los bosques húmedos tropicales secundarios actuales se están perdiendo por la deforestación, afectando los compartimentos de la vegetación, la fauna, el suelo, y las condiciones microclimáticas, pero las talas parciales en bosques primarios y de crecimiento antiguo generan nuevos bosques que engrosan las filas de los secundarios. Afortunadamente, otros terrenos se están reforestando naturalmente (Janzen, 2015).

Además la tala selectiva, ha puesto en riesgo la desaparición de algunas especies forestales, tal es el caso de la caoba y el cedro, son especies en peligro y apetecidas por la tala ilegal en la Amazonía Ecuatoriana (MAE, 2015).

### **2.2.1.4. Áreas disturbadas por uso agropecuario y agrícola.**

El grado de perturbación del sistema natural varía grandemente entre diferentes tipos de agricultura, Las prácticas agrícolas de baja intensidad, tales como el pastoreo, jardines y barbechos en rotación, alteran los procesos y composición de la flora, fauna y de los microorganismos de los ecosistemas naturales.

Los sistemas más intensivos, incluyendo el monocultivo moderno, las plantaciones y ranchos de ganado de alta densidad, pueden modificar el ecosistema de una manera tan severa que muy poco de la biota previa y del paisaje permanecen, afectando a todos los compartimentos del ecosistema y las condiciones microclimáticas (Romero, 2018).

La agricultura puede afectar de manera drástica las funciones de los ecosistemas, y a la biota que compone la parte viva de ese ecosistema, en diversas formas. A nivel del paisaje, la agricultura produce una reconversión de las cubiertas terrestres y la eliminación de ciertas características del paisaje (Andrén, 2014).

Al nivel de la unidad de producción agraria, genera la pérdida de las coberturas del suelo y la perturbación de la estructura del mismo. La producción de plantas y animales domesticados afectan directamente a la diversidad biológica mediante la sustitución de plantas de aparición natural y espontánea (Beier y Noss, 2016).

### **2.2.1.5. Áreas disturbadas por expansión y uso urbano.**

El uso de tierras de bosques húmedos tropicales para la construcción de viviendas o infraestructuras acarrea un impacto que suele ser permanente, y sólo en algunas ocasiones reversible, pero con un coste muy elevado. Afectando a todos los componentes bióticos y abióticos drásticamente y las condiciones microclimáticas (Salvo y Garcia, 2014).



#### **2.2.1.6. Áreas disturbadas por especies exóticas.**

En la actualidad, después de la pérdida de hábitat, la introducción de especies invasoras en los bosques húmedos tropicales es la segunda mayor amenaza a la biodiversidad y uno de los principales motores del cambio global, afectando todos los compartimentos. En especial a la riqueza de especies nativas (Escobedo, 2016).

La introducción intencional o accidental de especies invasoras causa graves daños a los ecosistemas, ya que éstas pueden ocasionar desequilibrios ecológicos entre las poblaciones nativas como cambios en la composición de especies y en la estructura trófica, desplazamiento de especies nativas, pérdida de biodiversidad, reducción de la diversidad genética y transmisión de una gran variedad de enfermedades (Arriaga *et al.*, 2016).

#### **2.2.1.7. Áreas disturbadas por procesos erosivos.**

La degradación del suelo corresponde a la pérdida de producción, contaminación, erosión, deslizamientos, inundaciones, alteración del régimen hídrico, y disminución del agua para consumo humano (Ovalles, 2015).

El efecto más notorio de la degradación sobre el suelo es la dificultad para el establecimiento de la vegetación, con lo cual disminuye la capacidad de absorción del agua y los nutrientes, a la vez que genera deficiencias en la estructura del suelo, lo impermeabiliza y aumenta la escorrentía superficial; aumentando la capacidad erosiva del suelo. Entre otros tipos de disturbios en los bosques húmedos tropicales, interviene además áreas disturbadas por descargas de sedimento y contaminantes donde se afectan todos los compartimentos del ecosistema, principalmente el suelo y el agua en los sistemas acuáticos (inundaciones) (Suárez, 2016).

### **2.3. RETOS DE LA CONSERVACIÓN, BIODIVERSIDAD Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE UN BOSQUE.**

La relación entre conservación, biodiversidad y restauración ecológica son muy dependientes entre si y están establecidas para un mismo fin. El funcionamiento de los ecosistemas solo se puede mantener en tiempo y espacio con altos valores de biodiversidad y la restauración ecológica solo es posible si se conservan grandes extensiones de ecosistemas originales en donde se expresa todo el potencial de especies a escala local y regional (Cardona, 2010).

La restauración ecológica se define como el retorno de un sitio degradado a la condición ecológica exacta que exhibía antes del disturbio, haciendo especial énfasis en los atributos funcionales y estructurales del ecosistema, es decir es el proceso de inducción y asistencia

a los componentes bióticos y abióticos de un ambiente para devolverlos a su estado no deteriorado u original en el que se encontraban. Desde esta perspectiva, el objetivo de la restauración ecológica es concebido como la creación de un ecosistema con la misma composición de especies y características funcionales del sistema que existía previamente (Bradshaw, 2016).

La destrucción y fragmentación de los hábitats es considerado la mayor amenaza para la conservación de la biodiversidad y es la principal causa de extinción de las especies silvestres. Esta destrucción o fragmentación ocurre cuando los ecosistemas naturales son utilizados en exceso para realizar distintas actividades humanas que originan la destrucción y fragmentación como son la extracción de la madera, expansión de las fronteras agrícolas, la apertura de vías y la ampliación de los centros urbanos, los derrames de petróleo, etc. (Meli, 2011).

El aumento de desastres por inundaciones, derrumbes, deslizamientos de tierra se debe a la pérdida del servicio ecosistémico, provocando problemas que está causando a lo largo del tiempo, sin embargo, se optan soluciones mediante el manejo de ecosistemas a través de conservación y restauración ecológica para poder revertir procesos de degradación de ecosistemas y pérdida acelerada de biodiversidad (Meli, 2011). Cuando los ecosistemas están muy perturbados o destruidos, y han perdido sus mecanismos de regeneración es muy necesario asistirlos, llamándolo restauración activa o asistida que implica la intervención humana ayudando al ecosistema a superar tensionantes que impiden la regeneración y garantizar el desarrollo de procesos de recuperación (Rodríguez y Vargas, 2012).

Otros efectos son la pérdida de fertilidad del suelo y pérdida de los factores que regulan las sequías e inundaciones, ocasionando una gran pérdida de biodiversidad, el deterioro de la salud, el potencial productivo o protector del bosque y el detrimento de su valor estético. La Costa ha sido considerada como uno de los ejemplos mundiales de extinción masiva de plantas por deforestación y uno de los sitios donde la biodiversidad está más amenazada en el planeta. Esto a su vez afectará la capacidad de los ecosistemas para amortiguar el impacto de las perturbaciones naturales y minimizar el riesgo de que se conviertan en desastre, implicando cada vez mayores costos socioeconómicos, provocando efectos negativos para la conservación biológica en un país megadiverso (Monge *et al.*, 2012).

Leigue (2011), asegura que la regeneración natural de los bosques tropicales es uno de aspectos más importantes si se habla de un manejo sostenible, este manejo asegurará la futura productividad del bosque y mantendrá las poblaciones de las especies identificadas.

#### **2.4. LA RESILIENCIA ECOLÓGICA EN LOS ECOSISTEMAS DE BOSQUES**

La resiliencia ecológica es la capacidad que tiene un sistema ecológico para recuperar sus propiedades después de verse alterado por una perturbación y recuperar su equilibrio inicial (Arias, 2018).

La resiliencia de poblaciones puede calcularse usando parámetros ecológicos que incluyen el crecimiento, la biomasa, el éxito reproductivo, la estructura demográfica, la dispersión, la tasa de mortalidad y otros (Kahn y Granville, 1992).

Relacionado con el concepto de resiliencia está el de resistencia que es la capacidad del bosque a resistir a alteraciones de menor envergadura a lo largo del tiempo, tales como la muerte de algunos árboles o un nivel crónico de herbivoría o resistencia de planta hospedera provocada por insectos (Thompson *et al.*, 2009).

La pérdida de resiliencia puede ser causada por la ausencia de ciertas especies y grupos de especies que desempeñan funciones clave en el bosque siendo agentes de un nuevo desarrollo y dicha pérdida puede deberse a modificaciones ambientales como las grandes alteraciones climáticas (sequias, inundaciones), una deficiente variación forestal o una variación intensa y prolongada de los regímenes naturales de perturbación. A nivel de la especie, existen diversas respuestas comportamentales y funcionales que ayudan a la especie a repoblar una zona perturbada o a hacer frente a los cambios ambientales (Folke *et al.*, 2004).

Los bosques no siempre suelen recuperarse después de haber ocurrido una perturbación grave y prolongada. Existen umbrales de recuperación para poblaciones de distintas especies y para los procesos que realizan los ecosistemas, y en último término para los propios ecosistemas. El punto en el cual el ecosistema pierde su capacidad de recuperación o su resiliencia e integridad se denomina punto de inflexión o umbral ecológico que provoca la pérdida de biodiversidad forestal y una menor capacidad de producción de bienes y servicios (Andren, 1994).

Según Hernandez (2015), una de las principales variantes del análisis y evaluación de la resiliencia de los ecosistemas radica en su capacidad para predecir la respuesta de los mismos frente a diversas perturbaciones, naturales o antrópicas, con lo que representa un instrumento muy adecuado para la gestión ecológica. Se expresan las propiedades que se consideran en la evaluación de la resiliencia:

**La elasticidad:** Se refiere a la rapidez en la recuperación del estado inicial tras el cese de la perturbación. Es una de las propiedades más consideradas en la evaluación.

**La amplitud:** Se define como el umbral de perturbación por encima del cual no es posible el retorno al estado inicial. Es una propiedad muy ligada a la persistencia de los ecosistemas, aunque la interpretación de las relaciones entre ambas no es siempre directa.

**La maleabilidad:** Se refiere al grado en que el nuevo estado estacionario determinado tras la perturbación difiere del original. Se mide frecuentemente como el porcentaje de semejanza respecto del estado inicial (Westman, 1986), considerándose como más maleables aquellas propiedades que más se desvían respecto a ese estado inicial.

**La histéresis:** Se refiere al estudio de la contaminación y el sobrepastoreo en los ecosistemas mediterráneos y mide el grado en que el patrón de degradación bajo una perturbación crónica repetida difiere del patrón de recuperación tras la muerte de la misma. Estos patrones pueden identificarse con patrones de retrogresión y sucesión secundaria respectivamente (Westman y O'Leary, 1986).

**La amortiguación o "damping":** Se refiere al patrón de oscilaciones de una propiedad ecosistémica tras el cese de la perturbación (Fox y Box, 2009). Los sistemas más amortiguados son aquellos que oscilan con menores amplitudes y una oscilación total menor hasta alcanzar de nuevo el estado estacionario

## **2.5. PARÁMETROS DE LA ESTRUCTURA ECOLÓGICA DE UN BOSQUE**

El análisis de la estructura de los bosques permite identificar a los individuos presentes, su distribución en el espacio disponible, el estado de mortalidad o natalidad de los árboles, su competencia y si existen estratos más o menos agresivos que otros. Es decir, es la distribución de los individuos en términos de edad, tamaño, u otras características (Castillo y Calvo, 2011).

Según Alvis (2009), estudiar las características estructurales de un bosque natural es uno de los aspectos más importantes ya que permiten diseñar planes de manejo a partir del conocimiento de la dinámica que existe dentro de ese ecosistema y ayuda a determinar cómo se encuentra la composición y estructura del bosque, permitiendo definir hipótesis importantes acerca del origen, las características ecológicas y genéticas, el dinamismo y las tendencias del futuro desarrollo de las comunidades forestales. Es decir, los estudios de estructura y diversidad florística resultan un tema de gran interés para la comunidad científica, debido a los aportes que brindan para el manejo y conservación de los recursos forestales (Guariguata y Katan, 2002).

Poma (2013), manifiesta que la tala selectiva de determinadas especies por sus diámetros grandes ha sido una de las causas para que exista una baja cantidad de individuos arbóreos en las clases diamétricas superiores y existan una mayor cantidad de regeneración natural y alta concentración de individuos jóvenes en el estrato y clases diamétrica inferiores.

Desde el punto de vista ambiental la caracterización estructural de los bosques naturales son herramientas indispensables para el manejo forestal sustentable. La estructura espacial y dimensional de las comunidades vegetales es un buen indicador de la diversidad del sistema, minimizando la pérdida o fragmentación de un gran porcentaje de bosque; variables que ocasionan la pérdida de biodiversidad y de una gran cantidad de recursos potencialmente útiles para el hombre (García *et al.*, 2014).

Una de las características particulares de los bosques tropicales es el gran número de especies representadas por pocos individuos. Además, con patrones complejos de tipo espacial entre el suelo y el dosel (Bourgeron, 1983).

### **2.5.1. Parámetros de la la estructura horizontal**

Permite evaluar el comportamiento de los árboles individuales y de las especies en la superficie del bosque. Esta estructura puede evaluarse a través de índices que expresan la ocurrencia de las especies, lo mismo que su importancia ecológica dentro del ecosistema, es el caso de las abundancias, frecuencias y dominancias, cuya suma relativa genera el Índice de Valor de Importancia (I.V.I) (Salas y Melo, 2016).

#### **2.5.1.1. El Índice de Valor de Importancia (IVI)**

Es un indicador de la importancia fitosociológica de una especie dentro de una comunidad. Este índice fue creado por Curtis y McIntosh (1951), bajo la premisa de que “la variación en la composición florística es una de las características más importantes que deben ser determinadas en el estudio de una vegetación”. Este índice indica qué tan importante es una especie dentro de una comunidad vegetal. La especie que tiene el IVI más alto significa entre otras cosas que es ecológicamente dominante; que absorbe muchos nutrientes, ocupa un mayor espacio físico y controla en un alto porcentaje la energía que llega a ese sistema (Maldonado, 2016).

**Frecuencia:** Permite determinar el número de parcelas en que aparece una determinada especie, en relación al total de parcelas inventariadas, o existencia o ausencia de una determinada especie en una parcela (Alvis, 2009).

**Abundancia:** Hace referencia al número de individuos por hectárea y por especie en relación con el número total de individuos (Alvis, 2009).

**Dominancia:** Se relaciona con el grado de cobertura de las especies como manifestación del espacio ocupado por ellas y se determina como la suma de las proyecciones horizontales de las copas de los árboles en el suelo (Alvis, 2009).

#### **2.5.1.2. El Cociente de Mezcla**

Indica la homogeneidad o heterogeneidad del bosque, para esto se relaciona el número de especies y el número de individuos totales. Este análisis permite tener una idea de la intensidad de mezcla, es decir, de la forma como se distribuyen los individuos de las diferentes especies dentro del bosque (Salas y Melo, 2016).

#### **2.5.1.3. Riqueza**

El término riqueza ecológica hace referencia al número de las especies que integran la comunidad, en tanto que el término abundancia se refiere al número de individuos por especie que se encuentran en la comunidad (García, 2014).

#### **2.5.2. Parámetros de la la estructura vertical**

La estructura vertical se considera aquella distribución de las especies en capas o estratos, se debe en gran parte a los efectos producidos por la luz y aumento de la humedad. Para poder determinar la posición sociológica de las especies, es necesario en primera instancia determinar las clases de estratos o alturas de los árboles. Baur (1964), citado por Ahuanari (2015), refiere que los estratos generalmente son de naturaleza discontinua, ya que surgen a consecuencia de los claros o aperturas. Uno de los parámetros que ayuda a caracterizar la estructura vertical es la posición sociológica la cual es una expresión de la expansión vertical de las especies, que informa sobre la composición florística de los distintos substratos de la vegetación, y del papel que juegan las diferentes especies en cada uno de ellos. Así mismo, a referencia sobre las posibles especies que representarían el bosque cuando son aprovechadas las especies del estrato superior, Además al analizarla por estratos brinda información para saber que especies son dominantes, codominates y dominadas y así conocer si las especies son pioneras o tolerantes (Hosokawa, 1986).

### **2.6. MECANISMOS DE FACILITACIÓN, COMPETENCIA Y PRODUCTIVIDAD DE LAS ESPECIES ARBÓREAS**

Uno de los mecanismos de sustitución es el de facilitación entre especies a lo largo del gradiente sucesional, lo que tolera un cambio temporal en la composición específica de la comunidad. Es decir, la presencia de especies pioneras y de etapas intermedias, capaces de modificar el ambiente, tanto biótico como abiótico, son claves para poner en acción el proceso sucesional y favorecer su progresión hacia comunidades más maduras, lo que

permitirá la recuperación de buena parte de la vegetación existente antes de la perturbación (Terbraak, y Smilauer, 2010).

La facilitación juega un papel tan relevante como la competencia interviniendo también la interacción planta- planta en la estructuración de las comunidades vegetales, por los recursos limitantes, básicamente luz, agua y nutrientes y de acuerdo a las condiciones bióticas o abióticas se ofrece resultados condicionales de dicha interacción (Bertness y Callaway, 2012).

De acuerdo con la teoría de la competencia, es mayor en áreas de mayor productividad mientras que la facilitación se incrementa en ambientes secos o de mayor estrés ambiental. Un incremento en la similitud de los rasgos funcionales conduce a un incremento de este tipo de interacción, entre individuos vecinos (Uriarte *et al.*, 2010).

La competencia puede darse también a nivel de la copa, si el matorral disminuye la radiación fotosintéticamente activa de manera limitante para el crecimiento de las plántulas. Por otra parte, muchos depredadores, como los roedores, buscan en los arbustos su refugio y alimento, destruyendo grandes cantidades de las semillas y plántulas que allí se encuentran (Bruno *et al.*, 2009). Así, las plántulas y juveniles ubicados bajo la copa de los matorrales le favorecen su supervivencia y crecimiento gracias a una reducción parcial de la radiación que, sin llegar a ser limitante para el crecimiento, como la generada por un dosel arbóreo, evita los problemas derivados de la radiación en exceso (Retana *et al.*, 2011).

Según estudios de casos realizados por (Gómez *et al.*, 2009) los resultados de las repoblaciones experimentales muestran que la facilitación entre matorrales y juveniles de especies leñosas incrementa al hacerlo el estrés abiótico. Así, la facilitación fue mayor a baja (465-1500 m) que a alta altitud (1500-2000), en orientaciones de solana que, de umbría, y en años con veranos secos (2000 y 2001) en comparación con años de veranos húmedos.

Según (Vila *et al.*, 2017) notaron que la mayor productividad se encuentra en bosques de etapas sucesionales tempranas. Donde los bosques diversos son más productivos que los bosques simples, debido a la diversidad de especies, la complejidad estructural (la variabilidad espacial en el eje tridimensional de un bosque; altura y diámetro) controlan también la productividad de ecosistemas forestales.

Es decir, la diversidad de especies arbóreas mejora la productividad de los bosques que contienen una mayor diversidad de especies de árboles y son más productivos, resistentes y capaces de almacenar más carbono que los menos diversos (Hiura, 2016).

## **2.7. CAMBIOS EN EL BALANCE ENTRE FACILITACIÓN Y COMPETENCIA A LO LARGO DEL CICLO VITAL**

El balance entre efectos positivos y negativos puede variar a lo largo del ciclo de vida de la planta nodriza y su especie facilitada, estos cambios han sido detectados muy pocas veces, porque la mayoría de los estudios sobre facilitación se han concentrado en el análisis de los efectos benefactores de la nodriza sobre las fases iniciales demográficas de la especie facilitadas, pero la facilitación se manifiesta con más claridad cuando existe una desigualdad fuerte en el tamaño, es decir mientras más dispares sean en rasgos ecológicos importantes, con mayor facilidad se evitará la competencia y se crearán las condiciones para la facilitación o complementariedad ecológica entre especies (Sans *et al.*, 2010).

El mecanismo de facilitación es la interacción planta- planta, siendo más evidenciado en territorios sometidos a elevados niveles de estrés ambiental y es la variante mediante el cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra que conlleva un cambio temporal en la composición específica de la comunidad. Es decir, la presencia de especies pioneras y de etapas intermedias, capaces de modificar el ambiente, tanto biótico como abiótico, es clave para poner en marcha el proceso sucesional y favorecer su progresión hacia comunidades más maduras, lo que permitirá la recuperación de buena parte de la vegetación existente antes de la perturbación y determina un progreso sustancial en el entendimiento sobre las interacciones en los sistemas ecológicos (Valladares, 2004).

Sin embargo, otros estudios que han evaluado la interacción hasta la fase adulta en plantas de vida larga y han demostrado que, en muchas ocasiones, lo que era una interacción de facilitación entre nodriza y facilitada, se vuelve competencia cuando la especie facilitada va incrementando progresivamente su tamaño, capturando recursos en detrimento de la especie nodriza. La facilitación se va a manifestar con más claridad cuando existe una asimetría fuerte en el tamaño, y, por consiguiente, entre las necesidades ecológicas de facilitadora y facilitada (Verdu *et al.*, 2011).

Las interacciones de facilitación son establecidas como un aspecto clave para el mantenimiento de la biodiversidad y en algunos casos la desaparición de especies nodrizas y podría llevar incluso a la pérdida de las especies facilitadas y son también particularmente sensibles a los factores antropogénicos que condicionan cambios ambientales tales como el cambio climático, los cambios en el uso del suelo y la invasión de especies. Además, las interacciones positivas aparecen, así como un fenómeno



generalizable a gran variedad de combinaciones de especies arbustivas y juveniles de leñosas arbóreas, y a una amplia gama de condiciones ecológicas, de acuerdo con un modelo de sucesión por facilitación, siendo más común entre especies correspondientes a diferentes tipos funcionales y parece ser más demandada por especies de las denominadas colonizadoras (Castillo *et al.*, 2010).

El estudio de las interacciones en gradientes de perturbación al interior de sistemas con elevado estrés ambiental (climático y edáfico) debe ser priorizado en el futuro inmediato si se tiene en cuenta que son particularmente sensibles a los factores antropogénicos que condicionan cambios ambientales, tales como los cambios en el uso del suelo y la invasión de especies (Michalet *et al.*, 2006).

## **2.8. GRUPOS ECOLÓGICOS DE LAS ESPECIES ARBÓREAS EN BOSQUES TROPICALES.**

El comportamiento ecológico se puede entender como el conjunto de estrategias de reproducción y crecimiento que una especie presenta y que la hace capaz de permanecer en un sitio determinado, ante los elementos ambientales físicos y bióticos. Pero el bosque tropical es muy diverso y cada especie tiene un comportamiento ecológico característico (Acevedo *et al.*, 2015).

El comportamiento ecológico de las especies arbóreas en la naturaleza responde a la interacción de las características genéticas y de los factores ambientales, permitiendo expresiones diferentes de comportamiento que forman un continuo. Tradicionalmente se han definido grupos ecológicos que permiten en cualquier bosque, reconocer y agrupar especies que poseen características biológicas y ecológicas. Según Pennington y Sarukhán (2014), proponen llamar gremios a los grupos de especies que utilizan de igual forma los recursos del ambiente. Estos gremios agrupan especies que comparten características similares de necesidad de radiación lumínica, regeneración y crecimiento. A continuación, se definen tres principales gremios ecológicos para especies de bosques tropicales:

### **2.8.1. Heliófitas efímeras**

Especies intolerantes a la sombra, de reproducción masiva y precoz; el crecimiento es rápido en buenas condiciones de luz y tienen una vida corta, aptas para la colonización de espacios abiertos; las semillas mantienen su viabilidad por largo tiempo y a menudo se encuentran en los bancos de semillas, tanto en bosques primarios como áreas cultivadas. En bosque primarios intervenidos o no intervenidos, estas especies generalmente tienen poca presencia y una distribución diamétrica del número de árboles

por hectárea en forma de campana, con los individuos concentrados en una a tres clases diamétricas (Gallegos *et al.*, 2010).

### **2.8.2. Heliófitas durables**

Son las especies intolerantes a la sombra, de vida relativamente larga. Las semillas mantienen la viabilidad por menos tiempo que las heliófitas efímeras. Además de radicarse en espacios abiertos, pueden regenerarse en claros más pequeños en el bosque, aunque requieren niveles altos de luz para poder establecerse y sobrevivir. La mayoría de las especies tradicionales, es decir de “alto valor” y muchas de las comerciales actuales pertenecen a este grupo ecológico. A menudo muestran una distribución diamétrica errática o en cohortes, porque la regeneración depende de los disturbios fuertes y entonces no ocurre todo el tiempo, sino a intervalos regulares (Swaine y Whitmore, 2016).

### **2.8.3. Esciófitas**

Especies tolerantes a la sombra, aunque la mayoría de ellas aumentan su crecimiento más lento que las Heliófitas, con mayor esfuerzo asignado a la producción de estructuras permanentes que favorecen una vida larga de los individuos. Las semillas y plántulas de las esciófitas generalmente son de tamaño mediano a grande (Swaine y Whitmore, 2016). Sin embargo, (Oldeman y Van Dijk, 1991) resaltaron la existencia de puntos intermedios en estos grupos y el cambio de comportamiento a medida que avanza el ciclo de vida. No existen criterios para la clasificación de temperamentos. Uno de los sistemas más utilizados es el propuesto por (Vázquez y Guevara, 2013) que considera las siguientes clases:

- **Pioneras:** Completan su ciclo de vida en los claros
- **Nómadas:** Se regeneran en la sombra y requieren claros para alcanzar su máximo desarrollo
- **Tolerantes:** Completan su ciclo de vida en la sombra.

## CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.1. Localización

El área de estudio comprendió cinco transectos de 0,1 ha diferenciados por los niveles de perturbación correspondiente a la zona alta de un bosque siempreverde piemontano centro de la Cordillera Oriental de los Andes perteneciente a la microcuenca del río Puyo, según el sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental (MAE, 2014). Sus límites son: al Norte con el cantón Santa Clara, al Sur con la parroquia Shell, al Este con la parroquia Fátima y Teniente Hugo Ortiz y al Oeste con el Parque Nacional Llanganates. Se ubicó dentro de la demarcación hidrográfica del río Pastaza donde se encuentra la captación de agua de la Estación Biológica Pindo Mirador, en áreas de las estribaciones de la colonia 24 de mayo de la parroquia Mera, dentro de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Llanganates (Figura 1).

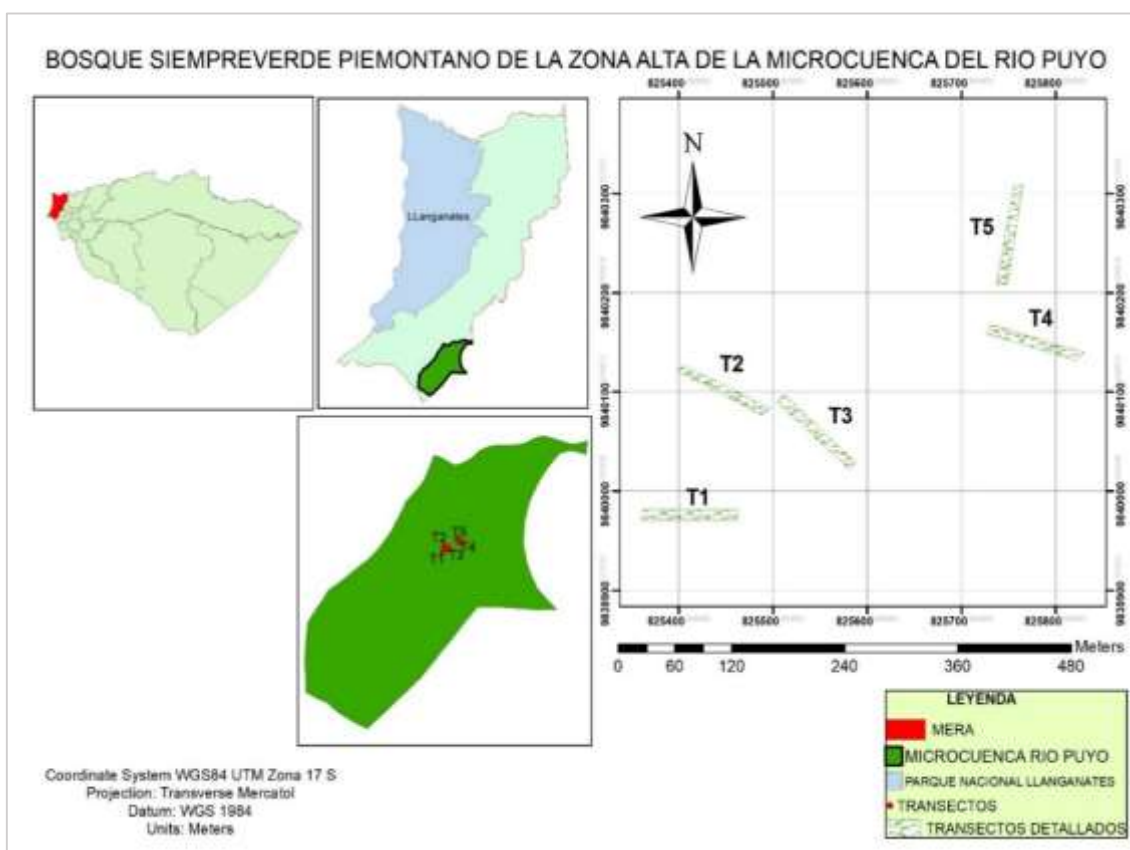


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

Las condiciones bioclimáticas predominantes del área de estudio corresponden a un clima tropical megatérmico húmedo, con una temperatura media anual de 21,3°C y una precipitación anual de 411.9 cm. La precipitación más baja ocurre de enero a abril, mientras que la más alta ocurre de mayo a julio, la humedad relativa es de 84% (INAMHI, 2014). El área de estudio presentó una pendiente promedio de 24 y altitud de 1228,72

msnm. Los sitios se caracterizaron por bosques en estado de sucesión sometidos a distintos niveles de perturbación de carácter natural y antrópico. La descripción de la presencia de perturbaciones fue posible a partir de observaciones *in situ* en las áreas de bosques, además del comportamiento histórico de las perturbaciones predominantes en la zona descritas en el diagnóstico socioambiental de la microcuenca del río Puyo (MAE, 2014) (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas geográficas y ambientales de cada transecto

Transecto (Códigos)	Tamaño (ha)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Coordenadas Geográficas		Descripción del sitio
				x	y	
T1	0,1	1122,4	20	825462	9839971	Bosque con presencia de altas perturbaciones antrópicas (predominio de talas selectivas, cambios de uso del suelo, pastoreo)
T2	0,1	1221,3	15	825488	9840077	Bosque con presencia de altas perturbaciones antrópicas (predominio de talas selectivas, cambios de uso del suelo, pastoreo)
T3	0,1	1234,8	10	825581	9840022	Bosque con presencia de pocas perturbaciones de carácter natural (predominio de caída de árboles por el viento)
T4	0,1	1272,6	45	825822	9830132	Bosque con presencia de perturbaciones medias de carácter natural (predominio de caída de árboles por el viento y deslizamientos de suelos)
T5	0,1	1292,5	30	825749	9840209	Bosque con presencia de perturbaciones medias de carácter natural (predominio de caída de árboles por el viento y deslizamientos de suelos)

### 3.2. Tipo de Investigación

El estudio se enmarcó dentro de una investigación de carácter descriptivo. El mismo que busca especificar las propiedades, características y los perfiles importantes de personas, grupos, comunidades o cualquier otro fenómeno que se someta a un análisis. En un

estudio descriptivo se selecciona una serie de cuestiones y se mide o recolecta información sobre cada una de ellas, para así describir lo que se investiga (Rodríguez, 2015). En si este tipo de investigación facilita medir la información recolectada para luego describir, analizar e interpretar sistemáticamente las características del fenómeno estudiado con base a la realidad del escenario planteado según Díaz y Calzadilla (2016). En base a ello se justificó la investigación descriptiva ya que se realizó un diagnóstico que describió el comportamiento de los disturbios presentes en el área de estudio, así como las mediciones sobre los parámetros que caracterizaron la estructura ecológica. Las variables que se describieron fueron las siguientes:

- Tipos de disturbio
- Niveles de perturbación
- Existencia del árbol (vivo ó muerto)
- Formas de vida de las especies
- Clase social (árboles dominantes, codominantes y suprimidos)
- Índice de posición social relativa
- Cociente de mezcla
- Clases diamétricas
- Índice de valor de importancia (IVI)
- Área basal
- Abundancia, dominancia y frecuencia relativa
- Diversidad florística
- Biomasa aérea de las especies arbóreas
- Índice de valor de biomasa aérea
- Productividad de biomasa
- Cobertura del dosel (Abundancia de especies en áreas cubiertas y abiertas)
- Índice de disturbio
- Índice de interacciones (facilitación/competencia)
- Respuesta de especies arbóreas a perturbaciones

### **3.3. Métodos de investigación**

Para el desarrollo del proyecto de investigación se utilizarán los métodos de observación, medición y sistemático. La observación como instrumento de análisis facilita la observación directa del objeto de investigación. La medición comprende el conteo, comparación y valoración de un objeto. El sistemático

permite el estudio de las formas del objeto y su relación en forma de sistema (Rodríguez, 2015).

### **3.3.1. Método de Observación**

Se empleó el método de observación debido a que se realizaron recorridos *in situ* para identificar las perturbaciones naturales y antrópicas, así como las especies que han sido capaces de resistir ante episodios de degradación natural o antrópicas en cada uno de los transectos de la zona alta de la microcuenca del río Puyo.

### **3.3.2. Método de Medición**

Se empleó el método de medición ya que se consideró necesario las mediciones de las variables de tipo estructural que caracterizan el bosque siempreverde piemontano, tales como la medición de alturas y diámetros de los árboles.

