

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO**

**FACULTAD DE CIENCIAS  
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA**



**“VALOR DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES EN REGENERACIÓN  
PARA LA COMUNIDAD DE HERPETOFAUNA: UN ESTUDIO DE CASO  
EN LA ZONA CULTURAL DE LA RESERVA DE BIOSFERA DEL MANU –**

**Tesis presentada por:**

Bach: Shirley Jennifer Serrano Rojas

**Para optar al título profesional de:**

**BIÓLOGO**

**Asesora:**

Dra. Margot Paiva Prado

**Co-asesor:**

Dr. Andrew Whitworth

**CUSCO - PERÚ**

**2016**

**Tesis Financiada por la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco**

## **DEDICATORIA**

A mis padres, Elmer y Eliana, por todo su apoyo y exigencia para convertirme en una profesional responsable y trabajadora.

## AGRADECIMIENTOS

Esta tesis ha sido posible gracias al apoyo de la beca de investigación financiada por la Fundación Crees. Así mismo, al personal que labora en la estación privada de investigación Manu Learning Centre (MLC), quienes hicieron grato el tiempo que duro el trabajo de campo. A todos ellos, mi agradecimiento por las facilidades prestadas y por el soporte durante el trabajo de investigación.

A la universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco y el consejo de investigación, por la beca para la culminación en la edición del presente trabajo de investigación.

A los profesores de la escuela profesional de ciencias biológicas, por compartir sus conocimientos en las aulas universitarias, especialmente a la profesora Margot Paiva Prado, por su confianza, aceptación en el asesoramiento y sugerencias en la realización de esta investigación.

Un especial agradecimiento a Andrew Whitworth y Jaime Villacampa, por su asesoramiento durante el desarrollo de esta investigación. Gracias por compartir conmigo sus conocimientos de herpetología, investigación en campo, análisis de datos y demás. Gracias por su exigencia, motivación y soporte.

Gracias al ministerio de agricultura del Perú y al Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) por la autorización brindada para la ejecución de esta investigación.

Un agradecimiento inmenso a todos los investigadores, voluntarios e internos de la Fundación Crees quienes colaboraron intensamente en el trabajo de campo. Sin su ayuda, esta tesis no tendría toda la información colectada.

# Índice

Pág.

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

INDICE

RESUMEN ..... i

INTRODUCCIÓN ..... ii

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA ..... iv

OBJETIVOS ..... vi

JUSTIFICACIÓN ..... vii

HIPÓTESIS ..... viii

**CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO ..... 1**

1.1 ANTECEDENTES ..... 1

1.1.1 Del valor de conservación de los bosques en regeneración ..... 1

1.1.2 De la respuesta de anfibios y reptiles a la alteración del hábitat ..... 2

1.1.3 De estudios de anfibios y reptiles en Manu/ Madre de Dios ..... 4

1.2 GENERALIDADES ..... 5

1.2.1 Biodiversidad ..... 5

1.2.2 Anfibios ..... 5

1.2.3 Reptiles ..... 10

1.2.4 Valor de conservación de los bosques ..... 13

1.2.5 Bosques tropicales ..... 13

1.2.6 Bosques primarios ..... 13

1.2.7 Bosques de bambú ..... 14

1.2.8 Bosques en regeneración o bosques secundarios ..... 14

1.2.9 Hábitat y selección de hábitat ..... 15

**CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO ..... 16**

2.1 UBICACIÓN ..... 16

2.2 TIPOS DE BOSQUES EN EL ÁREA DE ESTUDIO ..... 16

2.3 ACCESIBILIDAD ..... 1

2.4 GEOGRAFÍA FÍSICA ..... 1

2.5 SUELOS ..... 1

2.6 RECURSO HÍDRICO ..... 2

2.7 ZONAS DE VIDA ..... 2

2.8 CLIMA ..... 2

2.9 FLORA ..... 4

2.10	FAUNA .....	5
	<b>CAPÍTULO III: MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>6</b>
3.1	MATERIALES .....	6
3.2	MÉTODOS.....	8
3.2.1	Muestreo de anfibios y reptiles en el bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú). 8	
3.2.2	Muestreo y selección de hábitat de <i>Ameerega sp.</i> en el bosque en regeneración.	11
3.2.3	Recopilación de información referente a la riqueza de especies de anfibios y reptiles en bosques primarios.....	14
3.2.4	Elaboración de una lista de especies esperadas de herpetofauna del bosque en regeneración. ....	15
3.3	ANÁLISIS DE DATOS.....	16
3.3.1	Análisis de la herpetofauna del bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú). ....	16
3.3.2	Evaluación de las características de hábitat en las quebradas y su relación con la distribución y selección de hábitat de <i>Ameerega sp.</i> en el bosque en regeneración.....	21
3.3.3	Comparación de la riqueza de especies de herpetofauna presente en el bosque en regeneración y en áreas de bosque primario. ....	24
3.3.4	Comparación entre la riqueza observada y esperada de especies de anfibios del bosque en regeneración.....	25
	<b>CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIONES.....</b>	<b>26</b>
4.1	RESULTADOS .....	26
4.1.1	Herpetofauna en los bosques en regeneración (CCR, TSR y bambú).....	26
4.1.2	Características estructurales de las quebradas del bosque en regeneración y su relación con la distribución y selección de hábitat de <i>Ameerega sp.</i> ....	47
4.1.3	Comparación de la riqueza observada de la herpetofauna del bosque en regeneración con la de bosques primarios. ....	92
4.1.4	Comparación entre la riqueza observada y la riqueza esperada de especies de anfibios del bosque en regeneración. ....	93
4.2	DISCUSIONES.....	95
4.2.1	Respuesta de la herpetofauna en el bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú).95	
4.2.2	Distribución y selección de hábitat de <i>Ameerega sp.</i> en el bosque en regeneración .....	98
4.2.3	Comparación de la riqueza observada de especies de herpetofauna entre el bosque en regeneración y los bosques primarios. ....	99

**CONCLUSIONES**

**RECOMENDACIONES**

**Literatura Citada**

**ANEXOS**

## Índice de tablas

Tabla 1	Datos meteorológicos resumidos por mes.....	21
Tabla 2	Número de individuos capturados, esfuerzo de muestreo, riqueza de especies observada, extrapolada y estimada y la completitud del muestreo.....	45
Tabla 3	Abundancia relativa (número de individuos registrados por 100 noches de transecto; 20ha) de anfibios registrados en transectos nocturnos. ....	53-55
Tabla 4	Abundancia relativa (número de individuos registrados por 100 noches de transecto; 20ha) por familias registrados en transectos nocturnos. ....	56
Tabla 5	Abundancia relativa (número de individuos registrados por 200 días de trampeo; 20ha) de anfibios registrados en trampas caída. ....	57-58
Tabla 6	Abundancia relativa (número de individuos registrados por 200 días de trampeo; 20ha) por familias registrados en trampas caída. ....	59
Tabla 7	Abundancia relativa de reptiles en los tres tipos de bosque (proporción de ocurrencia de cada especie en la lista Mackinnon). ....	60-62
Tabla 8	Componentes principales resultantes del análisis de PCA. ....	68
Tabla 9	Cuatro factores resultantes de Análisis factorial. ....	69
Tabla 10	Factores de inflación de la varianza (FIVs) y números de tolerancia (TOL) para las variables ambientales. ....	87
Tabla 11	Resultados de los modelos lineales generalizados mostrando las características de hábitat significativas en la distribución de <i>Ameerega sp.</i> en las quebradas del bosque CCR y TSR. ....	88
Tabla 12	Selección de modelos en las quebradas CCR y TSR, basado en el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc). ....	89
Tabla 13	Resultados de los modelos lineales generalizados mostrando las características de hábitat significativas en la distribución de <i>Ameerega sp.</i> en las quebradas del bosque TSR. ....	90
Tabla 14	Selección de modelos en las quebradas del bosque TSR basado en el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc). ....	91
Tabla 15	Model averaging en modelos con $\Delta AICc < 2$ . ....	91
Tabla 16	Estaciones de investigación con inventarios de anfibios y reptiles. ....	92
Tabla 17	Riqueza de especies del bosque en regeneración y de los bosques primarios. ....	93
Tabla 18	Riqueza de especies observadas y esperadas del bosque en regeneración. ....	94

## Índice de figuras

Figura 1	Anfibios representados por tres clados: Gymnophiona (Cecilias), Caudata (Salamandras), y Anura (ranas). ....	7
Figura 2	Reptiles representados por dos clados: Archosauria (tortugas, cocodrilianos) y Lepidosauria (tuataras y squamata). ....	12
Figura 3	Climograma de la estación privada de investigación MLC. ....	22
Figura 4	Diagrama de la disposición de los transectos nocturnos a lo largo de la trocha. ....	27
Figura 5	Diagrama de las cercas de conducción en línea recta y las trampas caída.....	28
Figura 6	Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante los transectos nocturnos. ....	46

Figura 7	Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante las trampas caída. ....	47
Figura 8	Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante transectos nocturnos y encuentros incidentales. ....	49
Figura 9	Diversidad Shannon para anfibios registrados en transectos nocturnos. ....	50
Figura 10	Diversidad Shannon para anfibios registrados en trampas caída. ....	50
Figura 11	Diversidad Shannon para reptiles registrados en transectos nocturnos y encuentros incidentales. ....	51
Figura 12	Curvas de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de anfibios registrados en transectos nocturnos. ....	63
Figura 13	Curvas de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de anfibios registrados en trampas caída. ....	64
Figura 14	Gráficos de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de reptiles registrados en transectos nocturnos y encuentros incidentales. ....	65
Figura 15	Zoom de detalle de la distribución de <i>Ameerega</i> sp. a lo largo del sistema de quebradas del bosque TSR. ....	67
Figura 16	Zoom de detalle de las quebradas CCR1, CCR2, CCR3 y TSR1 en el análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas a lo largo de las quebradas en los bosques CCR y TSR usando el factor 1. ....	71
Figura 17	Zoom de las quebradas TSR1, TSRR2 y TSR3 en el análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas a lo largo de las quebradas en los bosques CCR y TSR usando el factor 1. ....	72

## Índice de Mapas

Mapa 1	Ubicación del área de estudio. ....	18
Mapa 2	Distribución de <i>Ameerega</i> sp. en los transectos muestreados. ....	66
Mapa 3	Análisis de puntos calientes usando el factor 1. ....	70
Mapa 4	Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR1. ....	84
Mapa 5	Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR2. ....	85
Mapa 6	Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR3. ....	86

## RESUMEN

El presente trabajo de investigación se desarrolló en la estación privada de investigación Manu Learning Centre (MLC), Manu – Madre de Dios, entre Enero 2012 y Diciembre 2014, en un área de 828 hectáreas de bosque secundario con más de 30 años en proceso de regeneración, con la finalidad de evaluar el valor de conservación de los bosques en regeneración para la comunidad de herpetofauna. Se utilizó una combinación de metodologías de muestreo para anfibios y reptiles arbóreos y terrestres, así mismo se recurrió a la información contenida en publicaciones y bases de datos mundiales. Los datos fueron analizados utilizando estadística básica, índices de diversidad y análisis multivariado. Los resultados muestran que la riqueza de herpetofauna observada del bosque en regeneración fue mayor que la reportada en estudios previos en otros bosques secundarios, alcanzando un promedio igual a  $98\% \pm 6.81$  de los valores de bosques primarios, albergando además el 82% de las especies esperadas para el sitio. Sin embargo a pesar de contar con más de 30 años en proceso de regeneración la respuesta de la herpetofauna varió de acuerdo al tipo de perturbaciones antropogénicas históricas, encontrándose niveles bajos de herpetofauna arbórea en el bosque completamente clareado en comparación con la herpetofauna de los bosques talados selectivamente. Esto mismo se observó al realizar el estudio de las características de hábitat de las quebradas en los dos tipos de bosque en regeneración (completamente clareado y talado selectivamente) y su relación con la distribución de una nueva especie de rana (*Ameerega sp.*) únicamente a lo largo de las quebradas del bosque talado selectivamente. Estos resultados indican que además de proteger los bosques primarios, es importante proteger los bosques en regeneración para contribuir con la conservación de la biodiversidad.

**Palabras clave:** anfibios, reptiles, bosque primario, bosque secundario, riqueza, diversidad, estructura de la comunidad, MLG, selección de hábitat.



## INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales albergan la mitad de la biodiversidad mundial en tan solo 7% de la superficie terrestre (Myers *et al.* 2000), sin embargo la mayoría de estos bosques se están perdiendo a una tasa neta de 12.3 millones de hectáreas de bosque por año (FAO 2012). Esta pérdida está dando lugar a una rápida expansión de bosques secundarios a nivel mundial (Wright & Muller-Landau 2006). A pesar del incremento de las áreas de bosque secundario en muchos países tropicales, su rol en la conservación de la biodiversidad sigue siendo poco conocido (Barlow *et al.* 2007; Dent & Wright 2009; Dunn 2004; Gardner *et al.* 2007b). La pérdida de hábitat a través de la deforestación, fragmentación y degradación es actualmente la principal causa de la disminución de especies y la extinción de poblaciones (Mace *et al.* 2005; Urbina-Cardona & Olivares-Pérez 2006; Urbina-Cardona 2008). Por lo tanto, surge la necesidad de conocer el valor de conservación y biodiversidad de estos bosques secundarios (Dent & Wright 2009; Kinnaird *et al.* 2003; Peres *et al.* 2006).

Los anfibios y reptiles son considerados los taxones de vertebrados más amenazados a nivel mundial, con el 41% y 25%, respectivamente, de todas las especies evaluadas en peligro de extinción (Bohm *et al.* 2013; Faruk *et al.* 2013; IUCN 2015) a pesar de su importancia ecológica como componentes claves en los ecosistemas (Whitfield & Donnelly 2006). Debido al poco control fisiológico sobre las temperaturas corporales o la pérdida de agua por evaporación, y los diferentes estadios de su vida bifásica, éstos son sensibles a modificaciones acuáticas, terrestres y atmosféricas (Duellman & Trueb 1994). Además, las singulares características ecológicas (ej. estrategias reproductivas), etológicas (ej. preferencias de micro-hábitat) y de distribución geográfica, hacen de la herpetofauna un grupo focal de estudio, como indicadores de cambio de hábitat (Beirne *et al.* 2013; Bohm *et al.* 2013; Foster *et al.* 2012; Hayes *et al.* 2010; Hillman *et al.* 2009; Hocking & Babbitt 2014). Por lo tanto, el conocimiento de los patrones de distribución de la herpetofauna en la Amazonía, la evaluación de los efectos de las presiones ambientales causadas por el uso del suelo, la conversión de ecosistemas y la determinación de áreas ricas en especies (Duellman 1999), se tornan preponderantes al momento de entender como las áreas modificadas en

proceso de regeneración sostienen la diversidad de herpetofauna y los procesos ecológicos que sustentan su conservación.

El Perú es uno de los países con mayor diversidad de anfibios y reptiles, ocupando hasta el año 2015 el cuarto lugar con 601 especies de anfibios (176 endémicas) (Frost 2015) y 461 especies de reptiles (Uetz & Hošek 2015). La selva amazónica cubre el 60.6% del territorio peruano y a pesar que estas selvas tropicales son considerados los ecosistemas más diversos en herpetofauna de la tierra (Duellman 1999), son también susceptibles a actividades humanas tales como la tala ilegal, agricultura intensiva, minería, operaciones de gas y petróleo y construcción de caminos. Actualmente el 17.7% de anfibios y el 20.55% de reptiles evaluados del Perú se encuentran clasificadas dentro de las categorías de amenaza (IUCN 2015). Por todo ello, el presente trabajo tiene como finalidad conocer el valor potencial de conservación de los bosques en regeneración para la comunidad de anfibios y reptiles en la estación privada de investigación Manu Learning Centre (MLC), localizado en la zona cultural de la Reserva de Biosfera del Manu. Estos resultados permitirán plantear estrategias de manejo y conservación para los bosques en regeneración.

## PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

A pesar del rol cada vez más dominante de los hábitats secundarios en los bosques tropicales, existen vacíos de información respecto a estas áreas dando lugar a la ausencia de consenso entre investigadores acerca del valor de conservación de estos bosques. Algunos autores sostienen que es prioridad clave para la conservación proteger los bosques primarios (Barlow *et al.* 2007; Gibson *et al.* 2011; Sodhi *et al.* 2010) e incluso niveles mínimos de tala selectiva y clareado de hábitat pueden disminuir a la mitad los niveles de riqueza de especies (Burivalova *et al.* 2014), mientras otros sugieren que los bosques secundarios tienen el potencial de beneficiar a la fauna, proporcionándole un hábitat adecuado (Faria *et al.* 2009), conectando fragmentos de bosques (Faria 2006) e incrementando el flujo de genes (Pardini *et al.* 2005), además de constituir importantes reservorios para especies de plantas de bosques maduros (Chazdon *et al.* 2009b; Wright & Muller-Landau 2006). Estas contradicciones generan dudas en predicciones optimistas referentes a la contribución futura de los bosques tropicales en regeneración para la conservación de la biodiversidad.

Las poblaciones de varias especies de anfibios y reptiles están declinando rápidamente en los trópicos (Young *et al.* 2004), siendo las causas de estas desapariciones poco conocidas (Urbina-Cardona 2008). La pérdida de hábitat, como consecuencia de la deforestación (Laurance *et al.* 2012), fragmentación de hábitat (Gardner *et al.* 2007a), y contaminación ambiental (IUCN 2015), son consideradas las principales causas que influyen en la disminución de la diversidad mundial (Collins & Crump 2009; Urbina-Cardona 2008). Siendo la modificación de hábitat uno de los mayores conductores que lideran esta amenaza global (Eigenbrod *et al.* 2008; Gardner *et al.* 2007b), es de vital importancia conocer el valor potencial de conservación y repuesta de la comunidad de anfibios y reptiles en áreas de bosque secundario.

Toda esta problemática observada ha motivado que en este estudio se busque conocer la respuesta de la comunidad de anfibios y reptiles en áreas de bosque en regeneración que han sufrido disturbios antropogénicos en el pasado y de esta manera conocer el valor de conservación que tienen estas áreas en regeneración.

A partir de lo expuesto anteriormente se expresa la interrogante general: ¿Cuál será el valor de conservación de un bosque en regeneración para la comunidad de herpetofauna en la zona cultural de la Reserva de Biosfera del Manu?, la misma que requiere se plantee y resuelvan las siguientes preguntas de investigación:

1. ¿Cómo responden los anfibios y reptiles a la regeneración de los bosques (bosque completamente clareado, bosque talado selectivamente y bosque de bambú) en términos de riqueza de especies, diversidad, abundancia relativa y estructura de la comunidad?
2. ¿Cómo varían las características estructurales de las quebradas en dos tipos de bosque en regeneración y cómo influye esto en la distribución de una especie de rana nueva para la ciencia, *Ameerega* sp.?
3. ¿Cómo es la riqueza de especies de herpetofauna del bosque en regeneración en comparación con la de bosques primarios?

## OBJETIVOS

### GENERAL.

Evaluar el valor de conservación de los bosques en regeneración para la comunidad de herpetofauna, un estudio de caso en la zona cultural de la Reserva de Biosfera de Manu.

### ESPECÍFICOS.

1. Determinar la respuesta de anfibios y reptiles en tres tipos de bosque en proceso de regeneración (bosque completamente clareado, bosque talado selectivamente y bosque de bambú).
2. Determinar las características estructurales de las quebradas en dos tipos de bosques en regeneración (bosque completamente clareado y bosque talado selectivamente) y su relación con la distribución de *Ameerega sp.*, una especie nueva para la ciencia.
3. Determinar la riqueza de especies de herpetofauna observada y esperada de los bosques en regeneración y compararla con la riqueza de bosques primarios.

## JUSTIFICACIÓN

La investigación propuesta es necesaria para entender la respuesta de los anfibios y reptiles a la alteración de los bosques y conocer el valor potencial que tienen los bosques en regeneración para la conservación de estos grupos animales. Esto es importante por dos razones principales: 1) los anfibios y reptiles son los vertebrados más amenazados a nivel mundial y 2) la gran mayoría de los bosques restantes en el mundo son bosques secundarios.

Esta investigación fue realizada en la zona cultural de la Reserva de Biosfera del Manu, un área vulnerable a las actividades humanas, por lo tanto examinar los patrones de diversidad dentro de estas áreas es útil para evaluar su valor de conservación.

El área de estudio es un bosque en regeneración que experimentó tala selectiva y clareado para la ampliación de la frontera agrícola. Cuenta con más de 30 años en proceso de regeneración aproximadamente (según información proporcionada por pobladores locales) y está protegido de todo tipo de impacto humano por más de 10 años. Estas características crearon una oportunidad ideal para investigar el valor de conservación de los bosques en regeneración para la herpetofauna.

El número de investigaciones sobre herpetofauna en áreas de bambú y quebradas es muy limitado, sin embargo estos son ecosistemas importantes porque albergan una fauna especializada y constituyen sitios de reproducción para muchas especies de anfibios. Esta investigación consideró también el estudio de estos dos ecosistemas para conocer su valor de conservación.

Muchos estudios de biodiversidad utilizan la riqueza de especies como medida de biodiversidad, sin embargo no es la más adecuada porque esta riqueza puede estar dominada por especies generalistas. En este estudio se utilizó además la diversidad, abundancia relativa y estructura de la comunidad, las mismas que proporcionan información más completa.

Los resultados del presente estudio proporcionan información valiosa sobre la aptitud de los bosques en regeneración como hábitat para la recuperación de especies de anfibios y reptiles; hábitat que potencialmente pueda mitigar los efectos negativos de deforestación.

## HIPÓTESIS

*“El valor de conservación de los bosques en regeneración para la comunidad de herpetofauna es alto dependiendo del tipo de perturbación antropogénica y de las condiciones externas que permitan su regeneración en el tiempo”*

# CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

## 1.1 ANTECEDENTES

### 1.1.1 Del valor de conservación de los bosques en regeneración

**Burivalova *et al.* (2014)**, al realizar un meta-análisis de 48 estudios tropicales que evalúan el impacto de la tala selectiva sobre la riqueza de especies, compararon hipótesis alternativas de predictores claves de riqueza de fauna tropical en bosques talados. Encontraron que la riqueza de especies de invertebrados, anfibios y mamíferos disminuye al incrementar la intensidad de tala. Tendencia opuesta mostraron las aves, incrementándose la riqueza total de especies al incrementarse la intensidad de tala, sin embargo este patrón estaba dominado por especies generalistas. Su modelo final sugiere que la intensidad de tala, el grupo taxonómico y el continente son las variables más importantes para predecir los efectos de la tala de bosques sobre la fauna tropical.

**Gibson *et al.* (2011)**, evaluaron a nivel mundial el impacto de la perturbación y conversión de tierras sobre la biodiversidad en bosques tropicales utilizando un meta análisis de 138 estudios. Encontraron que los valores de biodiversidad son substancialmente bajos en bosques degradados y la mayoría de formas de degradación de bosques tiene un efecto perjudicial sobre la biodiversidad tropical, pero esto varía considerablemente según la región geográfica, grupo taxonómico y el tipo de perturbación. Sus resultados indican claramente que no hay sustituto para los bosques primarios cuando se trata de mantener la biodiversidad tropical.

**Hilje & Aide (2012)**, evaluaron la recuperación de la comunidad de anfibios en los bosques secundarios en el noreste de Costa Rica, determinando los patrones de diversidad de anfibios en 12 bosques secundarios (los mismos que varían en edad de recuperación) y en tres bosques maduros. Encontraron que la comunidad de anfibios se recupera de manera rápida en los bosques secundarios de Costa Rica, e incluso bosques jóvenes (10-16 años en regeneración) tienen riqueza y composición de especies similares a la de bosques maduros, proveyendo microhábitat adecuados para anfibios, sugiriendo que estos bosques pueden ayudar a reducir la disminución de las poblaciones de anfibios.



### 1.1.2 De la respuesta de anfibios y reptiles a la alteración del hábitat

**Balaji et al. (2014)**, determinaron el efecto de la degradación de los bosques sobre los anfibios y reptiles en bosques situados fuera de las áreas protegidas, comparando la riqueza de especies y la composición de la comunidad a lo largo de un gradiente de alteración, desde áreas casi prístinas hasta bosques altamente degradados en Agumbe, Western Ghats, India. Para ello utilizaron muestreos diurnos por encuentro visual con tres repeticiones durante época de lluvias y seca. Sus resultados muestran que la comunidad de anfibios y reptiles fueron afectados por la disminución de cobertura del dosel y del volumen de hojarasca respectivamente, indicando de esta manera que la colección de leña y hojarasca pueden afectar severamente las poblaciones de anfibios y reptiles y que el desarrollo de planes de conservación fuera de áreas protegidas es imprescindible.

**Beirne et al. (2013)**, estudiaron el efecto de los cambios estructurales de hábitat sobre la riqueza y diversidad de especies de herpetofauna en la reserva de Yachana en Ecuador. Usando trampas de caída y muestreo por encuentros visuales, encontraron que la riqueza estimada y la diversidad de especies fue menor en pastizales y plantaciones en comparación con las áreas de bosque, a pesar de tener 10 años de regeneración. Además las áreas de plantaciones abandonadas mostraron niveles altos de abundancia de individuos, pero una marcada disminución de riqueza de especies y diversidad, mientras que los pastizales abandonados mostraron una tendencia completamente contraria. Sosteniendo de esta manera que las prioridades para la conservación de herpetofauna y las estrategias de manejo de tierras deben enfocarse en la preservación de los bosques primarios; además sugieren que la expansión de las reservas para la protección de áreas circundantes de bosque secundario, permita retener parcialmente los niveles de diversidad y riqueza de especies de bosques primarios.

**Bruton et al. (2013)**, calcularon el valor de los bosques en regeneración como hábitat para la comunidad de reptiles mediante el uso de trampas de caída y trampas embudo ubicados en 43 sitios de bosque clasificados en tres estados de regeneración en la región subtropical semiárida de Queensland, Australia. Encontraron que la riqueza de especies, abundancia, dominancia, proporción de

juveniles y la composición de comunidad entre los bosques primarios y bosques en regeneración es similar, pero diferente a los sitios clareados; llegando a la conclusión que a pesar que los bosques primarios restantes son irremplazables, los bosques en regeneración proveen hábitat valiosos para la comunidad de reptiles y la protección de tales áreas en regeneración debería ser una gran prioridad en los bosques alterados subtropicales.

**Gardner *et al.*** (2007b), muestrearon la herpetofauna en la hojarasca de bosques primarios, secundarios y de plantaciones de eucaliptus en el área del Río Jari en el noreste de la Amazonia Brasileña. Utilizando cuatro técnicas de muestreo complementarias, encontraron que el bosque primario albergó un número de especies significativamente mayor, pero soporto una abundancia de anfibios y lagartijas similar a la de áreas de vegetación secundaria o plantaciones adyacentes; y mientras que los bosques de plantaciones estaban dominados por especies generalistas con amplio rango de hábitat, la fauna de los bosques secundarios contenían un número de especies característico del hábitat de bosque primario. Llegaron a la conclusión que a pesar de que los bosques en regeneración natural pueden ayudar a mitigar algunos efectos negativos de la deforestación sobre la herpetofauna, los bosques secundarios no proporcionan un sustituto para los bosques primarios.

**Bell & Donnelly** (2006), examinaron la comunidad y la estructura de la población de ranas y reptiles en los fragmentos de bosque de los alrededores de la estación biológica La Selva en la región de Sarapiquí en el Noreste Costa Rica. Encontraron que la riqueza de especies en todos los fragmentos de bosque fue igual al 84% de aquella encontrada en La Selva, utilizando el mismo esfuerzo. La composición de la comunidad varía entre sitios y por el tamaño del fragmento. Clasificaron el 34% de las especies como especies sensibles a la fragmentación porque se encontraron ausentes o en bajas densidades en los fragmentos de bosque. Sin embargo, la alta diversidad observada en todos los fragmentos indica que preservar una cadena de pequeños fragmentos de bosque quizás sea de considerable valor de conservación para los anfibios y reptiles de dicha región.

### **1.1.3 De estudios de anfibios y reptiles en Manu/ Madre de Dios.**

**Catenazzi *et al.*** (2013) Compilaron una lista de las especies de anfibios y reptiles conocidas del Parque Nacional del Manu y su zona de amortiguamiento, ubicados en unas de las regiones con más biodiversidad en el planeta. El área protegida cubre tan solo cerca del 0.01% de la superficie terrestre mundial, sin embargo conserva a 155 especies de anfibios y 132 especies de reptiles, lo cual corresponde al 2.2% de todos los anfibios y al 1.5% de todos los reptiles conocidos.

**Von May *et al.*** (2009a) Compararon listas de especies de anfibios de nueve sitios en la región de Madre de Dios, cinco de los cuales están ubicados dentro de áreas naturales protegidas y las otras cuatro fuera del sistema de áreas protegidas. Encontraron que el Centro de Investigación y Capacitación Rio Los Amigos (CICRA), el cual se ubica fuera del sistema de áreas protegidas es la localidad más rica en especies. En general, la similitud de especies es relativamente alta entre las diversas localidades de Madre de Dios. De las 114 especies de anfibios registradas en Madre de Dios, nueve (7.9%) fueron registradas fuera de las áreas protegidas. Este número enfatiza la necesidad de proteger sitios adicionales en la región, sobre todo ante la rápida destrucción de los bosques.

## 1.2 GENERALIDADES

### 1.2.1 Biodiversidad

El concepto de biodiversidad o diversidad biológica abarca todas las formas de vida existentes, la multiplicidad de especies de plantas, animales, hongos y microorganismos (**diversidad de especies**), las funciones ecológicas que ellas desempeñan, los distintos tipos de hábitats, los diferentes ensamblajes de especies en las comunidades bióticas asociadas a distintas condiciones del ambiente físico (**diversidad de ecosistemas**), y la variación genética dentro de las poblaciones de una misma especie (**diversidad genética**) (Lindernmayer *et al.* 2006; Hunter & Gibbs 2009). Es a través de esta diversidad que los sistemas naturales son capaces de adaptarse y evolucionar. La diversidad de especies es una medida de la diversidad dentro de una comunidad ecológica que incorpora tanto la riqueza de especies (número de especies en una comunidad) y la uniformidad de las abundancias de las especies. Las comunidades con mayor número de especies y menor variación en la abundancia relativa de las especies en la comunidad son consideradas las comunidades más diversas (McGinley 2014).

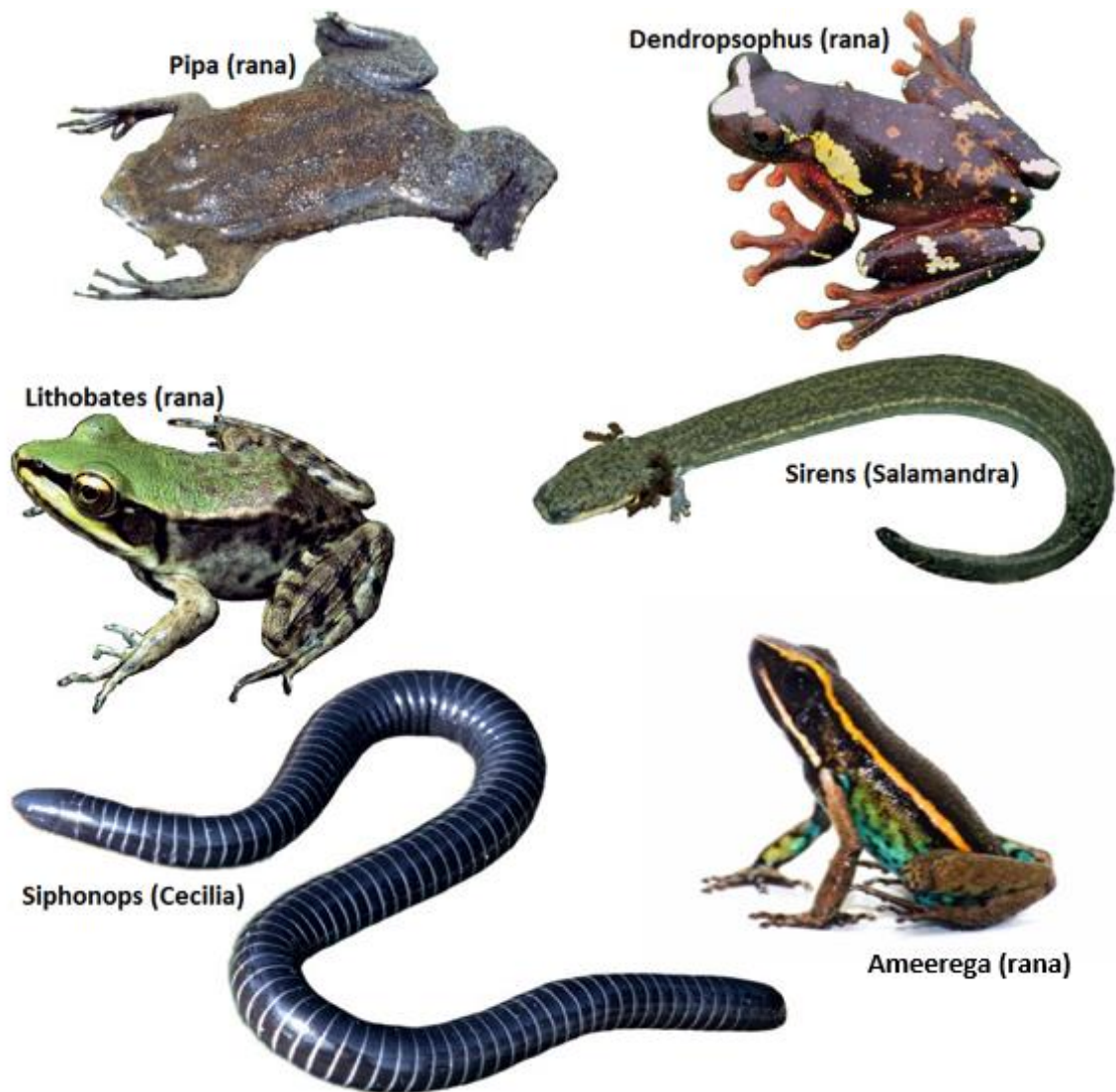
Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), para conocer su contribución a nivel regional (diversidad gamma) y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local (Feinsinger 2004).

