



Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
ESCUELA DE POSGRADO

**Contribución al conocimiento del paisaje de cacaotales, como hábitat
para el mantenimiento de la diversidad de herpetofauna en Talamanca,
Costa Rica**

por

Grimaldo Soto Quiroga

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

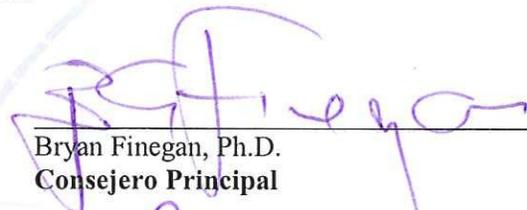
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y
Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2009

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

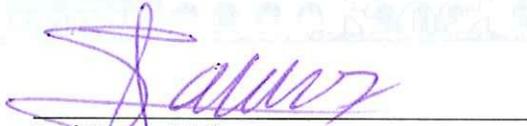
FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



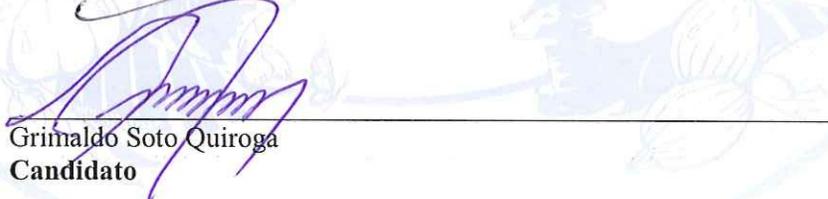
Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Joel Sáenz, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



Grimaldo Soto Quiroga
Candidato

DEDICATORIA

*A DIOS
MI FAMILIA
Y MIS AMIGOS*

AGRADECIMIENTOS

A mi Padre Alberto Soto B, mi Madre Adela Quiroga Vásquez, mis hermanos Amilcar y Adalid mi cuñada Liliana y mis sobrinas Mariely Norely por la constante motivación para no desfallecer en el intento de cumplir esta meta académica.

Al Profesor Dr. Bryan Finegan, por ser un excelente consejero y amigo, pues no escatimó esfuerzo y dedicación durante los cursos, anteproyecto y tesis. Aunque se enteró que soy simpatizante del Arsenal Fútbol Club.

Al Profesor M.Sc. Joel Saenz por sus valiosos comentarios y correcciones a los documentos de anteproyecto y tesis. Además por demostrarme siempre su predisposición en brindarme su colaboración.

Al Dr. Fernando Casanoves por su empeño y envidiable paciencia durante el análisis de la información obtenida en campo y por su colaboración en el documento

Al Sr. Hugo Brenes por su valiosa colaboración durante la preparación y análisis de la base de datos.

Al M.Sc. Sergio Losada y M.Sc. Catalina Romero por la revisión y sus valiosos comentarios a la tesis.

Al Proyecto Cacao Centroamérica PCC que apoyaron financieramente esta investigación.

Al Dr. Eduardo Somarriba, por su apoyo y confianza para el desarrollo de la tesis.

A la M.Sc. Marilyn Villalobos, M.Sc. Olivier Deheuvelds, y M.Sc. Rolando Cerda por el apoyo para la realización de esta investigación.

Al Consejo indígena Bribri y a todas y cada una de las señoras de ACOMUITA por facilitar la interacción entre los productores y nosotros.

A todos y cada uno de los productores que nos dieron permiso para entrar a sus fincas, además de compartirnos sus conocimientos.

Al Señor Melvin Iglesias y su familia por su colaboración en el trabajo de campo y por hacerme sentir en familia.

A mis amigas y amigos Catalina Romero, Lizeth Hernández, Sidaly Ortega y Sergio Vilchez por aconsejarme en todo momento y por brindarme su amistad.

A todos mis amigos, parientes, patas, parceros, compas, maes, majes de las promociones 2006, 2007 y 2008 del CATIE.

A la luna y a quien me enseñó a mirarla con sentido MUCHAS GRACIAS.

BIOGRAFÍA

El autor nació en La Paz, Bolivia. Se graduó como licenciado en Ciencias Biológicas en la Universidad Autónoma Gabriel René Moreno de la Ciudad de Santa Cruz de la Sierra. Trabajó cerca de cuatro años inicialmente como asistente de investigación y luego como investigador asociado del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Asimismo trabajó por dos años en el Ministerio de Desarrollo Sostenible y en la Fundación Amigos de La Naturaleza como consultor en biodiversidad hasta días antes de iniciar sus estudios en enero de 2007 en el área de Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad en el CATIE, donde obtiene el grado de Magíster Scientiae en el año 2008.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA.....	V
CONTENIDO	VI
RESUMEN	VIII
SUMMARY.....	IX
ÍNDICE DE CUADROS	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos del estudio	4
1.1.1 <i>Objetivo general</i>	4
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
1.2 Hipótesis del estudio	4
2 MARCO CONCEPTUAL	5
2.1 Pérdida de biodiversidad.....	5
2.2 Fragmentación	5
2.3 Especies indicadoras	6
2.4 Cacaotales y biodiversidad	7
2.5 Importancia de los anfibios y reptiles en los ecosistemas	9
2.6 Disminución de las poblaciones de los anfibios en Latinoamérica	9
3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
3.1 Descripción del área de estudio	12
3.2 Métodos	14

3.2.1	<i>Selección de sitios de estudio</i>	14
3.2.2	<i>Diseño del estudio</i>	15
3.2.3	<i>Caracterización de hábitat y formulación de tipologías ambientales</i>	16
3.2.4	<i>Muestreo de herpetofauna</i>	18
3.3	Análisis estadísticos.....	19
3.3.1	<i>Caracterización del hábitat</i>	19
3.3.2	<i>Caracterización de la Herpetofauna</i>	19
3.3.3	<i>Comparación estadística</i>	20
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	21
4.1	Caracterización de hábitats	21
4.2	Caracterización de la Herpetofauna.....	25
4.2.1	<i>Comunidad de anfibios</i>	25
4.2.2	<i>Comunidad de reptiles</i>	28
4.2.3	<i>Diversidad de Herpetofauna</i>	31
4.2.4	<i>Riqueza y abundancia de reptiles</i>	35
4.2.5	<i>Riqueza y abundancia de Anfibios</i>	37
4.3	Asociación de la herpetofauna con las variables ambientales.....	41
4.4	Variación en la composición de la herpetofauna	43
4.5	Recomendaciones para la conservación de los anfibios y reptiles en los cacaotales	45
5	CONCLUSIONES.....	49
6	BIBLIOGRAFÍA.....	50
	ANEXOS.....	55

RESUMEN

Soto Quiroga G. (2009) Contribución al conocimiento del paisaje de cacaotales, como hábitat para el mantenimiento de la diversidad de herpetofauna en Talamanca, Costa Rica. CATIE. 56 p.

Palabras Clave: Herpetofauna Anfibios, reptiles diversidad, composición cacao *Theobroma cacao*, tipologías cacaotales, Costa Rica.

En las últimas décadas la modificación de las superficies boscosas con fines productivos y otros factores que son causas en la pérdida de biodiversidad se vienen acentuando. Actualmente, existen sistemas productivos compatibles con la conservación. En la zona de Talamanca, Costa Rica existen sistemas agroforestales con cacao (*Theobroma cacao*) y para conocer su potencialidad como hábitat para la herpetofauna, entre los meses de abril y julio del 2008, en cuatro comunidades indígenas, se muestrearon 44 parcelas, de las cuales 36 fueron en plantaciones de cacao y 8 en fragmentos de bosques “Tratamientos”. Las parcelas estuvieron ubicadas en dos rangos altitudinales, el primero (bajo) entre 0 a 180 y el segundo (alto) entre 200 m a 400 msnm, y en cada una, se evaluó 10 subparcelas de 5 m × 5 m, registrando variables tales como la sombra, la estructura vertical de la vegetación la cobertura del suelo, la temperatura y la humedad con ellas se hizo un análisis de componentes principales, formando tres grupos con diferencias en sus características estructurales y ambientales (cacao simple, cacao multiestrato y el bosque natural). Se comparó la riqueza, abundancia e índices de diversidad de Shannon y Simpson entre “tratamientos” usando un análisis de varianza con prueba a posteriori de LSD de Fisher. Se registraron un total de 20 especies de anfibios y 25 de reptiles. La especie más abundante de los anfibios fue *Oophaga pumilio*. Mientras que para reptiles fue *Norops limifrons*. Se encontró una interacción entre la altitud y las tipologías para el índice de Shannon ($F_{(5, 43)} = 9.69$; $p = 0.0004$) y Simpson ($F_{(5, 43)} = 6.74$; $p = 0.0031$). Existió diferencias estadísticas en la abundancia de reptiles con la altitud ($F_{(1, 43)} = 12.40$; $p = 0.0011$), donde el valor más alto fue registrado en la altitud baja. En la riqueza de reptiles, se mostró una interacción significativa entre las tipologías y la altitud ($F_{(5, 43)} = 3.64$; $p = 0.0216$). Para la riqueza y abundancia de anfibios se halló una interacción significativa entre la altitud y las tipologías ($F_{(5, 43)} = 8.68$; $p = 0.0002$) y ($F_{(5, 43)} = 4.10$; $p = 0.0133$) respectivamente. Existieron correlaciones entre el conjunto de variables ambientales con la riqueza ($r = 0.45$; $p = 0.0022$) y abundancia ($r = 0.39$ $P = 0.0100$) de anfibios. Las diferencias observadas en diversidad y composición de la herpetofauna fue producto de la variación en la complejidad estructural de la vegetación y la altitud, donde las tipologías estructuralmente y ambientalmente más complejas junto al bosque de la zona baja, fueron las más importantes. En reptiles no existieron especies indicadoras, mientras que en los anfibios existieron dos especies indicadoras pertenecientes al bosque natural, *Craugastor fitzingeri* y *Pritimantis ridens*.

SUMMARY

Soto Quiroga G. (2009) Contribution to the landscape knowledge of cocoa plantations as habitat for the herpetofauna diversity maintenance in Talamanca, Costa Rica. M. Sc. Thesis. Turrialba, CR, CATIE.56 p.

Key words: herpetofauna, amphibians, reptilian diversity, composition, cocoa *Theobroma cacao*, cocoa typologies

In recent decades the modification of the forest surfaces for productive purposes and other factors causing the loss of biodiversity are being accentuating. Currently, there are productive systems compatible with conservation. In the area of *Talamanca*, Costa Rica there are agroforestry systems with cocoa (*Theobroma cacao*). To understand their potential as habitat for herpetofauna, between the months of April and July of 2008, in four indigenous communities, 44 plots were sampled (36 were cocoa plantations and 8 forest fragments, "treatments"). The plots were located in two altitudinal ranges. The first (low) between 0 m to 180 m and the second (high) between 200 m to 400 meters above sea level. In each one, 10 subplots of 5 m × 5 m were evaluated registering variables such as shadow, vertical vegetation structure, soil coverage, temperature and humidity. An analysis of major components was conducted forming three groups with different structural and environmental characteristics (simple cocoa simple, multilayer cocoa and the natural forest). The richness, abundance, and Shannon and Simpson diversity indices were compared among treatments using an analysis of variance with a posteriori Fisher's Least Significant Difference test. A total of 20 species of amphibians and 25 reptiles were registered. The most abundant species of amphibians was *Oophaga pumilio*, whereas that for reptiles was *Norops limifrons*. There was a interaction between the altitude and treatments for the Shannon index ($F_{5, 43} = 9.69$; $p = 0.0004$) and the Simpson index ($F_{5, 43} = 6.74$; $p = 0.00328$). There were statistical differences between the abundance of reptiles with altitude ($F_{1, 43} = 12.40$; $p = 0.0011$), where the highest value was registered in the low altitude. In terms of the richness of reptiles, a significant interaction between the treatments and the altitude ($F_{5, 43} = 3.64$; $p = 0.0216$) was shown. In terms of the richness and abundance of amphibians, a significant interaction between the altitude and the treatments ($F_{5, 43} = 8.68$; $p = 0.0002$) and ($F_{5, 43} = 4.10$; $p = 0.0133$) was respectively found. There were correlations between the group of environmental variables with the richness ($r = 0.45$; $p = 0.0022$) and abundance ($r = 0.39$ $P = 0.0100$) of amphibians. The differences observed in herpetofauna diversity and composition were the product of the variation in the vegetation structural complexity and altitude, where the most important were the ones structurally and environmentally more complex together with low land forest. There were no indicatory reptile species whereas that there were two indicatory amphibian species belonging to the natural forest, *Craugastor fitzinger* and *Pritimantis ridens*.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Tipos de coberturas y características de los tipos de uso de suelo adyacente a las parcelas de muestreo incluyendo sus ponderaciones de aptitud de hábitat para los anfibios y reptiles	18
Cuadro 2. Número de parcelas por tipologías considerando la altitud	22
Cuadro 3. Especies de anfibios y abundancia por tipologías estructural y tipología ambiental incluyendo el número de individuos totales por especie y el número de especies por familia	26
Cuadro 4. Especies de reptiles y su abundancia (n) por tipología de cacao y bosque natural (Individuos por especie = Ind Especie) y número de especies por familia = Esp. Familia) en Talamanca, Costa Rica	30
Cuadro 5. Correlación de Pearson del componente 1 del análisis de componentes principales con cada una de las variables de respuesta de la herpetofauna en los cacaotales y fragmentos de bosque de Talamanca	41
Cuadro 6. Resultados de la prueba de MONTE CARLO para el Valor de indicador observado para cada especie de reptiles mediante 10.000 permutaciones, entre las tipologías ambientales	44
Cuadro 7 Cuadro Resultados de la prueba de MONTE CARLO para el Valor de indicador observado para cada especie de anfibios mediante 10000 permutaciones, entre las tipologías ambientales	45

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Localización de las cuatro comunidades indígenas de Talamanca que conforman el área de estudio. 12
- Figura 2. Esquema de una parcela en cuyo centro se observa la grilla de muestreo. 16
- Figura 3. Dendrograma obtenido por medio de un análisis de conglomerados (distancia euclídea y método de Ward) para las variables ambientales y de estructura, identificando tres grupos: (CS) Cacao simple (BS) Bosque natural (CM) Cacao multiestrato. 22
- Figura 4. Biplot de los grupos de parcelas Cacao Simple (CS) Bosque natural (BS) Cacao Multiestrato (CM) y su asociación a las variables ambientales. 23
- Figura 5. Curvas de Rarefacción de anfibios en un total de 44 parcelas distribuidas en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) (Cacao Simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 28
- Figura 6. Curvas de Rarefacción de reptiles en un total de 44 parcelas distribuidas en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) (Cacao Simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 31
- Figura 7. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) los índices de Shannon Simpson de la herpetofauna entre tipologías estructurales (a y b) y ambientales (c y d) (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 33
- Figura 8. Comparación de medias (ANOVA) (barras más el error estándar) de la riqueza de reptiles en dos altitudes a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales. 35
- Figura 9 Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de los valores de la abundancia de los reptiles por tipologías estructurales considerando la altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 36

- Figura 10. Rango de Abundancia de reptiles en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 37
- Figura 11. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de la riqueza de anfibios por tipología considerando la altitud considerando la altitud a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 38
- Figura 12. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de los valores de la abundancia de los anfibios por a) tipologías estructurales y b) tipologías ambientales altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 40
- Figura 13. Rango de Abundancia de anfibios en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM). 40

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

- ACOMUITA** Asociación Comisión de Mujeres Indígenas Bribris de Talamanca
- ADITIBRI:** Asociación de Desarrollo Integral de los Territorios Indígenas Bribri
- ANOVA** Análisis de Varianza
- APPTA** Asociación de Pequeños Productores de Talamanca
- BHT** Bosque Húmedo tropical
- CATIE** Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
- CBM** Corredor Biológico Mesoamericano
- CBTC** Corredor Biológico Talamanca-Caribe
- DAP** Diámetro a la Altura del Pecho
- IUCN** Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
- msnm** metros sobre el nivel del mar
- PCC** Proyecto Cacao Centroamérica
- SAF** Sistema Agroforestal
- VI** Valor Indicador

1 INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los procesos de degradación ecológica de los paisajes naturales son producto de vertiginosos cambios en el uso del suelo, asociados al aumento de la población humana. En este contexto, la destrucción, la fragmentación y la simplificación de hábitats naturales, se perfilan actualmente como las principales causas de la pérdida de biodiversidad, actuando sinérgicamente sobre las especies con poblaciones reducidas o amenazadas (Bennett 1999). Una de las estrategias para la conservación de la biodiversidad, en función al constante deterioro de las áreas naturales, es la creación de áreas protegidas. Sin embargo, estas áreas de manera aislada, no son suficientes para detener o reducir la extinción de especies, dado el contexto socioeconómico que las rodea (Bennett 1999, Primack et ál. 2001).

Actualmente existen nuevas estrategias o tendencias para trabajar con diferentes enfoques de conservación tales como los corredores biológicos, los cuales, son definidos como “un hábitat que difiere de la matriz y conecta dos o más fragmentos de hábitat” (por ejemplo dos áreas protegidas) cuyo propósito, es la conservación basada en realzar o mantener la viabilidad de poblaciones de vida silvestre en estos fragmentos de hábitat, facilitando a su vez el paso de individuos de un fragmento a otro (Bennet 1999).

Los Sistemas Agroforestales (SAF) junto a los remanentes de bosque según Beer (1999), Guaricocha et ál. (2001) y Suatunce (2002) pueden ser herramientas para la conservación de biodiversidad, ya que proporcionan la conectividad en un paisaje fragmentado albergando gran diversidad de especies. Además, sus formas de vida, la variedad genética y su estructura multiestratificada son capaces de proporcionar hábitat, recursos y alimentos a una variedad de especies de animales y plantas.

Conforme con lo anterior, los sistemas agroforestales con cacao florísticamente diversos y estructuralmente complejos tienen el potencial de contener niveles altos de biodiversidad (Schroth y Harvey 2007). En ese sentido, Guaricocha et ál. (2001) sugieren que los SAF podrían servir como zonas de amortiguamiento y conexión entre áreas fragmentadas para apoyar la conservación de biodiversidad. Además, Gaudrain y Harvey (2003), señalan que se debe considerar la conservación y producción de alimentos, buscando un equilibrio entre los sistemas de cultivo y las zonas de refugio para los animales, ya que el establecimiento de cultivos reduce

las zonas boscosas generando un desplazamiento de la fauna silvestre hacia espacios más alejados y conservados, por ello, los SAF con cacao tienen un buen potencial para conservar biodiversidad, pero su efecto depende del paisaje en el cual se encuentran.

Según Guaricocha et ál. (2001), se ha encontrado similitud entre la diversidad y la abundancia relativa de mamíferos presentes en los sistemas agroforestales y el bosque natural, debido a la presencia de crías y madrigueras y el hallazgo de especies en peligro de extinción, sugiriendo que este tipo de áreas como hábitats. Por lo cual, Harvey y González (2007), sostienen que los sistemas agroforestales de cacao con banano, contribuyen con esfuerzos de conservación, ya que sirven como hábitats para un elevado número de especies de aves y murciélagos, además, porque pueden albergar algunas especies de aves dependientes de bosques.

