

**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN ENSAMBLAJE DE ANUROS EN UN
GRADIENTE ALTITUDINAL DE MONTAÑA PERTURBADO EN LA
SUBCUENCA DEL RÍO LAS PIEDRAS, (POPAYÁN CAUCA, COLOMBIA)**

RAÚL ALFONSO PÉREZ TOBAR

**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO
(CIMAD)**

MAESTRIA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE

UNIVERSIDAD DE MANIZALES

MANIZALES, - 2011

**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN ENSAMBLAJE DE ANUROS EN UN
GRADIENTE ALTITUDINAL DE MONTAÑA PERTURBADO EN LA
SUBCUENCA DEL RÍO LAS PIEDRAS, (POPAYÁN CAUCA, COLOMBIA)**

RAÚL ALFONSO PÉREZ TOBAR

DIRECTOR

JOSE NICOLAS URBINA CARDONA, Ph.D.

ASESOR

PAUL DAVID ALFONSO GUTIERREZ, M.Sc.

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TITULO DE
MAGISTER EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE**

**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO
(CIMAD)**

MAESTRIA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE

UNIVERSIDAD DE MANIZALES

MANIZALES, - 2011

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCION	1
1. MARCO CONCEPTUAL	4
<i>1.1 Los anfibios como indicadores ambientales</i>	4
<i>1.2 Disminución de poblaciones de anfibios a nivel mundial</i>	6
<i>1.3 Cambios climáticos, calentamiento global</i>	8
<i>1.4 Relaciones de los anuros y sus variables del hábitat</i>	9
<i>1.5 Fragmentación de hábitats</i>	11
<i>1.6 Efectos de la fragmentación del hábitat sobre la estructura y composición de un ensamblaje de anuros</i>	13
2. PROBLEMA DE INVESTIGACION	16
<i>2.1 Justificación</i>	16
3. PREGUNTAS, E HIPOTESIS DEL PROYECTO	18
4. OBJETIVOS	20
<i>4.1 General</i>	20
<i>4.2 Específicos</i>	20
5. MATERIALES Y METODOS	21
<i>5.1 Área de estudio</i>	21
<i>5.1.1 Subcuenca del rio Las Piedras</i>	
<i>5.2 Diseño de investigación</i>	25
<i>5.2.1 Determinación de la diversidad de especies</i>	25
<i>5.2.2 Intensidad y esfuerzo de muestreo</i>	26
<i>5.3 Captura e identificación de especímenes</i>	27
<i>5.3.1 Métodos sacrificio y preparación</i>	27

5.4 Variables del Microhábitat	28
5.5 Análisis de Diversidad	30
5.5.1 Diversidad dentro de cada hábitat (Diversidad α)	30
5.5.1.1 Curva de rarefacción	30
5.5.2 Distribución rango-abundancia	31
5.5.3 Índice de Diversidad α	31
5.5.4 Comparación de la Diversidad entre los hábitat (Diversidad β)	33
5.6 Preferencia del microhábitat	33
6. RESULTADOS	35
6.1 Composición de un ensamblaje de anuros registrados en la Subcuenca del río Las Piedras	35
6.2 Abundancia del Ensamblaje	36
6.2.1 Abundancia de anuros en bosque perturbados y conservados a lo largo del gradiente altitudinal	40
6.3 Diversidad Alfa	41
6.3.1 Esfuerzo de muestreo y curvas de acumulación de especies en las cuatro estaciones de muestreo	41
6.3.2 Esfuerzo de muestreo y curvas de acumulación de especies en diferentes Microhábitats	42
6.4 Índices de Diversidad a lo largo del gradiente altitudinal	43
6.4.1 Riqueza	45
6.5 Comparación de la Diversidad entre las Cuatro estaciones de muestreo (Diversidad Beta)	45
6.5.1 Comparación de la Diversidad entre los diferentes microhábitats (Diversidad Beta)	46
6.5.2 Índices de Diversidad en los diferentes Microhábitats	47
6.5.3 Análisis de Variables	50
6.5.3.1 Sustrato	50
6.6 Variables Ambientales	51
7. DISCUSIONES	54
7.1 Patrones de Riqueza y Diversidad del ensamblaje de anuros en la subcuenca del río Las Piedras	54

<i>7.2 Patrones de Abundancia y Composición del ensamblaje de anuros en la subcuenca del río Las Piedras</i>	56
<i>7.3 Uso del Microhábitat y modos reproductivos a lo largo del gradiente altitudinal</i>	57
<i>7.4 Herramientas para la conservación de los anuros en la subcuenca en la subcuenca del río Las Piedras</i>	60
<i>7.4.1 Protección de los hábitats</i>	60
<i>7.4.2 Reproducción en cautiverio</i>	61
<i>7.4.3 Educación y toma de conciencia</i>	61
8. CONCLUSIONES	63
9. RECOMENDACIONES	65
10. LITERATURA CITADA	66
ANEXOS	

INTRODUCCION

Los anuros son uno de los grupos de vertebrados con menor grado de conocimiento en su ecología e historia natural; sin embargo, recientes investigaciones han demostrado que los anuros son un grupo ideal de indicadores de la salud y calidad de los ecosistemas (Lips *et al.* 2001; Renjifo y Lynch 2001; Páez 2002).