### 1.2.2 Anfibios

Pocos vertebrados son tan dependientes a la humedad como son los anfibios, cuyos rangos geográficos, ecología, comportamiento e historia natural están fuertemente influenciados por la distribución y abundancia del agua, usualmente en forma de lluvia (McDiarmid 1994). Debido al poco control fisiológico sobre las temperaturas corporales o la pérdida de agua por evapotranspiración, y los diferentes estadios de su vida bifásica, estos son sensibles a modificaciones acuáticas, terrestres y atmosféricas (Duellman & Trueb 1994). Además, las

singulares características ecológicas (estrategias reproductivas), etológicas (preferencias de microhábitat) y de distribución geográfica, hacen de la herpetofauna un grupo focal de estudio, como indicadores de cambio ambiental (Lips *et al.* 2001; McDiarmid 1994; Pearman 1997; Urbina-Cardona & Olivares-Pérez 2006; Urbina-Cardona 2008).

Los anfibios (Figura 1) están representados por tres clados: Gymnophiona (Cecilias), Caudata (Salamandras), y Anura (ranas y sapos). Las **cecilias** se asemejan superficialmente a las lombrices de tierra, carecen de extremidades, están fuertemente anillados y tienen cabezas cuneiformes fuertemente osificadas. Esta morfología refleja el estilo de vida de madriguera de estos anfibios tropicales. Las **salamandras** tienen cuerpos cilíndricos, colas largas, cabeza y cuello bien distintivos, y extremidades bien desarrolladas, aunque algunas salamandras han reducido en gran medida las extremidades o incluso han perdido las extremidades posteriores. Las salamandras son ecológicamente diversas: algunas son totalmente acuáticas, algunos viven en madrigueras, muchos son terrestres y muchos otros son arbóreos, viviendo en el dosel arbóreo. Las **ranas**, a diferencia de los anteriores, tienen cuerpos robustos, sin cola, cabeza continua al cuerpo y las extremidades bien desarrolladas. Los miembros posteriores normalmente son casi el doble de la longitud del cuerpo, esta morfología refleja su locomoción bípeda saltadora. Sin embargo, no todas las ranas saltan, algunas son totalmente acuáticas y usan la fuerza de las extremidades posteriores sincronizadas para la propulsión, mientras que otros simplemente caminan en sus hábitats terrestres y arbóreos. Las ranas son un grupo ampliamente distribuido, morfológicamente, fisiológicamente y ecológicamente diverso (Vitt & Caldwell 2009).



**FIGURA 1.** Anfibios representados por tres clados: Gymnophiona (Cecilias), Caudata (Salamandras), y Anura (ranas).

La taxonomía de los anfibios, y particularmente la taxonomía de los anuros, está en un estado de rápido crecimiento y cambio. Esto debido al incremento del número de herpetólogos, a la intensidad de muestreo y a los avances de la taxonomía molecular (Brown & Twomey 2009). Las principales familias de anfibios en Manu y Madre de Dios son las siguientes:

**Aromobatidae.** Cuenta con 11 especies en Perú, cuatro en el departamento de Madre de Dios y cuatro en la región del Manu, algunas pueden ser diminutas como es el caso de *Allobates trilineatus*. Tienen dorsos granulares, patas traseras robustas y patrones de coloración bastante apagados. Son terrestres y diurnas. Se mueven muy rápido y pueden saltar muy lejos. De noche normalmente duermen en

vegetación baja muy cerca del suelo. Se alimentan de pequeños artrópodos de la hojarasca, especialmente hormigas, termitas y ácaros (Villacampa *et al.* 2016).

**Bufonidae.** Cuenta con 55 especies en Perú, 7 en el departamento de Madre de Dios y 11 en la región del Manu. Por lo general son de tamaño mediano o grande que varía de 20 a 250 mm, aunque algunas especies, como *Amazophrynella minuta*, son diminutas (13.1 mm). Tienen pieles gruesas, verrugosas y patas cortas. Los sapos tienen glándulas parotoideas en la parte de atrás de la cabeza que producen sustancias tóxicas cuando se sienten amenazados. Son terrestres y se mueven dando pequeños saltos, pero algunas especies de *Rhinella* y *Atelopus* son arbóreas. Sus huevos y renacuajos se desarrollan en el agua, donde las hembras depositan los huevos en cadenas (Villacampa *et al.* 2016).

**Centronelidae.** Cuenta con 34 especies en Perú, 4 en el departamento de Madre de Dios y 7 en la región de Manu. Son de color verde, a excepción de un par de especies amarillas, con o sin algo de moteado. Las ranas de cristal son de tamaño pequeño a mediano (19 mm – 30 mm). Su nombre común proviene de sus vientres transparentes que permiten observar sus órganos internos. Sus almohadillas digitales tienen una forma truncada. Son arbóreas y nocturnas. Viven en quebradas y son bastante sensibles a las alteraciones de sus hábitats, especialmente a la contaminación del agua. Las ranas de cristal ponen sus huevos fuera del agua en hojas o rocas (Villacampa *et al.* 2016).

**Craugastoridae.** Cuenta con 187 especies en Perú, 27 en el departamento de Madre de Dios y 41 en la región del Manu. La mayoría de especies pertenecen al género *Pristimantis*. Los miembros de la familia se reproducen por desarrollo directo, lo que significa que no existe la fase de renacuajo en su desarrollo, pequeñas ranas salen directamente de los huevos que son puestos en la hojarasca. El grupo es más diverso en áreas montañosas y especialmente los géneros *Noblella*, *Bryophryne* y *Psycrophrynella* están casi por completo restringidos a zonas altas: bosque enano y pastizales de puna. Es un grupo comúnmente usado como indicadores de tipo y calidad de hábitat (Villacampa *et al.* 2016).

**Dendrobatidae.** Cuenta con 62 especies en Perú, 7 en el departamento de Madre de Dios y 7 en la región del Manu. Los patrones de coloración y los cantos son las mejores características para identificar entre grupos. Las ranitas venenosas son por

lo general pequeñas y se mueven muy rápido. Son diurnas, pero pueden ser encontradas descansando por la noche en vegetación baja. La mayoría son terrestres, pero algunas son arbóreas, como las especies de *Ranitomeya*. Muchas son tóxicas y en algunas pocas especies este veneno puede ser letal. Los patrones de coloración les sirven para advertir a los depredadores de su toxicidad. Algunas de ellas tienen una dieta especializada, en la que se alimentan de hormigas, termitas y ácaros, de los que obtienen los compuestos químicos que les proporcionan su toxicidad. Los machos son territoriales y por lo general muestran cuidado parental hacia sus huevos y renacuajos. Los machos protegen la puesta y después llevan a los renacuajos en sus espaldas a una quebrada, charca o epífitas que mantengan agua (Villacampa *et al.* 2016).

**Hylidae.** Cuenta con 93 especies en Perú, 51 en el departamento de Madre de Dios y 48 en la región de Manu. Son muy variables en tamaños y colores, desde un par de centímetros hasta más de 10, y desde patrones de coloración marrón opacos hasta coloraciones verde y amarillo claros. Una de las características de esta familia son las almohadillas redondeadas de sus dedos. Por lo general, tienen la piel lisa y con membranas entre los dedos de las patas anteriores y posteriores. Como su nombre indica, estas ranas son arbóreas y normalmente activas por la noche. Sus renacuajos se desarrollan en cuerpos de agua. Muchas especies de ranas arbóreas se congregan para reproducirse en charcas, a menudo en forma explosiva después de episodios de fuertes lluvias (Villacampa *et al.* 2016).

**Leptodactylidae.** Cuenta con 36 especies en Perú, 715 en el departamento de Madre de Dios y 16 en la región del Manu. Varían en tamaño y apariencia. Son de coloración apagada marrón, canela o gris. Saltan de manera potente gracias a sus fuertes patas. Las especies de *Leptodactylidae* son conocidas por depositar sus huevos en nidos de espuma compuestos por secreciones glandulares batidas con las patas traseras. Estos nidos se localizan en el borde de cuerpos de agua o en cavidades lejos del agua. Solo entre el 6 y el 10% de los huevos son fertilizados y el resto son consumidos por los renacuajos (Villacampa *et al.* 2016).

**Caecilidae.** Cuenta con 10 especies en Perú, 3 en el departamento de Madre de Dios y 2 en la región del Manu. Su cuerpo es gris azulado sin marcas. Las únicas áreas con coloración diferente pueden ser las narinas, la cloaca o la piel entre los anillos del cuerpo. El ojo es casi vestigial y se encuentra debajo de la piel o debajo



del hueso. Las especies de Caeciliidae son fosoriales, debido a este hecho, muy poco se sabe de su ecología y distribución. Tienen diversos modos de reproducción, siendo los más comunes ovoviviparidad, viviparidad y desarrollo directo. Normalmente se alimentan de lombrices (Villacampa *et al.* 2016).

**Plethodontidae.** Cuenta con 4 especies en Perú, 1 en el departamento de Madre de Dios y 1 en la región del Manu. No poseen pulmones y realizan el intercambio de gases a través de la piel. Tienen las patas cortas, con cuatro dedos delanteros y cinco traseros, y con colas de diferentes longitudes. Su ecología es bastante variable, con algunas siendo puramente terrestres poniendo sus huevos en el suelo, mientras que otras tienen una fase larval acuática y una fase adulta terrestre y otras son completamente acuáticas. Se pueden encontrar en hábitats variados, desde las selvas tropicales bajas hasta áreas de 4000 msnm. El no tener pulmones les ha dejado espacio en el interior del cuerpo que les ha permitido desarrollar lenguas protractiles para cazar. En algunas especies pueden extender su lengua hasta el 80% de la longitud de su cuerpo. Su dieta se compone de invertebrados, tales como insectos, arañas y gusanos (Villacampa *et al.* 2016).

### **Estado de conservación y clasificación de los anfibios en Manu, Madre de Dios - Perú.**

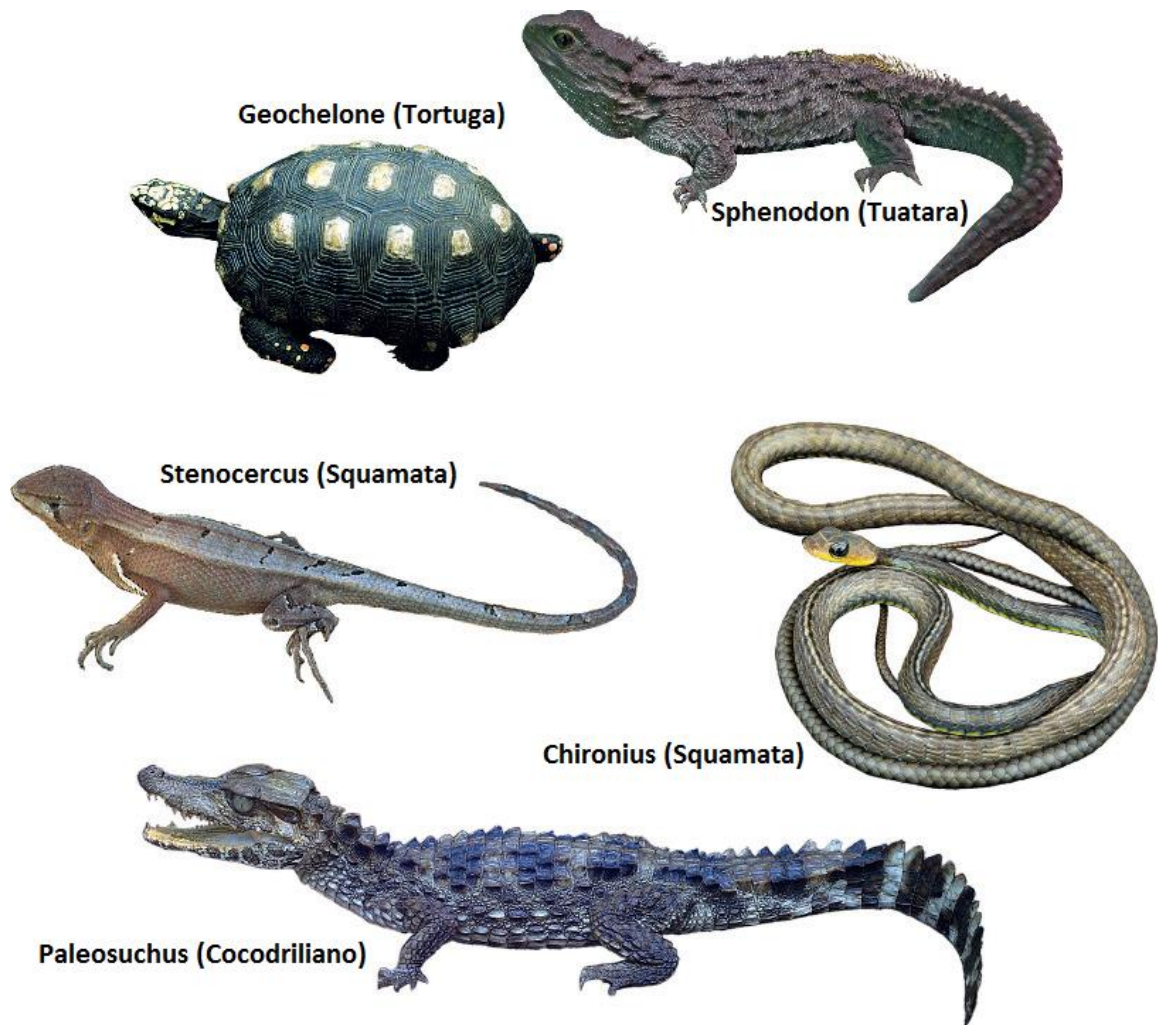
En el Perú se encuentran registrados 601 especies de anfibios, distribuidos en tres órdenes, 20 familias y 79 géneros (Frost 2015). El 17.7% de estas especies se considera que están bajo la categoría de amenaza, este porcentaje sube al 28.65% excluyendo las no evaluadas y con datos deficientes del total. El 10.8% de las especies no han sido evaluados y el 27.43% aún están clasificados dentro de la categoría de datos insuficientes (IUCN 2015).

### **1.2.3 Reptiles**

Los reptiles representan uno de los grupos más exitosos evolucionados conocidos, representado por organismos acuáticos, terrestres y arbóreos (McDiarmid *et al.* 2012). Los reptiles están representados por el clado Archosauria (tortugas, cocodrilianos) y Lepidosauria (tuataras y squamata). Las tortugas, como las ranas, no pueden ser confundido por ningún otro animal, el cuerpo está encerrado al interior de una cubierta ósea superior e inferior (caparazón y plastrón, respectivamente). En algunas especies, las cubiertas superior e inferior están

ajustadas estrechamente, protegiendo completamente la cabeza y extremidades. Aunque las tortugas no son muy ricos en especies, son ecológicamente diversos, con algunas especies totalmente acuáticas (excepto para la deposición de huevos) y otros completamente terrestres. Algunos son pequeños en tamaño, mientras que otros son gigantes, y algunos son herbívoros y otros carnívoros. Los cocodrilianos son predadores, reptiles semi acuáticos que nadan con fuertes golpes ondulantes de una poderosa cola y están blindados por placas epidérmicas gruesas sustentadas dorsalmente por hueso. La cabeza, el cuerpo y la cola son alargados, las extremidades son cortas y fuertes. Las extremidades le permiten la movilidad en la tierra, aunque las actividades terrestres por lo general se limitan a la toma de sol y anidamiento (Vitt & Caldwell 2009).

Los tuataras están representados por solo dos especies en las islas de la costa de nueva Zelanda. Los squamata están conformado por lagartijas, serpientes y amphisbaenidos, es uno de los grupos más diverso y rico en especies que ocupan hábitats que van desde los trópicos a las cumbres templadas. Las formas del cuerpo y los tamaños varían considerablemente. La mayoría son terrestres o arbóreos, aunque muchas serpientes son semi acuáticas, pasando gran parte de sus vidas en o adyacente al agua. El termino lagartija es comúnmente utilizado para referirse a todos los squamata que no son serpientes ni amphisbaenidos. Las lagartijas son muy variables morfológicamente y ecológicamente, pero la mayoría tienen cuatro extremidades bien desarrolladas y una cola alargada. Los amphisbaenidos son alargados con cola corta, escamas dispuestas en anillos alrededor del cuerpo, y en su mayoría sin extremidades. Además, tiene hábitos subterráneos. Las serpientes son el grupo que contiene más especies, algunas son acuáticas, otras arbóreos y algunas son incluso totalmente subterráneas (Vitt & Caldwell 2009).



**FIGURA 2.** Reptiles representados por dos clados: Archosauria (tortugas, cocodrilianos) y Lepidosauria (tuataras y squamata).

### **Estado de conservación de los reptiles en Perú.**

En el Perú se encuentran registrados 461 especies de reptiles, distribuidos en tres órdenes, 32 familias y 126 géneros (Uetz & Hošek 2015). Debido a la falta de investigaciones acerca de la ecología de las especies de reptiles el estado de conservación del 80.65% de estas especies aún no ha sido evaluada, el 3.48% aún están clasificados dentro de la categoría de datos insuficientes y considerando solo las especies evaluadas el 20.55% de estas se encuentran bajo la categoría de amenaza (IUCN 2015).

#### **1.2.4 Valor de conservación de los bosques**

El valor de conservación de los bosques depende de su valor ambiental, socioeconómico, su aportación a la biodiversidad y al entorno natural. El fondo mundial para la naturaleza WWF (World Wildlife Fund) indica que los bosques con alto valor de conservación (HCVF) comprenden las áreas forestales vitales que deben ser mantenidas o mejoradas en un entorno natural. Los HCVF se encuentran en un amplio rango de biomas forestales (tropicales o boreales), dentro de un amplio rango de condiciones forestales (desde intactos hasta los altamente fragmentados) y en ecorregiones con redes de trabajo para áreas protegidas completas o sub representadas. El WWF considera que es prioritario asegurar que los HCVF sean adecuadamente representados en los sistemas de áreas protegidas (Jennings *et al.* 2003). En este estudio, el valor de conservación de un bosque en regeneración es evaluado en función a la diversidad de especies de anfibios y reptiles presentes en tres tipos de bosque en regeneración en comparación a la encontrada en bosques primarios. Este valor permite conocer las áreas prioritarias para la conservación.

#### **1.2.5 Bosques tropicales**

Los bosques tropicales son ecosistemas altamente productivos, considerados como los lugares más biodiversos de la tierra (Campbell & Reece 2005), representan el 7% de la superficie terrestre y se estima que contienen más del 50% de las especies (Primack 2001; Sodhi *et al.* 2010). Se estima que los bosques tropicales representan entre el 32-43% de la producción potencial primaria neta de la tierra (FAO 2012). Sin embargo a pesar de los esfuerzos de conservación en las últimas dos décadas, las tasas de deforestación de las selvas tropicales son cada vez mayores (Floren & Linsenmair 2005).

#### **1.2.6 Bosques primarios**

Se consideran bosques primarios aquellas áreas de bosque que no han sido alterados por actividad humana (a excepción del uso por parte de las comunidades indígenas y autóctonas, que llevan un estilo de vida tradicional) y en el que los

procesos ecológicos no se han visto alterados significativamente. Los bosques primarios, en particular los bosques tropicales húmedos, incluyen algunos de los ecosistemas terrestres del mundo más diversos y ricos en especies y cuando se trata de conservar la biodiversidad, algunos autores indican que no hay sustituto para estos bosques (Gibson *et al.* 2011).

### **1.2.7 Bosques de bambú**

Grandes extensiones de los bosques están dominados por bambú, un componente importante en el paisaje del bosque tropical en áreas ubicadas en el suroeste del Amazonas, especialmente en Madre de Dios (Saatchi *et al.* 2000). Dichos bosques de bambú se hallan en su mayoría a lo largo de los ríos, pero también están distribuidos al interior del bosque. Estos bosques de bambú varían en composición, desde lugares totalmente dominados por bambú, sin casi ningún árbol presente, a bosques que a pequeña escala son prácticamente imposibles de distinguir de aquellos bosques sin bambú (Silman *et al.* 2003). Considerados como ecosistemas importantes que albergan una fauna especialista en explotar los recursos que estos proporcionan.

### **1.2.8 Bosques en regeneración o bosques secundarios**

Los bosques secundarios son aquellos bosques que se encuentran en proceso de regeneración después de la alteración de su estructura original (Chazdon *et al.* 2009a; Dunn 2004), pudiendo este ser causado naturalmente (por fenómenos atmosféricos, geológicos, por la fauna silvestre) o por disturbios de origen antrópico (tala, minería, otros). El aumento de las tasas de deforestación de las selvas tropicales maduras ha dado como resultado la rápida expansión de los bosques secundarios (Chazdon 2009b; Floren & Linsenmair 2005). Estos bosques tropicales secundarios se han convertido en un foco de atención en los últimos años como área potencial de conservación de la biodiversidad debido a que la mayoría de bosques restantes son bosques secundarios y tan solo el 36% de bosque a nivel mundial es bosque primario (FAO 2012).

### **1.2.9 Hábitat y selección de hábitat**

El hábitat es el lugar o ambiente donde vive un organismo, población o especie. La presencia de un organismo en un ambiente dado sugiere que este satisface sus requerimientos básicos, propios de cada especie. Cada hábitat se caracteriza por una combinación específica de múltiples factores fisicoquímicos y bióticos que ejercen un efecto conjunto, dichos factores influyen en la alimentación, protección, reproducción, madrigueras; factores necesarios para la supervivencia y el éxito reproductivo de las especies (Ojasti 2000).

La selección de hábitat se define como el proceso a través del cual existe una preferencia individual del uso o de la ocupación de los hábitat disponibles y que por lo tanto, no es aleatoria (Morris 2003).

## CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO

### 2.1 UBICACIÓN

El estudio se efectuó en la estación privada de investigación Manu Learning Centre (MLC), propiedad de la Fundación Crees, ubicada en el sureste amazónico del Perú, en la zona cultural de la Reserva de Biósfera del Manu, a 11 km del Parque Nacional del Manu, en la margen izquierda del Rio Alto Madre de Dios, en la localidad denominada Mascoitania. Políticamente pertenece al distrito de Manu, Provincia de Manu, Departamento de Madre de Dios (Mapa 1). Está ubicado en las coordenadas geográficas 71°23'28"O 12°47'21"S, en un rango altitudinal comprendido entre 450 a 740 m. de altitud. Este área cubre una superficie aproximada de 828 hectáreas con un sistema de acceso de trochas de 25 km y fue muestreada entre Enero 2012 y Diciembre 2014.

### 2.2 TIPOS DE BOSQUES EN EL ÁREA DE ESTUDIO

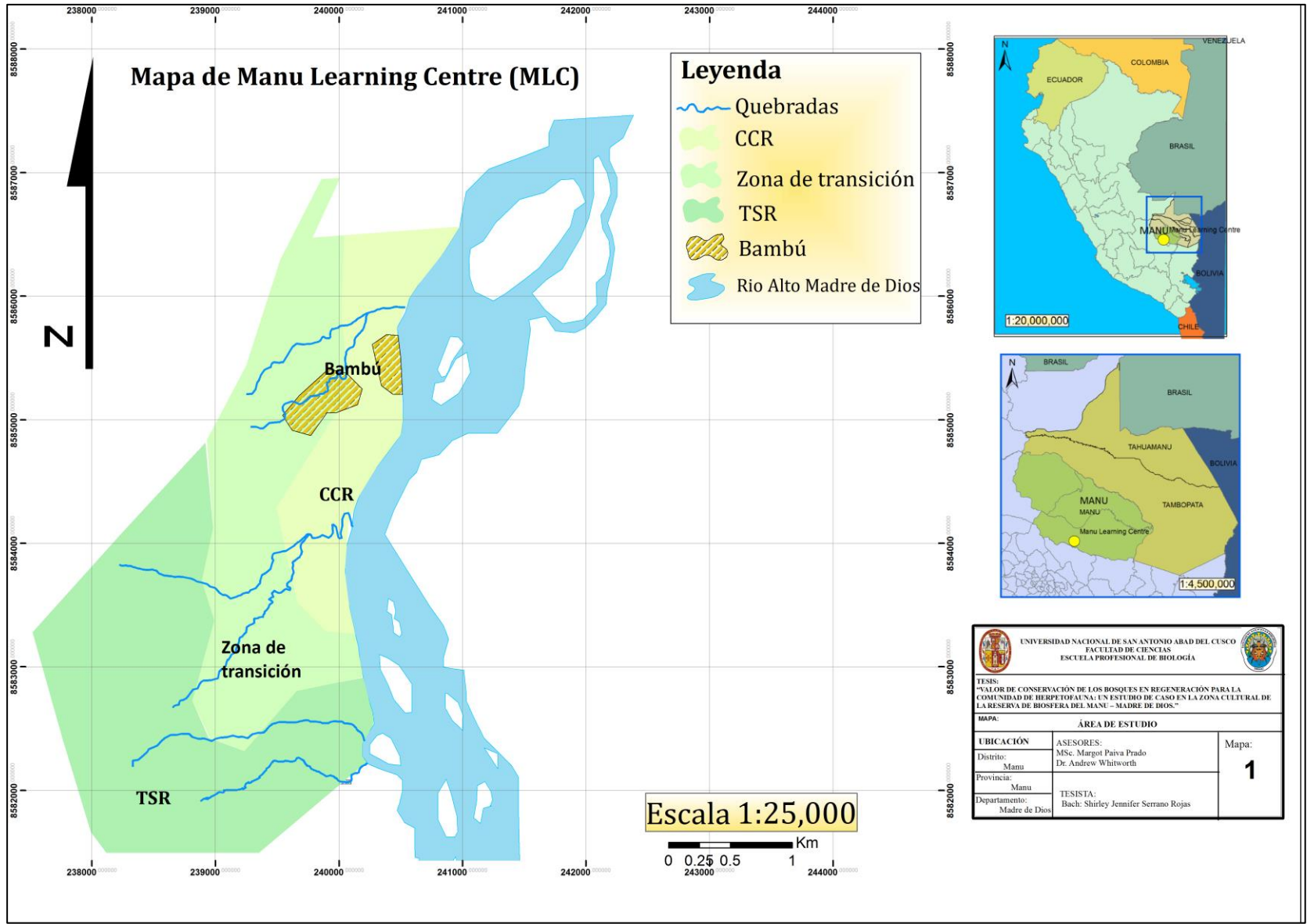
El área de estudio sufrió diferentes niveles de impacto humano que van desde la agricultura a gran escala hasta la tala selectiva, dando lugar a dos tipos principales de bosque en regeneración denominados como CCR (bosque completamente clareado en regeneración) y TSR (bosque con tala selectiva en regeneración; 293 ha), una zona de transición entre estas áreas (183 ha) y un fragmento de bosque de bambú (20 ha).

Debido a su topografía relativamente plana y su proximidad al rio Alto Madre de Dios y por ende su fácil acceso, el bosque CCR fue utilizado para agricultura a gran escala, cultivándose cacao, café y caña de azúcar así como también cítricos (naranjas, mandarinas y limón rugoso) hasta el año 1960. Tiene un sotobosque denso dominado por especies pioneras, es decir especies que dependen de la luz del sol para crecer rápido y producir frutos con muchas semillas, las mismas que le permiten dispersarse rápido. El bosque TSR está más alejado del rio, siendo un área de difícil acceso para la agricultura. Especies de importancia maderable fueron explotadas en este bosque hasta 1980 (*Cedrelinga catenaeformis*, *Cedrela angustifolia*, *Clarisia racemosa*, *Myroxylom balsamun* y *Coumarouma odorata*). En el año 2001 el área fue comprada por la Fundación Crees convirtiéndose en un área privada. El área en general cuenta con un periodo aproximado de entre 30 a 50

años en proceso de regeneración (según información proporcionada por pobladores locales) y se encuentra protegido de manera estricta de todo tipo de impacto humano negativo por más de 14 años.

La delimitación de los tipos de bosques fue identificada a través de observaciones visuales de la estructura del bosque y a través de consultas a guías locales que tenían conocimiento acerca de los impactos humanos que sufrió el área de estudio en tiempos pasados. Esta delimitación fue confirmada por Whitworth *et al.* 2016, quien evaluó 12 variables de la estructura del bosque en 571 puntos de muestreo en el área de estudio a través de un análisis de componentes principales, encontrando diferencias estructurales entre el bosque CCR y TSR. El bosque TSR se caracteriza por tener mayor cobertura de dosel, mayor altura del dosel, mayor número de árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 5cm, mientras que el área de CCR se caracteriza por la tendencia opuesta además de tener un sotobosque muy denso. El área de estudio además cuenta con un área de 20ha de bosque de Bambú ubicado al interior del bosque de CCR.





### **2.3 ACCESIBILIDAD**

El acceso es por vía terrestre a través de la carretera Cusco-Atalaya con una duración aproximada de 8 horas. Se inicia por la carretera Cusco - Paucartambo, ingresando a la zona andina del Parque Nacional del Manu, en Acjanaco. Posteriormente el viaje continúa por la carretera hacia Pillcopata pasando por San Pedro y Patria para finalmente llegar al puerto de Atalaya. Desde el puerto el viaje es por vía fluvial a través del río Alto Madre de Dios aguas abajo aproximadamente una hora.

### **2.4 GEOGRAFÍA FÍSICA**

El MLC se encuentra en una zona de faja subandina de la Cordillera Oriental de los Andes. Las dos unidades fisiográficas de relevancia y que conforman el paisaje del área de estudio son la cordillera del Piñi-Piñi y el valle/sinclinal de Palotoa. En las zonas altas por encima de los 750 msnm, se encuentran materiales del Paleozoico Superior (Permiano, Carbonífero y Devónico), principalmente areniscas calcáreas, lutitas, y diferentes tipos de rocas calizas. Entre los 650 y los 750 m se encuentra un nivel de rocas calizas cretácicas. Estos niveles paleozoicos y mesozoicos presentan fuertes pendientes de promedio en torno a un 40%, pero pudiéndose encontrar escarpes verticales y pendientes que sobrepasan el 70%. Las zonas de menor altitud del área de estudio se conforman como terrazas bajas de escasa pendiente pero relieve irregular. En su mayoría están conformadas por depósitos del Paleógeno, entre los que predominan las areniscas intercaladas con arcillitas y limonitas. En las zonas más próximas al río Alto Madre de Dios los materiales son aluviales y de deposición cuaternaria (INGEMMET 2011).

### **2.5 SUELOS**

Los tipos de suelos más frecuentes en el área de estudio son los ferrolíticos rojos lixiviados y ferrolíticos rojos típicos (ONERN 1985). Estos suelos tienen pocos nutrientes disponibles y tienden a ser muy compactos, poseyendo por tanto una escasa fertilidad potencial. En las áreas de ladera los procesos erosivos juegan un papel muy importante y evitan la formación de horizontes potentes. En estas áreas

existe un gran número de deslizamientos de tierra y árboles caídos, y un fuerte arrastre de materiales por parte de las quebradas; materiales que son depositados en las zonas bajas (Villacampa *et al.* 2014).