Estudios de grupos taxonómicos con diferentes capacidades de dispersión como son; los árboles, los escarabajos, las mariposas, las aves y los mamíferos; han demostrado el valor biológico de diferentes usos del suelo y de la heterogeneidad del paisaje para soportar ensamblajes de diversas especies. Sin embargo, en el caso de los anuros (sapos y ranas), la información es aún escasa (García 2005). En el caso de los reptiles también se podría afirmar que la información es deficiente tomando en cuenta que los estudios de inventarios de biodiversidad, generalmente se hacen de manera conjunta a la de los anfibios, debido a que algunos reptiles tienen ciertas similitudes en sus requerimientos de hábitat y microhábitat que los anfibios (Savage 2002).

En estudios de herpetofauna en sistemas manejados, como los agroforestales y silvopastoriles según Lieberman (1986) y García (2005), la ocurrencia de hojarasca puede estar asociada a una mayor provisión de alimento y a una mejor disponibilidad de microhábitats reproductivos para la esta, debido a una mayor cobertura arbórea y a una complejidad estructural de los hábitats. Asimismo, existen estudios sobre composición de especies de anfibios y reptiles en diferentes sitios donde se ha generado información sobre algunas preferencias de la herpétofauna hacia ambientes heterogéneos, con estructuras complejas como bosques, y sistemas agroforestales con cacao (Lieberman 1986, Heinen 1992). Sin embargo, aún existen vacíos de información que sustente cuáles son los factores ambientales y estructurales de los sistemas agroforestales y de los bosques, que estarían influyendo y favoreciendo para la mayor diversidad y composición de las especies de anfibios y reptiles (Heinen 1992).

En los últimos años, la declinación de los anfibios ha generado gran preocupación dada su importancia ecológica, tal y como lo señala Whitfield et ál. (2007), los anfibios están en la cúspide de las especies más afectadas en la actual crisis global de la biodiversidad. Se puede afirmar que al menos 120 especies de ellas han desaparecido desde 1980. Crump y Rodríguez (2001), señalan que causas locales y globales explicarían la disminución de anfibios, asociadas directamente a la interacción de las mismas. Dentro de los factores locales se incluyen destrucción del hábitat, contaminación, depredadores exóticos, competidores y enfermedades provocadas por diversos agentes y dentro de los factores globales se consideran el cambio climático, la lluvia ácida y el aumento de radiación ultravioleta.

En una reciente investigación realizada en la Estación Biológica La Selva (Costa Rica), una zona de bosque tropical, sugiere al cambio climático como una de las causas en la disminución de poblaciones de anfibios y reptiles. En dicha investigación se estableció que el 75% de las densidades de anfibios y de reptiles de hojarasca, han declinado en los últimos 35 años, donde la densidad de estos, ha disminuido significativamente cada año en el bosque, en tasas promedio de 4.1% y 4.5% respectivamente, no obstante, en plantaciones de cacao (*Theobroma cacao*) sus densidades han aumentado en un 4% y 2.7%, principalmente en plantaciones abandonadas, esta variación se atribuyó a la presencia de hojarasca en estos cultivos, siendo más abundante que en el bosque (Whitfield et ál. 2007).

El estudio de los anfibios y los reptiles como grupos modelos en agropaisajes tienen gran importancia debido al rol que desempeñan en el mantenimiento de la diversidad, considerando sus ámbitos de hogar pequeño, características fisiológicas, ciclos vitales, modos reproductivos y la sensibilidad a diferentes tipos de perturbaciones, permiten utilizarlos como indicadores de calidad ambiental. Por lo anterior, y debido a la poca información acerca de la respuesta de los anfibios y reptiles a las modificaciones de los ambientes naturales, el presente estudio se orientó en realizar una contribución al conocimiento científico sobre la potencialidad de sistemas productivos tales como las plantaciones de cacao “cacaotales”, en la provisión de hábitat para ambos grupos de vertebrados, identificando algunas especies que podrían ser utilizadas como indicadores biológicos de la salud ambiental en los sistemas agroforestales con cacao presentes en la zona de Talamanca, Costa Rica.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

- ✓ Contribuir al conocimiento del paisaje de cacaotales como hábitat para el mantenimiento de la diversidad y la composición de anfibios y reptiles en Talamanca, Costa Rica

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar los bosques naturales y diferentes tipos de plantaciones de cacao, usando variables ambientales y estructurales relacionadas a los anfibios y a los reptiles.
- ✓ Determinar y comparar la riqueza y la abundancia de anfibios y reptiles presentes en los bosques naturales y diferentes tipos de plantaciones de cacao, en la zona de Talamanca.
- ✓ Comparar la composición de especies de anfibios y de reptiles presentes en los bosques naturales y diferentes tipos de plantaciones de cacao, en la zona de Talamanca.
- ✓ Formular recomendaciones para la conservación de los anfibios y los reptiles en la zona de Talamanca.

1.2 Hipótesis del estudio

La hipótesis general contempla que hábitats con estructura compleja y estratos vegetales bien desarrollados estarían ofreciendo una mayor cantidad de nichos potenciales en comparación a hábitats estructuralmente más simples, resultando en un incremento de la diversidad de especies (MacArthur y McArthur 1961). Por tanto, las hipótesis de este estudio son:

- ✓ La diversidad y abundancia de herpetofauna será mayor en plantaciones de mayor complejidad estructural y ambiental que en plantaciones con menor complejidad estructural y ambiental.
- ✓ La composición de la herpetofauna de los diferentes tipos de plantaciones de cacao (de menor a mayor complejidad estructural y ambiental) son diferentes entre sí en comparación a la del bosque natural.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Pérdida de biodiversidad

Los procesos de degradación ecológica del territorio se han visto acelerados e intensificados drásticamente en las últimas décadas, como consecuencia de los rápidos y grandes cambios en el uso del suelo asociados al aumento de la población humana. En este contexto, la fragmentación de hábitats naturales es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, actuando de manera sinérgica con otros factores y causando presión directa sobre las especies con poblaciones reducidas (Bennett 1999).

Por lo anterior, en la actualidad se realizan estudios sobre la funcionalidad de los bosques, debido a la importancia de estos y a la amenaza latente por procesos de fragmentación y simplificación. Los impactos naturales y antrópicos afectan el funcionamiento ecosistémico del paisaje, sin embargo, las consecuencias del cambio de uso del suelo y el cambio climático sobre la biodiversidad y su productividad aún no han sido estimados (Alexander y Eiseid 2001). Según Ranganathan y Daily (2008), en las últimas décadas los impactos sobre la biosfera se han intensificado, por tanto, la biodiversidad depende cada vez más del valor de conservación de los sistemas de los paisajes rurales.

Por otro lado, uno de los aspectos que más influye sobre el cambio climático, es el cambio de uso del suelo, lo cual produce cambios en la biodiversidad y su funcionamiento ecosistémico, reforzando a su vez la problemática de cambio global (Sala et ál. 2000). La interacción entre fragmentación, cambio de uso de la tierra y otras intervenciones humanas, posibilitan que algunas especies se desplacen paulatinamente hacia sitios con condiciones similares al hábitat natural o adopten estrategias para adaptarse fisiológicamente a cambios en su entorno (Whitmore 1998).

2.2 Fragmentación

Según Bennett (1999), la fragmentación de un ecosistema es un proceso dinámico que origina grandes cambios en el patrón del hábitat en un paisaje a través del tiempo. El termino fragmentación es generalmente usado para describir los cambios que ocurren cuando un hábitat natural continuo es removido de manera incompleta, creando pequeños bloques múltiples de vegetación original separados uno de otro.

Los procesos de fragmentación tienen tres componentes reconocibles: a) pérdida o destrucción parcial o total del hábitat en el paisaje, b) reducción del hábitat y c) aislamiento de fragmentos de hábitat. Las consecuencias ecológicas de la fragmentación de ecosistemas son diversas, por ello, el problema se ha estudiado enfocando tres clases de impactos en la fauna de los hábitats remanentes: (i) pérdida de especies, (ii) cambios en la composición de las comunidades, (iii) cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies de animales.

De este modo, las diferentes especies de animales responden a la fragmentación y destrucción de hábitat de manera diferente lo que depende del rango de hogar, el tamaño del cuerpo y patrones de búsqueda de recursos alimenticios, ya que algunos organismos son tolerantes al uso antrópico del suelo y son capaces de vivir y moverse libremente en paisajes agroecológicos, como lo hacen muchas especies de reptiles, sin requerir mayores exigencias en estructuras o arreglos especiales de hábitat para mantener la conectividad (Bennett 1999).

2.3 Especies indicadoras

La idea de que los organismos pueden evidenciar o sugerir un determinado estado o situación del medio ambiente no es nueva y está muy bien fundamentada. El término de especies indicadoras se puede emplear de diferentes maneras; en este sentido la presente investigación está basado en el trabajo de Stork y Samways (1995) quienes indican que las especies bioindicadoras son aquellas que pueden reflejar la calidad y cambios que surjan en su medio ambiente, así como también aspectos de la composición de la comunidad. Estas especies tienden a ser muy sensibles a contaminantes, alteraciones e inestabilidad en su medio y a actividades humanas, por lo tanto, tienen la capacidad de representar elementos pequeños o reflejar el estado natural de un lugar.

Las especies indicadoras son frecuentemente escogidas para realizar monitoreos, ya que representan un uso particular, un ecosistema o un interés de manejo (Soule y Kohn 1989, citado en Stork y Samways (1995) o simplemente porque son fáciles de muestrear, clasificar o identificar. En general, la selección de indicadores que reflejan el estado del ambiente debe incluir los siguientes criterios:

- Ser suficientemente sensibles para detectar las fases tempranas del cambio.
- Presentar una distribución geográfica amplia o ampliamente aplicables.
- Capaces de proporcionar evaluaciones continuas sobre un rango amplio de perturbación.

- Relativamente independientes del tamaño de muestra.
- Fáciles y económicos de medir, coleccionar y analizar.
- Capaces de diferenciar entre ciclos o tendencias naturales y aquellos inducidos por perturbaciones antropogénicas.
- Relevantes a fenómenos ecológicos significativos a diferentes niveles de organización.

Ya que ningún indicador posee todas estas características, se requiere un conjunto de indicadores complementarios que evalúe aspectos de composición (listas y medidas de la riqueza de especies y de diversidad genética), estructura (complejidad de hábitats, abundancias relativas de las especies, patrón de distribución de hábitats, etc.) y función (flujo genético, perturbaciones, interacciones, etc.), en los diversos niveles de organización (Noss 1991).

2.4 Cacaotales y biodiversidad

Los sistemas agroforestales (SAF) se definen como unos sistemas de producción de uso del suelo, en los cuales, se integran especies leñosas con cultivos agrícolas, además de animales en cualquier secuencia de tiempo, de forma y espacio. Además la implementación de los sistemas agroforestales, como sistemas productivos, traen beneficios potenciales como la diversificación de la producción para el mejoramiento en la utilización de los recursos naturales (Somarriba y Harvey 2003). Asimismo, estos sistemas agroforestales pueden ser importantes para conservación de la biodiversidad (Harvey y Haber 1999, Guiracocha et ál. 2001, Somarriba y Harvey 2003).

Con relación a los sistemas agroforestales con cacao en la región Centroamericana se cultivan cacaotales entre los 100-830 m de altitud a razón de 1 ha finca⁻¹ con bajos rendimientos (205 kg ha⁻¹ año⁻¹-60-328 kg ha⁻¹ año⁻¹-). Se menciona que la distribución de la producción cacaotera en Centroamérica coincide a “grosso modo” con el Corredor Biológico Mesoamericano Atlántico (CBMA) y con las actividades de IUCN en Bocas del Toro (Panamá), Talamanca (Costa Rica) y en el Departamento de Río San Juan y RAAS (Nicaragua). Algunas de las localidades de influencia del PCC (Proyecto Cacao Centro América) están en las zonas de amortiguamiento de áreas de conservación importantes como el Parque Internacional La Amistad (Panamá y Costa Rica), La Reserva Biosfera Transfronteriza (Reserva de Biosfera BOSAWAS en Nicaragua y Biosfera del Río Plátano de Honduras) y el Parque Nacional Sarstoon-temash al sur de Toledo, (Belice). En Costa Rica, los principales territorios cacaoteros se encuentran en Talamanca

(piedemonte, valles aluviales, planicie costera); en el eje ferrocarrilero entre Limón y Guápiles; y en la zona norte entre Guatuso-Upala (Orozco y Deheuvels 2007). Tal y como lo resaltan Somarriba y Harvey (2003), el cacao en Centroamérica es una fuente importante de ingresos para las comunidades indígenas que habitan, muchas de las cuales amortiguan zonas remotas que son áreas protegidas de interés nacional e internacional.

Harvey y Haber (1999) y Guiracocha et ál. (2001) señalan que frente a paisajes fragmentados y desprovistos de cobertura arbórea nativa, los Sistemas Agroforestales (SAF) tradicionales con cacao y banano pueden ser importantes alternativas para la conservación de biodiversidad. Aunque los SAF presentan menor riqueza de árboles, diferente composición botánica y menor densidad arbórea, frecuentemente retienen algunas especies de fauna del bosque primario y poseen una estructura multiestratificada similar al bosque que parece proveer hábitat para organismos tales como los mamíferos. Asimismo, los SAF pueden servir como zonas de amortiguamiento y conexión entre áreas fragmentadas y apoyar a la conservación de biodiversidad. El valor de los SAF para conservar biodiversidad está relacionado a las actividades humanas, por lo tanto, las propuestas de conservación, deben integrar estrategias para manejar los SAF en forma compatible con la conservación (Guiracocha et ál. 2001).

Las plantaciones de cacao en la Reserva Indígena de Talamanca tienen importantes funciones ecológicas como fuente de alimentación y refugio, además de la conectividad en el paisaje. Harvey y Gonzales (2007). Sin embargo, la permanencia del cacao se encuentra amenazada por los bajos rendimientos y bajos precios, amenazando también la conservación de la biodiversidad que mantiene esos sistemas (Somarriba y Harvey 2003). Se ha encontrado una similitud en la cantidad de mamíferos terrestres presentes en cacaotales y en parches de bosques alterados en Talamanca (Guiracocha et ál. 2001). Reitsma et ál. (2001) avistaron 144 especies de aves en cacaotales abandonados, cacaotales manejados y remanentes del bosque de Talamanca. Es por ello, que aunque es probable que estos animales dependan fuertemente de los bosques cercanos como fuente de alimento y hábitat, su presencia en los cacaotales indica que son utilizados como corredores biológicos o hábitats temporales (Somarriba y Harvey 2003).

2.5 Importancia de los anfibios y reptiles en los ecosistemas

Los anfibios y los reptiles son grupos de vertebrados que constituyen gran parte de la biomasa animal, y componente representativo en muchos ecosistemas, en algunos casos se los considera como la mayor fracción de biomasa de vertebrados, contribuyendo activamente a la dinámica trófica de una variedad de comunidades (Angulo 2002, Jonhson 2006). Los anfibios y reptiles son importantes en el mantenimiento de los procesos ecológicos y en la regulación de las poblaciones de insectos (Langone 1994, Jonhson 2006). Por otro lado, se conoce que los reptiles cumplen el rol de reguladores de poblaciones de roedores aunque en algunos casos son plaga de los cultivos agrícolas (Solórzano 2004). Entre los taxones faunísticos que pueden ser seleccionados como bioindicadores se encuentran los anfibios y reptiles; quienes pueden ser una valiosa herramienta, al utilizarlos como indicadores para detectar el deterioro ambiental a nivel local, regional y nacional (Péfaur 1993).

Existe evidencia que los cambios ambientales podrían ocasionar la alteración de las poblaciones naturales, disminuyendo o incrementando la presencia de algunas especies; es por ello, que en términos de conservación y monitoreo del cambio climático, los anfibios constituyen un grupo de gran importancia, debido a las particularidades fisiológicas de su piel, (permeabilidad tegumentaria), condición de ectotérmica, ciclos vitales, modos reproductivos, entre otros, que los hacen muy sensibles a los cambios ambientales, por ello, se les considera e identifican como excelentes indicadores de contaminación atmosférica y de aguas (Bruce et ál. 2000, Crump y Rodríguez 2001).

Los anfibios pueden utilizarse en investigaciones que reflejen el deterioro ambiental con base en las características biológicas de su piel, sus ciclos vitales, sus modos reproductivos, tamaños y estructuras de sus poblaciones. Actualmente, existen notorios y preocupantes cambios ambientales (tanto a escala local como mundial), donde las poblaciones de anfibios están modificándose en respuesta a estos cambios (Péfaur 1993 y Angulo 2002).

2.6 Disminución de las poblaciones de los anfibios en Latinoamérica

Las poblaciones fluctúan ampliamente en el tiempo, lo que dificulta distinguir entre las disminuciones naturales y aquellas provocadas por la actividad humana que podrían conducir a la extinción de las especies (Beebee 1995, Crump y Rodríguez 2001, Jonhson 2006). La escasez de

datos poblacionales y de estudios de largo plazo en Latinoamérica determina que nuestro conocimiento sobre la extensión y la severidad de las disminuciones de anfibios sea más precario que el existente en otros continentes. Para discernir entre ambas causas, los mismos autores recomiendan obtener información acerca de la dinámica de las poblaciones de anfibios en el largo plazo y comprender mejor los procesos ecológicos de extinción local, recolonización y capacidad de dispersión.

Acerca de las principales causas de la disminución de las poblaciones de los anfibios Crump y Rodríguez (2001), sostienen que los anfibios poseen una piel permeable, propiedad crucial para la respiración y absorción de agua que los hace vulnerables a contaminantes químicos presentes en el aire, suelo y agua. Es importante señalar que la mayoría de las especies de anfibios comienzan su ciclo de vida en el agua (estados de huevo y larvas), luego pasan al medio terrestre (fase adulta), quedando potencialmente más expuestos a la contaminación ambiental, fluctuaciones climáticas y otras variaciones ambientales que aquellos vertebrados completamente acuáticos o terrestres.

Crump y Rodríguez (2001), Collins y Storfer (2003), Carey y Alexander (2003), han expuesto algunas causas locales y globales que explicarían la disminución de los anfibios:

- ✓ En el primer grupo se incluye factores locales o generales de la crisis de desaparición de biodiversidad: destrucción, modificación y fragmentación del hábitat, especies introducidas o exóticas y sobreexplotación. Según Carey (1993), para estas amenazas se tiene una mejor comprensión de las declinaciones de anfibios y son subyacentes de los mecanismos ecológicos. Sin embargo, las poblaciones de anfibios han sufrido declives en ambientes naturales remotos sin perturbaciones aparentes.
- ✓ El segundo grupo contiene factores globales más complejos, que potencialmente están vinculados con el declive como: cambio climático, lluvia ácida, incremento en la radiación UV-B, contaminantes químicos, enfermedades infecciosas emergentes, y deformidades o malformaciones.