La fauna anfibia es considerada por algunos autores como componentes importantes de las cadenas tróficas puesto que constituyen una de las fracciones más altas de biomasa de vertebrados dentro de los ecosistemas (Valencia 2004). Ellos cumplen importantes papeles biológicos dentro del equilibrio de los ecosistemas, puesto que sirven como los eslabones vitales dentro de la dinámica trófica del sistema, son indicadores ambientales, destacadas piezas para el comercio y consideradas además dentro del floklore de los pueblos como especies carismáticas (Valencia 2004).

Es indispensable estudiar aspectos de la autoecología de las especies para entender las respuestas poblacionales y de los ensamblajes a los cambios ambientales y estructurales en el medio, para poder sugerir de este modo posibles medidas de conservación (Urbina-Cardona 2008a). Para ello uno de los primeros pasos que se deben seguir en pro de su conocimiento básico, es la realización de inventarios y caracterizaciones que nos permitan saber lo que se tiene, para después plantear medidas que fortalezcan a las especies y los procesos desarrollados en los diferentes ecosistemas (Valencia 2004).

Numerosos factores antropogénicos pueden ser causantes de la disminución de los anuros, estos factores operan a través de múltiples escalas, que con frecuencia tienen relaciones sinérgicas de manera que pueden desencadenar una cascada de impactos en las comunidades biológicas (Blaustein y Wake 1990). Son varias las causas que se han señalado como responsables del colapso reciente y la desaparición de un gran número de especies de anuros entre las que se destacan la presión sobre los ecosistemas naturales, aspectos que contrasta con un proceso acelerado de colonización humana que ha llevado a

la pérdida y fragmentación del bosque natural así como la degradación interna de los parches remanentes debido a la tala selectiva de maderas preciadas (García *et al.* 2007). Los anfibios se encuentran en declive debido a factores tales como la contaminación, el cambio de uso de la tierra, la introducción de predadores y competidores no nativos, el calentamiento global, al igual que a pandemias y/o fenómenos naturales (Pounds y Crump 1994; Lips 1998; Young *et al.* 2001; Collins y Storfer 2003; Pounds *et al.* 2006; García *et al.* 2007) viendo afectada su calidad del hábitat e incrementando la vulnerabilidad de sus poblaciones a la extinción.

Para poder tomar acciones concretas en el manejo y conservación de los anfibios colombianos es necesario conocer sus patrones de diversidad, su distribución geográfica y su respuesta ante perturbaciones antropogénicas. Por ello es necesario realizar estudios ecológicos en zonas inexploradas del país. Para el caso de la anurofauna del Departamento del Cauca el grado de conocimiento sobre su distribución y ecología es aun deficiente y solo se han reportado especies únicamente conocidas por ejemplares provenientes de sus localidades típicas, sin que esto refleje su verdadera distribución, puesto que la ausencia de registros de estas especies en otras localidades no es una evidencia suficiente para mostrar su endemismo o distribución altamente registrada (Acosta 2000).

Tal es el caso de la Subcuenca del río Las Piedras en donde aun no se han realizado estudios sistematizados relacionados con la diversidad de la fauna anfibia, conociéndose únicamente registros aislados de algunas especies (Rivero y Granados 1993; López y Valencia 2005). No existen programas de monitoreo de anfibios por lo tanto se requiere de manera urgente el levantamiento detallado de la anuro fauna de la región con el fin de establecer una línea base que sirva para la posterior implementación de programas de monitoreo para evidenciar las fluctuaciones de las especies. La importancia de conocer la diversidad de la fauna anfibia de la región, radica en que la Subcuenca del río Las Piedras se encuentra dentro de las áreas de protección y amortiguación del Parque Nacional Natural Puracé, y tiene una alta prioridad de conservación nacional y mundial, presenta un alarmante grado de fragmentación de sus bosques como consecuencia de la construcción de

varias vías de acceso, tala de árboles para el uso domestico, venta de madera, adecuación de tierras para pastoreo e implementación de cultivos.

Estas amenazas a la anurofauna local hacen que estudios tendientes a conocer su diversidad, y especialmente cambios en la composición y estructura de las especies a lo largo de gradientes altitudinales sea una prioridad en la región. En el país se han realizado algunos estudios relacionados con cambios en la diversidad de especies a lo largo de gradientes altitudinales (Lynch 1999b; Catenazzi y Rodríguez 2001; Lynch y Suarez-Mayorga 2002; Rodríguez *et al.* 2003; Rodríguez 2004; Flores-Villete *et al.* 2005; Yáñez-Muñoz 2005; Cortez-Fernández 2006; Ramírez 2008; Ramírez *et al.* 2009) y han determinado algunos patrones tales como: (a) a menor altitud, mayor riqueza de especies y a mayor altitud, menor riqueza de especies; y (b) a menor altitud, menor abundancia de individuos y a mayor altitud, mayor abundancia de individuos; (Ramírez *et al.* 2009).