## 2.6 RECURSO HÍDRICO

La hidrografía en la reserva del MLC se caracteriza en las zonas bajas por unos pocos arroyos de montaña rápidos, rocosos, caudalosos y permanentes, con numerosas pequeñas quebradas de caudal escaso y estacional y algunas zonas de charcas semipermanentes. Los arroyos de mayor entidad cortan profundamente las terrazas contribuyendo a la irregularidad del terreno (Villacampa *et al.* 2014).

## 2.7 ZONAS DE VIDA

Según el sistema de clasificación de Holdridge y en base a los datos meteorológicos obtenidos, el área de estudio pertenece a la zona de vida transicional **Bosque Muy Húmedo – Subtropical transicional a Bosque Pluvial – Subtropical (bmh-S  $\Delta$  bp-S**; ONERN 1976), donde, la biotemperatura media anual varía entre los 19 y 24°C y la precipitación anual entre 3000 y 6000mm. Esta zona es un punto de contacto entre las montañas y el llano amazónico. El relieve es accidentado, de naturaleza montañosa y los suelos son delgados y superficiales (GOREMAD 2008).

## 2.8 CLIMA

Se distinguen dos épocas características en el área de estudio; la época de lluvias comprende los meses de Octubre a Marzo y la época de secas los meses de Abril a Septiembre (Ortega *et al.* 2010; Whitworth *et al.* 2015, en revisión). Durante los años 2012 a 2014 en la época de lluvias la temperatura promedio diaria fue 24.97°C (con una temperatura máxima promedio de 27.74°C y mínima de 22.56°C), la humedad promedio fue 84.90% (con una humedad relativa máxima promedio de 95.45% y mínima de 68.37%) y la precipitación igual a 3435.24mm. En la época de secas la temperatura promedio diaria fue 23.70°C (con una temperatura máxima promedio de 26.76°C y mínima de 21.31°C), la humedad promedio fue 83.50% (con

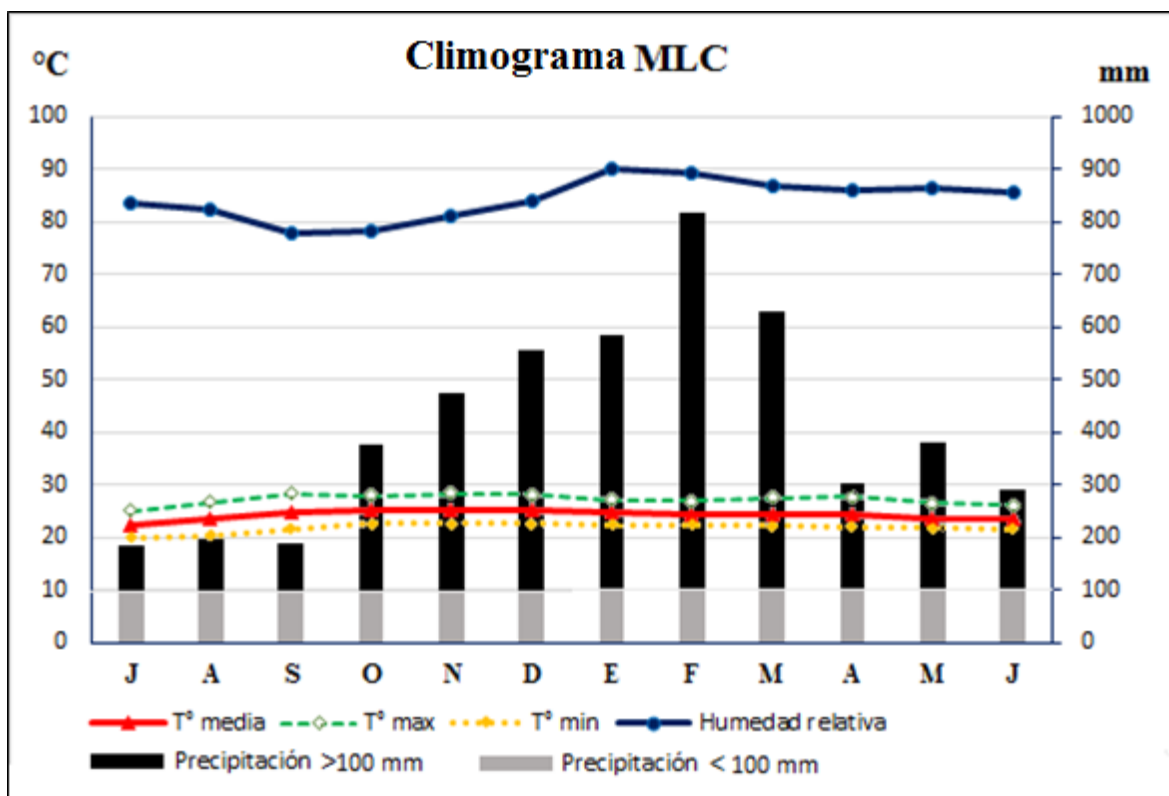
una humedad relativa máxima promedio de 94.52% y mínima de 66.35%) y la precipitación igual a 1544.50mm (Tabla 1, Figura 3).

**TABLA 1 - Datos meteorológicos resumidos por mes registrados en la estación de investigación en el área de estudio.**

Mes	Temp. min. (°C)	Temp. med. (°C)	Temp. max. (°C)	Hum. rel. min. (%)	Hum. rel. (%)	Hum. rel. max. (%)	Precipitación (mm)
Julio	20.05	22.27	25.07	70.49	83.45	94.38	183.30
Agosto	20.46	23.52	26.73	64.36	82.25	93.07	195.70
Setiembre	21.65	24.89	28.37	62.05	77.75	92.45	190.27
Octubre	22.60	25.39	28.09	67.76	78.31	92.72	376.57
Noviembre	22.69	25.44	28.47	64.74	80.99	93.37	473.47
Diciembre	22.77	25.26	28.16	70.13	83.99	95.27	556.77
Enero	22.50	24.68	27.23	72.15	90.13	96.96	584.70
Febrero	22.48	24.39	26.92	69.63	89.33	96.98	815.67
Marzo	22.34	24.62	27.59	65.82	86.68	97.42	628.07
Abril	22.12	24.33	27.71	64.56	85.86	96.47	304.13
Mayo	21.84	23.68	26.55	65.42	86.27	94.71	378.87
Junio	21.73	23.51	26.15	71.19	85.44	96.04	292.23
<b>Total</b>	21.94	24.33	27.25	67.36	84.20	94.99	4979.74
<b>Época de secas</b>	21.31	23.70	26.76	66.35	83.50	94.52	1544.50
<b>Época de lluvias</b>	22.56	24.97	27.74	68.37	84.90	95.45	3435.24

Los datos corresponden a los promedios mensuales de temperaturas, humedad relativa y precipitación, del total de meses del periodo 2011-2014. Datos proporcionados por Crees Foundation. (Temp. Min.= temperatura mínima, Tem. med. = temperatura media, Tem. max = Temperatura máxima, Hum. rel = humedad relativa, Hum. rel. max. = Humedad relativa máxima, Hum. rel. min. = Humedad relativa mínima).

Fuente: Estación meteorológica del centro de investigación Manu Learning Centre (MLC) ubicado a una altitud de 450m (Whitworth *et al.* 2016b).



**FIGURA 3.** Climograma de la estación privada de investigación MLC. Estación meteorológica ubicado a una altitud de 450m (Whitworth *et al.* 2016b).

## 2.9 FLORA

El sistema de clasificación utilizado para la determinación de especies de flora está basado en el sistema de clasificación APG III:

**Bosque talado selectivamente en regeneración (TSR):** se caracteriza por presentar tres estratos arbóreos. El primer estrato está compuesto por árboles emergentes entre 30 y 40 m de alto, el segundo estrato lo conforman aquellos árboles entre 20 y 30 m y el tercero los inferiores a 10 m de alto. La mayoría de los arboles tienen fustes gruesos y rectos. Las especies más dominantes son: *Oxandra acuminata* (Annonaceae), *Euterpe precatoria* (Arecaceae), *Iriartea deltoidea* (Arecaceae), *Wettinia augusta* (Arecaceae), *Matisia cordata* (Bombacaceae), *Ochroma pyramidale* (Bombacaceae), *Chrysochlamys ulei* (Clusiaceae), *Cedrelinga catenaeformis* (Fabaceae), *Zygia longifolia* (Fabaceae), *Carpotroche longifolia* (Flacourtaceae), *Calatola costaricensis* (Icacinaceae), *Guarea kunthiana* (Meliaceae), *Guarea macrophylla* (Meliaceae), *Trichilia sp.* (Meliaceae), *Brosimum parinarioides* (Moraceae), *Sorocea sp.* (Moraceae), *Piper crassinervium* (Piperaceae), *Lunania parviflora* (Violaceae) y *Rinorea viridiflora* (Violaceae). Las

lianas y bejucos son comunes y entre las que sobresalen están *Abuta sp.* y *Strychnos sp.* y se observa bastantes epifitos. El estrato herbáceo es casi inexistente (Pillco-Huarcaya *et al.* 2016 en prep.).

**Bosque completamente clareado ahora en regeneración (CCR):** presenta dos estratos arbóreos, el primero presenta árboles que alcanzan los 15 m de alto, y el segundo estrato lo conforman aquellos arboles inferiores a 10 m de alto. Las especies más dominantes son: *Socratea exorrhiza* (Arecaceae), *Cordia nodosa* (Boraginaceae), *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae), *Vismia sp* (Clusiaceae), *Sloanea fragans* (Eleocarpaceae), *Dipterix micrantha* (Fabaceae), *Inga sp.* (Fabaceae), *Tachigali guianensis* (Fabaceae), *Ocotea sp.* (Lauraceae), *Miconia tomentosa* (Melastomataceae), *Miconia lobada* (Melastomataceae), *Miconia ritidoma* (Melastomataceae), *Pseudolmedia laevis* (Moraceae), *Triplaris americana* (Polygonaceae), *Ladenbergia oblongifolia* (Rubiaceae), *Siparuna aspera* (Siparunaceae), *Cecropia polystachya* (Urticaceae) y *Vochisia biloba* (Vochysiaceae). Se caracteriza además por la gran cantidad de bejucos y menor presencia de lianas. El estrato herbáceo es muy denso (Pillco-Huarcaya *et al.* 2016 en prep.).

**Bosque de bambú:** Está dominado por la especie *Guadua spp* (Pillco-Huarcaya *et al.* 2016 en prep.).

## 2.10 FAUNA

El Manu Learning Centre, como parte del programa de conservación y monitoreo de la biodiversidad ha registrado niveles altos de riqueza de especies. Desde el año 2011 hasta el 2015 se han registrado 65 especies de anfibios, 79 especies de reptiles, 485 especies de aves y 63 especies de mamíferos medianos y grandes (Whitworth *et al.* 2016a).

## **CAPÍTULO III: MATERIALES Y MÉTODOS**

### **3.1 MATERIALES**

#### **Materiales de campo.**

- Plástico.
- Baldes grandes y pequeños.
- Tecnopor
- Cuerdas.
- Abrazaderas de plástico.
- Palas.
- Winchas.
- Cintas de agua.
- Machete.
- Bolsas de polietileno 8x12.
- Bolsas de tela.
- Plumón marcador.
- Guantes de seguridad.

#### **Materiales de gabinete.**

- Verniers.
- Balanza analítica.
- Cinta métrica.
- Lupas.
- Set de disección.
- Papel absorbente.
- Papel a prueba de agua.
- Jeringas.
- Agujas.
- Viales.

## **Reactivos**

- Alcohol 70% y 96%.
- Lidocaína.
- Formol 20%.

## **Equipos.**

- Grabadora.
- Micrófono unidireccional.
- Cámara fotográfica.
- Estereoscopio microscópico.
- Computadora personal.

## **Libros y guías para la identificación.**

- Guía de campo: Anfibios y reptiles de Loreto, Perú.
- Guía de campo: Anfibios de Los Amigos, Manu y Tambopata, Perú.
- Guía de campo: Reptiles de Los Amigos, Manu y Tambopata, Perú.
- Guía de campo: Frogs of the Yachana Reserve (Beirne & Whitworth 2011).
- Reptiles and amphibians of the Amazon (Bartlett & Bartlett 2003).
- Terrestrial-breeding frogs (strabomantidae) in Peru (Lehr & Duellman 2009)
- Cusco Amazónico (Duellman 2005).

## **Paquetes estadísticos.**

- Software ArcGIS 10.2. (Análisis de puntos calientes).
- Software Minitab 14.12. (Análisis de componentes principales y factorial)
- Software EstimateS 9.0. (Estimación de la riqueza y diversidad de especies).
- R (R Core Team 2012)
  - Paquete R MuMIn (Bartón 2014; Modelos lineales generalizados).
  - Paquete R car (Fox *et al.* 2014; Factores de inflación de la varianza).
  - Paquete Rich (Rossi 2011; curvas de rarefacción - riqueza de especies).
  - Paquete Vegan (Oksanen *et al.* 2011; curvas de dominancia-diversidad de Whittaker).



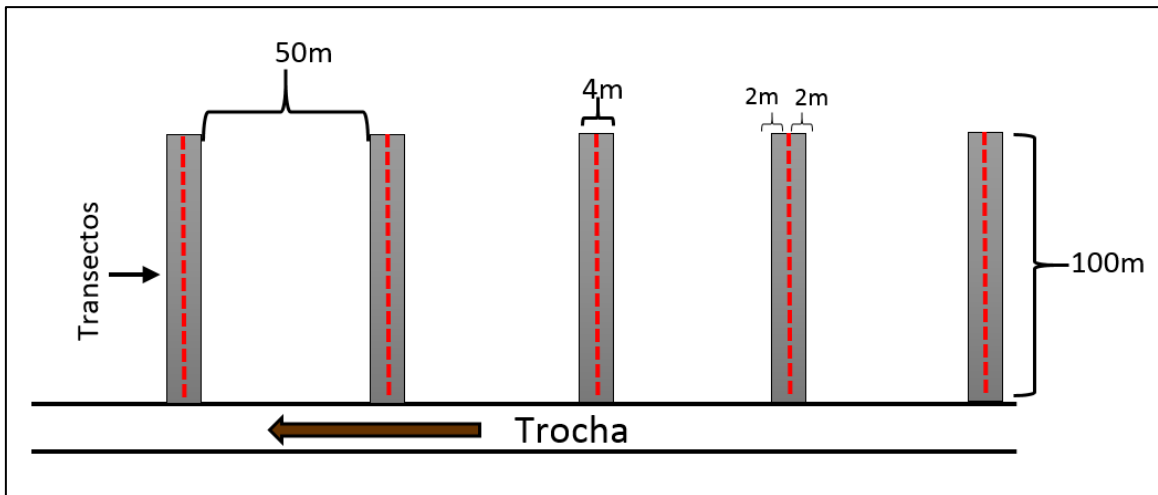
## **3.2 MÉTODOS**

### **3.2.1 Muestreo de anfibios y reptiles en el bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú).**

Se utilizó una combinación de metodologías de campo complementarias entre sí que permitieron muestrear tanto a los anfibios y reptiles de hábitos terrestres y arbóreos; dichas metodologías incluyen transectos nocturnos de encuentros visuales y trampas de caída (Beirne *et al.* 2013; Bell & Donnelly 2006; Doan 2003; Heyer *et al.* 1994). Dichos muestreos fueron conducidos entre Enero 2012 y Diciembre 2014, cubriendo la época de lluvias y secas.

#### **a) Transectos nocturnos de encuentros visuales**

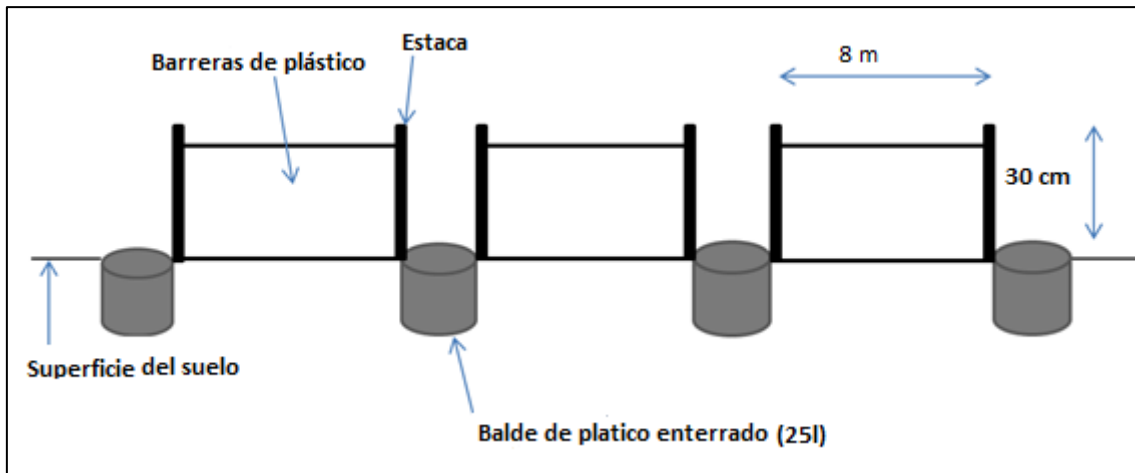
Siguiendo la metodología utilizada por Beirne *et al.* (2013), se establecieron transectos de 100m de largo, 4m de ancho y 3m de altura. Dichos transectos fueron agrupados en grupos de cinco transectos haciendo un total de 9 grupos (45 transectos), cuatro grupos en el bosque de TSR, cuatro en el de CCR y un solo grupo en el bosque de bambú (esto debido al tamaño y la accesibilidad en el área de bambú). Los transectos en cada grupo fueron localizados a 50 m uno del otro, a lo largo de la trocha y cada grupo de transectos fue localizado dependiendo de la topografía del terreno, de la existencia de cuerpos de agua y cubriendo la mayor parte del terreno, con la finalidad de obtener muestras representativas de todo el área de estudio. Estos grupos fueron muestreados durante la noche (un grupo por noche, tres grupos por semana), comenzando a las 20:00h, en un periodo de aproximadamente 30 minutos por transecto. Los transectos fueron evaluados durante 176 noches (75 en TSR, 75 en CCR y 26 en Bambú) acumulándose un total de 440 horas de muestreo por transectos nocturnos.



**FIGURA 4 - Diagrama de la disposición de los transectos nocturnos a lo largo de la trocha.**

### **b) Trampas de caída**

Siguiendo la metodología utilizada por Beirne *et al.* (2013) se instalaron trampas de caída con una longitud total de 25 m, cada trampa está constituida por cuatro baldes de 25 litros enterrados de tal manera que la parte superior de los baldes este al ras del suelo, dichos baldes están conectados por barreras de plástico (8m de largo x 30cm de alto) las mismas que actúan como cercas de conducción (Figura 5). Se establecieron un total de 20 sitios de trampas de caída (localizados en el área de estudio dependiendo de la topografía del terreno, de la existencia de cuerpos de agua y cubriendo la mayor parte del terreno): ocho en TSR, ocho en CCR y cuatro en bambú (Beirne *et al.* 2013). Las trampas de caída fueron expuestas por un periodo de cinco días en cada sesión de captura acumulándose un esfuerzo total igual a 685 días de trampeo (265 días en CCR, 265 días en TSR y 155 días en Bambú). Las trampas abiertas fueron revisadas una vez por día entre las 08:00hs y las 13:00hs.



**FIGURA 5 - Diagrama de una trampa de caída.**

Además se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

Siguiendo la recomendación establecida por Demaynadier & Hunter (1998), los sitios de muestreo fueron localizados a una distancia mínima de 70m de un cuerpo de agua o del borde de un tipo de bosque para disminuir la influencia de los efectos de borde. Los anfibios comparten varias características biológicas que hacen que sean especialmente sensibles a las transiciones abruptas en los microhábitats y microclimas que se producen en los bordes de los bosques (Murcia 1995).

Con la finalidad de evitar el sesgo de detección (von May & Donnelly 2009b) se evitó el uso de trochas como sitios de muestreo. El uso de las trochas puede tener una fuerte influencia sobre la abundancia de animales observados dependiendo de la densidad de vegetación existente.

Con la finalidad de prevenir la transmisión de Quitridiomicosis, una enfermedad infecciosa emergente de anfibios causada por un hongo patógeno acuático llamado *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) (Daszak *et al.* 2004) que está extinguiendo muchas especies de anfibios en el mundo, se aplicaron códigos de buenas prácticas. Esto se logró mediante la limpieza sistemática de herramientas y equipos y el uso de bolsas estériles durante la manipulación de los anfibios.

### **c) Determinación de especies y toma de especímenes.**

Todos los anfibios y reptiles encontrados fueron determinados en campo cuando fuera posible o en el gabinete con ayuda de guías y expertos en herpetología. Aquellos individuos no determinados fueron eutanasiados con Lidocaína, fijados en

formalina al 10% y subsecuentemente transferidos a etanol al 70%. Estos especímenes fueron depositados en la División de Herpetología, Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - UNMSM (MUSM) en Lima y son detallados en el Anexo 2. El permiso de colecta y la autorización para realizar investigación científica en los bosques en estudio fue otorgado por el ministerio de Agricultura desde 2012 mediante la autorización N° 0296-2012-AG-DGFFS-DGEFFS (Anexo 1).

### **3.2.2 Muestreo y selección de hábitat de *Ameerega sp.* en el bosque en regeneración.**

#### **a) Muestreo de *Ameerega sp.* a lo largo de quebradas.**

*Ameerega sp.* (Dendrobatidae) es una especie nueva, registrada por primera vez en el año 2012. Durante dos años de intenso muestreo usando trampas de caída y transectos nocturnos de encuentros visuales, *Ameerega sp.* fue registrada únicamente en el bosque TSR, muy cerca a quebradas. Este hecho motivo el estudio del hábitat de esta rana, ya que al conocer sus requerimientos de hábitat, potencialmente se conocerían las características estructurales que diferencian los dos tipos de bosque (CCR y TSR). Previo al diseño del estudio se realizaron muestreos pilotos, encontrándose que esta especie está distribuida principalmente a lo largo de quebradas y con picos de actividad durante las horas crepusculares. Con estos datos se diseñó una metodología que combina muestreos visuales (Crump & Scott 1994) y auditivos (Scott & Woodward 1994) a lo largo de quebradas.

- **Muestreos visuales y auditivos a lo largo de quebradas.**

En el área de estudio se seleccionaron 6 quebradas, tres ubicadas en el bosque CCR y tres ubicadas en el bosque TSR. En cada una de las quebradas se seleccionaron aleatoriamente secciones de 600m de largo y cuatro metros de ancho a cada lado de la corriente de agua dando lugar a un total de 6 transectos. Todos los transectos fueron muestreados cuatro veces, dos durante las primeras horas de la mañana comenzando a las 05:30hrs y terminando a las 8:30hrs y dos durante el atardecer comenzado a las 16:00hrs y terminando a las 18:00hrs; acumulándose un esfuerzo total igual a 120 horas / persona. El

área en estudio fue cuidadosamente y silenciosamente escaneada para no disturbar a los individuos antes de detectarlos y determinar su ubicación exacta. Al ser el canto una característica de comportamiento territorial propio de la familia Dendrobatidae (Lötters *et al.* 2007), se consideró como territorio todos aquellos sitios en los que los individuos fueron observados cantando, dichos sitios fueron geo-referenciados para posteriores análisis. El muestreo se llevó a cabo durante la estación seca, entre junio y agosto del 2013, estación en la que las quebradas son más accesibles y menos ruidosas.

**b) Selección de hábitat de *Ameerega* sp. a través del estudio de las características de su hábitat.**

Con la finalidad de identificar diferencias entre las quebradas localizadas en los bosques TSR y CCR, las mismas que influyen en la distribución de *Ameerega* sp., se evaluaron diez características de hábitat en sitios con presencia y ausencia de individuos de dicha especie. Para seleccionar los sitios de estudio en áreas donde no se detectó la presencia de la especie se siguió el siguiente procedimiento: en cada transecto se seleccionó de manera aleatoria un punto ubicado a 2m del borde de la quebrada y con una cinta métrica en línea recta se seleccionaron los sitios ubicados a 10m, 20m, 30 y 40 metros del punto aleatorio. Se repitió dicho procedimiento a un lado y al otro de la quebrada hasta completar 20 sitios de estudio por transecto. Estos sitios estaban separados por al menos 100m de aquellas áreas donde la presencia de la especie fue detectada. Estas características de hábitat fueron evaluadas en un área de 25m<sup>2</sup> en cada sitio de estudio, entre agosto y octubre del 2013.

Se evaluaron diez características de hábitat que están relacionadas con la distribución, reproducción y alimentación de las ranas, entre ellas tenemos:

- 1) **Cobertura del dosel**, fue calculada utilizando un cuadrante de 20cm de lado, estimándose el porcentaje de cobertura en cinco puntos aleatorios en el sitio de estudio. Una buena cobertura de dosel proporciona sombra, humedad y temperaturas relativamente bajas por lo tanto es considerado un factor de importancia en la distribución de las ranas (Baldwin *et al.* 2006; Wanger *et al.* 2010).

- 2) **Cobertura de hojarasca**, se utilizó también el cuadrante de 20cm de lado el cual fue lanzado aleatoriamente cinco veces al interior del sitio de estudio, estimándose el porcentaje de cobertura en cada punto. La presencia de las ranas está influenciada por condiciones de hábitat tales como cobertura y profundidad de hojarasca las cuales brindan refugio, humedad y son fuente de alimento (Baldwin *et al.* 2006; Scott 1976; Toft 1980; Wanger *et al.* 2009).
- 3) **Profundidad de la hojarasca**, fue medida en los mismos puntos en los que se midió la cobertura de la hojarasca, se utilizó para ello una vara de madera marcada en centímetros el cual fue introducido en la hojarasca hasta la base del suelo.
- 4) **Densidad de hierbas**, fue medida en 4 puntos dentro del sitio de estudio utilizando una vara de madera de un metro marcada cada 10cm y localizada a 0m del suelo, según la cual se registró el número de marcas visibles a una distancia de 2.5 metros del observador. Las hierbas proporcionan hábitat para las hormigas u otros insectos que son parte de la dieta de muchas especies de dendrobátidos.
- 5) **Densidad de arbustos**, fue medida de la misma manera que las hierbas con la diferencia que la vara de madera estaba localizada a un metro de altura del suelo. Los arbustos también proporcionan sombra y humedad.
- 6) **Porcentaje de materia leñosa muerta en el área**, medida a través de estimación visual. El área fue dividida en cuatro cuadrantes y se estimó el porcentaje de suelo cubierto por materia leñosa muerta en cada cuadrante. Los troncos caídos al descomponerse proporcionan refugio para las ranas, al mismo tiempo los insectos que habitan estos leños forman parte de su dieta.
- 7) **Número de refugios potenciales**, es decir pequeñas cavidades formadas por rocas, raíces o troncos caídos. Dichas cavidades proporcionan micro-hábitat donde las ranas adultas pueden vivir, depositar y cuidar de los huevos hasta que se conviertan en renacuajos y de donde las ranas pueden cantar defendiendo sus territorios y evitando predadores.
- 8) **Porcentaje de rocas de tamaño grande**, se dividió el área en cuatro cuadrantes y se estimó el porcentaje de rocas grandes que cubrían el suelo. Se consideró como rocas grandes aquellas con un diámetro mayor a 50cm. La presencia de rocas grandes permite la creación de pequeñas pozas de

agua que pueden contener el agua durante un buen periodo de tiempo, lo suficiente para que los renacuajos completen la metamorfosis. También proporcionan refugio.

- 9) **Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento**, se registró como presencia igual a 1 y ausencia igual a 0. Se consideró agua sin movimiento aquellos cuerpos con flujo de agua igual a 0 ó no perceptible al caudalímetro. La presencia de cuerpos de agua estancada o con mínimo flujo de agua proporciona un hábitat adecuado para la reproducción de algunas especies de ranas. La cantidad y distribución de hábitat adecuados para la reproducción es un factor crítico que limita la distribución de muchas especies de ranas (Zimmerman & Bierregaard 1986).
- 10) **Flujo del agua de la quebrada**, se utilizó un medidor de flujo básico (Geopack) el cual es un dispositivo electrónico que cuenta las rotaciones por minuto generadas por el flujo del agua. El número total de recuentos por minuto es convertido en un valor de flujo del agua mediante la siguiente formula: flujo del agua m/s =  $(0.000854C) + 0.05$ , donde C es el número de rotaciones por minuto. Se realizaron tres repeticiones y se registró el valor promedio de estos. Flujos de agua relativamente bajos en las quebradas permiten que las ranas adultas de algunas de las especies de la familia Dendrobatidae se desplacen fácilmente a lo largo de las quebradas, no sean arrastradas y transporten los renacuajos a un cuerpo de agua sin movimiento.

### **3.2.3 Recopilación de información referente a la riqueza de especies de anfibios y reptiles en bosques primarios.**

Tomando como referencia el estudio realizado por Whitworth *et al.* (2016), se revisó todas aquellas publicaciones científicas que contenían información sobre las especies de herpetofauna de bosques primarios ubicados en una rango de 0 a 50 km al área de estudio. Se verificó que los datos provenientes de bosques primarios hayan sido colectados de manera similar a los del bosque en regeneración, es decir, a través de un muestreo a largo plazo durante la época de lluvias y secas. Los bosques primarios seleccionados fueron Cocha Cashu, Pakitza y Los Amigos.

La información disponible referente a la diversidad de herpetofauna en estos bosques primarios está compuesta de listas de especies observadas. Por tal motivo la riqueza observada fue considerada como la medida más apropiada de diversidad para comparar la herpetofauna de los bosques en regeneración con la herpetofauna de los bosques primarios. Además se incluyó el estado de conservación de las especies según la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza (IUCN 2015).

#### **3.2.4 Elaboración de una lista de especies esperadas de herpetofauna del bosque en regeneración.**

Para la elaboración de una lista alternativa de especies de anfibios que podrían haber existido en el bosque en regeneración antes que este sufriera algún tipo de intervención humana, se recurrió al uso de la información contenida en los mapas de distribución proporcionada por la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) acerca del rango altitudinal y de distribución de cada una de las especies que se sabe existen en Manu (Duellman & Salas 1991; Morales & McDiarmid 1996; Rodríguez & Cadle 1990; Von May *et al.* 2009a). Se asumió que aquellas especies de anfibios que están distribuidos dentro del rango de 0 a 50km al área de estudio en hábitat similares a los del bosque en regeneración, existieron en este área antes que sea disturbada. Esta lista fue confirmada con la información obtenida de AmphibiaWeb (2012), uno de los recursos más actualizados para anfibios a nivel mundial.

La falta de información disponible acerca de la ecología y de los rangos altitudinales de distribución de los reptiles no permitió que se cree una lista sólida de reptiles esperados para el área de estudio, motivo por el cual este enfoque fue limitado solo para anfibios.



### 3.3 ANÁLISIS DE DATOS

#### 3.3.1 Análisis de la herpetofauna del bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú).

Para el caso de anfibios, los datos registrados durante las trampas de caída y transectos nocturnos fueron utilizados para representar la estructura de la comunidad arbórea y terrestre. Es importante resaltar que en el área de estudio existe la presencia de una cocha y quebradas motivo por el cual se consideró apropiado omitir del análisis las especies de anfibios que se encuentran fuertemente asociadas a estos cuerpos de agua. Entre ellas: *Dendropsophus parviceps*, *Engystomops freibergi*, *Hypsiboas boans*, *Hypsiboas geographicus*, *Hypsiboas lanciformis*, *Hypsiboas maculateralis*, *Hypsiboas punctatus*, *Phyllomedusa vaillanti*, *Scinax garbei* y las especies de la familia Centrolenidae.