### **3.3.3. Método sistemático**

En este estudio se analizó una serie de variables que se interrelacionan entre sí para poder determinar el grado de perturbación y entender la distribución de las especies en función de la abundancia en cada transecto. Este método sistemático incluye el estudio de varios parámetros ecológicos que ayudan a tomar decisiones para futuras acciones de restauración como contribución a la conservación de la biodiversidad (sitios perturbados, estructura, diversidad, biomasa, productividad).

## **3.4. Tratamiento de datos**

### **3.4.1. Inventario florístico**

El inventario florístico se realizó en una comunidad arbórea sometida a distintos niveles de perturbación de un bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo, a partir de la metodología descrita por Salmerón *et al.*, (2016) el cual consideró el registro de especies en sitios muy perturbados, medianamente perturbados y muy perturbados; no fue posible considerar sitios no perturbados porque la investigación fue ajustada a la metodología mencionada anteriormente y se trata de una zona periurbana que ha sufrido perturbaciones de distinta naturaleza.

Se establecieron cinco transectos permanentes de 0,1 ha (10 m x 100 m), considerando la accesibilidad del terreno, topografía, tipos de perturbación (natural o antrópica), así como la falta de información florística de los sitios de estudio, a partir de imágenes satelitales, ortofotos del SIGTIERRAS y cartas topográficas a una escala de 1:50.000 del Instituto

Geográfico Militar. Se empleó un muestreo sistemático y se realizó la instalación de los transectos en intervalos de 100 m lineales, para lo cual se definió inicialmente el eje central y se tomaron cinco metros a cada lado, delimitados con brújula, GPS, estacas y piola (Lozano *et al.*, 2013). El muestreo se justificó a partir del modelo de transecto utilizado por Gentry (1982), el cual fue adaptado para realizar el inventario florístico de acuerdo a los objetivos de este trabajo, se consideró la experiencia de estudios similares realizados por Torres *et al.*, (2019) y Patiño *et al.*, (2015) en un bosque de colinas perennes en la región amazónica donde se empleó cinco transectos como unidad experimental en cada gradiente altitudinal con un tamaño de 0,1 ha y árboles con DAP  $\geq$  10 cm; además se tuvo en cuenta factores logísticos, económicos y de precisión (Schreuder *et al.*, 1983; Tomppo *et al.*, 2011) para este tipo de bosque periurbano sometido a diferentes tipos de perturbaciones.

El inventario florístico fue realizado en dos momentos, en el año 2018 y 2020, incluyendo todos los árboles con d1.30  $\geq$  10 cm, registrados en una matriz de campo con los siguientes datos: nombre común, nombre científico, familia, d1.30, altura total y altura de inserción de copa. La identificación botánica en campo se realizó con el apoyo del Sr. Gabriel Grefa como experto botánico de la zona, el cual fue contratado para esta actividad en el proyecto “Restauración forestal de la microcuenca del río Puyo mediante técnicas de nucleación como contribución a los servicios ecosistémicos” ejecutado mediante la Universidad Estatal Amazónica y la ONG “The Nature Conservancy”. En el caso de aquellas especies que resultaron menos conocidas se realizó una colecta y se verificó con el apoyo del Dr. David Neill para validar taxonómicamente. Las especies fueron constatadas con el Libro de Árboles del Ecuador (Palacios, 2016), Manual de Botánica Sistemática, Etnobotánica y Métodos de Estudio en el Ecuador (Cerón, 1993), Catálogo de Plantas Vasculares del Ecuador (Jorgensen y León, 1999, Neill, 1999), Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León *et al.*, 2019), Sistema de clasificación propuesta por Angiosperm Phylogeny Group (APG, 2003) empleado para la clasificación de las angiospermas, recursos virtuales (The Plant List, 2019; Trópicos, 2019), y la colección de muestras del Herbario Ecuatoriano Amazónico (ECUAMZ) de la Universidad Estatal Amazónica.

### **3.4.2. Niveles de perturbación en función de la intensidad del disturbio**

Para evaluar los niveles de perturbación se consideró información primaria del diagnóstico socioambiental de la microcuenca del río Puyo reportado por el Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Pastaza (GADPPz) (MAE, 2014), los criterios

emitidos por los pobladores de la zona por ser una zona periurbana y las observaciones *in situ* realizadas en las unidades muestrales, lo cual permitió identificar la presencia de distintos tipos de disturbio. Se evaluó la intensidad del disturbio y se realizó una clasificación de las áreas de bosque en sitios poco perturbados ( $0 \leq Pe \leq 3$ ), medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ ) y muy perturbados ( $Pe > 7$ ), a partir de la metodología propuesta por Salmerón *et al.*, (2016) sustentado en la presencia de perturbaciones de carácter natural y antropogénico como: existencia de cultivos, fuego, fabricación de carbón, limpieza de malezas o chapeas, presencia de especies invasoras, pastoreo y tala. La metodología propuesta por estos autores sufrió adecuaciones por la autora de este trabajo al sustituir en la ecuación original los disturbios que no fueron identificados en el área de estudio, colocando en su lugar aquellos de mayor frecuencia.

$$Pe = Cu + F + Ca + Ch + Ei + Pa + T \text{ (Ecuación original)} \quad (1)$$

$$Pe = Cu + C + Ds + Ei + Pa + T \text{ (Adecuación)} \quad (2)$$

**Dónde:**

**Pe:** Nivel de perturbación. De acuerdo con el valor de Pe, los sitios se consideraron como:

- Poco perturbados ( $0 \leq Pe \leq 3$ )
- Medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ )
- Muy perturbados ( $Pe > 7$ )

**Cu:** Existencia de cultivos u otros cambios de uso de suelo

- En últimos 5 años: 3
- En últimos 25 años: 2.
- Más de 25 años atrás: 1.
- No verificados en el sitio: 0

**C:** Caída de árboles por efecto del viento

- En últimos 5 años: 3
- En últimos 25 años: 2
- Más de 25 años atrás: 1.
- Sin ocurrencia verificada: 0

**Ds:** Deslizamientos de suelos

- Actual: 3
- En últimos 5 años: 2
- En últimos 25 años: 1



- No verificada en el sitio: 0

**Ei:** Presencia de especies invasoras

- Mayores a 60 %: 3. 31
- 60 %: 2. 0
- 30 %: 1.
- No verificada en el sitio: 0

**Pa:** Pastoreo

- Actual: 3
- En últimos 5 años: 2
- En últimos 25 años: 1.
- Sin verificar en el área: 0

**T:** Tala

- Actual selectiva: 3
- Rasa entre 20 y 30 años atrás o selectiva en los últimos cinco años: 2
- Rasa más de 30 años atrás o selectiva en los últimos veinticinco años: 1
- No verificada en el sitio: 0

Con los datos obtenidos de las ponderaciones de acuerdo a la intensidad del disturbio se construyó un histograma de frecuencia para clasificar los sitios en categorías poco perturbados ( $0 \leq Pe \leq 3$ ), medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ ) y muy perturbados ( $Pe > 7$ ). La evaluación de los indicadores de disturbio permitió realizar una tabla de contingencia y prueba de Chi cuadrado, lo cual facilitó entender si el sitio determina en el comportamiento de los indicadores de disturbio analizados. Además, se realizó un análisis de correspondencia como técnica multivariada que permitió comprobar la relación de los sitios con la intensidad del disturbio. En el análisis se consideró el sitio en las filas y la categoría de disturbio en las columnas. Esto fue posible con el uso del programa estadístico SPSS ver.22.0.

Se determinó el porcentaje de disturbios (tala, pastoreo, deslizamientos de suelo, caída de árboles por viento y cambio de uso de suelo) en cada nivel de perturbación (poco, medianamente y muy perturbado), lo cual fue representado mediante un diagrama de araña. Para este análisis se consideró la moda por cada disturbio (valor que más se repite) y el porcentaje que representó cada disturbio del total, donde el valor 3 representó el 100%, valor 2 el 66,66%, valor 1 el 33,33% y valor 0 el 0%.

También se evaluó en campo la existencia de árboles y el estado (vivo o muerto), considerando el inventario inicial realizado en el año 2018 comparado con el inventario del 2020, lo cual se representó mediante un histograma de frecuencia.

### **3.4.3. Relación de los niveles de perturbación con estructura, diversidad y productividad de biomasa**

En los sitios calificados con diferente nivel de perturbación se determinaron parámetros que describen la estructura ecológica, diversidad y productividad de biomasa de la comunidad de bosques del inventario del 2020, tales como: clasificación de las especies por formas de vida, clases sociales (árboles dominantes, codominantes y suprimidos), índice de posición social relativa, clases diamétricas, cociente de mezcla, índice de valor de importancia ecológica (IVI) que incluye el comportamiento de la abundancia, dominancia y frecuencia, índice de diversidad de Shannon, e índice de riqueza de especies de Margalef, cálculo de biomasa aérea, índice de valor de importancia de biomasa y productividad de las especies arbóreas.

#### **3.4.3.1. Estructura ecológica**

##### **3.4.3.1.1. Clasificación de las especies por formas de vida**

Para determinar la clasificación de formas de vida se siguió la metodología expuesta por Borhidi (1996). Se tuvieron en cuenta los siguientes:

- a) árboles gigantes (> 30 m), megafanerófitos
- b) árboles altos (15 a 30 m) mesofanerófitos
- c) árboles pequeños (5 a 15 m) mesofanerófitos
- d) árboles enanos y arbustos altos (2 a 5 m) microfanerófitos
- e) arbustos (0,5 a 2 m) nanofanerófitos

##### **3.4.3.1.2. Clases sociales de los árboles**

Se construyó un diagrama de dispersión a partir de los datos de altura total de los árboles y altura de inserción de la copa (altura comercial). La altura total de los árboles fue medida desde la base del árbol hasta la última rama, para lo cual se consideró una distancia del árbol equitativa a su altura, medida con un hipsómetro digital marca Nikon siempre que la densidad del bosque lo permitió y en caso contrario se realizó por estimación a ojo de acuerdo a la experiencia del equipo técnico de campo. La altura de inserción de copa (altura comercial) se midió desde la base del árbol hasta la altura de la primera rama viva (Struck, 1999). Se verificó la tendencia de distribución de puntos de acuerdo a las variables altura total y altura de inserción de copa para definir la presencia de árboles en las distintas clases sociales (dominantes, codominantes y suprimidos), a

partir de lo descrito por Lamprecht (1990). Se consideró árboles dominantes cuando éstos presentaron valores de altura promedio superior al dosel arbóreo, los árboles codominantes aquellos que se distinguen por formar el nivel general del dosel arbóreo y los árboles suprimidos son árboles con copas por debajo del nivel general del dosel arbóreo.

#### **3.4.3.1.3. Índice de posición social relativa**

Para determinar el índice de posición social relativa se analizó los subestratos del bosque, según los criterios de Godínez y López (2006).

##### **Subestrato inferior**

$h \leq 10$  m

##### **Subestrato intermedio**

$h$  10,1 m - 20 m

##### **Subestrato superior**

$h > 20$  m

El índice de posición social relativa (IPSR) se determinó a partir de la metodología Finol (1976), el cual considera el número total de individuos por cada subestrato. Para su cálculo, se necesitó el valor fitosociológico del subestrato, el cual se obtuvo a partir de:  $VF = n/N$ , siendo VF: valor fitosociológico del subestrato; n: número de individuos del sub-estrato y N: número total de individuos de todas las especies. Con este valor, se calculó la posición social absoluta de las especies, a través de la siguiente ecuación:

$$PSa = VF(i)*n(i)+VF(m)*n(m)+VF(s)*n(s) \quad (3)$$

##### **Donde:**

**PSa:** posición social absoluta

**VF(i):** Valor fisiológico subestrato inferior

**VF(m):** Valor fisiológico subestrato medio

**VF(s):** Valor fisiológico subestrato superior

**n(i):** Número de individuos subestrato inferior

**n(m):** Número de individuos subestrato medio

**n(s):** Número de individuos subestrato superior

El (IPSR), se obtuvo a partir del porcentaje que representa cada especie en función de la sumatoria total de los valores absolutos. Este índice informa sobre la disminución de las especies en la comunidad, lo cual es impulsado por las perturbaciones (Hernández y

Giménez, 2016), el bajo potencial reproductivo y el patrón de distribución vertical predominante (Melo y Vargas, 2003).

#### **3.4.3.1.4. Clases diamétricas**

Las clases diamétricas fueron establecidas con rangos de amplitud de 10 cm, donde se agrupó la cantidad de individuos pertenecientes a cada clase según los límites extremos (valor mínimo de DAP y valor máximo de DAP). Esto fue posible a partir de la metodología descrita por López-Pérez *et al.*, (2014). Esta información facilitó comprobar el patrón de distribución de los árboles por clases diamétricas en los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación.

#### **3.4.3.1.5. Cociente de mezcla**

Expresa la homogeneidad o heterogeneidad de la composición florística del área en evaluación, y se calculará dividiendo el número de especies entre el número de árboles o individuos (Lamprecht, 1990). El índice indicó que cuanto más grande es el denominador, el bosque es más homogéneo y viceversa, cuanto más pequeño el bosque es más heterogéneo.

$$CM = N^{\circ} \text{ especies} / N^{\circ} \text{ árboles} \quad (4)$$

#### **3.4.3.1.6. Índice de valor de importancia ecológica**

Se calculó el índice de valor de importancia ecológica de cada especie mediante la metodología de Melo y Vargas (2003); Bascopé y Jorgensen (2005). Esto permitió comparar el peso ecológico de las especies dentro de la comunidad vegetal (Alvis, 2009)

$$IVI = \text{Abundancia relativa} + \text{dominancia relativa} + \text{Frecuencia relativa.} \quad (5)$$

La abundancia relativa (AR) se calculó en función del número de individuos, a partir de la siguiente expresión:

$$AR = (Aa/AT) * 100 \quad (6)$$

La dominancia relativa (DR) se calculó en función del área basal. Para determinar el área basal (AB) se utilizó la siguiente fórmula:

$$AB = 0,7854 * DAP^2 \quad (7)$$

**DAP** = diámetro a la altura del pecho (m)

$$DR = (Ga/GT) * 100 \quad (8)$$

La frecuencia relativa (FR) se determinó a partir de la siguiente ecuación:

$$FR = (Fa/FT) * 100 \quad (9)$$

#### 3.4.3.1.7. Medición de la riqueza y diversidad florística

Se determinó la riqueza y diversidad florística como medida de la diversidad a escala alfa en los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación, cuyo propósito fue analizar si las perturbaciones predominantes en la zona alta de la microcuenca del río Puyo afectan la riqueza y diversidad de especies. Se empleó el índice de Margalef ( $DMg$ ) para estimar la riqueza de especies y el índice de Berger Parker ( $D$ ) para la dominancia y su recíproco ( $1/D$ ) para estimar la diversidad, lo cual fue posible con el empleo del programa Biodiversity Profesional ver. 2.0 (McAleece *et al.*, 1997). La selección de los índices de riqueza y diversidad estuvo en función de la información que se requiere, lo cual se correspondió con los objetivos propuestos en esta investigación, a partir de lo descrito por Moreno (2001). El mismo autor planteó que no existe un mejor método para determinar la riqueza y diversidad de especies y que cada índice tiene su interpretación en función de la relación proporcional entre número de especies y de individuos, pero para cada uno hay que buscar la aproximación más apropiada.

El índice de Margalef se calculó mediante la siguiente expresión (Margalef, 1995):

$$DMg = S - 1 \ln N \quad (10)$$

#### Dónde:

**S** = número de especies

**N** = número total de individuos

El índice de Berger Parker se calculó mediante la siguiente expresión (Magurran, 1988):

$$D = D_{max}/N \quad (11)$$

#### Dónde:

**Dmax** = número de individuos de la especie más abundante

**N** = número total de individuos

#### 3.4.3.1.8. Biomasa aérea y productividad de las especies arbóreas

Se determinó la biomasa acumulada en  $Kg\ ha^{-1}$  de todas especies arbóreas incluidas en el inventario del 2020 en cada uno de sitios de estudio sometidos a distintos niveles de perturbación (muy perturbado, medianamente perturbado y poco perturbado), a partir de la ecuación alométrica propuesta por Chave *et al.*, (2005) que considera el diámetro de los árboles y la densidad de la madera (Tabla 2). Se utilizaron datos de densidad específica de la madera de las especies de estudio desarrollados en el área local. En algunos casos

donde la densidad específica no se encontró disponible se utilizó la media global ( $\rho$ ) para América del Sur tropical ( $0,632 \text{ g/cm}^3$ ) (Chave *et al.*, 2014).

Tabla 2. Ecuación alométrica utilizada para estimar la biomasa aérea

Grupo de plantas	Ecuación alométrica	Fuente
Madera	$AGB = \rho \times \exp(-1.499 + 2.148 \ln(\text{DBH}) + 0.207(\ln(\text{DBH}))^2 - 0.0281(\ln(\text{DBH}))^3)$	(Chave <i>et al.</i> , 2005)

**Dónde:**

**$\rho$ :** es la densidad específica de la madera en  $\text{g/cm}^3$

**DBH:** todos los árboles  $\geq 10$  cm de diámetro a la altura del pecho

**AGB:** biomasa en kg de masa seca.

Se determinó el índice de valor de importancia de biomasa (BIV) propuesto por (Trivelli y Valdivia, 2009; Torres *et al.*, 2019) el cual relaciona la biomasa acumulada de cada especie botánica para determinar las especies que tienen mayor peso ecológico en cuanto a estructura y biomasa en cada sitio. Este índice consideró la sumatoria de la abundancia relativa (ARF), dominancia relativa (DRF) y biomasa relativa (BRF), cuya expresión es:

$$\mathbf{BIV = ARF + DRF + BRF} \tag{12}$$

**BIV=** Índice de valor de importancia biomasa

**ARF=** Abundancia relativa

**DRF=** Dominancia relativa

**BRF=** Biomasa relativa

Se determinó la productividad de biomasa con el propósito de analizar la acumulación de biomasa aérea y estimar las reservas acumuladas en cada sitio sometido a niveles de perturbación, lo cual estuvo determinado por la dinámica de productividad de las principales especies arbóreas. Esto fue posible a partir de los datos obtenidos del inventario del 2018 y 2020, donde se determinó la biomasa acumulada en función del tiempo de evaluación, que en este caso fue de dos años.

### **3.4.4. Mecanismos de facilitación, competencia y grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones.**

#### **3.4.4.1. Procedimiento para la determinación de facilitación y competencia de las especies arbóreas más abundantes en cada tipo de perturbación.**

Para identificar los mecanismos de facilitación y competencia en cada uno de las especies presente en los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación se realizó un inventario donde se registró la totalidad de las especies en áreas abiertas y en áreas cubiertas (bajo dosel). El muestreo fue dirigido y tuvo como restricción la presencia de especies en áreas abiertas o bajo dosel. Para esto se adaptó la metodología establecida por Valiente y Verdú (2008) y Salmerón y Geada (2018), con el propósito de determinar interacciones ecológicas en las condiciones de un bosque húmedo tropical que ha sido sometido a situaciones de estrés ambiental producto de las perturbaciones antrópicas. En este sentido, Maestre *et al.*, (2009) consideran como estrés tanto a las tensiones climáticas y edáficas como a las perturbaciones, solo las mencionadas tensiones ambientales (pluviometría, temperaturas, características del suelo, topografía, etc.) son consideradas en la mayoría de los estudios que se realizan a lo largo de gradientes de estrés, mientras que estudios de las interacciones a lo largo de gradientes de perturbación son mucho más escasos. Hasta donde se pudo constatar en la literatura, estas metodologías no han sido aplicadas para este tipo de bosque, por lo tanto, esto es una primera aproximación que permitió comprender en áreas degradadas con un mayor grado de intervención cómo se produce la facilitación y competencia entre las especies.

Se determinó un índice de interacción ( $\delta r$ ) para evidenciar la existencia de facilitación ó competencia mediante el análisis de la distribución de facilitadas y facilitadoras. Se comprobó que si la interacción ( $\delta r$ ) es positivo, entonces se documenta la facilitación. Esto indicó que se incrementa el número de individuos de la especie en áreas abiertas al incrementarse la superficie ocupada por la especie en áreas cerradas según el valor de  $\delta r$ . Si ( $\delta r$ ) es negativo, entonces se documenta la competencia, esto indicó que disminuye el número de individuos de la especie en áreas abiertas al incrementarse la superficie ocupada por la especie en áreas cerradas según el valor absoluto de  $\delta r$  (Salmerón y Geada, 2018).

### Índice $\delta_r$

$$\delta_r = \frac{(\mu - \varepsilon)}{S_{dt}} \quad (13)$$

#### Donde:

$S_{dt}$  : es la superficie total observada de la especie en áreas cerradas

$\mu$ : Número de individuos de la especie en áreas abiertas asociados a parches de especies en áreas cerradas.

$\varepsilon$ : Número de individuos asociados a la especie en áreas cerradas

La superficie total observada de la especie en áreas cerradas se calculó en función del número de individuos que ocuparon en el área de muestreo. Para ello se consideró el espacio que ocupó cada especie en áreas cerradas en función de la intensidad de muestreo, la cual varió en dependencia de los sitios. En el sitio poco perturbado el área de muestreo fue de 100 m<sup>2</sup> (T3), el sitio medianamente perturbado de 200 m<sup>2</sup> (T4 y T5) y el sitio muy perturbado de 200 m<sup>2</sup> (T1 y T2).

#### 3.4.4.2. Proporción de la abundancia relativa de las especies asociadas a los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación

Se determinó la proporción de la abundancia relativa de cada una de las especies presentes en los sitios clasificados por niveles de perturbación, a partir de la metodología descrita por Salmerón *et al.*, (2016). Para cada especie se consideró la abundancia relativa en el tipo de sitio (poco, medianamente o muy perturbado) como la proporción que representa el número total de individuos de la especie respecto al número total de individuos de todas las especies presentes en las parcelas muestreadas para el sitio en cuestión. Cuando la abundancia relativa de una especie fue  $\geq 1$  % en algún sitio, se le dio el valor 3 en el sitio donde la abundancia relativa alcanza su mayor valor. Para la misma especie, si en alguno de los dos sitios restantes la abundancia relativa alcanzó un valor  $\geq 60$  % del máximo ya reportado, se le asignó igualmente el valor de 3, de lo contrario, si solo alcanzó entre 30 % y 59 % o entre 1 % y 29 %, se le asignaron valores de 2 o de 1, respectivamente. Si la especie no estuvo presente en alguno de los sitios, es decir la abundancia relativa fue cero entonces se le asignó directamente el valor 0. Cuando el máximo de la abundancia relativa de la especie en cualquiera de los tres sitios fue  $< 1$  % y  $\geq 0,5$  %, se le asignó a ese máximo el valor 2, si en algunos de los sitios restantes mantuvo un valor  $\geq 60$  % del máximo reportado, se le mantuvo el valor 2, de lo contrario se le asignó el valor 1 o 0 si no estaba presente. Si el máximo valor de la abundancia de la especie en algún sitio fue  $< 0,5$  %, se



le asignó el valor 1 y en el resto de los sitios solo tendría valores de 1 (presencia con abundancia relativa menor que 0,5 %) ó 0 (ausencia de la especie en el sitio) (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia relativa en el tipo de sitio (poco, medianamente o muy perturbado)

Abundancia relativa	Código	
	Ab=Abmx	3
Abmx $\geq$ 1%	Ab $\geq$ 0,6(Abmx)	3
	0,6(Abmx)<Ab $\geq$ 0,3(Abmx)	2
	Ab<0,3(Abmx)	1
1%<Abmx $\geq$ 0,5%	Ab=Abmx	2
	Ab $\geq$ 0,6(Abmx)	2
	Ab<0,6(Abmx)	1
0%>Abmx<0,5%	Ab=Abmx	1
Abmx=0	Ab=Abmx=0	0

Los resultados obtenidos de la proporción de abundancia relativa fueron presentados mediante histograma de frecuencia. Esta información permitió la elaboración de un conglomerado jerárquico para clasificar grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones, con el uso del programa SPSS ver. 22.0. Esto facilitó identificar especies cobertoras, colonizadoras, estabilizadoras. Las especies cobertoras son aquellas que predominan en sitios muy perturbados y medianamente perturbados, incluye especies que invaden y cubren claros en los ecotopos correspondiente a estos bosques generando cobertura de bosques inicial de manera rápida. Las colonizadoras son especies tolerantes a sombra, ampliamente distribuidas en sitios con distintos niveles de perturbación con habilidad para establecerse una vez que los claros hayan sido ocupados por cobertoras debajo del dosel arbóreo. Las estabilizadoras son generalmente tolerantes a la sombra presente en sitios mediano y poco perturbados, pero con escasos individuos (Salmeron *et al.*, 2016).

#### 3.4.4.3. Índice de disturbio de las especies arbóreas

Con la información obtenida del inventario de especies en áreas cubiertas y bajo dosel se identificó el número de especies pioneras en cada sitio con distinto nivel de perturbación. Esto facilitó determinar un índice de disturbio (DI) a partir de la metodología propuesta por (Martorell y Peters, 2005) donde se estableció el porcentaje de especies pioneras en cada sitio calificado por los niveles de perturbación. El DI es similar al índice pionero de

Hawthorne (1995, 1996); Hawthorne y Abu Juam (1995), que se ha demostrado que reflejan la historia de las perturbaciones. Esto fue posible para todos los árboles pioneros presentes en cada sitio, considerando aquellos que presentaron  $d1.30 \geq 10$  cm.

#### **3.4.4.4. Respuesta de las especies arbóreas a los niveles de perturbación**

Con el propósito de determinar la respuesta de las especies arbóreas a los distintos niveles de perturbación se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) donde se empleó el programa ecológico CANOCO versión 5.0 para Windows (Ter Braak y Smilauer, 2002). Este análisis sirvió para entender cómo la vegetación responde, simultáneamente, a factores externos como las variables ambientales, donde se obtiene un diagrama de ordenamiento formado por un sistema de ejes donde se muestra la matriz de especies y los niveles de perturbación. Se empleó el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA), debido a que la longitud del gradiente resultó elevada para los datos analizados. La variable perturbación fue transformada con la función raíz de  $x+1$  y la matriz de especies con la función  $\text{LOG}(Y+1)$ .

## **CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **4.1. Niveles de perturbación del bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo**

#### **4.1.1. Evaluación de los niveles de perturbación**

El histograma de frecuencia obtenido con los datos de las ponderaciones de la intensidad del disturbio facilitó clasificar los sitios en categorías poco perturbados ( $0 \leq Pe \leq 3$ ), medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ ) y muy perturbados ( $Pe > 7$ ). Se encontró, a partir de la suma total de la ponderación de los disturbios, que los transectos T1 y T2 presentaron mayor frecuencia con valores de 15, y el transecto T3 presentó menor frecuencia con valores de 3 (Figura 2). Los resultados indicaron que T1 y T2 correspondió a un sitio muy perturbado debido a que se encuentra en una zona intervenida donde las perturbaciones antrópicas son muy frecuentes. Se ha podido constatar que estos sitios pertenecieron tiempo atrás a áreas del bosque primario de la zona alta de la microcuenca del río Puyo y han sufrido el efecto antrópico por estar ubicado en una zona periurbana cerca del cantón Shell, lo cual ha sido vulnerable para actividades de talas con fines de extracción de especies de interés maderable, cambio de uso del suelo, actividad de pastoreo, y en la actualidad se evidenció la presencia de un bosque secundario con un proceso muy lento de recuperación debido a la dinámica de las perturbaciones. El transecto T3 se ubicó en el sitio poco perturbado, siendo el de menor impacto de las perturbaciones del total de los transectos de estudio. Los transectos T4 y T5 se encontraron en el nivel de sitio medianamente perturbado, donde los disturbios asociados a la caída de árboles por el viento y los deslizamientos de suelos fueron los más frecuentes, siendo esta la zona de más difícil acceso del área de estudio, con mayor pendiente y altitud, lo que facilita la acción del viento provocando la caída de muchos árboles, creando espacios abiertos con el tiempo y como consecuencia el viento actúa con mayor intensidad.

En este estudio se utilizaron indicadores cuantitativos similares al estudio realizado por (Salmerón *et al.*, 2016), donde se evaluó los niveles de perturbación de tipos funcionales de plantas según su respuesta a las perturbaciones, lo que facilitó clasificar los sectores de acuerdo con el nivel de intensidad de los disturbios encontrados. Por su parte, Reyes (2010), emplearon una metodología similar donde evidenciaron con mayor intensidad los disturbios asociados a las actividades de tala y fabricación de carbón hace más de 40 años, lo cual se corresponde con sitios medianamente perturbados ( $4 \leq Pe \leq 7$ ).

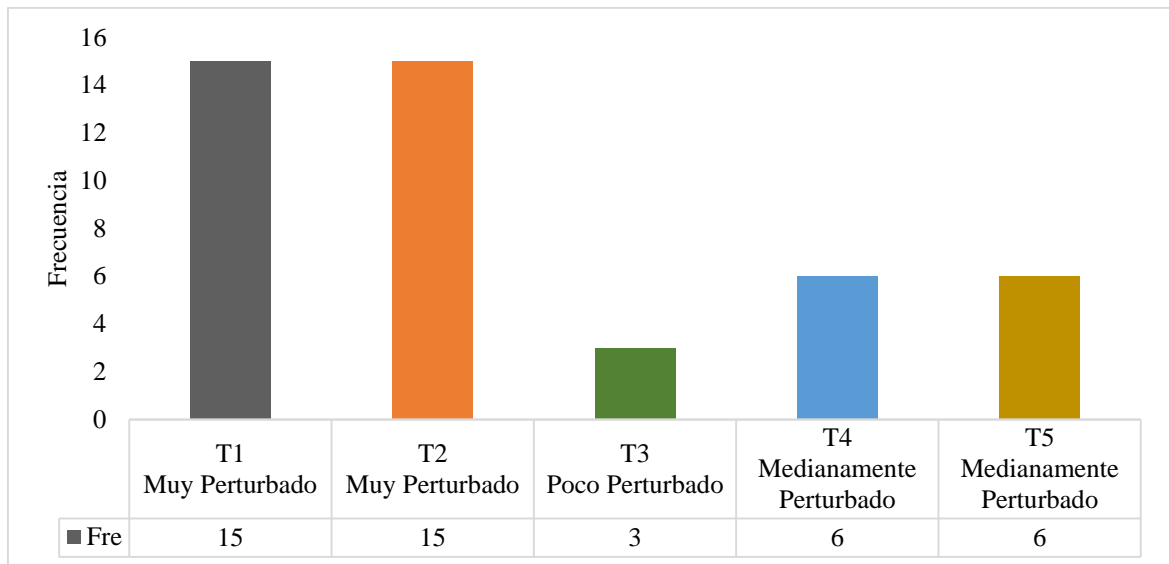


Figura 2. Representatividad de la frecuencia de disturbios encontrados en áreas de bosque de la zona alta de la microcuenca del río Puyo para la clasificación de sitios por los niveles de perturbación.

#### 4.1.2. Tabla de contingencia y prueba Chi cuadrado para los tipos de disturbios

En la tabla 4 se reportó los resultados de la tabla de contingencia y prueba de Chi cuadrado a partir de la asociación entre dos o más variables de naturaleza cualitativa (disturbios). Se comprobó que solo los disturbios asociados a talas y actividad de pastoreo ejercieron un efecto significativo ( $p \leq 0,05$ ) en el asocio con los sitios de estudio. Es notable que los valores de la prueba de Chi cuadrado aumentan a medida que el nivel de significación se hace mayor. Estos resultados indicaron que estos dos disturbios (talas y pastoreo) fueron los que mostraron un efecto mayor en las ponderaciones en relación al resto de los disturbios, actuando con mayor intensidad en T1 y T2, osea esto comprueba la presencia de ellos solamente el sitio considerado como muy perturbado.

Estos resultados se corresponden con lo descrito por Briceño *et al.*, (2019), los cuales indicaron que en la Amazonía los cambios de cobertura y uso del suelo se deben fundamentalmente a la deforestación, ganadería y expansión de la frontera agrícola. En este sentido Burgos (2003); Sierra (2013); Armenteras y Rodríguez, (2014), reportaron que la deforestación causa daños ambientales incalculables, porque libera miles de millones de toneladas de bióxido de carbono en la atmósfera y causa la extinción de miles de especies todos los años. Se ha estimado que en el curso de un decenio se extingue entre el 2 y 5% del total de las especies de los bosques lluviosos, debido en gran parte a la pérdida de su hábitat por causa de la deforestación y que los monocultivos de pastizales son inhóspitos para muchas especies de aves e invertebrados, que necesitan hábitats

distintos. De ahí la necesidad de promover investigaciones que aporten con bases ecológicas para adoptar políticas eficaces de sistemas sostenibles para desalentar la expansión de la ganadería y las talas en la zona alta del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo, el cual cumple con importantes servicios ecosistémicos que facilitan la regulación hídrica, la conservación de la biodiversidad y la captura de carbono.

Tabla 4. Resultados de la prueba de Chi cuadrado en los socios de bosque.