Dadas estas afirmaciones, se puede suponer que la anuro fauna responde a las asociaciones inter-específicas, en los gradientes altitudinales, diferentes grados de perturbación que poseen las formaciones vegetales y el clima. El presente estudio tiene por objetivo analizar la presencia de especies únicas distribuidas a lo largo de cuatro gradientes altitudinales en la Subcuenca del Rio Las Piedras, incluyendo sus relaciones ecológicas. Debido a que los cambios climáticos inciden en la distribución, riqueza y abundancia de anfibios (Pounds *et al.* 2006; Bustamante 2005; Ramírez *et al.* 2009), y puesto que las poblaciones típicamente fluctúan (Heyer 1994; Lips 2001; Angulo 2006; Ramírez *et al.* 2009), los estudios sobre la distribución y ecología de los anuros se tornan necesarios para tomar decisiones adecuadas para su manejo y conservación.

1. MARCO CONCEPTUAL

1.1 Los anfibios como indicadores ambientales

Algunas especies dentro del grupo de los anfibios son bioindicadores del estado del medio natural que habitan, es decir, se encuentran entre los primeros a quienes les afecta su alteración y sufren de manera directa la contaminación a cambios ambientales disminuyendo de manera alarmante a corto plazo el número de especies. Son el único grupo de vertebrados que poseen una fase de vida acuática (larvaria) y otra terrestre, lo que les hace sensible a las alteraciones en ambas medidas y ocupan una posición clave en la cadena trófica (McDiarmid 1994).

La piel de los anfibios es lisa y permeable y constituye un importante órgano en el balance hídrico, osmótico e incluso respiratorio en algunas especies, esta piel es vulnerable a los productos químicos disueltos en el agua, a la lluvia ácida y a las radiaciones solares que alteran su estructura genética (McDiarmid 1994).

Se ha sugerido que los anfibios pueden ser particularmente sensibles a la fragmentación debido a sus características fisiológicas y etológicas (Giman 1990; Wake 1991; Branford *et al.* 1993; Blaustein *et al.* 1995; Osorno-Muñoz 1999), y que factores ambientales como la temperatura, la precipitación y la humedad relativa del aire determinan su distribución ecológica y geográfica (Crump 1994; Duellman y Thomas 1996; Zimmerman y Simberlof 1996; Estupiñán y Galatti 1999); señalándose también la importancia para algunas especies de cierto tipo de fisonomía vegetal relacionada con la madurez del bosque (Crump 1971; Rincón-Franco y Castro 1998), donde aspectos de microhábitat y microclima limitan su abundancia y distribución (Welsh 1990; Osorno-Muñoz 1999).

La mayor parte de las especies de anfibios toleran pasivamente fluctuaciones termales del ambiente, limitando las respuestas comportamentales en la medida que las condiciones ambientales dejan de ser apropiadas (Navas 1999). Los siguientes son factores considerados relevantes en la investigación de anfibios:

Factor Ambiental	Efecto sobre los Anfibios
Temperatura	<i>La temperatura puede tener una influencia sobre el desarrollo de los anfibios, en los controles de los ciclos reproductivos y de comportamiento (especialmente en zonas templadas). Los cambios en la temperatura pueden afectar la predación, parasitismo, y la susceptibilidad a enfermedades por parte de los anfibios.</i>
Precipitación	<i>La precipitación genera una fuerte influencia sobre la actividad anfibia, de igual forma sobre la distribución y los patrones de dispersión, los ciclos reproductivos, las proporciones de crecimiento y el desarrollo.</i>
Humedad relativa	<i>La combinación entre temperatura y humedad determina la velocidad a la que pierde agua el anfibio en su superficie. Por esta razón, la cantidad de humedad en el aire afecta la distribución y los patrones de actividad.</i>
Humedad del sustrato	<i>Los niveles de humedad del sustrato del suelo, en las hojas, pueden afectar la distribución y los tipos de actividad que afectan los lugares de ovoposición que presentan un desarrollo directo por ejemplo (Pristimantis, Eleutherodactylus entre otros)</i>
Presión atmosférica	<i>Los factores ambientales pueden desencadenar problemas de comportamiento en los anuros y puede estimular cambios en los niveles hormonales preliminares a la actividad de reproducción. La humedad y la temperatura son importantes, y ellos sin duda tienen efectos sinérgicos.</i>

Tabla 1. Factores considerados relevantes en la investigación de anfibios. Fuente: (Heyer *et al.* 1994; Valencia 2004).

1.2 Disminución de poblaciones de anfibios a nivel mundial

Históricamente, se ha pensado que las declinaciones de anfibios son debidas principalmente a la introducción de especies invasoras y a la pérdida, fragmentación y degradación del hábitat (Bell, 1985; Worthy, 1987; Newman, 1996; Bell *et al.* 2004). En realidad, la interacción de múltiples causas como el impacto humano, la pérdida de hábitat, la presencia de contaminantes en el hábitat, la sobreexplotación, las especies invasoras, los factores climáticos, las radiaciones (UV) y las enfermedades emergentes como el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), actúan sinérgicamente.