Para el caso de reptiles, debido al pequeño número de individuos registrados en transectos nocturnos (n=96) y trampas de caída (n= 46), los registros de encuentros incidentales (n=289) fueron combinados con los datos de transectos con la finalidad de maximizar el número de reptiles registrados (n=385). Las muestras fueron creadas usando la técnica de lista de especies conocidas como Lista mackinnon (TLE; Mackinnon & Phillipps 1993), usando para este caso listas de cuatro especies. La elaboración de las listas Mackinnon consiste en enlistar en orden cronológico todos los individuos encontrados. Esta lista luego es dividida en sub-listas de un número predeterminado de especies, cada sub-lista entonces se convierte en una muestra de la comunidad de especies en el sitio de estudio. Estas sub-listas deben estar conformadas por individuos de especies diferentes, en caso se note la presencia de más de un individuo de una misma especie en una sub-lista, este es contado únicamente para la abundancia relativa, pero no aparece como especie nueva en la muestra (MacLeod, et al., 2011). Esta listas Mackinnon fueron creadas para estimar la riqueza, diversidad, abundancia relativa y estructura de la comunidad de reptiles en el bosque en regeneración.

### **A. Análisis de la riqueza de especies de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.**

Con la finalidad de demostrar la eficiencia de muestreo y la representatividad de la riqueza de especies registradas en los diferentes tipos de bosques, se trazaron curvas de rarefacción (Magurran 2004) para anfibios y reptiles usando el paquete Rich (Rossi 2011) en el programa R (R Core Team 2012). Este método permite hacer comparaciones entre diferentes hábitat cuando el tamaño de muestra no es igual (Magurran 2004). En cualquiera de los tres tipos de bosque donde se haya detectado pocos individuos, se extrapolo la curva extendida más baja hacia un número igual de individuos para una clara comparación de a donde nuestros valores de riqueza observada se hubiera proyectado si se hubiera detectado el mismo número de individuos en los tres tipos de bosque.

Aun no se sabe cuáles son los estimadores de riqueza más adecuados para trabajar con anfibios y reptiles (Veith *et al.* 2004), pero estudios previos demostraron que al menos uno de estos tres estimadores de riqueza (Jack1, Chao2 y Mmmeans) proporcionan estimaciones eficaces de la fauna silvestre en bosques tropicales (Fermon *et al.* 2005; Herzog *et al.* 2002; Hughes *et al.* 1998; Ramesh *et al.* 2010; Tobler *et al.* 2008). Se calcularon los tres estimadores de riqueza, hallandose el valor promedio de estos para obtener un valor promedio comparable de la riqueza estimada de especies de anfibios y reptiles en los tres tipos de bosque. De acuerdo con la metodología utilizada por Altman & Bland (2011) y Gotelli & Colwell (2001) el proceso de estimación de la riqueza y aleatorización de muestras fue realizado 100 veces sin remplazo. Se calculó un intervalo de confianza del 95% para el promedio de la riqueza estimada de especies de anfibios y reptiles en los tres tipos de bosque con la finalidad de conocer si existe o no diferencia estadísticamente significativa entre los promedios, ( $p < 0.05$ ). Todos los estimadores de riqueza fueron calculados en Estimate S (Colwell 2013).

Se calculó el porcentaje de cobertura de muestreo alcanzado definida como: el número de especies observadas como un porcentaje del valor promedio del número de especies estimadas. Además se evaluó la completitud del muestreo calculando el número de especies observadas como un porcentaje de todas las especies en todos los hábitat.

El estimador de riqueza Jackknife de primer orden (Jack 1) fue calculado con la ecuación 2:

$$Jack\ 1 = S + L \frac{m - 1}{m} \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde:

- S = número de especies
- L = número de especies que ocurren en una muestra
- m = número de muestras

El estimador de riqueza Chao 2 fue calculado con la ecuación 3:

$$Chao_2 = S + \frac{L^2}{2M} \quad (\text{ecuación 3})$$

Donde:

- S = número de especies
- L = número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies “únicas”)
- M = número de especies que ocurren en exactamente dos muestras.

El estimador de riqueza Mmmeans fue calculado con la ecuación 4:

$$S_{(n)} = S_{max} * n / (B + n) \quad (\text{ecuación 4})$$

Donde:

- n = número de muestras.
- S(n) = número de especies en las muestras.
- Smax = estimador de riqueza.
- B = constantes.

## **B. Análisis de la diversidad de especies de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.**

La diversidad de especies fue medida a través del índice de diversidad de Shannon (Seshadri 2014; Trimble & Aarde 2014) en Estimate S (Colwell 2013). Los valores de diversidad del bosque TSR, CCR y bambú fueron representados gráficamente con intervalos de confianza del 95% e interpretados visualmente en el programa R (R Core Team 2012).

El índice de Shannon basado en las abundancias relativas de las especies expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay solo una especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 2004). Ver ecuación 5.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (\text{ecuación 5})$$

Donde:

- $p_i$  = es la proporción de individuos en el total de la muestra que pertenecen a la especie  $i$ .
- $\ln$  = es el logaritmo de base 2 de  $p_i$
- $s$  = riqueza de especies

## **C. Análisis de la abundancia relativa de especies de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.**

Se evaluaron las respuestas específicas de especies en términos de abundancia mediante el cálculo de las tasas de encuentro relativo para cada especie de anfibio y reptil en los tres tipos de bosque. Las especies fueron categorizadas como

comunes y raras. Las especies comunes fueron aquellas de las que se encontraron diez o más de diez individuos ( $n \geq 10$ ); las especies raras fueron aquellas con menos de 10 encuentros ( $n < 10$ ). Las especies comunes fueron sometidas a una prueba de análisis de varianza Kruskal-Wallis o ANOVA (si sigue distribución normal) para detectar diferencias significativas en la abundancias relativas entre los tipos de hábitat para cada especie, cada familia y el total (Beirne *et al.* 2013; Moura *et al.* 2013; Seshadri 2014).

La abundancia relativa de las especies de anfibios registrados en transectos nocturnos fueron calculados como el número de individuos encontrados por esfuerzo de muestreo en 100 noches de transectos (20 ha).

$$\text{Abundancia relativa de anfibios en transectos nocturnos} = \frac{\text{Numero de individuos registrados}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 100 \text{ noches de transectos}$$

La abundancia relativa de las especies de anfibios registrados en trampas de caída fueron calculados como el número de individuos capturados por esfuerzo de muestreo en 200 días de trampeo.

$$\text{Abundancia relativa de anfibios en trampas de caída} = \frac{\text{Numero de individuos capturados}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 200 \text{ dias de trampeo}$$

La abundancia relativa de especies de reptiles fueron calculados como la proporción de ocurrencia de cada especie en las listas MacKinnon generadas mediante la técnica de lista de especies.

$$\text{Abundancia relativa de reptiles} = \frac{\text{Numero de individuos registrados}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 100$$

#### **D. Análisis de la estructura y la composición de la comunidad de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.**

La estructura y la composición general de la comunidad de anfibios y reptiles en cada uno de los bosques fueron evaluadas a través de las curvas de abundancia relativa – diversidad o curvas de rango abundancia de Whittaker utilizando el paquete Vegan (Oksanen *et al.* 2011) en el programa R (R Core Team 2012). Estas curvas permiten comparar el ordenamiento de las especies, desde las más abundantes (dominantes) hasta las menos abundantes (raras), además comparan la equitatividad de una comunidad, asumiéndose que las curvas tendidas representan una comunidad de muchas especies con abundancias similares, mientras que las curvas empinadas representan un conjunto sesgado con una o más especies con mayor abundancia que las otras (Magurran 2004).

Para ello, en cada hábitat la abundancia relativa de cada especie ( $n_i/N$ ) fue graficada en una escala logarítmica en el eje vertical (eje Y) y la secuencia de especies ordenadas de más a menos abundantes en el eje horizontal (eje X). Diferencias significativas en pendiente y por lo tanto diferencias significativas en equitatividad, fueron evaluadas mediante el uso de modelos lineales con el logaritmo de la abundancia relativa como la variable respuesta y una interacción entre el rango de especies y el tipo de hábitat como los efectos fijos continuos y categóricos respectivamente (Beirne *et al.* 2013). Los resultados se presentan como  $\Delta G$  que corresponde al cambio absoluto en gradiente entre los tres tipos de bosque, según el cual los valores más negativos denotan curvas más empinadas y por lo tanto comunidades menos equitativas (Beirne *et al.* 2013).

#### **3.3.2 Evaluación de las características de hábitat en las quebradas y su relación con la distribución y selección de hábitat de *Ameerega sp.* en el bosque en regeneración.**

Con la finalidad de comparar las características estructurales entre las quebradas de CCR y TSR y su relación con la distribución de *Ameerega sp.*, se calcularon los promedios de las características de hábitat estimadas y se llevaron a cabo dos metodologías: análisis de componentes principales y modelos lineales generalizados.

## A. Análisis de componentes principales y de puntos calientes.

Se realizó un análisis de componentes principales con la finalidad de reducir el número de variables a un número menor de componentes no correlacionados que expliquen la mayor parte de la varianza en los datos. Dichos componentes fueron usados en el análisis factorial donde el número de factores utilizados fue elegido siguiendo el criterio que indica que se debe tomar el número de factores que tengan un valor propio (eigenvalue) superior a 1 (Escoriza 2010; Ron 2005; Tolonen *et al.* 2001).

Las puntuaciones que cada componente principal obtiene se calculan mediante la ecuación 6:

$$X_{ij} = a_{i1} \cdot Z_{1j} + \dots + a_{ik} \cdot Z_{kj} = \sum_{s=1}^k a_{is} \cdot Z_{sk} \quad (\text{ecuación 6})$$

Donde:

Los  $a$  son los coeficientes y los  $Z$  son los valores estandarizados que tienen las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

Los factores resultantes fueron ordenados y girados con una rotación Quartimax con la finalidad de interpretarlos fácilmente y de proporcionar la representación más lógica de los datos visualmente. Estos análisis fueron realizados en el software Minitab (v14.12). Los factores resultantes para cada sitio de estudio fueron analizados y mapeados usando la herramienta análisis de puntos calientes en ArcGIS v10.2 (ERSI 2014) sobre polígonos creados en base a los datos de los sitios evaluados. Esta herramienta identifica clusters espaciales estadísticamente significativos de valores altos (puntos calientes) y valores bajos (puntos fríos) mediante la estadística  $G_i^*$  de Getis-Ord, crea una nueva clase de entidad de salida con una puntuación  $Z$ , un valor  $p$  y un bin de nivel de confianza ( $G_i\_Bin$ ) para cada entidad en la clase de entidad de entrada. Las puntuaciones  $z$  y los valores  $p$  son medidas de significancia estadística que indican si el clustering espacial de valores altos o bajos observado es más marcado de lo que se espera en una distribución aleatoria de esos mismos valores, cuanto más grande el valor  $z$  es, más intenso es

el clustering de valores altos (puntos calientes) y cuanto más pequeño es el valor  $z$ , más intenso es el clustering de valores bajos (puntos fríos). El campo  $Gi\_Bin$  identifica puntos calientes y fríos estadísticamente significativos. Dicho análisis fue realizado en todo el sistema de quebradas en general y en cada una de las quebradas del bosque TSR.

## **B. Modelos lineales generalizados**

Se utilizaron modelos lineales generalizados (MLG) con función de enlace logit y distribución de error binomial (Bolker *et al.* 2009; McCullag & Nelder 1983; Pérez-Rodríguez *et al.* 2011) para relacionar la variable de respuesta binaria (1= individuo detectado; 0=individuo no detectado) con las características de hábitat que explican la distribución de *Ameerega sp.* a lo largo de quebradas. Los problemas potenciales de multicolinealidad entre las variables predictoras fueron evaluadas mediante el factor de inflación de la varianza (VIF) y tolerancia (TOL) (Neter *et al.* 1990) siguiendo el criterio que valores de VIF mayores a 10 y valores TOL menores a 0.1 indican que existe problemas de colinealidad entre dos o más variables (Neter *et al.* 1990).

Los resultados fueron evaluados utilizando un enfoque analítico, la información teórica de los modelos de comparación (Anderson *et al.* 2000; Greaves *et al.* 2006), donde la inferencia se basa en todo el conjunto del modelo. Se utilizaron dos criterios para la selección de los mejores modelos, a) primero se utilizaron los valores  $p$  para determinar las variables que se encontraban significativamente relacionadas con la presencia de los individuos a lo largo de las quebradas y b) segundo, usando el criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) para jerarquizar los modelos de acuerdo al valor más bajo de AICc. A menor valor de AICc, se considera que el modelo proporciona un mejor ajuste a los datos observados (Burnham & Anderson 1998). Esta medida es recomendada para situaciones donde el tamaño de muestra ( $n$ ) comparada con el número de parámetros ( $k$ ) es pequeño ( $n/k < 40$ ) (Hurvich & Tsai 1989).

El criterio de información de Akaike (AIC) es una medida de ajuste de parsimonia basada en la teoría de la información estadística (Anderson 2008). La filosofía que sostiene a este estadístico es la de seleccionar aquel modelo que aporta un contenido informativo mayor. Se calcula mediante la ecuación 7:



$$AIC = -2 \ln(x) + 2K \quad (\text{ecuación 7})$$

Donde:

- K= numero de parametros estimados en el modelo, incluido 1 para la constante y 1 para el error.

Para evaluar el soporte de cada modelo, se compararon los modelos basados en  $\Delta AICc$  (se considera que tienen apoyo sustancial aquellos modelos con una diferencia de menos de dos unidades del primer modelo clasificado, aquellos con una diferencia de 4 a 7 tienen menos soporte y aquellos con una diferencia de 10 o más no tienen soporte) (Anderson 2008; Burnham & Anderson 1998; Burnham & Anderson, 2002; Symonds & Moussalli 2011).

Con la finalidad de evitar la selección del mejor modelo de forma arbitraria se utilizó *model averaging* en todos los modelos con  $\Delta AICc < 2$  para calcular las estimaciones de los parámetros promedios basados en todos los modelos en los que el parámetro aparece, ponderados por sus pesos (Anderson *et al.* 2000). Dicho peso es la fuerza de apoyo para un parámetro determinando, el cual varía entre 0 y 1, donde valores iguales a 1 tienen soporte pleno, valores mayores a 0.9 tienen un soporte fuerte, valores mayores a 0.6 tienen algo de soporte y valores menores a 0.6 tienen un soporte débil.

Dichos análisis fueron realizados en el programa R studio (R Core Team 2012), utilizando el paquete R MuMIn (Bartón 2014) para GLM y *model averaging*, y el paquete R car (Fox *et al.* 2014) para calcular los valores VIF y TOL.

### **3.3.3 Comparación de la riqueza de especies de herpetofauna presente en el bosque en regeneración y en áreas de bosque primario.**

Con el propósito de determinar si existía una diferencia significativa en los valores de riqueza de herpetofauna entre el bosque en regeneración y los bosques primarios se realizó una prueba t en Minitab 17 Statistical Software 2010, comparando la riqueza observada de especies de anfibios y reptiles encontrada en el bosque en regeneración con los valores de riqueza promedio de las áreas de bosque primario.

La prueba t se utiliza para determinar si la media de las diferencias entre dos muestras es diferente de cero. Esta prueba calcula la diferencia dentro de cada par de mediciones y determina si la media de las diferencias entre dos muestras es estadísticamente significativa (ecuación 1).

$$t = \frac{\bar{X}_D - \mu_0}{s_D / \sqrt{n}} \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde:

- $\bar{X}_D - \mu_0$  = Media aritmética de las diferencias entre las muestras
- $s_D$  = Desviación estándar
- $n$  = Tamaño de muestra

Para la prueba t las hipótesis son las siguientes:

Hipótesis nula

$H_0: \mu_d = \mu_0$	La media de las diferencias de la población ( $\mu_d$ ) es igual a la media hipotética de las diferencias ( $\mu_0$ ).
----------------------	--

Hipótesis alternas

$H_1: \mu_d \neq \mu_0$	La media de las diferencias de la población ( $\mu_d$ ) no es igual a la media hipotética de las diferencias ( $\mu_0$ ).
-------------------------	---

### 3.3.4 Comparación entre la riqueza observada y esperada de especies de anfibios del bosque en regeneración.

Utilizando la lista de especies observadas y esperadas, se determinó el porcentaje de especies presentes en el bosque en regeneración en función al número de especies que hubieran existido en el área antes que esta sufriera algún tipo de disturbio humano.

## **CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIONES**

### **4.1 RESULTADOS**

#### **4.1.1 Herpetofauna en el bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú).**

Se registraron un total de 144 especies de herpetofauna: 65 especies de anfibios pertenecientes a nueve familias y tres órdenes (Anexo 6), y 79 especies de reptiles pertenecientes a 20 familias y 5 órdenes (Anexo 7). Las familias Craugastoridae, Hylidae, Leptodactylidae son las más numerosas en la composición de la clase Amphibia, agrupando 77.3% del total de especies. Las familias Colubridae, Gymnophthalmidae y Viperidae son las más numerosas en la composición de la clase Reptilia, agrupando 58.2% del total de especies.

#### **A. Riqueza de especies de anfibios y reptiles en cada uno de los tipos de bosque (CCR, TSR y bambú) en el bosque en regeneración.**

Al excluir aquellas especies asociadas a cuerpos de agua como cochas y ríos, y a las especies registradas en la zona de transición entre los tipos de bosque, se incluyeron en el análisis 1696 registros individuales pertenecientes a 99 especies; 1311 anfibios pertenecientes a 39 especies y 385 reptiles pertenecientes a 60 especies. De los cuales, en el bosque TSR se registró 507 anfibios pertenecientes a 26 especies, en el bosque CCR se registró 145 anfibios pertenecientes a 17 especies y en el bosque de bambú se registró 92 anfibios pertenecientes a 16 especies, esto en los datos provenientes de transectos nocturnos. En el caso de las trampas caída, en el bosque TSR se registró 189 anfibios pertenecientes a 15 especies, en CCR se registró 253 anfibios pertenecientes a 15 especies y en el bosque de bambú se registró 125 anfibios pertenecientes a 10 especies. Además, en el bosque TSR se registró 157 reptiles pertenecientes a 44 especies, en el bosque CCR se registró 197 reptiles pertenecientes a 48 especies y en el bosque de bambú se registró 31 reptiles pertenecientes a 14 especies (Tabla 2).

**TABLA 2 – Número de individuos capturados, esfuerzo de muestreo, riqueza de especies observada, extrapolada y estimada y la completitud del muestreo.**

Clase	Muestreo	Tipo de hábitat	N <sup>a</sup>	Esfuerzo de muestreo: muestras	Especies observadas <sup>b</sup>	Especies extrapoladas <sup>c</sup>	Estimadores de riqueza de especies				Cobertura (%) <sup>e</sup>	Completitud (%) <sup>f</sup>	Especies únicas
							Chao 2	Jackknife 1	MMMean	Promedio <sup>d</sup>			
Anfibios	Transectos nocturnos	TSR	507	75	26	–	27.97	30.93	26.98	28.63	91	72	12
		CCR	145	75	17	20.03	18.97	21.93	19.32	20.07	85	47	4
		Bambú	92	26	16	22.45	20.81	21.77	19.83	20.80	77	44	3
		Total	744	176	36								
	Trampas de caída	TSR	189	212	15	16.59	27.5	19.98	15.29	20.92	72	65	5
		CCR	253	212	15	–	20.11	17.99	15.2	17.77	84	65	4
		Bambú	125	124	10	11.91	12.98	12.98	10.43	12.13	82	43	2
		Total	567	548	23								
Reptiles	Lista Mackinnon	TSR	157	35	44	48.55	58.68	60.51	62.32	60.50	73	73	12
		CCR	197	45	48	–	51.38	57.78	65.06	58.07	83	80	11
		Bambú	31	8	14	23.36	31.25	21	22.91	25.05	56	23	0
		Total	385	88	60								

a Número de individuos registrados  
b Número de especies observadas  
c Número de especies estimadas al extrapolar las curvas al mismo número de registros  
d Promedio de la riqueza de especies estimadas, se utilizaron valores Classic Chao fueron donde CV>0.5  
e cobertura de muestreo definida como: b/d\*100  
f Número de especies observadas como un porcentaje de todas las especies en todos los hábitat

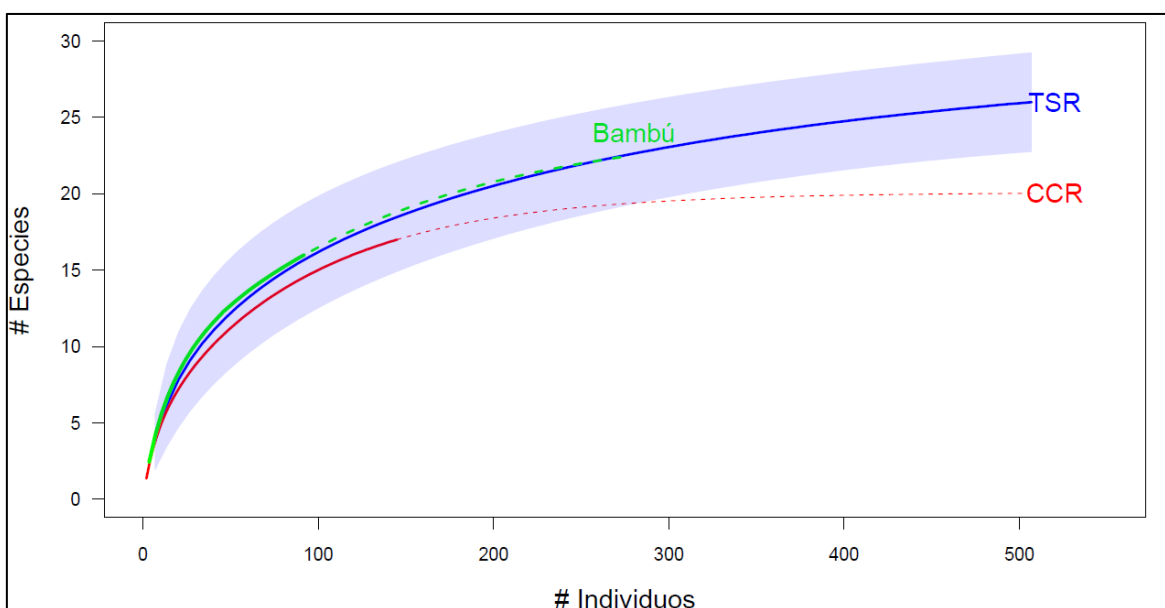
Elaboración propia.

### I. Riqueza de especies de Anfibios.

Durante los transectos nocturnos se encontraron 744 individuos de 36 especies de anfibios. El promedio de la riqueza estimada de especies fue mayor para el bosque TSR con  $28.63 \pm 0.63$ , mientras que para el bosque CCR fue igual a  $20.07 \pm 0.52$  (30% menor); y para el bosque de bambú igual a  $20.8 \pm 0.80$  (28% menor; Figura 6). Se encontró diferencia estadísticamente significativa entre el bosque TSR (IC 95%: 26.29–30.96) y el bosque CCR (IC 95%: 18.24–21.90), sin solapamiento a un

intervalo de confianza del 95%. El bosque de bambú (IC 95%: 19.70– 21.90) se muestra estadísticamente diferente al bosque TSR, sin embargo no presenta diferencia estadísticamente significativa con el bosque CCR. En caso del bosque de bambú, es importante tener en cuenta que estas afirmaciones no tienen mucho soporte debido a que el tamaño de muestra en este bosque fue mucho menor en comparación con los otros tipos de bosque. La cobertura de muestreo en el bosque TSR fue alta igual a 91%, para el bosque CCR igual a 85%, mientras que en el bosque de bambú alcanzo solo al 77%. En el bosque TSR se encontró el 72% de las especies de anfibios registrados en transectos nocturnos en todo el área de estudio, este porcentaje fue menor para el bosque CCR y bambú encontrándose solo el 47 y 44% respectivamente.

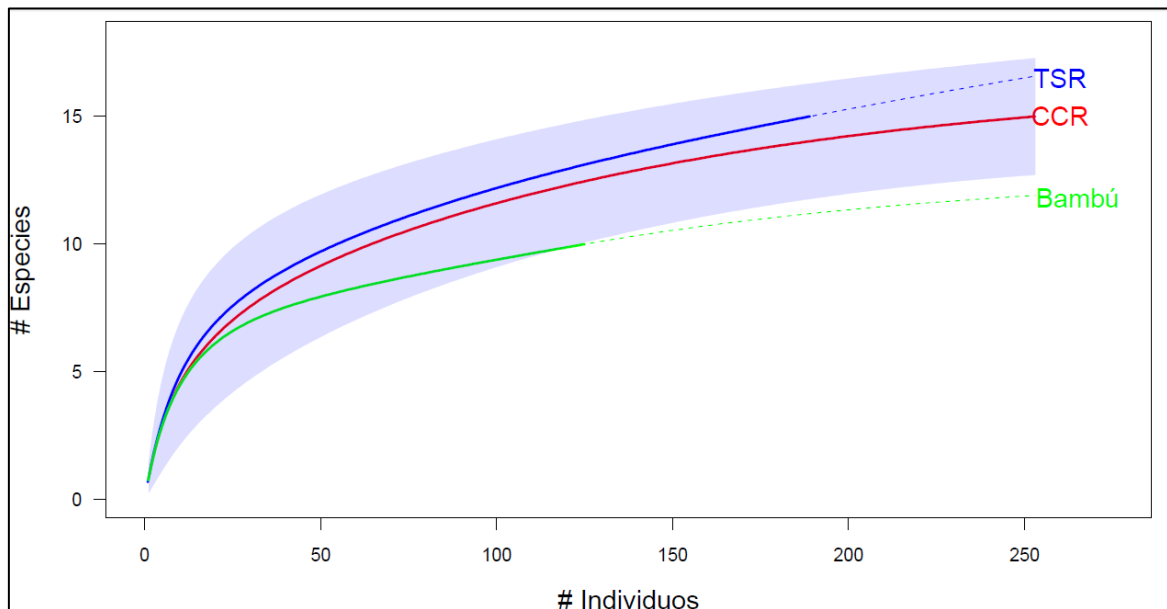
En la figura 6 se puede observar las curvas de rarefacción registradas en transectos nocturnos en cada tipo de bosque. Las líneas solidas representan el número observado de individuos registrados y las líneas entrecortadas representan la riqueza estimada de especies. La sombra azul representa el intervalo de confianza del bosque TSR al 95%. Se puede observar que la curva de acumulación de especies del bosque CCR no cae al interior del intervalo de confianza del bosque TSR existiendo diferencia estadísticamente significativa entre estos dos tipos de bosque.



**FIGURA 6 - Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante los transectos nocturnos.** Las líneas solidas representan el número observado de individuos registrados y las líneas entrecortadas representan la riqueza estimada de especies. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

Las trampas de caída permitieron registrar 567 individuos de 23 especies. El promedio de la riqueza estimada de especies para TSR fue igual a  $20.92 \pm 1.44$ , para CCR igual a  $17.77 \pm 0.54$  y para Bambú igual a  $12.13 \pm 0.58$ . Se encontró diferencia estadísticamente significativa entre el bosque de TSR (IC: 13.94–27.89) y bambú (IC: 10.46–13.79) y entre CCR (IC: 14.99–20.55) y bambú, sin embargo no existe diferencia estadísticamente significativa entre el bosque de TSR y CCR a un intervalo de confianza del 95% ( $p < 0.05$ ) (Figura 7). La cobertura de muestreo en el bosque de CCR y bambú fue muy similar, igual 84 y 82% respectivamente, mientras que fue menor en el bosque de TSR (72%), sin embargo el 65% de las especies registradas por trampas de caída en el área de estudio fue encontrada en el bosque de TSR. A su vez en el bosque CCR se registró también el 65% del total de especies mientras que en el bosque de bambú solo se encontró el 43%.

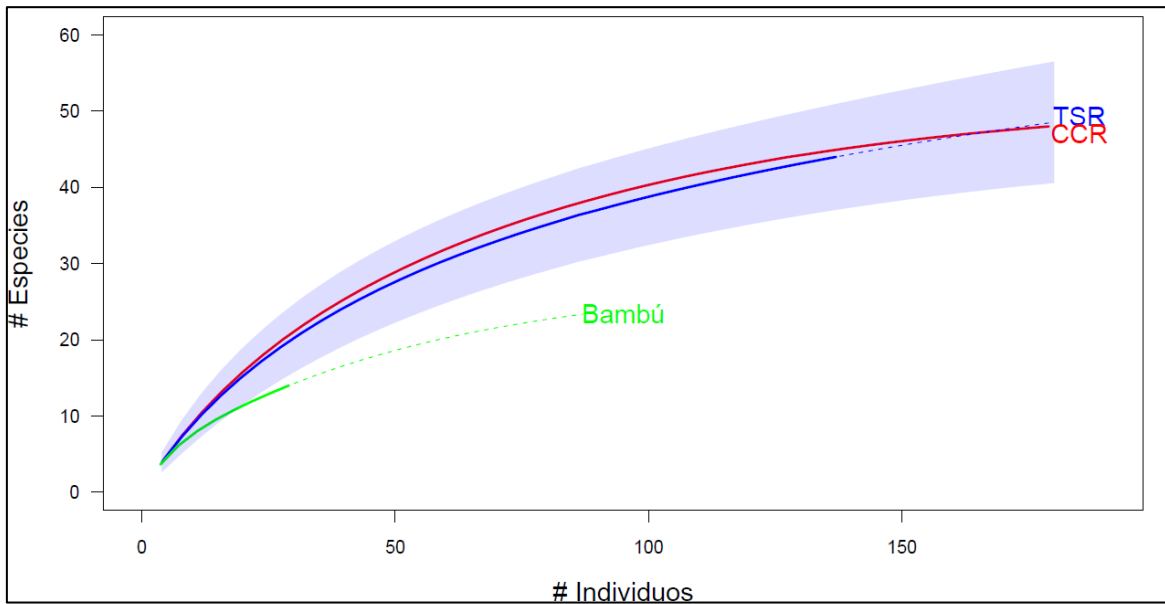
En la figura 7 se puede observar las curvas de rarefacción registradas en trampas de caída en cada tipo de bosque. La sombra azul representa el intervalo de confianza del bosque CCR al 95%. La curva de acumulación de especies del bosque TSR cae al interior de este intervalo de confianza, mostrando que no existe diferencia estadísticamente significativa entre ambos tipos de bosques.



**FIGURA 7 - Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante las trampas de caída.** Las líneas sólidas representan el número observado de individuos registrados y las líneas entrecortadas representan la riqueza estimada de especies. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

## II. Riqueza de especies de reptiles

Se registró un total de 385 individuos pertenecientes a 60 especies, los mismos que fueron encontrados durante los transectos nocturnos y por encuentros incidentales (Tabla 2). El promedio de la riqueza de especies estimada fue mayor en el bosque de TSR ( $59.9 \pm 1.73$ ), seguido del bosque de CCR con  $55.5 \pm 1.56$  especies (7.35% menor) y el bosque de bambú con  $25.2 \pm 0.58$ . No se encontró diferencia estadísticamente significativa entre TSR (IC: 58.44 – 62.56) y CCR (IC: 50.33–65.81), pero si entre TSR y bambú (IC: 18.88–31.22) y entre CCR y bambú a un intervalo de confianza igual del 95% (Figura 8). La cobertura de muestreo en el bosque de TSR fue igual a 73%, para el bosque de CCR igual a 83%, mientras que en el bosque de bambú alcanzó solo al 56%. En el bosque de TSR se encontró el 73% del total de especies de reptiles registrados en transectos nocturnos y encuentros incidentales, en el bosque CCR el 80%, sin embargo este porcentaje fue muy bajo para el bosque de bambú, encontrándose solo el 23% de las especies. En la figura 8 se puede observar las curvas de rarefacción registradas para reptiles registradas durante transectos nocturnos y encuentros incidentales. La sombra azul representa el intervalo de confianza del bosque TSR al 95%. La línea de acumulación de especies del bosque de CCR cae al interior de este intervalo de confianza no existiendo diferencia significativa entre ellos, mientras que la de bambú cae fuera indicando diferencia estadísticamente significativa entre ambos tipos de bosque.



