



**UNAP**



**FACULTAD DE AGRONOMÍA  
DOCTORADO EN AMBIENTE Y DESARROLLO  
SOSTENIBLE**

**DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA Y EL SECUESTRO DE  
CARBONO DE UN BOSQUE APROVECHADO  
DEL CIEFOR – PUERTO ALMENDRA.  
LORETO – PERÚ, 2016.**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR EN  
AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

**AUTOR: MSc. RILDO ROJAS TUANAMA**

**ASESOR: DR. RODIL TELLO ESPINOZA**

**IQUITOS – PERU**

**2018**



**UNAP**

Escuela de Postgrado "JOSÉ TORRES VÁSQUEZ"  
Oficina de Asuntos Académicos



**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS**  
**016-2018-OAA-EPG-UNAP**

Con **Resolución Directoral N° 0391-2018-EPG-UNAP**, se autoriza la sustentación de la tesis: "DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA Y EL SECUESTRO DE CARBONO DE UN BOSQUE APROVECHADO DEL CIEFOR-PUERTO ALMENDRA. LORETO – PERÚ, 2016" designando como jurados a los siguientes profesionales:

Dr. Jorge Luis Rodríguez Gómez	Presidente
Dr. Rafael Chávez Vásquez	Miembro
Dr. Ángel Eduardo Maury Laura	Miembro

A los Trece días del mes de Abril de 2018, a horas 11:00 a.m., en el Auditorio de la Escuela de Postgrado de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, se constituyó el Jurado Evaluador y dictaminador, para presenciar y evaluar la sustentación de la tesis: "DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA Y EL SECUESTRO DE CARBONO DE UN BOSQUE APROVECHADO DEL CIEFOR-PUERTO ALMENDRA. LORETO – PERÚ, 2016" presentado por el egresado: **Rildo Rojas Tuanama**, como requisito para optar el Grado Académico de **Doctor en Ambiente y Desarrollo Sostenible**, que otorga la UNAP de acuerdo a la Ley Universitaria N° 30220 y el Estatuto de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Después de haber escuchado la sustentación y luego de formuladas las preguntas, éstas fueron:

.....  
*Contutaden Satisfactoriamente*  
.....

El Jurado, después de la deliberación correspondiente en privado, llegó a las siguientes conclusiones, la sustentación es:

1. Aprobado como: a) Excelente ( ) b) Muy bueno ( ) c) Bueno
2. Desaprobado: ( )

Observaciones *Lo que se indica en la Resolución*  
.....  
.....

A Continuación, el Presidente del Jurado, da por concluida la sustentación, siendo las *12:30* p.m. del Trece de Abril del 2018; con lo cual, se le declara al sustentante *Apr* para recibir el Grado Académico de **Doctor en Ambiente y Desarrollo Sostenible**.

Dr. Rafael Chávez Vásquez  
**Miembro**

Dr. Jorge Luis Rodríguez Gómez  
**Presidente**

Dr. Ángel Eduardo Maury Laura  
**Miembro**

TESIS APROBADA EN SUSTENTACIÓN PÚBLICA EL VIERNES 13 DE ABRIL DEL 2018, EN EL AUDITORIO DE LA ESCUELA DE POSTGRADO DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA AMAZONIA PERUANA, EN LA CIUDAD DE IQUITOS – PERÚ.



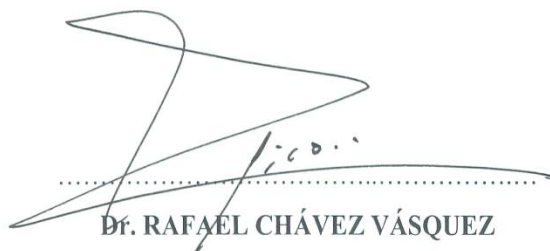
.....  
**Dr. JORGE LUIS RODRIGUEZ GÓMEZ**

Presidente



.....  
**Dr. ANGEL EDUARDO MAURY LAURA**

Miembro



.....  
**Dr. RAFAEL CHÁVEZ VÁSQUEZ**

Miembro



.....  
**Dr. RODIL TELLO ESPINOZA**

Asesor

## DEDICATORIA

A mis padres Javier e Ines, mi esposa Denisse Elda Morillas Silva, por el amor, la tolerancia, la comprensión y apoyo incondicional para culminar la tesis.

A Rildo Rojas Morillas, mi todo, mi razón para seguir bregando por el sendero de la superación personal y profesional y a Andri Sebastian, quien no está físicamente conmigo, pero su recuerdo y cariño me inspira a seguir adelante.

## **AGRADECIMIENTO**

Al Dr. Rodil Tello Espinoza, asesor de la tesis que gracias a su conocimiento y sabiduría permitió concluir el presente trabajo.

Al Ing. Juan Celidonio Ruiz, por la identificación taxonómica de las especies forestales del Arboreto “El Huayo”.

A los alumnos de los distintos niveles de la Facultad de Ciencias Forestales que apoyaron en la medición, georeferenciación y evaluación de los árboles.

A los señores materos: Victor Pinedo Casanova y Jarly Isuiza, por su valiosa colaboración en la identificación vernacular de las especies.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, por facilitarme el tiempo y la comprensión para dedicarme al estudio y a la investigación.

## RESUMEN

### DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA Y EL SECUESTRO DE CARBONO DE UN BOSQUE APROVECHADO DEL CIEFOR – PUERTO ALMENDRAS. LORETO– PERÚ, 2016.

**Rildo Rojas-Tuanama**  
**Rodil Tello-Espinoza**

El estudio se desarrolló en un bosque aprovechado del CIEFOR Puerto Almedra, Loreto, Perú, el objetivo fue determinar la densidad de árboles, diámetro, área basal, crecimiento, mortalidad, reclutamiento, riqueza, IVI y dióxido de carbono, usando el método del inventario forestal continuo. Los censos se llevaron a cabo entre los años 2010 al 2016. En bosque ralo se estimó una densidad de 369,53 árboles/ha, DAP = 19,89 cm, área basal = 17,72 m<sup>2</sup>/ha; en bosque regular una densidad de 294,59 árboles/ha; DAP = 21,85 cm, área basal = 16,09 m<sup>2</sup>/ha y en bosque denso 457 árboles/ha; DAP = 23,79 cm, área basal 32,52 = m<sup>2</sup>/ha. La biomasa aérea y subterránea aportaron al bosque ralo 276,08 tCO<sub>2</sub>e/ha, al bosque regular 255,9 tCO<sub>2</sub>e/ha y al bosque denso 731,46 tCO<sub>2</sub>e/ha. Según índice de (Simpson  $\approx$  0,98 e índice de Shannon-Wiener entre 4.48 y 4.61). *Pourouma tomentosa* fue la especie más importante (IVI entre 13,61% a 16,47%), seguida de *Alchornea triplinervia* (IVI entre 12,11% a 15,18%), *Sloanea guianensis* (IVI entre 8,73% a 10,22%) y *Cedrelinga cateniformis* (IVI entre 7,21 a 8,95 %). La mortalidad intercensal fue 5,47% para el periodo 2010-2011, 4,92% para el periodo 2011-2013, 3,31% para el periodo 2013-2015 y 5,72% para el periodo 2015-2016, las tasas de reclutamiento fueron 2,77%, 0,43%, 5,4% y 16,25%. El incremento medio anual en diámetro fue 0,85 $\pm$ 0,13 cm/año, en *Alchorneopsis floribunda* 2,42 $\pm$ 2,43 cm/año, *Inga tessmannii* 2,01 $\pm$ 2,28 cm/año, *Tachigali lorentensis* 1,69 $\pm$ 0,4 cm/año, *Tachigali macbridei* 1,41 $\pm$ 1,06 cm/año, *Pourouma tomentosa* 1,42 $\pm$ 0,52 cm/año y *Alchornea triplinervia* 1,18 $\pm$ 0,84 cm/año.

**Palabras clave:** dinámica, diversidad, crecimiento, dióxido de carbono.

## ABSTRACT

### DYNAMICS IN THE BIOMETRY AND THE CARBON SEQUESTRATION OF A FOREST OF THE CITIZEN - PUERTO ALMENDRAS. LORETO- PERU, 2016.

**Rildo Rojas-Tuanama**  
**Rodil Tello-Espinoza**

The study was developed in a forest harvested from CIEFOR Puerto Almedra, Loreto, Perú, the objective was to determine the density of trees, diameter, basal area, growth, mortality, recruitment, wealth, IVI and carbon dioxide, using the inventory method continuous forest. The censuses were carried out between 2010 and 2016. In sparse forest, a density of 369.53 trees / ha was estimated, DBH = 19.89 cm, basal area = 17.72 m<sup>2</sup> / ha; in regular forest a density of 294.59 trees / ha; DBH = 21,85cm, basal area = 16,09 m<sup>2</sup> / ha and in dense forest 457 trees / ha; DBH = 23.79 cm, basal area 32.52 = m<sup>2</sup> / ha. The aerial and underground biomass contributed to the sparse forest 276.08 tCO<sub>2e</sub> / ha, to the regular forest 255.9 tCO<sub>2e</sub> / ha and to the dense forest 731.46 tCO<sub>2e</sub> / ha. According to index (Simpson  $\approx$  0.98 and Shannon-Wiener index between 4.48 and 4.61). *Pourouma tomentosa* was the most important species (IVI between 13.61% to 16.47%), followed by *Alchornea triplinervia* (IVI between 12.11% to 15.18%), *Sloanea guianensis* (IVI between 8.73% to 10, 22%) and *Cedrelinga cateniformis* (IVI between 7.21 and 8.95%). The intercensal mortality was 5.47% for the period 2010-2011, 4.92% for the period 2011-2013, 3.31% for the period 2013-2015 and 5.72% for the period 2015-2016, the rates of Recruitment were 2.77%, 0.43%, 5.4% and 16.25%. The average annual increase in diameter was 0.85  $\pm$  0.13 cm / year, in *Alchorneaopsis floribunda* 2.42  $\pm$  2.43 cm / year, *Inga tessmannii* 2.01  $\pm$  2.28 cm / year, *Tachigali loretensis* 1.69  $\pm$  0.4 cm / year, *Tachigali macbridei* 1.41  $\pm$  1.06 cm / year, *Pourouma tomentosa* 1.42  $\pm$  0.52 cm / year and *Alchornea triplinervia* 1.18  $\pm$  0.84 cm / year.

**Keywords:** dynamics, diversity, growth, carbon dioxide.

## RESUMO

### DINÂMICA NA BIOMETRIA E SEQUESTRAÇÃO DE CARBONO DE UMA FLORESTA DO CIDADÃO - PUERTO ALMENDRAS. LORETO-PERU, 2016.

**Rildo Rojas-Tuanama**  
**Rodil Tello-Espinoza**

O estudo foi realizado em uma floresta parasita CIEFOR Puerto Almedra, Loreto, Peru, o objectivo foi o de determinar a densidade das árvores, o diâmetro, a área basal, o crescimento, a mortalidade, recrutamento, riqueza, IVI e dióxido de carbono, usando o método de inventário floresta contínua. Os censos foram realizados entre 2010 e 2016. Na floresta esparsa, foi estimada uma densidade de 369,53 árvores / ha, DAP = 19,89 cm, área basal = 17,72 m<sup>2</sup>/ha; em floresta regular, uma densidade de 294,59 árvores / ha; DAP = 21,85cm, área basal = 16,09 m<sup>2</sup>/ha e floresta densa 457 árvores / ha; DAP = 23,79 cm, área basal 32,52 = m<sup>2</sup>/ha. A biomassa aérea e subterrânea contribuiu para a floresta esparsa 276,08 tCO<sub>2</sub>e/ha, para a floresta regular de 255,9 tCO<sub>2</sub>e / ha e para a floresta densa 731,46 tCO<sub>2</sub>e / ha. Segundo o índice (Simpson  $\approx$  0,98 e índice de Shannon-Wiener entre 4,48 e 4,61). Pourouma tomentosa era as espécies mais importantes (IVI de 13.61% para 16.47%), seguido por Alchornea triplinervia (IVI de 12.11% para 15.18%), Sloanea guianensis (IVI entre 8,73% a 10, 22%) e Cedrelinga cateniformis (IVI entre 7,21 e 8,95%). A mortalidade inter-regional foi de 5,47% para o período 2010-2011, 4,92% para o período 2011-2013, 3,31% para o período 2013-2015 e 5,72% para o período 2015-2016; Recrutamento foi de 2,77%, 0,43%, 5,4% e 16,25%. O aumento médio do diâmetro era  $0,85 \pm 0,13$  cm / ano em  $2,42 \pm 2,43$  Alchorneopsis floribunda cm / ano  $2,01 \pm 2,28$  Inga tessmannii cm / ano Tachigali loretensis  $1,69 \pm 0,4$  cm / ano  $1,41 \pm 1,06$  Tachigali macbridei cm / ano  $1,42 \pm 0,52$  tomentosa Pourouma cm / ano e  $1,18 \pm 0,84$  Alchornea triplinervia cm / ano.

**Palavras-chave:** dinâmica, diversidade, crescimento, dióxido de carbono.



## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	<b>Pág.</b>
DEDICATORIA .....	iii
AGRADECIMIENTO .....	v
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	vii
RESUMO.....	viii
ÍNDICE DE CONTENIDOS .....	ix
ÍNDICE DE CUADROS.....	xi
CAPITULO I.....	14
1.1. INTRODUCCIÓN.....	14
1.2. Problema General. ....	15
1.3.1. General.....	16
1.3.2. Específicos.....	16
CAPITULO II .....	17
2.1. MARCO TEÓRICO .....	17
2.1.1. Antecedentes. ....	17
2.1.2. Bases Teóricas.....	18
2.1.3. Marco Conceptual.....	23
2.2. DEFINICIONES OPERACIONALES .....	29
2.3. HIPÓTESIS .....	29
CAPITULO III.....	30
3. METODOLOGÍA.....	30
3.1. Método de investigación .....	30
3.2. Diseño de la investigación .....	30
3.3. Población y muestra.....	30
3.4. Procedimientos, técnica e instrumentos de recolección de los datos.....	32
3.5. Técnicas de Procesamiento y Análisis de Datos.....	33

RESULTADOS.....	41
4.1. Variación de la densidad, área basal por clase diamétrica, tipo de bosque....	41
4.2. Variación de la Riqueza, índice de diversidad e Índice de Valor de Importancia (IVI) .....	51
4.3. Dinámica del Rodal entre censo y tipo de bosque .....	54
4.4. Crecimiento diamétrico de las especies en el rodal .....	63
4.5. Dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea .....	66
 CAPITULO VI.....	 78
PROPUESTA.....	78
 CAPITULO VII .....	 79
CONCLUSIONES .....	79
 CAPITULO VIII .....	 82
RECOMENDACIONES .....	82
 CAPITULO IX.....	 83
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	83
 ANEXOS .....	 90

## ÍNDICE DE CUADROS

		Pág.
Cuadro 1.	Coordenadas del lindero de la parcela permanente	33
Cuadro 2.	Factores de conversión de acuerdo a la guía del IPCC	38
Cuadro 3.	Variación espacio temporal del número de árboles/ ha por tipo de bosque y censo	42
Cuadro 4.	ANOVA para densidad de árboles/ha entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal	42
Cuadro 5.	Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por año de evaluación	43
Cuadro 6.	Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey	44
Cuadro 7.	Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque denso	44
Cuadro 8.	Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque regular	45
Cuadro 9.	Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque ralo	45
Cuadro 10.	Variación del diámetro promedio de los árboles por tipo de bosque y año de evaluación	46
Cuadro 11.	ANOVA para DAP entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal	46
Cuadro 12.	Diámetro promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal	47
Cuadro 13.	Diámetro promedio de árboles, error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey	48
Cuadro 14.	Variación del área basal (m <sup>2</sup> /ha) del rodal por tipo de bosque y censo	48
Cuadro 15.	ANOVA para el área basal (m <sup>2</sup> /ha) entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal	49
Cuadro 16.	Área basal del rodal (m <sup>2</sup> /ha), error estándar y límite de confianza por año de evaluación	50
Cuadro 17.	Área basal (m <sup>2</sup> /ha), error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey	51
Cuadro 18.	Especies, individuos, índice de Shannon e índice de Simpson para el bosque estudiado en la escala multi temporal	52
Cuadro 19.	Índice de Valor de Importancia (IVI) de las 26 principales especies que contribuyen con más del 50% del valor total en el periodo 2010 – 2016	53
Cuadro 20.	Dinamismo y escala de calificación del rodal	54

Cuadro 21.	Mortalidad y reclutamiento absoluto y escala de calificación del rodal	55
Cuadro 22.	Tasa (%) anual del dinamismo, mortalidad y reclutamiento	56
Cuadro 23.	Comportamiento espacio temporal de los individuos en el rodal	57
Cuadro 24.	Especies que entraron (INPUT) y salieron (OUTPUT) en el rodal	58
Cuadro 25.	Especies con comportamiento espacio temporal con mortalidad de árboles en el rodal	59
Cuadro 26.	Especies con comportamiento temporal estable y con reclutamiento final en el rodal	60
Cuadro 27.	Especies con comportamiento espacio temporal estable en el rodal	61
Cuadro 28.	Especies con comportamiento espacio temporal estable en el rodal	62
Cuadro 29.	Incremento medio anual (IMA) y su límite de confianza (LC) al 95% por especie de los árboles con más de dos individuos en la parcela	64
Cuadro 30.	Incremento medio anual (IMA) por especie de los árboles con un solo ejemplar evaluado en la parcela	65
Cuadro 31.	Variación espacio temporal del dióxido de carbono equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque ralo.	66
Cuadro 32.	Variación espacio temporal del dióxido de carbono equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque regular	67
Cuadro 33.	Variación espacio temporal del dióxido de carbono equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque denso	68
Cuadro 34.	Dióxido de carbón equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha) sobre el suelo y subterránea por tipo de bosque y año del censo	69

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

	<b>Pág.</b>
Gráfico 1. Distribución del número de árboles por clase diamétrica .....	31
Gráfico 2. Número de árboles muertos y reclutas.....	55
Gráfico 3. Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha) sobre el suelo y dentro del suelo por tipo de bosque y año de evaluación.....	69

## CAPITULO I

### 1.1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo sustentable de la amazonía peruana basado en sus recursos forestales, se sustenta en el conocimiento y entendimiento de su estructura, que según Vela, (2013) es fundamental para garantizar el uso sostenible de los recursos forestales. Los individuos jóvenes dentro de esta estructura forestal son indicadores de la futura comunidad (Tossi, 1980), para ello se debe tener representatividad de especies en todos los estratos del bosque (Moreno, 2002).

Según Vela (2013), los bosques tienen un papel importante en el ciclo del carbono y se valoran a nivel mundial por los servicios que brindan a la sociedad. Las negociaciones internacionales para limitar los gases de efecto invernadero requieren una comprensión del papel actual y potencial futuro de las emisiones de carbono C y el secuestro en los bosques gestionados y no gestionados. Además, alberga una rica diversidad florística de árboles tropicales, y una fracción significativa de las emisiones antropogénicas de CO<sub>2</sub> es asimilada por estos bosques y almacenada como biomasa, lo que desacelera la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Negrón-Juárez *et al* 2015). Pero si se deforesta, emiten dióxido de carbono equivalente, la misma que necesita ser evaluados dentro de la concepción de REDD+ (GFOI, 2016).