Estas combinaciones actúan de forma distinta en las diferentes regiones del mundo, de tal manera que como resultado, se tiene la desaparición de varias especies de anfibios a nivel global (Bell *et al.* 2002, Blaustein *et al.* 2004). Sin embargo, cada población de anfibios puede no reaccionar igual a la misma combinación de factores estresantes. Esta diferencia en la susceptibilidad depende del uso del microhábitat, el modo reproductivo y la vulnerabilidad de las poblaciones a factores estocásticos y antropogénicos (Blaustein *et al.* 2002).

Collins y Storfer (2003) proponen dos tipos de hipótesis para explicar las desapariciones de anfibios. En el primer tipo se encuentran las hipótesis relacionadas con la sobre-explotación de especies, la invasión de especies exóticas y los cambios en el uso de la tierra. Por otro lado, en el segundo grupo están los factores que están siendo más estudiados en la actualidad, ya que su papel en la disminución de anfibios es más complejo y aún no está claro. Para este grupo se propone el cambio global, el aumento del uso de químicos y pesticidas y las enfermedades infecciosas emergentes (EID) como el Bd.

Según un reporte del *Global Amphibian Assessment* (2004), Colombia ocupa el segundo lugar a nivel de diversidad de anfibios en el mundo. Sin embargo, esta diversidad se encuentra muy amenazada, especialmente las especies endémicas, debido la pérdida y fragmentación del hábitat en las zonas montañosas así como por desapariciones inexplicables en hábitats conservados que se encuentran asociadas al cambio climático y las enfermedades emergentes.

Los factores probables y confirmados causantes del declive mundial de las poblaciones de anfibios son:

<i>Factor</i>	<i>Proceso (s)</i>	<i>Referencia</i>
<i>Cambio climático</i>	Los patrones de temperatura y precipitación se alteran, causando trastorno en las condiciones de micro y macroclima.	Heyer <i>et al.</i> 1988; Stewart 1995; Laurance <i>et al.</i> 1996; Pounds <i>et al.</i> 1999.
<i>Cambios de uso del suelo</i>	Los bosques son deforestados para dar paso a la agricultura y la infraestructura urbana; los humedales son drenados y rellenados.	La Marca y Reinthaler 1991; Salas 1995; Fisher y Shaffer 1996.
<i>Fragmentación del Hábitat</i>	Carreteras, introducción de especies y el pH bajo altera los hábitats, mientras se crean barreras de dispersión.	Jennings y Hayes 1985; Bradford <i>et al.</i> 1993.
<i>Introducción de especies</i>	Introducción de predadores que se alimentan o entran en competencia con los anfibios nativos.	Bradford 1989; La Marca y Reinthaler 1991; Péfaur y Sierra 1999.
<i>Radiación UV-B</i>	La radiación UV-B daña y/o mata las células, causan mortalidad en huevos, daños retinales, lesiones, se incrementa la susceptibilidad a enfermedades y un bajo pH.	Blaustein <i>et al.</i> 1994; 1998;
<i>Contaminantes Químicos</i>	La toxicidad puede causar mortalidad directa de los huevos y de los adultos, minimizar las hormonas endocrinas, y reducir las presas.	Harte y Hoffman 1989; Weygoldt 1989; Beebee <i>et al.</i> 1990; Sparling 1995.
<i>Precipitación y suelo ácido</i>	Las toxinas crean barreras de dispersión y causan una alta mortalidad a huevos y larvas.	Harte y Hoffman 1989; Beebee <i>et al.</i> 1990; Sparling 1995.
<i>Enfermedades</i>	Las Enfermedades con frecuencia	Carey 1993; Kiesecker y

	causan la muerte de los anfibios, que hace a los anfibios susceptibles a las enfermedades es todavía desconocido.	Blaustein 1995; Jancovich <i>et al.</i> 1997; Berger <i>et al.</i> 1998, 2000; Lips 1998, 1999; Carey <i>et al.</i> 1999; Daszak <i>et al.</i> 1999; Mao <i>et al.</i> 1999.
<i>Sobreexplotación</i>	Anfibios que son extraídos de su estado silvestre y son comercializados internacionalmente para alimento, mascotas, medicina y suministros biológicos en el mercado.	Smith 1953; Gibbs <i>et al.</i> 1971; Jennings y Hayes 1985; Salas 1995; Gorzula 1996.
<i>Sinergias entre factores</i>	Múltiples factores pueden actuar juntos para causar mortalidad y efectos subletales.	Blaustein <i>et al.</i> 1994; Long <i>et al.</i> 1995; Carey <i>et al.</i> 1999; Mao <i>et al.</i> 1999; Pounds <i>et al.</i> 1999.

Tabla 2. Factores causantes de las declinaciones de Anfibios. Fuente: (Heyer *et al.* 1994).