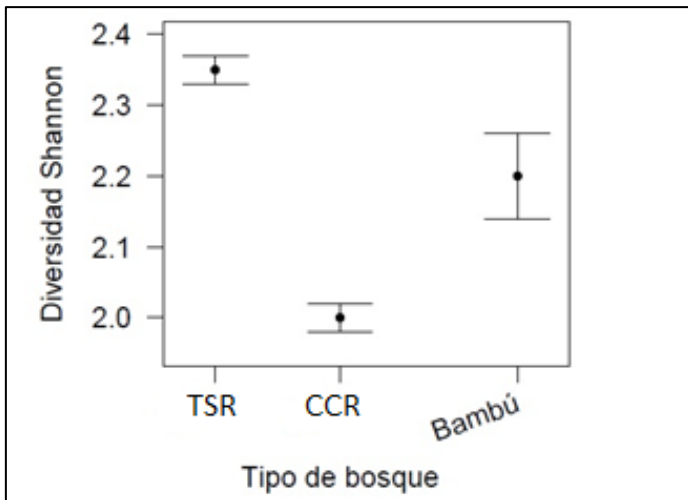
**FIGURA 8 - Curvas de rarefacción para anfibios registrados durante transectos nocturnos y encuentros incidentales.** Las líneas sólidas representan el número observado de individuos registrados y las líneas entrecortadas representan la riqueza estimada de especies. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

## B. Diversidad de especies de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.

### I. Diversidad de especies de Anfibios.

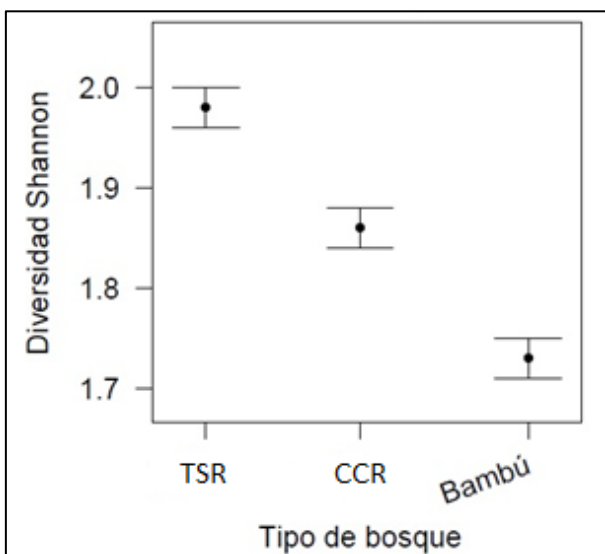
Al utilizar el índice de diversidad Shannon en los datos obtenidos a través de transectos nocturnos, se encontró que existe diferencia estadísticamente significativa de la diversidad de especies de anfibios entre los tres tipos de bosque. Es importante tener en cuenta que para el caso del bosque de bambú esta afirmación no tiene mucho soporte debido a que el tamaño de muestra en este bosque fue mucho menor en comparación con los otros tipos de bosque. La diversidad registrada en el bosque TSR es igual a 2.35, para el bosque CCR igual a 2 y para Bambú igual a 2.2 (Ver anexo 3). El bosque TSR presenta mayor diversidad de especies de anfibios que los otros dos bosques (Figura 9).





**FIGURA 9 – Diversidad Shannon para anfibios registrados en transectos nocturnos.** Incluye intervalos de confianza. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

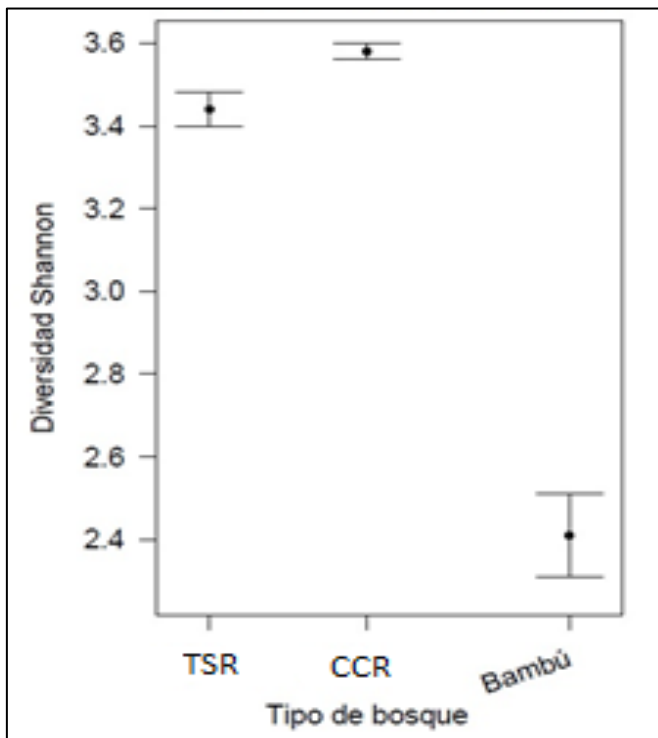
Al utilizar el índice de diversidad Shannon en los datos obtenidos durante las trampas de caída, se encontró que existe diferencia estadísticamente significativa entre los tres tipos de bosque. Es importante tener en cuenta que para el caso del bosque de bambú esta afirmación no tiene mucho soporte debido a que el tamaño de muestra en este bosque fue mucho menor en comparación con los otros tipos de bosque. La diversidad encontrada en el bosque TSR es igual a 1.98, en CCR igual a 1.86, y en Bambú igual a 1.73 (Ver anexo 4). Se puede observar que el bosque TSR presenta mayor diversidad de especies de anfibios que el bosque de CCR (Figura 10).



**FIGURA 10 – Diversidad Shannon para anfibios registrados en trampas de caída.** Incluye intervalos de confianza. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

## II. Diversidad de especies de reptiles

Al utilizar el índice de diversidad Shannon en los datos obtenidos durante de transectos nocturnos y registros incidentales, se encontró que existe diferencia estadísticamente significativa entre los tres tipos de bosque. Es importante tener en cuenta que para el caso del bosque de bambú esta afirmación no tiene mucho soporte debido a que el tamaño de muestra en este bosque fue mucho menor en comparación con los otros tipos de bosque. La diversidad encontrada en el bosque TSR es igual a 3.44, en CCR igual a 3.58 y Bambú igual a 2.41 (Ver anexo 5). El bosque CCR presenta mayor diversidad de especies de reptiles que el bosque de TSR, que a su vez presenta mayor diversidad de especies de reptiles que el bosque de Bambú (Figura 11).



**FIGURA 11 – Diversidad Shannon para reptiles registrados en transectos nocturnos y encuentros incidentales.** Incluye intervalos de confianza. Donde: TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

### **C. Abundancia relativa de especies de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.**

#### **I. Abundancia relativa de anfibios.**

La tasa de encuentro relativo total para las comunidades de anfibios registrados en transectos nocturnos es significativamente diferente entre los tres tipos de hábitat (N/20ha; TSR=676, CCR=193, bambú=350;  $p \leq 0.01$ ) donde el bosque de TSR presenta la mayor abundancia relativa mientras que el bosque de CCR presenta la menor abundancia relativa. Para el caso del bosque de bambú, a pesar de tener un tamaño de muestra menor que los otros bosques, se encontró abundancia relativa mayor a la del bosque CCR, esto resalta la importancia de los bosques bambú en los bosques tropicales en regeneración al albergar una comunidad de anfibios más abundante que la de los bosques completamente clareados. Ocho de las especies registradas en transectos nocturnos (donde  $n \geq 10$ ) mostraron diferencia estadísticamente significativa en la tasa de encuentro relativo entre los tres tipos de bosque (Tabla 3). Al agrupar estas especies en familias se encontró que las familias Craugastoridae ( $p \leq 0.01$ ), Dendrobatidae ( $p \leq 0.01$ ) y Bufonidae ( $p \leq 0.01$ ) muestran diferencia estadísticamente significativa en la abundancia relativa entre los tres tipos de hábitat, las mismas que fueron detectadas en mayor número para el bosque de TSR y menor para el bosque de CCR (Tabla 4).

**TABLA 3 - Abundancia relativa (número de individuos registrados por esfuerzo de muestreo en 100 noches de transecto; 20ha) de anfibios registrados en transectos nocturnos.**

Especies	Transectos nocturnos							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		Familia
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Adenomera andreae</i>	18	24	8	11	7	27	33	2	0.45	1	0.25	Leptodactylidae
<i>Adenomera sp1</i>	3	4	1	1	2	8	6	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Allobates trilineatus</i>	-	-	-	-	1	4	1	-	-	-	-	Aromobatidae
<i>Ameerega hahneli</i>	6	8	-	-	7	27	13	2	0.03*	-	-	Dendrobatidae
<i>Ameerega macero</i>	4	5	69	92	1	4	74	2	<0.01*	1	<0.01*	Dendrobatidae
<i>Ameerega sp1</i>	-	-	5	7	-	-	5	-	-	-	-	Dendrobatidae
<i>Bolitoglossa caldwella</i>	2	3	103	137	4	15	109	2	<0.01*	1	<0.01*	Plethodontidae
<i>Cochranella nola</i>	-	-	6	8	-	-	6	-	-	-	-	Centrolenidae
<i>Dendropsophus minutus</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Dendropsophus parviceps</i>	7	9	-	-	-	-	7	-	-	-	-	Hylidae
<i>Dendropsophus rhodopeplus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Hylidae
<i>Dendropsophus sarayacuensis</i>	-	-	-	-	2	8	2	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Engystomops freibergi</i>	7	9	1	1	7	27	15	-	-	-	-	Leptodactylidae
* <i>Hypsiboas boans</i>	3	4	1	1	2	8	6	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Hypsiboas geographicus</i>	12	16	3	4	2	8	17	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Hypsiboas lanciformis</i>	2	3	1	1	1	4	4	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Hypsiboas maculateralis</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Hypsiboas punctatus</i>	2	3	-	-	-	-	2	-	-	-	-	Hylidae
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	-	-	2	3	-	-	2	-	-	-	-	Leptodactylidae

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Especies	Transectos nocturnos							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		Familia
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	3	4	-	-	5	19	8	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Leptodactylus rhodonotus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Lithodytes lineatus</i>	-	-	2	3	-	-	2	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Noblella myrmecoides</i>	-	-	2	3	-	-	2	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Oreobates amarakaeri</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Oreobates quixensis</i>	-	-	3	4	-	-	3	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Osteocephalus castaneicola</i>	14	19	10	13	8	31	32	2	0.71	1	0.85	Hylidae
<i>Osteocephalus helenae</i>	2	3	3	4	2	8	7	-	-	-	-	Hylidae
<i>Osteocephalus mimeticus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Hylidae
<i>Phyllomedusa tomopterna</i>	-	-	2	3	-	-	2	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Phyllomedusa vaillanti</i>	4	5	3	4	4	15	11	-	-	-	-	Hylidae
<i>Pristimantis altamazonicus</i>	-	-	7	9	-	-	7	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis buccinator</i>	-	-	2	3	-	-	2	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis carvalhoi</i>	-	-	51	68	-	-	51	2	<0.01*	1	<0.01*	Craugastoridae
<i>Pristimantis ockendeni</i>	43	57	110	147	24	92	177	2	<0.01*	1	<0.01*	Craugastoridae
<i>Pristimantis olivaceus</i>	-	-	4	5	3	12	7	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis reichlei</i>	41	55	56	75	23	88	120	2	0.46	1	0.26	Craugastoridae
<i>Pristimantis skydmainos</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis sp1</i>	1	1	16	21	-	-	17	2	<0.01*	1	<0.01*	Craugastoridae
<i>Pristimantis sp3</i>	-	-	23	31	-	-	23	2	<0.01*	1	<0.01*	Craugastoridae
<i>Rhinella margaritifera</i>	1	1	15	20	1	4	17	2	<0.01*	1	<0.01*	Bufoidea
<i>Rhinella marina</i>	-	-	4	5	-	-	4	-	-	-	-	Bufoidea

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis

Especies	Transectos nocturnos							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		Familia
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Scinax funereus</i>	2	3	-	-	-	-	2	-	-	-	-	Hylidae
* <i>Scinax garbei</i>	11	15	-	-	2	10	13	-	-	-	-	Hylidae
<i>Scinax ictericus</i>	2	3	-	-	1	4	3	-	-	-	-	Hylidae
Total	145	193.3	507	676	91	350	743	-	<b>&lt;0.01*</b>	-	<b>&lt;0.01*</b>	

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis

Elaboración propia.

**TABLA 4 - Abundancia relativa (número de individuos registrados por esfuerzo de muestreo en 100 noches de transecto; 20ha) por familias registrados en transectos nocturnos.**

Familias	Transectos nocturnos						Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística	
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p
<b>Craugastoridae</b>	85	113	276	368	50	192	411	2	<b>&lt;0.01*</b>	1	<b>&lt;0.01*</b>
<b>Hylidae</b>	22	29	22	29	13	50	57	2	0.77	1	0.53
<b>Dendrobatidae</b>	10	13	74	99	8	31	92	2	<b>&lt;0.01*</b>	1	<b>&lt;0.01*</b>
<b>Centrolenidae</b>	-	-	6	8	-	-	6	-	-	-	-
<b>Aromobatidae</b>	-	-	-	-	1	4	-	-	-	-	-
<b>Leptodactylidae</b>	25	33	13	17	14	54	52	2	0.53	1	0.29
<b>Bufo</b>	1	1	19	25	1	4	21	2	<b>&lt;0.01*</b>	1	<b>&lt;0.01*</b>

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Elaboración propia.

La tasa de encuentro relativo de anfibios registrados en trampas de caída en los tres tipos de bosque presentan diferencia cercana a la significación ( $p=0.05$ ). Al excluir del análisis el bosque de bambú y comparar solo el bosque de CCR y TSR, se encontró diferencia estadísticamente significativa ( $p=0.03$ ), donde el bosque de CCR presenta la mayor abundancia relativa (n/200 días de trampeo; CCR=239, TSR=178,  $p=0.03$ ). Además es importante resaltar que la abundancia relativa en el bosque de bambú fue mayor a la del bosque talado selectivamente, lo cual también enfatiza la importancia de este bosque como componente en el paisaje del bosque tropical al albergar una gran abundancia de especies de anfibios. Cinco de las especies registradas en trampas de caída donde  $n \geq 10$  mostraron diferencia estadísticamente significativa en la tasa de encuentro relativo entre los tres tipos de bosque (Tabla 5). Al agrupar estas especies en familias se encontró que las familias Dendrobatidae ( $p \leq 0.01$ ) y Leptodactylidae ( $p \leq 0.01$ ) muestran diferencia estadísticamente significativa entre los tres tipos de bosque. La familia Dendrobatidae presenta mayor abundancia relativa en el bosque TSR, mientras que la familia Leptodactylidae muestra una tendencia opuesta, presentando mayor abundancia relativa en el bosque de CCR (Tabla 6).

**TABLA 5 - Abundancia relativa (número de individuos capturados por esfuerzo de muestreo en 200 días de trampeo) de anfibios capturados en trampas de caída.**

Especies	Trampas de caída							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		Familias
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Adenomera andreae</i>	94	89	30	28	51	82	175	2	<0.01**	1	<0.01**	Leptodactylidae
<i>Adenomera hylaedactyla</i>	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Adenomera sp1</i>	34	32	10	9	8	13	52	2	<0.01**	1	<0.01**	Leptodactylidae
<i>Allobates conspicuus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Aromobatidae
<i>Allobates femoralis</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Aromobatidae
<i>Allobates trilineatus</i>	18	17	-	-	-	-	18	-	-	-	-	Aromobatidae
<i>Ameerega hahneli</i>	1	1	-	-	14	23	15	2	<0.01*	-	-	Dendrobatidae
<i>Ameerega macero</i>	4	4	23	22	4	6	31	2	0.02*	1	<0.01*	Dendrobatidae
<i>Ameerega sp1</i>	-	-	15	14	-	-	15	-	-	-	-	Dendrobatidae
* <i>Engystomops freibergi</i>	76	72	-	-	13	21	89	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	2	2	3	3	-	-	5	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	11	10	-	-	7	11	18	2	<0.01*	1	<0.01*	Leptodactylidae
<i>Leptodactylus rhodonotus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Lithodytes lineatus</i>	2	2	5	5	1	2	8	-	-	-	-	Leptodactylidae
<i>Osteocephalus castaneicola</i>	7	7	-	-	-	-	7	-	-	-	-	Hylidae
<i>Pristimantis carvalhoi</i>	-	-	3	3	-	-	3	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis ockendeni</i>	2	2	1	1	-	-	3	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis reichlei</i>	3	3	1	1	-	-	4	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis sp1</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Craugastoridae
<i>Pristimantis sp3</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	Craugastoridae

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.



Especies	Trampas de caída							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR		Familias
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Rhinella margaritifera</i>	15	14	24	23	13	21	52	2	0.61	1	0.71	Bufoidea
<i>Rhinella marina</i>	58	55	67	63	25	40	150	2	0.38+	1	0.63+	Bufoidea
<i>Strabomantis sulcatus</i>	-	-	4	4	-	-	-	-	-	-	-	Craugastoridae
total	253	239	189	178	124	200	562	-	0.05+	-	0.03*+	

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Elaboración propia.

**TABLA 6 - Abundancia relativa (número de individuos registrados por esfuerzo de muestreo en 200 días de trampeo; 20ha) por familias registrados en trampas de caída.**

Familias	Trampas de caída							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR	
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística	
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p
Dendrobatidae	5	5	38	36	18	29	61	2	<0.01*	1	<0.01*
Aromobatidae	19	18	1	1	-	-	20	2	0.09	1	0.08
Leptodactylidae	144	136	48	45	68	110	260	2	<0.01*	1	<0.01*
Bufo	73	69	91	86	38	61	202	2	0.39+	1	0.29+

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Elaboración propia.

## II. Abundancia relativa de reptiles.

Al utilizar las listas Mackinnon para reptiles, se consideró como tasa de encuentro relativo a la proporción de ocurrencia en las listas, por lo tanto la tasa de encuentro total no pudo ser evaluada. Cinco de las doce especies de reptiles donde  $n \geq 10$  mostraron diferencia significativa entre los tipos de bosque. Tres de estas especies mostraron una tasa de encuentro relativo mayor en el bosque bambú (*Tupinambis teguixin*, *Erythrolamprus typhlus*, *Imantodes cenchoa*), una de ellas en el bosque CCR (*Bothrops atrox*) y una en el bosque de TSR (*Dipsas catesby*) (Tabla 7).

**TABLA 7 - Abundancia relativa de reptiles en los tres tipos de bosque (proporción de ocurrencia de cada especie en la lista Mackinnon).**

Especies	Incidental + transectos nocturnos							Tres tipos de bosque		CCR vs TSR	
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística	
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p
<i>Alopoglossus angulatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphisbaena fuliginosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphisbaena sp1</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Anilius scytale</i>	3	6.67	1	2.86	-	-	4	-	-	-	-
<i>Anolis fuscoauratus</i>	12	26.67	21	60	2	25	35	2	0.28	1	0.08
<i>Anolis ortonii</i>	1	2.22	1	2.86	-	-	2	-	-	-	-
<i>Anolis punctata</i>	9	20	5	14.29	-	-	14	2	0.51	1	0.72
<i>Apostolepis nigroterminata</i>	-	-	1	2.86	-	-	1	-	-	-	-
<i>Atractus collaris</i>	4	8.89	-	-	-	-	4	-	-	-	-
<i>Atractus major</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Atractus snethlageae</i>	-	-	2	5.71	-	-	2	-	-	-	-
<i>Bachia dorbignyi</i>	2	4.44	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Bothrocophias microphthalmus</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Bothrops atrox</i>	20	44.44	3	8.57	-	-	23	2	0.01*	1	0.01*
<i>Bothrops bilineata</i>	3	6.67	4	11.43	-	-	7	-	-	-	-
<i>Bothrops brazili</i>	2	4.44	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Bothrops taeniata</i>	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
<i>Cercosaura argulus</i>	-	-	3	8.57	-	-	3	-	-	-	-
<i>Cercosaura ocellata</i>	-	-	1	2.86	-	-	1	-	-	-	-

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Especies	Incidental + transectos nocturnos							Tres tipos de bosque			CCR vs TSR	
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Chelonoidis denticulata</i>	2	4.44	3	8.57	-	-	5	-	-	-	-	
<i>Chironius fuscus</i>	9	20	6	17.14	1	12.5	16	2	0.96	1	0.95	
<i>Clelia clelia</i>	6	13.33	4	11.43	-	-	10	2	0.6	1	0.83	
<i>Corallus batesi</i>	3	6.67	2	5.71	-	-	5	-	-	-	-	
<i>Corallus hortulanus</i>	6	13.33	1	2.86	-	-	7	-	-	-	-	
<i>Dendrophidion dendrophis</i>	-	-	5	14.29	-	-	5	-	-	-	-	
<i>Dipsas catesbyi</i>	2	4.44	9	25.71	1	12.5	12	2	<b>0.04</b>	1	<b>0.01*</b>	
<i>Dipsas indica</i>	-	-	1	2.86	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Dipsas pavonina</i>	-	-	2	5.71	-	-	2	-	-	-	-	
<i>Drepanoides anomalus</i>	1	2.22	1	2.86	-	-	2	-	-	-	-	
<i>Drymobius rhombifer</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Drymoluber dichrous</i>	2	4.44	1	2.86	-	-	3	-	-	-	-	
<i>Enyalioides palpebralis</i>	1	2.22	5	14.29	-	-	6	-	-	-	-	
<i>Epicrates cenchria</i>	6	13.33	1	2.86	-	-	7	-	-	-	-	
<i>Epictia diaplocia</i>	3	6.67	1	2.86	-	-	4	-	-	-	-	
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	-	-	1	2.86	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Erythrolamprus reginae</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Erythrolamprus taeniogaster</i>	3	6.67	-	-	-	-	3	-	-	-	-	
<i>Erythrolamprus typhlus</i>	3	6.67	2	5.71	5	62.5	10	2	<b>&lt;0.01*</b>	-	-	
<i>Gonatodes hasemani</i>	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	
<i>Imantodes cenchoa</i>	12	26.67	22	62.86	6	75	40	2	<b>&lt;0.01*</b>	1	<b>&lt;0.01*</b>	
<i>Imantodes lentiferus</i>	3	6.67	3	8.57	1	12.5	7	-	-	-	-	
<i>Kentropyx altamazonica</i>	4	8.89	-	-	2	25	6	-	-	-	-	

Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Especies	Incidental + transectos nocturnos							Tres tipos de bosque			CCR vs TSR	
	CCR		TSR		Bambú		Total	Prueba estadística		Prueba estadística		
	n	AR	n	AR	n	AR	n	gl	p	gl	p	
<i>Lachesis muta</i>	2	4.44	7	20	-	-	9	-	-	-	-	
<i>Leptodeira annulata</i>	8	17.78	7	20	1	12.5	16	2	0.55	1	0.27	
<i>Micrurus annellatus</i>	2	4.44	1	2.86	-	-	3	-	-	-	-	
<i>Micrurus narducci</i>	3	6.67	-	-	1	12.5	4	-	-	-	-	
<i>Micrurus obscurus</i>	2	4.44	3	8.57	-	-	5	-	-	-	-	
<i>Micrurus surinamensis</i>	3	6.67	-	-	-	-	3	-	-	-	-	
<i>Oxyrhopus formosus</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Oxyrhopus melanogenys</i>	2	4.44	1	2.86	-	-	3	-	-	-	-	
<i>Oxyrhopus petolarius</i>	3	6.67	2	5.71	-	-	5	-	-	-	-	
<i>Paleosuchus trigonatus</i>	3	6.67	-	-	1	12.5	4	-	-	-	-	
<i>Platemys platycephala</i>	7	15.56	-	-	1	12.5	8	-	-	-	-	
<i>Plica umbra</i>	3	6.67	3	8.57	-	-	6	-	-	-	-	
<i>Potamites ecpleopus</i>	3	6.67	7	20	-	-	10	2	0.16	1	0.1	
<i>Pseudogonatodes guianensis</i>	8	17.78	5	14.29	3	37.5	16	2	0.14	1	0.91	
<i>Pseustes poecilinotus</i>	2	4.44	2	5.71	-	-	4	-	-	-	-	
<i>Siphlophis cervinus</i>	-	-	1	2.86	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Siphlophis compressus</i>	1	2.22	-	-	1	12.5	2	-	-	-	-	
<i>Stenocercus roseiventris</i>	-	-	2	5.71	-	-	2	-	-	-	-	
<i>Tupinambis teguixin</i>	12	26.67	1	2.86	5	62.5	18	2	<0.01*	1	0.02	
<i>Varzea altamazonica</i>	1	2.22	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Xenodon severus</i>	5	11.11	2	5.71	-	-	7	-	-	-	-	
Total	197		157		31		385		<0.01*		<0.01*	

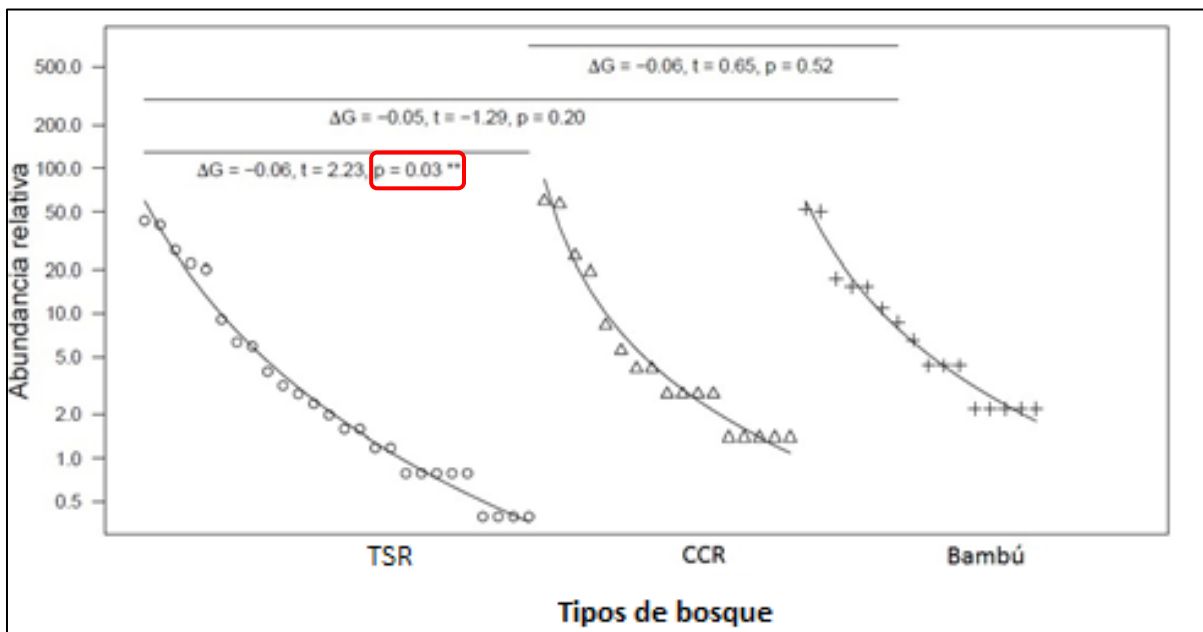
Dónde: CCR = bosque completamente clareado en regeneración, TSR = bosque talado selectivamente en regeneración, n = número de individuos, AR = Abundancia relativa, p= p-valor, gl = grados de libertad, p<0.05\*= diferencia significativa, p<0.01\*= diferencia altamente significativa, + = aquellos resultados proveniente de ANOVA, \*al lado del nombre científico = especies excluidas del análisis.

Elaboración propia.

#### D. Estructura y composición de la comunidad de anfibios y reptiles en CCR, TSR y bambú.

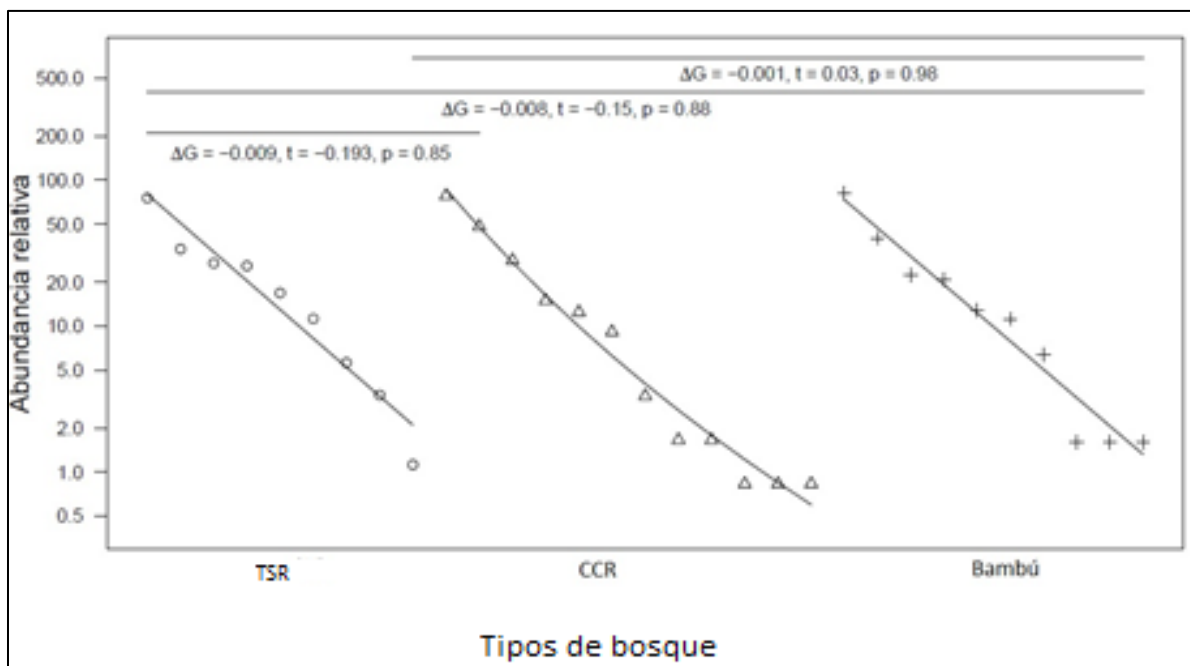
##### I. Estructura y composición de la comunidad de anfibios.

Las curvas de dominancia-diversidad de Whittaker demostraron que la comunidad de anfibios registrados durante transectos nocturnos en el bosque de TSR sostiene una comunidad mucho más uniforme (intervalos regulares entre especies) con especies más raras, siendo diferente significativamente en comparación con el bosque de CCR ( $p=0.03$ ). No se encontró diferencia estadísticamente entre el bosque de TSR y bambú ( $p = 0.20$ ) y entre el bosque CCR y bambú ( $p = 0.52$ ; Figura 12).



**FIGURA 12 – Curvas de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de anfibios registrados en transectos nocturnos.**  $\Delta G$  se refiere al cambio absoluto en gradiente, \* denota el nivel de significancia donde  $**=<0.01$ ,  $*=<0.05$  y vacío= no significativo. TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

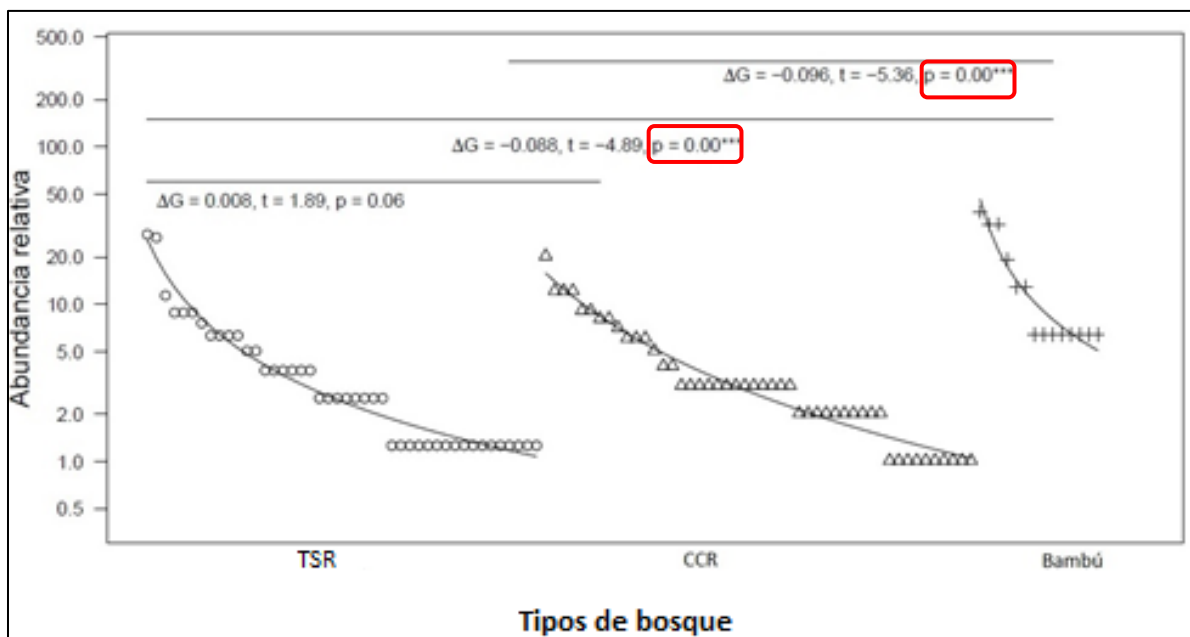
Las curvas de dominancia-diversidad de Whittaker de la comunidad de anfibios registrados durante trampas de caída en los tres tipos mostraron comunidades poco uniformes con una especie más dominante que otra. No existió diferencia significativa en la uniformidad de la composición de especies de anfibios en los tres tipos de bosque (Figura 13).