Asocio	Tipos de disturbios	Chi cuadrado	P
T1, T2, T3, T4, T5	CAPV	5,00	0,287
T1, T2, T3, T4, T5	ECCUS	5,00	0,287
T1, T2, T3, T4, T5	DS	10,00	0,265
T1, T2, T3, T4, T5	PEI	10,00	0,265
T1, T2, T3, T4, T5	T	15,00	<b>0,038</b>
T1, T2, T3, T4, T5	P	15,00	<b>0,038</b>

*Leyenda: CAPVEF (Caída de árboles por efecto del viento), ECCUS (existencia de cultivos u otros cambios de uso de suelo), DS (deslizamiento de suelos), PEI (presencia de especies invasoras), T (talas), P (pastoreo)*

#### **4.1.3. Análisis de correspondencia y distribución espacial entre el grado de intervención y sitios de estudio**

Los resultados del análisis de correspondencia (Tabla 5) indicaron las tendencias y margen activo de cada uno de los disturbios identificados por sitios de estudio. En los transectos 1 y 2 se comprobó, según la tendencia, que los valores se concentraron más en la intensidad de los períodos de los últimos 25 y 5 años, o sea en los valores extremos cuyas ponderaciones oscilaron de 0 a 3. En el transecto T3 existió un predominio de indicadores no verificados en el sitio. Sin embargo, en el transecto 4 y 5 los valores asignados resultaron más estables en todas las categorías con presencia en casi todos los disturbios, a excepción de la intensidad ocurrida a los 5 años. Es notable que en los transectos 3, 4 y 5 no se evidenció presencia de disturbios en los últimos 5 años y todos los sitios presentaron alguna ponderación en los últimos 25 años, siendo la categoría de intensidad donde se asignó el valor más alto. El margen activo representó la suma de todos los valores asignados en las distintas categorías de intensidades de disturbio (no verificado con valor 0, más de 25 años valor 1, últimos 25 años valor 2 y en los últimos 5 años valor 3), esto indicó que fueron asignados diferentes valores en cada uno de los niveles como reflejo de la alteración de los sitios.

Tabla 5. Tabla de correspondencia con los niveles de intensidad de disturbio

Transectos	NP				Margen activo
	No verificado	Más de 25 años atrás	En últimos 25 años	En últimos 5 años	
1	0	0	3	3	6
2	0	0	3	3	6
3	4	1	1	0	6
4	2	2	2	0	6
5	2	2	2	0	6
<b>Margen activo</b>	8	5	11	6	30

El análisis de correspondencia mostró una correlación significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre los sitios de estudio, con valores de inercia total de 0,71 (Tabla 6). Este resultado demostró el alto grado de perturbación al que están sometidos los sitios de estudio de la zona alta del bosque siempreverde piemontano, que cuenta con fragmentos de bosque que han sufrido durante mucho tiempo perturbaciones naturales y antrópicas. Estos resultados expresan similitud a lo reportado por Villacis *et al.*, (2017), donde se realizó un análisis de correspondencia en tres sitios de bosque siempreverde piemontano fragmentado (Shell, Mera y Puyo) mostrando una correlación significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre los sitios de estudio y el grado de antropización, con valores de inercia total de 0,83. Esto expresó el alto grado de deterioro de las áreas de bosque donde se realizan con frecuencia actividades de tala selectiva de los árboles de mayor valor comercial, considerado sitios vulnerables ante las perturbaciones.

Tabla 6. Resultados del análisis de correspondencia entre los sitios y los disturbios

Dimensión	Valor singular	Inercia	Chi cuadrado	Sig	Proporción de inercia		Valor singular de confianza	
					(C)	(A)	Desviación estándar	Correlación
1	,794	,630			,888	,888	,059	,109
2	,282	,079			,112	1,000	,210	
<b>Total</b>		,709	21,273	,047 <sup>a</sup>	1,000	1,000		

Leyenda: (C) Contabilizado; (A) Acumulado.

El diagrama espacial expresó la relación de los disturbios con los sitios de estudio, donde se puede observar que en el sitio 4 y 5, calificados como sitios medianamente perturbados, existió predominio de disturbios en más de 25 años. En los sitios 1 y 2, calificados como

sitios muy perturbados, se encontró disturbios en los últimos 5 años que corresponde al mayor valor asignado en las categorías de disturbios y en el sitio 3, que es el sitio poco perturbado, predominó la categoría de no verificado en el sitio. Esto indicó un nivel de diferenciación en cuanto a la intensidad de disturbio para los sitios evaluados con distintos niveles de perturbación.

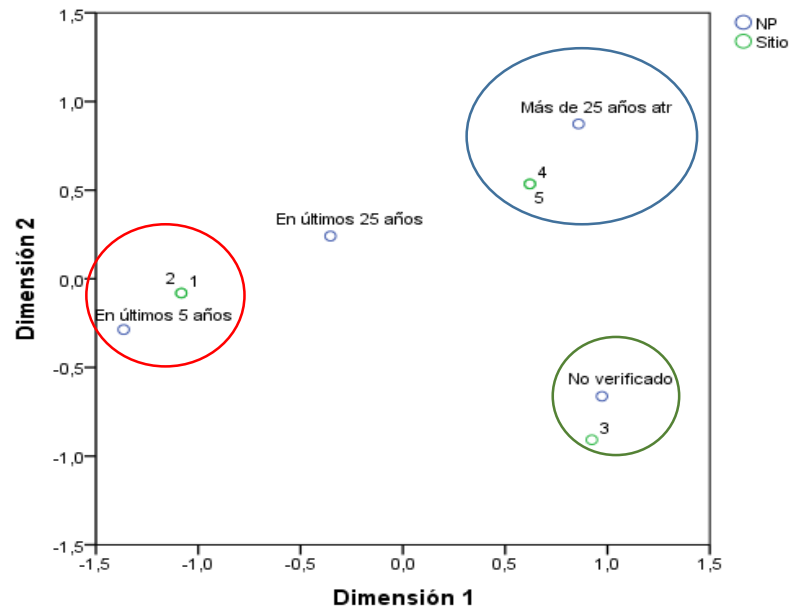


Figura 3. Distribución espacial de los sitios con distinto grado de perturbación y los niveles de intensidad de disturbio (NP)

#### 4.1.4. Factores que han incidido en las perturbaciones

El diagrama de araña para los distintos sitios en función de la intensidad del disturbio (Figuras 4, 5 y 6) mostró variación en los factores que incidieron en las perturbaciones de cada sitio de estudio.

En el sitio muy perturbado, los factores que ejercieron una mayor intensidad de disturbio o fueron caída de árboles por el viento, existencia de cultivos o cambios de uso de suelo, deslizamiento de suelos y talas, con un valor de 3 según la moda (valor que más repite), lo que representó el 100% de intensidad de disturbio. En este sitio todos los disturbios manifestaron alta intensidad con porcentajes que variaron entre 66,66 a 100% de intensidad, como reflejo del predominio de las perturbaciones históricas y actuales del sitio.

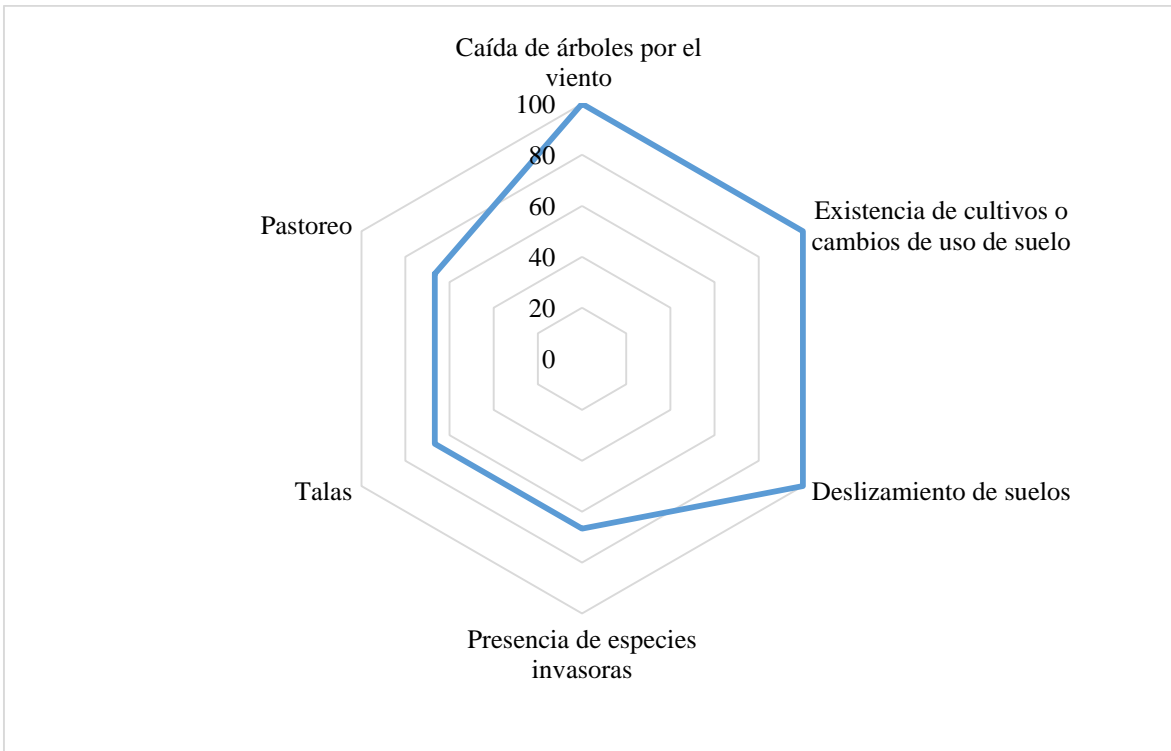


Figura 4. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio muy perturbado

En el sitio medianamente perturbado, los factores que ejercieron una mayor intensidad de disturbio fueron: caída de árboles por el viento y deslizamiento de suelos, con un valor de la moda de 2, que representó el 66,66% de intensidad del disturbio producto de la mayor exposición al viento. En este sitio se comprobó una alta variación en la intensidad de los disturbios con valores entre 0 y 66,66% de intensidad.

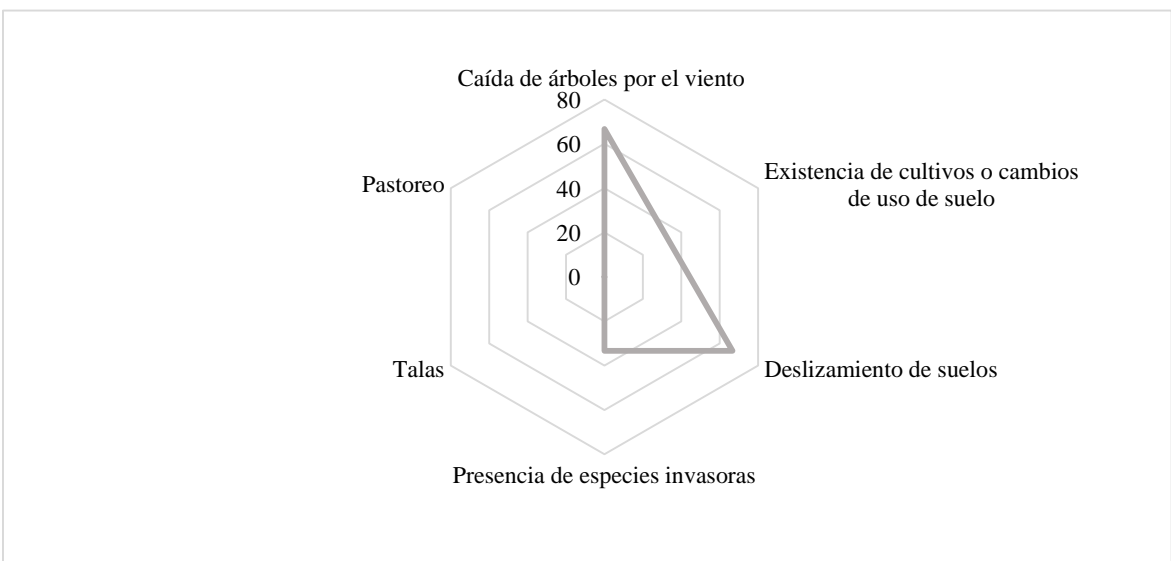


Figura 5. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio medianamente perturbado.



En el sitio poco perturbado, el factor que ejerció una mayor intensidad de disturbio fue: caída de árboles por el viento, con un valor de la moda de 2 que representó el 66,66% de intensidad del disturbio. En este sitio se comprobó una alta variación en la intensidad de los disturbios con valores entre 0 y 66,66% de intensidad, existiendo mayor predominio del valor cero que indica baja intensidad del disturbio.

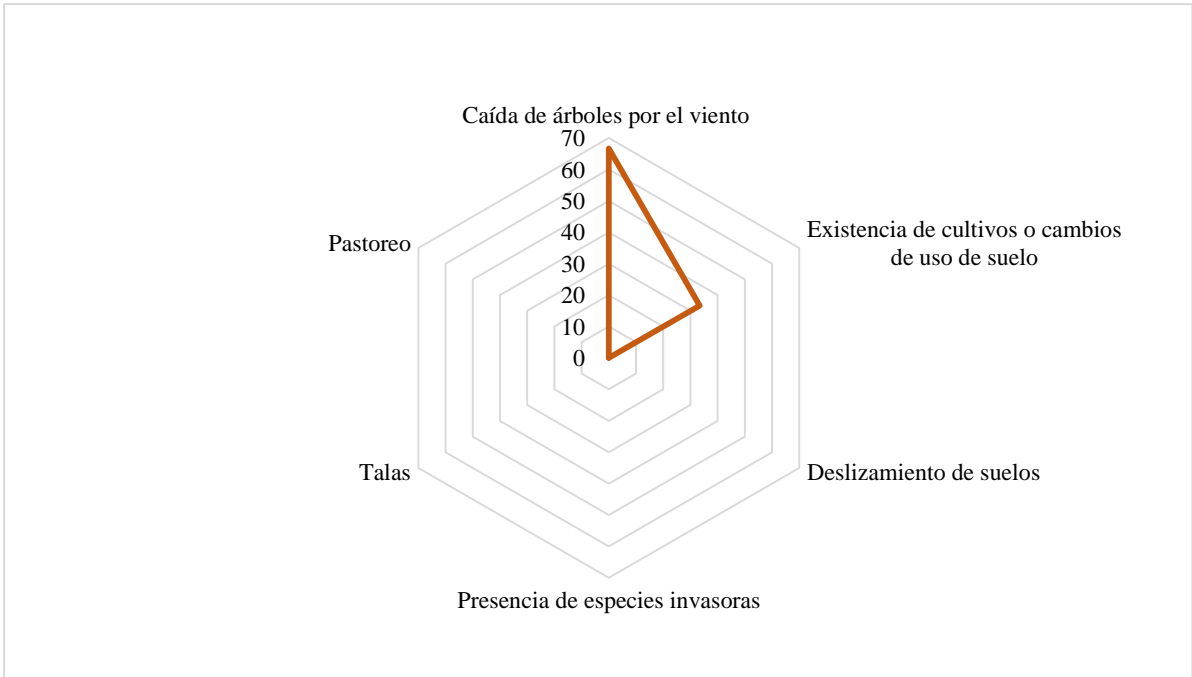


Figura 6. Diagrama de araña que representa el porcentaje de disturbios para el sitio poco perturbado

Los resultados del análisis íntegro de los factores que ejercieron mayor intensidad de disturbio en las áreas de estudio fueron: caída de árboles por el viento, siendo una perturbación de carácter natural que obtuvo porcentajes altos en los tres sitios de estudio. Sin embargo, es notable la incidencia de otros factores como las talas selectivas de árboles de interés comercial y el pastoreo que han sido de la sucesión histórica que han sufrido estas áreas de bosques. Estos resultados se corresponden con lo descrito por Reyes (2010), donde la extracción de los árboles maderables de mayor tamaño, las actividades de pastoreo, establecimiento de cultivos y la fabricación de carbón en muy predominante en sitios muy perturbados.

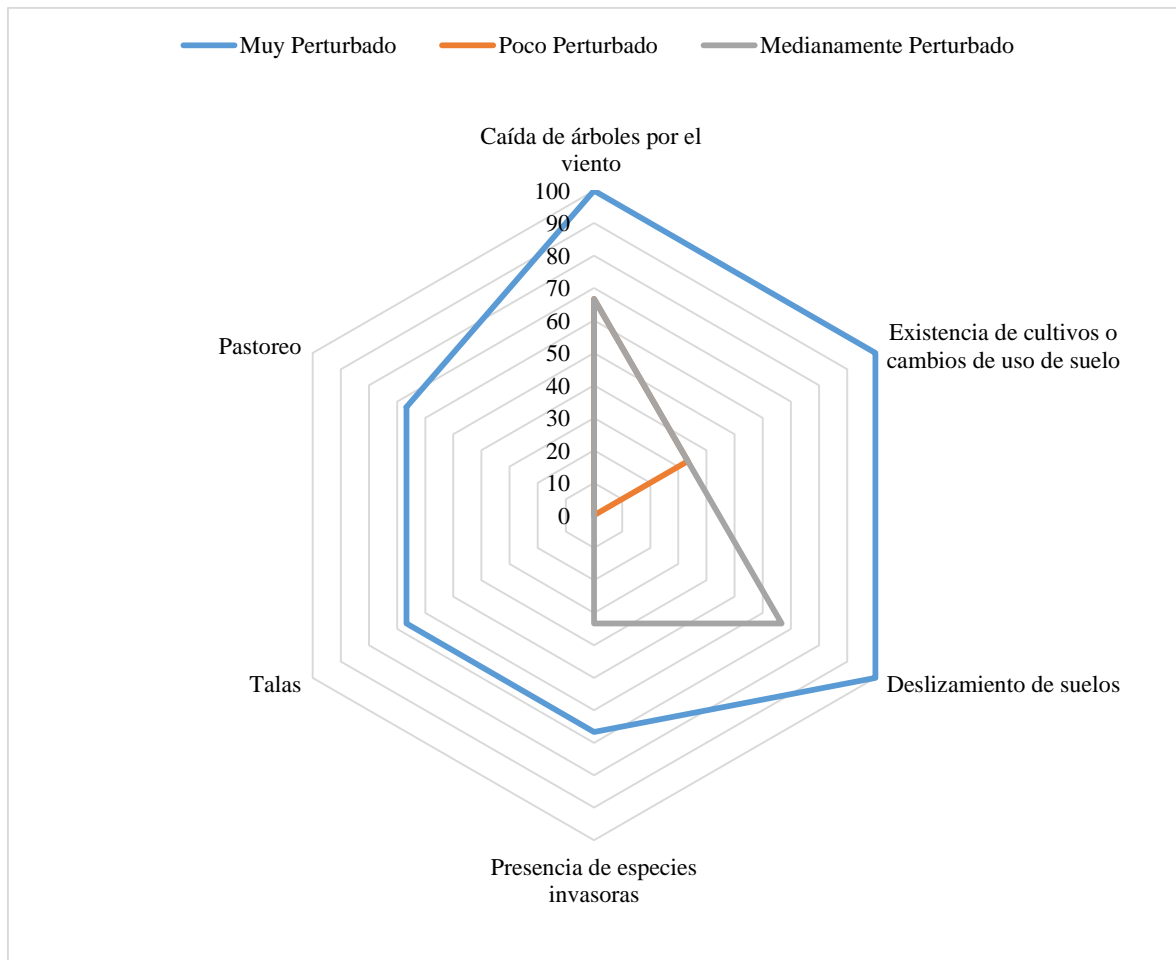


Figura 7. Diagrama integral de los tres sitios del área de estudio.

#### 4.1.5. Estado de existencia de los árboles del inventario del 2018 y 2020

El estado de existencia de los árboles con  $DAP \geq 10$  cm incluidos en el inventario realizado en el año 2018 y 2020 en cada uno de los transectos sometidos a distintos niveles de perturbación indicó variaciones en cuanto al número de árboles vivos y muertos por transectos. En el muestreo del 2018 se reportaron un total de 323 árboles vivos, distribuidos de la siguiente forma: en T1 70 árboles, T2 52 árboles, T3 75 árboles, T4 60 árboles y T5 66 árboles. En el muestreo del 2020 se reportaron un total de 308 árboles vivos, distribuidos en T1 70 árboles, T2 43 árboles, T3 71 árboles, T4 60 árboles y T5 64 árboles. Esto indicó una diferencia de 15 árboles como resultado de la dinámica de cambios que está sufriendo este bosque secundario. La mayor cantidad de árboles muertos se presentó en el transecto T2 con 9 árboles (Figura 8). La totalidad de árboles muertos en este sitio correspondió a la especie *Piptocoma discolor*. Es interesante destacar que en el inventario inicial realizado en el 2018 también fueron encontrados una alta cantidad de árboles muertos en pie de la misma especie.

La especie *Piptocoma discolor* es reconocida en la Amazonía ecuatoriana como pionera, típica de bosques secundarios tempranos y tardíos, caracterizada por su rápido crecimiento (Jørgensen y León 1999). Ha sido documentada como heliófita durable (Palacios, 2004), por lo que presenta una larga vida, y por lo tanto lo observado es contrastable al haber encontrado individuos muertos en edades relativamente tempranas. Las causas pueden ser atribuidas a la competencia por el espacio vital y por la disponibilidad de recursos ecológicos, fundamentalmente luz, debido a que el crecimiento de los árboles propicia cierre del dosel y esto limitaría la entrada de luz. El resto de árboles muertos en los otros transectos de estudio (T3 y T5) son especies propias de este bosque que han llegado a su madurez fisiológica.

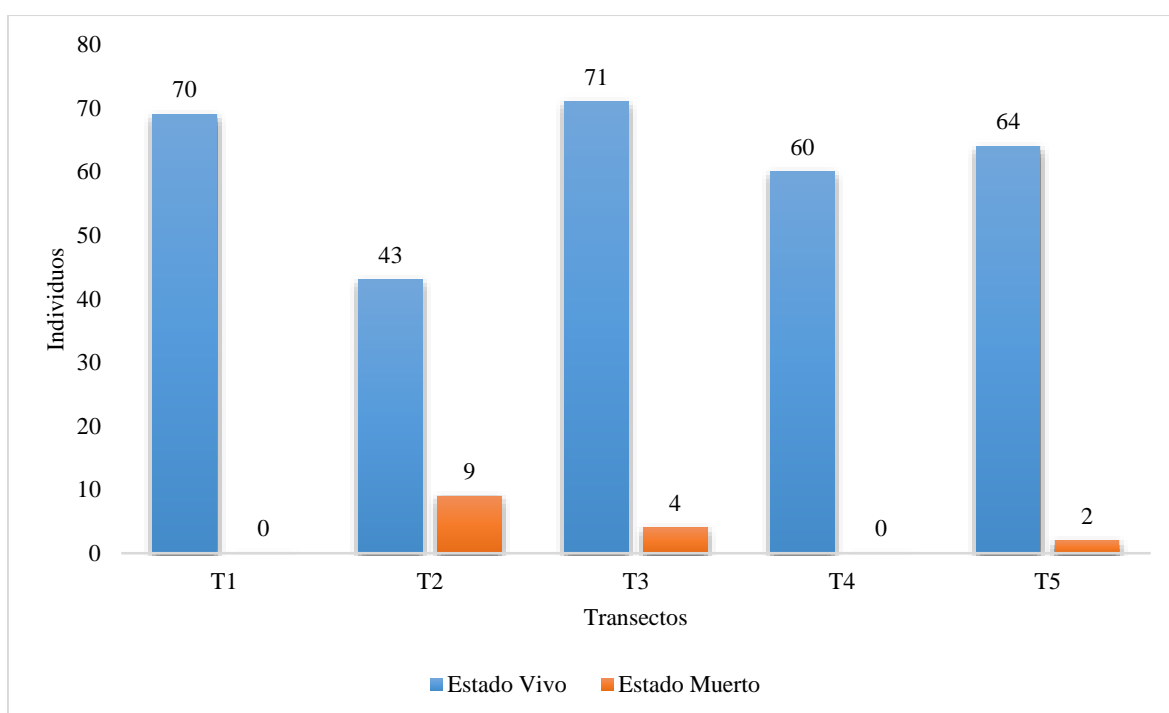


Figura 8. Estado de existencia de los árboles registrados en el 2020 en los cinco transectos.

## 4.2. Relación de los niveles de perturbación con estructura, diversidad y productividad de biomasa

### 4.2.1. Clasificación de las formas de vida

En los tres sitios de estudio existió mayor cantidad de árboles con alturas de 5 a 30 m de alto, clasificándolos como mesofanerófitos. En ningún sitio se mostró la existencia de arbustos de 0,5 a 2 m de alto y no se encontró árboles gigantes con alturas mayores a 30 m. Esta variedad de formas de vida corresponde a características de un bosque siempreverde que se caracteriza por la presencia de árboles mesofanerófitos (Tabla 7).

Tabla 7. Clasificación de las formas de vida por el tamaño de los individuos

FORMA DE VIDA	SITIOS		
	Muy Perturbado (N° de individuos)	Medianamente Perturbado (N° de individuos)	Poco Perturbado (N° de individuos)
Árboles gigantes (> 30 M) Megafanerófitos	0	0	0
Árboles altos (15 a 30 m) mesofanerófitos	28	34	28
Árboles pequeños (5 a 15 m) mesofanerófitos	84	87	42
Árboles enanos y arbustos altos (2 a 5 m) microfanerófitos	1	3	1
Arbustos (0,5 a 2 m) nanofanerófitos	0	0	0

#### 4.2.2. Clases sociales

En el sitio muy perturbado se encontraron valores de alturas promedio superiores a 20 m (Anexo 1). Se comprobó que existe un predominio de árboles dominados y suprimidos y la distribución de puntos no reflejó la distinción de conglomerados, como expresión de un ecosistema de bosque heterogéneo. La mayor cantidad de árboles se encontró con valores bajos por debajo de la línea de tendencia, con alturas promedio entre 3 a 17 m (Figura 9). Este comportamiento es atribuido al nivel de perturbación predominante en este sitio que altera los patrones de la estructura en cuanto a la altura de los árboles.

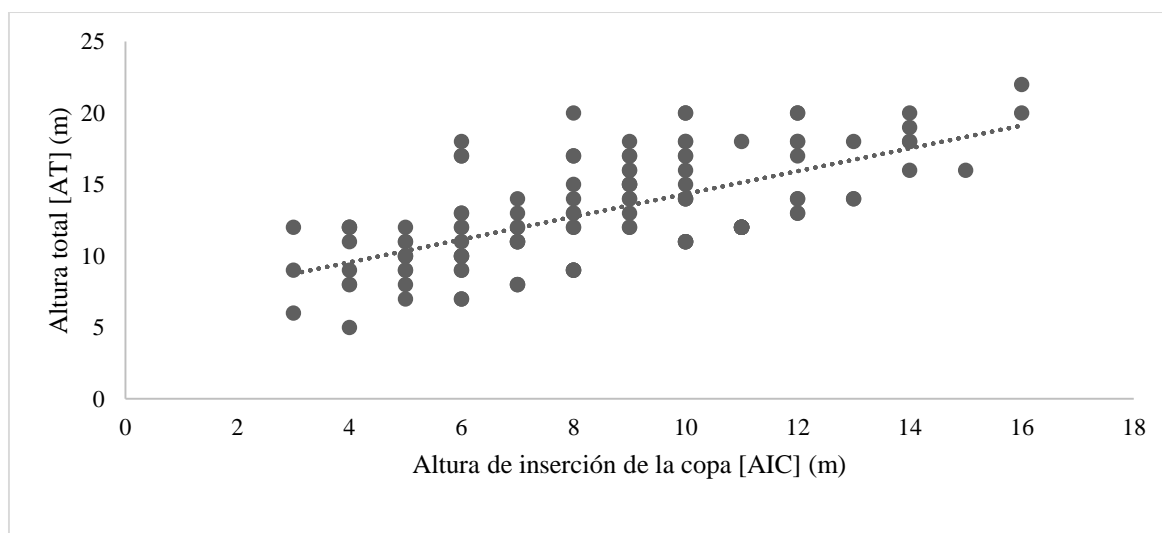


Figura 9. Distribución de altura de los árboles en el sitio muy perturbado.

El sitio medianamente perturbado presenta árboles en la clase social dominante, porque existe puntos que sobresalen de la media con valores de altura mayor a los demás interviniendo dos árboles de la especie *Dacryodes olivifera* con una altura total (AT) superior a 30 y 27 m de altura. La mayoría de los árboles se distinguió dentro de la clase social de árboles codominantes, sin diferencia de conglomerados. Esto indicó un patrón característico de bosques heterogéneos similar al sitio muy perturbado, aunque los valores promedio de alturas fueron superiores (Figura 10).

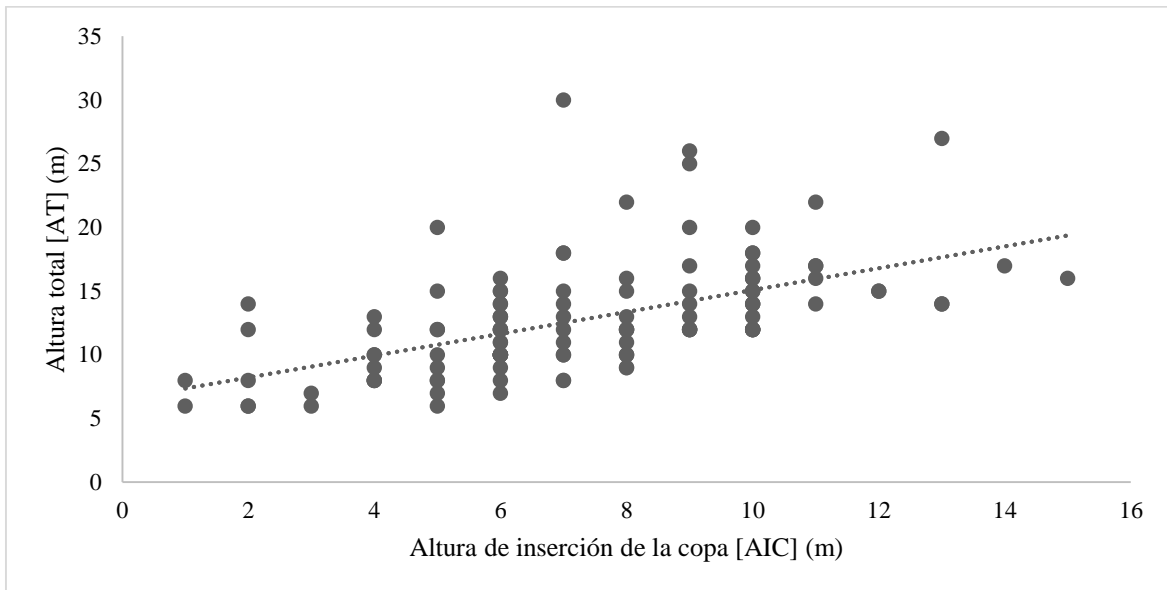


Figura 10. Distribución de altura de los árboles en el sitio medianamente perturbado

El sitio poco perturbado se apreció el predominio de clases sociales dominantes y codominantes. Esto reflejó que existen ligeras variaciones en el crecimiento de los parches de bosque debido a las condiciones ambientales del lugar de estudio y principalmente debido al estado de las perturbaciones de cada sitio (Figura 11).

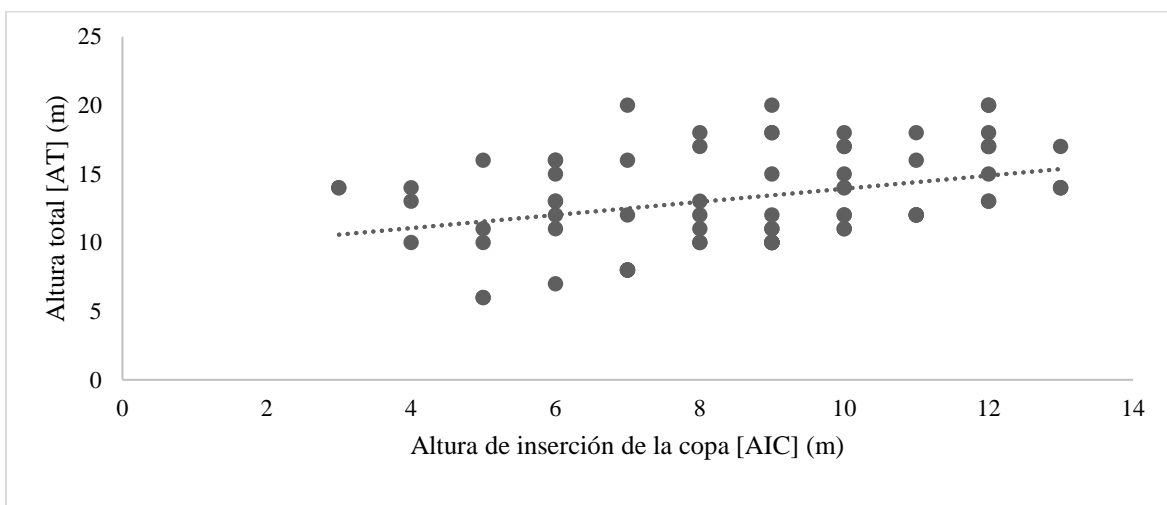


Figura 11. Distribución de altura de los árboles en el sitio poco perturbado.

Los análisis realizados en los tres sitios mostraron relación con lo expuesto por Silva *et al.*, (2010), donde se demuestra que las clases sociales más predominantes del bosque siempreverde son árboles codominantes y suprimidos, con pocos árboles dominantes con valores de alturas que superan la media de la población, resultando un comportamiento propio de bosques heterogéneos como reflejo de la dinámica de crecimiento en sitios de claros de bosque debido a la incidencia de factores ambientales y de supervivencia que adoptan este patrón en la estructura vertical de clases sociales.

#### **4.2.3. Posición sociológica de las especies**

De acuerdo a la posición sociológica (Figura 12, Anexo 2), del total de las especies inventariadas en los tres sitios de estudio (sitio muy perturbado, poco perturbado y medianamente perturbado) el 59, 75 y 78%, respectivamente, se encuentran presentes en un solo estrato, mientras que el 27, 17 y 12%, respectivamente, son compartidas por dos estratos (inferior e intermedio) y solo el 14, 8 y 10% de las especies, respectivamente, estuvieron presente en los tres estratos, siendo estas especies las que poseen una distribución vertical continua, determinado por su presencia en los tres estratos, lo cual garantiza su permanencia en los sitios de estudio al resultar especies que buscan estrategias de regeneración natural que facilitan su afloramiento bajo distintas condiciones ecológicas. Estos resultados tienen similitud con lo planteado por Finol (1971), que indica que cuanto más regular es la distribución de los individuos de una especie en la estructura vertical de un bosque (disminución gradual del número de árboles a medida que se sube del estrato inferior), tanto mayor será su valor en la posición sociológica relativa.