1.3 Cambios climáticos, calentamiento global

El cambio climático ya ha afectado las temporadas de reproducción de las ranas de zonas templadas, y está fuertemente vinculado con la desaparición de algunas especies tropicales (Young *et al.* 2004). Los efectos potenciales de un calentamiento global sobre los anfibios se manifiestan en un aumento del estrés fisiológico, una disminución de la movilidad y una alteración de los ciclos reproductivos. Este es el resultado de cambios en los patrones de precipitación y evaporación y de las drásticas variaciones en la disponibilidad y calidad de los hábitats, así como de la transformación en las interacciones con las presas potenciales, los competidores y los parásitos (Ovaska 1997; Rueda *et al.* 2004).

La temperatura global ha fluctuado en el pasado, durante la historia natural de los anfibios. Sin embargo, las predicciones en la velocidad del cambio para la temperatura y los patrones de lluvias y formación de niebla en bosques montanos no tienen precedentes y es posible que los anfibios no tengan la capacidad para ajustarse, debido a que sus patrones de dispersión son limitados (Collins y Storfer 2003).

Los cambios climáticos globales están ligados a la aparición de enfermedades infecciosas, ya que sus efectos pueden debilitar el sistema inmune de los individuos y afectar las poblaciones. Durante las investigaciones llevadas a cabo en laboratorio, se ha encontrado que el patógeno *Bd* tiene su mayor rango de virulencia entre los 17 y 23 °C. Aunque no se sabe aun si el efecto de la temperatura sobre la enfermedad y su prevalencia sea principalmente debido a la influencia directa de la temperatura sobre el crecimiento del hongo, ó, a una combinación entre la reducción en el sistema inmune o en el metabolismo y el aumento del crecimiento del patógeno a temperaturas bajas (Lips, 1998).

Para Daszak (2003), la habilidad del hongo de resistir bajas temperaturas explica la tendencia de un mayor impacto de la infección sobre poblaciones distribuidas en zonas altas y la relativa pobre incidencia de este en zonas bajas. El aumento de la mortalidad por Chytridiomycosis en meses fríos a temperaturas experimentales bajas, apoya la teoría de que las poblaciones en altitudes mayores han desaparecido debido al impacto de la enfermedad en zonas con bajas temperaturas (Berger *et al.* 2004).

Dado que las variaciones de temperatura (tanto a gran escala como en una microescala) son favorables para el desarrollo de *Bd* y teniendo en cuenta que la mayoría de especies evaluadas dejaron de ser vistas luego de los años más cálidos; el calentamiento global puede estar acelerando el desarrollo de enfermedades emergentes (Pounds 2006).

1.4 Relación entre los anuros y las variables del hábitat

Los estudios relacionados con los ensamblajes de anuros y su relación en la selección del hábitat por este tipo de fauna, están influenciados significativamente por la heterogeneidad espacial, respondiendo en mayor grado a la estructura vegetal que a una relación estricta planta-animal (Krebs 1972). En cuanto a los anuros, se ha sugerido que éstos pueden ser particularmente sensibles a la fragmentación de los bosques debido a sus características fisiológicas, etológicas y a su respuesta a factores ambientales lo cual las convierte por consiguiente, en indicadoras de la salud ambiental de los ecosistemas (Blaustein y Wake 1995; García *et al.* 2007).

Algunos trabajos señalan la importancia de diferentes factores del hábitat en la organización de las comunidades animales (Karr y Roth 1971; Castro 1988; Velosa 1997; Medina 1997; Camero 1999). En Colombia los estudios realizados donde se involucra la relación entre los anuros y el hábitat se enfocan especialmente en la distribución y estructura de las comunidades en zonas con diferentes estados sucesionales (Vargas 1997; Vargas y Bolaños 1999; Herrera 2000, Urbina-Cardona y Londono 2003, Urbina-Cardona 2008) y sistemas productivos (Caceres-Andrade y Urbina-Cardona 2009), extendiéndose algunos de ellos a descripciones sobre factores que podrían tener relación con la selección del hábitat por este tipo de fauna, pero que no documentan su verdadera importancia a través de la medición de variables físicas y vegetales. A continuación se presentan algunos de los trabajos realizados en Colombia en donde se relacionan las variables de hábitat.

<i>Autores</i>	<i>Año</i>	<i>Localidad</i>
Cáceres y Urbina-Cardona	2009	Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, Departamento del Meta, Colombia.
García-Ramírez <i>et al.</i>	2007	Relación entre la diversidad de anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del Valle del Cauca sur occidente Colombiano.
García Ramírez <i>et al.</i>	2005	Relación entre la distribución de anuros y variables del hábitat en el sector de la Romelia del Parque Nacional Natural Munchique (Cauca, Colombia).
Gutiérrez-Cárdenas	2005	Diversidad y segregación de nichos en anfibios de montaña en la reserva la forzosa (Anorí, Antioquia).
Olaya y Castro-Herrera	2004	Incidencia de la perturbación Antrópica de la diversidad, la riqueza y la distribución de <i>Eleutherodactylus</i> (Anura: Leptodactylidae) en un bosque nublado del sur occidente Colombiano.