**FIGURA 13 – Curvas de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de anfibios registrados en trampas de caída.**  $\Delta G$  se refiere al cambio absoluto en gradiente, \* denota el nivel de significancia donde \*\*= $<0.01$ , \*= $<0.05$  y vacío= no significativo. TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

## II. Estructura y composición de la comunidad de reptiles.

Los gráficos de dominancia-diversidad de Whittaker demostraron que el bosque de TSR soporta una comunidad mucho más uniforme de reptiles con especies más raras, significativamente diferente al bosque de bambú ( $p \leq 0.01^{***}$ ) y casi significativa a la del bosque CCR ( $p = 0.06$ ). La composición de la comunidad de reptiles del bosque CCR mostró diferencia estadísticamente significativamente al ser comparada con el bosque de bambú ( $p \leq 0.01^{***}$ ; Figura 14).



**FIGURA 14 – Gráficos de dominancia- diversidad de Whittaker de la comunidad de reptiles registrados en transectos nocturnos y encuentros incidentales.**  $\Delta G$  se refiere al cambio absoluto en gradiente, \* denota el nivel de significancia donde \*\*= $<0.01$ , \*= $<0.05$  y vacío= no significativo. TSR= bosque talado selectivamente en regeneración, CCR= bosque completamente clareado en regeneración.

#### 4.1.2 Características estructurales de las quebradas del bosque en regeneración y su relación con la distribución y selección de hábitat de *Ameerega sp.*

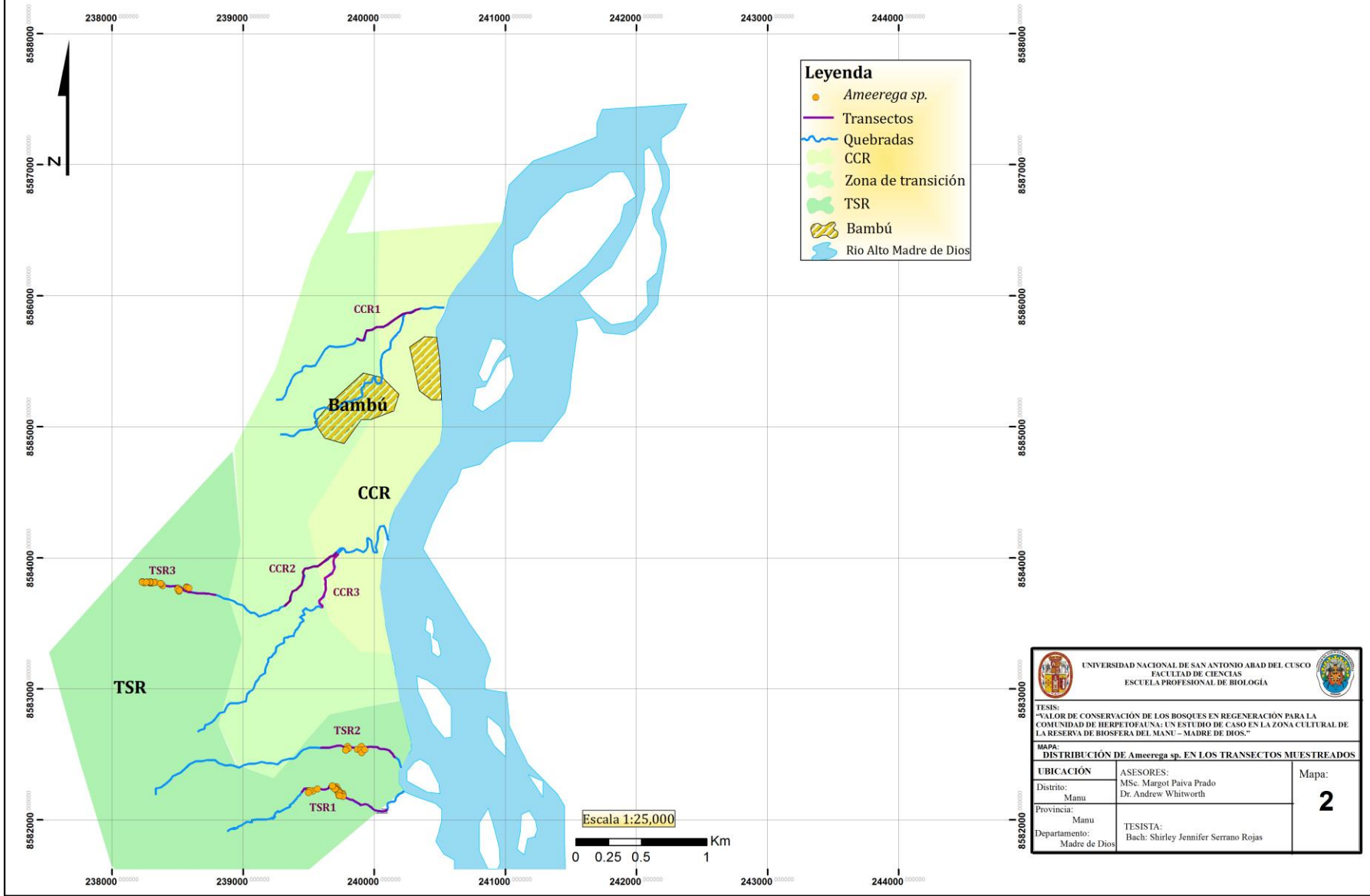
##### A. Distribución de *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas.


Se registraron un total de 57 individuos. Todos los individuos registrados fueron detectados vocalizando a lo largo de las quebradas del bosque TSR (Mapa 2); 25 individuos en la quebrada TSR1, 10 individuos en la quebrada TSR2 y 22 individuos en la quebrada TSR3.

La distribución de *Ameerega sp.* no se da de manera uniforme o aleatoria a lo largo de todo el sistema de quebradas de TSR, sino por el contrario ocurre en ciertas secciones dentro de las quebradas (figura 15), lo que indica que además de existir diferencias en las características de hábitat entre las quebradas de TSR y CCR, también existen a lo largo de las quebradas de TSR, las que influyen en la distribución de esta especie.



# Distribución de Ameerega sp. en los transectos muestreados



 UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAAD DEL CUSCO FACULTAD DE CIENCIAS ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA		
TESIS: "VALOR DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES EN REGENERACIÓN PARA LA COMUNIDAD DE HERPETOFAUNA: UN ESTUDIO DE CASO EN LA ZONA CULTURAL DE LA RESERVA DE BIOSFERA DEL MANU - MADRE DE DIOS."		
MAPA: DISTRIBUCIÓN DE Ameerega sp. EN LOS TRANSECTOS MUESTREADOS		
UBICACIÓN Distrito: Manu Provincia: Manu Departamento: Madre de Dios	ASESORES: MSc. Margot Paiva Prado Dr. Andrew Whitworth	Mapa: <div style="font-size: 2em; font-weight: bold; text-align: center;">2</div>
TESISISTA: Bach: Shirley Jennifer Serrano Rojas		

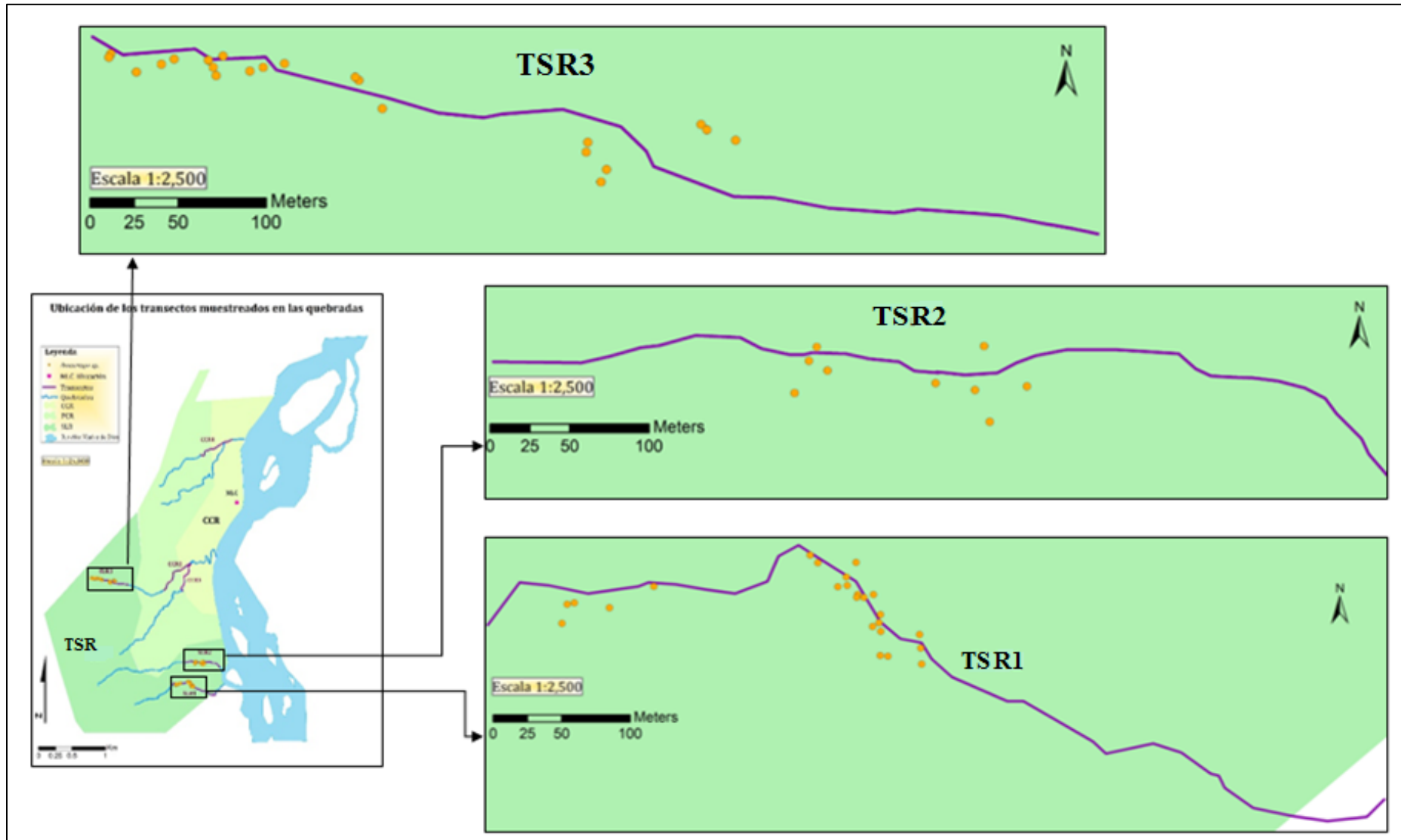


FIGURA 15 - Zoom de detalle de la distribución de *Ameerega sp.* a lo largo del sistema de quebradas del bosque TSR.

**B. Características de hábitat diferentes entre las quebradas del bosque TSR y CCR y su influencia en la distribución de Ameerega sp. a través del uso de análisis de componentes principales y de puntos calientes.**

Un total de 177 sitios fueron seleccionados para llevar a cabo el estudio de hábitat de la rana; 57 de ellos en los sitios donde la rana fue detectada y 120 sitios donde la rana no fue detectada; 60 en el sistema de quebradas de TSR y 60 en el de CCR.

El análisis de componentes principales (ACP) (Tabla 8) seguido del análisis factorial (Tabla 9) explicó el 71.5% de la varianza de los datos en los primeros cuatro factores, los mismos que tenían un valor propio superior a 1. Los primeros dos factores representaron el 41.5% de la variación (21.5% y 20% respectivamente). El factor 1 está relacionado positivamente con el aumento del número de rocas, refugios potenciales, la presencia de cuerpos de agua sin movimiento, y relacionado negativamente con el flujo del agua de la quebrada; indicando que este es un factor que reúne las características de las quebradas asociadas con sitios adecuados de reproducción. El factor 2 está relacionado positivamente con un incremento de la cobertura del dosel, una gran cobertura y profundidad de la hojarasca; indicando que este es un factor que reúne las características del bosque asociadas con sombra, humedad y alimento.

**TABLA 8 – Componentes principales resultantes del análisis de PCA**

Eigenvalue Análisis de la matriz de correlación								
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
Eigenvalue	3.4982	1.3926	1.2304	1.0265	0.7498	0.6008	0.5387	0.4150
Proporción	0.350	0.139	0.123	0.103	0.075	0.060	0.054	0.041
Acumulativo	0.350	0.489	0.612	<b>0.715</b>	0.790	0.850	0.904	0.945
	CP9	CP10						
Eigenvalue	0.3082	0.2397						
Proporción	0.031	0.024						
Acumulativo	0.976	1.000						
Donde: CP1= componente principal 1, CP2= componente principal 2,...								

Elaboración propia.

**TABLA 9 – Cuatro factores resultantes de Análisis factorial.**

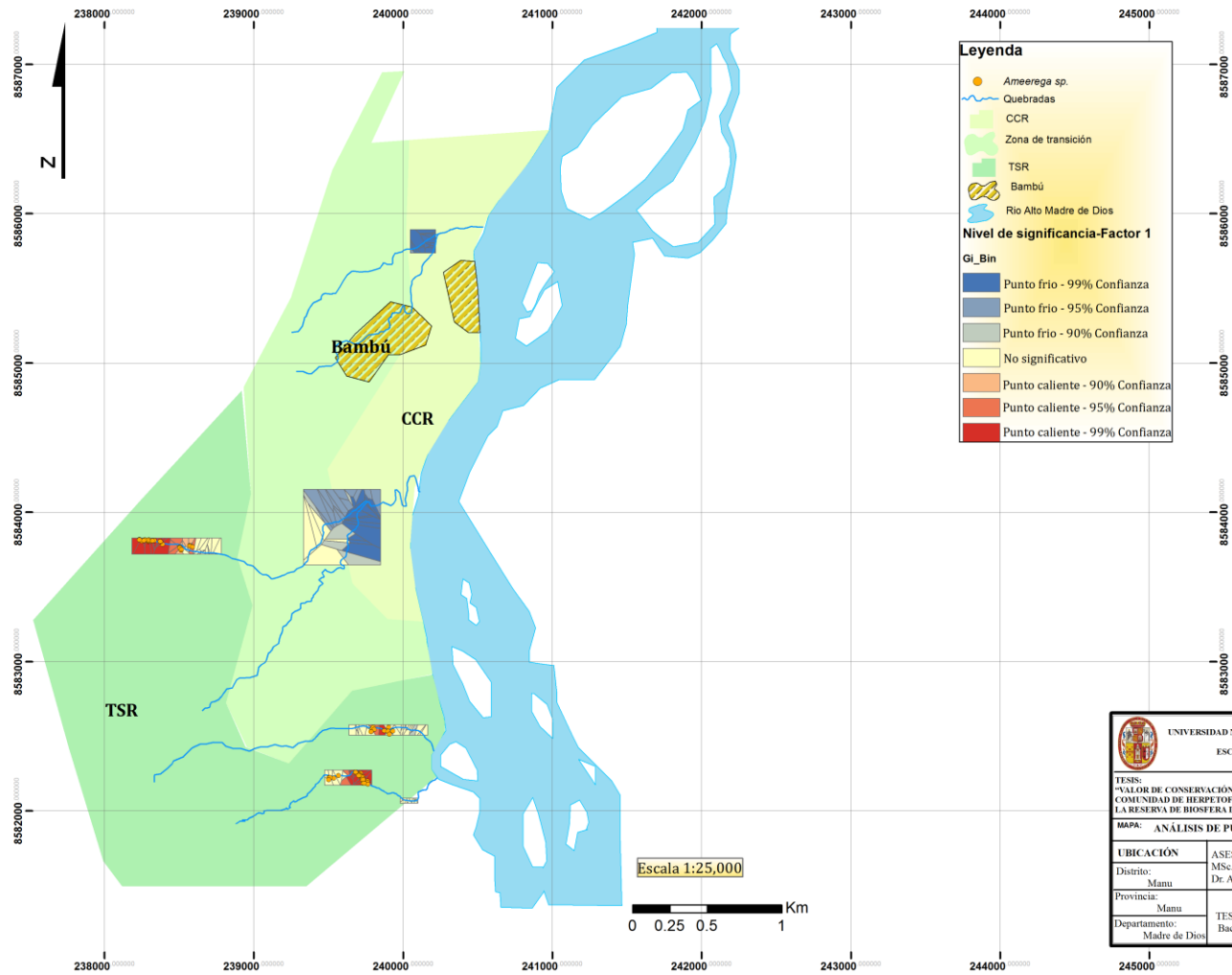
Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Acumulado
Numero de refugios potenciales	<b>0.764</b>	0.063	-0.197	-0.301	0.717
Porcentaje de rocas grandes	<b>0.771</b>	0.151	0.055	0.08	0.626
Cobertura de hojarasca	0.309	<b>0.803</b>	-0.254	-0.151	0.828
Profundidad de hojarasca	0.31	<b>0.773</b>	-0.086	-0.201	0.742
Cobertura del dosel arbóreo	0.016	<b>0.714</b>	-0.216	0.41	0.725
Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento	<b>0.726</b>	0.235	-0.02	0.039	0.584
Velocidad de la quebrada	<b>-0.435</b>	0.127	0.361	<b>-0.561</b>	0.651
Densidad de hierbas	0.131	0.354	<b>-0.780</b>	-0.088	0.759
Densidad de arbustos	0.036	0.154	<b>-0.881</b>	-0.04	0.802
Cobertura de materia leñosa muerta	0.204	0.031	-0.279	<b>-0.770</b>	0.713
Eigenvalue(valor propio)	3.4982	1.3926	1.2304	1.0265	
Varianza	2.1457	2.0022	1.7533	1.2466	7.1477
% varianza explicada	0.215	0.2	0.175	0.125	0.715

Resultado del análisis de componentes principales seguido de un análisis factorial con rotación Quartimax que explica el 71.5% de la varianza de los datos en los primeros cuatro factores. Los valores en formato negrita y encerrados en un círculo rojo indican las variables que se correlacionan significativamente con el factor de la misma columna.

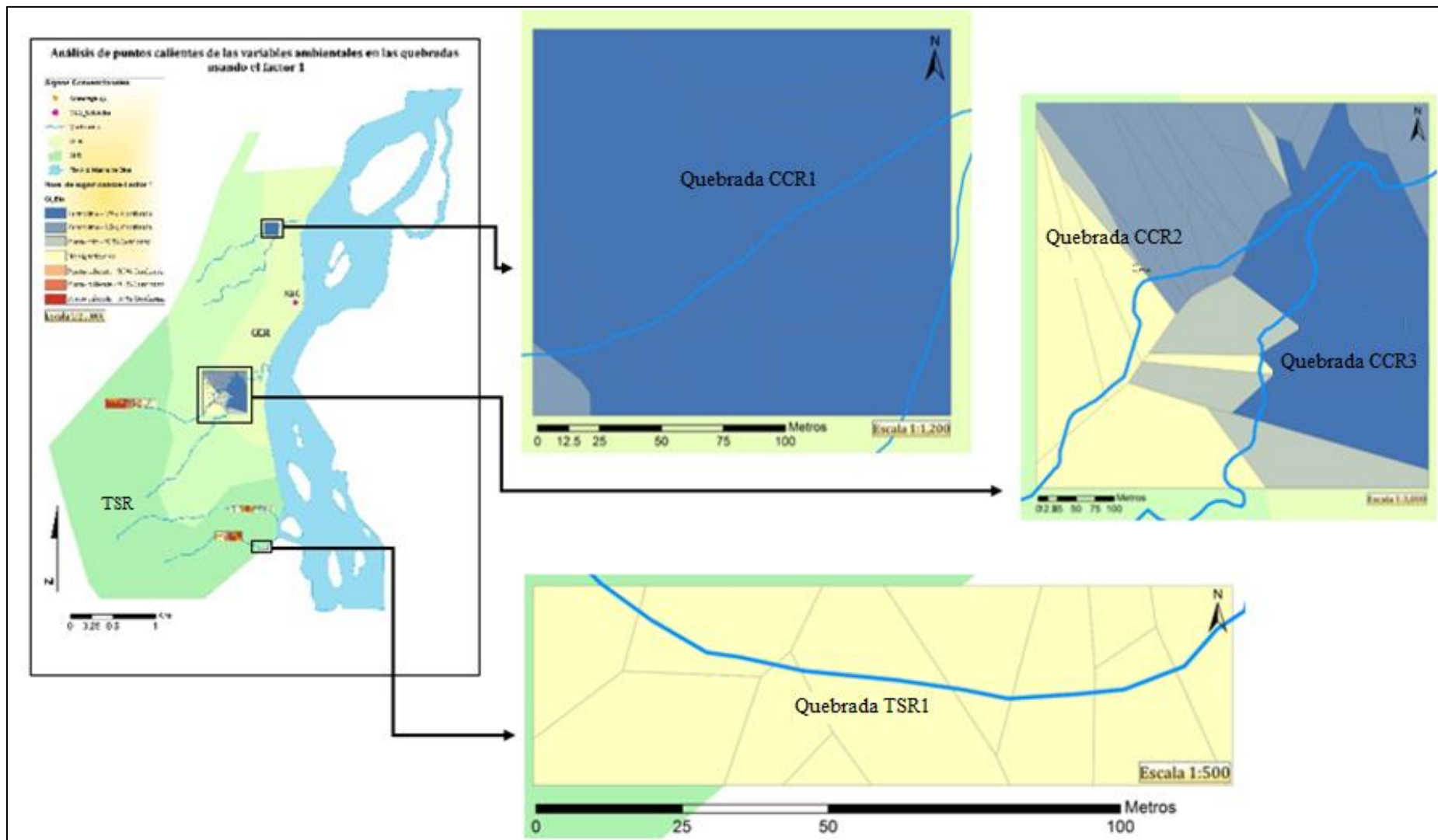
Elaboración propia.

A través de los análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas en determinadas secciones a lo largo de todo el sistema de quebradas usando el factor 1 se evidencian las diferencias que existen entre el sistema de quebradas de TSR y de CCR (Mapa 3). El factor 1 se manifiesta con valores altos (puntos calientes) en el bosque TSR, mientras que se manifiesta con valores bajos (puntos fríos) en el bosque CCR. Las quebradas del bosque TSR están caracterizadas por poseer una gran cobertura del dosel y hojarasca, rocas de tamaño grande, mayor número de refugios potenciales, cuerpos de agua sin movimiento y flujo de agua relativamente lento, mientras que las quebradas en el bosque CCR están caracterizadas por la tendencia opuesta con un incremento de la densidad de hierbas y arbustos. En las figuras 16 y 17 se muestra el zoom de cada una de las secciones de quebrada evaluadas con mayor detalle.

## Análisis de puntos calientes de las variables ambientales en las quebradas usando el factor 1



<p style="text-align: center; font-size: small;">UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAAD DEL CUSCO FACULTAD DE CIENCIAS ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA</p>		
<p>TESIS: "VALOR DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES EN REGENERACIÓN PARA LA COMUNIDAD DE HERPETOFAUNA: UN ESTUDIO DE CASO EN LA ZONA CULTURAL DE LA RESERVA DE BIOSFERA DEL MANU - MADRE DE DIOS."</p>		
<p>MAPA: ANÁLISIS DE PUNTOS CALIENTES USANDO EL FACTOR 1</p>		
<p><b>UBICACIÓN</b></p> <p>Distrito: Mamu</p> <p>Provincia: Manu</p> <p>Departamento: Madre de Dios</p>	<p><b>ASESORES:</b></p> <p>MSc. Margot Patva Prado Dr. Andrew Whitworth</p> <p><b>TESISTA:</b></p> <p>Bach: Shirley Jennifer Serrano Rojas</p>	<p>Mapa:</p> <p style="font-size: large; font-weight: bold;">3</p>



**FIGURA 16 - Zoom de detalle de las quebradas CCR1, CCR2, CCR3 y TSR1 en el análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas a lo largo de las quebradas en los bosques CCR y TSR usando el factor 1.**

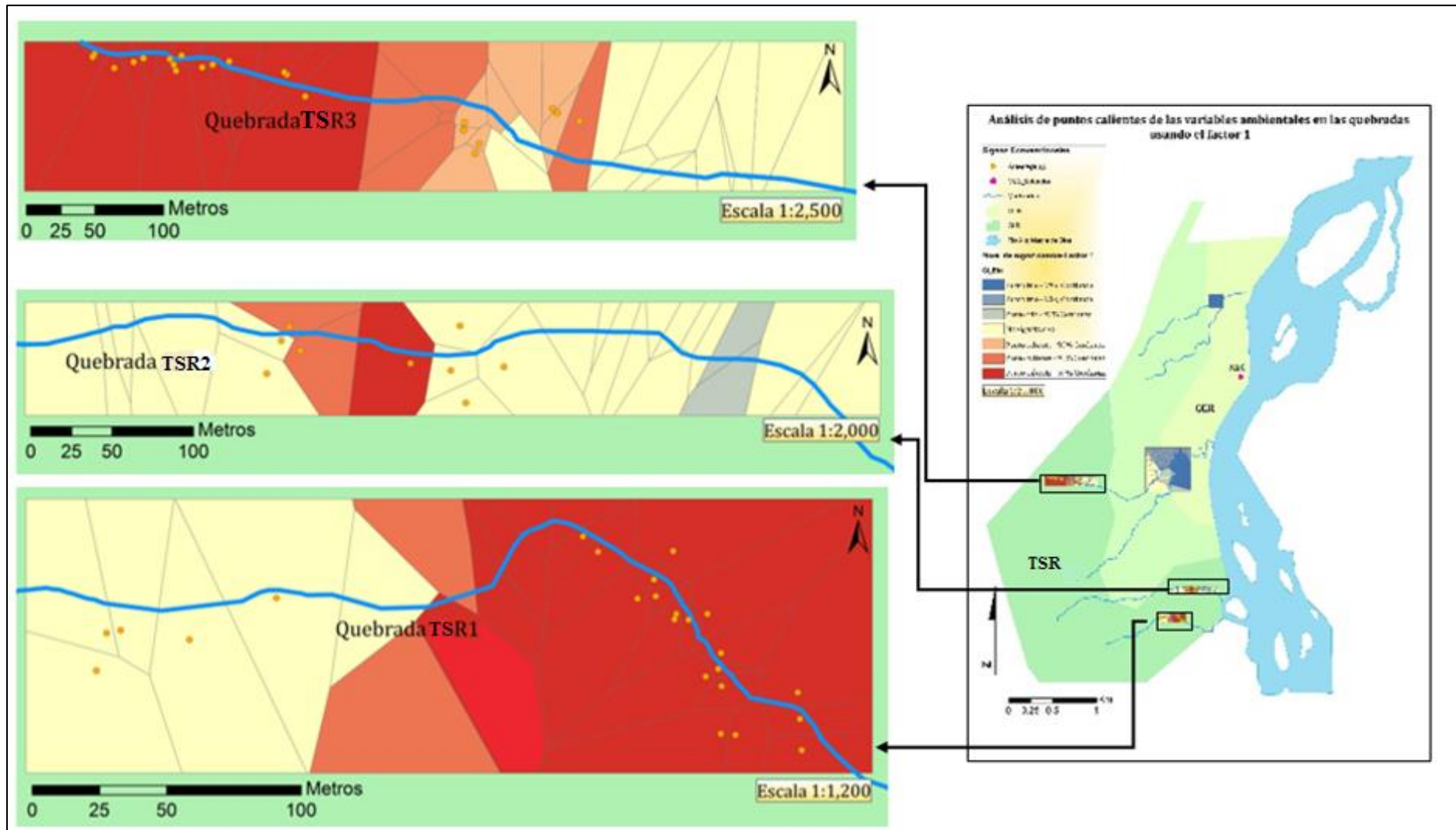
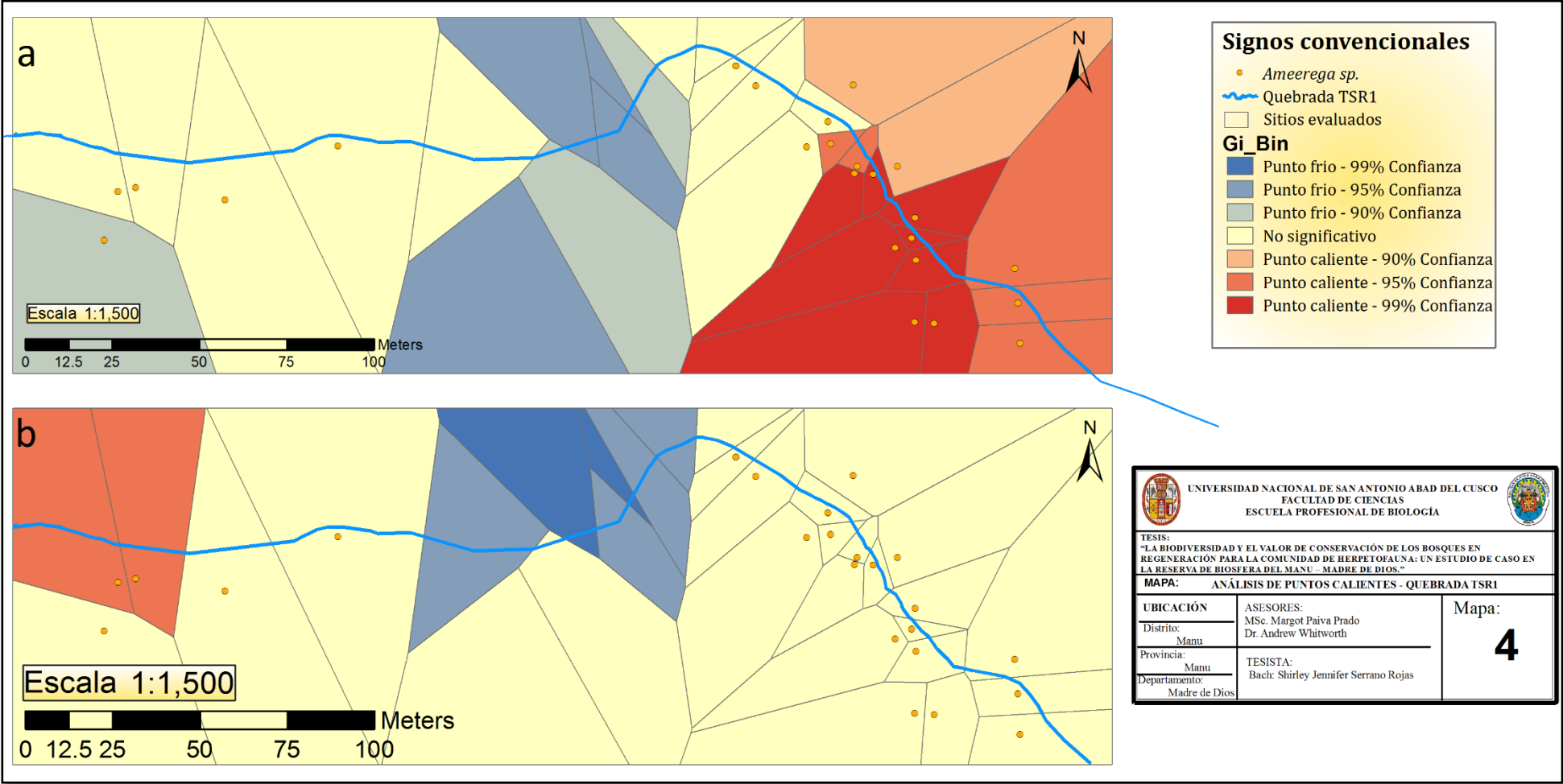


FIGURA 17 - Zoom de las quebradas TSR1, TSR2 y TSR3 en el análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas a lo largo de las quebradas en los bosques CCR y TSR usando el factor 1.