La baja presencia de especies en los tres estratos reflejó el predominio de un patrón de distribución vertical no continuo que las hace más vulnerables a futuros escenarios de cambios ambientales, muy propicios en la zona alta de la microcuenca del río Puyo, como son: deslizamiento de suelos, fuertes vientos, cambios de uso de suelos y deforestación, aspectos que limitan la estabilidad y permanencia de las especies en el área de estudio.

Según Acosta *et al.*, (2006), una especie tiene su lugar asegurado en la estructura y composición del bosque cuando se encuentra representada en todos los substratos. Por el contrario, será dudosa su presencia en la etapa climácica si se encuentran solamente en el substrato superior o superior y/o medio, a excepción de aquellas que por sus características propias no pasan del piso inferior.

Las especies que ocuparon mayor posición sociológica relativa y a la vez de mayor distribución continua en el sitio muy perturbado, fueron: *Alchornea glandulosa*, *Inga*

*velutina*, *Piptocoma discolor* y *Wettinia maynensis*. Mientras que en el sitio poco perturbado fue la especie *Alchornea glandulosa*. En el medianamente perturbado fueron: *Alchornea glandulosa*, *Inga velutina*, *Inga multinervis* y *Wettinia maynensis*. Es notorio que la especie *Alchornea glandulosa* está presente en los tres substratos de los tres sitios de estudio, asegurando su permanencia en el bosque.

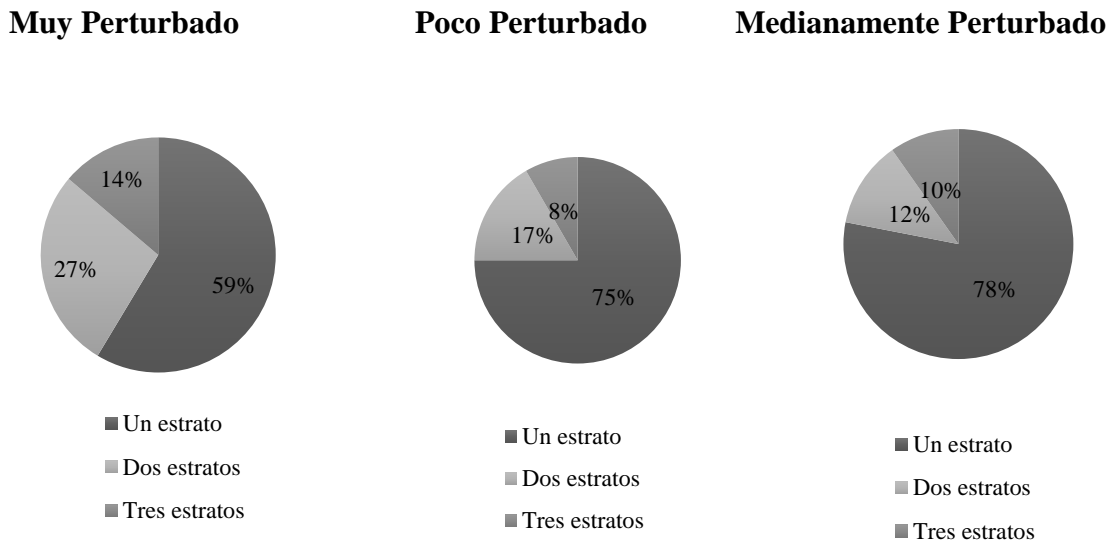


Figura 12. Porcentaje de especies presentes en los estratos inferior, intermedio y superior de los tres sitios de estudio.

#### 4.2.4. Distribución de individuos por clases diamétricas

La estructura por clases diamétricas para el área total y por sitios de perturbación estuvo caracterizada por la concentración de una gran cantidad de individuos jóvenes en las clases diamétricas inferiores (10-20 cm) describiendo un comportamiento en forma de jota invertida para los sitios poco y medianamente perturbado. Sin embargo, el sitio muy perturbado no representó la forma de jota invertida debido al predominio de disturbios antrópicos que ha sufrido el área de estudio. Se comprobó que el 62,5 % del total de los individuos se concentró en la primera clase diamétrica (10-20 cm), le sigue la tercera clase (30,1- 40 m) con 18,75 %, existiendo variación en la distribución de individuos por clases diamétricas con escasa participación de árboles en las clases diamétricas superiores a 60 cm (Figura 13). Esto es un indicador de poblaciones mezcladas con diferente ritmo de crecimiento, con diversas edades, competencia por los recursos ecológicos y cortas de interés comercial.

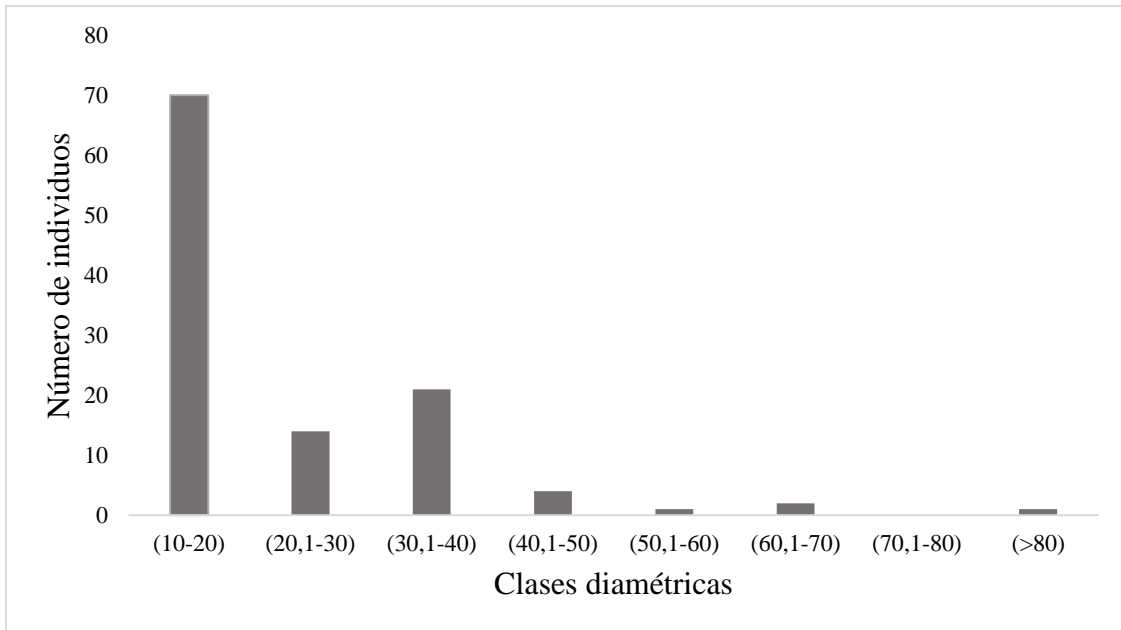


Figura 13. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio muy perturbado.

En el sitio poco perturbado hubo mayor concentración de individuos en la clase diamétrica inferior, representando un 54,92 % del total de los individuos con una distribución en forma de jota invertida más acentuada como indicador que la vegetación en este sitio se autosustenta (Figura 14).

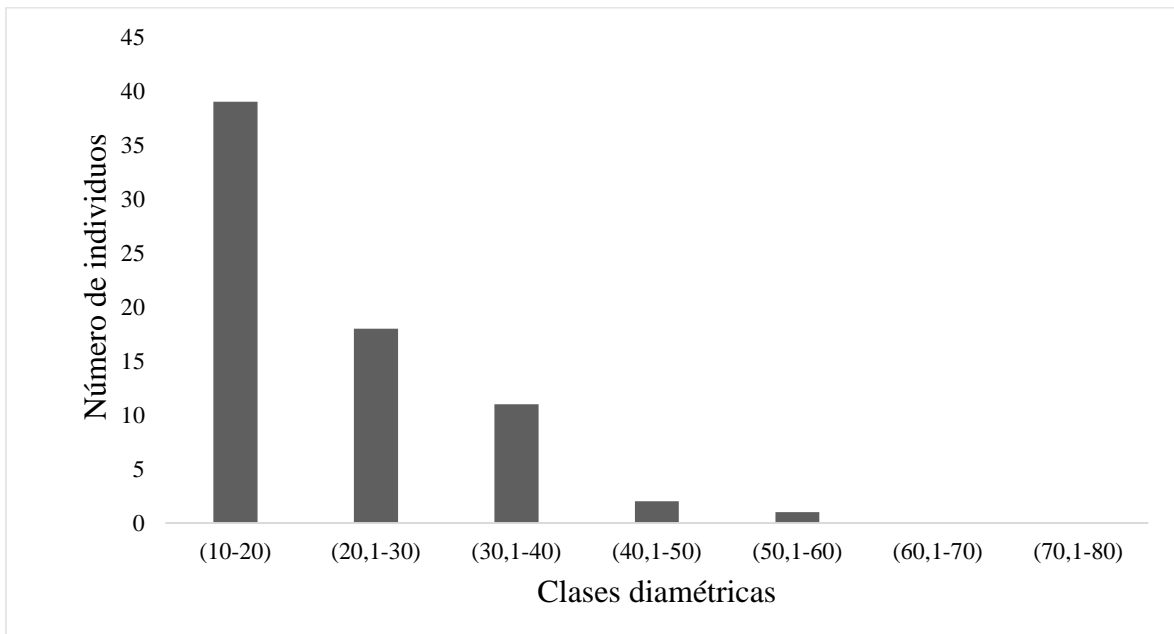


Figura 14. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio poco perturbado.

Las clases diamétricas que sobresalieron en este sitio de estudio fueron similares al comportamiento presentado en el sitio poco perturbado, es decir mayor concentración en



clases diamétricas inferiores representando un 50,80 % del mayor porcentaje de individuos con la distribución de individuos en forma de jota invertida (Figura 15).

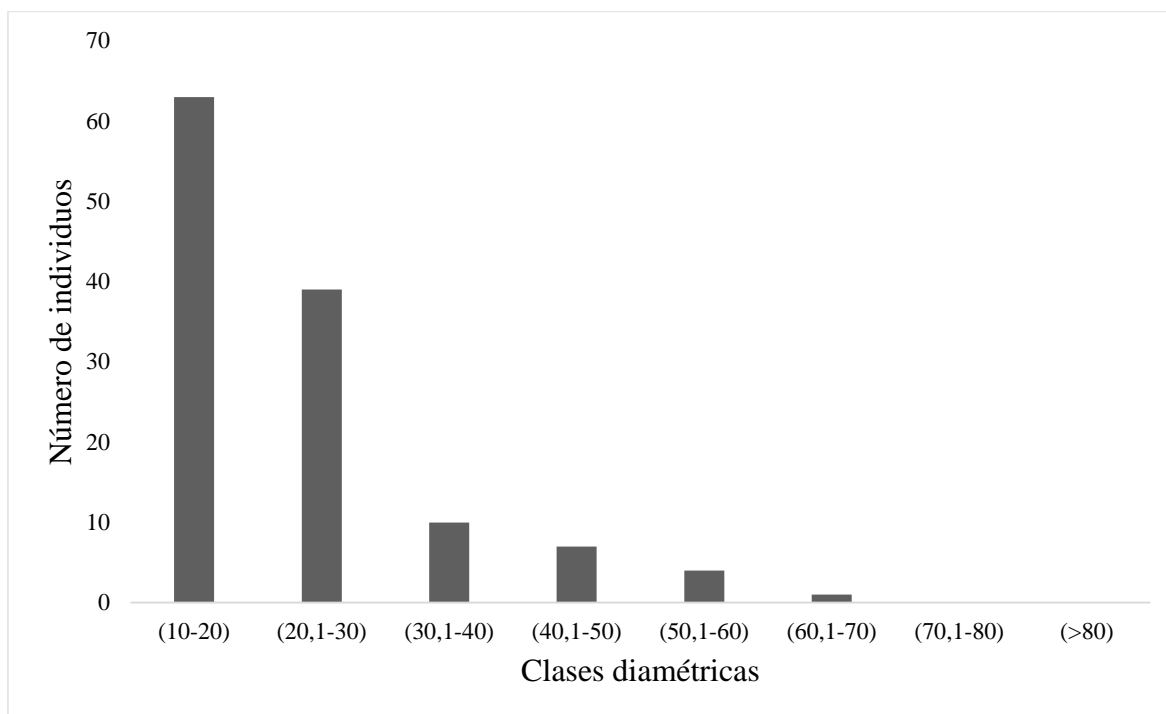


Figura 15. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo del sitio medianamente perturbado.

En la interacción de los tres sitios de estudio se pudo analizar que el mayor porcentaje de individuos (55,84 %) se concentró en la primera clase diamétrica (10-20 cm), seguido por la clase de 20,1-30 cm que obtuvo un porcentaje de (23,05 %). El 13,63 % en las clases con intervalos de 30,1-40 cm, mientras que el 7,46% de los individuos ocuparon las clases de diámetros superiores a los 40,1 cm. Estos resultados indicaron la existencia de condiciones ecológicas que estimulan la regeneración natural asistida por un proceso de sucesión ecológica (Figura 16). Investigaciones realizadas en la zona Pindo Mirador, correspondiente al sitio de estudio, indicaron que esta área sufrió fragmentación hace años anteriores, lo cual corrobora el predominio de árboles jóvenes y la disminución de árboles de mayor porte diamétrico (Luzuriaga, 2014; Jadán, 2014).

Lamprecht (1990), comprueba que al aumentar la clase diamétrica disminuye la cantidad de individuos, debido a la competencia de las especies por los recursos ecológicos, lo que resulta la mortalidad de individuos que no logran superar esta condición. La distribución diamétrica en el sitio poco y medianamente perturbado se asemejó a la forma típica de una “Jota” invertida, representativa de un bosque natural heterogéneo o con una alta tendencia a la heterogeneidad. Los resultados de este estudio concuerdan con los criterios

de Melo y Vargas (2003); Yepes *et al.*, (2015), los cuales aciertan que la distribución de una “Jota” invertida está dado por el avanzado estado de desarrollo y equilibrio dinámico que tienen estos ecosistemas en el aspecto poblacional. Según Gutiérrez *et al.*, (2012) resalta la importancia de la identificación de las especies de mayor diámetro y altura, lo cual revela que la vegetación se encuentra en una etapa sucesional avanzada y existe la posibilidad de reemplazo al desaparecer los árboles del dosel superior.

En un bosque natural la curva de distribución de clases diamétricas es semejante al de una J invertida, con un alto número de individuos por clase diamétrica pequeñas y un bajo número de individuos por clases diamétricas grandes, lo que indica la existencia de alta regeneración natural, asegura el reclutamiento y la conservación del estado demográfico de su población (Malleux, 1982 y Ajbilou *et al.*, 2003).

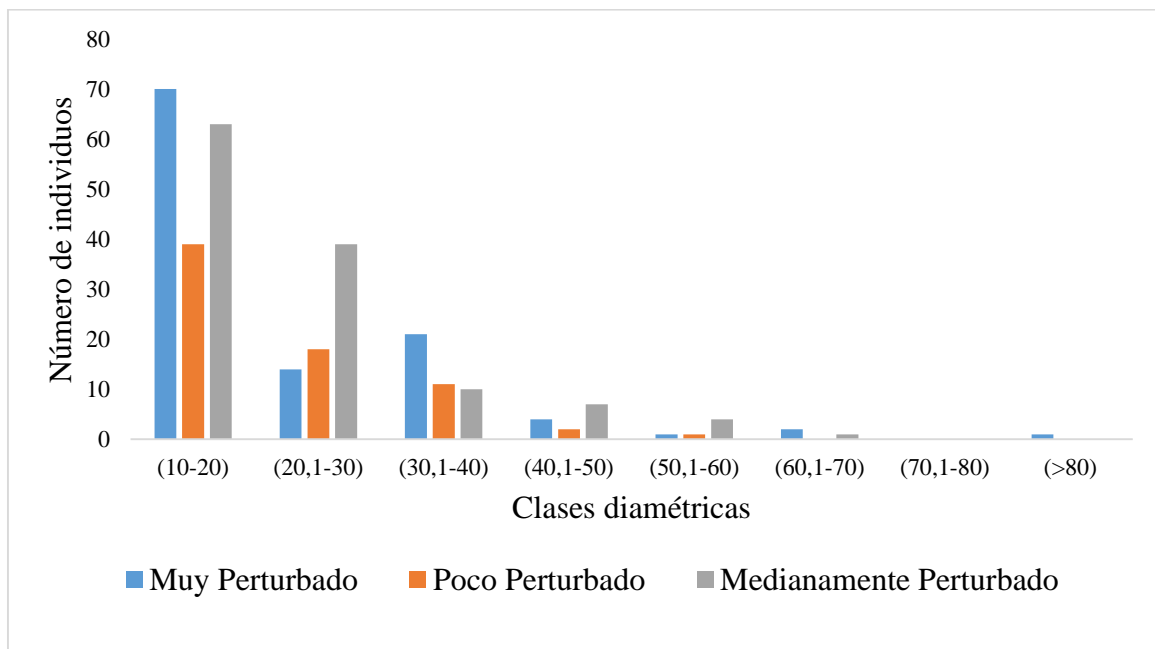


Figura 16. Distribución de clases diamétricas del componente arbóreo en los tres sitios de estudio.

#### 4.2.5. Cociente de mezcla

El cociente de mezcla, por clases diamétricas, resultó variable para los sitios con distintos niveles de perturbación (Tabla 8). En el sitio muy perturbado resultó con una proporción superior para la clase inferior (10-20 cm), lo cual indicó que por cada tres individuos es posible encontrar una especie diferente (1:3). En las clases superiores esta proporción fue menor (1:1) e indicó una mayor heterogeneidad. En el sitio poco perturbado también el cociente de mezcla fue mayor, indicando una proporción superior para la clase inferior (10-20 cm), lo que refleja que por cada siete individuos se puede encontrar una especie

diferente. En el sitio medianamente perturbado el cociente de mezcla fue similar en todas las clases diamétricas, es decir presentó una proporción de 1:2 y 1:1. Estos resultados contrastan con Lamprecht (1990), que señala que en bosques amazónicos el cociente de mezcla varía en una proporción de 1:3 y 1:4, y en condiciones promedio es de aproximadamente 1:7, solo el sitio muy perturbado presentó clases en esta relación. El mismo autor, en un bosque tropical de Colombia, identificó una proporción 1:7 como cociente de mezcla aproximado para un área de bosque con condiciones ambientales similares. Esta diferencia con los autores mencionado obedece al grado de perturbaciones predominantes en la zona alta de la microcuenca del río Puyo que alteran la estructura horizontal del bosque.

Tabla 8. Cociente de mezcla por clases diamétricas en los sitios con distintos niveles de perturbación

CD (cm)	Muy Perturbado			Poco Perturbado			Medianamente Perturbado		
	NE	NI	CM	NE	NI	CM	NE	NI	CM
10-20	22	70	1:3	6	39	1:7	27	63	1:2
20,1-30	11	21	1:2	10	18	1:2	18	39	1:2
30,1-40	5	14	1:3	4	11	1:3	8	10	1:1
40,1-50	3	4	1:1	1	2	1:2	5	7	1:2
50,1-60	1	1	1:1	1	1	1:1	3	4	1:1
60,1-70	2	2	1:1	0	0	1:0	1	1	1:1
70,1-80	0	0	1:0	0	0	1:0	0	0	1:0
>80	1	1	1:1	0	0	1:0	0	0	1:0

Leyenda: Número de especies (NE), Número de individuos (NI), Cociente de mezcla (CM)

#### 4.2.6. Índice de valor de importancia ecológica

El índice de valor de importancia ecológica permitió evaluar el comportamiento individual de las especies a partir de parámetros ecológicos asociados a la abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa, de acuerdo al valor del índice de valor de importancia calculado por cada una de las especies presentes en los sitios con distintos niveles de perturbación (Figura 17-19 y Anexo 3). Conforme el índice de valor de importancia ecológico calculado a nivel de especies la vegetación se caracterizó

heterogénea. El peso ecológico de las especies con  $d_{1,30} > 10$  cm resultó con valores diferentes. La baja participación de las especies, de acuerdo a los parámetros fitosociológicos, las convierte en vulnerables ante disturbios naturales y antrópicos.

Las diez especies de mayor peso ecológico en el sitio muy perturbado fueron: *Ficus paraensis*, *Wettinia maynensis* y *Piptocoma discolor*. Estas ocuparon los tres primeros lugares con altos porcentajes del IVI. Tal es el caso de *Ficus paraensis* que presentaba uno de los valores de IVI más altos y tenía solo un individuo, con diámetro de 93 cm. Esto coincide con los datos reportados en los bosques tropicales, donde algunos árboles altos con diámetros grandes son aquellos con el IVI más alto dentro del bosque (Dueñas *et al.*, 2007). El peso ecológico de la especie *Piptocoma discolor* pudiera estar dado por su carácter de especie pionera, que es favorecida por la luz (Palacios, 2004). Las especies pioneras de bosques secundarios que son típicas de la sucesión ecológica pueden considerarse indicativas de los cambios que se han producido en las áreas forestales de la zona alta de la microcuenca del río Puyo. Esto corresponde a lo dicho por Valdés Sáenz *et al.*, (2014), que los valores de IVI pueden ser un reflejo de la antropización a la que están sujetas algunas especies de interés comercial. El valor ecológico presentado por muchas especies pioneras en esta investigación es un reflejo de los atributos estructurales (abundancia, dominancia y frecuencia).

En el sitio poco perturbado las especies de mayor posición ecológica fueron: *Wettinia maynensis*, *Alchornea glandulosa* y *Zanthoxylum riedelianum* y en el medianamente perturbado fueron: *Wettinia maynensis*, *Alchornea glandulosa* e *Inga velutina*. Es notable que existen ligeras variaciones en el valor de importancia de las especies en cuanto a los sitios con distintos niveles de perturbación, comprobando la presencia de especie pioneras con alto valor ecológico en los lugares de mayor perturbación. En cambio, la especie *Wettinia maynensis*, estuvo presente en los tres sitios de estudio con posiciones ecológicas superiores, resultando característico de este ecosistema alto andino, lo que denota su alta resistencia a las perturbaciones. El comportamiento estructural determinado por el mayor el valor de importancia para el género *Wettinia* fue similar al observado por Cortés *et al.*, (2009) y Gómez (2005), quienes informaron una gran importancia ecológica para este grupo florístico dentro del ecosistema, siendo uno de los aspectos más notorios en cuanto a estructura horizontal del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo. El comportamiento estructural determinado por el mayor valor de importancia para el género *Wettinia* fue similar al observado por Jadan *et al.*, (2016); Cortés *et al.*, (2009) y Gómez (2005) donde se reporta una alta importancia ecológica para este grupo florístico

dentro del ecosistema. Sin embargo, es notorio destacar que las especies comerciales no ocuparon posiciones ecológicas favorables, por lo cual se pudiera sugerir realizar enriquecimientos con especies nativas con densidades de madera altas.

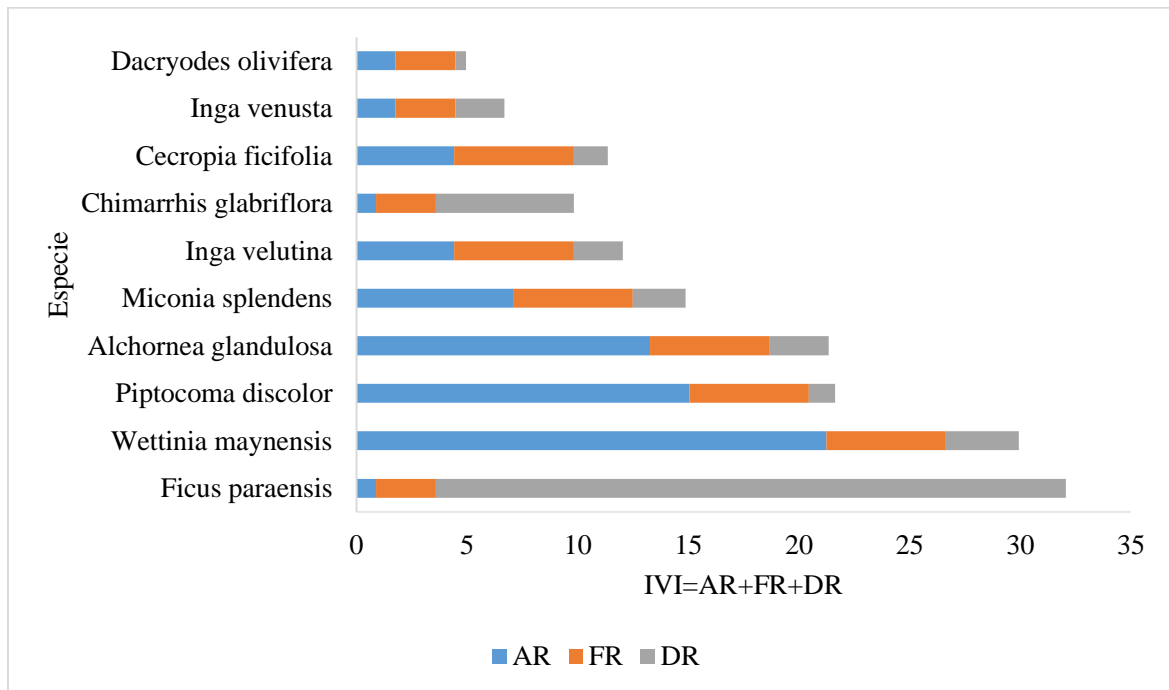


Figura 17. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio muy perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo.

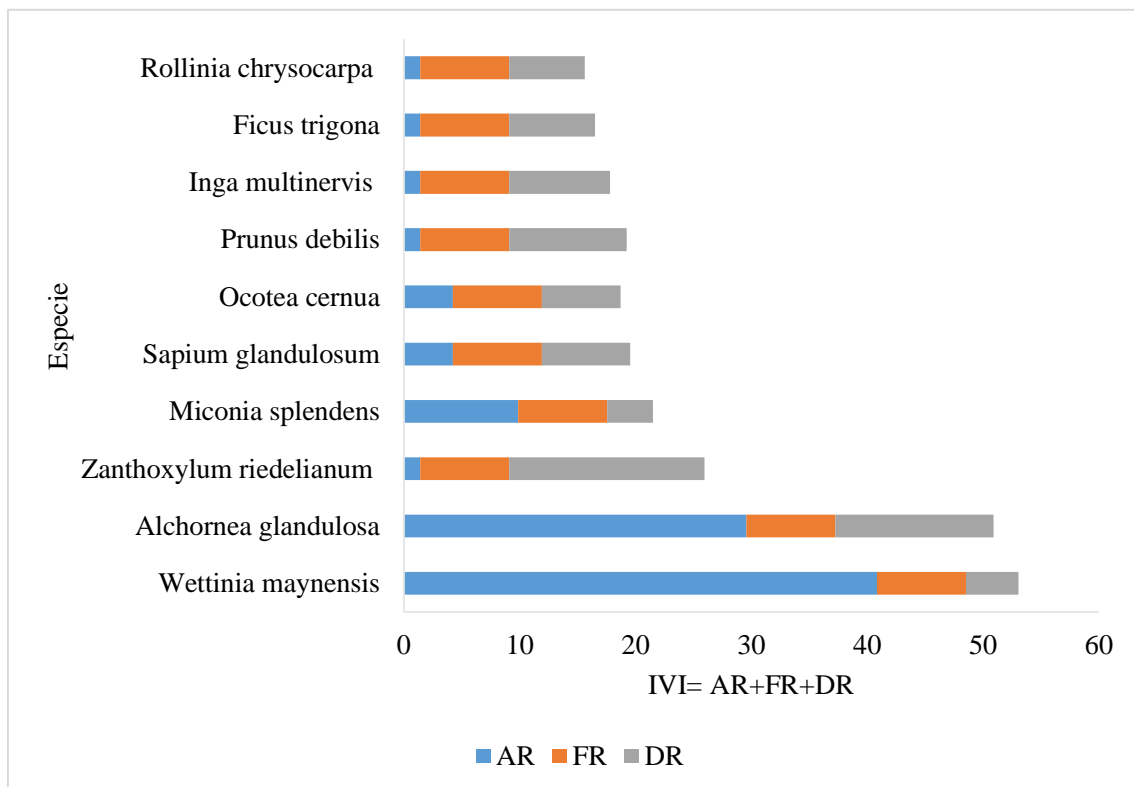


Figura 18. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio poco perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo.

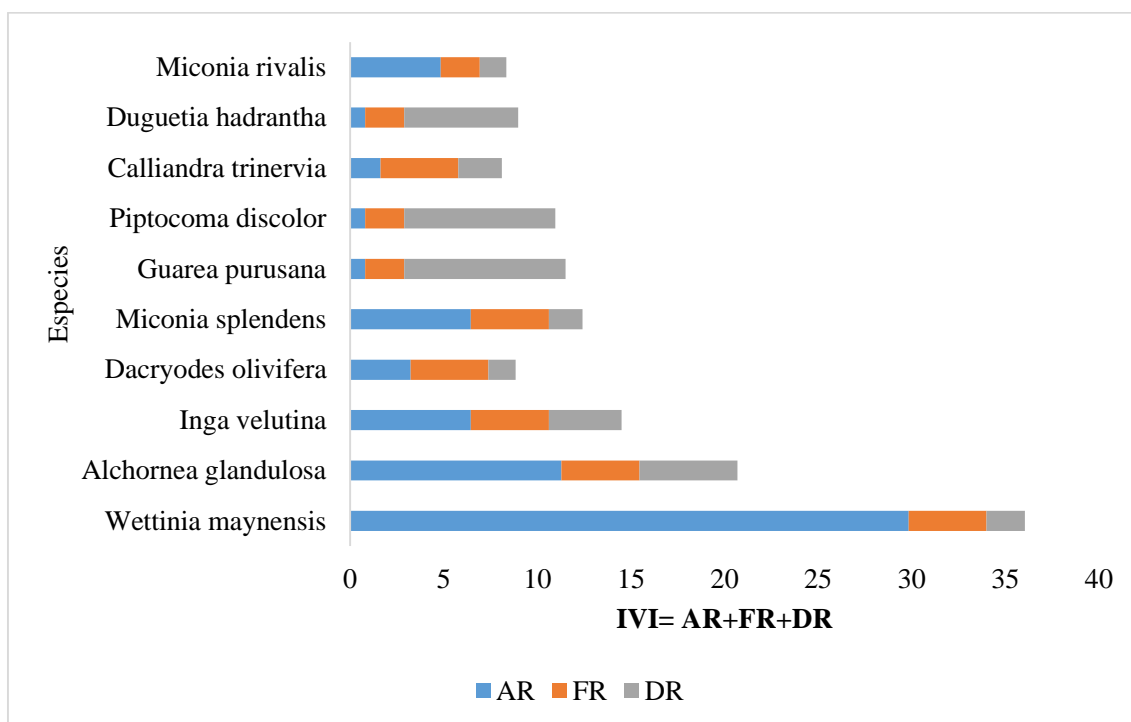


Figura 19. Índice de valor de importancia ecológica de las diez especies más importantes del sitio medianamente perturbado del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo.

#### 4.2.7. Diversidad florística

Los valores obtenidos en los índices de Margalef (DMg) y Berger Parker (D y 1/D) para los sitios evaluados con distintos niveles de perturbación variaron de 30,47 a 34,24 en cuanto a riqueza (DMg), de 2,42 a 4,21 para la dominancia (D) y de 23,77 a 41,33 para la diversidad (1/D). Estos resultados indicaron mayor riqueza y diversidad de especies en el sitio poco perturbado sometido a menor estrés ambiental con una disminución en los sitios de mayor perturbación (Tabla 9). La riqueza de especies estuvo relacionada con la mayor cantidad de individuos presentes en el área de estudio, resultando el transecto T3 (sitio poco perturbado) el que presentó mayor número de individuos (71 individuos/0,1 ha), mientras T4 y T5 (sitio medianamente perturbado) presentó un promedio de 62 individuos/0,1 ha y T1 y T2 (sitio muy perturbado) presentó un promedio de 57 individuos/0,1 ha. Se comprobó que los sitios de mayor riqueza florística fueron los menos dominantes y más diversos (sitio poco perturbado). Conforme el índice de Berger

Parker (D) el sitio muy perturbado (T1 y T2) se presentó con mayor dominancia y menor diversidad florística, indicador de la mayor homogeneidad de este sitio (grado de igualdad en la distribución de la abundancia de las especies) (Magurran, 1988). En este sentido Aguirre y Yaguana (2012), indicaron que a mayor grado de dominancia menor será la diversidad de especies.

La variación encontrada en la riqueza y diversidad de especies en sitios con diferente nivel de perturbación se corresponde con lo descrito por Michalet *et al.*, (2006), los cuales demostraron cambios en la diversidad con las perturbaciones. En el modelo clásico de Grime (1973), la diversidad de especies disminuye en sitios con niveles intermedios de estrés y perturbación a sitios muy estresados y perturbados porque menos especies son capaces de tolerar estas condiciones; ellos proponen que esta disminución está estrictamente impulsada por la tolerancia fisiológica de las especies al estrés ambiental. Esto facilitó comprender que las perturbaciones predominantes en la zona alta de la microcuenca del río Puyo condicionan situaciones de estrés ambiental que afectan la riqueza y diversidad de especies.