Urbina-Cardona y Londoño	2003	Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro aéreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacifico Colombiano.
Urbina-Cardona y Pérez-Torres	2002	Dinámica y preferencias de microhábitat en dos especies del Genero <i>Eleutherodactylus</i> (Anura: Leptodactylidae) de bosque andino.
Herrera-Montes	2000	Aspectos de la estructura de una comunidad de anuros en un bosque intervenido del Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali.

1.5 Fragmentación de hábitats

El estudio de los efectos de la fragmentación del hábitat sobre las comunidades naturales ha sido objeto de muchas investigaciones en las últimas décadas (Bolen y Robinson 1995; Hunter 1996; Meffe y Carroll 1997; Pérez 2001). En aquellos sitios donde quedan fragmentos de bosque natural, se observan extirpaciones o extinciones locales de las especies menos tolerantes a los cambios medioambientales. Desde una óptica paisajística, los fragmentos se observan como un mosaico de hábitats en los que se puede dar el intercambio de individuos, dependiendo de la estructura y permeabilidad de la matriz y de la capacidad de dispersión de los mismos (Gascon *et al.* 1999). Estudiar las interacciones entre fragmentos o los cambios en la biota en cada uno de esos fragmentos se ha convertido en el tema central de la ecología de la fragmentación (Simberloff 1988; Pérez 2001).

La teoría de biogeografía insular (MacArthur y Wilson 1967; Pérez 2001), se convirtió en el pilar de los estudios de la fragmentación del hábitat. Los modelos de extinción, colonización (MacArthur y Wilson 1967), el efecto de borde (Ranney *et al.* 1981. Yahner 1988, Williams-Linera 1990: Pérez 2001), el concepto de metapoblaciones (Hanski y Gilpin 1991) y la controversia SLOSS (*Single Large or Several Small*; Simberlof y Cox

1987; Pérez 2001) entre otros, se han desarrollado para abordar la dinámica de la fauna y flora bajo el efecto de la fragmentación. Las consecuencias de la fragmentación van más allá de la pérdida de especies, involucra efectos del borde y de la matriz, que determinan la manera como el fragmento evoluciona luego de la perturbación (Gascon y Lovejoy 1998; Urbina y Reynoso 2005). Estos efectos pueden ser atribuidos a cambios en los patrones de hábitat y, de manera independiente, a la pérdida de hábitat, implicando cuatro efectos (Fahrig 2003).

- Una pérdida regional en la cantidad de hábitat, con la consiguiente reducción del tamaño de las poblaciones de los organismos afectados. Como consecuencia, disminuye la densidad regional de las especies (*número de individuos por unidad de superficie en toda la región considerada*), un buen índice de su capacidad para contener extinciones puntuales mediante el aporte de individuos desde sectores menos alterados.
- Una disminución del *tamaño medio* y un aumento del *número de los fragmentos de hábitat* resultantes. Esta tendencia reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones mantenidas por cada uno de los fragmentos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual son inviables.
- Un aumento de la *distancia entre fragmentos*, con la consiguiente dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas, así como para reponerse, por recolonización, de una eventual extinción.
- Por último, se produce un aumento de la relación perímetro/superficie y, por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos, conocidos genéricamente como “matriz de hábitat”. Se da así un creciente *efecto de borde* que origina un deterioro de la calidad del hábitat en regresión, afectando a la supervivencia de las poblaciones acantonadas en los fragmentos.

La creación de un borde originado por la fragmentación de los bosques como resultado de la proliferación de cultivos ilícitos, el avance de la colonización y la expansión de la frontera agrícola genera el aislamiento de las especies y la disminución de las poblaciones naturales debido a que no es posible mantener el equilibrio genético y la oferta de nichos ecológicos resulta insuficiente (Lips *et al.* 2005), incrementando la cantidad de luz que penetra directamente al suelo provocando el desarrollo normal de las plantas y cambiando la estructura alrededor del bosque (Murcia, 1995; Jules y Ratchcke, 1999; Urbina y Reynoso 2005). Hacia los límites del fragmento se incrementa la densidad de especies de borde (Hunter, 1996; Bender *et al.* 1998; Urbina y Reynoso 2005) que toleran ambientes más secos, con temperaturas más altas y con mayor grado de exposición al viento proveniente de la matriz (Chen *et al.* 1992; Murcia, 1995; Urbina y Reynoso 2005). Estas variables cambian dependiendo de la edad, orientación y aspecto del borde (Kapos *et al.* 1997; Turton y Freiburger, 1997; Urbina y Reynoso 2005), y evolucionan con el tiempo a medida que el borde se cierra por el crecimiento de vegetación secundaria (Camargo y Kapos, 1995; Urbina y Reynoso 2005). De esta manera, el proceso de la fragmentación del hábitat presenta una dinámica compleja, en espacio y tiempo para las comunidades (Lovejoy, 1999; Schlaepfer y Gavin, 2001; Lehtinen *et al.* 2003; Urbina y Reynoso 2005).