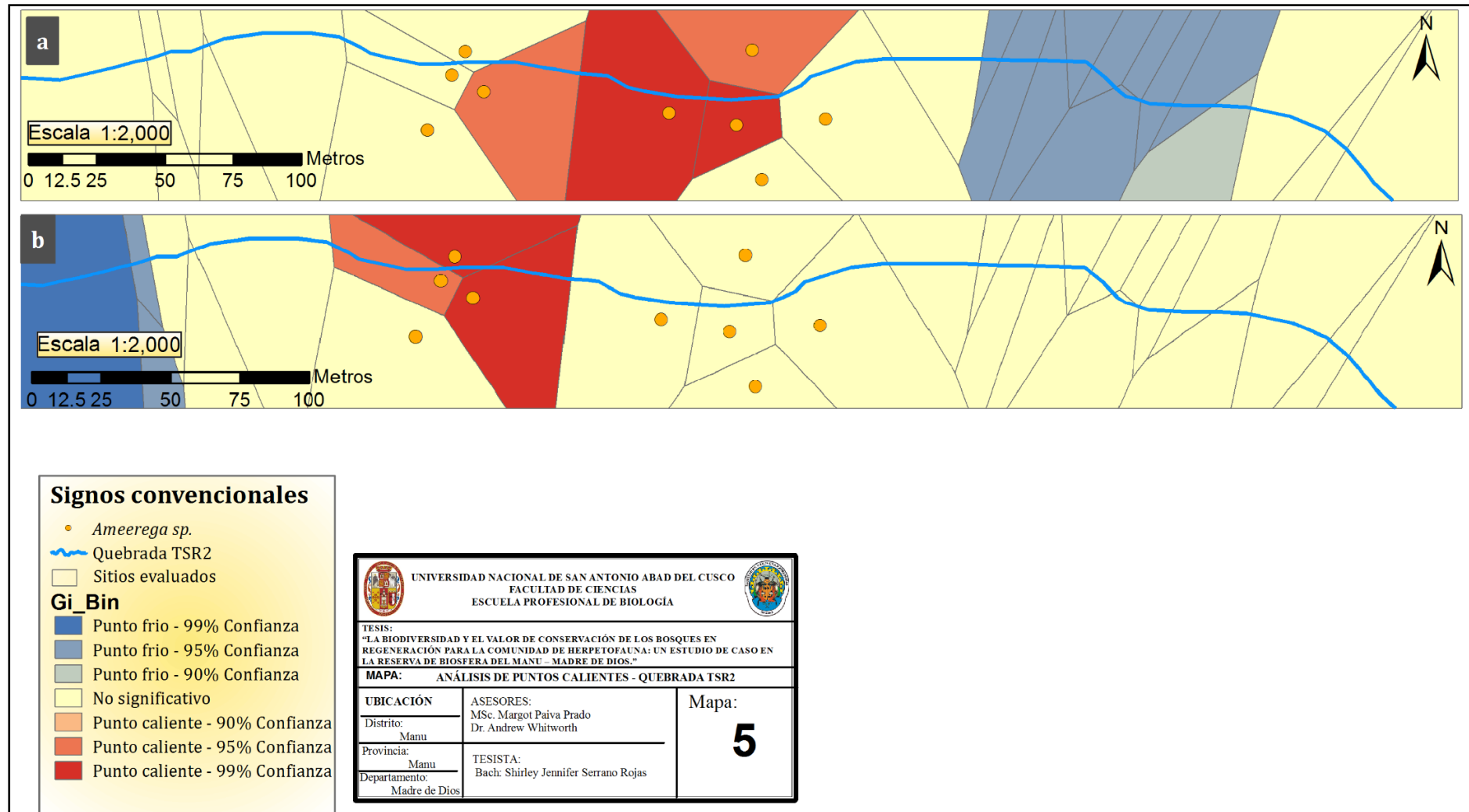
La distribución de *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas en el bosque TSR está influenciada principalmente por el factor 1 es decir por las características de hábitat de las quebradas asociadas con sitios adecuados de reproducción. El factor 2 es decir las características del bosque asociadas con sombra, humedad y alimento pierden significancia a lo largo de estas quebradas. Por lo tanto podemos decir que *Ameerega sp.* prefiere áreas con mayor número de rocas y refugios potenciales, que tengan cuerpos de agua sin movimiento y en los que el flujo de la corriente de agua sea lento (Mapas 4, 5 y 6).



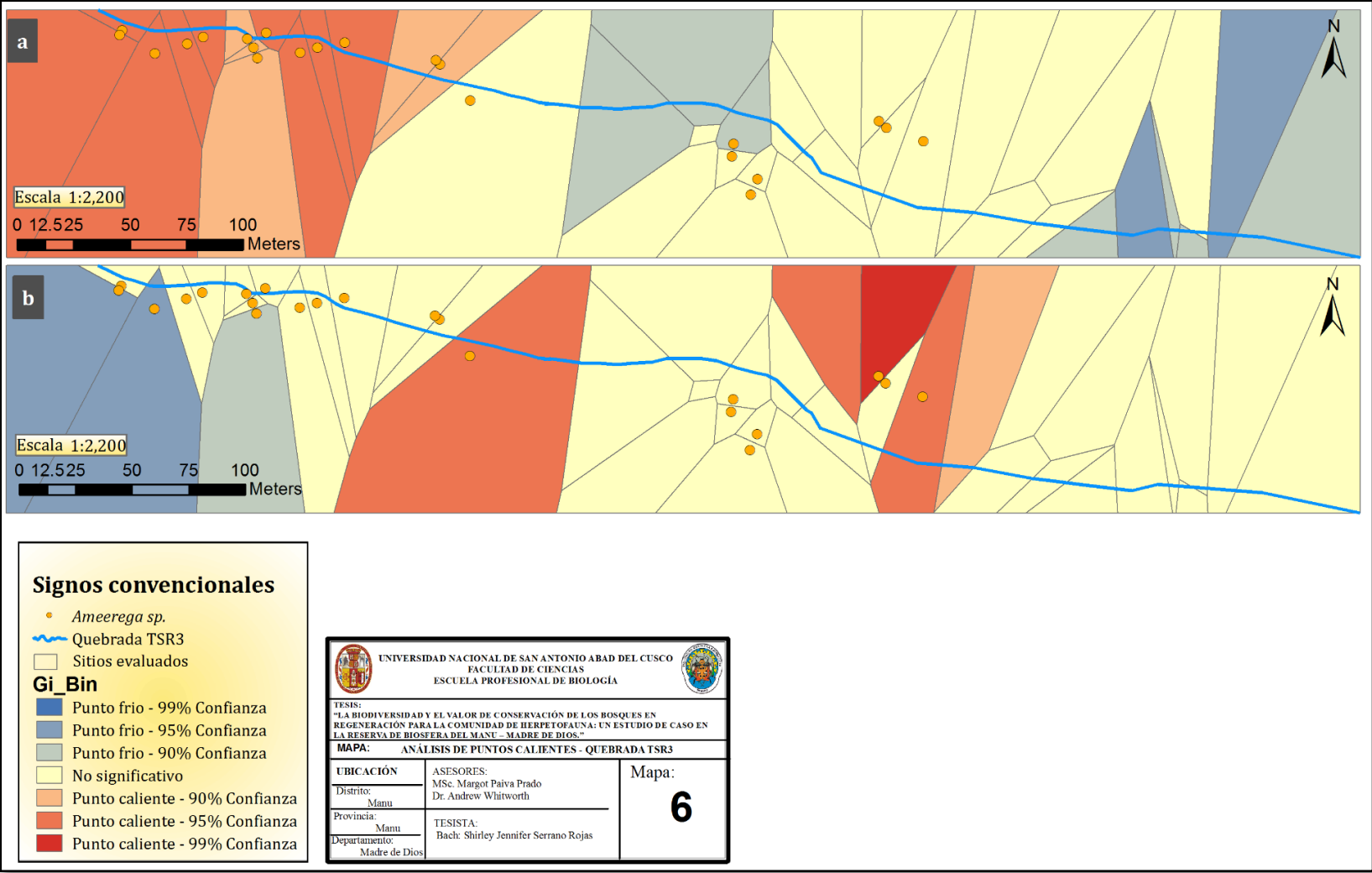
**Mapa 4: Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR1.** Análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas en la quebrada TSR1. a) Usando el factor 1. b) Usando el factor 2.



**Mapa 5: Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR2.** Análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas en la quebrada TSR2. a) Usando el factor 1. b) Usando el factor 2.



**Mapa 6: Análisis de puntos calientes en la quebrada TSR3.** Análisis de puntos calientes de las características de hábitat evaluadas en la quebrada TSR3. a) Usando el factor 1. b) Usando el factor 2.



**C. Características de hábitat relacionadas con la distribución y selección de hábitat de *Ameerega sp.* a lo largo de quebradas a través del uso de Modelos Lineales Generalizados (MLG).**

Al evaluar el factor de inflación de la varianza y el factor tolerancia, no se detectaron problemas de multicolinealidad entre las diez variables en estudio (Tabla 10).

**TABLA 10 - Factores de inflación de la varianza (FIVs) y números de tolerancia (TOL) para las variables ambientales.**

VARIABLES	FIV	TOL	COMENTARIOS
Numero de refugios potenciales	1.72	0.58	No hay colinealidad
Porcentaje de rocas grandes	1.44	0.70	No hay colinealidad
Cobertura de hojarasca	2.84	0.35	No hay colinealidad
Profundidad de hojarasca	2.06	0.49	No hay colinealidad
Cobertura del dosel arbóreo	1.51	0.66	No hay colinealidad
Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento	1.51	0.66	No hay colinealidad
Flujo del agua de la quebrada	1.11	0.90	No hay colinealidad
Densidad de hierbas	2.10	0.48	No hay colinealidad
Densidad de arbustos	1.84	0.54	No hay colinealidad
Cobertura de materia leñosa muerta	1.30	0.77	No hay colinealidad

Nota: Los valores FIV superiores a 10 y los valores TOL inferiores a 0.1 indican que hay algún problema de colinealidad.

Elaboración propia.

**I. En el bosque TSR y CCR**

Los resultados muestran que seis de las diez características de hábitat estimadas influyen de manera significativa en la distribución de *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas. El modelo con el menor AICc= 39.015 incluye un efecto altamente significativo del porcentaje de rocas grandes ( $p = 0.006$ ), efectos significativos de la cobertura de hojarasca ( $p = 0.018$ ), número de refugios potenciales ( $p=0.041$ ), presencia de cuerpos de agua sin movimiento ( $p = 0.029$ ) y del flujo de agua de la quebrada ( $p=0.015$ ), además de un efecto de la cobertura de dosel cercano a la significación ( $p=0.079$ ). Las otras cuatro características (es decir, profundidad de la hojarasca, densidad de hierbas y arbustos y cobertura de materia leñosa muerta) no tuvieron efectos significativos, por lo tanto fueron excluidas de los modelos (Tabla 11).

**TABLA 11 - Resultados de los modelos lineales generalizados mostrando las características de hábitat significativas en la distribución de *Ameerega sp.* en las quebradas del bosque CCR y TSR.**

Dependiente	Variables independientes	gl	$\beta$	SE	Z value	p
Presencia de las ranas	Intercepto		-15.010	5.693	-2.637	0.008 **
	<b>Número de refugios potenciales</b>	11	0.281	0.137	2.045	<b>0.041 *</b>
	<b>Porcentaje de rocas grandes</b>	11	0.412	0.149	2.765	<b>0.006 **</b>
	<b>Cobertura de hojarasca</b>	11	0.198	0.084	2.357	<b>0.018 *</b>
	Profundidad de hojarasca	11	0.125	0.287	0.435	0.663
	<b>Cobertura del dosel arbóreo</b>	11	0.068	0.039	1.757	<b>0.079 .</b>
	<b>Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento</b>	11	3.814	1.757	2.171	<b>0.029 *</b>
	<b>Flujo de agua de la quebrada</b>	11	-16.628	6.837	-2.432	<b>0.015 *</b>
	Densidad de hierbas	11	-0.234	0.470	-0.498	0.618
	Densidad de arbustos	11	0.341	0.463	0.736	0.462
	Cobertura de materia leñosa muerta	11	-0.027	0.094	-0.284	0.776

p= p valor, gl = grados de libertad,  $\beta$  = estimador, SE= error estándar, códigos de significancia: p<0.01 '\*\*', p<0.05 '\*', p<0.1 '.' y p>0.1 ' ' variables significativas encerradas en círculo rojo.

Elaboración propia.

Las seis variables significativamente relacionadas con la presencia de la rana a lo largo de las quebradas (número de refugios potenciales, porcentaje de rocas grandes, cobertura de hojarasca, cobertura del dosel arbóreo, presencia de un cuerpo de agua sin movimiento y flujo de agua de la quebrada) fueron utilizadas para la selección de los mejores modelos. La lista de los valores de AICc, pesos y  $\Delta$ AICc para los mejores modelos que explican la distribución de la rana a lo largo de las quebradas (TSR y CCR) pueden ser vistos en la Tabla 12. De los 64 modelos propuestos para explicar la presencia de *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas, el modelo más parsimonioso fue el modelo M64 (presencia de la rana ~ cobertura del dosel + cobertura de hojarasca + número de refugios potenciales + porcentaje de rocas grandes + presencia de un cuerpo de agua sin movimiento + flujo del agua de la quebrada).

**TABLA 12 – Selección de modelos en las quebradas CCR y TSR, basado en el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc).**

Modelo	Ecuación	logLik	K	AICc	$\Delta$ AICc	$\omega_i$
64	Presencia de la rana~ A + B + C + D + E + F	-12.176	6	39.015	0	0.724
63	Presencia de la rana~ B + C + D + E	-14.537	5	41.567	2.552	0.202
48	Presencia de la rana~ A + B + C + D + F	-16.369	5	45.232	6.217	0.032
47	Presencia de la rana~ B + C + D + F	-17.891	4	46.134	7.118	0.020
59	Presencia de la rana~ B + D + E + F	-18.236	4	46.822	7.807	0.015
60	Presencia de la rana~ A + B + D + E + F	-18.085	5	48.664	9.649	0.006
32	Presencia de la rana~ A + B + C + D + E	-21.449	5	55.394	16.378	0.000
31	Presencia de la rana~ B + C + D + E	-23.142	4	56.634	17.619	0.000
27	Presencia de la rana~ B + D + E	-26.484	3	61.201	22.186	0.000
28	Presencia de la rana~ A + B + D + E	-26.168	4	62.689	23.673	0.000

Variables predictoras: cobertura del dosel (A), cobertura de hojarasca (B), número de refugios potenciales (C), porcentaje de rocas grandes (D), presencia de un cuerpo de agua sin movimiento (E) y flujo del agua de la quebrada(F). LogLik (Log likelihood), k (número de variables), AICc (valores Akaike),  $\Delta$ AICc (diferencias entre el mejor modelo y cada modelo candidato) y  $\omega_i$  (pesos Akaike).

Elaboración propia.

## II. En el bosque TSR unicamente

Los resultados a lo largo de las quebradas del bosque TSR fueron similares a los del sistema de quebradas en general (TSR y CCR). El modelo con el menor AICc= 38.1089072 incluye un efecto altamente significativo (\*\*) del porcentaje de rocas grandes ( $p=0.009$ ) y efectos significativos (\*) del número de refugios potenciales ( $p=0.045$ ), de la cobertura de hojarasca ( $p=0.018$ ) y del flujo del agua de la quebrada ( $p=0.025$ ) sobre la presencia de *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas. La cobertura del dosel ( $p=0.090$ ) y la presencia de un cuerpo de agua sin movimiento ( $p=0.062$ ) fueron incluidos en el análisis porque a pesar de no tener efectos altamente significativos, sus valores p están muy alejados de los valores de las variables no significativas (Tabla 13).

**TABLA 13 – Resultados de los modelos lineales generalizados mostrando las características de hábitat significativas en la distribución de *Ameerega sp.* en las quebradas del bosque TSR.**

Dependiente	Variables independientes	df	$\beta$	SE	Z value	P
Presencia de la rana	Intercepto		-14.221	5.511	-2.580	0.009 **
	Número de refugios potenciales	11	0.269	0.135	2.005	0.045 *
	Porcentaje de rocas grandes	11	0.378	0.146	2.578	0.009 **
	Cobertura de hojarasca	11	0.190	0.081	2.349	0.018 *
	Profundidad de hojarasca	11	0.072	0.296	0.242	0.808
	Cobertura del dosel arbóreo	11	0.065	0.038	1.695	0.090 .
	Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento	11	3.399	1.820	1.867	0.062 .
	Flujo del agua de la quebrada	11	-15.043	6.696	-2.247	0.025 *
	Densidad de hierbas	11	-0.055	0.543	-0.100	0.920
	Densidad de arbustos	11	0.194	0.505	0.384	0.701
	Cobertura de materia leñosa muerta	11	-0.034	0.093	-0.363	0.717

P= p valor, gl = grados de libertad,  $\beta$  = estimador, SE= error estándar, códigos de significancia:  $p < 0.01$  '\*\*',  $p < 0.05$  '\*',  $p < 0.1$  '.' y  $p > 0.1$  ' ' variables significativas encerradas en círculo rojo.

Elaboración propia.

Las seis variables significativamente relacionadas con la presencia de la rana a lo largo de las quebradas en el bosque TSR (número de refugios potenciales, porcentaje de rocas grandes, cobertura de hojarasca, cobertura del dosel arbóreo, presencia de un cuerpo de agua sin movimiento y flujo de agua de la quebrada) fueron utilizadas para la selección de los mejores modelos. La lista de los valores de AICc, pesos y  $\Delta$ AICc para los mejores modelos que explican la distribución de la rana a lo largo del sistema de quebradas en TSR pueden ser vistos en la Tabla 14. De los 64 modelos propuestos para explicar la presencia de la *Ameerega sp.* a lo largo de las quebradas en TSR, los primeros dos modelos (M64 y M63; color azul) tenían  $\Delta$ AICc < 2. Con la finalidad de determinar cuál de estos modelos es el mejor se realizó *model averaging* entre aquellos modelos con  $\Delta$ AICc < 2 (Tabla 15). La importancia relativa de las variables cobertura de hojarasca, número de refugios potenciales, porcentaje de rocas grandes, presencia de un cuerpo de agua sin movimiento y flujo del agua de la quebrada tenían un soporte pleno igual a 1, fortaleciendo su posición como predictores muy importantes. La importancia relativa de la variable cobertura del dosel arbóreo fue igual a 0.69 es decir tuvo algo de soporte sin embargo fue excluida en la elección del mejor modelo, sugiriendo que

no es una variable muy importante que afecte la distribución de las ranas a lo largo del sistema de quebradas de TSR (Tabla 15). Por lo tanto el mejor modelo considerado como el más parsimonioso (modelo M63) selecciono a 5 variables explicativas (presencia de la rana ~ cobertura de hojarasca + número de refugios potenciales + porcentaje de rocas grandes + presencia de un cuerpo de agua sin movimiento + flujo del agua de la quebrada).

**TABLA 14 - Selección de modelos en las quebradas del bosque TSR basado en el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc).**

Modelo	Ecuación	logLik	K	AICc	$\Delta$ AICc	$\omega_i$
64	Presencia de la rana ~ A + B + C + D + E + F	-11.5406921	6	38.1089072	0	0.50431636
63	Presencia de la rana ~ B + C + D + E + F	-13.4517941	5	39.6672246	1.55831745	0.23137622
48	Presencia de la rana ~ A + B + C + D + F	-14.1592026	5	41.0820416	2.97313446	0.11404995
47	Presencia de la rana ~ B + C + D + F	-15.5936598	4	41.7278602	3.61895299	0.08257668
59	Presencia de la rana ~ B + D + E + F	-16.126382	4	42.7933045	4.68439732	0.04847291
60	Presencia de la rana ~ A + B + D + E + F	-16.0272497	5	44.8181358	6.70922863	0.01761216
32	Presencia de la rana ~ A + B + C + D + E	-19.475267	5	51.7141704	13.6052632	0.00056022
31	Presencia de la rana ~ B + C + D + E	-21.0316884	4	52.6039174	14.4950102	0.00035905
43	Presencia de la rana ~ B + D + F	-22.297221	3	52.9515849	14.8426777	0.00030176
27	Presencia de la rana ~ B + D + E	-23.0020515	3	54.3612459	16.2523387	0.00014913

Variables predictoras: cobertura del dosel (A), cobertura de hojarasca (B), número de refugios potenciales (C), porcentaje de rocas grandes (D), presencia de un cuerpo de agua sin movimiento (E) y flujo del agua de la quebrada (F).  
LogLik (Log likelihood), k (número de variables), AICc (valores Akaike),  $\Delta$ AICc (diferencias entre el mejor modelo y cada modelo candidato) y  $\omega_i$  (pesos Akaike).

Elaboración propia.

**TABLA 15 – Model averaging en modelos con  $\Delta$ AICc < 2.**

Variabes	$\Sigma$	$\beta$ -Estimate	SE	95% IC
Cobertura del dosel	0.69	0.06125	0.03398	-0.006086885 a 0.1285805
Cobertura de la hojarasca	1	0.18626	0.06843	0.050662531 a 0.3218524
Número de refugios potenciales	1	0.22066	0.10732	0.008340358 a 0.4329863
Porcentaje de rocas grandes	1	0.31926	0.1251	0.071866559 a 0.5666479
Presencia de un cuerpo de agua sin movimiento	1	2.97942	1.62858	-0.245944164 a 6.2047904
Flujo del agua de la quebrada	1	-13.39954	5.9803	-25.241440014 a -1.5576419

La fuerza de soporte ( $\Sigma$ ) para un parámetro determinado: 1 "soporte pleno", >0.9 "Soporte fuerte", >0.6 "algo de soporte", y <0.6 "soporte débil"  
SE (Error Estandar), CI (Intervalos de confianza)

Elaboración propia.



Nuestros resultados tanto en las quebradas del bosque CCR y TSR, así como únicamente en las del bosque TSR, indican que un buen número de refugios potenciales, un buen número de rocas grandes, una gran cobertura de hojarasca, la presencia de un cuerpo de agua sin movimiento y una quebrada con un flujo de agua relativamente bajo son los mejores predictores de la distribución de *Ameerega sp.* a lo largo de quebradas. El predictor cobertura de dosel es significativo al comparar ambos sistemas de quebradas (CCR y PCR) sin embargo pierde peso al ser comparado solo entre quebradas del sistema de TSR.

#### 4.1.3 Comparación de la riqueza observada de la herpetofauna del bosque en regeneración con la de bosques primarios.

Las áreas de bosque primario seleccionadas y utilizadas como sitios de comparación al área de estudio fueron Cocha Cashu, Pakitza y Los Amigos (Tabla 16). El esfuerzo del trabajo de herpetología realizado en Cocha Cashu fue de 395 días/persona (Rodríguez & Cadle 1990; Rodríguez 1992; von May *et al.* 2009a). La herpetofauna de Pakitza fue estudiada durante el proyecto BIOLAT a través de ocho visitas de campo entre los años 1987 y 1993 (Morales & McDiarmid 1996) con un esfuerzo total de 286 días/persona (von May *et al.* 2009a). La lista de especies de anfibios y reptiles de Los Amigos fue desarrollada durante siete periodos de muestreo entre 2001 y 2007 con un esfuerzo igual a 711 días/persona (VonMay, *et al.* 2009a).

**TABLA 16 - Estaciones de investigación con inventarios de anfibios y reptiles.**

Sitios	Coordenadas geográficas	Esfuerzo total* (días/persona)	N° de anfibios	N° de reptiles
Manu Learning Centre (MLC)	S 12° 47' 21", O 71° 23' 28"	703 <sup>a</sup>	65	79
Los Amigos(LA)	S 12° 34' 07", O 70° 05' 57"	711 <sup>b</sup>	86	77
Pakitza (PA)	S 11° 56' 39", O 71° 16' 59"	286 <sup>c</sup>	64	66
Cocha Cashu (CC)	S 11° 54' , O 71° 22'	395 <sup>d</sup>	80	71

\*Nota: Recursos utilizados para la obtención del esfuerzo total y el número de especies: (a) este estudio, (b) VonMay *et al.* (2009a); Whitworth *et al.* (2016a), (c) Morales & McDiarmid (1996) y (d) Rodríguez & Cadle (1990); Rodríguez (1992).

Elaboración propia.

Se encontró que la riqueza de herpetofauna del bosque en regeneración fue un promedio igual a  $98\% \pm 6.81$  de los valores de los bosques primarios, no existiendo diferencia significativa entre dichos valores de riqueza ( $t= -0.20$ ,  $gl=1$ ,  $p = 0.874$ ; Tabla 17).

La riqueza de especies de anfibios del bosque en regeneración alcanza al 76% de la riqueza encontrada en Los Amigos, al 81% de la riqueza encontrada en Cocha Cashu y es mayor al 100% de la riqueza presente en Pakitza (ver Anexo 6), dando lugar a una riqueza promedio igual a  $86.33\% \pm 7.97$  de la riqueza encontrada en los bosques primarios. Sin embargo, estas diferencias no son significativas ( $t= -1.78$ ,  $gl=2$ ,  $p = 0.218$ ; Tabla 17).

La riqueza de reptiles del bosque en regeneración es mayor al 100% de la riqueza encontrada en los bosques primarios (ver Anexo 7), no existiendo diferencia significativa entre dichos valores ( $t= 2.41$ ,  $gl=2$ ,  $p = 0.137$ ; Tabla 17).

**TABLA 17 – Riqueza de especies del bosque en regeneración y de los bosques primarios.**

Taxa	Riqueza de especies de los bosques primarios			<i>Riqueza de especies del bosque en regeneración MLC</i> (porcentaje de riqueza del bosque en regeneración en función a cada uno de los bosques primarios respectivamente)
	LA	CC	PA	
<b>Anfibios</b>	86	80	64	<b>65</b> (76%, 81%, 102%)
<b>Reptiles</b>	77	71	66	<b>79</b> (103%, 111%, 120%)
Bosques primarios: <b>LA</b> (Los Amigos), <b>CC</b> (Cocha Cashu) y <b>PA</b> (Pakitza).				

Elaboración propia.

#### **4.1.4 Comparación entre la riqueza observada y la riqueza esperada de especies de anfibios del bosque en regeneración.**

Se encontró que un total de 79 especies de anfibios existían en el área de estudio antes que esta sufriera alteraciones antrópicas (Ver anexo 6). Por lo tanto, el

bosque en regeneración (65 especies) alberga el 82% de las especies de anfibios que existían en el área cuando este era un bosque primario (Tabla 18).

**TABLA 18 – Riqueza de especies observadas y esperadas del bosque en regeneración.**

<b>Taxa</b>	<b>Riqueza del bosque en regeneración (%)</b> de la riqueza del bosque en regeneración en función a la riqueza esperada)	<b>Riqueza esperada del bosque en regeneración</b>
	<i>Total</i>	<i>Total</i>
<b>Anfibios</b>	65 (82%)	79
<b>Reptiles</b>	79	-

Elaboración propia.

## 4.2 DISCUSIONES

### 4.2.1 Respuesta de la herpetofauna en el bosque en regeneración (CCR, TSR y bambú).

Los resultados obtenidos durante transectos nocturnos para anfibios sugieren que los bosques tropicales completamente clareados mantienen niveles bajos de riqueza y diversidad de especies y una mayor perturbación en la uniformidad y composición de la comunidad de anfibios, en comparación con los bosques talados selectivamente. Resultados similares fueron encontrados por Burivalova *et al.* (2014) quien al realizar un meta-análisis de datos provenientes de 48 estudios tropicales, llegó a la conclusión que a medida que la intensidad de la tala selectiva se incrementa, la riqueza de especies de anfibios se reduce.

Sin embargo los resultados obtenidos en las trampas de caída indican lo contrario, no encontrándose diferencia en la riqueza de especies y la uniformidad de la comunidad de anfibios entre los dos tipos de bosques. Además, el bosque completamente clareado presenta una abundancia mayor que la encontrada en el bosque talado selectivamente.

Esta oposición de respuestas es debido a que ambas metodologías capturan un grupo de especies diferente. Mientras las trampas de caída se enfocan en grupos terrestres, los transectos nocturnos se enfocan en especies arbóreas y semi-arbóreas. Seshadri (2014) por ejemplo utilizó solo cuadrantes de hojarasca y encontró que la riqueza y composición de especies de anfibios de los bosques talados en regeneración son similares a los de bosques primarios. Sin embargo si tomamos en cuenta que no se consideró a las especies arbóreas en este estudio no se debe generalizar esta conclusión para toda la comunidad de anfibios sino solo para los anfibios de hábitos terrestres. Si en este estudio nos hubiéramos enfocado solo en especies de hábito terrestre, llegaríamos a conclusiones similares a Seshadri (2014), no detectaríamos diferencia significativa entre el bosque completamente clareado y selectivamente talado.

Estudios previos que utilizaron otros grupos taxonomicos encontraron los mismos patrones encontrados aquí. Por ejemplo, Barlow *et al.* (2007) utilizo redes neblina y puntos de conteo para evaluar la respuesta de la comunidad de aves a la perturbancia de bosques tropicales en Brasil y encontro que la riqueza de especies

fue mayor en el bosque primario en comparación al bosque en regeneración, pero fue igual cuando se utilizó las redes neblina.

La razón por la que anfibios terrestres y arbóreos responden de manera diferente a las perturbaciones antropogénicas es porque estas perturbaciones alteran de manera diferente la estructura del bosque (Balaji *et al.* 2014; Cortés-Gómez *et al.* 2013; Seshadri 2014; Trimble & Aarde 2014). Resultados encontrados por Hilje & Aide (2012) indican que los bosques con niveles altos de perturbación tienen menos cobertura de dosel pero valores altos de profundidad de hojarasca. La cobertura y profundidad de hojarasca brinda refugio, humedad y es fuente de alimento para la herpetofauna terrestre (Baldwin *et al.* 2006; Scott 1976; Toft 1980; Wanger *et al.* 2009). Sin embargo la alteración de la cobertura de dosel da lugar a mayores impactos negativos que están presentes aún después de más de 50 años en proceso de regeneración, afectando de esta manera el hábitat para las especies de anfibios arbóreos y semiarbóreos.

Diferentes intensidades de perturbaciones quizás no sean detectables después de un periodo de regeneración significativa si solo se muestrea la herpetofauna terrestre. Sin embargo, información de los grupos arbóreos de anfibios ha demostrado que los diferentes tipos de perturbaciones influyen sobre los niveles de riqueza de especies, diversidad, estructura de la comunidad y abundancia de manera diferente, aun después de 30 a 50 años de regeneración natural.

La abundancia relativa de especies de anfibios registrada durante los transectos nocturnos identificaron tres familias que mostraron diferencia estadísticamente significativa entre los tipos de bosque (Craugastoridae, Dendrobatidae y Bufonidae) durante transectos nocturnos y dos familias (Dendrobatidae y Leptodactylidae) durante las trampas de caída. Las especies de la familia Craugastoridae y Dendrobatidae son de hábitos arbóreos y semiarbóreos, mientras que las especies de las familias Leptodactylidae y Bufonidae son de hábitos terrestres (Duellman 2005). Por lo tanto, estas familias pueden ser utilizadas como grupos indicadores en evaluaciones de perturbaciones antropogénicas en bosques tropicales. Campos *et al.* 2014 en un estudio para evaluar la eficiencia de grupos indicadores para la conservación de anfibios en Brasil también encontró que las familias Leptodactylidae y Bufonidae pueden ser considerados buenos indicadores. A su vez, Pearman (1997) identificó el género *Pristimantis* dentro de la familia

Craugastoridae como grupo indicador debido a su abundancia en bosques tropicales y a su desarrollo directo que implica su vulnerabilidad a la deshidratación y desecación donde su supervivencia depende de la disponibilidad de condiciones óptimas en los bosques tropicales. Por otro lado, los miembros de la familia Dendrobatidae cumplen las características que las convierten buenos indicadores de hábitat: sensibles a cambios de hábitat, fáciles de muestrear y abundantes en bosques.

La respuesta de los reptiles fue diferente a la respuesta encontrada en anfibios. Este grupo no mostro diferencia estadísticamente significativa en términos de riqueza de especies y estructura de la comunidad, al comparar el bosque completamente clareado con el bosque talado significativamente e incluso mostro mayor diversidad de reptiles para el bosque con mayor perturbación. Estos resultados muestran una respuesta diferente e impredecible a la perturbación del hábitat en comparación a otros taxones (aves e invertebrados). Los resultados obtenidos por Bruton *et al.* (2013) y Barlow *et al.* (2007) también concuerdan con esta afirmación.