No obstante, discernir o atribuir a una sola causa la disminución de los anfibios es difícil, ya que en la mayoría de los casos se deriva de la interacción de los grupos de factores mencionados (Crump y Rodríguez 2001).

En virtud a lo anterior, las principales causas de desaparición de la herpetofauna, según Carey (1993), Crump y Rodriguez (2001) y Pounds et ál. (2006), pueden ser que:

- Gran cantidad de ecosistemas están siendo destruidos a un ritmo acelerado, disminuyendo la disponibilidad de hábitats para la herpetofauna.
- Los agentes contaminantes afectan indirectamente a las ranas y otros anfibios por la disminución de la capa de ozono, causando deterioro en las condiciones físicas de la piel, afectando de esta forma su sistema inmune permitiendo que la radiación solar dañe su piel, la permeabilidad de la piel y sus ciclos de vida bifásicos, y sus huevos sin cáscara protectora, hacen que los anfibios sean extremadamente susceptibles a pequeños cambios en la temperatura y niveles de humedad.
- Los mecanismos inherentes a las hipótesis de cambio climático presentan mayor dificultad y complejidad en su entendimiento. Recientemente se exponen más evidencias de que el cambio global puede afectar directamente a una región o desencadenar una serie de eventos que tengan efectos sobre una región alejada del foco del cambio (Pounds y Crump 1994, Alexander y Eischeid 2001, Stenseth et ál. 2002, Jonhson 2006). Como ejemplo de la desaparición de anfibios se tiene a la especie de sapo dorado *Bufo periglenes* ya extinto en la Reserva de Monteverde Costa Rica (Crump 1994). Según Solórzano (2004) los eventos asociados al cambio climático que han sido objeto de intensa investigación por el efecto ocasionado sobre las poblaciones de anfibios, también podrían estar relacionado con la disminución de muchos depredadores de las ranas, de esta manera el cambio climático está afectando también a las poblaciones de serpientes, pues varias especies de serpientes más comunes presentes en los bosques de la Reserva de Monteverde, desaparecieron al mismo tiempo que las ranas y no se han vuelto a detectar su presencia en la reserva. Así también otros estudios están demostrando que el fenómeno de la disminución de poblaciones de anuros y serpientes podrían estar influenciado por las mismas causas.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro del cantón de Talamanca, provincia de Limón, localizado en la región Atlántica de Costa Rica, entre los 9° 21' 38'' y 9° 31' 30'' N y 82° 54' 40'' y 83° 50' 40'' O, cuya altura máxima es de 300 m (Guaricocha et ál. 2001). Se ubica en el extremo sureste de la costa, en el sector fronterizo con Panamá. El estudio se realizó en cuatro comunidades indígenas Bribri (Tsoki, Namuwoki, Amubri y Watsi) (Figura 1). La precipitación y temperatura promedio de esta zona es de 2350 mm y 24 °C respectivamente (Guaricocha et ál. 2001).

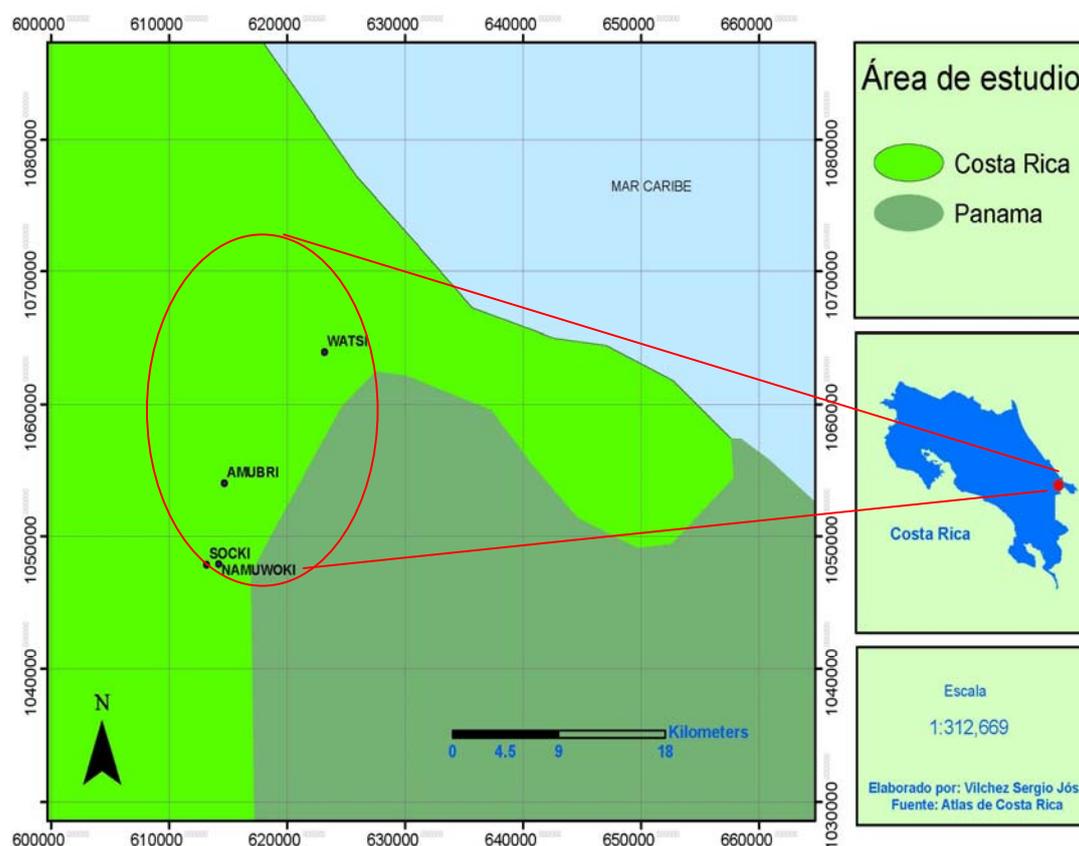


Figura 1. Localización de las cuatro comunidades indígenas de Talamanca que conforman el área de estudio.

En cuanto al régimen de lluvia no existe una época seca marcada, los meses más lluviosos son de abril a julio, los meses menos lluviosos son de septiembre a octubre. El área de estudio corresponde a la zona de vida de bosque húmedo tropical (Holdridge 1978). Las comunidades se

dedican principalmente a las actividades agropecuarias como son el cultivo de banano, cacao, arroz y maíz, además de la actividad ganadera (Guaricocha et ál. 2001, PCC 2004).

Entre las organizaciones locales vinculadas a la producción de cacao se puede mencionar a APPTA (Asociación de Pequeños Productores de Talamanca) y ACOMUITA (Asociación Comisión de Mujeres Indígenas Bribris de Talamanca), con esta última se coordinó los aspectos logísticos de este estudio.

Acerca de la geografía, según PCC (2004), en Talamanca se encuentran al menos tres regiones: la llanura, que abarca desde el mar Caribe hasta la base de las filas costeras, que alcanza unos 100 msnm; las lomas, con altitudes entre los 100 y 500 msnm; y la zona de montañas que alcanza los 3500 msnm. El río más importante de la zona es el Sixaola, que drena el extenso valle y sirve de límite entre Costa Rica y Panamá, con varios afluentes de importancia: Yorkín, Cohén, Telire y el Urén que forman una extensa cuenca.

La geología de las reservas indígenas de Bribrí y Cabécar de Talamanca, se describe dentro de la Formación Suretka, descrita por Berry (1921, citado por PCC 2004), como un conglomerado sobre areniscas y lutitas con vegetales fósiles. Talamanca es una región de piedemonte dominada por suelos clasificados como Ultisoles e Inceptisoles y una enorme llanura aluvial o valle dominada por Entisoles, ambas posiciones del paisaje son susceptibles a eventos de erosión, inundaciones y derrumbes que influyen en las características del suelo (Polidoro et ál. 2008 y Winowiecki 2008). Así también en Talamanca, según Winowiecki (2008), por los patrones biogeoquímicos se conoce que el tipo de suelo Typic Hapludults se encuentra en las cumbres de las montañas, Typic Dystrudepts y Dystric Eutrudepts en la parte intermedia de las laderas, Udifluvents en la parte baja de las laderas, y Fluventic Eutrudepts en los llanos aluviales.

En cuanto a la conservación ecológica de la región de Talamanca, en su conjunto se conoce que es una de las mejores conservadas de Costa Rica. Sin embargo, ha sufrido fragmentación del bosque desde la llegada de las grandes compañías bananeras (Gaudrain y Harvey 2003).

En relación a la población de la reserva indígena de Talamanca el 80% pertenece a la etnia Bribrí, el 15% a la etnia Cabécar, el 3% son afrobribrís y el 2% restante tiene diversos orígenes culturales y nacionales (Borge y Castillo 1997).

3.2 Métodos

3.2.1 Selección de sitios de estudio

Para la elección de sitios de muestreo se revisó la base de datos del “Proyecto Cacao Centroamerica” PCC (2004), el cual contaba con un listado de los propietarios y algunas características de las fincas cacaoteras que trabajaron anteriormente en el proyecto. Se seleccionaron 36 fincas con parcelas de cultivo de cacao de un tamaño entre 350 m² y 5 ha, además 8 fragmentos de bosque entre 5 y 10 ha, todos los anteriores ubicadas en dos rangos altitudinales sobre el nivel del mar (*baja* desde el nivel del mar hasta los 180 msnm y *alta* desde los 200 msnm hasta los 400 msnm). Para la selección de las parcelas de cacao se consideraron las tipologías de cacao de acuerdo a su menor o mayor complejidad estructural (Somarriba y Harvey 2003), siendo seleccionadas las siguientes tipologías:

- ✓ **Cacao simplificado.-** Cacaotales con una sola especie de sombra, frecuentemente el laurel *Cordia alliodora*, casi a pleno sol y con dosel de un solo estrato vertical. El dosel de sombra tuvo de 0-20 árboles medianos por ha. (árboles de aproximadamente 20 m de altura) o menos de 5 árboles grandes por ha (árboles de aproximadamente 30 m de altura). De esta tipología fueron seleccionados 12 cacaotales (6 de zona baja y 6 de zona alta)
- ✓ **Cacao en huerto casero.-** Policultivos de frutales (frecuentemente cítricos, y guaba *Inga* sp.) con cacao en condiciones de huerto casero, muy cercanos a las viviendas, con elevada riqueza de plantas útiles y dosel con un estrato intermedio bien desarrollado. Se seleccionaron 12 parcelas (7 para la zona alta y 5 para la zona baja)
- ✓ **Cacao rústico.-** Cacaotales rústicos con más de 10 especies arbóreas resultantes de remanentes de bosque natural con dosel de sombra alto (>30 m) y con tres o más estratos. Con un número de 12 parcelas (7 de la zona alta y 5 de la zona baja).

3.2.2 Diseño del estudio

El estudio se hizo con base en un diseño completamente aleatorizado, con estructura factorial de tratamientos. Los tratamientos fueron la combinación de los factores de las tipologías, con cuatro niveles (cacao simple, cacao en huerto casero, cacao rústico y un testigo de bosque natural) y el piso altitudinal con dos niveles (bajo y alto).

Los datos a su vez fueron colectados en dos épocas distintas del año, y si bien el factor época no era de interés en el diseño, esto permitió aumentar el esfuerzo de muestreo y el alcance de las inferencias. Las observaciones fueron en la época más lluviosa (abril a mayo) y la menos lluviosa (junio y julio).

El modelo utilizado para este arreglo bifactorial fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + Z_j + T_i Z_j + \epsilon_{ijk}$$

donde:

Y_{ijk} : es una observación para la variable de interés

μ : media general

T_i : es el efecto del i -ésimo tipo de plantación de cacao

Z_j : es el efecto de la j -ésima altitud

$T_i Z_j$: es la interacción tipo \times altitud

ϵ_{ijk} : es el término de error aleatorio independiente y supuestamente distribuido normal con media cero y varianza conocida.

En el centro de cada uno de los cultivos de cacao y fragmentos de bosque natural seleccionados se estableció una grilla de forma rectangular (conjunto de subparcelas). Dentro de esta grilla, se ubicó un conjunto de 10 subparcelas de 5m \times 5 m: separadas una de la otra a 5 m (Figura 2).

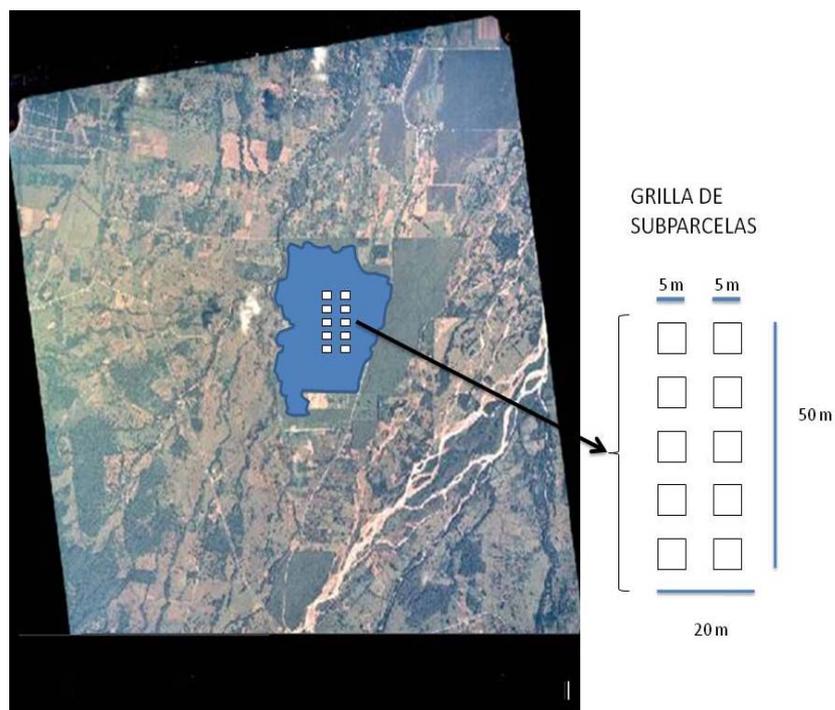


Figura 2. Esquema de una parcela en cuyo centro se observa la grilla de muestreo.

3.2.3 Caracterización de hábitat y formulación de tipologías ambientales

Con la finalidad de caracterizar los hábitats (parcelas de cacao y fragmentos de bosque), se evaluó la **cobertura del suelo** en el centro de cada subparcela, con un marco o cuadro de 50 cm × 50 cm, se registró visualmente el porcentaje de superficie cubierta por vegetación herbácea, el suelo descubierto, la hojarasca y otros (tallos secos de diámetro inferior a 2 cm de diámetro). En el mismo cuadro o marco, se colectó la hojarasca (muestras colectadas en el mes de julio), secada a una temperatura de 65 C°, obteniéndose de esta forma el peso promedio de hojarasca presente en cada parcela.

Para estimar el grado de heterogeneidad de la estructura vertical, de las plantaciones de cacao y de los fragmentos de bosque, se registró la cobertura de la vegetación desde el sotobosque hasta el dosel superior. La metodología se basó en Thiollay (1992), con algunas modificaciones, estimándose de manera subjetiva el porcentaje de cobertura con los siguientes valores: 0= 1-33%, 1= 34-66% y 2 = 67-100%, registrados en cada uno de los estratos de altura definidos: a) 0-9 m, b) 10-20 m, c) 20-30 m y d) >30 m. Con ello, se estableció un índice de cobertura vertical en cada una de las parcelas.

La **cobertura del dosel** se determinó con un densiómetro cóncavo ubicado en el centro de cada subparcela con cuatro mediciones dirigidas hacia los puntos cardinales, lo cual, consistió en registrar en proporciones, las porciones del espejo del densiómetro interceptadas por los doseles de los árboles (hojas, ramas principalmente). El valor reportado en cada subparcela correspondió al promedio de las cuatro mediciones, asumiendo que promedios bajos de cobertura en un determinado estrato, indican una menor cobertura de vegetación.

Para poder explicar si los **tipos de coberturas vecinas** (Cuadro 1) a las parcelas evaluadas tuvieron relación con las variables de respuesta (composición, diversidad de la herpetofauna), se registró en cada una de las parcelas cuáles eran los ambientes o tipos de cobertura adyacente en función a los cuatro puntos cardinales, por tanto, se registraron cuatro vecinos colindantes por cada parcela. Para cada tipo de cobertura se hizo una ponderación subjetiva de aptitud de hábitat para la herpetofauna que va de acuerdo a la complejidad estructural y biofísica. Lo anterior, estuvo apoyado, en los resultados obtenidos por García (2005), registrando la rana del género *Leptodactylus* en diferentes tipos de cobertura del suelo, cuya presencia era más pronunciada en coberturas con mayor complejidad. El valor resultante de este índice de calidad de hábitat adyacente para cada parcela fue incluido como una variable más que permitió caracterizar a la parcela. El índice se calcula con la siguiente fórmula:

$$IND.APT = \sum_{i=1}^4 C_i$$

donde:

$IND.APT$ = Índice de aptitud de hábitat

C_i = Valor de la ponderación de la cobertura i .

Cuadro 1. Tipos de coberturas y características de los tipos de uso de suelo adyacente a las parcelas de muestreo incluyendo sus ponderaciones de aptitud de hábitat para los anfibios y reptiles

Tipos de Cobertura	Características	Ponderación
Bosque	Cobertura arbórea continuas, multiestrato y presencia de bosque	0.9
Cacaotal	Incluye las coberturas con plantaciones de cacao con diferente complejidad estructural	0.8
Charral	Incluye la cobertura de vegetación secundaria con altura promedio de dosel de entre 2 y 10 m	0.7
Banano o plátano	Incluye monocultivos, con y sin sombra	0.4
Maíz o Arroz	Incluye monocultivos, con y sin sombra	0.3
Potrero	Incluye coberturas de potreros con pastizales para ganado, con poca cobertura arbórea	0.2
Camino (CA)	Incluye todas las vías de acceso mayores a 5 metros de ancho con suelo descubierto	0.1

3.2.4 Muestreo de herpetofauna

La búsqueda de anfibios y reptiles se realizó en dos etapas, desde abril a mayo (periodo lluvioso) y desde junio a julio (periodo menos lluvioso). En cada una de las subparcelas (de 5 m × 5 m), la búsqueda de herpetofauna se hizo desde el suelo (sobre y debajo de hojarasca) hasta una altura de 2 m por encima del mismo. Cabe mencionar que la elección del tamaño de las parcelas permitió hacer comparaciones con el trabajo desarrollado por Whitfield et ál. (2007). En cada parcela seleccionada antes y después de cada registro de herpetofauna se midió la temperatura y la humedad con un termómetro higrómetro procurando una uniformidad en el periodo de registro de esas dos variables.