1.6 Efectos de la fragmentación del hábitat sobre la estructura y composición de un ensamblaje de anuros

Los anuros merecen ser objeto de la atención de la comunidad científica y conservacionista, ya que declinaciones poblacionales y disminuciones de sus rangos de distribución geográfica en muchas especies han sido reportadas en varias regiones del mundo (Blaustein y Wake, 1995; La Marca y Reinthaler, 1991; Lötters, 1996; Pröhl, 1999; Stebbins y Cohen 1995; Vial y Sailor, 1993), incluyendo Colombia (Coloma, 1995; Coloma, 1996; Ron *et al.* 2000; Ron y Merino, 2000).

El proceso acelerado de colonización humana que ha llevado a la fragmentación de algunas zonas de bosque natural, a causa de la tala con fines domésticos o de la adecuación de tierras de pastoreo y cultivo, acelera la mortalidad de los individuos, y genera una barrera

entre los cuerpos de agua y bosques impidiendo la colonización o la culminación de su ciclo de vida (Gutiérrez-C *et al.* 2007). La acumulación de gases por efecto invernadero reducen la capa de ozono y alteran la precipitación, la temperatura y la radiación ultravioleta (UV-B). Estos factores interactúan entre sí y causan directamente el declive de muchas poblaciones a nivel mundial (Doonelly y Crump, 1998; Urbina y Reynoso 2005). Como efecto indirecto también se afecta la densidad de invertebrados, causando la alteración en la disponibilidad de alimento y en el tipo de dieta de algunas especies (Crump, 2003; Urbina y Reynoso 2005).

Los agroquímicos pueden afectar a las poblaciones que habitan incluso el interior de bosques a través de su dispersión por aire (Sparling *et al.* 2001; Urbina y Reynoso 2005). Los exponen a altos niveles de contaminantes afectando el éxito reproductivo al impedirse la fertilización de los huevos, causando su mortalidad y generando deformidades en las larvas y juveniles (Beebee *et al.* 1990; Urbina y Reynoso 2005).

Por consiguiente, aumenta la importancia de entender los requisitos del hábitat de las especies puestas en peligro, el hábitat relictual y el manejo de estas unidades de hábitat para la supervivencia de las especies (Rueda 1999; Rueda *et al.* 2004). En los últimos 20 años numerosas poblaciones de anuros han disminuido drásticamente o han sufrido reducciones en la zona en las que se desarrollan (Blaustein y Wake 1995). En la actualidad se cree que más de una docena de anuros han desaparecido y que los hábitats de muchas otras especies se han disminuido dramáticamente (Stebbins y Cohen 1995).

De esta manera, la pérdida de especies se puede vislumbrar como consecuencia y causa de varios efectos cuando los hábitats se fragmentan: Primero, es consecuencia de la disminución de los recursos alimenticios o de la calidad y/o cantidad de hábitat (Verboom y Huitema 1997; Pérez 2001), y segundo, es causa, en la medida que dejan de cumplir sus “funciones” ecosistémicas.

Este aspecto es importante para la adaptación de los individuos que determina la estructura y composición de un ensamblaje de anuros y la ocupación de los hábitats andinos (Navas 1999; Urbina-Cardona y Pérez-Torres 2002). Esto depende a factores, históricos y mecánicos fisiológicos debido a su condición ectotérmica, tegumentaria y la respiración pulmocutánea de estos, a las condiciones extremas de los ambientes (Pefaur y Duellman 1980; Duellman 1989; Navas 1996; Urbina-Cardona y Pérez-Torres 2002). Estos son los principales aspectos que se pueden tener en cuenta para evaluar la respuesta de los anuros que habitan en los Andes ante la perturbación del hábitat (Urbina-Cardona y Pérez-Torres 2002).

Debido a que la mayor parte de las especies de anuros toleran pasivamente las fluctuaciones termales del ambiente limitando las respuestas comportamentales si las condiciones ambientales dejan de ser apropiadas (Navas 1999). Es por ello que autores como (Saunders *et al.* 1991; Kattan *et al.* 1994), coinciden en afirmar que la deforestación y la fragmentación del hábitat inciden no sólo en la presencia, riqueza y la abundancia sino también en la dinámica de sus poblaciones de estos, a raíz de los cambios en la calidad del hábitat.

2 PROBLEMA DE INVESTIGACION

2.1 Justificación

Actualmente Colombia es reconocido como el segundo país con mayor riqueza en anuros, posee un alto porcentaje de endemismo pero tiene el mayor número de especies amenazadas, lo que hace que tenga una responsabilidad mayor hacia la protección de los anfibios amenazados, de igual forma, (Lynch *et al.* 1997; Stuart *et al.* 2006). Esta alta diversidad de anfibios en Colombia, se debe a la gran heterogeneidad climática y geográfica que genera propiedades ambientales y estructurales muy específicas en cada ecosistema que proveen microhábitats específicos para la reproducción, alimentación y refugio de los individuos. Por tanto, es válido afirmar que las alteraciones en los hábitats naturales provocados por las acciones antrópicas (principalmente la deforestación), generan cambios en los patrones de distribución y comportamiento de los anfibios (Vargas y Bolaños 1999).