El bosque de bambú es un componente importante en el paisaje del bosque tropical, brinda un hábitat único que alberga especies especialistas. Esta es la razón por la cual se incluyó el estudio de la herpetofauna de este bosque en la investigación. Sin embargo debido a la extensión del terreno y accesibilidad a esta área, el tamaño de muestra de este bosque en comparación con los otros es mucho menor, por tal motivo las afirmaciones de diferencia significativa no tienen mucho soporte. A su vez, es importante resaltar que a pesar del tamaño de muestra menor en el bosque de bambú para el caso de anfibios este presento una diversidad de especies y abundancia relativa mayor a la del bosque completamente clareado en regeneración en los datos de transectos nocturnos y una abundancia relativa mayor a la del bosque talado selectivamente en los datos de trampas de caída. Estos resultados encontrados resaltan el papel importante de los fragmentos de bosque de bambú en las selvas tropicales al crear hábitats únicos que albergan una gran diversidad de especies de anfibios.

#### **4.2.2 Distribución y selección de hábitat de *Ameerega* sp. en el bosque en regeneración.**

Al igual que la estructura del bosque, la estructura de las quebradas también se ve afectada por perturbaciones humanas tales como la deforestación (Inger & Voris 1993; Iwata *et al.* 2003), sin embargo la gran mayoría de estudios a cerca de los impactos generados por la modificación de hábitat sobre la biodiversidad se enfocan unicamente en áreas de bosque dejando a un lado a las quebradas que constituyen un ecosistema importante como hábitat y sitio de reproducción de muchas especies. Esto motivo a que en esta investigación se incluyera el estudio de las características de los hábitat en las quebradas en los dos tipos de bosques a través del estudio de la selección de hábitat de una especie de rana de la familia Dendrobatidae. Esta rana fue elegida en el estudio como especie focal debido a su distribución a lo largo de quebradas, a su comportamiento territorial (lo que facilita su localización) y debido a que es una especie nueva para la ciencia registrada por primera vez en este bosque en regeneración.

La distribución de *Ameerega* sp. unicamente a lo largo de las quebradas del bosque TSR y no del bosque CCR mostraron como las perturbaciones antropogénicas pueden alterar el hábitat de una especie y limitar su distribución. Características de hábitat como como cobertura de dosel, cobertura y profundidad de hojarasca, baja velocidad de la quebrada, presencia de cuerpos de agua sin movimiento, formación de refugios al interior de las rocas crean hábitat adecuados para las especies de ranas que se distribuyen y reproducen a lo largo de las quebradas. Esto concuerda con lo encontrado por Baldwin *et al.* (2006) y Prather & Briggler (2001) quienes indican que las especies de anfibios que se reproducen en quebradas dependen de cuerpos de agua fría, de sombra y por lo tanto de la humedad. Wanger *et al.* (2009, 2010) también llegaron a la conclusión que la cobertura del dosel arboreo y la profundidad de hojarasca son características estructurales que influyen significativamente en la distribución de los anfibios. A su vez, Scott & Woodward (1994) y Toft (1980) encontraron que las fuentes de alimento y por ende la abundancia de ranas esta influenciado por condiciones ambientales locales tales como humedad, la profundidad y cobertura de hojarasca. Todas estas características que favorecen la distribución de los anfibios estan presentes en las quebradas del bosque TSR, mas no en las del bosque CCR. Se puede decir

entonces que los bosques talados selectivamente aún conservan hábitat apropiados para las especies de anfibios que se distribuyen en ella en comparación con aquellos bosques clareados completamente para agricultura que alteran los microhábitats dando lugar a la desaparición de dichas especies. Los procesos de clareado completo para agricultura afectan de manera detrimental la estructura de las quebradas ya que al eliminar la vegetación de la zona de rivera se da lugar a erosión y arrastre de material, el área queda expuesta al sol y los niveles de humedad disminuyen, la profundidad y cobertura de hojarasca en la zona de ribera disminuye; esto fue encontrado también por Iwata *et al.* (2003). En este sentido si todo el área en regeneración fuera sometido al clareado completo existiría una amenaza potencial de extinción local de *Ameerega sp.* así como de otras especies de anfibios.

#### **4.2.3 Comparación de la riqueza observada de especies de herpetofauna entre el bosque en regeneración y los bosques primarios.**

Los niveles de riqueza de especies de herpetofauna registrados en el bosque en regeneración en comparación al de áreas de bosque primario indican que estos bosques tienen el potencial para convertirse una vez más en un hábitat adecuado capaz de albergar una gran diversidad de herpetofauna. Al comparar los niveles de riqueza de especies de herpetofauna del bosque en regeneración se detectó el  $86.33\% \pm 7.97$  de la riqueza de especies de anfibios encontradas en bosques primarios y el 82% de las especies de anfibios esperadas para el sitio. En el caso de reptiles el número de especies detectado (79 especies) es mayor ( $111.33\% \pm 4.91$ ) a todos los bosques primarios utilizados en la comparación. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Bell & Donnelly (2006) quienes encontraron que la riqueza de especies en todos los fragmentos de bosque fue igual al 84% de la riqueza encontrada en la estación biológica La Selva en Costa Rica. Gardner *et al.* (2007b) también encontró que la fauna de los bosques secundarios contenían un número de especies característico de bosques primarios. Además, Beirne *et al.* (2013) sugiere que la expansión de las reservas para la protección de áreas circundantes de bosque secundario permitirá retener parcialmente los niveles de riqueza y diversidad de especies de bosques primarios.



El porcentaje de riqueza de especies registrado en este bosque en regeneración en comparación a otros bosques primarios es significativamente más alto y más prometedor para la conservación de la diversidad de herpetofauna que los sugeridos por otros autores que muestran que los valores promedios de la riqueza de especies solo alcanzan al 59% (Barlow *et al.* 2007), 57% (Chazdon *et al.* 2009a) y 68% (Chazdon *et al.* 2009b) de la riqueza encontrada en bosques primarios. A su vez, Gibson *et al.* (2011) encontraron que los valores de biodiversidad son substancialmente bajos en bosques degradados y la mayoría de formas de degradación de bosques tiene un efecto perjudicial sobre la biodiversidad tropical. Estos niveles bajos detectados por otros autores se deben a la presencia de factores confusos tales como disturbios humanos presentes durante el muestreo, poco tiempo en regeneración, utilización de una sola metodología de muestreo. Ferraz *et al.* (2014) recientemente ha propuesto un sistema de puntuación sobre la condición de los bosques tropicales basado en las siguientes características: edad del bosque, proximidad a un bosque maduro, proporción de área alrededor cubierta por bosque y el tamaño del área. Usando este sistema, este sitio de estudio está dentro de la categoría más alta (puntuación 12; más de 30 años en proceso de regeneración, cerca de grandes extensiones de bosques primarios, y con un área mayor a 600 ha.). Por lo tanto, es un sitio ideal para investigar el valor de biodiversidad y conservación de un bosque en regeneración, sin los efectos confusos de perturbaciones humanas en curso.

## CONCLUSIONES

1. La respuesta de anfibios y reptiles al bosque en regeneración varían de acuerdo al grupo taxonómico y a la metodología de muestreo utilizada. Al utilizar los transectos nocturnos, los cuales se enfocan en capturar especies arbóreas y semi arbóreas se encontró que el bosque talado selectivamente alberga una comunidad de anfibios mucho más equitativa y una riqueza de especies, diversidad y abundancia relativa de anfibios mayor a la encontrada en el bosque completamente clareado, es así que las familias Craugastoridae y Dendrobatidae y Bufonidae mostraron mayor sensibilidad a la alteración de la estructura del bosque, encontrándose en mayor abundancia en el bosque con menor perturbación. Sin embargo, al utilizar las trampas de caída, metodología que se enfoca en capturar anfibios de hábitos terrestres, no se detectó diferencia significativa entre estos dos tipos de bosque con diferentes niveles de perturbación antropogénica e incluso el bosque con mayor alteración albergó una abundancia mayor para la familia Leptodactylidae. Para el caso de los reptiles, no se detectó diferencia estadísticamente significativa entre ambos tipos de bosque en términos de riqueza de especies y estructura de la comunidad, pero la diversidad de especies fue mayor en el bosque completamente clareado. Por otro lado, el bosque de bambú pese a tener un tamaño de muestra pequeño mostro una diversidad y abundancia relativa de anfibios arbóreos mayor a la del bosque completamente clareado, resaltando su importancia.
2. Las quebradas localizadas en el bosque talado selectivamente están caracterizadas por poseer una gran cobertura del dosel y hojarasca, rocas de tamaño grande, mayor número de refugios potenciales, cuerpos de agua sin movimiento y flujo de agua relativamente lento, mientras que las quebradas en el bosque completamente clareado están caracterizadas por la tendencia opuesta con un incremento de la densidad de hierbas y arbustos. *Ameerega sp.* está únicamente distribuida en las quebradas del bosque talado selectivamente, esto nos indica que este bosque aún ofrece hábitat adecuados con los recursos necesarios para esta especie y que bosques con mayores niveles de perturbación pierden características que crean microhábitats adecuados para especies que se reproducen a lo largo de quebradas.

3. El bosque en regeneración alberga 65 especies de anfibios y 79 especies de reptiles, los cuales representan el  $98\% \pm 6.81$  de la riqueza de especies de herpetofauna presentes en bosques primarios. Además se encontró el 82% de las especies de anfibios que existían en este bosque antes que sea perturbado. Estos niveles altos de riqueza de especies resaltan la importancia y necesidad de conservación de estas áreas en regeneración.

El bosque en regeneración tiene alto valor de conservación para la comunidad de herpetofauna convirtiéndose una vez más en un área capaz de albergar una gran diversidad de anfibios y reptiles. Este bosque registro niveles de riqueza de especies muy similares a los encontrados en bosques primarios. Además, los anfibios de hábitos arbóreos mostraron mayor sensibilidad a la perturbación del hábitat mientras que los anfibios de hábitos terrestres respondieron de manera positiva al incremento del volumen de hojarasca, la abundancia relativa de reptiles fue mayor en el bosque con mayor perturbación y las quebradas en el bosque talado selectivamente en regeneración aún conservan hábitats adecuados para los anfibios que se reproducen en estos cuerpos de agua. Todo esto demuestra que la conservación de los bosques en regeneración brinda una segunda oportunidad para la recuperación de hábitats y de las especies que habitan en ella.

Por lo tanto, se acepta la hipótesis planteada según la cual el valor de conservación de los bosques en regeneración para la comunidad de herpetofauna es alto dependiendo del tipo de perturbación antropogénica y de las condiciones externas que permitan su regeneración en el tiempo.

## RECOMENDACIONES

La zona cultural de la Reserva de Biósfera de Manu está constituida en gran parte por bosques secundarios en regeneración que se encuentran vulnerables a actividades humanas tales como agricultura y tala de árboles. Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que estos bosques pueden albergar niveles de biodiversidad iguales o cercanos a los que existían cuando estos bosques eran primarios si se les da un tiempo sustancial para que se regeneren y son protegidos de todo tipo de perturbación humana negativa. Por lo tanto es importante que las autoridades encargadas de la toma de decisiones sobre la protección de bosques tropicales además de enfocar sus esfuerzos en bosques primarios también busquen la conservación de los bosques en regeneración.

Todo tipo de evaluaciones que incluyan estudios de biodiversidad (ej. evaluaciones de impacto ambiental) no deben limitarse al uso de listas de especies observadas, sino por el contrario recurrir al uso de medidas tales como la diversidad, estructura de la comunidad y abundancia relativa, porque estas brindan información mucho más completa y valiosa para la toma de decisiones.

Al igual que en este estudio, se recomienda que futuros estudios de cualquier taxa utilicen una combinación de metodologías de muestreo que permitan obtener muestras representativas de toda la comunidad de especies. Esta información será clave para entender verdaderamente la repuesta de la biodiversidad a humanos y para su posterior conservación.

A razón que los vertebrados más amenazados a nivel mundial son los anfibios y reptiles, se recomienda seguir realizando investigaciones en estos dos grupos con la finalidad de conocer sobre su ecología, biología y su respuesta a la alteración del hábitat para así de esta manera contribuir con su conservación.

Se recomienda realizar más investigaciones sobre la respuesta de otros organismos a las modificaciones de hábitat en otros bosques en regeneración en el Perú para contar con información que permita la elaboración de planes de manejo y conservación de especies en nuestro país.

## Literatura Citada

- Altman, D. G., & Bland, J. M. (2011). How to obtain the P value from a confidence interval BMJ. 343:d2090.
- AmphibiaWeb. (2012). Disponible en <http://amphibiaweb.org/> [Recuperado en Enero 2012]
- Anderson, D. R. (2008). Model-based inference in the life sciences. *New York: Springer.*
- Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Thompson, W. L. (2000). Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *The journal of wildlife management*, 64, 912–923.
- Balaji, D., Sreekar, R., & Rao, S. (2014). Drivers of reptile and amphibian assemblages outside the protected areas of Western Ghats, India. *Journal for Nature Conservation*, 22, 337–341.
- Baldwin, R. F., Calhoun, A. J., & DeMaynadier, P. G. (2006). Conservation Planning for Amphibian Species with Complex Hábitat requirements: a case study using movements and hábitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *Journal of herpetology*, 4(40), 443–454.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., & Peres, C. A. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555–18560.
- Bartón, K. (2014). *Package MuMIn: Multi-model inference*. Recuperado el 21 de January de 2015. Disponible en : <http://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html> [Recuperado en Junio 2015]
- Beirne, C., & Whitworth, A. (2011). *Frogs of the Yachana Reserve*. Disponible en : <http://www.cadwizz.net/frogs> [Recuperado en Enero 2013]
- Beirne, C., Burdekin, O., & Whitworth, A. (2013). Herpetofaunal responses to anthropogenic hábitat change within a small forest reserve in Eastern Ecuador. *Herpetological Journal*, 23, 209–219.

- Bell, K. E., & Donnelly, M. A. (2006). Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. *Conservation Biology*, 20 (6), 1750-1760.
- Bohm, M., Collen, B., Baillie, J., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., . . . Ram, M. (2013). The Conservation Status of the World's Reptiles. *Biological Conservation*, 157, 372–385.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clarck, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H., & White, J. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 127–135.
- Brown, J. L., & Twomey, E. (2009). Complicated histories: three new species of poison frogs of the genus *Ameerega* (Anura: Dendrobatidae) from north-central Peru. *Zootaxa*, 2049, 1–38.
- Bruton, M. J., McAlpine, C. A., & Maron, M. (2013). Regrowth woodlands are valuable hábitat for reptile communities. *Biological conservation*, 165, 95–103.
- Burivalova, Z., Sekercioglu, C., & Koh, L. P. (2014). Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, 24, 1–6.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretical Approach. *Springer-Verlag, New York*.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. *2nd edn. Springer, New York*.
- Campbell, N. A., & Reece, J. B. (2005). *Biology*. San Francisco: Benjamin Cummings 7th edition.
- Campos, F. S., Trindade-Filho, J., Brito, D., Llorente, G. A., & Solé, M. (2014). The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecology and evolution*, 4(12), 2505–2514.

- Catenazzi, Alessandro, Lehr, Edgar, & May, Rudolf von. (2013). The amphibians and reptiles of Manu National Park and its buffer zone, Amazon basin and eastern slopes of the Andes, Peru. *Biota Neotropica*, 13(4), 269-283. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000400024>
- Chazdon, R., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., & Miller, S. (2009 a). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406–1417
- Chazdon, R. L., Harvey, C. A., Komar, O., Griffith, D. M., Ferguson, B. G., Martínez-Ramos, M., & Philpott, S. M. (2009 b). Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2), 142–153.
- Collins, J. P., & Crump, M. (2009). Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline. *Oxford University Press, Inc. USA*.
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species. Version 9*. Obtenido de [purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)
- Cortés-Gomez, A. M., Castro-Herrera, F., & Urbina-Cardona, J. N. (2013). Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science*, 6(6), 749–769.
- Crump, M. L., & Scott, N. J. (1994). Visual encounter surveys. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. 84–92.
- Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A. A., Longcore, J. E., Brown, C. C., & Porter, D. (2004). Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. *Herpetological Journal*, 14, 201–207.
- Demaynadier, P., & Hunter, M. (1998). Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12, 340–352.

- Dent, D. H., & Wright, J. S. (2009). The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review. *Biological conservation*, 142(12), 2833–2843.
- Doan, T. M. (2003). Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? *Journal of herpetology*, 37(1), 72–81.
- Duellman, W. E. (1999). *Patterns of distribution of amphibians: a global perspective*. Baltimore, EEUU.: The Johns Hopkins University Press.
- Duellman, W. E. (2005). *Cusco Amazónico*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Duellman, W. E., & Salas, A. W. (1991). Annotated checklist of the amphibians and reptiles of Cuzco Amazonico, Peru, Museum of Natural History. *The University of Kansas*.
- Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of Amphibians*. Mc Graw Hill, New York.
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302–309.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., & Fahrig, L. (2008). Accessible hábitat: an improved measure of the effects of hábitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology*, 23(2), 159–168.
- ERSI. (2014). ArcGIS Desktop. V.10. Redland, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Escoriza, D. (2010). Ecological niche modeling of two Afrotropical snakes: is the Sahara desert a true barrier for these species? 93–100.
- FAO. (2012). Global Forest Resources Assessment - main report. State of the World's Forests. Rome. Disponible en: [www.fao.org/docrep/004/y1997e/y1997e00.htm](http://www.fao.org/docrep/004/y1997e/y1997e00.htm) [Recuperado en Enero 2015]
- Faria, D. (2006). Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest. Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22(5), 531–542.



- Faria, D., Mariano-Neto, E., Martini, A., Ortiz, J., Montingelli, R., Rosso, S., Baumgarten, J. (2009). Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effects of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 2226–2234.
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Knell, R. J., & Garner, T. W. (2013). Effects of Oil - Palm Plantations on Diversity of Tropical Anurans. *Conservation Biology*, 27(3), 615–624.
- Feinsinger, P. (2004). El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Santa Cruz, Bolivia: FAN. (No. 502.36 FEI)
- Fermon, H., Waltert, M., Vane-Wright, R. I., & Mühlenberg, M. (2005). Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity & Conservation*, 14(2), 333–350.
- Ferraz, S. F., Ferraz, K. M., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., da Luz, D. T., Azevedo, T. N. and Metzger, J. P. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provision?. *Landscape Ecology*, 29(2), 187–200.
- Floren, A., & Linsenmair, K. E. (2005). The importance of primary tropical rain forest for species diversity: an investigation using arboreal ants as an example. *Ecosystems*, 8(5), 559–567.
- Foster, M. S., McDiarmid, R. W., & Chernoff, N. (2012). Chapter 1: Studying Reptile Diversity - In *Reptile Biodiversity: standard methods for inventory and monitoring*.
- Fox, J., Weisberg, S., Alder, D., & Baud-Bovy, G. (2014). *Package car: Companion to Applied Regression*. Disponible en <http://CRAN.R-project.org/package=car> [Recuperado el 28 de Enero de 2015]
- Frost, D. R. (2015). *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Versión 6.0. *Museo Americano de Historia Natural, Nueva York, EEUU*, Consultado el 28 de enero de 2015.

- Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L. T., & Peres, C. A. (2007a). Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica*, 39(1), 25–30.
- Gardner, T. A., Ribeiro-Junior, M. A., Barlow, J., Avila-Pires, T. C., Hoogmoed, M. S., & Peres, C. A. (2007 (b)). The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21(3), 775–787.
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining. *Nature*, 478(7369), 378–381.
- GOREMAD (2008). Estudio de diagnóstico y zonificación para el tratamiento de la demarcación territorial en la provincia de Manu. Madre de Dios, Perú, p321.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379–391.
- Greaves, R. K., Sanderson, R. A., & Rushton, S. (2006). Predicting species occurrence using information-theoretic approaches and significance testing: an example of dormouse distribution in Cumbria, UK. *Biology Conservation*, 130(2), 239–250.
- Hayes, T. B., Falso, P., Gallipeau, S., & Stice, M. (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *The Journal of Experimental Biology*, 213(6), 921–933.
- Herzog, S. K., Kessler, M., & Cahill, T. M. (2002). Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk*, 119(3), 740–769.
- Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiamid, R. W., Hayek, L. A., & Foster, M. S. (1994). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. *Washington, Smithsonian Institution Press*.

- Hilje, B., & Aide, T. M. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation*, 146(1), 170–176.
- Hillman, S., Withers, P., Drewes, R., & Hillyard, S. (2009). *Ecological and Environmental Physiology of Amphibians*. Oxford University Press Inc., New York, USA.
- Hocking, D. J., & Babbitt, K. J. (2014). Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(1), 1–17.
- Hunter, M. L. & Gibbs, J. P. (2009). *Fundamentals of Conservation biology*. John Wiley, New York NY, EUA.
- Hurvich, C. M., & Tsai, C. L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76, 297–307.
- Inger, R. F., & Voris, H. K. (1993). A comparison of amphibian communities through time and from place to place in Bornean forest. *Journal of tropical ecology*, 9(4), 409–433.
- INGEMMET (2011) Mapa Geológico del departamento de Madre de Dios. Instituto Geológico Minero y Metalúrgico. Lima, Peru. Disponible en: <http://www.map-peru.com/es/mapas/ficha-mapa-geologico-del-departamento-de-madre-de-dios> (Recuperado 25 Septiembre 2015).
- IUCN. (2015). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. Disponible en: [http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables\\_1\\_2](http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables_1_2) [Recuperado Junio 2015]
- Iwata, T., Nakano, S., & Inoue, M. (2003). Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rainforest in Borneo. *Ecological Applications*, 13(2), 461–473.
- Jennings, S., Nussbaum, R., Judd, N., Evans, T., Iacobelli, T., Jarvie, J., & Chunquan, Z. (2003). *Herramientas prácticas para Bosques con Altos Valores de Conservación*. Review Draft, 1.

- Kati, V. P., Devillers, P., & *et al.* (2004). Testing the Value of Six Taxonomic Groups as Biodiversity Indicators at a Local Scale - Probando el Valor de Seis Grupos Taxonómicos como Indicadores de Biodiversidad en una Escala Local. *Conservation Biology*, 18(3), 667–665.
- Kinnaird, M. F., Sanderson, E. W., & *et al.* (2003). Deforestation Trends in a Tropical Landscape and Implications for Endangered Large Mammals - Tendencias de Deforestación en un Paisaje Tropical y Sus Implicancias para Mamíferos Grandes en Peligro. *Conservation Biology*, 17(1), 245–257.
- Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., & Bradshaw, C. J. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290–294.
- Lindernmayer, D.B., Franklin J. F. & Fischer J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 13(1):433–445.
- Lips, K. R., Reaser, J. K., Young, B. E., & Ibáñez, R. (2001). Amphibian monitoring in Latin America: A protocol manul. *Herpetol. Circular*, 30, 1–115.
- Lötters, S., Jungfer, K. H., Henkel, H. W., & Schmitz, W. (2007). Poison Frogs. Biology, Species & Captive Husbandry. *Chimaira, Frankfurt/Main*, 668.
- Mace, G., Masundire, H., Baillie, J., Ricketts, T., Brooks, T., & Hoffmann, M. (2005). Biodiversity. Chapter 4 in Millennium ecosystem assessment. Island Press, Washington, D. C.
- Mackinnon, J., & Phillipps, K. (1993). A field guide to the birds of Borneo, Sumatra, Java, and Bali: the Greater Sunda Islands. Oxford University Press.
- MacLeod, R., Herzog, S., Maccormick, A., Ewing, S., Bryce, R., & Evans, K. (2011). Rapid monitoring of species abundance for biodiversity conservation: Consistency and reliability of the Mackinnon list technique. *Biological Conservation*, 144(5), 1374–1381.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. *Princeton University Press, Princeton, N J.*

- McCullag, P., & Nelder, J. A. (1983). *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London.
- McDiarmid, R. W. (1994). Amphibian diversity and natural history: An overview. En D. Heyer M., R. McDiarmid, L. Hayek, & M. Foster, *Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians*. (págs. 5-15 en R.). Washington and Londres.: Smithsonian Institution press.
- McDiarmid, R. W., Foster, M. S., Guyer, C., Gibbons, J. W., & Chernoff, N. (2012). *Reptile Biodiversity*. Los Angeles London: Univesity of California Press.
- McGinley, M. (2014). *Species Diversity*. Obtenido de The Encyclopedia of earth: Disponible en: <http://www.eoearth.org/view/article/156211> [Recuperado en Diciembre 2014]
- Minitab 17 Statistical Software. (2010). [Computer software]. State College, PA: Minitab, Inc. (www.minitab.com).
- Morales, V. R., & McDiarmid, R. W. (1996). Annotated checklist of the amphibians and reptiles of Pakitza, Manu National Park Reserve Zone, with comments on the herpetofauna of Madre de Dios, Peru. The biodiversity of Southeastern Perú. Smithsonian Institution Press. Washington, DC, 503–522.
- Morris, D. W. (2003). Toward an ecological synthesis: a case for hábitat selection. *Oecología*, 136(1), 1–13.
- Moura, N. G., Lees, A. C., Andretti, C. B., Davis, B. J., Solar, R. R., Aleixo, A., & Gardner, T. A. (2013). Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 167, 339–348.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2), 58–62.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Fonseca, C. G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Neter, J., Wasserman, W., & Kutner, M. H. (1990). *Applied linear statistical models*. 3rd edn. Irwn, Chicago.

- Ojasti, J., & Dallmeier, F. (2000). Manejo de fauna silvestre neotropical. Smithsonian Institution/MAB Program.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., & Wagner, H. (2011). Vegan: community ecology package version 2.0-2. R CRAN package.
- Oldekop, J. A., Bebbington, A. J., Truelove, N. K., Tysklind, N., Villamarín, S., & Preziosi, R. F. (2012). Co-occurrence patterns of common and rare leaf-litter frogs, epiphytic ferns and dung beetles across a gradient of human disturbance. *PloS one*, 7, e38922.
- ONERN (1976) Mapa Ecológico del Perú. Guía Explicativa (Oficina Nacional de Recursos Naturales). Lima. 146 pp. Disponible en: <http://mapasplanosperu.blogspot.pe/2011/02/mapa-ecologico-del-peru-onern-1976.html> (Recuperado 20 Diciembre 2015)
- ONERN (1985) Los recursos naturales del Perú. Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. Lima 326p.
- Ortega, H., Chocano, L., Palma, C., & Samanez, I. (2010). Biota acuática en la Amazonía Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco-Ucayali). *Revista Peruana de Biología*, 17(1), 29–36.
- Pardini, R., de Souza, S., Braga-Neto, R., & Metzger, J. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological conservation*, 124(2), 253–266.
- Pearman, P. B. (1997). Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*, 11, 1211–1225.
- Peres, C. A., Barlow, J., & *et al.* (2006). Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(5): 227–229.
- Pérez-Rodríguez, A., Morgan, M. J., Rideout, R. M., Dominguez-Petit, R., & Saborido-Rey, F. (2011). Study of the relationship between total egg

- production, female spawning stock biomass and recruitment in Flemish Cap cod (*Gadus morhua*). *Ciencias Marinas*, 37(4B), 675–687.
- Pillco-Huarcaya, R., Villacampa, J., and Whitworth, A. (2016 en prep.). Uso de los bosques en regeneración por el mono choro (*Lagothrix cana*) en la reserva de Biosfera del Manu.
- Prather, J. W., & Briggler, J. T. (2001). Use of small caves by anurans during a drought period in the Arkansas Ozarks. *Journal of herpetology*, 35, 675–678.
- Primack, R. (2001). *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de cultura económica. p. 689–769.
- R Core Team. (2012). A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna Austria R Foundation for Statistical Computing.
- Ramesh, T., Hussain, K. J., Selvanayagam, M., Satpathy, K. K., & Prasad, M. R. (2010). Patterns of diversity, abundance and hábitat associations of butterfly communities in heterogeneous landscapes of the department of atomic energy (DAE) campus at Kalpakkam, South India. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 2(4), 75–85.
- Rodríguez, L. B., & Cadle, J. E. (1990). A preliminary overview of the herpetofauna of Cocha Cashu, Manu National Park, Peru. *Four Neotropical Rainforest*, 410–425.
- Rodriguez, L. O. (1992). Structure et organisation du peuplement d'anoures de Cocha Cashu, Parc National Manu, Amazonie péruvienne.
- Ron, S. R. (2005). Predicting the Distribution of the Amphibian Pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World<sup>1</sup>. *Biotropica*, 37(2), 209–221.
- Rossi, J. P. (2011). ich: an R package to analyse species richness. *Diversity*, 3(1), 112–120.
- Saatchi, S. S., Nelson, B., Podest, E., & Holt, J. (2000). Mapping land cover types in the Amazon Basin using 1 km JERS-1 mosaic. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7), 1201–1234.

- Silman, M. R., Ancaya, E. J., & Brinson, J. (2003). Los bosques de bambú en la Amazonía occidental. Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo. Duke University Center for Tropical Conservation and Impreso Gráfica Lima, 63–72.
- Scott, N. J. (1976). The abundance and diversity of herpetofaunas of tropical forest litter. *Biotropica*, 8, 41–58.
- Scott, N. J., & Woodward, B. D. (1994). Surveys at breeding sites. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. *Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA*, 118–125.
- Seshadri, K. S. (2014). Effects of Historical Selective Logging on Anuran Communities in a Wet Evergreen Forest, South India. *Biotropica*.
- Sodhi, K. S., Koh, L. P., Clements, R., Wanger, T. C., Hill, J. K., Hamer, K. C., & Lee, T. M. (2010). Conserving Southeast Asian forest biodiversity in human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2375–2384.
- Symonds, R. E., & Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 13–21.
- The Reptile Database. (2014). Disponible en: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Recuperado en Enero 2014]
- Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E., Leite, P. R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178.
- Toft, C. A. (1980). Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: A comparison of wetter and drier sites. *Oecologia, Berlin*, 47, 34–48.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J., & Karjalainen, J. (2001). Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 152, 39–67.



- Trimble, M. J., & Aarde, R. J. (2014). Amphibian and reptile communities and functional groups over a land-use gradient in a coastal tropical forest landscape of high richness and endemism. *Animal Conservation*, 17(5), 441–453.
- Uetz, P., & Hošek, J. (2015). : *The Reptile Database*. Disponible en: <http://www.reptile-database.org> [Recuperado en Marzo 2015]
- Urbina-Cardona, J. (2008). Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science*, 1, 359–375.
- Urbina-Cardona, J., & Olivares-Pérez, M. R. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere of Veracruz Mexico. *Biological Conservation*, 132, 61–75.
- Veith, M., Lötters, S., Andreone, F., & Rödel, M. (2004). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. II. Estimating species Richness from standardized transect censusing. *Ecotropica*, 10, 85–99.
- Villacampa, J. (2014). Protocolos de monitoreo de la estación privada de investigación Manu Learning Centre (MLC). Madre de Dios, Perú. 158 pp.
- Villacampa, J., Serrano-Rojas, J., & Whitworth, A. (2016, en revision). Amphibians of the Manu Learning Centre and other areas of the Manu Region.
- Vitt, L. J., & Caldwell, J. P. (2009). Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. *Burlington, MA: Elsevier Inc.*
- Von May, R., Siu-Ting, K., Jacobs, J. M., Medina-Mueller, M., Gagliardi, G., Rodríguez, L. O., & Donnelly, M. A. (2009a). Species diversity and conservation status of amphibians in Madre de Dios, Southern Peru. *Herpetological Conservation and Biology*, 4(1), 14–29.
- von May, R., & Donnelly, M. A. (2009b). Do trails affect relative abundance estimates of rainforest frogs and lizards? *Austral Ecology*, 34(6), 613–620.
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschardtke, T. (2010). Effects of land-use change on community composition

- oftropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24, 795–802.
- Wanger, T. C., Saro, A., Iskandar, D. T., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschardtke, T. (2009). Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in Southeast Asia: Combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, 46, 823–832.
- Whitfield, S. M., & Donnelly, M. A. (2006). Ontogenetic and seasonal variation in the diets of a Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Journal of Tropical Ecology*, 22(4), 409–417.
- Whitworth, A., R. Downie, R. v. May, J. Villacampa, and R. MacLeod. 2016. How much potential biodiversity and conservation value can a regenerating rainforest provide? A 'best-case scenario' approach from the Peruvian Amazon. *Tropical Conservation Science*, 9 (1), 211–232.
- Wright, S. J., & Muller-Landau, H. C. (2006). The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38, 278–301.
- Young, B. E., Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., & Boucher, T. M. (2004). Disappearing Jewels: The Status of New World Amphibians. *Nature Serve, Arlington, Virginia*, 53.
- Zimmerman, B. L., & Bierregaard, R. O. (1986). Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of biogeography*, 13, 133–143.

## **ANEXOS**