La revisión de cada una de las parcelas, fue realizada en las dos etapas del estudio, donde el esfuerzo de muestreo empleado para cada una de las subparcelas fue de 5 minutos, lo que equivale a 60 minutos por grilla aproximadamente. Los muestreos fueron realizados por las mañanas (entre las 9:00 y las 12:00 hs) y en las noches (entre las 20:00 y las 24:00 hs). Según Heyer (1994), la ventaja del uso de esta técnica radica en que al muestrear gran número de parcelas, el efecto de la heterogeneidad del hábitat no compromete los resultados; esta condición se cumple siempre y cuando el área de interés presenta muchas y diferentes clases de ambientes o parches de hábitats.

La identificación de los anfibios y reptiles en campo se realizó con base en observaciones morfológicas de las especies como son: el tamaño del individuo, forma del cuerpo, tipo de piel o escamas, tamaño de las patas, entre otras características. Para ello, se utilizó las guías de identificación de herpetofauna (Solórzano 2004 y Savage 2002). Los nombres científicos de las especies de anfibios fueron actualizados con base a la publicación de Frost et ál. (2006).

3.3 Análisis estadísticos

3.3.1 Caracterización del hábitat

Se clasificaron y agruparon las parcelas con un análisis de conglomerados considerando las variables ambientales y estructurales, mediante el método de Ward y la distancia euclídea con el programa Infostat (InfoStat 2007). Asimismo, para decidir con cuántos grupos se trabajarían se trazó una línea de referencia a una distancia igual al 50% de la distancia máxima. Para visualizar las relaciones de las variables ambientales entre parcelas se usó el análisis de componentes principales, a partir del cual, se construyeron gráficos biplot calculados y graficados con el programa estadístico InfoStat (InfoStat 2007).

3.3.2 Caracterización de la Herpetofauna

Se registró el número de observaciones de individuos (abundancia) por especie, donde el análisis de riqueza de especies fue expresada a través de listas de especies por topologías de plantaciones de cacao, lo que permitió visualizar en forma breve la riqueza biológica de los sitios. Se analizó la información de riqueza y abundancia para calcular las curvas de rango de abundancia y rarefacción con el programa EstimateS v. 5.0.1 (Colwell 1997). Mediante estos métodos se expresó la riqueza y la abundancia de individuos por especie, además, se pudo realizar comparaciones gráficas entre sitios a través de la confrontación de sus vectores resultantes.

Se calcularon dos índices de diversidad de la herpetofauna, Shannon (H') y Simpson (D), empleando el programa EstimateS v. 5.0.1 (Colwell 1997). Para el cálculo de ambos índices se tomaron en cuenta a los reptiles y a los anfibios de manera conjunta, ya que de manera separada, en algunas parcelas no se tuvo registro.

3.3.3 Comparación estadística

Se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) con la prueba de comparación posterior de medias LSD de Fisher, usando el programa estadístico InfoStat (InfoStat 2007). Las variables de respuesta que se compararon fueron la riqueza, la abundancia relativa y los índices de diversidad (Shannon y Simpson), con relación a cada uno de los factores de estudio. Para los valores de riqueza de reptiles y anfibios y abundancia reptiles se hizo una transformación de los datos, representados en la raíz cuadrada de los mismos, con el fin de homogeneizar la información y cumplir los supuestos de normalidad y disminuir los coeficientes de variación.

Considerando los grupos de parcela obtenidos por el método de análisis de conglomerados abordado en la sección (3.3.1) del presente trabajo, y para detectar y describir el valor de las diferentes especies de anfibios y reptiles que pueden indicar condiciones ambientales entre los grupos obtenidos se realizó el análisis de especies indicadoras de acuerdo a Dufrière y Legendre (1997). Usamos la prueba de Monte Carlo (Legendre y Legendre 1998), con 10 000 aleatorizaciones o permutaciones, para evaluar la significancia estadística del valor indicador máximo para cada especie. Asumimos que si una especie de anfibio o reptil dada tiene un valor p por debajo de 0.05 (5%) para un grupo, existe poca probabilidad de que esté presente en otro grupo en la misma concentración de abundancia, y por lo tanto, es un buen indicador de ese tipo. Este análisis numérico de especies indicadoras se ejecutó con el paquete estadístico para análisis multivariado PC-ORD, versión 4 (McCune y Mefford 1999).

Para conocer las relaciones entre las variables ambientales y las variables de respuesta, se utilizaron correlaciones entre las variables de respuesta y el componente uno que es producto de una combinación lineal de las variables ambientales que se obtuvo por el análisis de componentes principales, todo esto con el programa estadístico InfoStat versión 2007 (InfoStat 2007).

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de hábitats

A partir de un dendrograma obtenido por medio del análisis de conglomerado, utilizando las variables ambientales y de estructura se eligieron tres grupos de parcelas (Figura 3). El primer grupo de parcelas se caracterizó principalmente por presentar estratos de dosel desarrollados, a este grupo pertenecen las parcelas de *bosque natural*; el segundo, corresponde a parcelas de cacao caracterizadas por presentar una estructura vertical de más de tres estratos bien definidos reconocidos como *cacao multiestrato*, donde la presencia de hojarasca los diferencia de los bosques naturales; el tercer grupo, estuvo conformado por parcelas con un estrato vertical simple y con poca sombra a la cual se denominó *cacao simple*. A estos tres grupos formados se les denominó como tipologías ambientales, estas agrupan a las parcelas de acuerdo a su estructura (cobertura de suelo, estructura de dosel y sombra) y algunos aspectos ambientales como temperatura y humedad.

En contraste con los tres grupos definidos en este trabajo incluyendo el bosque natural, Somarriba y Harvey (2003) definieron seis grupos o tipologías de cacao, con base en la estructura y composición de las parcelas, de las cuales para realizar una comparación en el presente trabajo, se eligieron tres tipologías de cacao (cacao huerto casero (CH), cacao rústico (CR) y cacao simple (CS) y el bosque natural como testigo, denominadas a lo largo del documento como tipologías estructurales. La categoría cacao multiestrato de la tipología ambiental en el presente trabajo agrupó a la mayoría de las parcelas que correspondían a la tipología de cacao en huerto casero y el cacao rústico (este cuentan con más de 10 especies con dosel de sombra (>30 m) con tres o más estratos), de la tipología estructural expuesta por Somarriba y Harvey (2003).

Al reagrupar y caracterizar las parcelas dentro de las tipologías ambientales, el cacao multiestrato (CM), concentró un mayor número de parcelas provenientes de tipologías estructurales, correspondientes a cacao rústico (CR) y cacao huerto casero (CH), ya que estuvieron más asociadas a esta tipología ambiental. Asimismo, el número de parcelas de bosque en las tipologías ambientales fueron numéricamente similares a las de las tipologías estructurales exceptuando una parcela. Esto se debe a que una de las parcelas de cacao correspondiente al cacao multiestrato de las tipologías ambientales, presentó una estructura compleja con árboles

mayores a 30 m y una superficie declarada de 5 ha, con lo cual fue asociada al bosque natural dado el análisis de componentes principales.

Cuadro 2. Número de parcelas por tipologías considerando la altitud

Tipología estructural	Alta	Baja	TOTAL
Bosque natural	4	4	8
Cacao huerto casero	7	5	12
Cacao rústico	7	5	12
Cacao simple	6	6	12
Tipología ambiental			
Bosque natural	4	5	9
Cacao multiestrato	13	6	19
Cacao simple	7	9	16

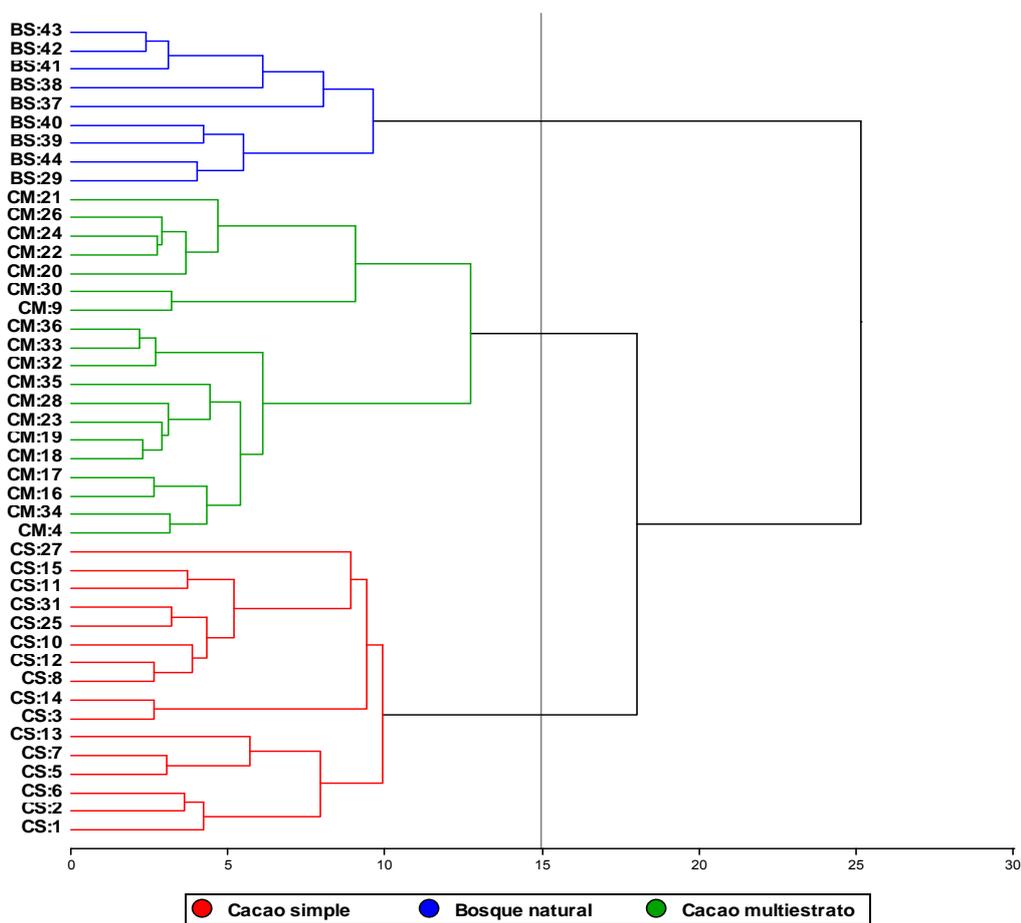


Figura 3. Dendrograma obtenido por medio de un análisis de conglomerados (distancia euclídea y método de Ward) para las variables ambientales y de estructura, identificando tres grupos: (CS) Cacao simple (BS) Bosque natural (CM) Cacao multiestrato.

Los dos primeros ejes en el gráfico biplot (Figura 4) explicaron el 39.2% de la variabilidad total de las observaciones, en donde las parcelas de bosque natural (BS) estuvieron bien separadas de las parcelas del cacao multiestrato y del cacao simple, en estas dos últimas tipologías algunas de las parcelas estuvieron superpuestas. Además, se evidenció que las parcelas que conforman el bosque natural (BS) están correlacionadas con la superficie declarada¹ (Super_decla), ya que en la mayoría de los fragmentos de bosque la superficie superaba las 5 ha, en contraste con la superficie declarada en las parcelas de cacao, a excepción de una no sobrepasaban las 3 ha.

Por otro lado, el porcentaje de superficie con suelos descubiertos (% descu) y los estrato de dosel de 20 a 30 m (Cob 20-30) y mayor a 30 m (> 30), son características que distinguen a los fragmentos de bosque, en ellos, se pudo observar un estrato intermedio bien desarrollado entre 20 m y 30 m de altura y la presencia de árboles con una altura mayor a 30 m.

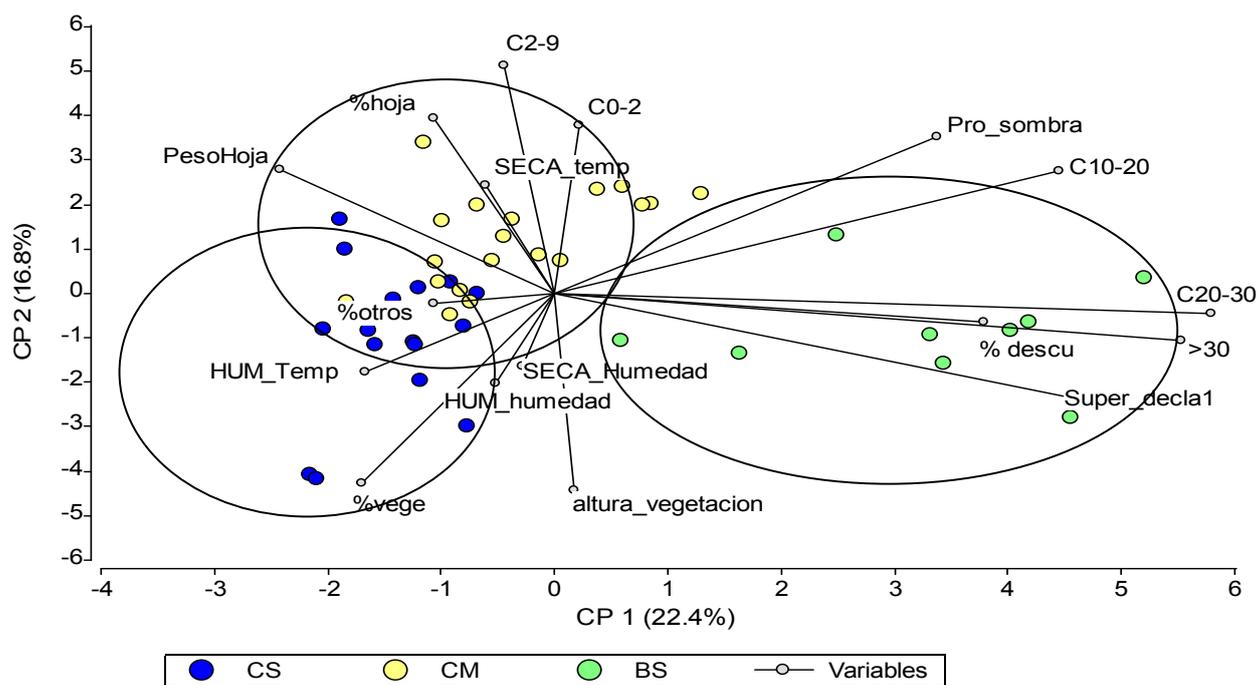


Figura 4. Biplot de los grupos de parcelas Cacao Simple (CS) Bosque natural (BS) Cacao Multiestrato (CM) y su asociación a las variables ambientales.

Por otro lado, para la tipología denominada cacao multiestrato (CM) las variables más asociadas fueron el porcentaje de hojarasca (% hoja), los estratos de dosel de 0 y 2 m (C0-2) y de

¹ Superficie declarada se refiere a la extensión de área en una parcela, cuyos datos fueron proporcionado por los productores.

2 a 9 m (C2-9) y la humedad en época seca (SECA-humedad). También hubo asociación con los valores del índice de aptitud de hábitat calculado (Cuadro 1). Las características ambientales de la tipología ambiental de cacao multiestrato (CM) contrastadas con las tipologías descritas por Somarriba y Harvey (2003) podrían estar asociadas con algunas parcelas correspondientes a las tipología cacao en huerto casero (CH), por tener el dosel con un estrato intermedio bien desarrollado y a la tipología cacao rústico (CR), las cuales cuentan con más de 10 especies en el dosel de sombra alto (>30 m) con tres o más estratos.

En el presente estudio el porcentaje de hojarasca en el suelo (% hoja) y el peso de la hojarasca (pesoHoja) estuvieron más asociados con el cacao multiestrato (CM). Lieberman (1986) indica que las diferencias en la dinámica de la caída de hojas pueden explicar también la ocurrencia de microhabitats en el sotobosque para la herpetofauna, porque árboles de cacao tienen varios eventos de caída de hojas en el año, y la acumulación de hojarasca en el suelo es mayor en las plantaciones de cacao que en el bosque. Por otra parte, Whilfield et ál. (2007) afirman que las tasas de hojarasca pueden aumentar a medida que avanza la sucesión en las plantaciones.

Finalmente, las variables que estuvieron asociadas con las parcelas de cacao simple (CS) fueron: el porcentaje de vegetación herbácea (% vege), los componentes de la cobertura de suelo como por ejemplo troncos, raíces rocas (otros), la temperatura en época húmeda (HUM-Temp), la temperatura en época seca (SECA-temp) y la humedad en época húmeda (HUM-húmeda). Esta tipología estuvo asociada al cacao simple descrita por Somarriba y Harvey (2003), la cual se caracteriza por la presencia de una sola especie de sombra, casi a pleno sol, y con dosel de un solo estrato vertical inferior a 30 m de altura.

4.2 Caracterización de la Herpetofauna

4.2.1 Comunidad de anfibios

Se registraron 437 individuos de anfibios, todos ellos del orden Anura, que corresponden a 20 especies agrupadas en cinco familias (Cuadro 3). De las 20 especies registradas, 14 (70%) fueron observadas en el cacao rústico, 11 (55%) en el bosque natural, 7 (35%) en el cacao simple y 5 (25%) en el cacao en huerto casero. Por otro lado, las especies registradas en las tipologías ambientales se agruparon de la siguiente manera: 12 especies (60%) fueron registradas en el bosque natural, 15 (75%) en el cacao multiestrato y 9 (45%) en el cacao simple.

En la localidad de Río Frío, situado en la zona Atlántica de Costa Rica, se registraron 26 especies y 584 individuos de anuros distribuidos en 6 familias y 11 géneros, muestreados a partir de agosto del 2003 hasta abril del 2004, presentes en un paisaje agropecuario con sistemas silvopastoriles, con diferentes usos de suelo correspondientes a ganadería el 45%, cultivos y plantaciones forestales 21%, bosques el 26% y, charrales y cercas vivas con 4%, (García 2005). El presente estudio registró 10 de las 26 especies encontradas en Río Frío, con lo cual, se puede afirmar que existe menos del 50% de similitud en la composición de especies.

En la estación Biológica La Selva, Costa Rica, Lieberman (1986) estudió los anfibios y los reptiles en bosques relativamente no disturbados y en plantaciones de cacao abandonado, donde muestrearon 90 parcelas, durante trece meses consecutivos desde el mes de diciembre del año 1972, registrando 1967 individuos de 47 especies de anfibios y reptiles. En el actual estudio se encontraron 11 especies de anfibios y reptiles registradas.

Estudios realizados sobre herpetofauna en comunidades neotropicales de bosque lluvioso muestran que una parte importante de la riqueza de especies de anfibios está compuesta principalmente por especies de la familia Hylidae y Leptodactylidae representando el 34% y 31% respectivamente (Guyer 1990, Rand y Myers 1990, Rodríguez y Cadle 1990, Zimmerman y Rodríguez 1990, Duellman 1990). En el estudio de García (2005) en un sistema silvopastoril se encontró que el 68% de las especies pertenecen a las familias Craugastoridae, Leptodactylidae, e Hylidae y el 32% restante se distribuyen en las familias Dendrobatidae, Ranidae, Bufonidae y Centrolenidae.