Para ello es necesario generar una línea base, en este caso de la cuenca media del río Nanay, donde existen bosques primarios, en la que usando el método del inventario forestal continuo se evalúe la dinámica forestal, específicamente la dinámica de la densidad de árboles, diámetro, área basal, crecimiento, mortalidad, reclutamiento, riqueza, IVI y dióxido de carbono?. Por lo tanto el desconocimiento de estos aspectos fundamentales, no permite una adecuada planificación y toma de decisiones para su manejo sostenible de estos bosques.

Responder a esta pregunta, implica que su valor científico se traduce en la obtención de nuevos conocimientos a partir de identificar los cambios en la estructura y en el secuestro de carbono en un bosque considerando la influencia de claros durante un período de 06 años de monitoreo después del aprovechamiento forestal.

Por lo anterior, el valor práctico es indudable, se gana destrezas y habilidades en el inventario forestal usando el DTIM diseño en Excel, que contiene las herramientas principales para planificar la ejecución de un inventario forestal, crear e innovar técnicas, métodos y procedimientos para seleccionar variables, indicadores e índices que son usados en la evaluación de parcelas permanentes en el espacio y tiempo; con ello se contribuye al desarrollo del talento humano, específicamente de los próximos ingenieros forestales del país con metodologías empleadas en el continente americano. Ahora, los resultados del inventario acrecentaran la metadata de inventarios forestales de la UNAP producto de la red de parcelas permanentes que se dispone.

## **1.2. Problema General.**

¿Cómo es la dinámica en la biometría y el secuestro de carbono en un bosque aprovechado del Ciefor – Puerto Almendras, Loreto, Perú?

### **Problemas Especificos.**

¿Cuánto es la densidad, DAP y área basal de los árboles por tipo de bosques y durante el periodo censal?

¿Cuánto varía la dinámica en la biometria y el IVI de las especies forestales en el periodo censal?

¿Cuál es la dinámica del bosque?

¿Cuánto es el incremento medio anual (IMA) de las especies forestales?,

¿Cuánto es la tasa de mortalidad y reclutamiento de los árboles forestales?.

¿Cuál es la dinámica de la emisión de dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea?

### **1.3. Objetivos**

#### **1.3.1. General**

Determinar si la dinámica en la biometría y el secuestro de carbono de un bosque aprovechado varían en el tiempo.

#### **1.3.2. Específicos**

- a) Determinar el dinamismo de la estructura de un bosque aprovechado entre censos y tipo de bosque del rodal.
- b) Determinar la dinámica en la biometría de un bosque aprovechado y el índice de valor de importancia entre censos y tipo de bosque del rodal
- c) Determinar la dinámica del dióxido de carbono equivalente de un bosque aprovechado entre censos y tipo de bosque del rodal.
- d) Contrastar la hipótesis de que la dinámica en la biometría y el dióxido de carbono en un bosque aprovechado varía entre censos y tipo de bosque del rodal.



## CAPITULO II

### 2.1. MARCO TEÓRICO

#### 2.1.1. Antecedentes.

Los mecanismos que afectan el sumidero de Carbono actual en los bosques mundiales son diversos, y su dinámica determinará su longevidad futura y el equilibrio del Carbono de los bosques boreales está impulsado por los cambios en los patrones de cosecha, el rebrote de las tierras de cultivo abandonadas y el aumento de los regímenes de perturbación (Vela, 2013).

Cuando los árboles crecen asimilan carbono del CO<sub>2</sub> atmosférico, hidrógeno y oxígeno del agua del suelo (Rivera, 2013). Los bosques desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono (C), poseen la capacidad para almacenarlo en la vegetación y en el suelo, incorporándolo a su estructura por largos periodos, (Sánchez, 2016).

Phillips *et al*, (1994), muestra que la variación en la riqueza de especies arbóreas entre bosques tropicales, están relacionadas con su dinamismo, definido como la tasa media de mortalidad y reclutamiento, que a su vez está relacionado con la productividad. La productividad en última instancia impulsa la dinámica de los ecosistemas a largo plazo en los bosques tropicales maduros.

La degradación forestal se define, en términos generales, como una reducción en la capacidad de un bosque para producir servicios ecosistémicos, como el almacenamiento de carbono y los productos de madera, como resultado de cambios antropogénicos y ambientales (Thompson *et al*, 2013).

“Los valores de mortalidad y reclutamiento se ven afectados directamente por la presencia de claros. El incremento medio anual del área basal es 0,51

m<sup>2</sup> y la tasa anual de crecimiento basimétrico 2, 72%.” Buttgenbach 5, (2012).

### **2.1.2. Bases Teóricas**

Los bosques tropicales son mosaicos estructurales, en las cuales los claros son considerados importantes para el mantenimiento de la diversidad. Puede haber especies de dosel que dependan de claros para germinar. Los claros aumentan la riqueza del bosque tropical, generando varios nichos que favorecen la regeneración de especies ecológicamente distintas. Forman microambientes con condiciones diversas de luz, temperatura, duración de la insolación, humedad, dependiendo del tamaño y de la forma del claro (Sandeville: 64, 2009).

“Las especies difieren en sus necesidades ecológicas en cuanto a recursos ambientales tales como nutrientes del suelo, agua y luz. Las especies arbóreas también varían en otros aspectos, a saber sus tasas de crecimiento, tiempo de vida, producción de semillas y forma de crecimiento. El conocimiento de dichas diferencias es esencial para el manejo los bosques tropicales que se caracterizan por su diversidad de especies. No obstante, sería difícil manejar específicamente cada una de las especies del bosque.” (Fredericksen, Contreras y Pariona, 2001).

El manejo forestal presente requiere de estimaciones objetivas del crecimiento e incremento de los árboles del bosque. Esta información es clave en la planeación de la cosecha sustentable y en la implementación de las mejores alternativas silvícolas. El crecimiento del bosque puede ser entendido como un proceso dinámico, que incluye una entrada (incorporación), un movimiento (crecimiento) y una salida (mortalidad y cosecha) (Coral 1999).

La mortalidad de los árboles y el reclutamiento son factores clave que influyen en la dinámica forestal, pero los mecanismos de conducción de estos procesos siguen sin estar claros (Shen *et al*, 2014).

La estimación de la variación neta anual de las existencias de carbono en la biomasa se puede obtener mediante mediciones repetidas en las parcelas, o a partir de estimaciones de crecimiento anual, o de pérdida de carbono ocasionada por la extracción de madera (y de leña) y /u otras alteraciones como incendios. La transferencia de biomasa a materia orgánica muerta se basa en estimaciones de la pérdida anual de carbono en la biomasa debido a la mortalidad y la transferencia de carbono a residuos de corta si es que el bosque ha sido explotado (GFOI: 161, 2016).

Determinar los driver de la mortalidad en la Amazonía es muy compleja y es esencial para la predicción del almacenamiento de carbóno, y una de las principales causas son los vientos fuertes (Holm *et al*, 2015).

Para la toma de decisiones durante la planificación y gestión forestal según Baker *et al*. (2003), es que la comprensión de la dinámica del bosque natural es un insumo básico para el modelo conceptual. Por lo anterior, se buscan dar respuestas a las siguientes interrogantes: ¿cuál es la velocidad de crecimiento de las especies forestales?, ¿cuáles son sus tasas de mortalidad y reclutamiento? También puede servir para la selección de rodales con especies para protección y manejo a nivel local o regional. Para poder entender las tendencias actuales y futuras del ciclo global del carbono en este tipo de bosque, se requiere cuantificar los cambios temporales de las reservas y flujos de carbono en los diferentes ecosistemas y, de manera especial en las zonas boscosas.

Según la GFOI (2016), la biomasa es la masa del bosque, se divide en biomasa del suelo y biomasa subterránea. Para ello se usa los datos del inventario forestal nacional o de parcelas permanentes generalmente de

una (1) hectárea cada una. Para ello se toma básicamente los árboles cuyos son mayores a 10 cm (DAP > 10 cm). Chavez (2001), señala que los árboles mayores de 30 cm de diámetro retienen de 70-80 % de carbono.

Brown *et al.* (1996), citado por Thompson *et al.* (2013) mencionan que la cantidad de carbono almacenado es muy variable y depende del tipo y estado del desarrollo del bosque; su estimación permite determinar el carbono que puede ser liberado a la atmósfera, almacenado y fijado en una determinada superficie. Es importante cuantificar el dióxido de carbono liberado a la atmósfera por la deforestación (Ordoñez *et al.*, 2013). La biomasa aérea de los árboles es el más afectado por la deforestación y la degradación, este es el punto más crítico en la cuantificación las reservas de carbono de los bosques tropicales (Sánchez, 2016). Es importante contar con la proporción de carbono en el material vegetativo, usándose una fracción de carbono igual a 0,5 (Minam, 2014; Honorio, 2009a).

El establecimiento y mantenimiento de especies vegetales es una de las alternativas que ayuda a mitigar el efecto invernadero, por la cantidad de carbono que acumula y luego lo sintetiza para transformarlo en sustancias nutritivas que le ayudan en su desarrollo vegetativo, (Ordoñez y Masera, 2001). De igual forma se puede estimar la cantidad de carbono acumulado de un bosque determinando su peso seco, (Thompson *et al.*, 2013).

Para Swaine, citado por Londoño y Jiménez (1999), el reclutamiento es la capacidad del rodal para incrementar el número de árboles constituyendo uno de los aspectos dinámicos más importantes de una población.

Cercana a la zona de estudio (Puerto Almendra) para determinar el reclutamiento se consideró el número de árboles que alcanzaron el DAP mínimo de 10 cm entre dos mediciones, que según Ramírez *et al.* (2002) el porcentaje de reclutamiento por periodo se calcula por el ratio entre el número de árboles reclutados y el número de árboles en el inicio del periodo.

Los patrones de mortalidad encontrados, reportan que los árboles volcados de raíz con 16 (25%) registros son los más frecuentes, seguido de los muertos en pie con 15 (23%) individuos, los árboles desaparecidos 14 (22%), sin clasificación 14 (22%) individuos, los de tronco partido solo 5 (8%) individuos y por último no se encontraron individuos cortados (Mosquera, Ibargüen y Ramos, 2009).

La relación entre la mortalidad y el reclutamiento son importantes porque mantienen más o menos constante la densidad de árboles en el bosque (Mosquera, Ibargüen y Ramos, 2009:4856).

La tasa de reclutamiento anual fue 1,2% y el coeficiente de reclutamiento exponencial fue 1,19%; la vida media de la sub-parcela fue de 58,6 años. Cuando existe similitud entre la tasa de mortalidad y de reclutamiento en términos de la cantidad de individuos, muestra un posible equilibrio dinámico en el bosque (Mosquera, Ibargüen y Ramos, 2009:4859).

Lugo y Scatena (1996), muestran cómo se pueden estimar las tasas de mortalidad de árboles durante períodos de un siglo y el rango de tasas de mortalidad de árboles que son posibles en el contexto y condiciones catastróficas. El desafío al que se enfrentan los científicos para demostrar cambios significativos en los patrones a largo plazo de mortalidad de árboles en los trópicos es muy complejo dado el rango de variabilidad y naturaleza a corto plazo de la base de datos disponible.

El proceso de mortalidad de árboles tiene dimensiones de intensidad espaciales y escalas temporales que reflejan las características de procesos endógenos (es decir, senescencia) y perturbaciones exógenas (es decir, gravedad, frecuencia, duración, escala espacial y puntos de interacción con el ecosistema). Los eventos de mortalidad de árboles expresados como porcentaje de tallos o biomasa por unidad de área, varían en intensidad, natural ( $<5\% \text{ año}^{-1}$ ) a catastrófico ( $> 5\% \text{ año}^{-1}$ ), en escala espacial de

local a masivo, y en escala temporal desde gradual a repentino (horas a semanas) (Lugo y Scatena, 1996).

La tasa de mortalidad y reclutamiento anual de la parcela es de 2,16% y 3,27%, respectivamente y los valores de mortalidad y reclutamiento se ven afectados directamente por la presencia de claros (Buttgenbach; Vargas y Reynel, 2012). Para determinar el reclutamiento se considera el número de árboles que alcanzaron el DAP mínimo de 10 cm entre dos mediciones (Buttgenbach; Vargas y Reynel, 2012). Según Ramírez *et al.* (2002) el porcentaje de reclutamiento por periodo se calcula por el ratio entre el número de árboles reclutados y el número de árboles en el inicio del periodo.

Louman (2001), define el crecimiento de un árbol como su aumento de tamaño en el tiempo. Se puede expresar en términos de altura, área basal o volumen. A la magnitud del crecimiento se denomina incremento. Todo crecimiento implica un estado inicial mensurable y cambios en el estado del tiempo. Entonces podemos hablar de *incremento total* (diferencia entre un estado en un momento dado y el estado inicial), *incremento corriente anual* (incremento del último año de medición, ICA), de *incremento medio anual* (promedio por año desde el año 0, (IMA), o *periódico anual* (promedio por año durante un cierto periodo (IPA), o *incremento relativo* (en porcentaje del tamaño total promedio entre el comienzo y final del periodo de medición del crecimiento IR). Esta dinámica, activada por parámetros y factores climáticos, edafológicos, biológicos, antrópicos y a veces fenómenos accidentales, es integrada a las decisiones de ordenación forestal y a la gestión multifuncional de los bosques.

### 2.1.3. Marco Conceptual.

**Árboles:** Son plantas leñosas perennes que tienen un fuste y una copa bien diferenciada.

**Abundancia.-** Es el número de individuos de una especie dentro de una asociación vegetal.

**Dominancia.-** Se expresa como valor relativo de la sumatoria de las áreas basales.

**Frecuencia.-** Mide su dispersión dentro de la comunidad vegetal. También mide la regularidad de la distribución horizontal de cada especie sobre el terreno.

**Índice de Valor de Importancia.-** Muestra la importancia ecológica relativa de cada especie.

**Clase diamétrica.** Son intervalos establecidos para la medida de diámetros normales. También se refiere a árboles, rollos entre otros, incluidos en dichos intervalos.

**Manejo forestal sostenible:** Proceso de manejar tierras forestales permanentes para lograr uno o más objetivos de manejo claramente definidos con respecto a la producción de un flujo continuo de productos y servicios forestales deseados, sin reducir indebidamente sus valores inherentes ni su productividad futura y sin causar indebidamente ningún efecto indeseable en el entorno físico y social.

**Existencias en crecimiento:** Viene a ser el volumen sobre corteza de todos los árboles vivos de más de X cm de diámetro a la altura del pecho. Incluye el tronco desde el nivel del suelo o cepa de altura hasta un diámetro

superior de Y cm, pudiendo incluir también ramas de un diámetro mínimo de W cm. Los países indican los tres umbrales (X, Y, W en cm) y las partes de los árboles que no se incluyen en este volumen. Los países indican también si los valores declarados se refieren a volumen sobre el suelo o sobre la cepa. El diámetro se mide a 30 cm por encima del extremo de los tablares si estos tienen más de 1 metro de altura. Incluye árboles vivos derribados por el viento y excluye las ramas pequeñas, brotes, follaje, flores, semillas y raíces.

**Incremento:** Es la magnitud del crecimiento y consiste en la diferencia de tamaño entre el comienzo y final de un periodo de crecimiento. El incremento se define como el aumento en volumen, área basal, diámetro o altura de un árbol o de una masa forestal en un periodo de tiempo determinado.

**Incremento anual neto:** Es el volumen anual promedio de incremento bruto durante un período de referencia dado menos la mortalidad de todos los árboles a un diámetro mínimo especificado a nivel del pecho. Como se la usa en el presente, no es el neto de las pérdidas debidas a perturbaciones.

**Mortalidad:** Son los árboles que mueren naturalmente debido a competencia en la etapa de exclusión de tallos de una arboleda o bosque. Como se la usa en el presente, la mortalidad no incluye pérdidas debidas a perturbaciones.

**Perturbación:** Se define como una fluctuación ambiental o un evento destructivo que perturba la salud o la estructura del bosque, y/o que modifica los recursos o el ambiente físico a alguna escala espacial o temporal. Perturbaciones que afectan a la salud y la vitalidad, incluyendo agentes bióticos como insectos y enfermedades, y agentes abióticos, como el fuego, la contaminación y las condiciones climáticas extremas.



**Biomasa de bajo del suelo:** Viene a ser toda la biomasa de las raíces vivas. Las raíces finas de menos de 2 mm de diámetro a menudo se excluyen porque estos a menudo no se pueden distinguir empíricamente de la materia orgánica del suelo o de la hojarasca.

**Biomasa de crecimiento:** Es el peso secado en horno del stock de la biomasa en crecimiento.

**Biomasa de madera muerta:** Es toda la biomasa leñosa no viva, no contenida en la hojarasca, ya sea de pie o tirada en el suelo, incluye también la madera que yace en la superficie, raíces muertas hasta un diámetro de 2 mm y tocones más grandes que o igual a 10 cm de diámetro o cualquier otro diámetro utilizado por el país.

**Biomasa sobre la tierra:** Viene a ser toda la biomasa de la vegetación viva, tanto leñosa como herbácea, sobre el suelo, incluyendo tallos, tocones, ramas, corteza, semillas y follaje.

**Bosque:** Es toda superficie, área o parcela, que tiene como mínimo 0,05 a 1,0 hectáreas, con una cobertura de copas forestales (o un nivel equivalente de existencias) de más de 10-30 por ciento y con árboles con el potencial de alcanzar una altura mínima de 2-5 metros a su madurez *in situ*. Un bosque puede estar constituido por una formación cerrada, en la que los árboles de distintas alturas y con distinto sotobosque cubren una gran parte del terreno, o por una formación abierta. Las arboledas naturales jóvenes y todas las plantaciones que aún no han llegado a una densidad de copas del 10-30 por ciento o a alturas de árboles de 2-5 metros se incluyen como forestales, así como las áreas que normalmente forman parte de la superficie forestal y que están temporalmente sin vegetación como resultado de la intervención humana, como la cosecha, o por causas naturales pero que se espera que vuelvan a ser bosques.

**Bosque cerrado:** Son las formaciones donde los árboles, en las diversas historias y la maleza, cubren una gran proporción del terreno (> 40%).

**Bosque natural:** Es un bosque compuesto de árboles indígenas y no clasificado como plantación forestal.

**Cambio de stock de carbono:** El stock de carbono en un grupo cambia debido a ganancias y pérdidas. Cuando las pérdidas exceden las ganancias, el stock disminuye, y el grupo actúa como una fuente; cuando las ganancias superan las pérdidas, las reservas acumulan carbono y las reservas actúan como sumideros.

**Contenido de carbono:** Es la cantidad absoluta de carbono en un grupo o partes de él.

**Crecimiento de biomasa sobre el suelo:** Es el incremento anual neto de un árbol, pedestal o bosque más el peso secado al horno del crecimiento anual de ramas, ramitas, follaje, parte superior y tocón. El término "crecimiento" se usa aquí en lugar de "incremento", ya que el este último término tiende a entenderse en términos de volumen comercializable.

**Crecimiento total de biomasa:** Es la Biomasa del incremento anual neto de árboles, rodales o bosques, más la biomasa del crecimiento de ramas, ramitas, follaje, semillas, tocones y, a veces, árboles no comerciales. Diferenciado en la superficie crecimiento de biomasa y crecimiento de biomasa subterránea (s.a.). Si no hay malentendidos, también es posible use "crecimiento de biomasa" con el mismo significado. El término "crecimiento" se usa aquí en lugar de "incremento", ya que el este último término tiende a entenderse en términos de volumen comercializable.