Tabla 9. Riqueza y diversidad de especies en sitios con distintos niveles de perturbación

Índice	Expresión	Sitio		
		Muy Perturbado (T1 y T2)	Medianamente Perturbado (T4 y T5)	Poco Perturbado (T3)
Margaleff (D <sub>Mg</sub> )	Riqueza	30,67	30,47	<b>34,24</b>
Berger Parker (D)	Dominancia	<b>4,21</b>	3,32	2,42
Berger Parker(1/D)	Diversidad	23,77	30,16	<b>41,33</b>

#### 4.2.8. Biomasa y productividad de las especies arbóreas

Los valores de biomasa aérea (Mg) y biomasa total acumulada (Kg/ha<sup>-1</sup>) variaron para los tres sitios de estudio sometidos a niveles de perturbación y en los períodos de evaluación de 2018 a 2020 (Tabla 10 Anexo 4). El año 2020 tuvo un potencial de biomasa aérea acumulada superior al año 2018, independientemente que durante el período evaluado ocurrieron frecuentes perturbaciones naturales asociadas a la caída de árboles por efecto del viento y muchos árboles se encontraron muertos de la especie *Piptocoma discolor*. De los tres sitios de estudio el que reportó menor biomasa acumulada fue el sitio muy perturbado, el cual corresponde al transecto 1 y 2, coincidiendo con las áreas donde

se reportaron los sucesos anteriormente descritos. Las diferencias encontradas entre sitios y períodos de evaluación corresponden a al predominio de árboles con mayor área basal. La productividad de biomasa que describe el comportamiento de la dinámica de biomasa acumulada desde el 2018 hasta el 2020, o sea durante dos años de evaluación resultó mayor en el año 2020 y en el sitio poco perturbado (T3). Esto indica el incremento diamétrico de los árboles en la medida que ha pasado el tiempo. Los valores reportados de biomasa concuerdan con lo descrito por Torres *et al.*, (2019), para un bosque siempreverde piemontano de Napo.

Los bosques tropicales amazónicos son de gran interés porque contribuyen y ayudan en la captura de CO<sub>2</sub> en función de la biomasa aérea proporcionada por especies vegetales, las alteraciones en ellos influyen fuertemente en la captura y fijación de carbono en estos ecosistemas Acosta *et al.*, (2002). De ahí que las variaciones reportadas en el estudio indican la capacidad que tienen estos ecosistemas boscosos para almacenar el carbono a través de su biomasa aérea, el cual puede variar en función de la densidad de la población, edad y composición florística.

La acumulación de biomasa aérea a lo largo de los años en los bosques y su uso como reservas de biomasa puede ser empleada como una medida de resiliencia para estos ecosistemas (Gunderson, 2000; Gehring, Denich, y Vlek, 2005). En ese contexto los bosques de sucesión natural tienen una participación importante en el potencial de almacenamiento de carbono, como también en la conservación de la biodiversidad y mayor capacidad de resiliencia (Zomer *et al.*, 2016).

Tabla 10. Biomasa total acumulada en el año 2018 y 2020 y productividad de las especies arbóreas.

AÑOS	Muy Perturbado		Poco Perturbado		Medianamente Perturbado	
	Biomasa (Mg)	Biomasa (Kg/ha)	Biomasa (Mg)	Biomasa (Kg/ha)	Biomasa (Mg)	Biomasa (Kg/ha)
2018	19,48	194,79	26,41	264,19	24,74	247,41
2020	25,51	255,14	28,39	283,92	25,91	259,21
<b>Productividad (Kg/ha)</b>	<b>224,97</b>		<b>274,06</b>		<b>253,31</b>	



El índice de valor de importancia de biomasa (BIV) por cada especie botánica resulta importante para determinar las especies que tienen mayor peso ecológico el cual fue calculado en función de la densidad, abundancia y biomasa resultando un buen indicador para reconocer las especies botánicas potenciales en la captura de carbono y por lo tanto para la producción de biomasa. Este índice de importancia de biomasa aporta ciertas ventajas en comparación del índice de valor de importancia tradicional, ya que además del análisis ecológico de las comunidades vegetales orientado a interpretaciones de la importancia relativa aporta información cuantitativa sobre la acumulación de biomasa de cada especie botánica, la productividad y calidad del sitio o condición ambiental de cada hábitat en específico, lo cual ayudaría a fundamentar las bases ecológicas para mejorar la toma de decisiones en los programas de restauración como contribución a los servicios ecosistémicos.

Los resultados del BIV (Tabla 11 Anexo 5) muestran las especies botánicas con mayor (BIV) en el sitio muy perturbado que fueron: *Piptocoma discolor*, *Alchornea glandulosa* y *Ficus paraensis*, alcanzando valores superiores siendo especies consideradas potenciales en la captura de carbono. En el sitio poco perturbado las especies *Alchornea glandulosa*, *Wettinia maynensis* y *Miconia splendens* son especies claves en ese sitio para la captura de carbono. Sin embargo, en el sitio medianamente perturbado las especies con mayor peso ecológico fueron: *Alchornea glandulosa*, *Wettinia maynensis* e *Inga velutina*. La especie *Alchornea glandulosa* se encontró presente en los tres sitios de perturbación, lo cual resulta un elemento clave para la producción de biomasa, debido a su alto peso ecológico en el bosque.

Estos resultados se corroboran con lo dicho por Fauset *et al.*, (2015), para los bosques amazónicos donde señalan que la producción de biomasa está altamente concentrada en pocas especies y que pueden ser menos resistentes a cambios ambientales de lo que se esperaría, resultando que la alta diversidad de especies típicamente confiere una alta resiliencia ecológica. Del mismo modo, esta información proporciona una mejor comprensión de cómo las existencias de carbono en ecosistemas de bosques tropicales podría conducir a predicciones sobre los cambios de uso de suelos y futuros escenarios de cambio climático.

Tabla 11. Índice de importancia de biomasa de las especies botánicas de los tres sitios de estudio.

ESPECIES BOTÁNICAS	AR	BA	AGB	BIV
<b>Muy Perturbado</b>				
<i>Piptocoma discolor</i>	15,044	4,799	39,238	19,694
<i>Alchornea glandulosa</i>	13,274	3,438	14,738	10,483
<i>Ficus paraensis</i>	0,885	13,271	15,918	10,025
<i>Wettinia maynensis</i>	21,239	2,302	4,712	9,418
<i>Inga velutina</i>	4,425	3,320	4,116	3,953
<i>Miconia splendens</i>	7,080	2,196	2,099	3,792
<i>Chimarrhis glabriflora</i>	0,885	6,213	2,225	3,108
<i>Cecropia ficifolia</i>	4,425	2,517	1,278	2,740
<i>Inga venusta</i>	1,770	5,301	0,560	2,544
<i>Laetia procera</i>	4,425	1,955	0,996	2,459
<b>Poco Perturbado</b>				
<i>Alchornea glandulosa</i>	29,577	10,312	67,912	35,934
<i>Wettinia maynensis</i>	40,845	4,904	8,856	18,202
<i>Miconia splendens</i>	9,859	5,422	3,826	6,369
<i>Sapium glandulosum</i>	4,225	8,263	5,197	5,895
<i>Ocotea cernua</i>	4,225	7,848	4,543	5,539
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1,408	11,966	1,998	5,124
<i>Prunus debilis</i>	1,408	9,282	2,122	4,271
<i>Inga multinervis</i>	1,408	8,603	1,693	3,901
<i>Ficus trigona</i>	1,408	7,923	0,864	3,399
<i>Rollinia chrysocarpa</i>	1,408	7,438	1,193	3,346
<b>Medianamente Perturbado</b>				
<i>Alchornea glandulosa</i>	11,29	3,628	32,792	15,903
<i>Wettinia maynensis</i>	29,84	1,863	6,243	12,648
<i>Inga velutina</i>	6,45	3,154	13,742	7,782
<i>Dacryodes olivifera</i>	3,23	3,437	8,686	5,116
<i>Miconia splendens</i>	6,45	1,872	2,824	3,716
<i>Miconia rivalis</i>	4,84	2,228	3,267	3,445
<i>Guarea purusana</i>	0,81	4,939	3,627	3,124
<i>Piptocoma discolor</i>	0,81	4,781	3,344	2,977
<i>Pourouma tomentosa</i>	1,61	3,078	3,368	2,686
<i>Duguetia hadrantha</i>	0,81	4,151	2,345	2,434

#### 4.3. Mecanismos de facilitación, competencia y grupos de especies arbóreas como respuesta a las perturbaciones.

##### 4.3.1. Facilitación y competencia de las especies arbóreas más abundantes en cada tipo de perturbación.

Los mecanismos de facilitación y competencia para las especies arbóreas fueron descritos a partir del inventario realizado de especies presentes en áreas cubiertas, y abiertas, en

cada uno de los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación (Anexo 6). El índice de interacción ( $\delta r$ ) permitió identificar en cada sitio la existencia de especies con mecanismos de facilitación ( $\delta r$  con valores positivo) y con mecanismos de competencia ( $\delta r$  con valores negativos). Esto indicó que para algunas especies ocurre un incremento del número de individuos de la especie en áreas abiertas al incrementarse la superficie ocupada por la especie en áreas cerradas y para otras disminuye el número de individuos de la especie en áreas abiertas al incrementarse la superficie ocupada por la especie en áreas cerradas según el valor absoluto de  $\delta r$ .

En el sitio muy perturbado las especies que están en áreas cubiertas fueron: *Quararibea cordata*, *Wettinia maynensis*, *Alchornea glandulosa*, *Aniba hostmanniana*, *Pourouma tomentosa*, *Inga velutina* y *Dacryodes olivifera* y las que estuvieron en áreas abiertas “meta” fueron: *Piptocoma discolor*, *Miconia dielsii*, *Inga ilita*, *Miconia splendens*, *Cecropia fisifolia* y *Cecropia membranacea*. En este sitio de estudio se documenta el predominio del mecanismo de competencia (valores negativos), es decir disminuye el número de individuos de la especie en áreas abiertas al incrementarse la superficie ocupada por la especie en áreas cerradas, solo se reportó mecanismo de facilitación para la especie *Piptocoma discolor*.

En el sitio poco perturbado predomina la facilitación de las especies, ya que el índice de interacción resultó positivo en este sitio de estudio. Las especies que están en áreas cubiertas fueron: *Wettinia maynensis*, *Ocotea cernua*, *Alchornea glandulosa*, *Roupala montana*, *Sapium glandulosum* y *Nectandra membranacea* y las que estuvieron en áreas abiertas fueron: *Miconia splendens* e *Inga multinervis*.

En el sitio medianamente perturbado hubo un balance entre las especies que reportaron mecanismos de facilitación y competencia con valores negativos y positivos en una proporción similar, esto refleja que existe un mecanismo de interacción más adecuado. Las especies que representaron las áreas cubiertas fueron: *Wettinia maynensis*, *Sterculia colombiana*, *Caliandra trinervia*, *Alchornea glandulosa*, *Bactris setulosa*, *Protium sagotianum* y *Dacryodes olivifera*. Además, las especies que representaron las áreas abiertas fueron: *Inga velutina*, *Tovomitopsis membranacea*, *Sapium marmieri*, *Inga multinervis*, *Miconia splendens*, *Sorocea pubivena*, *Nectandra cissiflora*, *Sapium glandulosum*, *Ecdlicheria sericea* y *Hieronyma alchorneoides*.

Como promedio, se encuentra que la competencia es mayor en áreas de mayor productividad, mientras que la facilitación se incrementa en ambientes secos o de mayor estrés ambiental (Michalet *et al.*, 2006; Schiffers y Tielbörger, 2006). Las interacciones

de facilitación son definidas como un aspecto clave para el mantenimiento de la biodiversidad y en algunos casos la desaparición de especies nodrizas podría llevar incluso a la pérdida de las especies facilitadas (Castillo y Valiente, 2010; Maestre *et al.*, 2010). De esto se desprende que en el sitio muy perturbado que existió mayor mecanismo de facilitación es donde ocurre un mayor estrés ambiental producto de la intensidad de las perturbaciones predominantes en este sitio.

Si bien es cierto que la mayoría de estos estudios se han realizado en ambientes árticos, alpinos, costeros o áridos, en los cuales la facilitación se muestra como un proceso clave, son también particularmente sensibles a los factores antropogénicos que condicionan cambios ambientales tales como el cambio climático, los cambios de uso de suelo y la invasión de especies (Michalet *et al.*, 2006).

#### **4.3.2. Proporción de la abundancia relativa de las especies asociadas a los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación**

La proporción de la abundancia relativa de cada una de las especies presentes en los sitios clasificados por niveles de perturbación reflejó variación entre el número de individuos de los distintos niveles de perturbación (Tabla 12). Se comprobó que existe mayor abundancia de especies en el sitio medianamente perturbado cuando la  $Abmx \geq 1\%$ , le sigue el sitio muy perturbado y por último el poco perturbado. Cuando el criterio fue  $1\% > Abmx \geq 0,5\%$  y  $0\% > Abmx < 0,5\%$  no hubo mucha variación y cuando la  $Abmx = 0$  la abundancia relativa estuvo altamente representada en los tres sitios, lo cual indica la presencia de una gran cantidad de especies raras, reconocidas por su escasa presencia en los tres sitios de estudio. Aunque varias de las especies estuvieron presentes en un solo sitio, una proporción elevada de estas se reportó en más de un nivel de perturbación, con valores de 3 y 2), incluso en los tres niveles estudiados, pero con diferencias notables en la abundancia relativa según el nivel de perturbación del sitio. Estos resultados fueron similares a lo reportado por Salmerón *et al.*, (2016) y son un reflejo de la respuesta de las especies arbóreas a la dinámica postperturbación. Los resultados obtenidos en la presente investigación refuerzan las afirmaciones sobre la importancia de conocer las variaciones en la abundancia de las especies para diferenciar los roles de estas en la dinámica de la respuesta a las perturbaciones (Lavorel, 1999; Venancio y Ribeiro, 2002; Gondard *et al.*, 2003) y aportan información valiosa para entender la respuesta ecológica de las especies del bosque siempreverde piemontano, y su capacidad de resiliencia ecológica, lo cual facilita criterios para la gestión silvícola como contribución a los programas de restauración y conservación de la biodiversidad.

Tabla 12. Abundancia relativa de las especies en los sitios con distintos niveles de perturbación.

Abundancia relativa	Categorías	Código	Número de individuos		
			Muy Pert.	Poco Pert.	Medio Pert.
Abmx $\geq$ 1%	Ab=Abmx	3	9	8	9
	Ab $\geq$ 0,6 (Abmx)	3	1	0	1
	0,6 (Abmx) $>$ Ab $\geq$ 0,3(Abmx)	2	1	0	1
	Ab $<$ 0,3 (Abmx)	1	5	1	3
	Ab=Abmx	2	8	1	22
1% $>$ Abmx $\geq$ 0,5%	Ab $\geq$ 0,6 (Abmx)	2	3	0	1
	Ab $<$ 0,6(Abmx)	1	0	0	1
0% $>$ Abmx $<$ 0,5%	Ab=Abmx	1	0	0	0
Abmx=0	Ab=Abmx=0	0	34	51	24

Leyenda: Muy perturbado (Muy pert.), Poco perturbado (Poco pert.) y Medianamente perturbado (Medio pert.).

El conglomerado jerárquico indicó la formación de tres grupos de especies, a partir del método de agrupación de vínculo entre grupos y la medida de distancia euclídea al cuadrado (Figura 20), considerando los valores obtenidos de la abundancia relativa para cada una de las especies presentes en los tres sitios de estudio (muy perturbados, medianamente perturbado y poco perturbados). El primer conglomerado (grupo I) estuvo conformado por las especies denominadas colonizadoras, las cuales son tolerantes a la sombra y se encuentran ampliamente distribuidas en sitios con distintos niveles de perturbación con habilidad para establecerse una vez que los claros hayan sido ocupados por cobertoras debajo del dosel arbóreo con capacidad para colonizar espacios que ya tienen una cobertura boscosa previa. En este grupo se encontró *Wettinia maynensis*, *Inga nobilis*, *Ficus trigona*, *Ocotea cernua*, *Zanthoxylum riedelianum*, *Prunus debilis*, *Rollinia chrysocarpa*, *Nectandra membranacea*, *Alchornea glandulosa* y *Roupala montana*. El segundo conglomerado (grupo II) estuvo conformado por las especies cobertoras. En general son especies con predominio en los sitios muy perturbados o medianamente perturbados, demandantes de luz, incluye las especies que invaden y cubren los claros en los ecotopos correspondientes a estos bosques generando una cobertura boscosa inicial de manera rápida. En este grupo se encontraron las siguientes especies: fueron: *Inga*

*multinervis*, *Campomanesia lineatifolia*, *Cyathea lasiosora*, *Ficus paraensis*, *Aniba hostmanniana*, *Aegiphila cordata*, *Chimarrhis glabriflora*, *Quararibea cordata*, *Pourouma tomentosa* y *Cecropia membranacea*.

El tercer conglomerado (grupo III) estuvo conformado por las especies estabilizadoras, son generalmente tolerantes a la sombra, presente en sitio mediano y poco perturbado, pero con escasos individuos. Las especies de este último grupo fueron: *Dacryodes olivifera*, *Duguetia spixiana*, *Pouteria torta*, *Eschweilera caudiculata*, *Siparuna poeppigii*, *Isertia laevis*, *Sloanea meianthera*, *Hieronyma alchorneoides* y *Trichilia pallida*.

Las diferencias encontradas entre las especies asociadas a los grupos indicaron que las especies del bosque siempreverde piemontano pueden favorecer su establecimiento en circunstancias diferentes. Lo anterior está relacionado con la resiliencia del sistema ecológico bosque a un espectro amplio de perturbaciones, frecuentes en la zona de estudio, lo cual se corresponde con lo descrito por (Petchey y Gaston, 2009; Thompson *et al.*, 2009).

Estos resultados facilitaron información para seleccionar especies resilientes dentro del ecosistema de bosque de la zona alta de la microcuenca del río Puyo, a partir de señales de la capacidad de algunas especies para tolerar las perturbaciones, manteniendo sus características de estructura y funcionalidad en sitios sometidos con distintos niveles de perturbación. Se pueden identificar como especies resilientes: *Wettinia maynensis*, *Inga nobilis*, *Ficus trigona*, *Ocotea cernua*, *Zanthoxylum riedelianum*, *Prunus debilis*, *Rollinia chrysocarpa*, *Nectandra membranacea*, *Alchornea glandulosa* y *Roupala montana*. Las mismas fueron reportadas dentro del grupo de colonizadoras con capacidad para tolerar perturbaciones, aunque aquellas que tuvieron mejor estructura pueden ser consideradas las más resilientes de todas, tal es el caso de *Wettinia maynensis*, *Inga nobilis*, *Ficus trigona* y *Alchornea glandulosa*.

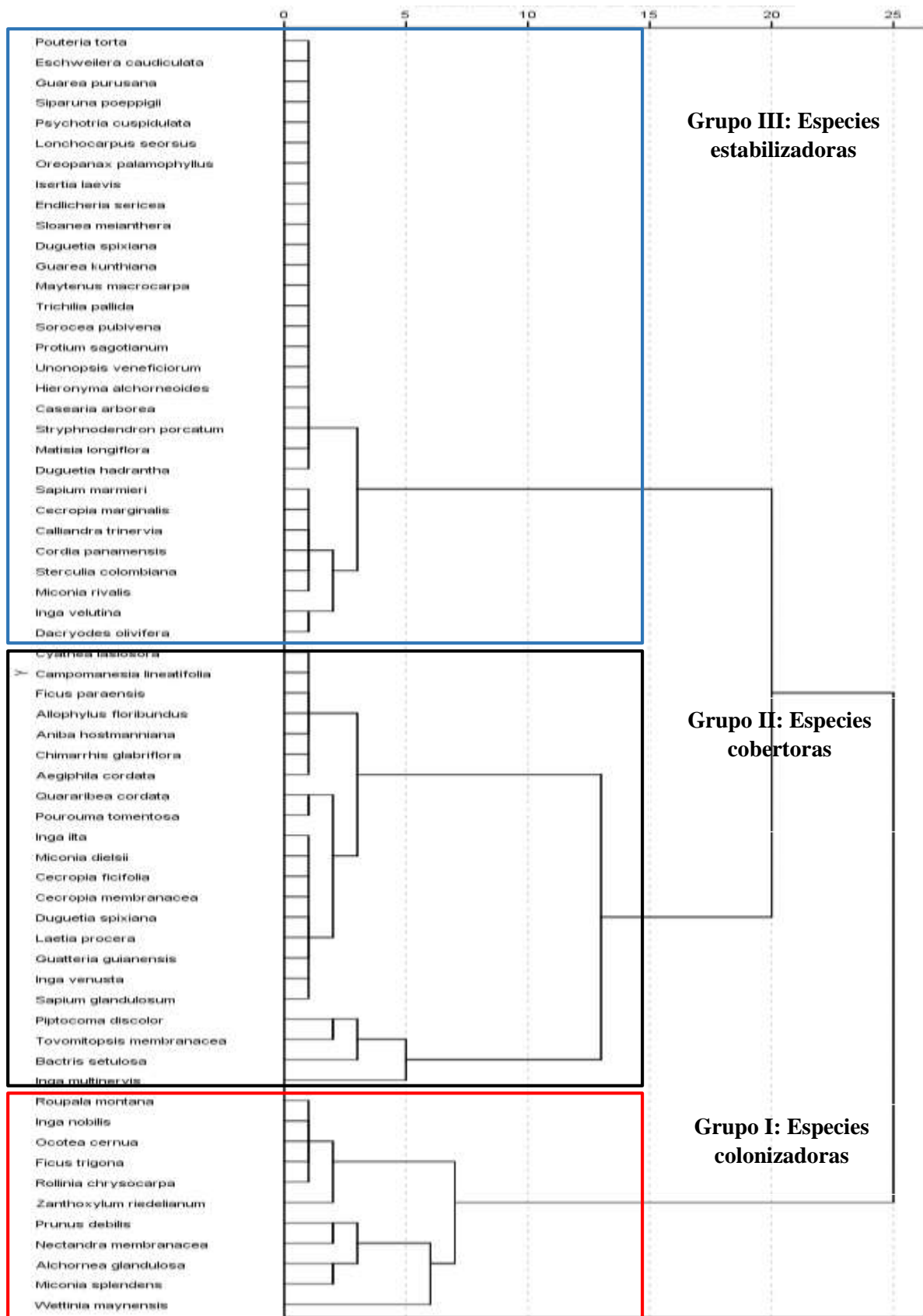


Figura 20. Dendrograma jerárquico que muestra la clasificación de grupos de especies colonizadoras, cobertoras y estabilizadoras en sitios sometidos a distintos niveles de perturbación.

Con la información obtenida del inventario de especies en áreas cubiertas y bajo dosel se calculó el índice de disturbio determinado a partir del porcentaje de especies pioneras para los tres sitios de perturbación, lo cual representó el 22,72% del total de las especies presentes en el estudio.

Se comprobó mediante el análisis de correspondencia sin tendencia la distribución espacial de las especies con el grado de perturbación en función de los sitios de estudio (muy, poco y medianamente perturbado) (Figura 21). Se realizó la distribución de las 20 especies de mayor peso en función de la abundancia. El gradiente de perturbación indicó que los sitios T1 y T2 con mayor cercanía al gradiente de perturbación, clasificados como muy perturbados, estuvieron asociados a esta variable, mientras que T3, T4 y T5 presentaron tendencias a distanciarse en cuanto al gradiente de perturbación, lo cual se debe a la abundancia de especies. La contribución de la abundancia de las especies resultó con diferencias entre los sitios de estudio. Las especies que más contribuyeron a la abundancia en T1 y T2 fueron: *Wettinia maynensis*, *Laetia procera*, *Miconia splendens*, *Dacryodes olivifera*, *Piptocoma discolor*, *Ocotea cernua* y *Prunus debilis*. Las especies que estuvieron presentes con mayor abundancia en T3, T4 y T5 fueron: *Alchornea glandulosa*, *Duguetia spixiana*, *Dacryodes olivifera*, *Cordia panamensis*, *Inga velutina*, *Inga multinervis* y *Wettinia maynensis*. Esta investigación permite entender la respuesta de las especies arbóreas a los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación, lo cual facilita información para evaluar la resiliencia ecológica de las especies que habitan en la zona alta del bosque siempreverde piemontano de la microcuenca del río Puyo.

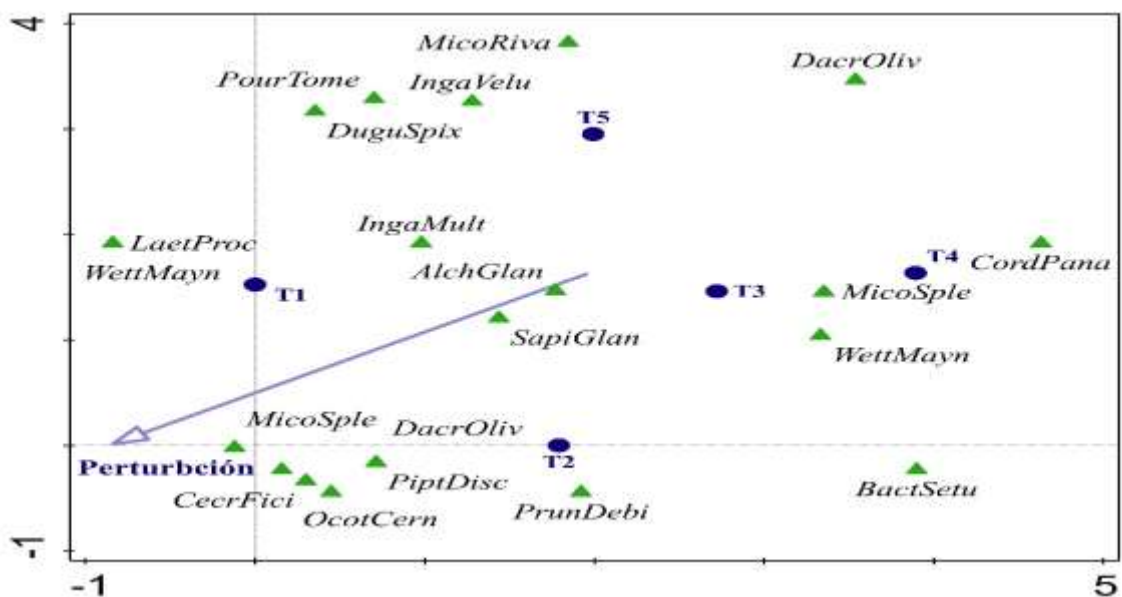


Figura 21. Análisis de correspondencia canónica sin tendencia (DCA) para la ordenación espacial de la abundancia de especies y el grado de perturbación por cada sitio de estudio.



Leyenda: *Alchornea glandulosa* (Alch glan), *Miconia rivalis* (MicoRiva), *Duguetia spixiana* (Dugu spix), *Inga velutina* (Inga velu), *Pourouma tomentosa* (Pour tome), *Dacryodes olivifera* (DacrOliv), *Laetia procera* (LaetProc), *Inga multinervis* (Inga mult), *Wettiniamaynensis* (Wettmayn), *Miconia splendens* (Mico sple), *Sapium glandulosum* (SapiGlan), *Cecropia ficifolia* (Cecr fici), *Piptocoma discolor* (Pipt disc), *Ocotea cernua* (OcotCern), *Prunus debilis* (PrunDebi), *Bactris setulosa* (BactSetu), *Cordia panamensis* (CordPana).

La representación espacial de la abundancia de especies en función del grado de perturbación para cada uno de los sitios de estudio permitió constatar que T5 se caracterizó por la mayor abundancia de especies (el tamaño de los círculos representa la abundancia de especie). La variación en la abundancia de las especies entre los sitios indicó que se trata de un bosque que comprende diferentes etapas de sucesión vegetal que va desde formaciones tempranas, intermedias hasta etapas más avanzadas. Los factores que explican la amplia distribución de especies por transectos fueron: ubicación, accesibilidad, estado de sucesión, nivel de disturbio y la heterogenidad (fragmentación) del ambiente.

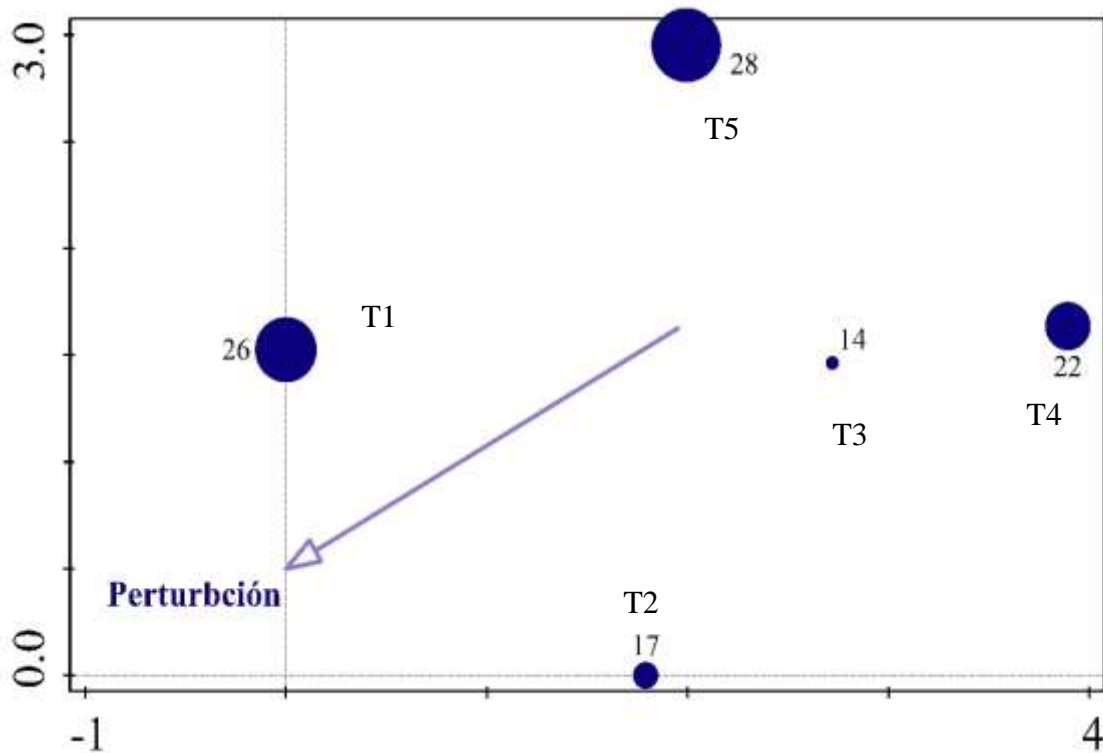


Figura 22. Representación espacial de la abundancia de especies y grado de perturbación (La dimensión de los círculos representa la abundancia de especie).

## CONCLUSIONES

- El bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo se diferenció por las perturbaciones antrópicas y naturales, lo cual permitió identificar tres sitios con distintos niveles de perturbación (muy perturbado T1, T2, medianamente perturbado T4 y T5 y poco perturbado T3). Los factores que han provocado la intensidad de los disturbios en los sitios fueron: caída de árboles por el viento, existencia de cultivos, pastoreo, tala y presencia de especies invasoras.
- Se determinó la relación entre los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación y los patrones de estructura ecológica, identificando características de un bosque heterogéneo con alteraciones en la composición florística, clases de altura, clases diamétricas, cociente de mezcla, diversidad y predominio de un patrón de distribución vertical discontinuo.
- El índice de valor de importancia ecológica (IVI) fue variable. Las especies de mayor peso ecológico en el sitio muy perturbado fueron: *Ficus paraensis*, *Wettinia maynensis* y *Piptocoma discolor*, en el sitio poco perturbado fueron: *Wettinia maynensis*, *Alchornea glandulosa* y *Zanthoxylum riedelianum* y en el sitio medianamente perturbado: *Wettinia maynensis*, *Alchornea glandulosa* e *Inga velutina*.
- La productividad de biomasa en el período 2018-2020 resultó con valores de 224,97; 274,06 y 253,31 Mg/ha para los sitios muy perturbados, poco perturbado y medianamente perturbado, respectivamente. Las especies que más contribuyen a la biomasa y estructura en los sitios con distintos niveles de perturbación fueron: *Piptocoma discolor*, *Alchornea glandulosa*, *Ficus paraensis*, *Wettinia maynensis*, *Miconia splendens* e *Inga velutina*.
- Las especies arbóreas respondieron de manera diferente en cuanto a la abundancia proporcional en los sitios sometidos a distintos niveles de perturbación. Se identificó mediante el índice de interacción ( $\delta r$ ), mecanismos de facilitación y competencia. Esto proporciona información clave para el mantenimiento de la biodiversidad en este importante reservorio de bosque.
- El conglomerado jerárquico indicó la formación de tres grupos de especies, el primero conformado por las especies colonizadoras (tolerantes a la sombra)

ampliamente distribuidas en los sitios con distintos niveles de perturbación, el segundo por las especies cobertoras (demandan luz) distribuidas en sitios muy perturbados o medianamente perturbados y el tercero por las especies estabilizadoras (generalmente tolerantes a la sombra) con escasos individuos en sitios mediano y poco perturbado.

- Se seleccionaron especies resilientes en función de las señales de perturbación y su capacidad para mantener la estructura y funcionamiento del ecosistema. Dentro de ellas se destacó: *Wettinia maynensis*, *Inga nobilis*, *Ficus trigona* y *Alchornea glandulosa*.