Cuadro 3. Especies de anfibios y abundancia por tipologías estructural y tipología ambiental incluyendo el número de individuos totales por especie y el número de especies por familia

Especie	Tipo estructural				Tipo ambiental			Ind Especie	Esp. Familia
	CS	CH	CR	BS	BS	CM	CS		
Aromobatidae									1
<i>Allobates talamancae</i>	6	4	41	18	20	44	5	69	
Bufonidae									2
<i>Ollotis coniferus</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	
<i>Chaurus marinus</i>	2	0	0	0	0	1	1	2	
Dendrobatidae									4
<i>Silverstoneia flotalator</i>	0	0	0	2	0	2	0	2	
<i>Dendrobates auratus</i>	25	9	19	7	7	45	8	60	
<i>Oophaga pumilio</i>	68	25	59	63	63	101	51	215	
<i>Phyllobates lugubris</i>	0	2	0	0	2	0	0	2	
Craugastoridae									5
<i>Craugastor sp.</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	
<i>Craugastor megacephalus</i>	0	0	2	0	1	1	0	2	
<i>Craugastor fitzingeri</i>	1	0	0	17	17	1	0	18	
<i>Craugastor noblei</i>	0	0	9	10	17	2	0	19	
<i>Craugastor talamancae</i>	0	0	1	1	2	0	0	2	
Strabomantidae									2
<i>Pristimantis cruentus</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Pristimantis ridens</i>	0	0	3	13	13	1	2	16	
Leptodactylidae									1
<i>Leptodactylus savagei</i>	0	0	2	1	2	0	1	3	
Hylidae									3
<i>Agalychnis callidryas</i>	6	1	6	0	0	8	5	13	
<i>Smilisca sordida</i>	0	0	2	0	0	2	0	2	
<i>Smilisca phaeota</i>	0	0	2	0	0	2	0	2	
Ranidae									2
<i>Rana taylori</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	
<i>Lithobates warschewitschii</i>	0	2	2	2	2	3	1	6	
								<i>TOTAL</i>	437
									20

En la presente investigación la familia de ranas de hojarasca Craugastoridae, resultó siendo la más numerosa en cuanto a riqueza de especies, agrupando el 25% de la riqueza, seguidas por la familias Dendrobatidae con 20%, Hylidae con 15%, Bufonidae, Ranidae y Strabomantidae cada una con 10%, mientras que la familias con menor riqueza fueron Aromobatidae y Leptodactylidae con 5% respectivamente. Por tanto, los anfibios registrados en este estudio

muestran un patrón de composición diferente a los citados anteriormente para selvas tropicales y el paisaje silvopastoril.

En un estudio realizado en La Estación Biológica La Selva, ubicada al noreste de Costa Rica, cuyo paisaje circundante está compuesto de bosque continuo, y plantaciones de cacao, el cual es similar al encontrado en la presente investigación. Heinen (1992) comparó la herpetofauna de cacaotales abandonados, cacaotales nuevos y fragmentos de bosque. Se encontraron 19 especies de anfibios, de las cuales, coinciden con las halladas en la presente estudio: *Oophaga pumilio*, *Chaunus marinus*, *Pristimantis cruentus*, *P. ridens*, *Craugastor talamanca* y *Lithobates warschewitschii*. Algunas de estas especies fueron halladas en un solo tipo de cobertura, por ejemplo, se encontró a *Chaunus marinus* en plantaciones antiguas de cacao y a *Craugastors fitzingeri* en bosque.

En el presente estudio se encontraron especies de anuros arborícolas como *Agalychnis callidryas* y ranas de los géneros *Craugastor*, *Oophaga*, *Allobates* y *Dendrobates* asociados a la hojarasca, mientras que un paisaje silvopastoril de Nicaragua, no se encontraron especies de anuros arborícolas o dependientes de hojarasca (Gómez 2007); esto posiblemente se deba a la falta de sustratos de percha, mayor incidencia directa del sol sobre el suelo y aumento en la temperatura microambiental (García-R et ál. 2005). Por lo cual, se puede afirmar que aparte de las diferencias estructurales de cobertura de dosel, es importante considerar el tipo cobertura de sustrato del suelo para el establecimiento de herpetofauna, tal como la cobertura de hojarasca o la cobertura de plantas herbáceas consideradas en este estudio.

En este estudio pocas especies presentaron abundancias relativas altas, *Oophaga pumilio* con un 49%, *Allobates talamancae* con un 16% y *Dendrobates auratus* con un 14%, todas ellas de la familia Dendrobatidae. Esto es consistente con lo encontrado por Heinen (1992), quien registró a *O. pumilio* como la especie más abundante sobre el resto de las especies estudiadas.

Las curvas de rarefacción para las tipologías estructurales (Figura 5a) indican que el cacao rústico y el bosque tienen más especies por parcelas, siendo mayores que el cacao en huerto casero y el cacao simple que mostraron el menor número de especies. Para las tipologías ambientales (Figura 5b), las curvas de rarefacción muestran que la riqueza de especies del bosque natural, fue mayor que la registrada en el cacao simple, a su vez esta última no difiere de lo encontrado en las plantaciones de cacao multiestrato.

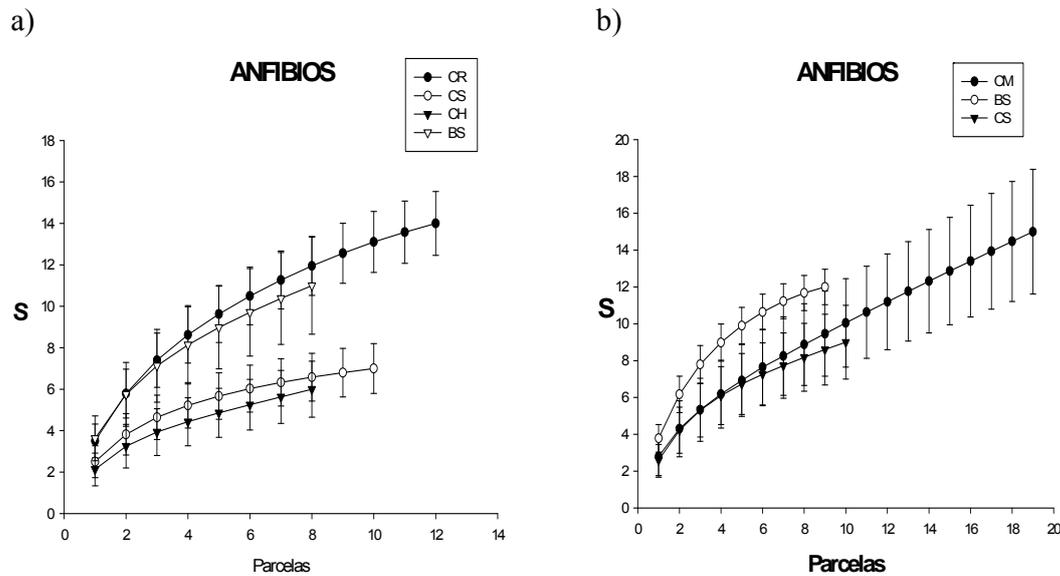


Figura 5. Curvas de Rarefacción de anfibios en un total de 44 parcelas distribuidas en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) (Cacao Simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

4.2.2 Comunidad de reptiles

Se registraron 407 individuos de reptiles agrupados en 25 especies correspondientes a ocho familias (Cuadro 4). Para las tipologías estructurales las especies se distribuyen de la siguiente manera: 19 especies (76%) registradas en cacao simple, 15 (60%) en cacao huerto casero y cacao rústico, y 10 (40%) en el bosque natural. Para las tipologías ambientales las especies se distribuyen de la siguiente manera: 13 especies (52%) registradas en el bosque natural, 15 (60%) en cacao multiestrato y 17 (68%) en cacao simple.

En la estación Biológica La Selva, Heinen (1992) encontró 11 especies de reptiles de las cuales *Norops limifrons*, *N. humilis*, *Mabuya unimarginata*, *Sphenomorphus cherriei*, *Ameiva festiva*, *Ninia maculata*, *Nothopsis rugosus* también fueron registradas en el presente estudio. Heinen (1992), encontró a *Sphenomorphus cherriei*, *Ninia maculata* y *Nothopsis rugosus* en plantaciones abandonadas y nuevas de cacao, la última también fue hallada en bosque.

De las ocho familias de reptiles encontradas en la presente investigación, seis son de lagartijas (Gekkonidae, Corytophanidae, Polychrotidae, Scincidae, Teidae, Anguidae), y dos son de serpientes (Viperidae y Colubridae). La familia de lagartijas que tuvo mayor riqueza fue la

Polychrotidae con cinco especies, seguida por las familias Sincidae y Teidae con dos especies cada una. Las familias menos numerosas fueron Gekkonidae y Corytophanidae cada una con una especie. Por otra parte, la familia de serpientes con mayor número de especies fue la Colubridae con once especies. Además, es importante resaltar que se encontraron dos especies serpientes venenosas de la familia Viperidae.

En la Estación Biológica La Selva, en plantaciones de cacao abandonado, Slowinski et ál. (1987), registraron a *Norops limifrons*, *N. humilis* como las especies más abundantes y las menos abundantes fueron *Ninia maculata*, *Ameiva festiva*, *Mabuya unimarginata*. En el presente estudio las especies de reptiles más abundantes fueron las lagartijas *Norops limifrons* (45%), *Norops humilis* (17%), *Norops lemurinus* (10%) y *Mabuya unimarginata* (7%); las tres primeras de la familia Polychrotidae y la última de la familia Scincidae. Las otras 16 especies incluyendo especies de lagartijas y serpientes en conjunto alcanzaron el 21% de la abundancia de reptiles.

En las curvas de rarefacción para las tipologías estructurales (Figura 6a) a pesar que no se alcanzó la asíntota, nos indican que el cacao rústico tiene más especies por parcelas, que en bosque, sin embargo, no difiere de las otras tipologías. El bosque mostró el menor número de especies, no obstante, es importante mencionar que para éste ambiente se tuvo un número menor de replicas.

Para las tipologías ambientales (Figura 6b), las curvas de rarefacción para los reptiles nos indican que la riqueza de especies entre las tipologías de cacao y la del bosque natural no fueron diferentes entre sí.

Cuadro 4. Especies de reptiles y su abundancia (n) por tipología de cacao y bosque natural (Individuos por especie = Ind Especie) y número de especies por familia = Esp. Familia) en Talamanca, Costa Rica

Especie	TIPO Estructural				TIPO Ambiental			Ind Especie	Esp. Familia
	CS	CH	CR	BS	BS	CM	CS		
Gekkonidae									1
<i>Gonatodes albogularis</i>	0	0	4	0	1	3	0	4	
Corytophanidae									1
<i>Corytophanes cristatus</i>	1	1	2	0	0	2	2	4	
Polychrotidae								0	5
<i>Norops humilis</i>	17	14	21	17	19	39	11	69	
<i>Norops lemurinus</i>	11	10	19	1	1	17	23	41	
<i>Norops limifrons</i>	46	52	66	22	29	96	61	186	
<i>Norops sp.</i>	3	5	8	2	3	7	8	18	
<i>Polychrus gutturosus</i>	0	0	4	0	0	3	1	4	
Scincidae									2
<i>Mabuya unimarginata</i>	10	14	2	1	1	10	16	27	
<i>Sphenomorphus cherrier</i>	1	6	0	0	0	0	7	7	
Teidae									2
<i>Ameiva festiva</i>	1	5	2	2	2	3	5	10	
<i>Ameiva quadrilineata</i>	5	4	2	2	2	4	7	13	
Anguidae									1
<i>Diploglossus monotropis</i>	1	1	1	0	0	1	2	3	
Viperidae									3
<i>Bothrops asper</i>	0	1	1	0	1	0	1	2	
<i>Porthidium nasutum</i>	1	1	1	0	0	3	0	3	
Colubridae									11
Colubridae sp1	0	0	1	0	0	1	0	1	
<i>Sibon annulatus</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	
<i>Drymobius margaritiferus</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	
<i>Imantodes cenchoa</i>	1	0	1	1	2	0	1	3	
<i>Ninia maculata</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	
<i>Nothopsis rugosus</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	
<i>Pseustes poecilonotus</i>	1	1	1	0	0	2	1	3	
<i>Rhadinaea calligaster</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	
<i>Scaphiodontophis annulatus</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	
<i>Tantilla reticulata</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Urotheca pachyura</i>	0	1	1	0	0	0	2	2	
								Total	407
									25

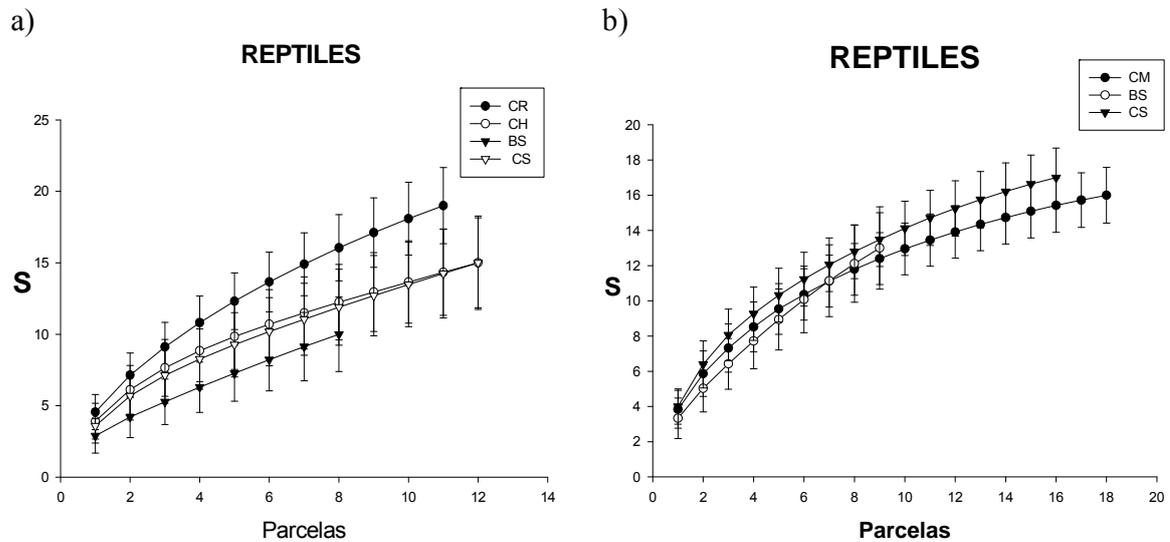


Figura 6. Curvas de Rarefacción de reptiles en un total de 44 parcelas distribuidas en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) (Cacao Simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

4.2.3 Diversidad de Herpetofauna

Hubo interacción entre las tipologías estructurales y la altitud para el índice de diversidad de Shannon ($F_{(7;43)} = 5,35$; $p = 0.0038$). Las tipologías de bosque de la zona baja, cacao rústico de las dos zonas, cacao simple de la zona alta y cacao en huerto casero de la zona alta, mostraron mayor diversidad y fueron similares, la menor diversidad se halló en el bosque de la zona alta y el resto de las tipologías presentaron valores intermedios (Figura 7 a).

Consistente con lo anterior, el índice de Simpson presentó interacción entre las tipologías estructurales y la altitud ($F_{(7;43)} = 4,17$; $p = 0.0123$), además, la tipología de cacao rústico de la zona alta, cacao de huerto casero de la zona alta y el bosque natural de la zona baja fueron mayores y diferentes al bosque natural de la zona alta. A su vez, fueron similares a las demás tipologías (Figura 7 b).

En las tipologías ambientales hubo interacción entre estas y la altitud de acuerdo a los índices de diversidad (Shannon y Simpson) ($F_{(5;43)} = 9,69$; $p = 0.0004$). y ($F_{(5;43)} = 6,74$; $p = 0.0031$) respectivamente, además, tuvieron los mismos patrones de variación entre medias. Con el índice de Shannon el bosque natural de la zona baja, mostró mayor diversidad y fue similar a la tipología de cacao multiestrato de la zona alta, a su vez, esta última fue similar a la de la zona baja y a las tipologías de cacao simple de ambas zonas (alta y baja), siendo distinta a la tipología

del bosque natural de la zona alta (Figura 7c). El índice de Simpson del bosque natural de la zona baja fue mayor y similar al cacao simple de ambas zonas (alta y baja) y al cacao multiestrato de la zona alta y baja, pero diferente al bosque natural de la zona alta que mostró la menor diversidad (Figura 7 d).

Según Moreno (2001) el índice de Shannon expresa la uniformidad de los valores de importancia de todas las especies de la muestra y el índice de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean la misma especie, fuertemente influenciado por las especies más dominantes. Considerando lo anterior, en el presente estudio las especies más dominantes fueron *Norosp limifrons* para reptiles y para anfibios *Oophaga pumilio*.

Según Somarriba y Harvey (2003) se debe promover el manejo del dosel de sombra para crear las condiciones microambientales adecuadas para la buena producción del cacao, para enriquecerlos y estructurarlos verticalmente con la introducción de especies útiles para beneficio de los productores, los animales domésticos y la fauna silvestre. Considerando lo anterior, según García (2005), el aumento en complejidad estructural podría incidir en un aumento en la diversidad, no sólo para las especies de anfibios sino también para otros grupos taxonómicos, mejorando la diversidad local y regional. Además, mejoraría niveles de conectividad con los fragmentos de bosque beneficiando la dispersión de la fauna asociada a estos tipos de cobertura (Harvey et ál. 2003).