**Cubierta de copa:** Es el porcentaje del suelo cubierto por una proyección vertical del perímetro más exterior de la extensión natural del follaje (no puede exceder el 100%).

**Factor de conversión:** Multiplicador que transforma las unidades de medida de un artículo sin afectar su tamaño o cantidad. Por ejemplo, la densidad de madera básica es un factor de conversión que transforma el volumen verde de la madera en peso seco.

**Factor de expansión y conversión de biomasa (BCEF):** Factor de multiplicación que encubra el volumen comercializable de las existencias en crecimiento, el volumen comercializable de la red anual incremento, o volumen comercial de extracción de madera y remoción de leña para la biomasa aérea, sobre el suelo crecimiento de biomasa, o remociones de biomasa, respectivamente. Factores de conversión y expansión de biomasa.

**Fracción de carbono:** Son las toneladas de carbono por tonelada de materia seca de biomasa.

**Incremento anual neto:** Volumen promedio anual de incremento bruto durante el período de referencia dado menos mortalidad, de todos los árboles a diámetro mínimo especificado a la altura del pecho. Tal como se usa aquí, no es neta de pérdidas debidas a perturbaciones.

**Inventario forestal:** Sistema para medir la extensión, cantidad y condición de un bosque, generalmente por muestreo:

1. Un conjunto de métodos objetivos de muestreo diseñados para cuantificar la distribución espacial, la composición y las tasas de cambio de parámetros forestales dentro de niveles de precisión específicos para el propósito de la gestión;

2. La lista de datos de dicha encuesta. Puede estar formado por todos los recursos forestales, incluidos árboles y otras vegetaciones, peces, insectos y vida silvestre, así como árboles en las calles y árboles forestales urbanos.

**Materia seca:** La materia seca se refiere a la biomasa que se secó a un estado de secado al horno, a menudo a 70°C.

**Mortalidad:** Árboles que mueren naturalmente de la competencia en la etapa de exclusión de tallos de un bosque. Como se usa aquí, la mortalidad no incluye pérdidas debidas a perturbaciones.

**Regeneración natural:** Restablecimiento de un bosque por medios naturales, es decir, mediante siembra natural o regeneración vegetativa. Puede ser asistida por la intervención humana, por ejemplo, mediante la escarificación del suelo o cercas para proteger contra la vida silvestre o doméstica pastoreo de animales.

## 2.2. DEFINICIONES OPERACIONALES

Variables	Indicadores	Índices
Diversidad forestal	Riqueza, diversidad	Índice de Valor de Importancia (IVI) Índice de riqueza (IR) Índice de diversidad de Simpson (IDS)
	Abundancia relativa	Índice de abundancia relativa Índice de shannon-weiner Índice de dominancia de Simpson
Área basal(G)	Área basimétrica	m <sup>2</sup> /ha
Biomasa aérea	Dióxido cd	tCO <sub>2</sub> /ha
Biomasa secundaria	carbono equivalente	tCO <sub>2</sub> /ha tCO <sub>2</sub> /ha

## 2.3. HIPÓTESIS

Ho: La dinámica en la biometría y el secuestro de carbono en un bosque aprovechado no varía en el tiempo.

Ha: La dinámica en la biometría y el secuestro de carbono en un bosque aprovechado varían en el tiempo.

## CAPITULO III

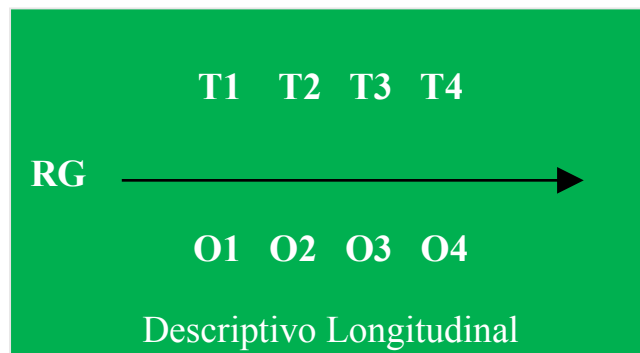
### 3. METODOLOGÍA

#### 3.1. Método de investigación

El tipo de estudio consistió en la colección, síntesis y análisis de los datos mediante el enfoque de la investigación cuantitativa no experimental sobre las variables principales como crecimiento, mortalidad, reclutamiento, diversidad y secuestro de carbono en un bosque seis años después de su aprovechamiento.

#### 3.2. Diseño de la investigación

El diseño fue descriptivo longitudinal, para ello se usó la database del inventario realizado por el autor en el 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016, comparandose las obervaciones de cada año de evaluación para determinar los cambios en las variables estudiadas.



#### 3.3. Población y muestra

La población estuvo constituida por los árboles con un  $DAP \geq 10$  cm que ocupan un bosque de terraza media del río Nanay, dentro del Centro de Investigación y enseñanza forestal (CIEFOR) de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Para el estudio la muestra fue de 0,7 hectáres (grafico1):

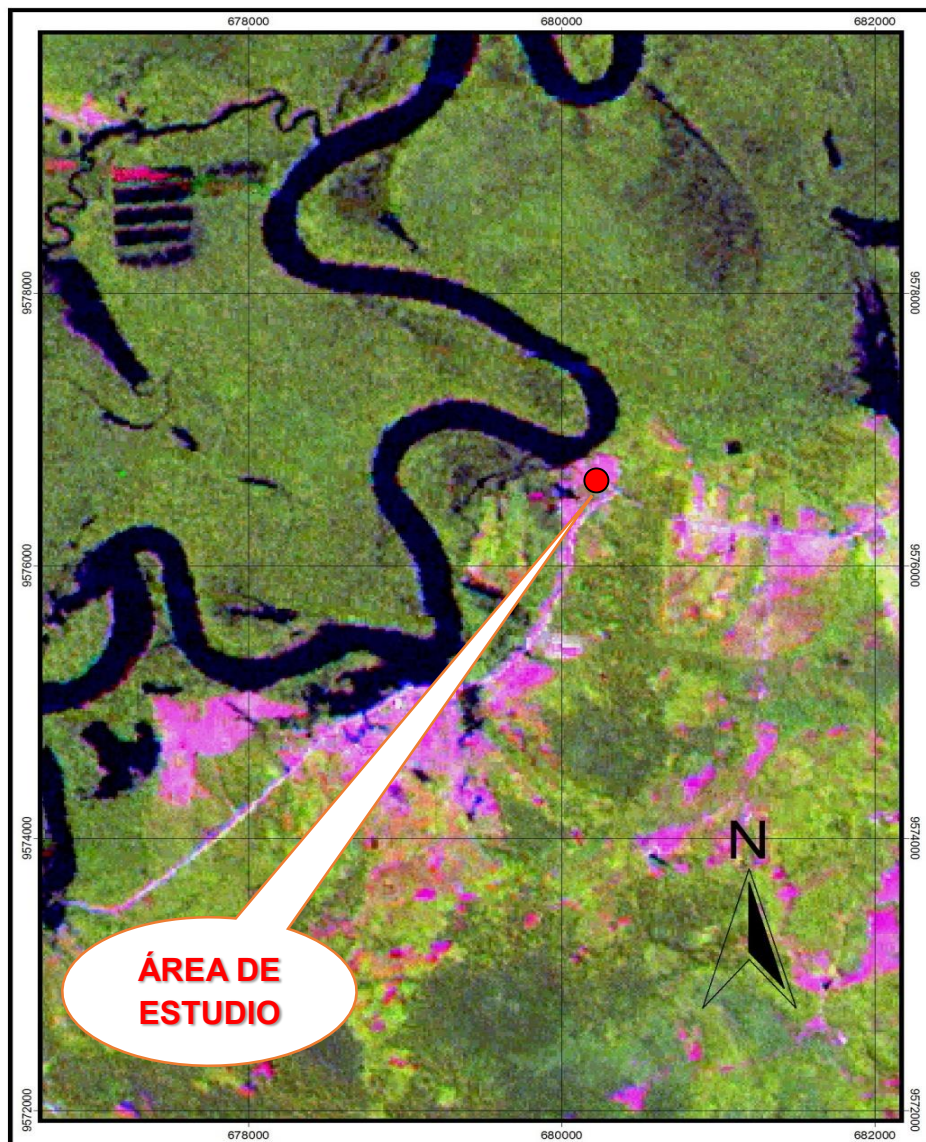


Grafico 1. Mapa de ubicación del área de estudio.

El estudio se desarrolló en un bosque de terraza media en el distrito de San Juan Bautista, provincia de Maynas, región Loreto, dentro del área experimental del Centro de Investigación y Enseñanza Forestal (CIEFOR) de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

### 3.3.1. Clima

El clima de esta zona es propio de los bosques tropicales húmedos, cálidos y lluviosos. Según la estación meteorológica del CIEFOR Puerto Almendra y los proporcionados por SENAMHI Iquitos, la temperatura media anual es de

26,4°C, máxima de 31,6°C y mínima de 21,6°C; precipitación media anual de 2937,47 mm; humedad relativa media anual de 82,1%, meses más lluviosos de marzo a mayo y diciembre, meses más secos julio y agosto (SENAHMI, 2016).

### **3.3.2. Ecología**

El bosque del sector corresponde al bosque húmedo tropical (Bh-T), cuyas características fisionómicas, estructurales y de composición florística corresponde a los bosques con precipitaciones mayores de 2000 mm y menores de 4000 mm al año (Tossi, 1980). En el conjunto por el relieve podemos distinguir tres tipos de bosques. Los bosques de terrazas, bosque de varillal y bosques aluviales (Burga, 1994).

### **3.3.3. Fisiografía**

Corresponde a la gran unidad fisiográfica denominada “Paisaje aluvial” caracterizada por la topografía relativamente plana (0% – 5%) (Alvan, 1984).

### **3.3.4. Suelos**

Los suelos pertenecen a la serie arenosa parda, muy profundos, de textura medianamente gruesa, de color pardo amarillento, parecen excesivamente arenosos y permeabilidad rápida con pH de 0,5 a 5,3 y 70% a 80% de aluminio cambiable; con pendiente entre 0% y 4% (Calderón y Castillo, 1981, citado por Alván, 1984).

## **3.4. Procedimientos, técnica e instrumentos de recolección de los datos**

Para el inventario forestal de la parcela permanente del bosque de terraza media aprovechada se diseñó como instrumento de recolección una ficha con los siguientes datos de campo: Parcela, faja, sub parcela, número del árbol, Azimut, altitud, nombre común, nombre científico, DAP, altura comercial (hc), altura total (ht) y, la fecha del inventario.



### 3.5. Técnicas de Procesamiento y Análisis de Datos

Para el procesamiento de los datos se usó la database del inventario realizado por el autor en los años: 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016 donde se evaluaron el crecimiento, mortalidad, reclutamiento y diversidad. En donde cada árbol ( $DAP \geq 10\text{cm}$ ) ubicado en la Parcela Permanente (Cuadro 1), fue identificado por el matero por su nombre común, la especie fue identificada in situ por un taxónomo del Herbarium Amazonense (AMAZ) quien realizó la colecta de material botánico para su identificación posterior. Una variable importante fue el diámetro del árbol, se midió generalmente a la altura del pecho con cinta diamétrica a 1,30 m sobre el suelo (DAP). La altura total del árbol correspondió a la longitud entre el ras del suelo y el ápice del árbol.

Cuadro 1. Coordenadas del lindero de la parcela permanente.

Vértices	Coordenadas UTM del lindero	
	Este (m)	Norte (m)
PP	680602.05	9576353.86
V2	680602.02	9576390.48
V3	680678.13	9576352.72
V4	680678.35	9576390.17

La unidad de análisis para la determinación biometría y secuestro del stock de carbono en un bosque aprovechado fue la hectárea. Para la estimación del dióxido de carbono equivalente ( $t\text{CO}_2\text{e/ha}$ ) se utilizó la metodología de GFOI (2016) para REDD+ y de acuerdo a las directrices de la IPCC (2013). La unidad de análisis para el estudio del crecimiento, mortalidad y reclutamiento fue la especie. Los datos colectados previa revisión de su consistencia fueron digitados en una hoja electrónica de Microsoft Excel generándose una data base, luego se procedió a la limpieza de la data, previa evaluación minuciosa de los datos, para detectar valores de DAP y altura que estaban

fuera del rango teórico para este bosque, ésta evaluación se hizo electrónicamente.

La clase diamétrica se generó usando en Excel el algoritmo = entero (DAP/10)\*10, donde 10 es el ancho de la clase. Las fórmulas del área basal (G) y volumen (V) son las siguientes:

$$G = \frac{\pi * (DAP)^2}{40000} \quad (3.1)$$

$$V = G * Altura.total * 0,65 \quad (3.2)$$

Con estos datos se generó una tabla dinámica agrupando las especies por su clase diamétrica, y se generó una distribución de frecuencias por clase diamétrica por cada especie.

El índice de valor de importancia (**IVI**), fue calculado tomando el promedio de la abundancia de especies como porcentaje del número total de tallos dentro de una unidad geográfica (N), el área basal de especies en porcentaje del total dentro de una unidad geográfica (G), y la frecuencia de las especies como porcentaje de la suma de todas las frecuencias (F) (Curtis y Mcintosh; 1950), la fórmula del IVI es:

$$IVI = \frac{N + G + F}{3} \quad (3.3)$$

La diversidad de especies en función de la dominancia de las especies fue calculada con el índice de Simpson siguiente:

$$\text{Índice de Simpson} = 1 - \lambda = 1 - \sum p_i^2 \quad (3.4)$$

Este índice indica la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie (Moreno; 2002:41).

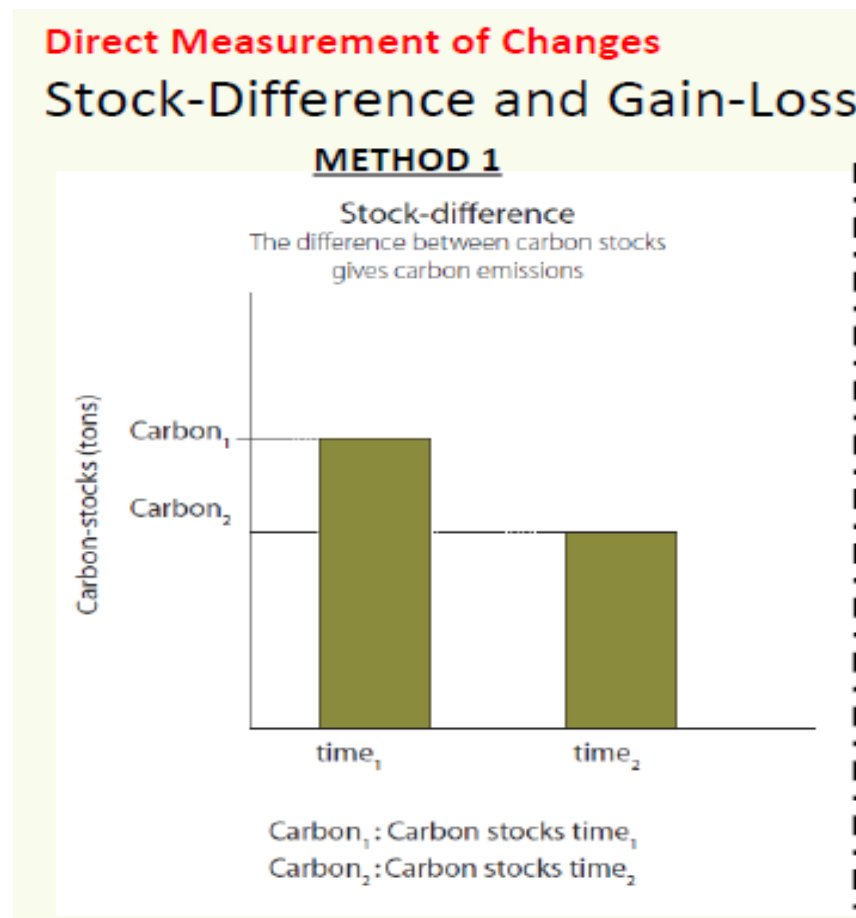
La diversidad de las especies en función de la abundancia se calculó con el índice de Shannon – Wiever ( $H'$ ) (Moreno; 2002:43,44) que tiene la fórmula siguiente:

$$\text{Índice de Shannon – Wiever} = H' = -\sum p_i \ln p_i \quad (3.5)$$

**Donde:**

$$p_i = n_i/N \quad (3.6)$$

El índice de Shannon – Wiever, mide el grado promedio de incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección, adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representada por el mismo número de individuos.



Para el stock de carbón se tendrá en cuenta el siguiente diagrama:

### **Ecuaciones básicas para el cálculo matemático**

Para evaluar la dinámica de los árboles, se considero las variables de mortalidad, reclutamiento e incremento del diámetro.

### **Ecuaciones para el cálculo del crecimiento**

Esto se calculo con las fórmulas usadas por Sánchez, (2016).

#### **a) Incremento medio anual del DAP, G y volumen**

$$\text{IMA}=(\text{CF}-\text{CI})/t$$

**Donde:**

IMA = Crecimiento medio anual

CF= Crecimiento final del periodo

CI = crecimiento inicial

t = Edad entre mediciones en años

### **Ecuaciones para el cálculo de las tasas de mortalidad y reclutamiento**

Se utilizo el modelo algebraico indicado por Sheil *et al.* (1995):

$$m = 1 - [1 - (N0 - N1)/N0]^{1/t}$$

**Donde:**

$N1 = N0 (1 - m)^t$

m = mortalidad por año;

N0 = número total de individuos en el primer muestreo;

N1 = número total de individuos e el segundo muestreo;

t = intervalo de tiempo entre muestreos.

Para calcular las tasas de mortalidad y de reclutamiento, se emplearon las siguientes formulas:

$$TM = \{1 - [(Ni - mo)/Ni1/t]\} * 100$$

$$TR = \{1 - [(Ni - re)/Ni1/t]\} * 100$$

**Donde:**

TM = Tasa de mortalidad;

TR = Tasa de reclutamiento;

Ni = número total de individuos en el primer muestreo;

mo = número de individuos muertos en el segundo muestreo;

re = número de individuos reclutados en el segundo muestreo;

t = intervalo de tiempo entre muestreos en años.

Incrementos negativos, básicamente ocasionados por pérdida de cascara u otro afinamiento del fuste, fueron transformados para cero, es decir se consideran sin crecimiento en el periodo (Felfili 1995, Oliveira & Felfili 2008).

En la segunda medición los árboles nuevos que entraron en el muestreo recibieron numeración creciente, en relación al último individuo marcado en el levantamiento anterior.

**Ecuaciones para el cálculo de biomasa, carbono y CO<sub>2</sub>e**

Se realizó, de acuerdo a las orientaciones del IPCC sobre las buenas prácticas para UTCUTS y para REDD+. En la primera etapa, se midió a la altura del pecho el diámetro de todos los árboles de las parcelas de muestreo permanentes del BHT que superen un diámetro mínimo de 10 cm. En la segunda etapa, la biomasa y el carbono almacenado se estiman mediante las ecuaciones alométricas que figuran en REDD + que están resumidas en el documento de GFOI (2006). Estas ecuaciones se desarrollan mediante el uso individual o combinado de variables independientes como el DAP, la

densidad de la madera y la altura total, y de la biomasa sobre el suelo de los árboles como variable dependiente.