## RECOMENDACIONES

- Presentar los resultados de investigación a las autoridades competentes (MAE, GADPPz), para poder establecer medidas de prevención y restauración de los sitios más afectados por las perturbaciones de carácter antrópico como contribución a la resiliencia ecológica.
- Continuar con el proceso de monitoreo del inventario florístico y la productividad de biomasa en los sitios clasificados con diferentes niveles de perturbación del bosque siempreverde piemontano de la zona alta de la microcuenca del río Puyo e incorporar variables ambientales que apoyen en la toma de decisiones para el manejo y conservación de la biodiversidad amazónica.
- Elaborar convenios con entidades gubernamentales y ONG para orientar acciones a favor de la conservación y mantenimiento de los ecosistemas de bosques pertenecientes a la microcuenca del río Puyo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, M., Urban, D. Y Shugart, H. (2015). Models of forest dynamics based on roles of tree species. *Ecological Modeling* 87 (1-3) : 267-284
- Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., & Malingreau, J. P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297(5583), 999-1002.
- Acosta Mireles, M., Vargas Hernández, J., Velázquez Martínez, A., y Etchevers Barra, J. D. (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 36(6).
- Acosta, V. Araujo, P. Iturre, M. (2006). Caracteres estructurales de las masas. Facultad de ciencias forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero. E-Book ISBN 978-987-1676-34-7.
- Aguirre, Z., y Yaguana, C. (2012). Documento guía de métodos para la medición de la biodiversidad. Universidad Nacional de Loja, Loja-Ecuador.
- Ahuanari, H., y Hugo, V. (2015). Diversidad florística y estructural de los bosques de las comunidades nativas de Esperanza, La Florida, San Pedro y Mairidicai, de la cuenca del río Putumayo–Perú. *Ciencia UANIL/vol. VI N° 2*: pàg. 219-225.
- Ajbilou, R., Marañón, T., y Arroyo, J. (2003). Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Investigación agraria*, 12(2), 111-123.
- Alvis, G.J. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Vol 7 No. 1, 116-119.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71(3): 355–366. DOI: 10.2307/3545823.
- Andrén, H. (2014). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review, *Oikos* 71: 355-366.
- Angiosperm Phylogeny Group (APG). (2003). The linear (LAPG) III: a linear sequence of the families in APG (III). *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 128-131.

- Arianoutsou, M., Beard, J. S., Ferrés, L., Folch, R. Y Trabaud, L. V. (2015). La vida a les formacions escleròfilles, en Mediterrànies (Folch, R. coord.). Barcelona, Edit. MAB, UNESCO, 64-109
- Arias V., C. (2018). “Un punto de vista sobre la resiliencia”. Lic. En Ciencias de la Educación: Español y literatura U de Antioquia, Psicólogo de la U. Católica del Norte, 12 p. Edit.ECOPORTAL,12-56
- Armas C, R Ordiales, F Pugnaire. (2004). Measuring plant interactions: a new comparative index. *Ecology* 85(10): 2682- 2686.
- Armenteras, D., y Rodríguez, N. (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latino América: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233-246.
- Arriaga, L., A. Castellanos, E. Moreno y J. Alarcón. (2018). Potential Ecological Distribution of Alien Invasive Species and Risk Assessment: A Case Study of Buffel Grass in Arid Regions of Mexico. *Conservation Biology* 18(6):1504-1514
- Asner, G. P., Rudel, T. K., Aide, T. M., DeFries, R., & Emerson, R. (2011). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1386-1395.
- Barrera. C, J. I.; Valdés. L, C. (2010). Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia *Universitas Scientiarum*, vol. 12, núm. 11, enero-junio, 2007, pp. 11-24
- Bascopé, F., Jorgensen, P. (2005). Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia*, 40(3), 365-379.
- Beier, P. y R. F. Noss. (2016). Do Habitat Corridors Provide Connectivity?, *Conservation Biology* 12 (6): 1241-1252.
- Bertness, M. D. y R. M. Callaway. (2012). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191-193
- Bhuyan P.; Khan, M.L. and Tripathi, R.S. (2003). Tree diversity and population structure in undisturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. *Biodiversity and Conservation* 12: 1753-1773.
- Borhidi A. (1996). *Phytogeography and vegetation ecology of Cuba*. Budapest, Hungría. Akademiai Kiado. 875 p.

- Bourgeron, P. (1983). Spatial Ed).Tropical aspects of vegetation. In: Golly. F. B. (Rain Forest Ecosystem, Structure and function. Elsevier, Amsterdam.Volumen 14B
- Bradshaw, A. D. (2016). Restoration: an acid test for ecology. pp: 23-29. En: Jordan, W. R., M. Gilpin y J. Aber (Eds.) *Restoration ecology a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Wiley Blackwell,181p, 23-29
- Bravo, C., Marín, H., Marrero-Labrador, P., Ruiz, M. E., Torres-Navarrete, B., Navarrete-Alvarado, H., y Changoluisa-Vargas, D. (2017). Evaluación de la sustentabilidad mediante indicadores en unidades de producción de la provincia de Napo, Amazonia Ecuatoriana. *Bioagro*, 29(1), 23-36.
- Briceño, N. B. R., Castillo, E. B., Quintana, J. L. M., Cruz, S. M. O., y López, R. S. (2019). Deforestación en la Amazonía peruana: índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (81).
- Bridgeland, W.T., Beier, P., Kolb, T. y Whitham, T.G. (2010). A conditional trophic cascade: birds benefit faster growing trees with strong links between predators and plants. *Ecology*, 91: 73–84. DOI: 10.1890/08-1821.1.
- Burgos, R. (2003). Expansión de la agricultura y la ganadería. *GEO-ALC 2003*, 12(45.473), 6-443.
- Cardona, A. (2010). Propagación de especies En: O. Vargas (ed.) Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. *Acta biol. Colomb.*, Volumen 16, Número 2, p. 221-246, 2010.
- Castillo, J. P., Verdú, M., y Valiente-Banuet, A. (2010). Neighborhood phylodiversity affects plant performance. *Ecology*, 91(12), 3656-3663.
- Castillo, M. y Clavo, J. (2011). Monitoreo de la calidad del agua y caracterización de los bosques de la cuenca del Rio Carbón. Cartago, Costa Rica. Impreso en Bogotá D.C., Colombia 500 ejemplares. 250 p
- Cerón, M.C. (1993). Manual de botánica ecuatoriana, sistemática y métodos de estudio. Ediciones Abya –Ayala. Quito, Ecuador. 315 p

- Chave J, Coomes, D., Jansen, S., Lewis, SL, Swenson, NG y Zanne, AE. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B y Henry, M. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: 3177–3190
- Colin, S. (2015). La importancia de rescatar, preservar, mantener y cuidar la microcuenca del Río Magdalena, Distrito Federal. *Revista del Centro de Investigación de la Universidad de la Salle*. Vol. 5, núm. 19.
- Cortés, W.A., Murillo, J.L.T. and Medina, A.L. (2009). Análisis florístico y estructural de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Colombia Forestal*, 12 (1), 81-102
- Curtis, J. Y R. McIntosh. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.
- Díaz, V. P., y Calzadilla, A. (2016). Artículos científicos, tipos de investigación y productividad científica en las Ciencias de la Salud. *Revista Ciencias de la Salud*, 14(1), 115-121.
- Donoso, C., Grez, R., Escobar, B. y Real, P. (2014). Estructura y dinámica de bosques del tipo forestal siempreverde en un sector de Chiloé Insular. Vol. 5 Núm. 2. *BOSQUE*, 5(2), 82-104. doi:10.4206/bosque.1984.v5n2-04.
- Dueñas, A., Betancur, J., Galindo, R. (2007). Estructura y composición florística de un bosque húmedo tropical del parque nacional natural Catatumbo Barí, Colombia. *Colombia Forestal* 10, 26–39.
- Escobedo. B, C.M. (2016). Mortalidad de lotes de camarones blanco (*Penaeus vannamei* Boone), silvestre y de laboratorio (S.P.R.) sometidos a una infección experimental del virus del síndrome de taura (TSV). VII Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A.C. Ensenada, B.C.
- Espinoza, P., y Calet, P. (2012). Estructura y composición florística del bosque de terraza media adyacente al arboretum “el Huayo”, CIEFOR-Puerto Almendras, río Nanay, Iquitos-Perú. 140p.
- FAO. (2009). Hacia una definición de degradación de los bosques: análisis comparativo de las definiciones existentes, por M. Simula. Evaluación de los

recursos forestales, Documento de trabajo 154. Roma (también disponible en: <ftp.fao.org/docrep/fao/012/k6217s/k6217s00.pdf>).

- Fauset, S., Johnson, M. O., Gloor, M., Baker, T. R., Monteagudo, A., Brienen, R. J. y Pitman, N. C. (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature communications*, 6(1), 1-9.
- Finol Urdaneta, H. (1971). Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. *Revista Forestal Venezolana (Venezuela)* v. 14 (21) p. 29-42.
- Finol, H. (1976). Métodos de regeneración natural en algunos tipos de bosques venezolanos. *Revista Forestal Venezolana*, 19 (26), 17-44.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. y Holling, C.S. (2004) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557–581. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711.
- Gallegos R. A. Hernández A. E. y Pelz D. R. (2012). Inventario Forestal en un bosque tropical de la región Costa de Jalisco. *Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales*. Universidad de Guadalajara - Sociedad Mexicana de Recursos Forestales. p 91.
- Gallegos R. A., Abundio R. E, Morales R. E y Hernández A. E. (2010). Valor de importancia de las especies arbóreas en un bosque tropical de la costa de Jalisco. *Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales*, 7 al 9 de noviembre de 2010. Guadalajara, Jalisco.p10.
- García-Licona, J. B., Esparza-Olguín, L. G., y Martínez-Romero, E. (2014). Estructura y composición de la vegetación leñosa de selvas en diferentes estadios sucesionales en el tejido El Carmen II, Calakmul, México. *Polibotánica*, (38), 01-26.
- Gehring, C.; Denich, M. y Vlek, P. (2005). Resilience of secondary forest regrowth after slashand-burn agriculture in central Amazonia. *Jornal of Tropical Ecology*, 21 (5), 519-527. DOI 10.101/S0266467405002543
- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of Missouri Botanical Garden* 75:1-34.



- Godínez, O; López, L. (2006). Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 73(2): 283-314.
- Gómez, D. (2005). Análisis florístico de los bosques premontanos en el municipio de Anorí (Antioquia). *Informe Final. Corantioquia. Medellín. Pg, 150.*
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. M. Gomez. (2009). The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 121: 195- 206
- Gondard, H.; Jauffret, S.; Aronson, J. and Lavorel, S. (2003). Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands. *Applied Vegetation Science* 6: 223-234.
- Grime, J.P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 344–347.
- Guariguata M. Y Kattan G. (2013). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Costa Rica: Editorial. LUR. 692p.
- Gunderson, L. (2000). Ecological Resilience-In Theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1), 425-439. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425
- Gutiérrez-Báez, C., Ortiz-Díaz, J. J., Flores-Guido, J. S., y Zamora-Crescencio, P. (2012). Diversidad, estructura y composición de las especies leñosas de la selva mediana subcaducifolia del Punto de Unión Territorial (PUT) de Yucatán, México. *Polibotánica*, (33), 151-174.
- Hawthorne, W.D. (1995). *Ecological Profiles of Ghanaian Forest Trees*. Tropical Forestry Paper 29, Oxford Forestry Institute, Oxford. *Documentos Forestales Tropicales*, No. 29, 345 pp.
- Hawthorne, W.D. (1996). Holes and the sums of parts in Ghanaian forest: regeneration, scale and sustainable use. *Proc. R. Soc. Edinb.*, 104b, 75–176.
- Hawthorne, W.D. y Abu Juam, M. (1995). *Forest Protection in Ghana (with Particular Reference to Vegetation and Plant Species)*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. IUCN Forest Conservation Programme. xvii, 202p. : ill., maps

- Hernández, A. J. (2015). "Ecosystems, global problems", International Systems Science Hamndbook (R. Rodríguez Delgado and Banathy, eds.) Ed. International Federation for Systems Research: 199- 209.
- Hernández, P., y Giménez, A. M. (2016). Diversidad, composición florística y estructura en el Chaco Serrano, Argentina. *Madera y bosques*, 22(3), 37-48.
- Hiura, T. (2016). "Stochasticity of species ssemblage of canopy trees and understory plants in temperate secondary forest created by major disturbances". *Ecological Research*, 16: 887-893.
- Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Hosokawa, R. T. (1986). Manejo de economía de florestas. Roma, FAO. 125 p.
- INAMHI, I. N. (2014). Anuarios Meteorológicos. Estación Meteorológica Puyo (2000-2014). Obtenido de <http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp->
- Jadán, O., Günter, S., Torres, B., y Selesi, D. (2014). Riqueza y potencial maderable en sistemas agroforestales tradicionales como alternativa al uso del bosque nativo, Amazonia del Ecuador. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 12(28), 13-22.
- Jadán, O., Torres, B., Selesi, D., Peña, D., Rosales, C. and Günter, S. (2016). Floristic diversity and structure in traditional cocoa plantations and natural forest (Sumaco, Ecuador). *Colombia Forestal*, 19 (2), 129-142.
- Janzen, D. H. (2015). Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. En: E.O. Wilson (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington. Pp: 130-137.
- Jorgensen, P. M., y León-Yáñez, S. (1999). Catalogue of the vascular plants of Ecuador (Vol. 75, pp. 1-1182). St. Louis: Missouri Botanical Garden.
- Kahn, F. y J.-J. de Granville. (1992). Palms in forest ecosystems of Amazonia. Springer Verlag, Berlin. 226p
- Keel, S., A.H. Gentry y L. Spinzi. (1993). Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in Eastern Paraguay. *Conservation Biology* 7(1): 66-75.
- Kumar. A. and Ram, J. (2010). Anthropogenic disturbances and plant biodiversity in forests of Uttaranchal, central Himalaya. *Biodiversity and Conservation* 14: 309-331.

- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los Trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas – posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido-*. Ed: Cooperación Técnica. República Federal de Alemania. 335 p
- Lavorel, S. (1999). Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* 5: 3-13.
- Leigue, J. (2011). Regeneración natural de nueve especies maderables en un bosque intervenido de la Amazonia Boliviana. *Scielo Brasil*, vol.41 no.1.
- León-Yáñez, S., Valencia, R., Pitman, N., Endara, L., Ulloa, C. U., & Navarrete, H. (2019). *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*.
- Ley Forestal De Conservación De Áreas Naturales Y Vida Silvestre, Título I de los Recursos Forestales, Capítulo I del Patrimonio Forestal del estado. Registro Oficial Suplemento 418. Reglamento A La Ley Forestal, De Conservación De Areas Naturales Y Vida Silvestre Decreto Ejecutivo 1529, Registro Oficial 436, De 22 De Febrero De 1983.
- López-Pérez, D., Castillo-Acosta, O., Zavala-Cruz, J., y Hernández-Trejo, H. (2014). Estructura y composición florística de la vegetación secundaria en tres regiones de la sierra norte de Chiapas, México. *Polibotánica*, (37), 1-23.
- Lozano, P., B. Torres y X. Rodríguez. (2013). *Investigación de Ecología Vegetal en Ecuador: Muestreo y Herramientas Geográficas*. Universidad Estatal Amazónica. Puyo, Ecuador. 158 pp.
- Luzuriaga, C. X. (2014). Inventario florístico del bosque que rodea a la laguna en la estación biológica Pindo mirador Pastaza-ecuador. *Tsafiqui*, (6), 15-25.
- Macrae, S. G. (2015). 'The soil scientist's contribution to quarry design and reclamation. *Reclamation'83. Industrial Seminars, Tunbridge Wells*. 135p
- MAE. (2013). Ministerio del ambiente del ecuador. Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito. Editores. Raul Galeas y Juan Guevara. 142p
- MAE. (2014). Diagnóstico participativo de la microcuenca del río Puyo. Programa de Cuencas Hídricas. Dirección de Gestión Ambiental. Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Pastaza (GADPPz). Ministerio de Ambiente, Pastaza. Ecuador.

- MAE. (2020). Ministerio del ambiente del Ecuador. Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito. Raul Galeas.235p
- Maestre FT, RM Callaway, F Valladares, Ch J Lortie. (2009). Re-fining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* 97: 199-205.
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Escolar, C., Puche, M. D., Soliveres, S., Maltez-Mouro, S., y Escudero, A. (2010). Do biotic interactions modulate ecosystem functioning along stress gradients? Insights from semi-arid plant and biological soil crust communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2057-2070.
- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Maldonado Ojeda, S. E. (2016). Estructura y composición florística del bosque siempreverde Montano Bajo de la microcuenca el Suhi, Palanda, Zamora Chinchipe-Ecuador (Bachelor's thesis, Loja: Universidad Nacional de Loja).
- Malleux Orjeda, J. (1982). Inventarios forestales en bosques tropicales Perú. Tropical forests inventories. Perú
- Margalef, R. (1995). Ecología. Barcelona, Omega.
- Mariscal, A. (2012). Dinámica de Bosques y Ecología de Restauración. Recuperado de: <http://www.campusvirtual.uasb.edu.ec/uisa/images/semcambclim/viern8jul/10.dinamicabosques.pdf>
- Martorell, C. y Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124, 199–207.
- Matos J. (2006). Manual de Manejo de Flora Silvestre. Universidad Martha Abreu de Las Villas. Villa Clara, Cuba. Editorial Feijoo. 247 p.
- McAleece, N., Gage, JDG, Lamshead, PJD, Paterson, GLJ. (1997). BioDiversity Professional software de análisis de estadísticas. Desarrollado conjuntamente por la Asociación Escocesa de Ciencias del Mar y el Museo de Historia Natural de Londres.

- Meli P. (2011). Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*. 28(10):581-589.
- Melo, V., y Vargas, R. (2003). Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Ibagué: Universidad del Tolima. Crq-Carder-Corpocaldas-Cortolima.
- Michalet, R., Brooker, R. W., Cavieres, L. A., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Pugnaire, F. I., ... & Callaway, R. M. (2006). Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities?. *Ecology letters*, 9(7), 767-773.
- Monge, C. T., Durán, J. S., y Ugalde, M. C. (2012). Evaluación de la composición florística y estructural en un bosque primario intervenido en la zona norte de Costa Rica. *Kurú, Revista Forestal. Costa Rica*, 6 (16).
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. Manuales y tesis SEA.
- National Research Council. (1992). *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. Washington, D. C. National Academic Press. 576 p
- Neary, D. G., Klopatek, C., C., Debano, L. F. y Ffolliott, P. F. (2018). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, nº 122, 51-71.
- Neill, D. (1999). Vegetación. En *Catálogo de las plantas vasculares del Ecuador*, editado por P. Møller Jørgensen y S. León. Missouri: Missouri Botanical Garden Press
- Noble Ir, Slatyer Ro. (1980). The use of vital attributes to predict successional change in plant communities subjects to recurrent disturbances. *Vegetation*.43:5-21.
- Oldeman, R. Y Van Dijk, J. (1991). Diagnosis of the temperament of tropical rain forests trees. En: Gómez-Pompa, A., Whitmore, T. y Hadley, M. (Editores). *Rain forest regeneration and management*. UNESCO y The Parthenon Publishing Group. Manand the biosphere series. 457 p.
- Ovalles, F. (2015). Manejo Sustentable de los Recursos Naturales en América Latina y el Caribe: Oportunidades y Desafíos de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Cooperación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA). *Revista PROCIANDINO*. 30p.

- Palacios, W. (1993). Investigación y manejo forestal en el Ecuador. In Mena, P.A.; Suárez, L.eds. La Investigación para la conservación de la diversidad biológica en el Ecuador. Quito, Ecuador, Ecociencia.p 283-300.
- Palacios, W. A. (2004). Forest species communities in tropical rain forests of Ecuador. *Lyonia*, 7(1), 33-40.
- Palacios, W., y Jaramillo, N. (2004). Gremios ecológicos forestales del noroccidente del Ecuador: implicaciones en el manejo del bosque nativo. *Lyonia*. Volumen 6(2), p. 57
- Patiño, J., Lozano, P., Tipán, C., Navarrete, H., López, R., Asanza, M., y Torres, B. (2015). Composición florística y estructura de un bosque siempreverde piemontano de 600 a 700 msnm en la cuenca del río Piatúa, Napo, Ecuador. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología*, 4(2), 166-214.
- Patzelt, E., y Echeverría, M. (1996). Flora del Ecuador (No. 582 (866) PAT). Quito: Banco Central del Ecuador.
- Pennington T. D. y Sarukhán J. (2014). Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. UNAM- FCE.523p
- Petchey, O. L., y Gaston, K. J. (2009). Dendrograms and measures of functional diversity: a second instalment. *Oikos*, 118(7), 1118-1120.
- Plonczak.M. (2012). Estructura y Dinamica de Desarrollo de Bosques Naturales Manejados Bajo la Modalidad de Conseciones en los Llanos Occidentales de Venezuela. Instituto Forestal Latinoamericano.Merida, Venezuela. 139p.
- Poma, K. (2013). Composición florística, estructura y endemismo de un bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía, en el cantón Taisha, Morona Santiago.72p (25-29).
- PYNE, S. (2017). Fire, a brief history.British museum press, London. Libro Archaeological Approaches to Shamanism.Edited by. Gragos Gheorghui.266p.
- Retana, J., J. M. Espelta, M. Gracia y M. Riba. (2011). Seedling recruitment. Páginas: 89-103 en: F. Rodà, J. Retana, C. A. Gracia y J. Bellot (editores). *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forest*. Springer Verlag. Berlín.
- Reyes J, F Acosta. (2010). Vegetación Terrestre. In Fong A, D Maceira, WS Alverson, JM Shopland eds. Cuba: Siboney- Juticí. Rapid Biological Inventories, Report 10. Chicago, USA. The Field Museum. p. 46-50.

- Rodríguez Bm, Van Hoof B. (2010). Desempeño ambiental del sector palmero en Colombia: Evaluación y perspectivas. Fedepalma. Bogotá D.C., Colombia.
- Rodríguez N, Vargas O. (2012). Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. En: O. Vargas (ed.). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios Diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia y Acueducto de Bogotá; p. 181-198.
- Rodríguez, M. (2015). Tipos de investigación científica. Tesis e investigaciones Análisis-SPSS. Unir Editorial.61p.
- Rollet, B. (1979). Application de diverses méthode analyse de donnés à des inventaires forestiers détaillés levés en forêt tropicale. OEcologia Plantarum 14 (3) 319:344
- Romero Castillo, Daniel. (2018). *La agroindustria de Veracruz ante la globalización. Problemas y perspectivas*, Arana Editores, México, 270 pp.
- Salas, Gonzalo. y Melo, Omar. (2016). Estructura, biodiversidad y dinámica sucesional en los ecosistemas húmedos tropicales del pacifico colombiano. En: Seminario Internacional De Ecología. El funcionamiento de los ecosistemas tropicales. Fundación Universitaria Manuela Beltrán. Santa fe de Bogotá.Revista scielo. 8p.
- Salmerón López, A., González Rodríguez, A., y Geada López, G. (2016). Tipos funcionales de plantas según su respuesta a las perturbaciones en un bosque semideciduo micrófilo costero de Cuba Oriental. Bosque (Valdivia), 37(1), 135-145.
- Salmerón López, A., y Geada López, G. (2018). Interacciones entre plantas en un bosque semideciduo micrófilo de Cuba Oriental. Bosque (Valdivia), 39(2), 347-356.
- Salvo, A. E. y García-Verdugo, J. C. (2014). Naturaleza urbanizada. Estudios sobre el verde en la ciudad, Universidad de Málaga. UMA Editorial. Idioma castellano. 167p
- Sans F. X., J. Escarré, V. Gorse y J. Lepar. (2010). Persistence of Picris hieracioides populations in old fields: an example of facilitation. Oikos 83:283-292

- Schiffers, K., y Tielbörger, K. (2006). Ontogenetic shifts in interactions among annual plants. *Journal of Ecology*, 336-341.
- Schreder, H., Gregorie, T., Wood, G., (1983). *Sampling Methods for Multiresource forestInventory*. J. Willey and Sons, New York.
- Sheil, D. y Burslem, DFRP. (2003). Hipótesis perturbadoras en bosques tropicales. *Tendencias Ecol. Evol.* 18, 18–26.
- Sierra, R. (2013). Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. *Y un acercamiento a los próximos*, 10, 57.
- Silva, J. S.; Montoya, Á. J; López, D.; Hurtado, F. (2010). Variación florística de especies arbóreas a escala local en un bosque de tierra firme en la Amazonia colombiana. *Acta Amaz.* Vol.40, n.1, pp. 179-188.
- Sousa, W.P. (2009). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Struck, G. (1999). *Effekte von Pflanzverband, Kulturdüngung und Schlagräumung am Beispiel junger Traubeneichenbestände*. Ph. D. Tesis. Göttingen, DE, Hainholz Forstwissenschaften, Band 8. 196 p
- Suárez, J. (2016). *Control de erosión en zonas tropicales*. 1ed. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. 545p. Volumen 1
- Swaine, M. Y Whitmore, T. (2016). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Tapia, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., y de la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s—losing a hotspot of biodiversity. *PloS one*, 10 (9), e0133701.
- Tellería, J. L. y T. Santos. (2010). Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. Páginas: 293-317 en: R.Zamora y F.I. Pugnaire (editores). *Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional*. CSIC. Madrid. Secretaría General Técnica. I.S.B.N.: 84-8320-303-0
- Ter Braak, C. J., y Smilauer, P. (2002). *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. www.canoco.com.
- Ter Steege, H., Pitman, N. C., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E. y Monteagudo, A. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342(6156).



- The Plant List. (2019). The Plant List. A working list of all plant species. Versión 1.1. Recuperado de <http://www.theplantlist.org/>
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. y Mosseler, A. (2009). Forest resilience, biodiversity, and climate change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Technical Series No. 43. Montreal, Canadá, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Tomppo, E., Heikkinen, J., Henttonen, H.M., Ihalainen, A., Katila, M., Meakelea, H., Tuomainen, T., Vainikainen, N. (2011). Designing and Conducting a forest Inventory-Case: 9th National Forest Inventory of Finland. Springer Science y Business Media.
- Torres, B., Vasseur, L., López, R., Lozano, P., García, Y., Arteaga, Y., Bravo, C., Barba, C., García, A. (2019). Structure and above ground biomass along an elevation small-scale gradient: case study in an Evergreen Andean Amazon forest, Ecuador. *Agrofor. Syst.* 1–11.
- Trivelli Jolly, M. Á., & Valdivia Ríos, V. (2009). Alcances sobre flora y vegetación de la Cordillera de Los Andes. Región de Arica y Parinacota y Región de Tarapacá.
- Trópicos (2019). Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://www.tropicos.org/Home.aspx>.
- Uriarte M, NG Swenson, RL Chazdon, LS Comita, WJ Kress, D Erickson, J Forero- Montan, JK Zimmerman, J Thompson. (2010). Trait similarity, shared ancestry and the structure of neighbourhood interactions in a subtropical wet forest: implications for community assembly. *Ecology Letters* 13:1503-1514.
- Valdés-Sáenz, M.A., García-Quintana, Y., Escarré -Esteve, A., Flores, J., Geada-Lopez, G., Arteaga-Crespo, Y. (2014). Estructura de un bosque natural perturbado de *Pinus tropicalis* Morelet en Galalón, Cuba. *Bot. Sci.* 92, 417–423.
- Valiente A, M Verdu. (2008). Temporal shifts from facilitation to competition occur between closely related taxa. *Journal of Ecology* 96: 489-494.
- Valladares, F. (2004). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Páginas 371-393. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 84-8014-552-8.
- Vargas, R., Reyes, B., Gómez, R. & Díaz, T. (2016). Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas convenio de asociación No. 22 entre

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) y Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN). Bogotá: Grupo de restauración ecológica (GREUNAL), Universidad Nacional. 136 p

- Vázquez-Yanes, C. Y Guevara, S. (2013). Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la selva húmeda. En Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México. Vol II. Ed Alhambra Mexicana. México. 421 p
- Venancio S. Y R. Ribeiro. (2002). Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 00:1-12
- Verdú, M., P. Villar.Salvador y P. García, Fayos. (2011). Gender effects on the post-facilitation performance of two dioecious *Juniperus* species. *Functional Ecology* (en prensa).ELSEVIER. PPEES-25199.
- Vilá, M., Vayreda, J., Comas, L., Ibáñez, J.J., Mata, T., Obón, B. (2017). Species richness and wood production: a positive association in Mediterranean forests. *Ecology Letters*, 10(3): 241-250.
- Villacis, H. G. S., Quintana, Y. G., López, G. G., Crespo, Y. A., Obregon, J. R., y Rubio, J. G. (2017). Efecto del grado de antropización en la estructura, en tres sitios fragmentados bosque siempreverde piemontano. *Revista Cubana de Ciencias Forestales: CFORES*, 5(2), 172-180.
- Westman, W.E. (1986). Resilience: concepts and measures. En *Resilience of Mediterranean-type ecosystem*. (B.Dell et al., Eds).Junk Publishers, Dordrecht. Volumen 2. pp 5-19
- Yepes, A., Herrera, J., Phillips, J., Cabrera, E., Galindo, G., Granados, E., y Cardona, M. (2015). Contribución de los bosques tropicales de montaña en el almacenamiento de carbono en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 63(1).
- Zavala, M. A. (2010). Dinámica y sucesión en bosques mediterráneos: modelos teóricos e implicaciones para la silvicultura. Páginas: 43- 63
- Zomer, R. J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A. Wang M. (2016). Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6, 1-12. DOI:10.1038/srep2998

## ANEXOS

**Anexo 1.-** Estructura y composición florística del área de estudio de los tres sitios de perturbación del bosque siempreverde piemontano en la zona alta de la microcuenca del río Puyo.