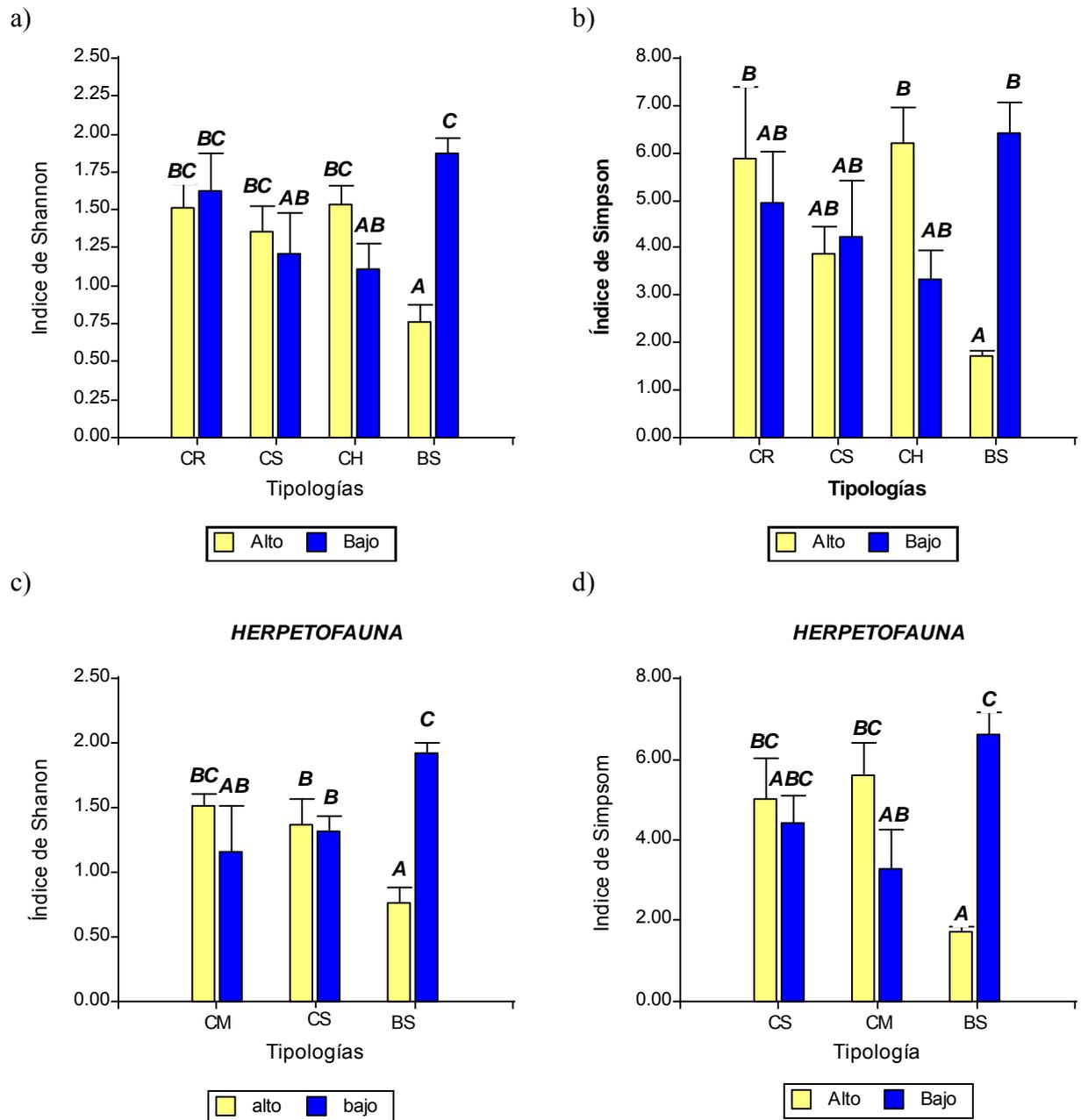


Figura 7. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) los índices de Shannon Simpson de la herpetofauna entre tipologías estructurales (a y b) y ambientales (c y d) (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

Comparando de la diversidad de herpetofauna presente en cacaotales y bosque Heinnen (1992) encontró menor diversidad en plantaciones nuevas de cacao y atribuye esto debido a que estos sistemas son simples estructuralmente, comparados con las plantaciones de cacao abandonadas o bosques. Mientras que Lieberman (1986), en La Estación Biológica La Selva, encontró

diferencias entre la riqueza y abundancia de anfibios y reptiles del bosque y del cacaotal, donde el mayor número de especies y diversidad se encontró en el bosque, mientras que los valores más altos de abundancia se registraron en el cacaotal. En este ambiente, también se registraron los mayores valores del número total de individuos, agregación y densidad para las cinco especies más abundantes.

En el presente estudio, con los índices de diversidad de Shannon y Simpson no existieron tendencias a encontrar mayor diversidad de la herpetofauna en las tipologías con mayor complejidad estructural, lo cual se contrasta con la hipótesis general de que hábitats complejos con diversos y bien desarrollados estratos vegetales, estarían ofreciendo una mayor cantidad de nichos potenciales que hábitats estructuralmente más simples, resultando en un incremento de la diversidad de especies (MacArthur y MacArthur 1961).

No obstante, la similitud en la diversidad de la herpetofauna, entre los sistemas agroforestales con cacao desde los más simples a los más complejos, con respecto al bosque natural puede ser explicada a que también estos sistemas son potencialmente aptos para el mantenimiento y conservación de la herpetofauna. Además, se tiene que considerar que para el cálculo de ambos índices, se consideraron a los anfibios y reptiles en forma conjunta, lo cual podría tener ciertas implicaciones en la interpretación de los resultados, considerando algunos aspectos de la biología de estos grupos. Siendo que los reptiles son menos específicos en sus requerimientos de hábitat (Schlamper y Gavin 2001), por ejemplo los reptiles son más tolerantes a la radiación solar que probablemente sea mayor en ambientes menos complejos estructuralmente como fueron los sistemas de cacao simple

Los índices de diversidad de Shannon y Simpson tanto para tipologías ambientales y estructurales fueron mayores en los bosques de la zona baja con respecto al bosque de la zona alta, esto se puede deber a que en estos últimos se encontraron colonizados por “hormigas bala” *Paraponera clavata* que probablemente sean los consumen algunos anuros que comparten estos mismos ambientes. Aunque según Fritz et ál. (1981) las características aposemáticas de *Oophaga pumilio*, hacen que individuos de esta especie sean desagradables para *P. clavata*.

4.2.4 Riqueza y abundancia de reptiles

En cuanto a la riqueza de especies de reptiles no hubo interacción entre las tipologías, estructurales, tampoco en las ambientales, con respecto a la altitud ($F_{(7;43)} = 2,41; p = 0.0832$). ($F_{(5;43)} = 0,71; p = 0.5002$). No hubo diferencia en la riqueza de reptiles entre tipologías estructurales ($F_{(3;43)} = 1,86; p = 0.1535$), ni en las ambientales ($F_{(2;43)} = 0,71; p = 0.4995$). No obstante si existió variación en la riqueza de reptiles con respecto a los rangos de altitud ($F_{(1; 43)} = 14,38; p = 0.0006$), ($F_{(1; 43)} = 12,40; p = 0.0011$), donde el valor más alto fue registrado en la altitud baja. (Figura 8 a y b).

Aleman (2008) en un paisaje agropecuario compuesto por un 75% de parches de pino-roble, latifoliado, encontró mayor riqueza y abundancia de reptiles en usos de suelo más complejos o estructurados. De acuerdo a los resultados en este estudio, la riqueza de reptiles mostró uniformidad en la ocurrencia en las parcelas de cacao y las de los fragmentos de bosque, lo que sugiere que los reptiles son más tolerantes o menos específicos en sus requerimientos de hábitat, esto puede estar asociado a lo que Schlamper y Gavin (2001) afirman de la capacidad de adaptación de cada especie a las condiciones ecológicas distintas. Por otro lado, Russell et ál. (2002) encontraron en humedales una asociación negativa entre la diversidad de reptiles y la cobertura arbórea, reportando más individuos en hábitat abiertos o disturbados.

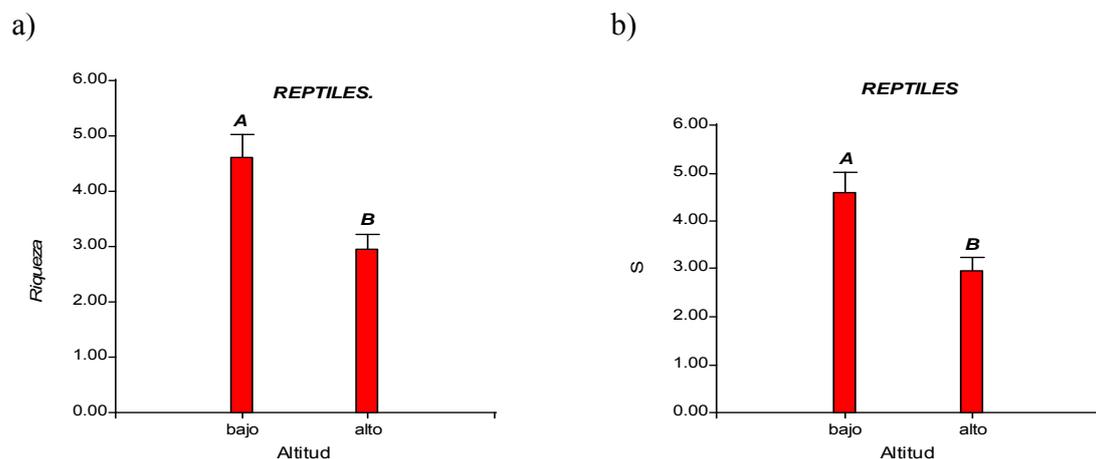


Figura 8. Comparación de medias (ANOVA) (barras más el error estándar) de la riqueza de reptiles en dos altitudes a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales.

Con relación a la abundancia de reptiles, se encontró interacción significativa entre las tipologías estructurales y la altitud ($F_{(7;43)} = 3,64; p = 0.0216$), donde la mayor abundancia de reptiles fue

registrada en la tipología de cacao rústico de la zona baja, la cual es similar a la tipología huerto casero de la zona alta y diferente a las demás tipologías de las dos zonas. Asimismo, se registraron las menores abundancias de reptiles en las tipologías de cacao rustico, y bosque de la zona alta, las cuales son similares entre sí, pero diferentes al resto de las tipologías (Figura 9a).

A diferencia de lo anterior no se mostraron interacciones de la abundancia de reptiles entre las tipologías ambientales y la altitud ($F_{(5;43)} = 0,71$; $p = 0.500$), tampoco existieron diferencias entre tipologías ($F_{(2;43)} = 0,71$; $p = 0.4995$), pero si en altitud ($F_{(1;43)} = 0,71$; $p = 0.0011$), en la altitud baja se registró la mayor abundancia (Figura 9b).

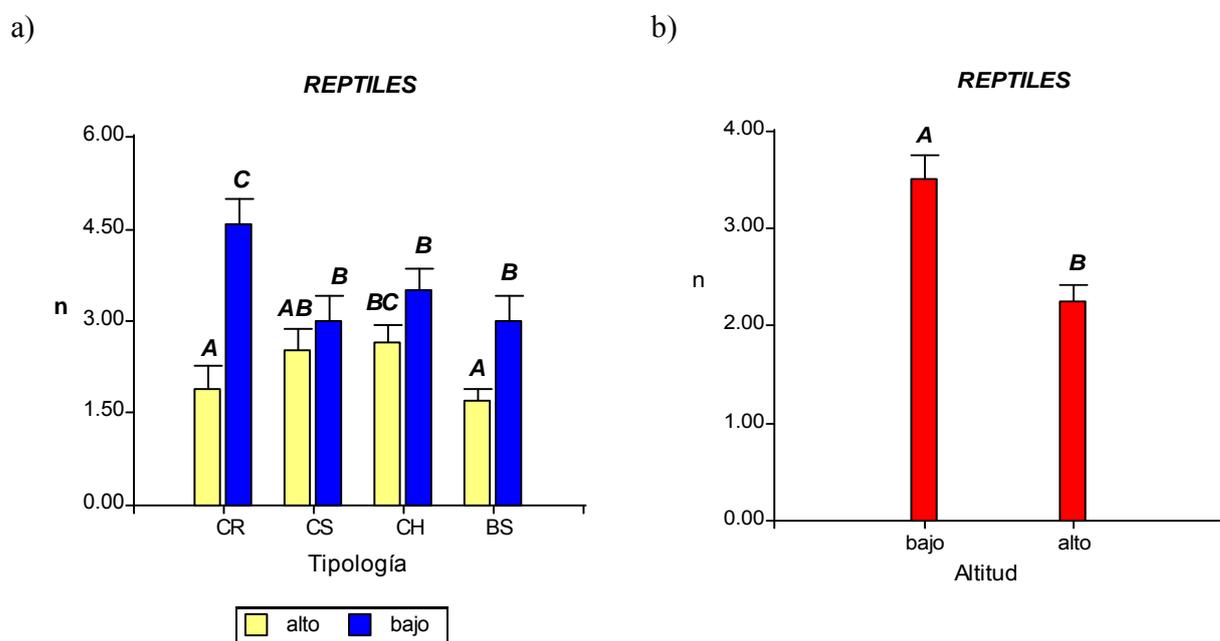


Figura 9 Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de los valores de la abundancia de los reptiles por tipologías estructurales considerando la altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

Las curvas de rango de abundancia de reptiles agrupados por tipologías (Figura 10 a y b), muestran que hay pocas especies con altos valores de abundancia y muchas especies con valores bajos de abundancia, es decir poco frecuentes. En la presente investigación la lagartija de mayor abundancia fue *Norops limifrons*, mientras que en La Estación Biológica Selva en bosques y plantaciones de cacao Lieberman (1986) y Heinen (1992) reportaron a *N. humilis* como la más abundante, seguida por *N. limifrons*. Por su parte, Whitfield et ál. (2007) registraron a *N. humilis* como la especie de mayor densidad en el bosque en 35 años de datos. Gómez (2007), en un sistema silvopastoril, encontró a las especies *Norops. cupreus*, *N. limifrons* y *N. sericeus* y

sostiene que posiblemente forman un ensamblaje dominante que se asocia al bosque ribereño y al efecto de borde entre el bosque y la pastura. Asimismo, Schlaepfer y Gavin (2001) encontraron que dos especies del género *Norops* fueron más abundantes y estuvieron asociados a bosque.

En el presente estudio las especies de reptiles menos abundantes (un individuo) correspondieron a las serpientes *Drymobius margaritiferus*, *Ninia maculata*, *Nothopsis rugus*, *Rhadinaea calligaster*, *Scaphiodontophis annulatus*, *Sibon annulatus* y *Tantilla reticulata*. Este resultado es similar a lo encontrado por Gómez (2007) que menciona que las serpientes fueron raras a excepción de *Imantodes cenchoa* y *Leptodeira annulata*; datos similares fueron reportados por Urbina-Cardona y Reinoso (2005) en tres hábitat (pastura, borde e interior de bosque) en los Tuxtlas, México. Heinen (1992) encontró cuatro especies de serpientes y todas ellas fueron raras. El escaso hallazgo de serpientes puede deberse al método de la búsqueda activa por los disturbios que pueda ocasionar y a que las serpientes son más propensas a escapar (Lloyd et ál.1968 citado por Heinen 1992).

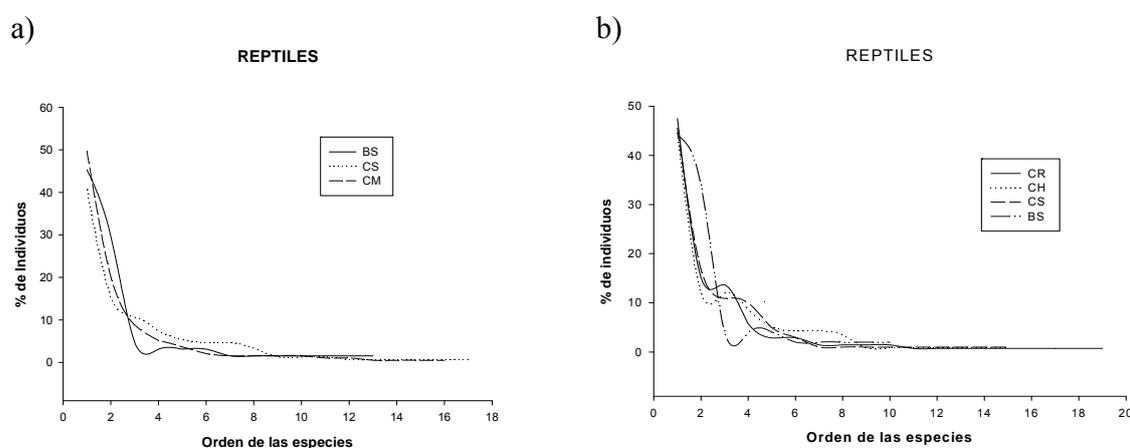


Figura 10. Rango de Abundancia de reptiles en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR) ;(Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

4.2.5 Riqueza y abundancia de Anfibios

En la riqueza de los anfibios se observó una interacción significativa tanto entre las tipologías estructurales ($F_{(7; 43)} = 8,68; p = 0.0002$) y entre las ambientales ($F_{(5; 43)} = 13,36; p = 0.0001$) respecto a la altitud, los patrones de diferencia entre medias no fueron los mismos. En las tipologías estructurales la mayor riqueza fue registrada en el bosque natural de la zona baja, la

cual, fue similar al cacao rústico de ambas zonas (alta y baja), a su vez, la menor riqueza fue registrada en la tipología de huerto casero de la zona baja, siendo distinta al resto de las tipologías (Figura 11 a). Para las tipologías ambientales, la mayor riqueza fue registrada en el bosque natural de la zona baja, la cual fue diferente al cacao simple de la zona baja, en esta la riqueza fue menor frente a la demás tipologías (Figura 11b).

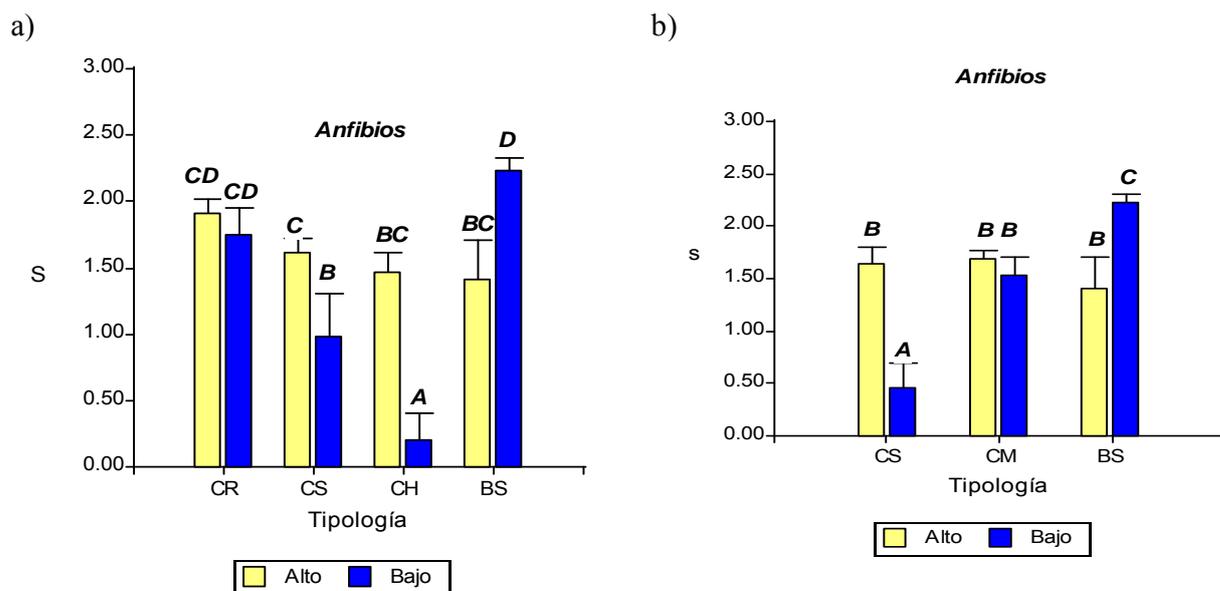


Figura 11. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de la riqueza de anfibios por tipología considerando la altitud considerando la altitud a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

En los anteriores gráficos de riqueza de anfibios, se observa variación en el número de especies entre los diferentes hábitats evaluados. De donde resulta interesante que el número de especies registradas y agrupadas en las tipologías estructurales y las tipologías ambientales tendieron a ser mayores en los ambientes más complejos, diferencia que resulta explicable si consideramos que: tanto el bosque como los cacaotales ofrecen mayores recursos de microhábitats para el establecimiento de los mismos. El tema de la complejidad ambiental y su relación con la herpetofauna, se explora con más detalle en la sección 4.3 del presente trabajo.