La ecuación alométrica para la biomasa de cada árbol que se uso está en función de las directrices del IPCC resumida por GFOI (2016) en el tutorial de campo.

a) Ecuación Alométrica para la biomasa de cada árbol (M):

$$M = 0.053825 \times (DM) \times DAP^2 \times \text{Altura total}^{0.99}$$

**Donde:**

DM= densidad de la madera

DAP= diámetro del árbol a la altura del pecho (1,30m)

Altura total= Altura del árbol estimada desde ras del suelo hasta el ápice.

b) El carbono contenido en la Biomasa por árbol (tC)

$$tC = M * \text{Conversión a Carbón (Factor for AG/BG/CWD)}$$

**Donde:**

La conversión a Carbón se obtiene del Cuadro 2:

Cuadro 2. Factores de conversión de acuerdo a la guía del IPCC

Conversion Factors		
Variable	Value	Source
Aboveground Biomass Density		We are using an average for the region. But individual tree species should be used where possible.
Root:Shoot Ratio	0.37	Table 4.4, IPCC 2006 Guidelines Volume 4, Chapter 4 - Forest Land

Carbon Conversion Factor for AG/BG/CWD	0.47	IPCC Guidelines
Carbon Conversion Factor for Litter	0.40	IPCC Guidelines
Carbon to CO <sub>2</sub> e conversion factor	3.67	IPCC Guidelines
Decay Class – [1] No decay	630	Research
Decay Class – [2] Intermediate Decay	500	Research
Decay Class – [3] Decomposed	300	Research
Litter Moisture Class – [1] Seca	0.15	Research
Litter Moisture Class – [2] Mayormente seca	0.20	Research
Litter Moisture Class – [3] Media	0.50	Research
Litter Moisture Class – [4] Húmeda	0.70	Research
Litter Moisture Class – [5] Muy húmeda	0.85	Research
Area of Plot (ha)	0.05	
Area of Quadrat (ha)	0.000025	
Length of transect (m)	25	

- a) Dióxido equivalente de carbono (**tCO<sub>2</sub>e**) por árbol sobre el suelo

$$\mathbf{tCO_2e\ SS = tC * Carbon\ to\ CO_2e\ conversion\ factor}$$

- b) Dióxido equivalente de carbono (**tCO<sub>2</sub>e** bajo el suelo por árbol

$$\mathbf{tCO_2e\ BS = tCO_2e\ SS * conversi3n\ factor\ (Root:Shoot\ Ratio)}$$

- c) Intervalo de confianza (+/- **tCO<sub>2</sub>e** / ha)

$$\mathbf{IC = 1.645 * (Desviaci3n\ estandar\ entre\ parcelas / RAIZ(n))}$$

- d) Porcentaje de incertidumbre (% incertidumbre) CO<sub>2</sub>e, DAP, HT

Cuando se trabaja con datos de inventarios forestales, se debe cuantificar la incertidumbre en la práctica (capítulo 6 de la IPCC 2013), en este caso al tratarse de inventario continuos en parcelas permanentes de muestreo, el presente proyecto de investigación asume completamente las Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y

la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

$$\% \text{ incertidumbre} = \text{IC} * 100 / \text{Dióxido equivalente de carbono (tCO}_2\text{e/ ha)},$$

IPCC (2013), cuando los estudios desarrollados se basen en mediciones a través del inventario forestal continuo se tomará en cuenta las ecuaciones 6.1 y 6.2 propuesto tal como sigue:

$$\text{Ecuación 6.1 media} = \mu_1 - \mu_2,$$

$$\text{Ecuación 6.2: Desviación estándar} = \left[ \left[ (\sigma_1)^2 + (\sigma_2)^2 \right]^{(1/2)} \right]$$

**Donde:**

$\mu_1$  y  $\mu_2$  son los valores medios de las emisiones en los años t1 y t2, y  $\sigma_1$  y  $\sigma_2$  son las desviaciones estándar de las funciones de densidad de probabilidad de las emisiones en los años t1 y t2. Los límites de confianza del 95% (esta vez, de la media o de la diferencia en las medias) estarán dados por más o menos aproximadamente dos desviaciones estándar. En muestras de menos de aproximadamente 30, debería usarse una distribución t de Student para estimar los intervalos de confianza

**Data Individual Parcelas (tCO<sub>2</sub>e/ha)**

Pool	Plot t 1	Plot t 2	Plot 3	.....	Plot n	Promedio	Desviación estándar
Aboveground Biomass							
Belowground Biomass							

Pool	Carbon (tC/ha)	Carbon dioxide equivalents (tCO <sub>2</sub> e/ha)	Confidence Interval (+/- tCO <sub>2</sub> e / ha)	Uncertainty (%)
Aboveground Biomass				
Belowground Biomass				



## **CAPITULO IV**

### **RESULTADOS**

Después de la extracción de seis (06) árboles comerciales sobre maduro que causaron claros en el dosel superior, se evaluaron durante seis (06) años el efecto de la extracción, la variación espacio temporal de la estructura horizontal del rodal, especialmente en el número de árboles y área basal por clase diamétrica, el dinamismo, la mortalidad y reclutamiento de árboles, el crecimiento de las especies, el índice de diversidad e IVI y la dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea. Se llegó a los siguientes resultados:

#### **4.1. Variación de la densidad, área basal por clase diamétrica, tipo de bosque**

Cuadro 3. Se verifica que a nivel temporal el número de árboles varía en función al tipo de bosque, en el bosque denso con baja alteración el número de árboles entre el año (2010 al 2016), presentando un rango de 19,5 árboles/ha, mientras que el rango de variación en el bosque regular fue de 87,85 árboles/ha, y en el bosque ralo el rango fue 114,29 árboles/ha, pudiéndose advertir que después de la extracción forestal, se produjo un ajuste en el bosque para reequilibrar la masa boscosa. En el rodal con bosque regular de 300 árboles/ha del (2010) disminuyó paulatinamente hasta el año (2015) donde se estimó 273,08 árboles/ha, entre el (2015 al 2016) hubo un aumento en la densidad del rodal 351,85 árboles/ha por reclutamiento. Eso indica un proceso de recuperación del rodal. En el rodal con bosque ralo la densidad de árboles decreció de 438,19 árboles/ha registrados en el año (2010) a 323,81 árboles/ha en el año (2015), en el año (2016) se observa una leve mejoría, se incrementa a 338,1 árboles/ha. Mientras que en el rodal con bosque denso no se observan cambios sustanciales en la densidad de árboles, existiendo una variación entre 466,67 a 447,62 árboles/ha, esto como una manifestación del nivel de equilibrio del rodal.

Cuadro 3. Variación espacio temporal del número de árboles/ ha por tipo de bosque y censo.

Censo	Rodal con bosque		
	Ralo	Regular	Denso
2010	438,1	300	457,14
2011	414,29	284	466,67
2013	333,33	264	461,9
2015	323,81	273,08	452,38
2016	338,1	351,85	447,62
Densidad/ha	369,53	294,59	457,14
Error estándar/ha	23,55	15,52	3,37
C.V.	14,25	11,78	1,65

En ANOVA del Cuadro 4, se verifica que entre la combinación del tipo de bosque del rodal con la fechas de evaluación existen diferencias estadísticas significativas en la densidad de árboles/ha (ANOVA  $F_c=3,15$ ; Gl tratamientos=14; Gl error=323; p valor=0.000). También muestra que están influenciados por la variación de la densidad de árboles entre tipos de bosques del rodal (ANOVA  $F_c=17,90$ ; Gl tratamientos=2; Gl error=323; p valor=0.000) y no por el periodo de evaluación (ANOVA  $F_c=0,73$ ; Gl tratamientos=2; Gl error=323; p valor=0.574).

Cuadro 4. ANOVA para densidad de árboles/ha entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal

Origen	SC	Gl	MC	Fc	Sig.
Modelo corregido	1875907,949 <sup>a</sup>	14	133993.42	3.15	0.000
AÑO	123802.908	4	30950.73	0.73	0.574
Tipo de bosque	1523788.198	2	761894.10	17.90	0.000
AÑO * Tipo_bosque	241010.131	8	30126.27	0.71	0.685
Error	13751666.015	323	42574.82		
Total	15627573.964	337			

a. R al cuadrado = .120 (R al cuadrado ajustada = .082)

Cuadro 5. Se observa que la mortalidad de los árboles se produjo en todos los años pasando de 398,4 árboles/ha en el año 2010 a 349,7 árboles/ha en el año 2015, pero en el año 2016 se observa aumentó la densidad a 379,19 árboles/ha; esto indica que reclutamiento de árboles superó la mortalidad. Sin embargo, estas diferencias numéricas de la densidad de árboles entre periodos de evaluación no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,651). Esta Cuadro también muestra que el error estándar varía entre 25,015 árboles/ha y 25,293 árboles/ha. Esto permite aceptar la hipótesis de que el cambio en la densidad de árboles en periodos cortos de evaluación es insignificante. Pudiéndose inferir que los cambios en la densidad de árboles serán más perceptibles en un largo periodo de tiempo.

Cuadro 5. Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por año de evaluación

AÑO	Media	Error estandar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	398,413 <b>a</b>	25,293	348,652	448,173
2011	388,317 <b>a</b>	25,293	338,557	438,078
2013	353,079 <b>a</b>	25,293	303,319	402,840
2015	349,756 <b>a</b>	25,149	300,279	399,232
2016	379,189 <b>a</b>	25,015	329,977	428,401

\* Letras iguales indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,651).

Cuadro 6. Se observa que la densidad de árboles varía según el tipo de bosque del rodal. Esto indica que el bosque clasificado como regular tuvo una densidad de 294,586 árboles/ha y un error estándar de 18,25 árboles/ha, en el bosque ralo la densidad fue 369,524 árboles/ha y un error estándar de 20,136 árboles/ha, mientras que el bosque denso tuvo 457,143 árboles/ha y un error estándar de 20,136 árboles/ha. En la prueba de rangos

múltiples de Tukey se observa que existen diferencias estadísticas significativas entre la densidad promedio entre tipos de bosques, esto permite aceptar la hipótesis de que en espacios más pequeños la dinámica del bosque son estadísticamente más evidentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,000). Pudiéndose inferir que los cambios en la densidad de árboles serán más perceptibles a nivel micro del bosque.

Cuadro 6. Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey

Tipo de bosque	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
Rodal con bosque regular	294,586 <b>a</b>	18,246	258,689	330,483
Rodal con bosque ralo	369,524 <b>b</b>	20,136	329,909	409,139
Rodal con bosque denso	457,143 <b>c</b>	20,136	417,528	496,758

\* Letras diferentes indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey son estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,000).

Cuadros 7, 8 y 9. Se observa el diámetro promedio de los árboles por clase diamétrica y el año de evaluación donde las cifras entre paréntesis corresponden al número de árboles. En el bosque denso se registraron árboles con mayor diámetro promedio a la altura del pecho (124 cm), 90 cm en el bosque regular y 50 cm en el bosque ralo.

Cuadro 7. Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque denso.

AÑO	Clase diamétrica										Total
	10	20	30	40	50	60	70	80	90-110	120	
2010	14,1(58)	24,7(17)	33,4(12)	43,8(4)	52(1)	66(1)	74,7(1)		95(1)	120(1)	23,1(96)
2011	13,9(53)	24,1(17)	33,7(17)	42,3(2)		67,6(2)	76(1)	87,6(1)	98(1)	121(1)	24,4(95)
2013	14,4(49)	24,6(20)	34,5(14)	41,5(4)	50,1(1)	68(1)	77,8(2)		101(1)	124(1)	25,2(93)
2015	14,2(51)	24,9(19)	35,9(14)	41,2(2)		66,8(1)	75,3(2)		110(1)	124(1)	24,5(91)
2016	14,6(52)	24,7(19)	35,1(16)	41,4(4)			74,8(1)		110(1)	124(1)	24,1(94)

Cuadro 8. Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque regular

AÑO	Clase diamétrica							Total
	10	20	30	40	50	60-70	80-90	
2010	14,1(49)	25,7(13)	33,4(8)	45,1(4)			80,0(1)	20,7(75)
2011	14,5(43)	25(10)	34,6(10)	44,5(4)	52,4(1)	67,8(1)	86,0(1)	22,9(70)
2013	15,2(29)	22,4(10)	35,0(8)	44,4(5)			90,1(1)	25,9(53)
2015	15,1(36)	23,4(16)	35,4(9)	44,7(6)	52,2(2)	72,4(1)	90,1(1)	24,9(71)
2016	14,0(55)	23,6(21)	36,2(7)	42,7(7)	52,6(4)	73,5(1)		22,1(95)

**Nota:** Los números entre paréntesis representa el número de árboles.

Esta variabilidad del bosque afecta la mortalidad, reclutamiento y crecimiento de los árboles. Observándose que el número de árboles entre las mediciones del año (2010, 2011 y 2013) disminuyeron en los tres tipos de bosques, y posteriormente se recuperaron por el ingreso de árboles reclutas. También se observa que el diámetro promedio del rodal aumenta en este periodo y luego disminuye. A nivel de clase diamétrica, no se muestra un patrón bien definido.

Cuadro 9. Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque ralo

AÑO	Clase diamétrica					Total
	10	20	30	40	50	
2010	12,9(52)	22,9(22)	33,5(11)	43,8(5)	58,1(2)	20,4(92)
2011	13,1(47)	23,6(23)	34,5(11)	44,9(5)	57,5(1)	20,9(87)
2013	14,1(30)	24(20)	33,9(10)	45,1(3)	55(2)	22,9(65)
2015	13,9(27)	24,9(22)	34,3(9)	43,9(5)	54(2)	24,0(65)
2016	13,8(34)	25,1(18)	33,6(13)	44,1(3)	54,1(3)	23,3(71)

**Nota:** Los números entre paréntesis representa el número de árboles.

Cuadro 10. Se verifica que en el rodal con bosque ralo los diámetros de los árboles son menores que al del bosque regular. El rango de variación diamétrica para el rodal con bosque ralo fue de 2,12 cm de DAP, para

rodal con bosque regular fue 1,69 cm de DAP y para el rodal con bosque denso fue 1,81 cm de DAP.

Cuadro 10. Variación del diámetro promedio de los árboles por tipo de bosque y año de evaluación

Año	Rodal con bosque		
	Ralo	Regular	Denso
2010	19,46	21,03	23,85
2011	19,02	21,85	24,83
2013	21,13	22,72	24,05
2015	19,26	22,72	23,19
2016	20,58	21,45	23,03
DAP promedio	19,89	21,95	23,79
Error estándar	0,41	0,34	0,32
C. V.	4,60	3,45	3,04

En el ANOVA del Cuadro 11, se verifica que entre la combinación del tipo de bosque del rodal con la fechas de evaluación no existen diferencias estadísticas significativas en la variación del diámetro promedio de los árboles (ANOVA  $F_c=0,841$ ; Gl tratamientos=14; Gl error=323; p valor=0.624).

Cuadro 11. ANOVA para DAP entre evaluaciones y tipo de bosque.

Origen	S C	Gl	M C	Fc	Sig.
Modelo corregido	973,435 <sup>a</sup>	14	69.531	0.841	0.624
AÑO	54.749	4	13.687	0.166	0.956
Tipo_bosque	800.009	2	400.005	4.841	0.008
AÑO * Tipo_bosque	116.877	8	14.610	0.177	0.994
Error	26689.435	323	82.630		
Total	27662.870	337			

Cuadro 12. Se observa que el diámetro promedio en el año (2010) en el rodal fue 21,45 cm con un error estándar de 1,114 cm; en el año (2011) el diámetro promedio fue 21,90 cm con un error estándar de 1,114 cm; en el año (2013) fue de 22,54 cm de DAP con un error estándar de 1,114 cm; en el año (2015) el DAP promedio del rodal fue 21,72 cm con un error estándar de 1,108 cm. Finalmente, en el año (2016) el DAP promedio del rodal fue 21,69 cm con un error estándar de 1,102 cm. La prueba de rangos múltiples de Tukey muestra que no existen diferencias estadísticas significativas del diámetro promedio entre años de evaluación.

Cuadro 12. Diámetro promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal

Año	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	21.448 <b>a</b>	1.114	19.256	23.640
2011	21.901 <b>a</b>	1.114	19.708	24.093
2013	22.636 <b>a</b>	1.114	20.444	24.828
2015	21.721 <b>a</b>	1.108	19.541	23.900
2016	21.687 <b>a</b>	1.102	19.519	23.855

\* Letras similares indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,936).

Cuadro 13. Se observa que el bosque tuvo un DAP promedio de 19,89 cm y un error estándar de 0,887 cm, el bosque regular tuvo un DAP promedio de 21,95 cm, error estándar de 0,804 cm, el bosque denso tuvo un promedio de 23,79 cm de DAP, un error estándar de 0,887 cm. El DAP promedio de los árboles del bosque ralo y del bosque regular son estadísticamente similares (HSD Tukey,  $p$  valor=0,208), y entre el bosque regular y el denso no existen diferencias estadísticas significativas entre el DAP promedio (HSD Tukey,  $p$  valor=0,287). El DAP promedio del bosque ralo es estadísticamente diferentes del bosque denso (HSD Tukey,  $p$  valor=0,000).

Cuadro 13. Diámetro promedio de árboles, error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de

Tukey

Tipo_bosque	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
Bosque ralo	19,890 <b>a</b>	0,887	18,145	21,635
Bosque regular	21,954 <b>a b</b>	0,804	20,373	23,536
Bosque denso	23,791 <b>b</b>	0,887	22,046	25,536

\* Letras diferentes indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey son estadísticamente diferentes, contraste entre dap promedio bosque ralo y bosque regular (HSD Tukey,  $p$  valor=0,208) y entre DAP promedio bosque regular y bosque denso (HSD Tukey,  $p$  valor=0,287)

Cuadro 14. Muestra un rango de variación del área basal entre los censos de 1,39 m<sup>2</sup>/ha para el bosque ralo, 4,68 m<sup>2</sup>/ha cm para el bosque regular y para el bosque denso fue 4,64 m<sup>2</sup>/ha. El rodal con bosque regular tiene menor área basal que el bosque ralo y bosque denso.

Cuadro 14. Variación del área basal (m<sup>2</sup>/ha) del rodal por tipo de bosque y censo

Año	Rodal con bosque		
	Ralo	Regular	Denso
2010	18,56	13,3	29,77
2011	17,91	15,96	34,07
2013	17,22	15,32	34,41
2015	17,17	17,98	33,34
2016	17,75	17,90	31,02
Promedio	17,72	16,09	32,52
Error estándar	0,25	0,87	0,91
C. V.	3,21	12,13	6,24

En el ANOVA (Cuadro 15), se verifica que entre la combinación del tipo de bosque del rodal con periodo de evaluación muestran diferencias estadísticas significativas en el área basal (m<sup>2</sup>/ha) del rodal (ANOVA



Fc=2,793; Gl tratamientos=14; Gl error=323; p valor=0.001). Indicando que se acepta la hipótesis de que el área basal del rodal está influenciada significativamente por el tipo de bosque del rodal (ANOVA Fc=18,815; Gl tratamientos=2; Gl error=323; p valor=0.000), pero no se observa la influencia del periodo de evaluación en el área basal (ANOVA Fc=0,116; Gl tratamientos=4; Gl error=323; p valor=0.977).