T	Sitio	Ind	N. Científico	Clasificador	Familia	DAP	ALTURA	
							Hc	Ht
T1	Muy perturbado	45	<i>Aegiphila cordata</i>	Poepp. ex Schauer	Lamiaceae	23,89	9	15
T1	Muy perturbado	5	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	11,46	5	12
T1	Muy perturbado	17	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	15,92	6	9
T1	Muy perturbado	19	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	16,24	3	6
T1	Muy perturbado	21	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	18,47	6	13
T1	Muy perturbado	28	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	41,08	6	17
T1	Muy perturbado	31	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	13,06	6	10
T1	Muy perturbado	35	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	10,83	4	9
T1	Muy perturbado	40	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	10,19	4	8
T1	Muy perturbado	50	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	22,29	3	12
T1	Muy perturbado	68	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	45,86	12	18
T2	Muy perturbado	13	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	27,39	9	17
T2	Muy perturbado	14	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	55,41	10	20
T2	Muy perturbado	37	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	12,10	4	11
T2	Muy perturbado	51	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	19,11	6	10
T2	Muy perturbado	63	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	13,38	5	11
T1	Muy perturbado	56	<i>Allophylus floribundus</i>	(Poepp.) Radlk.	Sapindaceae	13,38	4	8
T1	Muy perturbado	36	<i>Aniba hostmanniana</i>	(Nees) Mez	Lauraceae	13,06	6	13
T2	Muy perturbado	47	<i>Bactris setulosa</i>	H. Karst.	Arecaceae	15,29	8	9
T1	Muy perturbado	3	<i>Cecropia ficifolia</i>	Warb. ex Snethl.	Urticaceae	11,15	7	11
T1	Muy perturbado	14	<i>Cecropia ficifolia</i>	Warb. ex Snethl.	Urticaceae	15,29	6	12
T1	Muy perturbado	41	<i>Cecropia ficifolia</i>	Warb. ex Snethl.	Urticaceae	27,71	8	17
T2	Muy perturbado	48	<i>Cecropia ficifolia</i>	Warb. ex Snethl.	Urticaceae	14,01	6	12
T2	Muy perturbado	62	<i>Cecropia ficifolia</i>	Warb. ex Snethl.	Urticaceae	16,56	10	14

T1	Muy perturbado	26	<i>Cecropia membranacea</i>	Trécul	Urticaceae	37,07	14	18
T1	Muy perturbado	43	<i>Cecropia membranacea</i>	Trécul	Urticaceae	13,69	10	14
T1	Muy perturbado	57	<i>Chimarrhis glabriflora</i>	Ducke	Rubiaceae	40,13	14	20
T2	Muy perturbado	21	<i>Cyathea lasiosora</i>	(Mett. ex Kuhn) Domin	Cyatheaceae	11,15	6	7
T1	Muy perturbado	54	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	12,10	5	10
T1	Muy perturbado	67	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	50,00	16	22
T1	Muy perturbado	46	<i>Duguetia spixiana</i>	Mart.	Annonaceae	12,74	4	12
T1	Muy perturbado	58	<i>Duguetia spixiana</i>	Mart.	Annonacea	13,38	4	12
T1	Muy perturbado	69	<i>Duguetia spixiana</i>	Mart.	Annonaceae	14,97	8	13
T1	Muy perturbado	49	<i>Ficus paraensis</i>	(Miq.) Miq.	Moraceae	92,36	12	20
T2	Muy perturbado	12	<i>Guatteria guianensis</i>	(Aubl.) R.E. Fr.	Annonaceae	14,97	6	10
T2	Muy perturbado	16	<i>Guatteria guianensis</i>	(Aubl.) R.E. Fr.	Annonaceae	39,30	12	14
T1	Muy perturbado	1	<i>Inga ilta</i>	T.D. Penn.	Fabaceae	19,43	9	14
T1	Muy perturbado	10	<i>Inga ilta</i>	T.D. Penn.	Fabaceae	19,11	9	16
T1	Muy perturbado	9	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	31,38	14	19
T1	Muy perturbado	16	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	35,16	8	17
T1	Muy perturbado	59	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	13,06	3	9
T1	Muy perturbado	62	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	38,34	9	15
T2	Muy perturbado	5	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	21,97	9	18
T2	Muy perturbado	2	<i>Inga venusta</i>	Standl.	Fabaceae	35,16	10	17
T2	Muy perturbado	8	<i>Inga venusta</i>	Standl.	Fabaceae	45,86	10	20
T1	Muy perturbado	37	<i>Inga multinervis</i>	T.D. Penn.	Fabaceae	16,56	7	14
T1	Muy perturbado	32	<i>Laetia procera</i>	(Poepp.) Eichler	Salicaceae	11,46	7	11
T1	Muy perturbado	42	<i>Laetia procera</i>	(Poepp.) Eichler	Salicaceae	15,61	10	14
T1	Muy perturbado	47	<i>Laetia procera</i>	(Poepp.) Eichler	Salicaceae	12,10	9	13
T1	Muy perturbado	51	<i>Laetia procera</i>	(Poepp.) Eichler	Salicaceae	11,15	7	11
T1	Muy perturbado	72	<i>Laetia procera</i>	(Poepp.) Eichler	Salicaceae	15,92	8	12
T2	Muy perturbado	57	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	12,74	6	10

T2	Muy perturbado	60	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	15,92	5	9
T1	Muy perturbado	8	<i>Miconia dielsii</i>	Markgr.	Melastomataceae	10,19	6	9
T1	Muy perturbado	11	<i>Miconia dielsii</i>	Markgr.	Melastomataceae	10,19	7	11
T1	Muy perturbado	12	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	14,97	5	10
T1	Muy perturbado	13	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	10,51	5	8
T1	Muy perturbado	24	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	10,51	5	9
T1	Muy perturbado	53	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	11,15	6	11
T1	Muy perturbado	71	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	12,42	7	12
T2	Muy perturbado	9	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	17,83	8	13
T1	Muy perturbado	70	<i>Nectandra membranacea</i>	(Sw.) Griseb.	Lauraceae	19,43	10	15
T1	Muy perturbado	64	<i>Ocotea cernua</i>	(Nees) Mez	Lauraceae	35,03	10	16
T2	Muy perturbado	46	<i>Ocotea cernua</i>	(Nees) Mez	Lauraceae	12,74	9	12
T2	Muy perturbado	30	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	20,38	9	12
T2	Muy perturbado	31	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	37,58	16	20
T2	Muy perturbado	35	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	39,94	12	18
T2	Muy perturbado	44	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	28,66	12	17
T2	Muy perturbado	49	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	35,35	12	20
T2	Muy perturbado	50	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	24,52	11	18
T2	Muy perturbado	55	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	22,93	9	15
T2	Muy perturbado	61	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	22,61	9	16
T2	Muy perturbado	64	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	28,98	9	17
T1	Muy perturbado	4	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	32,17	10	18
T1	Muy perturbado	6	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	22,29	10	17
T1	Muy perturbado	15	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	32,80	6	18
T1	Muy perturbado	18	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	30,25	6	17
T1	Muy perturbado	23	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	63,69	8	20
T1	Muy perturbado	27	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	34,39	13	18
T1	Muy perturbado	29	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	35,35	14	18
T1	Muy perturbado	48	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	34,71	10	18

T1	Muy perturbado	61	<i>Pourouma tomentosa</i>	Mart. ex Miq.	Urticaceae	17,20	9	15
T1	Muy perturbado	39	<i>Pourouma tomentosa</i>	Mart. ex Miq.	Urticaceae	10,83	5	11
T2	Muy perturbado	22	<i>Prunus debilis</i>	Koehne	Rosaceae	21,02	8	12
T1	Muy perturbado	33	<i>Quararibea cordata</i>	(Bonpl.) Vischer	Malvaceae	28,66	4	12
T1	Muy perturbado	52	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Euphorbiaceae	21,34	8	15
T2	Muy perturbado	36	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Euphorbiaceae	16,24	7	13
T2	Muy perturbado	33	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	(Planch. & Triana) D'Arcy	Clusiaceae	13,38	5	10
T2	Muy perturbado	1	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	11	12
T2	Muy perturbado	3	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,29	12	13
T2	Muy perturbado	4	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,33	11	12
T2	Muy perturbado	6	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,92	10	11
T2	Muy perturbado	10	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,69	8	9
T2	Muy perturbado	15	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	15	16
T2	Muy perturbado	17	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,29	12	14
T2	Muy perturbado	19	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	14	16
T2	Muy perturbado	20	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,15	11	12
T2	Muy perturbado	28	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,06	11	12
T2	Muy perturbado	29	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,79	13	14
T2	Muy perturbado	32	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,69	10	11
T2	Muy perturbado	45	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,29	12	13
T1	Muy perturbado	7	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	10	11
T1	Muy perturbado	20	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,69	6	7
T1	Muy perturbado	22	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	11,46	4	5
T1	Muy perturbado	25	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	17,52	8	9
T1	Muy perturbado	30	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,92	11	12
T1	Muy perturbado	34	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	11	12
T1	Muy perturbado	60	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,88	8	9
T1	Muy perturbado	63	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,01	7	8
T1	Muy perturbado	65	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,61	11	12

T1	Muy perturbado	66	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	12,74	10	11
T1	Muy perturbado	73	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	7	8

T	Sitio	Ind	N. Científico	Clasificador	Familia	DAP	Altura	
							Hc	Ht
T3	POCO PERTURBADO	3	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,65	9	11
T3	POCO PERTURBADO	11	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	23,57	3	14
T3	POCO PERTURBADO	12	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	10,19	9	10
T3	POCO PERTURBADO	17	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	13,38	11	12
T3	POCO PERTURBADO	25	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Melastomataceae	14,97	8	11
T3	POCO PERTURBADO	29	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Lauraceae	29,94	9	18
T3	POCO PERTURBADO	36	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,65	11	12
T3	POCO PERTURBADO	37	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,97	9	10
T3	POCO PERTURBADO	40	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	21,34	6	13
T3	POCO PERTURBADO	43	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	34,71	6	15
T3	POCO PERTURBADO	44	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	13,06	5	6
T3	POCO PERTURBADO	49	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,65	10	12
T3	POCO PERTURBADO	54	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,01	9	10
T3	POCO PERTURBADO	55	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,33	9	10
T3	POCO PERTURBADO	61	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	24,84	4	14
T3	POCO PERTURBADO	68	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Lauraceae	23,25	10	15
T3	POCO PERTURBADO	69	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,01	9	10
T3	POCO PERTURBADO	70	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Melastomataceae	10,83	4	10
T3	POCO PERTURBADO	75	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	12,42	6	7
T3	POCO PERTURBADO	80	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Arecaceae	14,01	7	8
T3	POCO PERTURBADO	32	<i>Ficus trigona</i>	L. f.	Euphorbiaceae	15,61	5	10
T3	POCO PERTURBADO	1	<i>Inga multinervis</i>	T.D. Penn.	Lauraceae	17,52	10	14
T3	POCO PERTURBADO	56	<i>Inga nobilis</i>	Willd.	Arecaceae	14,33	13	14
T3	POCO PERTURBADO	53	<i>Inga multinervis</i>	T.D. Penn.	Euphorbiaceae	29,30	10	18
T3	POCO PERTURBADO	7	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Arecaceae	14,01	12	13

T3	POCO PERTURBADO	21	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Proteaceae	21,34	9	18
T3	POCO PERTURBADO	33	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Moraceae	24,20	8	10
T3	POCO PERTURBADO	41	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	15,61	6	13
T3	POCO PERTURBADO	42	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Arecaceae	15,29	11	12
T3	POCO PERTURBADO	66	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Arecaceae	11,78	5	6
T3	POCO PERTURBADO	74	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Euphorbiaceae	27,07	6	16
T3	POCO PERTURBADO	67	<i>Nectandra membranacea</i>	(Sw.) Griseb.	Euphorbiaceae	33,44	10	14
T3	POCO PERTURBADO	8	<i>Ocotea cernua</i>	(Nees) Mez	Arecaceae	17,20	7	8
T3	POCO PERTURBADO	19	<i>Ocotea cernua</i>	(Nees) Mez	Arecaceae	13,06	9	10
T3	POCO PERTURBADO	26	<i>Ocotea cernua</i>	(Nees) Mez	Euphorbiaceae	35,67	12	20
T3	POCO PERTURBADO	58	<i>Prunus debilis</i>	Koehne	Melastomataceae	15,29	6	12
T3	POCO PERTURBADO	64	<i>Rollinia chrysocarpa</i>	Maas & Westra	Melastomataceae	11,78	6	11
T3	POCO PERTURBADO	31	<i>Roupala montana</i>	Aubl.	Euphorbiaceae	39,49	8	18
T3	POCO PERTURBADO	45	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Euphorbiaceae	17,20	6	16
T3	POCO PERTURBADO	51	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Euphorbiaceae	27,07	12	15
T3	POCO PERTURBADO	77	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Arecaceae	16,24	7	8
T3	POCO PERTURBADO	2	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,33	8	10
T3	POCO PERTURBADO	4	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,06	12	13
T3	POCO PERTURBADO	6	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	32,17	8	17
T3	POCO PERTURBADO	9	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	12,10	7	12
T3	POCO PERTURBADO	10	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,97	9	10
T3	POCO PERTURBADO	13	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Fabaceae	25,80	13	17
T3	POCO PERTURBADO	14	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	32,17	12	17
T3	POCO PERTURBADO	15	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	37,26	11	18
T3	POCO PERTURBADO	16	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Fabaceae	19,11	11	16
T3	POCO PERTURBADO	20	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	13	14
T3	POCO PERTURBADO	22	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Rosaceae	26,11	10	17
T3	POCO PERTURBADO	23	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	9	11
T3	POCO PERTURBADO	28	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	41,40	12	20



T3	POCO PERTURBADO	30	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,06	7	8
T3	POCO PERTURBADO	34	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Annonaceae	22,29	8	13
T3	POCO PERTURBADO	35	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	10	11
T3	POCO PERTURBADO	38	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Melastomataceae	21,34	7	16
T3	POCO PERTURBADO	39	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Lauraceae	10,83	8	12
T3	POCO PERTURBADO	46	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	33,12	12	18
T3	POCO PERTURBADO	47	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	27,39	10	17
T3	POCO PERTURBADO	48	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	26,11	12	17
T3	POCO PERTURBADO	52	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Rutaceae	31,21	12	17
T3	POCO PERTURBADO	57	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Melastomataceae	22,93	5	11
T3	POCO PERTURBADO	59	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	31,21	5	16
T3	POCO PERTURBADO	63	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	35,67	7	20
T3	POCO PERTURBADO	65	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,61	10	12
T3	POCO PERTURBADO	78	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,38	10	11
T3	POCO PERTURBADO	79	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Euphorbiaceae	55,41	9	20
T3	POCO PERTURBADO	81	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,01	11	12
T3	POCO PERTURBADO	73	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	Engl.	Fabaceae	17,83	9	15

T	Sitio	Ind	N. Científico	Clasificador	Familia	DAP	Altura	
							Hc	Ht
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	26	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	35,99	2	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	30	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	28,03	10	18
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	31	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	12,74	9	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	48	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	18,79	3	6
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	55	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	17,52	8	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	57	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	41,08	11	17
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	63	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	33,12	11	17
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	64	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	31,53	6	16
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	7	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	24,20	10	14
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	38	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	66,88	9	25

T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	52	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	41,40	10	18
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	59	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	45,54	9	20
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	68	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	50,96	5	20
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	71	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.	Euphorbiaceae	10,51	4	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	45	<i>Bactris setulosa</i>	H. Karst.	Arecaceae	10,51	7	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	47	<i>Bactris setulosa</i>	H. Karst.	Arecaceae	13,38	6	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	12	<i>Calliandra trinervia</i>	Benth	Fabaceae	33,12	6	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	22	<i>Calliandra trinervia</i>	Benth	Fabaceae	19,11	6	13
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	13	<i>Casearia arborea</i>	(Rich.) Urb.	Salicaceae	26,43	6	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	69	<i>Cecropia marginalis</i>	Cuatrec.	Urticaceae	22,29	7	18
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	5	<i>Cordia panamensis</i>	L. Riley	Boraginaceae	21,66	4	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	6	<i>Cordia panamensis</i>	L. Riley	Boraginaceae	19,43	6	11
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	9	<i>Cordia panamensis</i>	L. Riley	Boraginaceae	24,20	9	13
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	15	<i>Cordia panamensis</i>	L. Riley	Boraginaceae	10,51	4	9
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	43	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	10,51	9	26
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	31	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	41,72	7	30
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	37	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	51,91	13	27
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	63	<i>Dacryodes olivifera</i>	Cuatrec.	Burseraceae	19,11	4	13
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	27	<i>Duguetia hadrantha</i>	(Diels) R.E. Fr.	Annonaceae	37,90	10	20
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	19	<i>Duguetia spixiana</i>	Mart.	Annonaceae	13,06	10	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	26	<i>Endlicheria sericea</i>	Nees	Lauraceae	12,10	6	9
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	32	<i>Eschweilera caudiculata</i>	R. Knuth	Lecythidaceae	10,00	2	6
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	61	<i>Guarea kunthiana</i>	A. Juss.	Meliaceae	16,24	11	16
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	50	<i>Guarea purusana</i>	C. DC.	Meliaceae	45,22	10	17
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	30	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Allemão	Phyllanthaceae	28,66	10	16
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	45	<i>Inga multinervis</i>	T.D. Penn.	Fabaceae	22,93	6	14
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	46	<i>Inga multinervis</i>	T.D. Penn.	Fabaceae	15,29	4	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	21	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	13,38	4	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	16	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	18,47	10	16

T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	23	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	20,06	5	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	29	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	18,15	7	11
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	36	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	28,03	7	18
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	48	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	54,14	8	22
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	70	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	21,97	9	17
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	72	<i>Inga velutina</i>	Willd.	Fabaceae	49,04	11	22
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	56	<i>Isertia laevis</i>	(Triana) B.M. Boom	Rubiaceae	13,69	5	7
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	46	<i>Lonchocarpus seorsus</i>	(J.F. Macbr.) M. Sousa ex D.A. Neill, Klitg. & G.P. Lewis	Fabaceae	12,10	10	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	15	<i>Matisia longiflora</i>	Gleason	Malvaceae	22,29	6	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	67	<i>Maytenus macrocarpa</i>	(Ruiz & Pav.) Briq.	Celastraceae	15,29	6	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	11	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	11,15	4	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	32	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	12,74	5	9
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	35	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	12,74	10	13
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	42	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	14,97	8	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	9	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	19,75	5	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	12	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	11,15	7	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	25	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	23,25	5	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	64	<i>Miconia splendens</i>	(Sw.) Griseb.	Melastomataceae	19,11	10	14
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	33	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	10,00	3	7
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	41	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	27,07	6	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	55	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	19,43	10	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	57	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	10,19	4	8
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	61	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	23,89	7	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	65	<i>Miconia rivalis</i>	Wurdack	Melastomataceae	22,93	6	13
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	11	<i>Nectandra cissiflora</i>	Nees	Lauraceae	10,51	9	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	18	<i>Oreopanax palamophyllus</i>	Harms	Araliaceae	11,15	6	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	27	<i>Piptocoma discolor</i>	(Kunth) Pruski	Asteraceae	42,36	14	17
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	1	<i>Pourouma tomentosa</i>	Mart. ex Miq.	Urticaceae	41,72	9	12

T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	20	<i>Pourouma tomentosa</i>	Mart. ex Miq.	Urticaceae	10,00	6	11
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	14	<i>Pouteria torta</i>	(Mart.) Radlk.	Sapotaceae	10,00	6	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	3	<i>Protium sagotianum</i>	Marchand	Burseraceae	24,20	7	13
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	17	<i>Psychotria cuspidulata</i>	(K. Krause) Standl.	Rubiaceae	10,19	1	6
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	28	<i>Quararibea cordata</i>	(Bonpl.) Vischer	Malvaceae	31,21	1	8
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	4	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Euphorbiaceae	22,93	6	13
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	24	<i>Sapium marmieri</i>	Huber	Euphorbiaceae	22,61	7	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	60	<i>Sapium marmieri</i>	Huber	Euphorbiaceae	16,56	9	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	44	<i>Siparuna poeppigii</i>	(Tul.) A. DC.	Siparunaceae	13,69	10	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	52	<i>Sloanea meianthera</i>	Donn. Sm.	Elaeocarpaceae	13,69	6	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	8	<i>Sorocea pubivena</i>	Hemsl.	Moraceae	19,11	9	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	36	<i>Sterculia colombiana</i>	Sprague	Malvaceae	15,29	5	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	37	<i>Sterculia colombiana</i>	Sprague	Malvaceae	18,15	7	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	62	<i>Sterculia colombiana</i>	Sprague	Malvaceae	14,65	10	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	18	<i>Stryphnodendron porcatum</i>	D.A. Neill & Occhioni f.	Fabaceae	37,26	10	14
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	34	<i>Tovomita weddelliana</i>	Planch. & Triana	Clusiaceae	15,29	6	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	20	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	(Planch. & Triana) D'Arcy	Clusiaceae	12,10	2	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	28	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.	Meliaceae	11,78	5	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	65	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.	Meliaceae	17,83	6	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	49	<i>Unonopsis veneficiorum</i>	(Mart.) R.E. Fr.	Annonaceae	20,38	7	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	2	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,97	6	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	4	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,88	2	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	7	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,61	8	9
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	8	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	12,10	2	6
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	10	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,29	13	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	13	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,61	8	9
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	14	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,29	6	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	16	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,92	9	15
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	17	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,61	10	16

T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	19	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	17,52	8	16
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	23	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	5	6
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	25	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	10	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	29	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	17,83	10	15
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	33	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	17,52	12	15
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	38	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,69	8	10
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	39	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,33	10	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	40	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,65	13	14
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	51	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,33	10	12
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	53	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,97	15	16
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	58	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	14,33	7	8
T4	MEDIANAMENTE PERTURBADO	59	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,69	8	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	10	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	9	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	24	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	19,11	8	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	39	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,47	8	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	40	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	19,43	6	8
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	42	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	12,10	6	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	43	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	16,56	8	11
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	44	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,15	6	7
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	49	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,38	6	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	51	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,79	5	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	53	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,79	6	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	54	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	19,11	8	13
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	58	<i>wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	15,92	11	14
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	60	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	19,11	6	10
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	62	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	13,38	8	12
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	66	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,15	12	15
T5	MEDIANAMENTE PERTURBADO	73	<i>Wettinia maynensis</i>	Spruce	Arecaceae	18,47	4	10

**Anexo 2.** Posición Sociológica de las especies en el área de estudio (inferior, medio, superior).

Familia	Especie	Inferior (5-10)									Psa	Psr
		Muy Perturbada			Poco perturbado			Medianamente perturbado				
		ni	vfi	ni*vfi	ni	vfi	ni*vfi	Ni	vfi	ni*vfi		
Annonaceae	<i>Duguetia hadrantha</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Araliaceae	<i>Oreopanax palamophyllus</i>			0			0			0	0,000	0,000
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>	1	0,030	0,03			0	2	0,05	0,093	0,123	0,689
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169
Annonaceae	<i>Rollinia chrysocarpa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Unonopsis veneficiorum</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	8	0,242	1,939	12	0,750	9	13	0,3	3,930	14,870	83,041
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169
Celastraceae	<i>Maytenus macrocarpa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	1	0,030	0,03			0	1	0,02	0,023	0,054	0,299
Cyatheaceae	<i>Cyathea lasiosora</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea meianthera</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	4	0,121	0,485	2	0,125	0,25	2	0,05	0,093	0,828	4,623
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i>			0			0	2	0,05	0,093	0,093	0,519
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i>			0			0			0	0,000	0,000

Fabaceae	<i>Lonchocarpus seorsus</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Fabaceae	<i>Stryphnodendron porcatum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga ilta</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga nobilis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	1	0,030	0,03			0	1	0,02	0,023	0,054	0,299
Fabaceae	<i>Inga venusta</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>			0			0			0	0,000	0,000
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Lamiaceae	<i>Aegiphila cordata</i>			0			0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Endlicheria sericea</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>			0	1	0,063	0,0625			0	0,063	0,349
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>			0			0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>			0			0	3	0,07	0,209	0,209	1,169
Moraceae	<i>Ficus trigona</i>			0			0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Quararibea cordata</i>	1	0,030	0,03			0	1	0,02	0,023	0,054	0,299
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>			0			0	2	0,05	0,093	0,093	0,519
Myrtaceae	<i>Calypttranthes bipennis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Matisia longiflora</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Melastomataceae	<i>Miconia dielsii</i>	2	0,061	0,121			0			0	0,121	0,677
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130
Meliaceae	<i>Guarea purusana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>			0			0	2	0,05	0,093	0,093	0,519
Miconia splendens	<i>Miconia splendens</i>	4	0,121	0,485	1	0,063	0,0625	2	0,05	0,093	0,640	3,576
Moraceae	<i>Ficus paraensis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Moraceae	<i>Sorocea pubivena</i>			0			0			0	0,000	0,000

Proteaceae	<i>Roupala montana</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Rubiaceae	<i>Isertia laevis</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130	
Rubiaceae	<i>Psychotria cuspidulata</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130	
Rosaceae	<i>Prunus debilis</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Rubiaceae	<i>Chimarrhis glabriflora</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Sapindaceae	<i>Allophylus floribundus</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130	
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i>			0			0	1	0,02	0,023	0,023	0,130	
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Cecropia marginalis</i>			0			0			0	0,000	0,000	
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i>	1	0,030	0,03			0			0	0,030	0,169	
		33				16				43		17,906	100,000



Familia	Especie	Medio (10,1-20)									Psa	Psr
		Muy Perturbada			Poco perturbado			Medianamente perturbado				
		ni	vfi	ni*vfi	ni	vfi	ni*vfi	ni	vfi	ni*vfi		
Annonaceae	<i>Duguetia hadrantha</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>	3	0,043	0,129			0	1	0,02	0,016	0,144	0,494
Araliaceae	<i>Oreopanax palamophyllus</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>	1	0,014	0,014			0			0	0,014	0,049
Annonaceae	<i>Rollinia chrysocarpa</i>			0	1	0,020	0,02			0	0,020	0,069
Annonaceae	<i>Unonopsis veneficiorum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	15	0,214	3,214	17	0,340	5,78	19	0,3	5,641	14,635	50,182
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	13	0,186	2,414			0	1	0,02	0,016	2,430	8,332
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>			0			0	2	0,03	0,063	0,063	0,214
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>			0			0	2	0,03	0,063	0,063	0,214
Celastraceae	<i>Maytenus macrocarpa</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis membranacea</i>			0			0			0	0,000	0,000
Cyatheaceae	<i>Cyathea lasiosora</i>			0			0			0	0,000	0,000
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea meianthera</i>			0			0			0	0,000	0,000
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	10	0,143	1,429	16	0,320	5,12	10	0,16	1,563	8,111	27,812
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	2	0,029	0,057	3	0,060	0,18	1	0,02	0,016	0,253	0,867
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Fabaceae	<i>Lonchocarpus seorsus</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Stryphnodendron porcatum</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054

Fabaceae	<i>Inga ilta</i>	2	0,029	0,057			0			0	0,057	0,196
Fabaceae	<i>Inga nobilis</i>			0	1	0,020	0,02			0	0,020	0,069
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	3	0,043	0,129			0	5	0,08	0,391	0,519	1,780
Fabaceae	<i>Inga venusta</i>	2	0,029	0,057			0			0	0,057	0,196
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>			0	1	0,020	0,02	1	0,02	0,016	0,036	0,122
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i>			0			0			0	0,000	0,000
Lamiaceae	<i>Aegiphila cordata</i>	1		0			0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i>	1	0,014	0,014			0			0	0,014	0,049
Lauraceae	<i>Endlicheria sericea</i>			0			0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	1	0,014	0,014			0			0	0,014	0,049
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	1	0,014	0,014	3	0,060	0,18			0	0,194	0,666
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Moraceae	<i>Ficus trigona</i>			0	1	0,020	0,02			0	0,020	0,069
Malvaceae	<i>Quararibea cordata</i>			0			0			0	0,000	0,000
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>			0			0	4	0,06	0,25	0,250	0,857
Myrtaceae	<i>Calyptanthes bipennis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Matisia longiflora</i>			0			0			0	0,000	0,000
Melastomataceae	<i>Miconia dielsii</i>			0			0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Guarea purusana</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>			0			0			0	0,000	0,000
Miconia splendens	<i>Miconia splendens</i>	4	0,057	0,229	6	0,120	0,72	6	0,09	0,563	1,511	5,181
Moraceae	<i>Ficus paraensis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Moraceae	<i>Sorocea pubivena</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>			0			0			0	0,000	0,000

Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Rubiaceae	<i>Isertia laevis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Rubiaceae	<i>Psychotria cuspidulata</i>			0			0			0	0,000	0,000
Rosaceae	<i>Prunus debilis</i>	1	0,014	0,014	1	0,020	0,02			0	0,034	0,118
Rubiaceae	<i>Chimarrhis glabriflora</i>			0			0			0	0,000	0,000
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Sapindaceae	<i>Allophylus floribundus</i>			0			0			0	0,000	0,000
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>			0			0			0	0,000	0,000
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	4	0,057	0,229			0			0	0,229	0,784
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i>			0			0			0	0,000	0,000
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i>	1	0,014	0,014			0			0	0,014	0,049
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	1	0,014	0,014			0	2	0,03	0,063	0,077	0,263
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	4	0,057	0,229			0			0	0,229	0,784
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i>			0			0			0	0,000	0,000
Urticaceae	<i>Cecropia marginalis</i>			0			0	1	0,02	0,016	0,016	0,054
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i>			0			0			0	0,000	0,000
		70			50			64			29,164	100,000

Familia	Especie	Superior (>20)									Psa	Psr
		Muy Perturbada			Poco perturbado			Medianamente perturbado				
		ni	vfi	ni*vfi	ni	vfi	ni*vfi	ni	vfi	ni*vfi		
Annonaceae	<i>Duguetia hadrantha</i>			0			0	1	0,06	0,059	0,059	0,957
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Araliaceae	<i>Oreopanax palamophyllus</i>			0			0			0	0,000	0,000
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Rollinia chrysocarpa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Annonaceae	<i>Unonopsis veneficiorum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	1	0,111	0,111			0	5	0,29	1,471	1,582	25,731
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	3	0,333	1			0			0	0,333	5,423
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>			0			0	1	0,06	0,059	0,059	0,957
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>			0			0	2	0,12	0,235	0,235	3,828
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	1	0,111	0,111			0	2	0,12	0,235	0,346	5,635
Celastraceae	<i>Maytenus macrocarpa</i>			0			0			0	0,000	0,000
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>			0			0			0	0,000	0,000
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis membranacea</i>			0			0			0	0,000	0,000
Cyatheaceae	<i>Cyathea lasiosora</i>			0			0			0	0,000	0,000
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea meianthera</i>			0			0			0	0,000	0,000
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,111	0,111	3	0,750	2,25	2	0,12	0,235	2,596	42,238
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>			0			0			0	0,000	0,000
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i>			0			0	1	0,06	0,059	0,059	0,957
Fabaceae	<i>Lonchocarpus seorsus</i>			0			0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Stryphnodendron porcatum</i>			0			0			0	0,000	0,000

Fabaceae	<i>Inga ilta</i>			0		0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga nobilis</i>			0		0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	1	0,111	0,111		0	2	0,12	0,235	0,346	5,635
Fabaceae	<i>Inga venusta</i>			0		0			0	0,000	0,000
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>			0		0	1	0,06	0,059	0,059	0,957
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lamiaceae	<i>Aegiphila cordata</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Endlicheria sericea</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>			0		0			0	0,000	0,000
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	1	0,111	0,111		0			0	0,111	1,808
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>			0		0			0	0,000	0,000
Moraceae	<i>Ficus trigona</i>			0		0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Quararibea cordata</i>			0		0			0	0,000	0,000
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>			0		0			0	0,000	0,000
Myrtaceae	<i>Calyptranthes bipennis</i>			0		0			0	0,000	0,000
Malvaceae	<i>Matisia longiflora</i>			0		0			0	0,000	0,000
Melastomataceae	<i>Miconia dielsii</i>			0		0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>			0		0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Guarea purusana</i>			0		0			0	0,000	0,000
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>			0		0			0	0,000	0,000
Miconia splendens	<i>Miconia splendens</i>			0		0			0	0,000	0,000
Moraceae	<i>Ficus paraensis</i>	1	0,111	0,111		0			0	0,111	1,808
Moraceae	<i>Sorocea pubivena</i>			0		0			0	0,000	0,000
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>			0	1	0,250	0,25		0	0,250	4,067
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i>			0		0			0	0,000	0,000

Rubiaceae	<i>Iserbia laevis</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Rubiaceae	<i>Psychotria cuspidulata</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Rosaceae	<i>Prunus debilis</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Rubiaceae	<i>Chimarrhis glabriflora</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Sapindaceae	<i>Allophylus floribundus</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Urticaceae	<i>Cecropia marginalis</i>			0		0		0	0,000	0,000	
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i>			0		0		0	0,000	0,000	
		9			4			17		6,147	100,000

**Leyenda:** *PSa*: posición sociológica absoluta, *PSr*: posición sociológica relativa, *ni*: número de árboles del estrato *i*, *vfi*: valor fitosociológico del estrato *i*

**Anexo 3.** Índice de valor de importancia ecológica de las especies por sitio de perturbación

**SITIO MUY PERTURBADO**

<b>Nº DE ÁRBOLES</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>ÁREA BASAL</b>	<b>AR</b>	<b>FR</b>	<b>DR</b>	<b>IVI</b>
1	<i>Ficus paraensis</i>	6792,92	0,885	2,703	28,470	32,058
24	<i>Wettinia maynensis</i>	18834,54	21,239	5,405	3,289	29,933
17	<i>Piptocoma discolor</i>	4803,85	15,044	5,405	1,184	21,634
15	<i>Alchornea glandulosa</i>	9527,99	13,274	5,405	2,662	21,342
8	<i>Miconia splendens</i>	4564,02	7,080	5,405	2,391	14,876
5	<i>Inga velutina</i>	2642,02	4,425	5,405	2,215	12,045
1	<i>Chimarrhis glabriflora</i>	1488,91	0,885	2,703	6,240	9,828
5	<i>Cecropia ficifolia</i>	1835,22	4,425	5,405	1,538	11,369
2	<i>Inga venusta</i>	1055,89	1,770	2,703	2,213	6,685
2	<i>Dacryodes olivifera</i>	228,04	1,770	2,703	0,478	4,950
2	<i>Sapium glandulosum</i>	1547,79	1,770	5,405	3,244	10,419
5	<i>Laetia procera</i>	2482,59	4,425	2,703	2,081	9,208
2	<i>Ocotea cernua</i>	355,52	1,770	2,703	0,745	5,218
1	<i>Quararibea cordata</i>	674,26	0,885	2,703	2,826	6,414
2	<i>Guatteria guianensis</i>	1055,89	1,770	2,703	2,213	6,685
2	<i>Cecropia membranacea</i>	6969,64	1,770	2,703	14,606	19,078
1	<i>Prunus debilis</i>	510,71	0,885	2,703	2,140	5,728
3	<i>Duguetia spixiana</i>	1006,63	2,655	2,703	1,406	6,764
2	<i>Inga ilta</i>	917,51	1,770	2,703	1,923	6,395
1	<i>Aegiphila cordata</i>	452,39	0,885	2,703	1,896	5,484
2	<i>Pourouma tomentosa</i>	4303,25	1,770	2,703	9,018	13,490
1	<i>Nectandra membranacea</i>	314,16	0,885	2,703	1,317	4,904
2	<i>Miconia dielsii</i>	408,60	1,770	2,703	0,856	5,329
1	<i>Allophylus floribundus</i>	277,59	0,885	2,703	1,163	4,751
1	<i>Inga multinervis</i>	226,98	0,885	2,703	0,951	4,539
1	<i>Bactris setulosa</i>	204,85	0,885	2,703	0,859	4,446
1	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	151,75	0,885	2,703	0,636	4,224
1	<i>Aniba hostmanniana</i>	143,14	0,885	2,703	0,600	4,188
1	<i>Cyathea lasiosora</i>	105,32	0,885	2,703	0,441	4,029
1	<i>Campomanesia lineatifolia</i>	95,03	0,885	2,703	0,398	3,986
113			100	100	100	300

**SITIO POCO PERTURBADO**

<b>N° DE ÁRBOLES</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>ÁREA BASAL</b>	<b>AR</b>	<b>FR</b>	<b>DR</b>	<b>IVI</b>
29	<i>Wettinia maynensis</i>	8368,74	40,845	7,692	4,524	53,061
21	<i>Alchornea glandulosa</i>	18288,70	29,577	7,692	13,653	50,922
1	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1075,21	1,408	7,692	16,856	25,956
7	<i>Miconia splendens</i>	1771,13	9,859	7,692	3,966	21,518
3	<i>Sapium glandulosum</i>	1457,66	4,225	7,692	7,617	19,535
3	<i>Ocotea cernua</i>	1298,22	4,225	7,692	6,784	18,702
1	<i>Prunus debilis</i>	646,93	1,408	7,692	10,142	19,242
1	<i>Inga multinervis</i>	555,72	1,408	7,692	8,712	17,812
1	<i>Ficus trigona</i>	471,44	1,408	7,692	7,390	16,491
1	<i>Rollinia chrysocarpa</i>	415,48	1,408	7,692	6,513	15,614
1	<i>Roupala montana</i>	415,48	1,408	7,692	6,513	15,614
1	<i>Inga nobilis</i>	372,57	1,408	7,692	5,841	14,941
1	<i>Nectandra membranacea</i>	95,03	1,408	7,692	1,490	10,591
71			100	100	100	300