Analizando la diferencia de medias de la riqueza de especies en las tipologías ambientales, se pueden observar diferencias notables entre el bosque de la zona baja y el de la zona alta. Esto es importante destacar, pues los fragmentos de bosques estudiados en las localidades de Socky (bosques de la zona alta) y de Watsi (bosques de la zona baja) podrían diferenciarse en cuanto a

su estructura y composición (Ortega com. pers.). Los bosques de Watsi fueron más continuos y estuvieron más asociados a bosques ribereños de llanura, los cuales, según De Lima y Gascon (1999) podrían albergar mayor diversidad de anuros al favorecer la dispersión de especies de anfibios entre los parches de bosque. A diferencia de los bosques de Watsi, los de Socky, presentaron fragmentos de bosques pequeños, aislados y con poca asociación a cuerpos de agua.

En la abundancia de los anfibios hubo interacción entre altitud y tipologías estructurales ($F_{(7;43)} = 4,10; p = 0,0133$), donde la mayor abundancia de anfibios se registró en el bosque natural de la zona baja siendo similares al cacao rústico de las dos zonas (alta y baja) a su vez estas dos últimas fueron similares al cacao simple, cacao huerto casero y al bosque natural de la zona alta, pero diferentes al cacao simple de la zona alta y al cacao en huerto casero de la zona baja (Figura 12 a). De igual manera, existió interacción entre tipologías ambientales y la altitud ($F_{(5; 43)} = 3,83; p = 0.0306$), donde el bosque natural de las zonas alta y baja fueron similares al cacao multiestrato y el cacao simple de la zona alta, esta última también fue similar al cacao multiestrato de la zona baja pero diferente al cacao simple de la zona baja (Figura 12 b).

Según García (2005) en Río Frío los bosques secundarios y riparios presentaron mayor cobertura vegetal y albergaron la mayor diversidad de anuros, con el 46 del número de individuos y el 96% de las especies de este paisaje. Un factor que podría estar diferenciando los ensamblajes de anuros y las variaciones de los índices de diversidad entre los bosques y el resto de coberturas del paisaje silvopastoril de Río Frío, es la dominancia de especies asociadas a la hojarasca especialmente especies de las familias Leptodactylidae, Craugatoridae y Strabomatidae (García 2005).

Lieberman (1986), en La Estación Biológica La Selva, encontró a *Craugastor. bransfordi* y *Oophaga pumilio* como las especies de ranas más frecuentes, con una distribución más agregada y más abundantes en los cacaotales que en el bosque. Slowinski et.ál. (1987) en la misma zona registraron que en plantaciones de cacao abandonado *O. pumilio* fue la especie más abundante en la noche y, sugieren que durante el día salen de la capa de hojas para regresar en la noche. En el presente estudio se encontraron las mismas especies de ranas: *O. pumilio*, *Dendrobates. auratus* y *Allobates talamancae*, con abundancias mayores, y asociadas a suelos con hojarasca, similar a lo encontrado por Scott (1976), Lieberman (1986). y Heinen (1992). Según Lieberman (1986) y García (2005) la ocurrencia de hojarasca puede estar asociada a la mayor provisión de alimento y

de disponibilidad de microhábitats reproductivos, producto principalmente de una mayor cobertura arbórea y complejidad estructural de los hábitats.

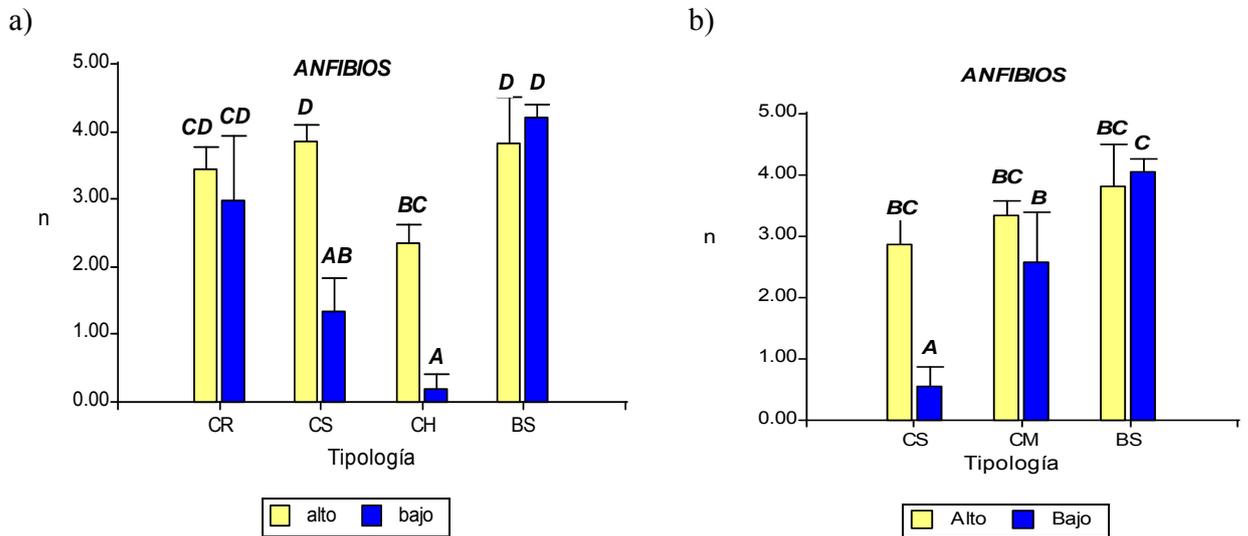


Figura 12. Comparación de medias (ANOVA) de (barras más el error estándar) de los valores de la abundancia de los anfibios por a) tipologías estructurales y b) tipologías ambientales altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

Las curvas de rango de abundancia de anfibios agrupados en las tipologías, muestran que hay pocas especies con valores altos de abundancia y muchas especies con valores muy bajos, es decir que son poco frecuentes (Figura 13 a y b).

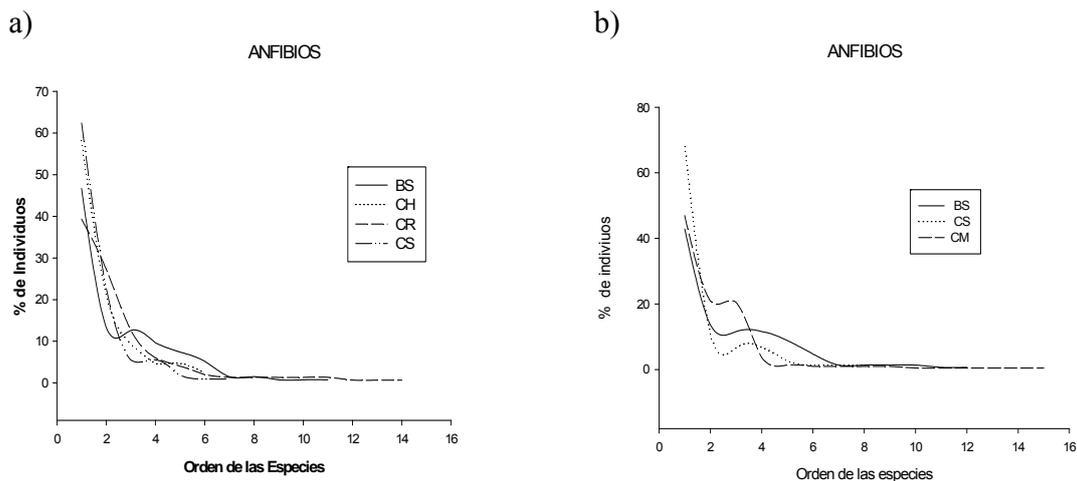


Figura 13. Rango de Abundancia de anfibios en tipologías de cacao a) tipologías estructurales b) tipologías ambientales) altitud (Cacao simple = CS); (Cacao huerto casero = CH); (Cacao rústico = CR); (Bosque = BS); (Cacao multiestrato = CM).

4.3 Asociación de la herpetofauna con las variables ambientales.

Para identificar cuáles variables de respuesta están más asociadas con las tipologías se hizo una correlación entre el componente principal 1 obtenido en el análisis de componentes principales como se muestra en el siguiente cuadro:.

Cuadro 5. Correlación de Pearson del componente 1 del análisis de componentes principales con cada una de las variables de respuesta de la herpetofauna en los cacaotales y fragmentos de bosque de Talamanca

	r	P
Abundancia de Herpetofauna	0.24	0.1200
Riqueza de Herpetofauna	0.26	0.0900
Abundancia de Reptiles	-0.13	0.3900
Abundancia de Anfibios	0.39	0.0100
Riqueza de Reptiles	-0.06	0.7100
Riqueza de Anfibios	0.45	0.0022
Shannon de Herpetofauna	0.04	0.8000
Simpson de Herpetofauna	-0.05	0.7400

Nota: variables de respuesta significativas se resaltan en negrita.

En el cuadro anterior, se puede apreciar que no existieron correlaciones entre los índices de diversidad, riqueza y abundancia de la herpetofauna y de reptiles, sin embargo, existieron correlaciones positivas y significativas entre el componente principal 1 en la riqueza y abundancia de anfibios. Puesto que las parcelas de bosque tienen valores altos en el eje 1, la correlación de riqueza y abundancia de anfibios con los valores de las parcelas en ese eje refleja claramente una asociación anfibios-bosque. Lo cual es consistente con lo reportado por McArthur y McArthur (1961), García-R et ál. (2005), Zimmerman y Bierregard (1986), Pineda y Halffter (2004) acerca de las relaciones positivas entre la complejidad estructural y el establecimiento de herpetofauna.

El entendimiento de estas correlaciones podrían aportar a la conservación de las especies de anfibios de manera puntual, tomando en cuenta que aún existen vacíos de información sobre cuáles son los factores ambientales y estructurales de los sistemas agroforestales y los bosques estarían influyendo y favoreciendo para la mayor diversidad y composición de las especies de anfibios y reptiles (Heinen 1992).

Según Wind (2000), Guerry y Hunter (2002) y Urbina-Cardona et ál. (2006), la ocurrencia y el ensamblaje de anfibios y reptiles puede estar determinado por las características del hábitat (dosel, temperatura, humedad, cuerpos de agua), la tolerancia ecofisiológica, los periodos de reproducción de cada especie. Lo anterior es consistente con el presente estudio, donde se encontró mayor riqueza y abundancia de anfibios en las tipologías más complejas y con variables ambientales con los valores más altos. Esto también podría explicarse a que las tipologías ambientales responden a variables ambientales y biofísicas y que los valores más altos de estos podrían explicar una mayor aptitud para el establecimiento de anfibios. Además en plantaciones de cacao la capa de hojarasca es mayor que en bosques, lo cual favorece al establecimiento de anfibios y reptiles (Lieberman 1986).

Según McArthur y McArthur (1961), García (2005) y Zimmerman y Bierregard (1986), hábitats complejos con diversos y bien desarrollados estratos vegetales estarían ofreciendo una mayor cantidad de nichos potenciales que hábitats estructuralmente más simples. Lo anterior se traduce en una mayor disponibilidad de alimentos y de sitios de percheo, refugio y/o reproducción. Además, estas coberturas poseen propiedades microclimáticas (humedad y temperatura) que se relacionan positivamente con las necesidades fisiológicas de los anuros (Pineda y Halffter 2004. Como mencionan Somarriba y Harvey (2003), si se promueve la cobertura arbórea y la complejidad estructural, existe mayor diversidad de grupos taxonómicos y una mayor diversidad de anfibios (García 2005).

Según Langone (1994), Crump y Rodríguez (2001) y Jonhson (2006) algunas especies de anfibios debido a su alta sensibilidad a factores ambientales deteriorantes, se encuentran actualmente en un proceso de declinación poblacional. Heinen (1992) registró que la herperofauna en plantaciones nuevas de cacao presentó menor riqueza con mayor abundancia que en plantaciones antiguas.

Por otro lado, Lieberman (1986), encontró que la hojarasca en los bosques primarios contiene una alta riqueza y una menor abundancia de anfibios y reptiles que en cacaotales recientemente abandonados. Fauth et ál. (1989) encontraron que la profundidad de la hojarasca en el suelo se correlacionó con la riqueza de especies de herpetofauna y Heinen (1992) sostiene que el tipo de cobertura del dosel puede también tener influencia en su establecimiento, además, el tipo y la cantidad de hojarasca puede afectar la composición y la disponibilidad de artrópodos, fuente de

alimento de anfibios y reptiles. La profundidad de la capa de hojarasca en el suelo, tiene influencia positiva con la densidad de anfibios y reptiles, a su vez la dinámica de la hojarasca está controlada por el clima, el incremento en la temperatura y la frecuencia en la precipitación, los cuales, podrían tener un efecto al disminuir la masa de hojarasca y por ende reducir los recursos de microhabitat para los anfibios y los reptiles (Wildfield 2007).

4.4 Variación en la composición de la herpetofauna

Para la identificación de las especies de reptiles que caracterizaron a las tipologías ambientales, se hizo un análisis de especies indicadoras, donde se observa en general que existieron valores indicadores (< 50) y no significativos según los valores de p (Cuadro 6). Esto podría ser explicado por la amplitud y tolerancia que tienen los reptiles para colonizar ambientes diferentes, en el presente estudio *Norops limifrons* fue la especie más frecuente en las parcelas estudiadas.

Talbot (1977) citado por Heinen (1992) encontró que *N. humilis* selecciona y requiere de micrositios específicos para su establecimiento, pero también tiene la facultad de colonizar lugares con reducida radiación solar.

A diferencia de los reptiles, entre los anfibios hubo dos especies indicadoras y significativamente asociadas al bosque natural, las cuales fueron *Craugastor fitzingeri* y *Pritimantis ridens*, siendo esta última la más significativa y con el valor de indicación más alto (Cuadro 7) No obstante, el hallazgo de estas especies en cacaotales, indicaría que las mismas pueden usar estos ambientes como hábitats alternativos para su establecimiento.

Cuadro 6. Resultados de la prueba de MONTE CARLO para el Valor de indicador observado para cada especie de reptiles mediante 10.000 permutaciones, entre las tipologías ambientales

Especie	TIPO	VI*	P
<i>Gonatodes albogularis</i>	BS	11.1	0.2245
<i>Norops humilis</i>		40.1	0.1565
<i>Norops limifrons</i>		27.5	0.9815
<i>Bothrops asper</i>		6.8	0.7050
<i>Sibon annulatus</i>		11.1	0.2245
<i>Drymobius margaritiferus</i>		11.1	0.2500
<i>Imantodes cenchoa</i>		16.8	0.2380
<i>Nothopsis rugus</i>		11.1	0.2230
<i>Corytophanes cristatus</i>	CM	8	0.6770
<i>Norops sp.</i>		9.4	0.9999
<i>Polychrus gutturosus</i>		12.5	0.3400
<i>Porthidium nasutum</i>		12.5	0.3660
<i>Scaphiodontophis annulatus</i>		6.2	0.9999
<i>Tantilla reticulata</i>		6.2	0.9999
<i>Norops lemurinus</i>	CS	21.5	0.4410
<i>Mabuya unimarginata</i>		32	0.1005
<i>Sphenomorphus cherreiei</i>		7.1	0.5770
<i>Ameiva festiva</i>		7.9	0.6130
<i>Ameiva quadrilineata</i>		11	0.8505
<i>Diploglossus monotropis</i>		9.9	0.3705
<i>Ninia maculata</i>		7.1	0.5795
<i>Pseustes poecilonotus</i>		3.8	0.9999
<i>Rhadinaea calligaster</i>		7.1	0.5790
<i>Urotheca pachyura</i>		14.3	0.1635

VI*: Valor Indicador observado

Las especies anteriormente mencionadas están asociadas positivamente a la presencia de la hojarasca en el suelo Heinnen (1997) y Lieberman (1986). Asimismo García (2005) registró a *C. fitzingeri* como una de las especies de anfibios más abundantes en los bosques riparios y secundarios de Río Frío.

Cuadro 7 Cuadro Resultados de la prueba de MONTE CARLO para el Valor de indicador observado para cada especie de anfibios mediante 10000 permutaciones, entre las tipologías ambientales

Especie	TIPO	VI*	P
<i>Allobates talamancae</i>	BS	29.4	0.4972
<i>Craugastor megacephalus</i>		7.5	0.6067
<i>Craugastor noblei</i>		21	0.0548
<i>Craugastor fitzingeri</i>		32.4	0.0083
<i>Pristimantis ridens</i>		47.3	0.002
<i>Craugastor talamancae</i>		22.2	0.0577
<i>Leptodactylus savagei</i>		15.3	0.3753
<i>Silverstoneia flotator</i>		11.1	0.2407
<i>Lithobates warschewitschii</i>		5.1	0.9999
<i>Phyllobates lugubris</i>		22.2	0.0542
<i>Dendrobates auratus</i>	CM	41.1	0.0775
<i>Ooophaga pumilio</i>		26.8	0.9426
<i>Pristimantis cruentus</i>		5.3	0.9999
<i>Smilisca sordida</i>		5.3	0.9999
<i>Smilisca phaeota</i>		5.3	0.9999
<i>Rana taylori</i>		5.3	0.9999
<i>Craugastor sp1</i>		5.3	0.9999
<i>Ollotis coniferus</i>	CS	10	0.5032
<i>Chaunus marinus</i>		6.6	0.8756
<i>Agalychnis callidryas</i>		27.1	0.1248

Nota: VI*: Valor Indicador observado. Las especies con la p no mayor de 0.05 (especies indicadoras) están resaltadas en negrita.

4.5 Recomendaciones para la conservación de los anfibios y reptiles en los cacaotales

De las observaciones procedentes de las visitas a las fincas cacaoteras de Talamanca se puede mencionar las siguientes recomendaciones relacionadas a la conservación de la herpetofauna:

Para promover cualquier estrategia de conservación de la biodiversidad y para el caso particular de la herpetofauna en Talamanca, se debería tener el apoyo decidido de las instancias políticas principalmente las locales, por ejemplo la Asociación de Desarrollo Integral de los Territorios Indígenas Bribri (ADITIBRI), buscando la participación activa de las comunidades y de las entidades involucradas en los procesos de producción y conservación.

Para un mayor entendimiento de la ocurrencia de y conservación de anfibios y reptiles en diferentes tipos de hábitats, es necesario tomar en cuenta una caracterización más detallada de

los mismos, integrando variables ambientales y estructurales (dosel, suelo, temperatura y humedad) como las mencionadas a lo largo del estudio, contribuyendo de esta manera, en los requerimientos fisiológicos de estos grupos de animales, lo cual, brindaría una mayor belleza escénica en estos tipos de ecosistemas, que además de conservar servirían entre otros como atractivo turístico de la zona y controles biológicos de plagas, como los insectos y roedores.