Cuadro 15. ANOVA para el área basal (m<sup>2</sup>/ha) entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal

Origen	S. C	Gl	M. C	Fc	Sig.
Modelo corregido	18687,849 <sup>a</sup>	14	1334,846	2,793	0,001
AÑO	221,400	4	55,350	0,116	0,977
Tipo_bosque	17981,615	2	8990,807	18,815	0,000
AÑO * Tipo_bosque	516,893	8	64,612	0,135	0,998
Error	154348,109	323	477,858		
Total	173035,958	337			

Cuadro 16. Se observa que el área basal en el año (2010) en el rodal fue 20,542 m<sup>2</sup>/ha con un error estándar de 2,68 m<sup>2</sup>/ha; en el año (2011) el área basal fue 22,646 m<sup>2</sup>/ha con un error estándar de 2,68 m<sup>2</sup>/ha; en el año (2013) fue 22,317 m<sup>2</sup>/ha con un error estándar de 2,68 m<sup>2</sup>/ha; en el año (2015) fue 22,83 m<sup>2</sup>/ha con un error estándar de 2,664 m<sup>2</sup>/ha. Finalmente, en el año (2016) el área basal del rodal fue 22,224 m<sup>2</sup>/ha con un error estándar de 2,65 m<sup>2</sup>/ha. La prueba de rangos múltiples de Tukey muestra que no existen diferencias estadísticas significativas del área basal (m<sup>2</sup>/ha) entre años de evaluación. Esto permite aceptar la hipótesis de que en periodos cortos de evaluación el cambio del área basal es mínimo (HSD Tukey, p valor=0,907). Pudiéndose inferir que los cambios en el área basal serán más perceptibles en el tiempo cuando se acerca el bosque a su estado de equilibrio.

Cuadro 16. Área basal del rodal ( $m^2/ha$ ), error estándar y límite de confianza por año de evaluación

Año	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	20,542 <b>a</b>	2,680	15,270	25,814
2011	22,646 <b>a</b>	2,680	17,374	27,918
2013	22,317 <b>a</b>	2,680	17,045	27,588
2015	22,830 <b>a</b>	2,664	17,588	28,072
2016	22,224 <b>a</b>	2,650	17,010	27,438

\* Letras iguales indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,907).

Cuadro 17. Se observa que el área basal del rodal varía según el tipo de bosque del rodal. Esto indica que el bosque clasificado como ralo tuvo un área basal de  $17,723 m^2/ha$  y un error estándar de  $2,133 m^2/ha$ , en el bosque regular el área basal fue  $16,090 m^2/ha$  y un error estándar de  $1,933 m^2/ha$ , mientras que el área basal para el bosque denso fue  $32,522 m^2/ha$  y un error estándar de  $2,133 m^2/ha$ . La prueba de rangos múltiples de Tukey muestran que el área basal del rodal con bosque ralo y del bosque regular son estadísticamente similares (HSD Tukey,  $p$  valor=0,850), y el área basal del bosque denso es estadísticamente significativas la diferencia con los otros tipos de bosque.

Cuadro 17. Área basal (m<sup>2</sup>/ha), error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey

Tipo_bosque	Media*	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
Rodal con bosque ralo	17,723 <b>a</b>	2,133	13,526	21,920
Rodal con bosque regular	16,090 <b>a</b>	1,933	12,287	19,893
Rodal con bosque denso	32,522 <b>b</b>	2,133	28,325	36,719

\* Letras iguales indica que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, *p* valor=0,850).

#### 4.2. Variación de la Riqueza, índice de diversidad e Índice de Valor de Importancia (IVI)

Cuadro 18. Se observa que la dinámica biometrica en el periodo de evaluación fue cambiante, variando entre 95 a 106 especies en el rodal; registrándose la entrada de nuevas especies y la salida de otras especies. Desde el (2010) hasta el (2013) el número de especies disminuyeron de 103 a 95 y luego se incrementa el número de especies, recuperando el estatus inicial en el año (2014) y en el año (2016) el número de especies (106) superó a lo registrado en años anteriores.

El rodal presenta alta diversidad, sus valores varía entre 0,0204 a 0,0233. Esta apreciación se confirma con el valor del índice de Shannon – Wiever que varió entre 4.48 y 4.61, que caracteriza a una población boscosa con alta diversidad, sus valores están cercano al límite teórico (4,63; 4,64; 4,55; 4,64 y 4,66) respectivamente para los años 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016 que corresponde al logaritmo neperiano de todas las especies por cada remediación, mostrando que existe equidad entre las especies.

Cuadro 18. Muestra que las variaciones del índice diversidad de Simpson no son estadísticamente diferentes ( $p_{\text{valor}} > 0,40$ ), de igual manera la diversidad calculada con medidas de abundancia a través del índice de Shannon – Wiever no son estadísticamente diferentes ( $p_{\text{valor}} > 0,40$ ).

Cuadro 18. Especies, individuos, índice de Shannon e índice de Simpson para el bosque estudiado en la escala multi temporal

Años	Diversidad						
	Especies	Individuos	Dominancia D	Shannon H	Significación $\alpha=0.05^*$	Simpson 1-D	Significación $\alpha=0.05^*$
2010	103	354	0.0226	4.48	<b>a</b>	0.9774	<b>a</b>
2011	104	336	0.0233	4.513	<b>a</b>	0.9767	<b>a</b>
2013	95	281	0.0218	4.505	<b>a</b>	0.9782	<b>a</b>
2015	104	301	0.0204	4.608	<b>a</b>	0.9797	<b>a</b>
2016	106	352	0.0215	4.494	<b>a</b>	0.9785	<b>a</b>

Contraste realizado con la prueba “t” de Student para los valores del índice de Shannon y para el índice Simpson donde letras iguales indican que no existen diferencias estadísticas significativas de los valores del índice (H) de Shannon y en el índice de Simpson.

Cuadro 19. Muestra que las especies *Pourouma tomentosa* ocupa el primer lugar en la jerarquía de las especies de este rodal, donde el valor del IVI varía entre 13,61 a 16,47, seguido de *Alchornea triplinervia* que varía entre 12,11 a 15,18% durante el periodo (2010 al 2016), estas dos especies se establecen aprovechando claros en el dosel y crean una cobertura para las especies más intolerantes a la exposición solar.

El tercer lugar en el IVI, ocupa la *Sloanea guianensis* con un valor entre 8,73 a 10,22%, seguido de *Cedrelinga cateniformis* (7,21 a 8,95 %).

Cuadro 19. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las 26 principales especies que contribuyen con más del 50% del valor total en el periodo 2010 – 2016

ESPECIE	IVI				
	2010	2011	2013	2015	2016
<i>Pourouma tomentosa</i>	16,08	16,47	13,95	13,61	16,37
<i>Alchornea triplinervia</i>	12,11	13,35	15,18	14,10	11,85
<i>Sloanea guianensis</i>	9,34	8,73	10,22	9,03	8,96
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	8,95	8,66	7,21	7,44	5,56
<i>Virola elongata</i>	7,77	6,69	7,24	4,67	4,37
<i>Helicostylis tomentosa</i>	7,50	7,60	7,77	8,23	7,72
<i>Matisia malacocalyx</i>	7,49	7,70	6,84	6,83	6,31
<i>Tachigali paniculata</i>	7,43	10,41	9,11	6,42	1,56
<i>Inga tessmannii</i>	6,75	7,11	5,48	5,15	7,29
<i>Hymenolobium excelsum</i>	6,62	5,40	7,60	2,75	4,05
<i>Protium divaricatum</i>	6,34	6,32	7,41	6,91	6,15
<i>Ficus americana</i>	6,21	6,07	7,16	7,33	7,25
<i>Tapirira guianensis</i>	5,95	5,26	4,64	5,76	8,63
<i>Iryanthera grandis</i>	5,86	5,97	7,02	6,54	6,36
<i>Parkia igneiflora</i>	5,58	3,33	0,00	3,73	3,86
<i>Caryocar glabrum</i>	5,38	5,51	6,50	6,10	7,35
<i>Anaueria brasiliensis</i>	5,34	5,46	6,30	5,91	5,49
<i>Alchorneopsis floribunda</i>	4,62	4,17	5,23	6,39	3,60
<i>Eschweilera coriácea</i>	4,41	3,93	4,62	4,27	4,11
<i>Naucleopsis imitans</i>	4,39	4,44	5,44	4,02	4,76
<i>Nectandra viburnoides</i>	4,34	4,45	4,43	4,89	4,61
<i>Diplostropis purpurea</i>	4,22	2,77	3,17	2,92	2,76
<i>Tachigali loretensis</i>	4,04	4,21	5,12	5,07	5,00
<i>Simarouba amara</i>	3,84	1,54	0,00	1,12	1,04
<i>Guatteria megalophylla</i>	3,82	3,11	3,66	3,47	3,45
<i>Ocotea aciphylla</i>	3,82	5,04	1,87	4,80	4,62

### 4.3. Dinámica del Rodal entre censo y tipo de bosque

Cuadro 20. Se observa que la dinámica del bosques se basa en la regeneración natural, presentando un bajo dinamismo del rodal, cuyos valores variaron entre 15 a 37,5 árboles por año por hectárea, pues según Sánchez, que en la escala de valoración se considera como bajo (0 a 60 árboles/ha), y según los individuos muertos y reclutas en cada periodo se considera según la escala de valoración como bajo. Esto demuestra que los cambios derivados de la mortalidad y reclutamiento de individuos a través de los años es bajo, aún después del aprovechamiento de algunos árboles, indicando que el aprovechamiento de seis (06) árboles de 269 árboles representó el 2,23% del total, porcentaje que no altera grandemente la dinámica del bosque, a esta dinámica se le considera como de un nivel bajo.

Cuadro 20. Dinamismo y escala de calificación del rodal

Periodo	Número de árboles/ha	
	Dinamismo	Escala de calificación
2010-2011	15.0	Bajo
2011-2013	18.6	Bajo
2013-2015	28.6	Bajo
2015-2016	37.1	Bajo

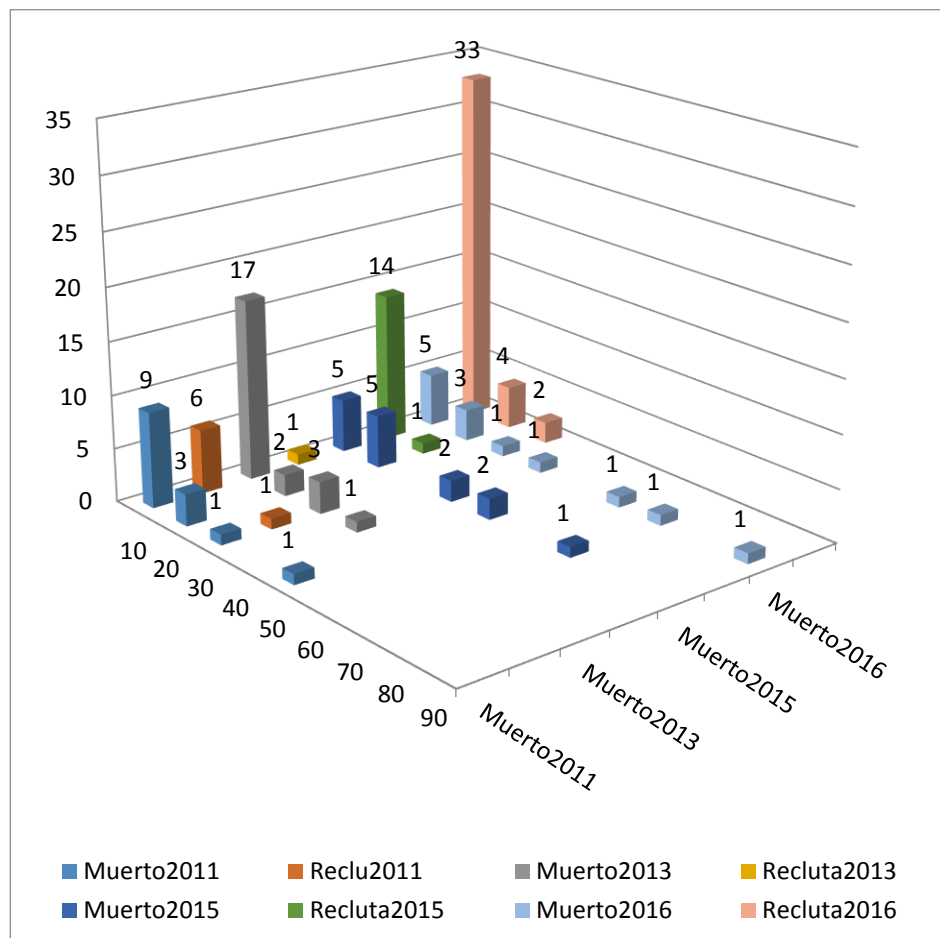
Escala de valoración según el número de individuos muertos y reclutados

Cuadro 21. Se observa que la mortalidad se considera como bajo, la mortalidad varía entre 10,7 a 20 árboles/ha y el reclutamiento varía entre 2 a 55,7 árboles/ha. El mayor reclutamiento se da entre el 2015 al 2016 con 55,7 árboles/ha, por lo se le considera como un rodal con bajo reclutamiento. Después del aprovechamiento se observó una mortalidad de 20 árboles/ha y 10 árboles reclutas, entre el 2011 al 2013 la mortalidad disminuye a 17 árboles/ha y 3 árboles reclutas, luego la mortalidad se mantiene alrededor de 10,7 a 18,6 árboles/ha y el reclutamiento subió de 17,8 árboles a 55,7 árboles/ha (Gráfico 2).

Cuadro 21. Mortalidad y reclutamiento absoluto y escala de calificación del rodal

Periodo	Número de árboles/ha			
	Mortalidad	Calificación	reclutas	Calificación
2010-2011	20.0	Bajo	10.0	Bajo
2011-2013	34.3	Bajo	2.9	Bajo
2013-2015	21.4	Bajo	35.7	Bajo
2015-2016	18.6	Bajo	55.7	Bajo

Asimismo, el gráfico 2 muestra la distribución del número de árboles por clase diamétrica, presentando una curva de tipo “j” invertida en el último año de evaluación (2016).



**Gráfico 2.** Número de árboles muertos y reclutados.

Cuadro 22. Muestra que la tasa de mortalidad varía entre 3,31% a 5,72%, mientras que las tasas de reclutamiento son más dinámicas, que va desde 0,43% a 5,4% entre el (2011 al 2015), pero en el último año se observó que la tasa de reclutamiento subió a 16,25%, mayor dinámica del rodal. Con el que se demuestra que el rodal presenta buena capacidad de incrementar el número de árboles, producto del cambio producido en su ambiente por la tala de seis árboles maduros y del crecimiento y sobrevivencia de los individuos juveniles. Pudiéndose esclarecer este alto reclutamiento en el último año, se debe al ingreso de árboles a la clase diamétrica con  $DAP \geq 10$  cm. Razón por la cual la tasa de dinamismo también sea alto en el último año (10,98%).

Cuadro 22. Tasa (%) anual del dinamismo, mortalidad y reclutamiento

Periodo	No	Ns	NF	t(años)	Tasa anual (%)		
					Mortalidad	Reclutamiento	Dinamismo
2010-2011	263	249	256	1	5.47	2.77	4.12
2011-2013	256	232	234	2	4.92	0.43	2.68
2013-2015	234	219	244	2	3.31	5.40	4.36
2015-2016	234	221	260	1	5.72	16.25	10.98

Cuadro 23. Se observa que en el rodal disetaneo prevalece las especies con un comportamiento estable (51,79%), la mayoría son especies esciófitas (Cuadro 27 y 28).



Cuadro 23. Comportamiento espacio temporal de los individuos en el rodal

Comportamiento espacio temporal		
especie	Número de especies	%
Estable	58	51.79
Estable mortalidad final	1	0.89
Estable reclutamiento final	7	6.25
Input	9	8.04
Mortalidad final	3	2.68
Mortalidad gradual	2	1.79
Mortalidad inicial luego estable	8	7.14
Mortalidad y reclutamiento posterior	13	11.61
Output	6	5.36
Reclutamiento inicial luego estable	3	2.68
Reclutamiento inicial y luego mortalidad	2	1.79
Total	112	100.00

Durante este periodo (2011 al 2016) 9 especies (8,04%) ingresaron por reclutamiento (input), seis (6) especies son esciófitas que se establecieron aprovechando la cobertura del rodal, y tres especies (3) fueron heliófitas una pertenece al género *Cecropia* y dos al género *Miconia* (Cuadro 22) que se establecieron aprovechando los claros creados en el dosel superior. De las seis especies que desaparecieron de la parcela (5,36%) una es heliófita efímera, las demás esciófitas. En 8 especies al principio hubo mortalidad luego del ajuste por auto raleo se mantuvieron estables, en otras se observaron mortalidad por auto raleo y luego de produjeron reclutamiento (11,61%) (Cuadro 23). Esto explica que el dinamismo varía entre especies la misma que se observa para cada de las especies en el Cuadro 24, 25, 26, 27 y 28.