**SITIO MEDIANAMENTE PERTURBADO**

<b>N° DE ÁRBOLES</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>ÁREA BASAL</b>	<b>AR</b>	<b>FR</b>	<b>DR</b>	<b>IVI</b>
37	<i>Wettinia maynensis</i>	15264,99	29,839	4,167	2,041	36,047
14	<i>Alchornea glandulosa</i>	14824,84	11,290	4,167	5,239	20,696
8	<i>Inga velutina</i>	6266,53	6,452	4,167	3,876	14,494
4	<i>Dacryodes olivifera</i>	1165,99	3,226	4,167	1,442	8,835
8	<i>Miconia splendens</i>	2915,81	6,452	4,167	1,803	12,422
1	<i>Guarea purusana</i>	1741,60	0,806	2,083	8,617	11,507
1	<i>Piptocoma discolor</i>	1631,70	0,806	2,083	8,073	10,963
2	<i>Calliandra trinervia</i>	942,69	1,613	4,167	2,332	8,112
1	<i>Duguetia hadrantha</i>	1230,39	0,806	2,083	6,088	8,978
6	<i>Miconia rivalis</i>	1727,97	4,839	2,083	1,425	8,347
1	<i>Stryphnodendron porcatum</i>	1137,10	0,806	2,083	5,626	8,516
3	<i>Inga multinervis</i>	2752,87	2,419	4,167	4,540	11,126
2	<i>Pourouma tomentosa</i>	528,74	1,613	2,083	1,308	5,004
1	<i>Quararibea cordata</i>	891,44	0,806	2,083	4,411	7,301
4	<i>Cordia panamensis</i>	840,41	3,226	2,083	1,040	6,349
1	<i>Matisia longiflora</i>	830,60	0,806	2,083	4,110	6,999
1	<i>Hieronyma alchorneooides</i>	710,16	0,806	2,083	3,514	6,404
1	<i>Casearia arborea</i>	684,42	0,806	2,083	3,386	6,276
3	<i>Sterculia colombiana</i>	1127,13	2,419	2,083	1,859	6,362
1	<i>Protium sagotianum</i>	598,72	0,806	2,083	2,962	5,852
2	<i>Sapium marmieri</i>	608,78	1,613	2,083	1,506	5,202
1	<i>Cecropia marginalis</i>	473,75	0,806	2,083	2,344	5,234
1	<i>Sapium glandulosum</i>	472,21	0,806	2,083	2,336	5,226



1	<i>Unonopsis veneficiorum</i>	448,25	0,806	2,083	2,218	5,108
2	<i>Trichilia pallida</i>	745,92	1,613	2,083	1,845	5,542
1	<i>Sorocea pubivena</i>	358,34	0,806	2,083	1,773	4,663
2	<i>Bactris setulosa</i>	726,44	1,613	2,083	1,797	5,493
1	<i>Guarea kunthiana</i>	301,10	0,806	2,083	1,490	4,380
1	<i>Maytenus macrocarpa</i>	228,32	0,806	2,083	1,130	4,019
1	<i>Sloanea meianthera</i>	217,73	0,806	2,083	1,077	3,967
1	<i>Duguetia spixiana</i>	215,64	0,806	2,083	1,067	3,957
1	<i>Iseritia laevis</i>	192,12	0,806	2,083	0,951	3,840
1	<i>Endlicheria sericea</i>	189,91	0,806	2,083	0,940	3,829
1	<i>Lonchocarpus seorsus</i>	187,96	0,806	2,083	0,930	3,820
1	<i>Oreopanax palamophyllus</i>	166,96	0,806	2,083	0,826	3,716
1	<i>Siparuna poeppigii</i>	154,38	0,806	2,083	0,764	3,654
1	<i>Psychotria cuspidulata</i>	147,20	0,806	2,083	0,728	3,618
1	<i>Pouteria torta</i>	142,08	0,806	2,083	0,703	3,593
1	<i>Eschweilera caudiculata</i>	133,76	0,806	2,083	0,662	3,552
1	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	130,50	0,806	2,083	0,646	3,535
1	<i>Nectandra cissiflora</i>	115,94	0,806	2,083	0,574	3,463
<b>124</b>			100	100	100	300

**Anexo 4.** Biomasa acumulada del año 2020 por sitios de perturbación.

**SITIO MUY PERTURBADO**

<b>Familia</b>	<b>Nombre científico</b>	<b>Densidad</b>	<b>DAP (cm)</b>	<b>TB (Mg)</b>	<b>TB (Mg/ha)</b>
Lamiaceae	<i>Aegiphila cordata</i>	0,614	24	0,4151	4,1507
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	11,5	0,0610	0,6098
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	17,2	0,1774	1,7736
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	19,78	0,2564	2,5645
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	20,1	0,2675	2,6751
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	14,6	0,1149	1,1491
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	11	0,0542	0,5419
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	10,5	0,0479	0,4789
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	23	0,3810	3,8103
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	23	0,3810	3,8103
Sapindaceae	<i>Allophylus floribundus</i>	0,63	18,8	0,2243	2,2431
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i>	0,614	13,5	0,0910	0,9098
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i>	0,576	11	0,0495	0,4954
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	0,63	11,9	0,0668	0,6678
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	0,358	15,2	0,0727	0,7266
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	0,358	28,5	0,3784	3,7840
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i>	0,358	27,6	0,3482	3,4821
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i>	0,358	14	0,0584	0,5842
Rubiaceae	<i>Chimarrhis glabriflora</i>	0,358	43,54	1,1159	11,1585
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,63	12,5	0,0761	0,7610
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,614	50,5	2,7697	27,6969
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>	0,614	13	0,0823	0,8230
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>	0,614	16,23	0,1482	1,4825
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>	0,614	15	0,1203	1,2032
Moraceae	<i>Ficus paraensis</i>	0,614	93	11,9120	119,1198
Fabaceae	<i>Inga ilta</i>	0,418	20,2	0,1798	1,7982
Fabaceae	<i>Inga ilta</i>	0,573	20,8	0,2662	2,6623
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	21	0,2730	2,7300
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	27,3	0,5418	5,4175
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	13,5	0,0849	0,8490
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	31,4	0,7778	7,7778
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>	0,573	17	0,1564	1,5640
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	0,573	12	0,0621	0,6210
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	0,63	16	0,1465	1,4647
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	0,63	12,5	0,0761	0,7610
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	0,63	12	0,0683	0,6828
Salicaceae	<i>Laetia procera</i>	0,63	16	0,1465	1,4647
Melastomataceae	<i>Miconia dielsii</i>	0,63	11,5	0,0610	0,6098

Melastomataceae	<i>Miconia dielsii</i>	0,632	13,15	0,0873	0,8734
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	15,8	0,1421	1,4212
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	16,45	0,1581	1,5813
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	12,25	0,0723	0,7235
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	14,34	0,1099	1,0991
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	13	0,0847	0,8472
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	0,632	20	0,2649	2,6486
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	0,525	35,2	0,9551	9,5510
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,544	35,24	0,9925	9,9254
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	32,7	0,9491	9,4912
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	36,5	1,2572	12,5716
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	33,56	1,0145	10,1445
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	65,33	5,3284	53,2836
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	34,8	1,1131	11,1314
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	38,78	1,4664	14,6636
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	35	1,1296	11,2956
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	0,63	18	0,2000	1,9999
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	0,614	12	0,0665	0,6654
Malvaceae	<i>Quararibea cordata</i>	0,614	29,3	0,6972	6,9717
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,614	21,5	0,3112	3,1118
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	15,7	0,1358	1,3577
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,441	14	0,0720	0,7197
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	13,4	0,0450	0,4504
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,7	0,0941	0,9414
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16,7	0,0807	0,8072
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	19,45	0,1207	1,2072
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17	0,0846	0,8461
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,5	0,0555	0,5552
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16	0,0721	0,7207
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	13	0,0416	0,4155
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15	0,0607	0,6075
				<b>39,7734</b>	<b>397,7344</b>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	30,3	0,7801	7,8009
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	60,2	4,3725	43,7255
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	12,8	0,0810	0,8104
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	20,4	0,2781	2,7814
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	15,58	0,1365	1,3651
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>	0,63	16,15	0,1501	1,5014
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	0,358	15,95	0,0825	0,8255
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	0,358	16,65	0,0925	0,9248
Cyatheaceae	<i>Cyathea lasiosora</i>	0,31	11,58	0,0306	0,3056
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>	0,614	15,6	0,1335	1,3349
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>	0,614	30,6	0,7798	7,7984

Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,63	23,12	0,3863	3,8625
Fabaceae	<i>Inga venusta</i>	0,586	26,7	0,5230	5,2297
Fabaceae	<i>Inga venusta</i>	0,586	47,6	2,2825	22,8247
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	14,9	0,1103	1,1031
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	17,9	0,1792	1,7924
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	18,5	0,1955	1,9554
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	0,573	13,1	0,0784	0,7839
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,632	22,34	0,3542	3,5418
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,632	37,98	1,3953	13,9526
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,632	31,05	0,8335	8,3347
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,632	29	0,6988	6,9877
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,544	35,8	1,0333	10,3328
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	26,25	0,5379	5,3794
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	25,3	0,4887	4,8872
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	23,1	0,3854	3,8538
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,63	29	0,6966	6,9655
Rosaceae	<i>Prunus debilis</i>	0,63	25,5	0,4988	4,9885
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,63	19,3	0,2404	2,4038
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	0,63	13,9	0,1009	1,0087
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	17,25	0,1787	1,7873
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	18,24	0,2071	2,0711
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	14,7	0,1170	1,1701
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	16,2	0,1475	1,4752
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,441	13,9	0,0706	0,7061
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	18,45	0,2080	2,0804
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	15,5	0,1347	1,3466
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18	0,0984	0,9841
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	19	0,1135	1,1350
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,03	0,0509	0,5088
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	19,58	0,1229	1,2286
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14	0,0506	0,5059
				<b>19,4361</b>	<b>194,3611</b>

### SITIO POCO PERTURBADO

Familia	Nombre científico	Densidad	DAP (cm)	TB (Mg)	TB (Mg/ha)
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	21,83	0,3323	3,3231
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	24,4	0,4447	4,4467
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	22,12	0,3440	3,4402
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	37	1,3015	13,0145
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	25,9	0,5195	5,1948
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	15,7	0,1393	1,3931

Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	29,5	0,7280	7,2802
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	29,2	0,7090	7,0904
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	35,65	1,1839	11,8388
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	38,88	1,4760	14,7596
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	41	1,6880	16,8801
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	17,3	0,1801	1,8010
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	34	1,0489	10,4886
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	32,5	0,9343	9,3429
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	38,87	1,4750	14,7500
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	41,5	1,7404	17,4040
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	35,65	1,1839	11,8388
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	29	0,6966	6,9655
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	28,32	0,6551	6,5507
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	33,25	0,9906	9,9061
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	58	3,9937	39,9374
Moraceae	<i>Ficus trigona</i>	0,388	24,5	0,2768	2,7680
Fabaceae	<i>Inga nobilis</i>	0,388	21,78	0,2034	2,0344
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>	0,614	26,6	0,5426	5,4265
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,614	15,5	0,1312	1,3124
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,63	11,03	0,0546	0,5458
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,418	16	0,0972	0,9718
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	15,5	0,1225	1,2248
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	14,33	0,0995	0,9947
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,63	22	0,3391	3,3914
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	23	0,3822	3,8224
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	0,632	11	0,0544	0,5436
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	0,632	31,3	0,8509	8,5085
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	0,632	23,5	0,4044	4,0436
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	0,632	18	0,2006	2,0063
Rosaceae	<i>Prunus debilis</i>	0,632	28,7	0,6802	6,8022
Annonaceae	<i>Rollinia chrysocarpa</i>	0,632	23	0,3822	3,8224
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	0,525	23	0,3175	3,1752
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,525	28,3	0,5449	5,4489
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,544	12,2	0,0616	0,6160
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,544	36,15	1,0592	10,5923
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,544	15	0,1066	1,0660
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	13,12	0,0843	0,8434
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	13,5	0,0910	0,9098
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	15,2	0,1279	1,2786
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,441	15	0,0864	0,8642
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,441	13,8	0,0693	0,6927
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,441	14,8	0,0834	0,8339
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	16,09	0,1449	1,4489

Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,43	0,0548	0,5482
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,56	0,0922	0,9218
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	13,5	0,0459	0,4593
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,4	0,0651	0,6513
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,52	0,0557	0,5573
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,05	0,0511	0,5107
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,5	0,0663	0,6626
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	12	0,0336	0,3360
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	19,78	0,1262	1,2619
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	13,7	0,0478	0,4776
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,1	0,0999	0,9986
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14,8	0,0586	0,5862
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14	0,0506	0,5059
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,03	0,0611	0,6107
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17	0,0846	0,8461
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17	0,0846	0,8461
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	14	0,0506	0,5059
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15	0,0607	0,6075
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16,5	0,0782	0,7819
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,35	0,0646	0,6458
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16	0,0721	0,7207
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	0,31	37	0,6404	6,4040
				<b>31,4081</b>	<b>314,0812</b>

### SITIO MEDIANAMENTE PERTURBADO

Familia	Nombre científico	Densidad	DAP (cm)	TB (Mg)	TB (Mg/ha)
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	36,37	1,2458	12,4578
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	29,34	0,7179	7,1786
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	12,89	0,0826	0,8256
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	19,01	0,2310	2,3098
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	21,15	0,3058	3,0583
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	43,25	1,9310	19,3098
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	34,69	1,1042	11,0417
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	35,48	1,1695	11,6953
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>	0,63	12,25	0,0721	0,7212
Arecaceae	<i>Bactris setulosa</i>	0,63	14,45	0,1118	1,1181
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i>	0,614	36,29	1,2074	12,0735
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	0,529	22,55	0,3038	3,0381
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	0,529	19,64	0,2113	2,1134
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	0,529	28,54	0,5612	5,6118
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	0,529	12,56	0,0647	0,6471

Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,63	11,25	0,0575	0,5752
Annonaceae	<i>Duguetia hadrantha</i>	0,614	39,58	1,5050	15,0496
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	0,614	19,58	0,2433	2,4333
Meliaceae	<i>Guarea purusana</i>	0,614	47,09	2,3282	23,2822
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>	0,765	20,14	0,3265	3,2654
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,492	14,61	0,0899	0,8990
Fabaceae	<i>Lonchocarpus seorsus</i>	0,629	15,47	0,1338	1,3376
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,573	12,84	0,0743	0,7432
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,636	14,25	0,1088	1,0878
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,772	16,45	0,1932	1,9316
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	15,14	0,1269	1,2693
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>	0,632	27,61	0,6153	6,1530
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i>	0,632	23,57	0,4075	4,0752
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i>	0,632	19,63	0,2522	2,5216
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i>	0,64	14,02	0,1048	1,0484
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea meianthera</i>	0,554	16,65	0,1431	1,4312
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>	0,614	20,48	0,2739	2,7388
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>	0,614	23,15	0,3777	3,7772
Malvaceae	<i>Sterculia colombiana</i>	0,614	16,18	0,1470	1,4704
Fabaceae	<i>Stryphnodendron porcatum</i>	0,436	38,05	0,9671	9,6706
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	0,798	12,89	0,1046	1,0458
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	0,614	11,98	0,0662	0,6625
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	0,614	21,41	0,3078	3,0778
Annonaceae	<i>Unonopsis veneficiorum</i>	0,614	23,89	0,4101	4,1011
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	16,14	0,1499	1,4989
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	18,14	0,1989	1,9894
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	16,55	0,1561	1,5611
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,614	12,59	0,0756	0,7559
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,63	16,25	0,1526	1,5261
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,89	0,0708	0,7077
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,14	0,0865	0,8647
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16,28	0,0755	0,7546
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16,39	0,0768	0,7682
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,45	0,1050	1,0504
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,41	0,0652	0,6525
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,25	0,0635	0,6347
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,28	0,1025	1,0250
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,58	0,1070	1,0700
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,15	0,1006	1,0059
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	16,65	0,0801	0,8008
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,45	0,0907	0,9066
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,07	0,0615	0,6150
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,23	0,1018	1,0176

Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,02	0,0610	0,6096
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,15	0,0866	0,8660
				<b>20,7529</b>	<b>207,5290</b>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	27,15	0,5872	5,8718
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	69,08	6,0913	60,9129
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	44,68	2,0951	20,9510
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	47,48	2,4385	24,3848
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	51,45	2,9759	29,7589
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	0,63	12,25	0,0721	0,7212
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i>	0,685	21,58	0,3506	3,5057
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>	0,358	29,52	0,4144	4,1443
Urticaceae	<i>Cecropia marginalis</i>	0,614	24,56	0,4408	4,4083
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,614	43,78	1,9404	19,4036
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,614	54,36	3,3213	33,2128
Burseraceae	<i>Dacryodes olivifera</i>	0,494	21,69	0,2562	2,5621
Annonaceae	<i>Duguetia spixiana</i>	0,59	16,57	0,1505	1,5049
Lauraceae	<i>Endlicheria sericea</i>	0,573	15,55	0,1235	1,2352
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i>	0,573	13,05	0,0776	0,7759
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,573	30,07	0,6957	6,9570
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>	0,573	23,06	0,3489	3,4893
Fabaceae	<i>Inga multinervis</i>	0,573	17,05	0,1576	1,5762
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	21,56	0,2925	2,9254
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	21,45	0,2886	2,8864
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	21,02	0,2737	2,7369
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,573	30,09	0,6969	6,9689
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,63	56,98	3,8244	38,2442
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,63	23,58	0,4067	4,0668
Fabaceae	<i>Inga velutina</i>	0,63	51,25	2,9474	29,4739
Rubiaceae	<i>Isertia laevis</i>	0,632	15,64	0,1383	1,3834
Malvaceae	<i>Matisia longiflora</i>	0,632	32,52	0,9387	9,3874
Celastraceae	<i>Maytenus macrocarpa</i>	0,632	17,05	0,1738	1,7385
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	21,55	0,3223	3,2227
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	14,45	0,1122	1,1216
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	26,35	0,5450	5,4501
Melastomataceae	<i>Miconia splendens</i>	0,632	21,74	0,3298	3,2977
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,632	15,02	0,1243	1,2428
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,632	28,58	0,6729	6,7288
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,525	20,69	0,2405	2,4055
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,63	12,41	0,0746	0,7465
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,63	25,69	0,5086	5,0859
Melastomataceae	<i>Miconia rivalis</i>	0,63	25,05	0,4762	4,7623
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>	0,614	12,15	0,0688	0,6877
Araliaceae	<i>Oreopanax palamophyllus</i>	0,614	14,58	0,1116	1,1159



Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i>	0,614	45,58	2,1463	21,4635
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	0,614	45,15	2,0961	20,9607
Urticaceae	<i>Pourouma tomentosa</i>	0,441	13,54	0,0659	0,6586
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>	0,614	13,45	0,0901	0,9009
Rubiaceae	<i>Psychotria cuspidulata</i>	0,713	13,69	0,1096	1,0964
Malvaceae	<i>Quararibea cordata</i>	0,31	33,69	0,5041	5,0414
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	0,31	24,52	0,2216	2,2162
Moraceae	<i>Sorocea pubivena</i>	0,31	21,36	0,1544	1,5444
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	18,69	0,1087	1,0868
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	20,64	0,1411	1,4114
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	21,05	0,1486	1,4862
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	19,45	0,1207	1,2072
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	13,55	0,0464	0,4639
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	17,68	0,0939	0,9386
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	21,55	0,1581	1,5807
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,96	0,0716	0,7160
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	21,05	0,1486	1,4862
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	21,69	0,1608	1,6078
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	20,55	0,1395	1,3953
Arecaceae	<i>wettinia maynensis</i>	0,31	18,69	0,1087	1,0868
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	20,45	0,1377	1,3775
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	15,85	0,0703	0,7030
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	20,65	0,1413	1,4132
Arecaceae	<i>Wettinia maynensis</i>	0,31	20,74	0,1429	1,4294
				<b>43,4327</b>	<b>434,3272</b>

**Anexo 5.** El índice de valor de importancia de biomasa (BIV) por cada especie botánica

#### SITIO MUY PERTURBADO

ESPECIE	AR	BA	AGB	BIV
<i>Piptocoma discolor</i>	15,044	4,799	39,238	19,694
<i>Alchornea glandulosa</i>	13,274	3,438	14,738	10,483
<i>Ficus paraensis</i>	0,885	13,271	15,918	10,025
<i>Wettinia maynensis</i>	21,239	2,302	4,712	9,418
<i>Inga velutina</i>	4,425	3,320	4,116	3,953
<i>Miconia splendens</i>	7,080	2,196	2,099	3,792
<i>Chimarrhis glabriflora</i>	0,885	6,213	2,225	3,108
<i>Cecropia ficifolia</i>	4,425	2,517	1,278	2,740
<i>Inga venusta</i>	1,770	5,301	0,560	2,544
<i>Laetia procera</i>	4,425	1,955	0,996	2,459
<i>Ocotea cernua</i>	1,770	3,446	2,061	2,426
<i>Guatteria guianensis</i>	1,770	3,296	1,822	2,296
<i>Dacryodes olivifera</i>	1,770	4,495	0,568	2,277

<i>Quararibea cordata</i>	0,885	4,181	1,390	2,152
<i>Sapium glandulosum</i>	1,770	2,911	1,100	1,927
<i>Inga ilta</i>	1,770	2,925	0,890	1,862
<i>Cecropia membranacea</i>	1,770	2,968	0,811	1,850
<i>Prunus debilis</i>	0,885	3,639	0,995	1,840
<i>Duguetia spixiana</i>	2,655	2,104	0,700	1,819
<i>Aegiphila cordata</i>	0,885	3,425	0,828	1,712
<i>Pourouma tomentosa</i>	1,770	2,140	0,532	1,481
<i>Nectandra membranacea</i>	0,885	2,854	0,528	1,422
<i>Allophylus floribundus</i>	0,885	2,683	0,447	1,338
<i>Miconia dielsii</i>	1,770	1,759	0,296	1,275
<i>Inga multinervis</i>	0,885	2,426	0,312	1,208
<i>Bactris setulosa</i>	0,885	2,305	0,299	1,163
<i>Tovomitopsis membranacea</i>	0,885	1,983	0,201	1,023
<i>Aniba hostmanniana</i>	0,885	1,926	0,181	0,998
<i>Cyathea lasiosora</i>	0,885	1,652	0,061	0,866
<i>Campomanesia lineatifolia</i>	0,885	1,570	0,099	0,851

#### SITIO POCO PERTURBADO

<b>ESPECIE</b>	<b>AR</b>	<b>BA</b>	<b>AGB</b>	<b>BIV</b>
<i>Alchornea glandulosa</i>	29,577	10,312	67,912	35,934
<i>Wettinia maynensis</i>	40,845	4,904	8,856	18,202
<i>Miconia splendens</i>	9,859	5,422	3,826	6,369
<i>Sapium glandulosum</i>	4,225	8,263	5,197	5,895
<i>Ocotea cernua</i>	4,225	7,848	4,543	5,539
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1,408	11,966	1,998	5,124
<i>Prunus debilis</i>	1,408	9,282	2,122	4,271
<i>Inga multinervis</i>	1,408	8,603	1,693	3,901
<i>Ficus trigona</i>	1,408	7,923	0,864	3,399
<i>Rollinia chrysocarpa</i>	1,408	7,438	1,193	3,346
<i>Roupala montana</i>	1,408	7,438	0,991	3,279
<i>Inga nobilis</i>	1,408	7,044	0,635	3,029
<i>Nectandra membranacea</i>	1,408	3,557	0,170	1,712

**SITIO MEDIANAMENTE PERTURBADO**

<b>ESPECIE</b>	<b>AR</b>	<b>BA</b>	<b>AGB</b>	<b>BIV</b>
<i>Alchornea glandulosa</i>	11,290	3,628	32,792	15,903
<i>Wettinia maynensis</i>	29,839	1,863	6,243	12,648
<i>Inga velutina</i>	6,452	3,154	13,742	7,782
<i>Dacryodes olivifera</i>	3,226	3,437	8,686	5,116
<i>Miconia splendens</i>	6,452	1,872	2,824	3,716
<i>Miconia rivalis</i>	4,839	2,228	3,267	3,445
<i>Guarea purusana</i>	0,806	4,939	3,627	3,124
<i>Piptocoma discolor</i>	0,806	4,781	3,344	2,977
<i>Pourouma tomentosa</i>	1,613	3,078	3,368	2,686
<i>Duguetia hadrantha</i>	0,806	4,151	2,345	2,434
<i>Cordia panamensis</i>	3,226	2,184	1,778	2,396
<i>Calliandra trinervia</i>	1,613	3,035	2,427	2,358
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	0,806	3,991	1,507	2,101
<i>Inga multinervis</i>	2,419	2,106	1,298	1,941
<i>Sterculia colombiana</i>	2,419	2,091	1,244	1,918
<i>Matisia longiflora</i>	0,806	3,411	1,463	1,893
<i>Quararibea cordata</i>	0,806	3,534	0,785	1,708
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,806	3,154	1,084	1,681
<i>Sapium marmieri</i>	1,613	2,266	1,028	1,635
<i>Protium sagotianum</i>	0,806	2,896	0,959	1,554
<i>Casearia arborea</i>	0,806	3,096	0,646	1,516
<i>Cecropia marginalis</i>	0,806	2,576	0,687	1,356
<i>Unonopsis veneficiorum</i>	0,806	2,506	0,639	1,317
<i>Trichilia pallida</i>	1,613	1,751	0,583	1,316
<i>Sapium glandulosum</i>	0,806	2,572	0,345	1,241
<i>Bactris setulosa</i>	1,613	1,400	0,287	1,100
<i>Sorocea pubivena</i>	0,806	2,240	0,241	1,096
<i>Guarea kunthiana</i>	0,806	2,054	0,379	1,080
<i>Maytenus macrocarpa</i>	0,806	1,788	0,271	0,955
<i>Duguetia spixiana</i>	0,806	1,738	0,234	0,926
<i>Sloanea meianthera</i>	0,806	1,746	0,223	0,925
<i>Isertia laevis</i>	0,806	1,640	0,216	0,887
<i>Lonchocarpus seorsus</i>	0,806	1,623	0,208	0,879
<i>Endlicheria sericea</i>	0,806	1,631	0,192	0,877
<i>Oreopanax palamophyllus</i>	0,806	1,529	0,174	0,837
<i>Siparuna poeppigii</i>	0,806	1,470	0,163	0,813
<i>Psychotria cuspidulata</i>	0,806	1,436	0,171	0,804
<i>Pouteria torta</i>	0,806	1,411	0,140	0,786
<i>Tovomitopsis membranacea</i>	0,806	1,352	0,163	0,774
<i>Eschweilera caudiculata</i>	0,806	1,369	0,121	0,765

<i>Nectandra cissiflora</i>	0,806	1,274	0,107	0,729
-----------------------------	-------	-------	-------	-------

**Anexo 6.** Mecanismos de facilitación y competencia de las especies arbóreas más abundantes en cada tipo de perturbación

<b>SITIO MUY PERTURBADO</b>		
<b>Especie en áreas cerradas</b>	<b>Especie en áreas abiertas</b>	<b>Índice interacción (<math>\delta r</math>)</b>
Quararibea cordata	Piptocoma discolor	9,952038369
	Miconia dielsii	-2,997601918
	Inga ilta	-2,757793765
	Miconia splendens	-2,398081535
	Cecropia fisifolia	-2,278177458
	Cecropia membranacea	-0,839328537
Wettinia maynensis	Piptocoma discolor	-2,127324299
	Miconia dielsii	-3,829183738
	Inga ilta	-3,797667822
	Miconia splendens	-3,750393949
	Cecropia fisifolia	-3,734635991
	Cecropia membranacea	-3,545540498
Alchornea glandulosa	Piptocoma discolor	1,2
	Miconia dielsii	-3,6
	Inga ilta	-3,511111111
	Miconia splendens	-3,377777778
	Cecropia fisifolia	-3,333333333
	Cecropia membranacea	-2,8
Aniba hostmanniana	Piptocoma discolor	8,791208791
	Miconia dielsii	-3,076923077
	Inga ilta	-2,857142857
	Miconia splendens	-2,527472527
	Cecropia fisifolia	-2,417582418
	Cecropia membranacea	-1,098901099
Pourouma tomentosa	Piptocoma discolor	3,566796368
	Miconia dielsii	-3,437094682
	Inga ilta	-3,307392996
	Miconia splendens	-3,112840467
	Cecropia fisifolia	-3,047989624
	Cecropia membranacea	-2,269779507
Inga velutina	Piptocoma discolor	2,892561983
	Miconia dielsii	-3,482880756
	Inga ilta	-3,364817001
	Miconia splendens	-3,18772137
	Cecropia fisifolia	-3,128689492
	Cecropia membranacea	-2,420306966
	Piptocoma discolor	2,892561983

Dacryodes olivifera	Miconia dielsii	-3,482880756
	Inga ilta	-3,364817001
	Miconia splendens	-3,18772137
	Cecropia fisifolia	-3,128689492
	Cecropia membranacea	-2,420306966

SITIO POCO PERTURBADO		
Especie en áreas cerradas	Especie en áreas abiertas	Índice de interacción $\delta r$
<i>Wettinia maynensis</i>	<i>Miconia splendens</i>	-8,304152
	<i>Inga multinervis</i>	-9,354677
<i>Ocotea cernua</i>	<i>Miconia splendens</i>	11,876485
	<i>Inga multinervis</i>	1,9002375
<i>Alchornea glandulosa</i>	<i>Miconia splendens</i>	-7,288317
	<i>Inga multinervis</i>	-8,788853
<i>Roupala montana</i>	<i>Miconia splendens</i>	22,068966
	<i>Inga multinervis</i>	7,5862069
<i>Sapium glandulosum</i>	<i>Miconia splendens</i>	9,2243187
	<i>Inga multinervis</i>	0,4192872
<i>Nectandra membranacea</i>	<i>Miconia splendens</i>	4,4657097
	<i>Inga multinervis</i>	-2,232855

SITIO MEDIANAMENTE PERTURBADO		
Especie en áreas cerradas	Especie en áreas abiertas	Índice de interacción ( $\delta r$ )
<i>Wettinia maynensis</i>	<i>Inga velutina</i>	-2,629332423
	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	-4,473279836
	<i>Sapium marmieri</i>	-4,404985487
	<i>Inga multinervis</i>	-3,243981561
	<i>Miconia splendens</i>	-2,970804166
	<i>Sorocea pubivena</i>	-4,678162882
	<i>Nectandra cissiflora</i>	-4,626942121
	<i>Sapium glandulosum</i>	-4,746457231
	<i>Ecdlicheria sericea</i>	-4,370838313
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	-4,302543964
	<i>Sterculia colombiana</i>	<i>Inga velutina</i>
<i>Tovomitopsis membranacea</i>		-3,496042216
<i>Sapium marmieri</i>		-3,232189974
<i>Inga multinervis</i>		1,253298153
<i>Miconia splendens</i>		2,308707124

	<i>Sorocea pubivena</i>	-4,287598945
	<i>Nectandra cissiflora</i>	-4,089709763
	<i>Sapium glandulosum</i>	-4,551451187
	<i>Ecdlicheria sericea</i>	-3,100263852
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	-2,836411609
<i>Caliandra trinervia</i>	<i>Inga velutina</i>	23,19474836
	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	-0,437636761
	<i>Sapium marmieri</i>	0,437636761
	<i>Inga multinervis</i>	15,31728665
	<i>Miconia splendens</i>	18,81838074
	<i>Sorocea pubivena</i>	-3,06345733
	<i>Nectandra cissiflora</i>	-2,407002188
	<i>Sapium glandulosum</i>	-3,938730853
	<i>Ecdlicheria sericea</i>	0,875273523
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1,750547046
	<i>Alchornea glandulosa</i>	<i>Inga velutina</i>
<i>Tovomitopsis membranacea</i>		9,027777778
<i>Sapium marmieri</i>		11,80555556
<i>Inga multinervis</i>		59,02777778
<i>Miconia splendens</i>		70,13888889
<i>Sorocea pubivena</i>		0,694444444
<i>Nectandra cissiflora</i>		2,777777778
<i>Sapium glandulosum</i>		-2,083333333
<i>Ecdlicheria sericea</i>		13,19444444
<i>Hieronyma alchorneoides</i>		15,97222222
<i>Bactris setulosa</i>		<i>Inga velutina</i>
	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	-2,676659529
	<i>Sapium marmieri</i>	-2,248394004
	<i>Inga multinervis</i>	5,032119914
	<i>Miconia splendens</i>	6,745182013
	<i>Sorocea pubivena</i>	-3,961456103
	<i>Nectandra cissiflora</i>	-3,640256959
	<i>Sapium glandulosum</i>	-4,389721627
	<i>Ecdlicheria sericea</i>	-2,034261242
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	-1,605995717
	<i>Protium sagotianum</i>	<i>Inga velutina</i>
<i>Tovomitopsis membranacea</i>		27,41935484
<i>Sapium marmieri</i>		33,87096774
<i>Inga multinervis</i>		143,5483871
<i>Miconia splendens</i>		169,3548387
<i>Sorocea pubivena</i>		8,064516129
<i>Nectandra cissiflora</i>		12,90322581
<i>Sapium glandulosum</i>		1,612903226

	<i>Ecdlicheria sericea</i>	37,09677419
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	43,5483871
<i>Dacryodes olivifera</i>	<i>Inga velutina</i>	2,889825406
	<i>Tovomitopsis membranacea</i>	-3,612281758
	<i>Sapium marmieri</i>	-3,371462974
	<i>Inga multinervis</i>	0,722456352
	<i>Miconia splendens</i>	1,685731487
	<i>Sorocea pubivena</i>	-4,33473811
	<i>Nectandra cissiflora</i>	-4,154124022
	<i>Sapium glandulosum</i>	-4,575556893
	<i>Ecdlicheria sericea</i>	-3,251053582
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	-3,010234798