Es recomendable la difusión adecuada y sencilla de los resultados del presente estudio, para poder contribuir en el conocimiento de los productores de cacao y sus familias acerca de la potencialidad de sus cacaotales en el establecimiento de la herpetofauna. Con la finalidad que la población local tome interés en conservar la biodiversidad de sus fincas, el primer paso es crear una estrategia de conservación exitosa, por medio del reconocimiento de la biodiversidad presente en las fincas como también de una adecuada evaluación de los impactos que causan sus acciones sobre la misma, de tal manera que puedan realizar un aprovechamiento adecuado de sus recursos naturales (Somarriba y Harvey 2003).

En el presente estudio se registraron 20 especies de anfibios (dos especies indicadoras de bosque) y 25 especies de réptiles. Los resultados anteriormente mencionados, podrían servir de línea base, para establecer un programa de monitoreo de dichas especies. Para ello, es importante considerar la capacitación de los productores en el reconocimiento de las especies y en las respectivas técnicas de monitoreo.

La información expuesta en el presente estudio (diversidad y composición de herpetofauna en cacaotales) es un aporte adicional de información para el posible desarrollo de "sellos" que reconozcan el valor de los cacaotales para la conservación, tal y como sostienen Somarriba y Harvey (2003) lo que podría facilitar el acceso a otros esquemas de certificación ecológica y mercados nicho de cacao, y otros productos del cacaotal, pues actualmente no existen mecanismos para compensar a los productores, de manera que logren mejores ingresos por conservar biodiversidad en sus cacaotales o por adoptar prácticas de manejo que promuevan la conservación.

Los diferentes sistemas agrícolas y hábitats dentro de los agropaisajes varían en su valor de conservación, debido a diferencias en cuanto a su diversidad estructural, composición, manejo y su arreglo espacial (Harvey et ál. 2008). Los resultados del presente muestran que el área con coberturas complejas como los bosques tiene mayor valor en la conservación de anfibios y

reptiles. Sin embargo, las tipologías de cacaotales con mayor complejidad estructural podrían ser alternativas para la conservación de la herpetofauna, por ello, es necesario fomentar estrategias agroforestales a nivel de finca como recomienda Somarriba y Harvey (2003), con algunas actividades que sean compatibles y simultáneos a los fines de conservación y producción.

Según Gaudrain y Harvey (2003) el establecimiento de cultivos reduce las zonas boscosas generando un desplazamiento de la fauna nativa hacia espacios más alejados y conservados. Sin embargo, los SAF con cacao tienen un buen potencial para conservar biodiversidad, pero su efecto depende del paisaje en el cual se encuentran. Es por ello, que una estrategia de conservación no solamente tiene que tomar en cuenta los esfuerzos a nivel de fincas si no a nivel de paisaje pues se debe considerar la distribución, representatividad y configuración de los hábitats (García 2005).

Kristen y Donnelly (2006), encontraron en la Estación Biológica La Selva, una diversidad de anfibios y reptiles relativamente alta en un conjunto de fragmentos de bosque, lo que indica que la preservación de una red de pequeños parches de bosque puede tener valor de conservación para los anfibios y reptiles. Además, los remanente de bosque son refugios importantes para la conservación de la biodiversidad en agropaisajes (Harvey et ál. 2008), particularmente para algunas especies raras de anuros (Heinen 1992).

Por lo anterior, otra estrategia de conservación es el promover sistemas agroforestales de cacao con una estructura compleja, los cuales, podrían posibilitar y permitir el aumento en la disponibilidad de hábitat y reducir el nivel de aislamiento por otros tipos de cobertura, tratando también de evitar la expansión de cultivos menos diversos y pobremente estructurados (p. ej., granos o plátano).

Es necesario promover estudios de diversidad y composición de anfibios y reptiles en otros tipos de coberturas que hacen parte del mosaico de los sistemas productivos del paisaje de Talamanca, lo cual, permitirá según García (2005) desarrollar estrategias de planificación y ordenamiento sostenible en los paisajes rurales con base en su composición y estructura; partiendo desde el nivel de las unidades de manejo hasta el nivel de paisaje, propiciando el amortiguamiento, la conexión y la posible funcionalidad de movilidad de las especies de herpetofauna en el paisaje

Con base en lo anterior, es necesario fomentar herramientas de conservación a escalas de paisaje como por ejemplo la proyección de una red ecológica para la zona, llevada a cabo en el marco del Proyecto de Cacao Centroamérica (Ortega com. pers.), complementando de esa manera la conservación de las áreas protegidas del Corredor Biológico Talamanca-Caribe

Finalmente, es recomendable aumentar o replicar el número de parcelas de estudio y en ellas considerar el registro de las variables ambientales y estructurales ya mencionadas. Asimismo, diseñar estudios que permitan establecer las relaciones que pudieran existir entre el hallazgo en el bosque de las “hormigas bala” *Paraponera clavata* con la diversidad y composición de la herpetofauna. Además, es necesario explorar relaciones en la diversidad y composición de anfibios y reptiles con relación a las métricas de paisaje.

5 CONCLUSIONES

Se caracterizaron los bosques y se diferenciaron los tipos de plantaciones de cacao de acuerdo a variables ambientales y estructurales (temperatura, humedad, estructura de dosel, sombra y cobertura del suelo), que son parte de los requerimientos fisiológicos de los anfibios y los reptiles, agrupándose las parcelas en estudio de acuerdo a dichas variables en tres grupos diferentes.

Se estableció que las diferencias encontradas en la riqueza y abundancia de los anfibios fueron producto de la variación en la complejidad (estructural y ambiental) de las tipologías y la altitud, donde las tipologías más complejas junto al bosque de la zona baja, fueron las más importantes.

Se determinó que en la riqueza y la abundancia de los reptiles, no se encontraron diferencias entre tipologías, pero si entre altitudes, ya que los valores más altos se registraron en la zona baja, lo que sugiere que dichos grupos son más tolerantes o menos específicos en sus requerimientos de hábitat.

Se comparó la composición de la herpetofauna y se identificaron especies indicadoras en las diferentes tipologías. En reptiles, se registraron 25 especies, de las cuales ninguna fue indicadora, mientras que en los anfibios dos de las 20 especies registradas (*Craugastor fitzinger* y *Pristimantis ridens*) fueron indicadoras y pertenecían al bosque natural.

Se formularon recomendaciones inherentes a la conservación de la herpetofauna en la zona de Talamanca, donde se resaltaron aspectos estratégicos que deberían ser considerados y apoyados por las instancias políticas principalmente las locales, buscando la participación activa entre las comunidades y las entidades involucradas en los procesos de producción y de conservación.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Aleman, J.B. 2008 Caracterización de reptiles y percepción local hacia las serpientes en fincas ganaderas de la subcuenca del Río Copán, Honduras Tesis Mag. Sc. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, CR.110 p.
- Alexander, M.A; Eiseid, J. K. 2001. Climate variability in regions of amphibian declines. *Conservation Biology* 15:930-942.
- Angulo, A. 2002 Anfibios y Paradojas: Perspectiva sobre la diversidad y las poblaciones de anfibios. *Ecología Aplicada* 1:105-109.
- Beebee, T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature* 374:219-220.
- Beer, J. 1999. *Theobroma cacao*: un cultivo agroforestal. *Agroforestería en las Américas* 6(22):4.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, CH. 254 p.
- Borge, C; Castillo, R. 1997 Cultura y conservación en la Talamanca indígena. San José, CR.EUNED. 259 p.
- Bruce, E. Y; Lips, K. R; Reaser, J. K; Ibáñez, R; Salas, A. W; Cedeño, J. R; Coloma, L. A; Ron, S; La Marca, E; Meyer, J; Muñoz, A; Bolaños, F; Chaves, G; Romo, D. (2000) Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America *Conservation Biology*. 15(5). 1213-1223 p
- Carey, C. 1993. Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conservation Biology* 7:355-362.
- Carey, C; Alexander, M.A. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? Special issue: Amphian declines diversity and distributions. Blakwell Publishing Ltd. US 9:111-121.
- Collins, J.P; Storfer, A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions* 9:89-98.
- Colwell, R.K. 1997. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 5.0.1. University Connecticut. Disponible en: <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Crump, M.L; Rodríguez L.O. 2001. Los anfibios están desapareciendo de América Latina. *En* Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo F. eds. *Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, MX. D. F. p.170-181.
- De Lima, M; Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- Duellman, W. E. 1990 Herpetofaunas in Neotropical Rainforests: Comparative composition, history, and resource use. *En*: Gentry, A. H. (Ed) *Four Neotropical Rainforest*. Yale Univ. Press. New Haven.US. p. 455-505

- Dufrene, M; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Fauth, J. E; Crother, B. I; Slowinski, J.B. 1989 Elevational patterns of richness, evenness, and abundance of the Costa Rican leaf litter herpetofauna. *Biotrópica* 21(2): 178-185.
- Fritz, G; Stanley, R; Pamphilis, C.W. de 1981. The aposematically colored frog, *Dendrobates pumilio*, Is distasteful to the large, predatory ant, *Paraponera clavata*. *Biotrópica* 13(2): 158-159
- Frost, D; Grant, T; Faivovich, J; Bain, R; Hass, A; Haddad, L. R; Channing, A; Wilkinson, M; Donnellan, S; Raxworthy, C; Campbell, J; Blotto, B; Moller, P; Drewes, R; Nussbaum, R; Lynch, J; Green, D; Wheeler, W. 2006 The amphibian tree of life, *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297:370 pp
- García, J.A. 2005. Incidencia de la cobertura arbórea sobre los ensamblajes de anuros en un paisaje silvopastoril de Río Frío, Costa Rica. Una perspectiva de hábitat y paisaje. Tesis Mag. Sc. Universidad Nacional, Heredia, CR. 91 p.
- García-R, J.; Castro-H, F.; Cárdenas-H, H. 2005. Relación entre la distribución de anuros y variables del hábitat en el sector la Romelia del Parque Nacional Natural Munchique (Cauca, Colombia). *Caldasia* 27(2):299-310.
- Gaudrain, C. y Harvey, C. 2003. Caza y diversidad faunística en paisajes fragmentados del territorio indígena Bribrí de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10:37-38.
- Gómez, M. 2007. Relación entre la diversidad de herpetofauna en sistemas silvopastoriles, la calidad del agua y el bienestar de los productores en el municipio de Matiguas (Matagalpa, Nicaragua) Tesis Mag. Sc. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, CR. 121 p
- Guerry, A; Hunter, M. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16(3):745-754.
- Guiracocha, G; Harvey, C; Somarriba, E; Krauss, U; Carrillo, E. 2001. Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica, *Agroforestería en las Américas* 8(30):7-11.
- Guyer, C. 1990 The Herpetofauna of La Selva, Costa Rica. En Gentry, A. H. (Ed) *Four Neotropical Rainforest* Yale Univ. Press. New Haven. 371-385 pp.
- Harvey, C.A; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- Harvey, C.A; Gonzales M. 2007 Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*.16:2257-2292
- Harvey, C.A; Saenz, J.C. Montero 2008. Conservación de la biodiversidad en Agropaisajes de Mesoamérica: ¿Que hemos aprendido y qué nos falta conocer? En Harvey, C.A; Saenz, J.C. (ed). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* p 579-596.
- Heinen, J.T. 1992. Comparisons of the leaf-litter herpetofauna in abandoned cacao plantations

- and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24(3): 431-439.
- Heyer, W.R, eds. 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution. US. 364 p.
- Holdridge, L. R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Serie libros y materiales educativos IICA San José, CR.No. 34
- Infostat. 2007. InfoStat Software. (en línea). Buenos Aires, AR. Consultado 2 Sep. 2008. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Jonhson, P. 2006. Amphibian diversity: decimation by disease. *The National Academy of Sciences of the US*. 103(9):3011-3012.
- Kristen, E. B; 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
- Langone, A.J. 1994. Ranas y sapos del Uruguay. Museo Antonio Damasco Larrañaga. UR 5:1-123.
- Legendre, P; Legendre, L. 1998. Numerical ecology. Second English Edition. Elsevier, Amsterdam NL.853p.
- Lieberman, S.S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rain forest: La Selva Costa Rica. *Acta zoológica Mexicana. Serie* 15:1-72.
- Mac Arthur, R; Mac Arthur, J. 1961. On bird species diversity. *Ecology*. 42:594-598.
- Mccune, B; Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design.US. 237 p.
- Moreno C.E. 2001 Métodos para medir la biodiversidad. M.&T Manuales y tesis SEA, Vol.1. CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA. Zaragoza, ES:84 p.
- Noss, R.F. 1991. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- Orozco A; Deheuvels O. 2007. El cacao en Centroamérica: resultados del diagnóstico de familias, fincas y cacaotales línea base del proyecto “Competitividad y ambiente en los paisajes cacaoteros de Centroamérica”. Informe técnico CATIE, Turrialba, CR. 148p.
- Péfaur, J.E. 1993. Anfibios, una herramienta pedagógica para determinar el deterioro ambiental Boletín No 1. Mérida–VE. 43 p.
- Pineda, E; Halffter, G. 2004. Species diversity and fragmentation: Frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological conservation*. (117): 499-508.
- Polidoro, B. Winowiecki L; Maynard J; McDaniel, M; Morra M. 2008 Suelos del valle y del piedemonte en Talamanca: un paisaje dinámico para el almacenamiento de carbono Agroforestería en las Américas (46):40-41.
- Pounds, A; Crump, M.L. 1994. Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology* 8:72-85.

- Pounds, R.; Bustamante, L.; Coloma, A.; Consuegra, J.A.; Fogden, M.P.L.; La Marca, E.; Masters, K.L.; Merino, V.A.; Puschendorf, R.; Foster, P.N.; Sánchez, G.A.; Still, C.J.; Young, B.E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Conservation Biology* 7:355-362.
- Primack, R.; Rozzi, R.; Feinsinger, P.; Dirzo, R. y Massardo, F. eds. 2001. Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México. D. F.MX p.170-181.
- Proyecto Cacao Centroamérica PCC. 2004. Proyecto fijación de carbono en sistemas agroforestales con cacao de fincas indígenas en Talamanca, Limón, Costa Rica. Documento técnico. Turrialba CR. 56 p.
- Rand, S. A.; Myers C. W. 1990 The Herpetofauna of Barro Colorado Island, Panama: An ecological summary. En: Gentry, A. H. (Ed): Four neotropical rainforest Yale Univ. Press. New Haven US p 386-409
- Ranganathan, J.; Daily C. 2008. La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. En Harvey, C.A. Saenz, J.C. (ed). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. CR p. 15-25.
- Reitsma, R.; Parrish, J.; Mclarney, W. 2001. The role of cacao plantations in maintaining avian diversity in Southeastern Costa Rica. *Agroforestry Systems* 53:185-193
- Rodriguez, L. y J. E. Cadle 1990. A Preliminary overview of the herpetofauna of Cocha Cashu, Manu National Park, Peru. En: Gentry, A. H. (Ed): Four Neotropical Rainforest. Yale Univ. Press. New Haven p 410-425
- Russell, K.; Bently, T.; Baughman, W.; Hanlin, H.; Ford, W. 2004. Responses of southeastern amphibians and reptiles to forest management: a review. *In*: Rauscher, H.; Johnsen, K. Eds. Southern forest science: past, present, and future. Southern Research Station. 408 p.
- Sala, O.E.; Chapin, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M.; Wall, D.H. 2000. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Savage, J. M. 2002. Amphibians and reptiles of Costa Rica: a herpetofauna between two continents, between two seas. The University of Chicago, US. 934 p.
- Schlaepfer, M.; Gavin, T. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15 (4):1079-1090
- Scott, N.J. 1976. The abundance and diversity of the herpetofauna of tropical forest litter. *Biotropica* 8(1): 41-58.
- Schroth, G.; Harvey C. A. 2007 Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview *Biodiversity and Conservation*. 16:2237-2244.
- Solórzano, A. 2004. Serpientes de Costa Rica. INBio, San José, CR. 792p.
- Somarriba, E.; Harvey, C 2003. ¿Cómo integrar producción sostenible y conservación de biodiversidad en cacaotales orgánicos indígenas? *Agroforestería en las Américas*. 10:12-17.

- Stenseth, N.C; Mysterud, A; Otthors, G; Hurrell, J.W; Chan, K.S; Lima, M. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science* 297:1292-1296.
- Stork, N.E; Samways, M.J. 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. En Heywood, V.H. y Watson R.T. eds. *Global Biodiversity Assessment* Cambridge University Press. London, GB. p.457 -535.
- Suatunce, J.P. 2002. Diversidad de escarabajos estercoleros en bosques y en cacaotales de diferente estructura y composición florística Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, CR, 122 p.
- Slowinski, J.P; Crother,B.I; Fauth, J.F.1987. Diel differences in leaf litter abundances of several species of reptiles and amphibians in abandoned cacao grove in Costa Rica. *Revista Biología Tropical* 35(2):349-350
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective logging on birds species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6(1):47-63.
- Urbina-Cardona, J.; Reynoso, V. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en Los Tuxtlas, Veracruz, México. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Halfpeter, G.; Soberón, J.; Koleff, P.; Melic, A. (Editores).: *Monografías Tercer Milenio* (4):191-207.
- Whitfield, S.M.; Kristen, E.B; Thomas, P; Sasa, M; Bolaños; Chaves, G; Savage, J; Donnelly, M.A. 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceeding of the National Academy of The Science of United States of America* 104 (20):8352- 8356.
- Whitmore, T.C. 1998. Potential impact of climatic change on tropical rain forest seedlings and forest regeneration. *Climatic Change* 39:429-438.
- Winowiecki, L. 2008. Soil biogeochemical patterns in the Talamanca foothills, Costa Rica: Local soil knowledge and implications for agroecosystems. Thesis (PhD), University. of Idaho, Moscow, Idaho, US. 172 p.
- Wind, E. 2000.Effects of habitat fragmentation on amphibians: what do we know and where do we go from here? *In: Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*. Kamloops, D.C; Darling L. M. (Ed) US. 520 p.
- Zimmerman, B; M. T. Rodriguez. 1990 Frogs, snake and lizards of the IMPA-WWFA reserves near Manaus, Brazil. En: Gentry, A. H. (Ed): *Four Neotropical Rainforest.. Yale Univ. Press. New Haven.* 426-454 pp
- Zimmerman, B; Bierregard, R. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of biogeography* 13(2):133-14.

ANEXOS

Anexo 1. Planilla de para el registro de los datos ambientales y estructurales en las parcelas de cacao

Codigo de parcela PCC	Numero de Parcela	TIPOLOGIA DE CACAO
Lugar de Muestreo:		Propietario
Altitud (m.s.n.m.):	Coordenadas	

APERTURA DE DOSEL	ESTE	OESTE	NORTE	SUR	PROMEDIO
-------------------	------	-------	-------	-----	----------

SUB	Estructura		suelo %				
	Altura	Valores	sub	descubierto	hojarasca	veg herbacea	otros
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						
PHoj :	0 – 2 m		A				
	2 – 9 m		B				
	10 – 20 m		C				
	20 – 30 m		D				
	> 30 m						

*Valores de Cobertura: 0 = 0%, 1 = 1-33%, 2 = 34-66%, 3 = 67-100%