Cuadro 24. Especies que entraron (INPUT) y salieron (OUTPUT) en el rodal

Especie	Año de evaluación					Input/ output
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Aniba megaphylla</i>				1	1	Input
<i>Aniba perutilis</i>				1	1	Input
<i>Annona duckei</i>					1	Input
<i>Cecropia distachya</i>					2	Input
<i>Inga capitata</i>				1	1	Input
<i>Inga densiflora</i>				1	1	Input
<i>Inga quaternata</i>		1	1	1	2	Input
<i>Miconia myriantha</i>				1	2	Input
<i>Miconia tomentosa</i>		1	1	1	1	Input
<i>Calyptranthes</i>						
<i>paniculata</i>	1	1	1	1		Output
<i>Guarea guidonia</i>	1	1				Output
<i>Hymenaea</i>						
<i>oblongifolia</i>	1	1	1			Output
<i>Inga ruiziana</i>	1	1	1			Output
<i>Miconia poeppigii</i>	1	1	1	1		Output
<i>Ocotea olivácea</i>	1	1		1		Output

Cuadro 25. Especies con comportamiento espacio temporal con mortalidad de árboles en el rodal

Especie	Año de evaluación					Mortalidad
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Alchorneopsis</i>						
<i>floribunda</i>	3	3	3	3	2	Mortalidad final
<i>Cecropia latiloba</i>	2	2	2	2	1	Mortalidad final
<i>Protium divaricatum</i>	5	5	5	5	4	Mortalidad final
<i>Iryanthera lancifolia</i>	3	3	2	2	1	Mortalidad gradual
<i>Virola elongata</i>	10	8	7	5	5	Mortalidad gradual
<i>Alchornea latifolia</i>	2	2	2	1	1	Mortalidad inicial luego estable
<i>Brosimum rubescens</i>	2	2	1	1	1	Mortalidad inicial luego estable
<i>Guatteria megalophylla</i>	3	2	2	2	2	Mortalidad inicial luego estable
<i>Inga brachyrhachis</i>	2	1	1	1	1	Mortalidad inicial luego estable
<i>Matisia malacocalyx</i>	11	11	7	8	8	Mortalidad inicial luego estable
<i>Miconia splendens</i>	3	3	2	2	2	Mortalidad inicial luego estable
<i>Ocotea myriantha</i>	2	1	1	1	1	Mortalidad inicial luego estable
<i>Parkia igneiflora</i>	3	1	1	1	1	Mortalidad inicial luego estable
<i>Alchornea triplinervia</i>	12	11	9	10	13	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Cecropia engleriana</i>	1	1			1	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Cecropia sciadophylla</i>	2	1		1	4	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Eschweilera albiflora</i>	5	4	2	2	3	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Guarea macrophylla</i>	3	3	2	2	4	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Inga laurina</i>	1	1		1	1	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Ocotea javitensis</i>	2	1	1	2	2	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Pourouma tomentosa</i>	18	18	13	12	17	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Simarouba amara</i>	2	1		1	1	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Siparuna pachyantha</i>	1	1		1	2	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Socratea exorrhiza</i>	2	4	3	4	6	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Tapirira guianensis</i>	6	5	3	4	9	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Zygia basijuga</i>	3	3	2	2	3	Mortalidad y reclutamiento posterior

Cuadro 26. Especies con comportamiento temporal estable y con reclutamiento final en el rodal

Especie	Año de evaluación					Reclutamiento
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Tachigali paniculata</i>	3	3	3	2	2	Estable mortalidad final
<i>Brosimum utile</i>	1	1	1	2	2	Estable reclutamiento final
<i>Caryocar glabrum</i>	5	5	5	5	7	Estable reclutamiento final
<i>Hyeronima oblonga</i>	3	3	3	3	4	Estable reclutamiento final
<i>Hymenolobium</i>						
<i>excelsum</i>	3	2	3	2	4	Estable reclutamiento final
<i>Licaria brasiliensis</i>	1	1	1		2	Estable reclutamiento final
<i>Ocotea longifolia</i>	1	1	1	2	2	Estable reclutamiento final
<i>Sterculia apetala</i>	2	2	2	3	3	Estable reclutamiento final
<i>Diplostropis purpurea</i>	3	2	2	2	2	Reclutamiento inicial luego establ
<i>Ocotea aciphylla</i>	4	5	2	4	4	Reclutamiento inicial luego establ
<i>Ocotea oblonga</i>	1	2	2	2	2	Reclutamiento inicial luego establ
						Reclutamiento inicial y luego
<i>Eschweilera bracteosa</i>	2	2	1	1	1	mortalidad
						Reclutamiento inicial y luego
<i>Eschweilera coriácea</i>	4	3	3	3	3	mortalidad

Cuadro 27. Especies con comportamiento espacio temporal estable en el rodal

Especie	Año de evaluación					Estable
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Alchornea schomburgkii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Anaueria brasiliensis</i>	6	6	6	6	6	Estable
<i>Aniba taubertiana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Aspidosperma schultesii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Astrocaryum chambira</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Attalea maripa</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Buchenavia grandis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Caryodaphnopsis fosteri</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Casearia arbórea</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Cavanillesia umbellata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	7	7	5	6	6	Estable
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Couma macrocarpa</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Crepidospermum prancei</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Cybianthus resinusus</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Dialium guianense</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Ecclinusa lanceolata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria bracteata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria krukovii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria sprucei</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Eschweilera grandiflora</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Eschweilera tessmannii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Ficus americana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Guatteria elata</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Handroanthus incana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Helicostylis tomentosa</i>	8	8	6	8	8	Estable
<i>Inga tessmannii</i>	6	6	4	4	6	Estable
<i>Iryanthera grandis</i>	7	7	7	7	7	Estable
<i>Iryanthera tessmannii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Jacaranda copaia</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Leonia glycyarpa</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Licania blackii</i>	1	1	1	1	1	Estable

Cuadro 28. Especies con comportamiento espacio temporal estable en el  
rodal

Especie	Año de evaluación					Estable
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Licania macrocarpa</i>	4	4	4	4	4	Estable
<i>Macoubea guianensis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Miconia symplectocaulos</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Naucleopsis imitans</i>	4	4	4	3	4	Estable
<i>Nectandra acuminata</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Nectandra lineatifolia</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Nectandra viburnoides</i>	4	4	3	4	4	Estable
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Parkia nítida</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Pouteria cuspidata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Protium ferrugineum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Protium hebetatum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Pseudolmedia laevis</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Pterocarpus amazonum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Remijia pedunculata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Sloanea guianensis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Sterculia peruviana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Swartzia benthamiana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Tachigali lorentensis</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Tachigali macbridei</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Tetrastylidium peruvianum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Theobroma subincanum</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Tovomita laurina</i>	1		1	1	1	Estable
<i>Tovomita spruceana</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Virola multinervia</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Xylopia benthamii</i>	1	1	1		1	Estable

#### 4.4. Crecimiento diamétrico de las especies en el rodal

Cuadro 29. Muestra, que el incremento medio anual (IMA) de los árboles sobrevivientes desde la primera remediación fueron 270 con un incremento media anual de  $0.85 \pm 0.13$  cm /año. Esto indica la presencia de muchos árboles con baja densidad básica de la madera. Así, también se muestra que las especies *Alchorneopsis floribunda* que tuvo 3 árboles en la parcela creció al ritmo de  $2.42 \pm 2.43$  cm/año, esto indica que existe mucha variabilidad en el crecimiento individual de la especie, *Inga tessmannii* con seis (6) árboles creció  $2.01 \pm 2.28$  cm/año, *Tachigali lorentensis* con 3 árboles creció  $1.69 \pm 0.4$  cm/año, *Tachigali macbridei* con 3 árboles creció  $1.41 \pm 1.06$  cm/año, *Pourouma tomentosa* con 18 árboles creció  $1.42 \pm 0.52$  cm/año, *Alchornea triplinervia* (12 árboles) creció  $1.18 \pm 0.84$  cm/año; *Brosimum rubescens* que tuvo 2 árboles creció a un ritmo de  $4.78 \pm 8.77$  cm/año. Y en el Cuadro 30 se muestra el incremento medio anual de aquellas especies que tuvieron sólo un árbol en la parcela. Como se puede esperar un mayor crecimiento global en la parcela se obtiene por la presencia numerosa de especies de rápido crecimiento caracterizado por tener baja densidad básica de la madera; las maderas duras tienen un crecimiento más lento.

Cuadro 29. Incremento medio anual (IMA) y su límite de confianza (LC) al 95% por especie de los árboles con más de dos individuos en la parcela.

id	Especie	N	IMA±LC	Id	Especie	N	IMA±LC
1	<i>Pourouma tomentosa</i>	18	1,42±0,52	27	<i>Hymenolobium excelsum</i>	3	0,82±0,12
2	<i>Alchornea triplinervia</i>	12	1,18±0,84	28	<i>Guatteria elata</i>	3	0,69±0,42
3	<i>Matisia malacocalyx</i>	11	0,46±0,17	29	<i>Miconia splendens</i>	3	0,57±0,75
4	<i>Helicostylis tomentosa</i>	9	0,63±0,45	30	<i>Iryanthera lancifolia</i>	3	0,49±0,49
5	<i>Virola elongata</i>	8	0,78±0,65	31	<i>Casearia arborea</i>	3	0,46±0,52
<i>Cedrelinga</i>							
6	<i>cateniformis</i>	8	0,21±0,16	32	<i>Dialium guianense</i>	3	0,37±0,04
7	<i>Iryanthera grandis</i>	7	0,72±0,32	33	<i>Guarea macrophylla</i>	3	0,21±0,19
8	<i>Inga tessmannii</i>	6	2,01±2,28	34	<i>Zygia basijuga</i>	3	0,07±0,1
9	<i>Tapirira guianensis</i>	6	1,52±1,13	35	<i>Brosimum rubescens</i>	2	4,78±8,77
10	<i>Anaueria brasiliensis</i>	6	0,4±0,2	36	<i>Pseudolmedia laevis</i>	2	2,06±3,49
11	<i>Caryocar glabrum</i>	5	0,82±0,45	37	<i>Ocotea longifolia</i>	2	1,66±1,75
12	<i>Ocotea aciphylla</i>	5	0,76±0,66	38	<i>Guatteria megalophylla</i>	2	1,18±0,98
13	<i>Protium divaricatum</i>	5	0,65±0,23	39	<i>Nectandra acuminata</i>	2	1,06±0,54
14	<i>Eschweilera albiflora</i>	5	0,41±0,55	40	<i>Virola multinervia</i>	2	1±0,85
<i>Osteophloeum</i>							
15	<i>Hyeronima oblonga</i>	4	1,51±1,59	41	<i>platyspermum</i>	2	0,88±0,27
16	<i>Naucleopsis imitans</i>	4	0,93±1,08	42	<i>Eschweilera bracteosa</i>	2	0,64±0,51
17	<i>Socratea exorrhiza</i>	4	0,9±0,4	43	<i>Alchornea latifolia</i>	2	0,62±0,62
18	<i>Nectandra viburnoides</i>	4	0,6±0,33	44	<i>Brosimum utile</i>	2	0,62±1,21
19	<i>Licania macrocarpa</i>	4	0,37±0,13	45	<i>Ocotea oblonga</i>	2	0,59±0,02
<i>Alchorneopsis</i>							
20	<i>floribunda</i>	3	2,42±2,43	46	<i>Simarouba amara</i>	2	0,58±0,34
21	<i>Tachigali lorentensis</i>	3	1,69±0,4	47	<i>Leonia glycyarpa</i>	2	0,51±0,12
22	<i>Tachigali macbridei</i>	3	1,41±1,06	48	<i>Ocotea javitensis</i>	2	0,47±0,05
23	<i>Couma macrocarpa</i>	3	1,38±0,73	49	<i>Diplotropis purpurea</i>	2	0,31±0,26
24	<i>Tachigali paniculata</i>	3	1,18±0,82	50	<i>Theobroma subincanum</i>	2	0,3±0,06
25	<i>Eschweilera coriacea</i>	3	1,03±0,76	51	<i>Cecropia latiloba</i>	2	0,16±0,05
26	<i>Sterculia apetala</i>	3	0,82±0,5	52	<i>Eschweilera grandiflora</i>	2	0,14±0,22
Total general		270	0,85±0,13				



Cuadro 30. Incremento medio anual (IMA) por especie de los árboles con un solo ejemplar evaluado en la parcela.

id	Especie	N	IMA	Id	Especie	N	IMA
53	<i>Cecropia sciadophylla</i>	1	4,15	82	<i>Crepidospermum prancei</i>	1	0,45
54	<i>Ficus americana</i>	1	2,50	83	<i>Alchornea schomburgkii</i>	1	0,43
55	<i>Inga densiflora</i>	1	1,62	84	<i>Iryanthera tessmannii</i>	1	0,43
56	<i>Sterculia peruviana</i>	1	1,52	85	<i>Ocotea myriantha</i>	1	0,40
57	<i>Parkia igneiflora</i>	1	1,47	86	<i>Tovomita laurina</i>	1	0,39
58	<i>Parkia nítida</i>	1	1,38	87	<i>Tovomita spruceana</i>	1	0,37
59	<i>Endlicheria krukovii</i>	1	1,30	88	<i>Pterocarpus amazonum</i>	1	0,35
60	<i>Inga capitata</i>	1	1,30	89	<i>Licania blackii</i>	1	0,32
61	<i>Endlicheria sprucei</i>	1	1,08	90	<i>Cecropia engleriana</i>	1	0,30
62	<i>Cybianthus resinusus</i>	1	1,01	91	<i>Astrocaryum chambira</i>	1	0,29
63	<i>Miconia poeppigii</i>	1	1,00	92	<i>Eschweilera tessmannii</i>	1	0,29
64	<i>Inga laurina</i>	1	0,87	93	<i>Attalea maripa</i>	1	0,28
65	<i>Macoubea guianensis</i>	1	0,83	94	<i>Swartzia benthamiana</i>	1	0,27
66	<i>Protium hebetatum</i>	1	0,82	95	<i>Protium ferrugineum</i>	1	0,27
67	<i>Calyptranthes paniculata</i>	1	0,81	96	<i>Ocotea olivácea</i>	1	0,24
68	<i>Miconia tomentosa</i>	1	0,80	97	<i>Inga ruiziana</i>	1	0,23
69	<i>Inga brachyrhachis</i>	1	0,78	98	<i>Xylopia benthamii</i>	1	0,22
70	<i>Jacaranda copaia</i>	1	0,78	99	<i>Tetrastylidium peruvianum</i>	1	0,21
71	<i>Hymenaea oblongifolia</i>	1	0,70	100	<i>Remijia pedunculata</i>	1	0,18
72	<i>Sloanea guianensis</i>	1	0,67	101	<i>Nectandra lineatifolia</i>	1	0,14
73	<i>Ecclinusa lanceolata</i>	1	0,66	102	<i>Miconia myriantha</i>	1	0,10
74	<i>Endlicheria bracteata</i>	1	0,66	103	<i>Miconia symplectocaulos</i>	1	0,07
75	<i>Aspidosperma schultesii</i>	1	0,63	104	<i>Cavanillesia umbellata</i>	1	0,05
76	<i>Handroanthus incana</i>	1	0,62				
77	<i>Pouteria cuspidata</i>	1	0,59				
78	<i>Aniba taubertiana</i>	1	0,58				
79	<i>Chrysophyllum prieurii</i>	1	0,52				
80	<i>Aniba megaphylla</i>	1	0,50				
81	<i>Inga quaternata</i>	1	0,46				

#### 4.5. Dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea

Cuadros 31, 32 y 33. Muestran que el porcentaje de incertidumbre varió entre 17% a 35% para el bosque ralo, para el bosque regular varió entre 21% a 43%, y para el bosque denso varió entre 46% a 73%. El Cuadro 30 muestra que el rodal con bosque ralo sobre el suelo aporta 197,1±46 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 203,1±37,6 en el 2011; 188±65,1 en el (2013); 206,7±35,8 en el 2015; 212,8±53,3 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016) y a nivel subterráneo aporta 72,9±17 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 75,1±13,9 en el 2011; 69,6±24,1 en el 2013; 76,5±13,3 en el 2015; 78,7±19,7 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016).

Cuadro 31. Muestra que el rodal con bosque ralo aporta 143,4±61,7 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 188,4±80,3 en el 2011; 144,8±31,4 en el (2013); 226,1±85,3 en el 2015; 231,2±61,8 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016) y a nivel subterráneo aporta 53,1±22,8 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 69,7±29,7 en el 2011; 53,6±11,6 en el 2013; 83,7±31,5 en el 2015; 85,5±22,9 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016).

Cuadro 31. Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque ralo.

Bosque ralo					
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbón equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza	
				(+/- tCO <sub>2</sub> e/ha)	Incertidumbre (%)
2010	Biomasa sobre el suelo	197,1	48,5	46,0	23,4%
	Biomasa subterránea	72,9	17,9	17,0	23,4%
2011	Biomasa sobre el suelo	203,0	39,6	37,6	18,5%
	Biomasa subterránea	75,1	14,7	13,9	18,5%
2013	Biomasa sobre el suelo	188,0	68,6	65,1	34,6%
	Biomasa subterránea	69,6	25,4	24,1	34,6%
2015	Biomasa sobre el suelo	206,7	37,7	35,8	17,3%
	Biomasa subterránea	76,5	14,0	13,3	17,3%
2016	Biomasa sobre el suelo	212,8	56,1	53,3	25,0%
	Biomasa subterránea	78,7	20,8	19,7	25,0%

Cuadro 32. Muestra que el rodal con bosque denso aporta 488,6±284,3 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 579,5±268,1 en el 2011; 571,3±293 en el (2013); 524,3±386,8 en el (2015); 505,8±362,5 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016) y a nivel subterráneo aporta 180,8±17 tCO<sub>2</sub>e/ha (2010), 214,4±99,2 en el (2011); 211,4±108,4 en el 2013; 194±143,1 en el (2015); 187,2±134,1 tCO<sub>2</sub>e/ha (2016). Esto indica que el rodal intervenido se recupera en el tiempo.

Cuadro 32. Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque regular.

Bosque regular					
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbón equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza	
				(+/- tC/ha)	Incertidumbre (%)
2010	Biomasa sobre el suelo	143,4	75,0	61,7	43,0%
	Biomasa subterránea	53,1	27,7	22,8	43,0%
2011	Biomasa sobre el suelo	188,4	97,6	80,3	42,6%
	Biomasa subterránea	69,7	36,1	29,7	42,6%
2013	Biomasa sobre el suelo	144,8	38,2	31,4	21,7%
	Biomasa subterránea	53,6	14,1	11,6	21,7%
2015	Biomasa sobre el suelo	226,1	103,7	85,3	37,7%
	Biomasa subterránea	83,7	38,4	31,5	37,7%
2016	Biomasa sobre el suelo	231,2	75,2	61,8	26,7%
	Biomasa subterránea	85,5	27,8	22,9	26,7%

Cuadro 33. Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque denso.

Bosque denso					
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbón equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza	
				(+/- tC/ha)	Incertidumbre (%)
2010	Biomasa sobre el suelo	488,6	299,4	284,3	58,2%
	Biomasa subterránea	180,8	110,8	105,2	58,2%
2011	Biomasa sobre el suelo	579,5	282,3	268,1	46,3%
	Biomasa subterránea	214,4	104,5	99,2	46,3%
2013	Biomasa sobre el suelo	571,3	308,5	293,0	51,3%
	Biomasa subterránea	211,4	114,2	108,4	51,3%
2015	Biomasa sobre el suelo	524,3	407,3	386,8	73,8%
	Biomasa subterránea	194,0	150,7	143,1	73,8%
2016	Biomasa sobre el suelo	505,8	381,7	362,5	71,7%
	Biomasa subterránea	187,2	141,2	134,1	71,7%

El Gráfico 3 y Cuadro 34, muestra que la cantidad de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) estimada de la biomasa sobre el suelo y la subterránea en el rodal con bosque ralo fue 276,08 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar de 5,79 tCO<sub>2</sub>e/ha, con un coeficiente de variación entre censos de 4.69%, para el bosque regular fue 255,9 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar de 25,92 tCO<sub>2</sub>e/ha y C.V entre censos es de 22.65%, bosque denso (clímax) fue 731,46 tCO<sub>2</sub>e/ha un error estándar de 24,52 tCO<sub>2</sub>e/ha y C.V de 7,50%.

Cuadro 34. Dióxido de carbón equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) sobre el suelo y subterránea por tipo de bosque y año del censo

Año	Dióxido de carbón equivalente (tCO <sub>2</sub> e/ha)		
	Bosque ralo	Bosque regular	Bosque denso
2010	270,0	196,5	669,4
2011	278,1	258,1	793,9
2013	257,6	198,4	782,7
2015	283,2	309,8	718,3
2016	291,5	316,7	693,0
romedio	276,08	255,9	731,46
Error estándar	5,79	25,92	24,52
C. V.	4,69	22,65	7,50

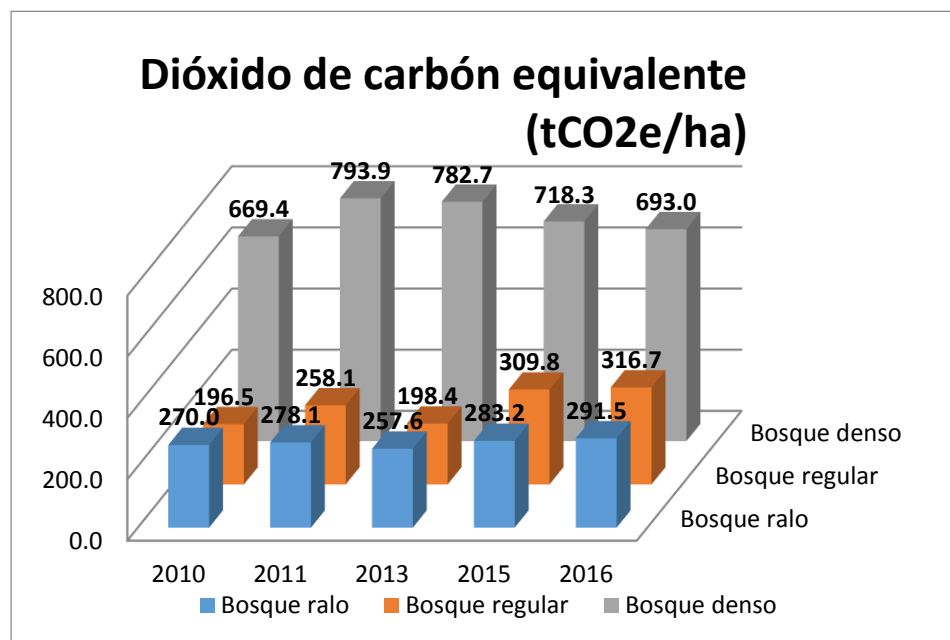


Gráfico 3. Variación del dióxido de carbón equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) sobre el suelo y dentro del suelo por tipo de bosque y año de evaluación.

## **CAPITULO V**

### **DISCUSIÓN**

La extracción de árboles en el área formó claros en el dosel, modificando la dinámica la densidad de árboles, diámetro de los árboles, área basal, crecimiento, mortalidad y reclutamiento, alterando la riqueza, el IVI, así como la dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea. Después de la extracción forestal, se observa un ajuste en el bosque para equilibrar la masa boscosa, primero ocurrió la mortalidad de árboles y luego un alto reclutamiento (Cuadro 01). La mortalidad mostrada en el rodal con bosque ralo y regular, se explica por la ley del auto raleo y la ley de la competencia. Por la ley de la competencia según (Hairston, Smith y Slobodkin, 1960), ninguna especie está lo suficientemente segregados en sus necesidades para escapar de la competencia. Las plantas que compiten por la luz, han evolucionado hacia la formación de estructuras especializadas de apoyo, fotosintéticas y reproductivas que inevitablemente difieren en propiedades químicas y físicas (Hutchinson, 1959). Cuando el bosque es más denso (clímax) hay mayor equilibrio, se producen disminuciones por mortalidad principalmente de árboles delgados, pero se producen reclutamientos por la regeneración natural. Aquí, “cualquiera que sea el recurso para el que compite un conjunto de especies de plantas terrestres, la competencia se expresa finalmente como competencia por el espacio” (Hairston; Smith y Slobodkin, 1960).

En el bosque regular estudiado se alteró el equilibrio, las especies esciófitas fueron más afectados, aumentó la mortalidad y se generó más espacio en el dosel, favoreciendo un mayor reclutamiento de árboles, esta según (Arias, 2004:2) “la única manera de que los árboles incrementen sus dimensiones es a través de la reducción natural del número de individuos (mortalidad o auto raleo)”. A la luz de la teoría ecológica moderna la pérdida de algún espacio de nicho puede ser compensada por la reducción en la amplitud de las fluctuaciones de una manera que puede ser ventajosa para ambas especies (Hutchinson, 1959). Por ello, en el rodal con bosque ralo, las especies de sombra fueron más afectados, algunos

llegaron a morir, y el reclutamiento fue más lento. En el rodal con bosque denso no se observó cambios sustanciales en la densidad de árboles, como una manifestación del nivel de equilibrio del rodal. Por los resultados (Cuadro 02), se confirma la hipótesis de que la densidad del bosque es muy dinámico y sensible a las intervenciones por aprovechamiento de árboles (ANOVA  $F_c=3,15$ ; Gl tratamientos=14; Gl error=323;  $p$  valor=0.000); influenciada por el tipo de bosque del rodal (ANOVA  $F_c=17,90$ ; Gl tratamientos=2; Gl error=323;  $p$  valor=0.000) y no por el periodo de evaluación censal (ANOVA  $F_c=0,73$ ; Gl tratamientos=2; Gl error=323;  $p$  valor=0.574). Como la mortalidad de las especies esciófitas aumentó, esto puede influenciar en el aumento de reclutas en los próximos años hasta que el bosque alcance el equilibrio.

La mortalidad de árbol es un aspecto fundamental en la sostenibilidad del rodal y se registra en todos los censos (Cuadro 03), la mortalidad fue aumentando durante el periodo censal (2010 al 2015), en el censo del (2016) aumentó sustancialmente la densidad de árboles, pero no fueron estadísticamente diferentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,651). La densidad promedio para el rodal con bosque regular fue 294,59 árboles/ha, para el bosque ralo 369,53 árboles/ha y para el bosque denso 457,14 árboles/ha, que es inferior al bosque contiguo del bosque del Arboreto (Rojas y Vilca, 2017), quienes informaron que la densidad varió entre 489 a 561,9 árboles/ha; En espacios más pequeños la dinámica del bosque (Cuadro 04) fueron estadísticamente más evidentes (HSD Tukey,  $p$  valor=0,000), inferiéndose que los cambios en la densidad de árboles serán más perceptibles a nivel micro del bosque.

Por otro lado, en el bosque denso (clímax) se registró un mayor diámetro (124 cm), 90 cm en el bosque regular y 50 cm en el bosque ralo (Cuadros 05, 06 y 07). Esta variabilidad en la estructura del bosque afecta la mortalidad, reclutamiento y crecimiento de los árboles. Los árboles más grandes, generalmente tienen un área de copa mayor que influye en el reclutamiento y mortalidad.

El diámetro promedio de los árboles del rodal con bosque ralo (19,89 cm) es menor al del bosque regular (21,95 cm) y del bosque denso fue mayor (23,79cm), con un rango de variación diamétrica bajo (Cuadro 08). Por el ANOVA (Cuadro 09) y la prueba de Tuvbkey (Cuadro 10), se acepta la hipótesis de que el cambio en diamétrico de los árboles en un corto periodo de tiempo no muestran diferencias estadísticas significativas (ANOVA  $p$  valor=0.956), (HSD Tukey,  $p$  valor=0,936). Pero está influenciado significativamente por el tipo de bosque del rodal (ANOVA;  $p$  valor=0.008), Principalmente entre (Cuadro 11), el DAP promedio del bosque ralo y del bosque denso (HSD Tukey,  $p$  valor=0,000). Pudiéndose inferir que los cambios en el diámetro de árboles son más perceptibles a nivel micro del bosque.

El área basal del rodal con bosque regular fue menor que del bosque ralo y el bosque denso (Cuadro 12). Se acepta la hipótesis de que el área basal de los árboles (Cuadro13) está influenciada significativamente por lo tipos de bosques (ANOVA;  $p$  valor=0.000), y también se acepta la hipótesis de que en periodos cortos intercensales el cambio del área basal es mínimo (HSD Tukey,  $p$  valor=0,907). El área basal (Cuadro 15) del rodal con bosque ralo y del bosque regular son estadísticamente similares (HSD Tukey,  $p$  valor=0,850), pero el área basal del bosque denso es estadísticamente diferente a los demás.

Por lo anterior, el ANOVA y prueba de Tukey para comparar la varianza entre cada medición (2010, 2011, 2013, 2015 y 2016) y tipos de bosques de los parámetros diámetro, densidad de árboles y área basal por tipo de bosques, se acepta la hipótesis de que no existe cambio significativo entre los censos del diámetro, densidad de árboles y área basal, pero se acepta la hipótesis de que existe cambio significativo entre tipos de bosques del rodal del diámetro, densidad de árboles y área basal (periodo 2010 al 2016).

La dinámica en la biometría entre los censos, presenta pequeños cambios por el ingreso y salida de especies (Cuadro 16), que influyen en la dinámica del rodal; las especies muestran baja dominancia de individuos, con pequeñas fluctuaciones



en el tiempo (varía entre 0,0204 a 0,0233), que caracteriza a un rodal con alta diversidad (índice de Simpson alrededor de 0,98), superior al del bosque de varillal que según Panduro (1992:51) varió entre 0,8 y 0,96 o al índice de Simpson (0,97) encontrado en el bosque inundable del río Nanay por Tello (2008:69) o al del arboreto “El huayo” que está próximo al bosque estudiado, varió entre 0,9193 a 0,9515 (Rojas y Vilca, 2017).

El índice de Shannon – Wiener varió entre 4.48 y 4.61, propia de una población boscosa con alta diversidad, pues están dentro del intervalo de 3,18 y 5,36 que informó Panduro (1992:57) para el bosque de varillal cercano al área. Pero es superior al índice de Shannon – Wiener (3,18) encontrado en la zona inundable del río Nanay por Tello (2008:69), o para el bosque del arboreto “El Huayo” cuyo índice varió entre 2,788 a 3.387, o para el bosque primario de bosque de la Reserva Alpahuayo Mishana con un índice de Shannon= 3,7741 (Vela:27, 2013). Pero menor al Índice de diversidad de Shannon-Weaver ( $H'$ )= 4,81 para el bosque de la Estação ZF-2 do INPA en Amazonia Central según (Pinto, 2008:79).

La mayor diversidad encontrada en este bosque de terraza media, está dentro del Jardín Botánico el “El Huayo” de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, por lo que está bastante protegida. Las diferencia de los valores de los índices una composición florística que según Louman *et al.*, (2001) es una consecuencia de la adaptación de las especies, dado que comunidad es un conjunto de poblaciones de especies distintas que ocurren juntas en el tiempo y el espacio.

Visto así, es necesario tomar en cuenta las sugerencias de (Ruokolainen y Tuomisto, 1998:302) que, para el manejo y la utilización sostenible de los recursos biológicos es importante y urgente el reconocimiento y el mapeo de tales diferencias.

Las variaciones del índice diversidad de Simpson y el índice de Shannon – Wiener (Cuadro 16) se acepta la hipótesis de que la riqueza florística en este rodal

no varía significativamente en el tiempo ( $p_{valor} > 0,40$ ), es decir es bastante estable a pesar de la perturbación producida por la extracción de los árboles comerciales.

Por el IVI (Cuadro 17), en el periodo censal *Pourouma tomentosa* fue la más importante el IVI varió entre 13,61% a 16,47%, en *Alchornea triplinervia* varió entre 12,11 a 15,18%, en *Sloanea guianensis* varió entre 8,73 a 10,22% y en *Cedrelinga cateniformis* el IVI varió entre 7,21 a 8,95 %.. *Alchornea triplinervia* es común de claros de bosques degradados ([https://declaracion.es/w/Alchornea triplinervia/Ecolog%C3%ADa,%20silvicultura,%20dasonom%C3%ADa.html](https://declaracion.es/w/Alchornea%20triplinervia/Ecolog%C3%ADa,%20silvicultura,%20dasonom%C3%ADa.html)). Similar ocurre con *Pourouma tomentosa* y *Cedrelinga cateniformis* necesitan claros para desarrollarse. En estas tres especies según Flores *et al* (2015), los frutos maduros ocurren entre diciembre a enero, incluso en febrero, por lo que se estima que los claros se han producido entre esos meses. La alta diversidad de especies del rodal, es fundamental para su sostenibilidad del ecosistema (Hutchinson, 1959). Para Hutchinson (1959), existe alta diversidad porque las comunidades de muchos organismos diversificados son más capaces de persistir que las comunidades de menos organismos menos diversificados. En el cuadro 18, se confirma que la dinámica del rodal está dada por la regeneración natural, según la escala de Palacios (1997) el rodal presenta un bajo dinamismo, cuyos valores variaron entre 15 a 37,5 árboles por año por hectárea. Según Sarmiento (2001), “la dinámica vegetacional es un proceso intrínseco de renovación y mantenimiento de diversidad de especies en las comunidades de plantas que responden a los cambios del ambiente e incluyen los procesos de sucesión, retrogresión, composición dinámica inicial, tolerancia, inhibición y competición”.

La dinámica de árboles muertos y reclutados en cada periodo censal es clasificada como bajo (Cuadro 19), demostrando que los cambios derivados de la mortalidad y reclutamiento de individuos a través del tiempo es bajo, aún después del aprovechamiento forestal (2,23% del total de árboles), que no alteró significativamente la dinámica del bosque. Los claros producidos en el dosel, creó

condiciones para que los latizales aumenten en diámetro y el reclutamiento al final del periodo censal aumente, la mayor mortalidad se produjo en las primeras clases diamétricas, Sandeville (2009:61) informó que en el bosque clímax la mayor proporción de árboles muertos ocurren en los estratos inferiores, en el tiempo, los individuos crecen y aumentan sus requerimientos, compitiendo con mayor intensidad y aumentando el riesgo de muerte. Después de algún tiempo, los árboles más débiles mueren por efecto de la competencia, quedando un número menor de árboles vivos, donde también el tamaño del árbol es un indicador de la densidad de rodal (Cancino, 2010:153). Los mayores incrementos en los tres estadios se encuentran en las clases diamétricas de los árboles del dosel superior y se explica por su mayor acceso a recursos como luz y nutrientes (Carvajal-Vanegas y Calvo-Alvarado: 9; 2013).

Carvajal-Vanegas y Calvo-Alvarado (9:2013) encontraron que los porcentajes de mortalidad en el periodo tardío fueron de 1,5% y los valores de reclutamiento anual fueron de 1,5% para el estadio tardío, en el Cuadro 20 se observa que la tasa de mortalidad intercensal fue decreciendo de 5,47%, a 4,92%, 3,31% y luego subió a 5.72%, las tasas de mortalidad más altas corresponde a un intervalo censal de un año y las más bajas a un periodo intercensal de dos (2) años; pero Pallqui *et al* (2014), para Madre de Dios Perú encontraron que la tasa de mortalidad y reclutamiento de individuos presentaron valores promedios de  $2.12 \pm 0.52\%$  y  $1.92 \pm 0.49\%$ . Según Lewis *et al* (2004b), las tasas de mortalidad disminuyeron con el aumento de la longitud del intervalo del censo. Las tasas de reclutamiento fue 2.77%, 0,43% a 5,4% y subió 16,25% en el año 2016, es decir existen tendencias variadas en la tasa de mortalidad, Renó (2015:6), encontró que hubo incremento a lo largo de los censos en las tasas de mortalidad y reclutamiento pero con diferencias significativas entre algunos promedios solamente en la tasa de mortalidad. Pero según Lewis *et al*. (2004a), en los bosques tropicales las tasas de mortalidad, reclutamiento, crecimiento diamétrico y la densidad de individuos tienden a aumentar significativamente a lo largo del tiempo. En la sucesión secundaria tardía la regeneración inicial es abundante, pero hay grande mortalidad en la fase joven (Sandeville. 2009:62).

El alto reclutamiento en el último año, se debió al ingreso de árboles a la clase diamétrica comprendida entre 10 a 19,9 cm de DAP. Razón por la cual la tasa de dinamismo también fue alto en el último año (10,98%), por la presencia del bosque ralo.

En el rodal (Cuadro 21), la densidad de árboles por especie es variable, las especies con densidad estable en el periodo censal representó el 51,79% del total. Nueve (9) especies ingresaron a la parcela (input), de las cuales seis (6) fueron esciófitas y tres (3) heliófitas como *Miconia myriantha*, *Miconia tomentosa* y *Cecropia distachya*. Seis (6) especies desaparecieron, *Miconia poeppigii* que es una heliófita efímera, las demás esciófitas. En la mayoría de las especies se observó mortalidad por auto raleo y luego se mantuvieron estables, y en otras se observó reclutamiento de árboles (11,61%) (Cuadro 23).

El incremento medio anual (IMA) de las especies del rodal fue  $0.85 \pm 0.13$  cm/año (Cuadro 27). *Alchorneopsis floribunda* tuvo un IMA de  $2.42 \pm 2.43$  cm/año, mostrando mucha variabilidad en el crecimiento individual, el IMA para *Inga tessmannii* fue  $2.01 \pm 2.28$  cm/año, para *Tachigali lorentensis* fue  $1.69 \pm 0.4$  cm/año, *Tachigali macbridei*  $1.41 \pm 1.06$  cm/año, *Pourouma tomentosa* tuvo un IMA de  $1.42 \pm 0.52$  cm/año, *Alchornea triplinervia* creció a  $1.18 \pm 0.84$  cm/año; *Brosimum rubescens* creció  $4.78 \pm 8.77$  cm/año. El mayor crecimiento global (IMA) se debió a la presencia de especies de rápido crecimiento, que tienen baja densidad básica de madera; las maderas duras tienen un crecimiento más lento. Puesto que según Sandeville (2009:61), las especies del clímax crecen muy lentamente, pero hasta una edad muy avanzada.

Los valores de la incertidumbre de los resultados de CO<sub>2</sub>e de acuerdo a los principios de la IPCC, varió entre 17% a 35% para el bosque ralo, para el bosque regular varió entre 21% a 43%, y para el bosque denso varió entre 46% a 73%, para esta variable falta aumentar el tamaño de la muestra. La cantidad de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) estimada de la biomasa sobre el suelo y la subterránea en el rodal con bosque ralo fue 276,08 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar

de 5,79 tCO<sub>2</sub>e/ha, con un coeficiente de variación entre censos de 4.69%, para el bosque regular fue 255,9 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar de 25,92 tCO<sub>2</sub>e/ha y CV entre censos de 22.65%, bosque denso (clímax) fue 731,46 tCO<sub>2</sub>e/ha, un error estándar de 24,52 tCO<sub>2</sub>e/ha y CV de 7,50%. Esto indica que el rodal intervenido se recupera en el tiempo y que la incertidumbre es la falta de conocimiento del valor verdadero del CO<sub>2</sub>e que puede describirse como una función de la densidad de probabilidad que caracteriza el rango y la probabilidad de los valores posibles (MINAM, 2014). Estos valores son importantes para los programa REDD+, donde la transferencia de biomasa a materia orgánica muerta se basa en estimaciones de la pérdida anual de carbono en la biomasa debido a la mortalidad y la transferencia de carbono a residuos de corta si es que el bosque ha sido explotado (GFOI, 2016:161).

A partir de los resultados encontrados, es importante realizar los censos incorporando la variable diámetro de la copa de los árboles dominantes para caracterizar cada sub parcela con un sub tipo de bosque, como bosque de claros, de construcción, bosque maduros y bosque con árboles sobre maduros para evaluar la influencia que tienen en el crecimiento, mortalidad, reclutamiento de árboles en el rodal.

## **CAPITULO VI**

### **PROPUESTA**

Después del análisis de los resultados obtenidos y basado en el estatus del Bosque que forma parte del CIEFOR – Puerto Almendra de la Universidad Nacional de Amazonía Peruana, se propone:

1. Que la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, retome el plan maestro del Jardín Botánico del CIEFOR propuesto en el Proyecto Biodamaz en el año 2002.
2. Se oficialice y destine los recursos humanos y financieros para su implementación. Nominándose, al responsable de esta unidad, quien será el encargado de realizar los trabajos propios para este caso; para que aparte de iniciar el proceso de manejo sostenible de los bosques del Ciefor – Puerto Almendra, se formen recursos humanos, especialmente facilitadores y extensionistas para el desarrollo de planes comunitarios de manejo sostenible orientado a la recuperación de los fragmentos forestales y otras zonas de influencia con similar característica y hábitat.
3. Incorporar la dimensión ambiental al desarrollo socio-económico de los centros poblados asentados en el área de influencia del CIEFOR eje corrientillo-Llanchama mediante el fortalecimiento de capacidades locales, donde participen activamente los estudiantes investigadores-extensionistas.

## CAPITULO VII

### CONCLUSIONES

1. La extracción de árboles en el área formó claros en el dosel, modificando la dinámica la densidad de árboles, diámetro de los árboles, área basal, crecimiento, mortalidad y reclutamiento, alterando la riqueza, el IVI, así como la dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea. La densidad promedio de árboles para el rodal con bosque regular fue 294.59 árboles/ha, para el bosque ralo 369,53 árboles/ha y para el bosque denso 457,14 árboles/ha
2. En el rodal con bosque regular aumentó la mortalidad y un mayor reclutamiento de árboles y en rodal con bosque ralo el reclutamiento fue más lento. En el rodal con bosque denso no se observó cambios sustanciales en la densidad de árboles. Se confirmó la hipótesis de que la densidad del bosque es muy dinámico y sensible a las intervenciones por aprovechamiento de árboles, y está influenciada por el tipo de bosque y no por el periodo de evaluación censal
3. El diámetro promedio del rodal con bosque ralo fue de 19,89 cm, en el bosque regular 21,95 cm y en el bosque denso 23,79cm, y se acepta la hipótesis de que el cambio en diamétrico de los árboles en un corto periodo de tiempo no muestran diferencias estadísticas significativas, pero está influenciado significativamente por el tipo de bosque del rodal.
4. El área basal del rodal con bosque ralo fue de 17,72 m<sup>2</sup>/ha, error estándar 0,25 m<sup>2</sup>/ha y 3,21% de Coeficiente de variación entre censos, bosque regular fue de 16,09 m<sup>2</sup>/ha, error estándar 0,87 m<sup>2</sup>/ha y 12,13% de Coeficiente de variación entre censos. bosque denso fue 32,52 m<sup>2</sup>/ha, error estándar 0,91 m<sup>2</sup>/ha y 6,24% de Coeficiente de variación entre censos. Se acepta la hipótesis de que el área basal de los árboles está influenciada significativamente por lo tipos de bosques y entre periodos cortos intercensales el cambio del área basal es mínimo.

5. La dinámica en la biometría entre los censos, presenta pequeños cambios por el ingreso y salida de especies, que influyen en la dinámica del rodal; el índice de equidad varía entre 0,0204 a 0,0233, es un rodal con alta diversidad (índice de Simpson alrededor de 0,98), y el índice de Shannon – Wiener varió entre 4.48 y 4.61. Por lo que se acepta la hipótesis de que la dinámica en la biometría en este rodal no varía significativamente en el tiempo, es decir es bastante estable a pesar de la perturbación producida por la extracción de los árboles comerciales.
6. En el periodo censal *Pourouma tomentosa* fue la más importante el IVI varió entre 13,61% a 16,47%, en *Alchornea triplinervia* varió entre 12,11 a 15,18%, en *Sloanea guianensis* varió entre 8,73 a 10,22% y en *Cedrelinga cateniformis* el IVI varió entre 7,21 a 8,95 %.
7. La dinámica de la mortalidad y reclutamiento en cada periodo censal para el rodal fue baja. La tasa de mortalidad intercensal fue decreciendo de 5,47%, a 4,92%, 3,31% y luego subió a 5.72%, las tasas de mortalidad más altas corresponde a un intervalo censal de un año y las más bajas a un periodo intercensal de dos (2) años. Las tasas de reclutamiento fue 2.77%, 0,43% a 5,4% y subió 16,25% en el año (2016).
8. En el rodal prevalece las especies con densidad de árboles estable en el periodo censal, representa el 51,79% del total. Nueve (9) especies ingresaron a la parcela (input), de las cuales seis (6) fueron esciófitas y tres (3) heliófitas como *Miconia myriantha*, *Miconia tomentosa* y *Cecropia distachya*. Seis (6) especies desaparecieron, *Miconia poeppigii* que es una heliófita efímera, las demás esciófitas.
9. El incremento medio anual (IMA) del rodal fue  $0.85 \pm 0.13$  cm/año, el IMA en *Alchorneopsis floribunda* fue  $2.42 \pm 2.43$  cm/año, para *Inga tessmannii* fue  $2.01 \pm 2.28$  cm/año, para *Tachigali lorentensis* fue  $1.69 \pm 0,4$  cm/año, *Tachigali macbridei*  $1.41 \pm 1,06$  cm/año, *Pourouma tomentosa* tuvo un IMA de  $1.42 \pm 0.52$  cm/año, *Alchornea triplinervia* tuvo  $1.18 \pm 0,84$  cm/año; *Brosimum rubescens* creció  $4.78 \pm 8,77$  cm/año.



10. Los valores de la incertidumbre de los resultados de CO<sub>2</sub> de acuerdo a los principios de la IPCC, varió entre 17% a 35% para el bosque ralo, para el bosque regular varió entre 21% a 43%, y para el bosque denso varió entre 46% a 73%. La cantidad de dióxido de carbón equivalente (tCO<sub>2</sub>e/ha) estimada de la biomasa del suelo y la biomasa subterránea en el rodal con bosque ralo fue 276,08 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar de 5,79 tCO<sub>2</sub>e/ha, con un coeficiente de variación entre censos de 4.69%, para el bosque regular fue 255,9 tCO<sub>2</sub>e/ha con un error estándar de 25,92 tCO<sub>2</sub>e/ha y coeficiente de variación entre censos de 22.65%, bosque denso (clímax) fue 731,46 tCO<sub>2</sub>e/ha, un error estándar de 24,52 tCO<sub>2</sub>e/ha y CV de 7,50%.

## **CAPITULO VIII**

### **RECOMENDACIONES**

1. Es importante realizar los censos incorporando la variable diámetro de la copa de los árboles dominantes para caracterizar cada sub parcela con un sub tipo de bosque, como bosque de claros, de construcción, bosque maduros y bosque con árboles sobre maduros para evaluar la influencia que tienen en el crecimiento, mortalidad, reclutamiento de árboles en el rodal.
2. Continuar con las evaluaciones en la parcela permanente en estudio que permita su monitoreo constante que permita conocer en el tiempo su dinámica en su composición, estructura, diversidad, crecimiento, etc., y coadyuve a realizar otras investigaciones científicas en pro de tomar decisiones de estrategias de manejo forestal.
3. Realizar instalación y medición de parcelas permanentes en áreas de aprovechamiento otorgados por el estado en diferentes tipos de bosque y cuencas, lo cual permitirá la comparación con los resultados del presente estudio.
4. Poner en marcha el plan de desarrollo de los bosques del Jardín Botánico “El Huayo” para garantizar su sostenibilidad de estos bosques del CIEFOR

## CAPITULO IX

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVÁN, J. (1984). Estudio del comportamiento germinativo de la especie *Alchornea triplinervia* Spreng (zancudo caspi) con diferentes tratamientos Iquitos-Loreto. Tesis Ing. Forestal. FIF-UNAP. Iquitos-Perú. 80 p
- ARIAS A. D. (2004). Validación del Índice de Densidad del Rodal para el manejo de plantaciones forestales de *Tectona grandis* L.f. en el trópico. Kurú: Revista Forestal (Costa Rica) 1(1), 2004.
- BAKER, T.; SWAINE, M.; BURSLEM, D. (2003). Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* (2003) 6, 21-36.
- BURGA, A. R. (1994). Determinación de la estructura diamétrica total y por especie en tres tipos de bosque en Iquitos - Perú. Documento Técnico. (Tesis Ingeniero Forestal). Iquitos. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana. 16 p.
- BUTTGENBACH V. H. R. (2012). Evaluación de la dinámica forestal en un área de bosque premontano – Fundo La Génova, Provincia de Chanchamayo, Departamento de Junín, 1200 msnm. Tesis para optar el Título de INGENIERO FORESTAL. Lima- Perú. 99 p.
- BUTTGENBACH V. H; VARGAS S. C. Y REYNEL R. C. (2012). Dinámica Forestal En Un Bosque Premontano Del Valle De Chanchamayo (DP. DE JUNÍN, 1200 MSNM). Edición del Herbario de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Universidad s/n La Molina, Lima. 112 p.
- BROWN S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a Primer: FAO forestry paper-134 (en línea). Roma. Disponible en [www.fao.org/docrep/W4095E/w4095e00.htm](http://www.fao.org/docrep/W4095E/w4095e00.htm)
- CANCINO C. J. O. (2010). Dendrometría Básica. 2010. 163p.
- CARVAJAL-VANEGAS. D. y CALVO-ALVARADO, Julio Cesar (2013). Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios

- sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú (Costa Rica)* Volumen 10, n°25, Julio, 2013 ISSN: 2215-2504,
- CORAL R. S. (1999). Tecnologías matemáticas para el desarrollo de modelos de crecimiento de bosques mixtos e irregulares de Durango, México Tesis de maestría en Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. UANL 162 p.
- CURTIS, J. F. y MCINTOSH, R. P (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*. 31:434-450
- DÁVILA, R (2014). Estado nutrimental del suelo como respuesta del ciclaje de biomasa foliar de coberturas arbóreas de las parcelas I – III – V del Arboretum “el Huayo” en puerto almendra, Loreto-Perú. Unap – Iquitos, 78 pág.
- FLORES, M; ALARCON, E.J., ZÁRATE, R; RENGIFO, A. M.; FLORES, J. L., RUIZ J.C.; MOZOMBITE, L.M. (2015). Floración y fructificación de diez especies de plantas del Centro De Investigación Y Enseñanza Forestal (CIEFOR), Puerto Almendra, Loreto, Perú. *Folia Amazónica* VOL. 24 (2) 2015: 101 - 114
- FREDERICKSEN, T.; CONTRERAS, F.; PARIONA, W. (2001). “Guía de Silvicultura para Bosques Tropicales de Bolivia”. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. 156p.
- GFOI (2016), Integración de las observaciones por teledetección y terrestres para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en los bosques: Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques, Edición 2.0, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma. 236 p.
- HAIRSTON, N.G; SMITH, F.E; SLOBODKIN, L. B. (1960). Community Structure, Population Control, and Competition. *The American Naturalist*, Vol. 94, No. 879. (Nov. - Dec., 1960), pp. 421-425. Stable URL: <http://links.jstor.org/sici?sici=0003.0147%28196011%2F12%2994%3A879%3C421%3ACSPCAC%3E2.0.CO%3B2-A>

- HOLM J., Robinso; NEGRON JUAREZ; Jeffrey; CHAMBERS, Daniel; MARRA; Sami; RIFAI, Ryan; KNOX, William; RILEY, Charles; KOVEN, Megan; MCGRODDY, Jose; URQUIZA-MUÑOZ; TELLO ESPINOZA, Rodil; RIBEIRO, Gabriel; HIGUCHI, Niro. (2015). B51D-0467: Modeling Amazon forest vegetation dynamics and community response to increased wind disturbance. AGU Fall Meeting. San Francisco 14-18 diciembre 2015
- HONORIO E. & BAKER, T. (2010). Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos. IIAP, Rainfor y University of Ledss. 56 pp.
- HUTCHINSON G.E. (1959). Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals? Author(s). Source: *The American Naturalist*, Vol. 93, No. 870 (May - Jun., 1959), pp. 145-159 Published by: The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/2458768>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2013). *Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.
- LEWIS, S. L., PHILLIPS, O. L., BAKER, T. R., LLOYD, J., MALHI, Y., ALMEIDA, S., HIGUCHI, N., LAURANCE, W. F., D., NEILL, A., SILVA, J., N. M., TERBORGH, J., A. LEZAMA, A., T., VÁSQUEZ-MARTINEZ, R., BROWN, S., CHAVEZ, J., KUEBLER, C., NÚÑEZ-VARGAS, P. & VINCETI, B. (2004). Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions Royal Society London*, v. 359, n. 1443.
- LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCENTI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N; SONKÉ, B.; SUPARDI M.N.N.; TERBORGH, J. W. & MARTÍNEZ, R. V. (2004). Tropical forest tree mortality, recruitment and

- turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, v. 92, 929–944.
- LONDOÑO, A.C. y JIMÉNEZ, E.M.. (1999). Efecto del tiempo entre los censos sobre la estimación de las tasas anuales de mortalidad y de reclutamiento de árboles (períodos de 1, 4 y 5 años). *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 14(1): 41–58.
- LOUMAN, B., D. QUIRÓS y NILSSON, M. (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie Técnica*. Turrialba, C.R.: CATIE. 46:1-265.
- LOUMAN. B. (2001). Bases ecológicas. En: Louman Bastiaan, David Quirós Dávila, y Margarita Nilsoon (editores). *Silvicultura de bosques latifoliados con énfasis en América Central. Turrialba – Costa Rica. Serie técnica. Manual técnico/Catie; N° 46, 265 p.*
- LUGO. A. E y SCATENA, F.N (1996). Background and Catastrophic Tree Mortality in Tropical Moist, Wet, and Rain Forests Author(s): Source: *Biotropica*, Vol. 28, No. 4, Part A. Special Issue: Long Term Responses of Caribbean Ecosystems to Disturbances (Dec., 1996), pp. 585-599. DOI: 10.2307/2389099
- MINAM (2014). *Estimación de los contenidos de carbono de la biomasa aérea en los bosques de Perú*. Lima – Perú. ISBN: 978-612-4174-14-8. 68 p
- MORENO, C. E. (2002). Métodos para medir la biodiversidad. *Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*. 1-83p.
- MOSQUERA, H.; IBARGÜEN, R.; RAMOS, Y. (2009). MORTALIDAD Y RECLUTAMIENTO DE ÁRBOLES EN UN BOSQUE PLUVIAL TROPICAL DE CHOCÓ (COLOMBIA). *Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín* 62(1): 4855-4868. 2009.
- NEGRÓN-JUÁREZ, R. I, CHARLES D KOVEN, WILLIAM J RILEY, RYAN G KNOX AND JEFFREY Q CHAMBERS. (2015). Environmental Research Letters, Volume 10, Number 6 Robinson I Negrón-Juárez *et al* 2015 *Environ. Res. Lett.* 10 064017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/6/064017>

- ORDÓÑEZ, J. A.B Y MASERA, O. (2001). Captura de carbono ante el cambio climático Madera y Bosques 7(1), 2001:3-12 3
- PALACIOS, W. A. (1997). Composición, estructura y dinamismo de una hectárea de bosque en la Reserva Florística El Chuncho, Napo, Ecuador. In P. A. Mena, editor. Estudios biológicos para la conservación. Eco Ciencia, Quito, Ecuador. Pages 299–305
- PALLQUI, N. C., MONTEAGUDO, A., OLIVER L.PHILLIPS, GABRIELA LOPEZ-GONZALEZ, LUCIANO CRUZ, WASHINGTON GALIANO, WILFREDO CHAVEZ, RODOLFO VASQUEZ. (2014). Dinámica, biomasa aérea y composición florística en parcelas permanentes Reserva Nacional Tambopata, Madre de Dios, Perú. Revista peruana de biología 21(3): 235 - 242 (2014). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v21i3.10897>
- PANDURO, DEL A. M. Y. (1992). Diversidad arbórea de un bosque tipo Varillal, en Iquitos. Iquitos- Perú. (Tesis Ingeniero Forestal). Iquitos. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana.1-105p.
- PHILLIPS, O., P. HALL, A. GENTRY, S. SAWYER AND R. VÁSQUEZ. (1994). Dynamics and species richness of tropical rain forest. Proceedings of the National Academy of Sciences 91(7): 2805–2809.
- PINTO, A. C. M (2008). Dinâmica de uma floresta de terra firme manejada experimentalmente na região de Manaus (AM). Tese apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor em Ciências de Florestas Tropicais, área de concentração Manejo Florestal. 1-182p.
- RAMÍREZ, H., A. TORRES y J. SERRANO. (2002). Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque nublado de la cordillera de los Andes, Venezuela. Ecotropicos 15(2): 177-184.
- RENÓ, I. P. (2015). Dinâmica temporal e composição florística da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa montana, parque estadual da serra do mar, sp, Brasil. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) para a obtenção do título de Mestre. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociencias de RioClaro 118 p.

- RIVERA B. C. (2013). Estudio exploratorio de posibles señales climáticas en el  $\delta^{13}\text{C}$  de *Clathrotropis macrocarpa* y *Pourouma* sp. en Leticia, Amazonas, Colombia. In. Potencial Dendrocronológico De Árboles De La Amazonia Colombiana. Universidad Nacional de Colombia. Sede Amazonia. Leticia, Colombia.
- ROJAS, T. R y VILCA, T. J.C. (2017). Distribución espacial y biometría de la composición florística en el Arboretum "El Huayo", Loreto, Perú. Tesis de maestría UNAP.
- SÁNCHEZ R. D. F. (2016) Evaluación del carbono almacenado en la biomasa, necromasa y carbono orgánico del suelo de tres diferentes hábitats en la península de Osa, Costa Rica. Tesis para optar al grado de Licenciatura en Ciencias Forestales con énfasis en Manejo Forestal. Heredia, Costa Rica. 98 p.
- SANDEVILLE, E. (2009). Fundamentos: A DINÂMICA NATURAL DAS FLORESTAS. Paisagem Ambiente: ensaios - n. 27 - São Paulo - p. 53 - 70 - 2009
- SARMIENTO, F.O. (2001). Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica. Ediciones Abya-Yala, Quito: CLACS-UGA, CEPEIGE, AMA [Primera edición digital de Diccionario de ecología, a cargo de José Luis Gómez-Martínez y autorizada para Proyecto Ensayo Hispánico, Octubre 2001].
- SENAHMI. (2016). BOLETIN REGIONAL DEL SENAHMI – LORETO. Edición 9. Iquitos, Perú. 21 p.
- SHEIL, D; DAVID F.R.P BURSLEM; DENIS ALDER (1995). The Journal of Ecology, Vol. 83, No 2 (Apr., 1995), 331-333. <http://links.jstor.org/sici?sici=0022-0477%28199504%2983%3A2%3C331%3ATIAMOM%3E2.0.CO%3B2-4>
- SHEN, Y, LOUIS S. SANTIAGO, HAO SHEN, LEI MA, JUYU LIAN, HONGLIN CAO, HUANPING LU, WANHUI. (2014). Determinants of change in subtropical tree diameter growth with ontogenetic stage. *Oecologia*. August 2014, Volume 175, Issue 4, pp 1315–1324



- TELLO, C. (1995). Caracterización ecológica por el método de los sextantes de la Vegetación arbórea de un bosque tipo varillal de la zona de Puerto Almendras. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Iquitos-Perú. 104 p.
- TELLO E. R. (2008). Estructura, composición, crecimiento y potencial del bosque aluvial del río Nanay, Iquitos - Perú, con fines de manejo sostenible, 2007-2008. Tesis Doctorado. Universidad Nacional de Trujillo. 1-126 p.
- THOMPSON, I. D., M. R. GUARIGUATA, K. OKABE, C. BAHAMONDEZ, R. NASI, V. HEYMELL, and SABOGAL, C. (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18(2): 20.
- THOMPSON, R O.R., BAKER, T.R., HEALEY, J., DEL CASTILLO, D., JONES, J.P.G., ROMÁN CUESTA, R.M. (2009) Criterios e indicadores para proyectos REDD, Proyecto 'Fortalecimiento de Capacidades para Pagos por Servicios Ambientales (carbono y biodiversidad) en la Amazonia Peruana'. Universidad de Leeds, Reino Unido
- TOSSI, J. (1980). Zonas de vida natural en el Perú. Memoria Explicativa sobre el mapa ecológico del Perú. IICA de la OEA. Proyecto 371 p.
- VELA, G. D. (2013). Composición estructural de un bosque primario y un bosque secundario de 12 años en la Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana,

# **ANEXOS**



Figura 2. Instalación de la parcela después del aprovechamiento



Figura 3. Primera medición del Dap en el año 2010





Figura 4. Claros dejados por el aprovechamiento forestal.



Figura 5. Tocones de los arboles aprovechados y vista de la regeneración natural.





Figura 6. Vista de la regeneración natural de algunas especies forestales en los caminos dejados por el tractor agrícola.



Figura 7. Vista de transecto en la PPM en el año 2015.