Estos organismos son un componente integral de los ecosistemas, pues en muchos casos son considerados como los vertebrados más abundantes; del mismo modo, juegan un rol crítico en la estructura de la comunidad de descomponedores del suelo, gracias a que muchas especies mantienen un contacto cercano con la hojarasca, lo que puede estar afectando las tasas del ciclado de nutrientes (Vargas y Bolaños 1999). Debido a sus condiciones fisiológicas y sus requerimientos ecológicos, hace que muchos de ellos sean altamente dependientes de las condiciones ambientales y por tanto susceptibles a las perturbaciones antrópicas (Vargas y Castro 1999). Estas características, hace a los anfibios valiosos organismos bioindicadores (Blaustein *et al.* 1994).

En el contexto Departamental, el Cauca se encuentra ubicado en la unidad ecogeográfica más rica en especies de anuros del país Cordillera Occidental y con los valores más altos de endemidad (Lynch *et al.* 1997). En el departamento habitan especies de anuros amenazados de extinción: (*Atelopus ebenoides*, *A. eusebianus* y *Phyllobates. terribilis*.) las

cuales según (Rueda *et al.* 2004) hacen parte de las especies de anfibios prioritarias y focales por lo que son de especial atención al momento de diseñar estrategias integrales de conservación.

La Subcuenca del río Las Piedras alberga poblaciones remanentes de *Atelopus eusebianus*, especie categorizada por la UICN (Rueda *et al.* 2004) críticamente amenazada debido a su declive poblacional el cual puede ser causado por la chitridiomycosis aunado a la pérdida y fragmentación del hábitat, y la contaminación y reducción de fuentes hídricas en la región. En ese sentido, a través del presente estudio se espera producir información indispensable para el análisis de los aspectos bióticos que permitan resaltar la importancia del mantenimiento y preservación esta área protegida. De hecho, como tal y de acuerdo con la UICN (*Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*), el PRN debe promover la protección de ecosistemas de hábitats naturales y el mantenimiento de poblaciones viables de especies en su entorno.

Con base en lo anterior, sumado a la carencia de datos básicos sobre la estructura y composición del ensamblaje de anuros en un gradiente altitudinal de montaña perturbado, en la subcuenca del río Las Piedras, es pretender conocer el uso de microhábitat de las diferentes especies y sus diferentes relaciones con las variables climáticas, como un aporte de información indispensable para la generación de programas de conservación y el diseño de una metodología apropiada para monitorear el estado de sus poblaciones para asegurar la supervivencias de las diferentes especies.

3 PREGUNTA E HIPOTESIS DEL PROYECTO

¿Cómo cambian los ensamblajes de anuros en su riqueza, composición y equitatividad de especies a través de un gradiente altitudinal de vegetación en la subcuenca del río Las Piedras?

¿Hay un efecto en el recambio de especies a lo largo del gradiente altitudinal?

¿Cuál es la relación entre la diversidad de especies y los factores ambientales del microhábitat a lo largo de un gradiente altitudinal?

HIPOTESIS

HIPOTESIS 1. La composición de especies varía respecto a la altitud.

Predicción 1: Se espera que la composición de anuros cambie a lo largo del gradiente altitudinal, presentando hacia la parte baja del gradiente especies cuyos huevos y larvas estén asociados a quebradas como es el caso de los Centrolenidos y otras con desarrollo directo como Estrabomantidos en las zonas más altas.

HIPOTESIS 2. La estructura y composición de anuros varía en cada tipo de vegetación con diferentes estados de conservación / perturbación.

Predicción 1: La estructura y composición de anuros será diferente al comparar hábitats perturbados antropogenicamente con hábitats naturales conservados.

Predicción 2: El ensamblaje de anuros estará dominado, en áreas perturbadas, por especies tolerantes al disturbio, mientras que en ambientes conservados la dominancia de especies se reducirá, incrementando la diversidad en el ensamblaje.

HIPOTESIS 3. La reducción de bosque natural por la deforestación origina cambios en la abundancia y composición del ensamblaje de anuros, en los bosques fragmentados, respecto a los bosques no fragmentados en la subcuenca del río Las Piedras.

***Predicción 1:** Se encontrara diferencia en cuanto la abundancia y composición del ensamblaje de anuros presentes en bosque no fragmentado en cuanto a bosques fragmentados en la subcuenca del río Las Piedras.*

***Predicción 2.** En bosques fragmentados la composición y abundancia de anuros será significativamente menor que en el bosque no fragmentado.*

HIPOTESIS 4. La fragmentación del bosque provoca una alteración en la disponibilidad de microhábitats que se ve reflejada en la preferencia de uso por parte de las especies del ensamblaje de los anuros, en comparación con la preferencia de uso del microhábitat en bosques no fragmentado.

***Predicción 1:** Se evidenciara una mayor preferencia del uso del microhábitat por parte de los anuros, registrados en el bosque no fragmentado como; hojarasca, hojas, ramas y tronco, en relación a la preferencia del uso de microhábitat en bosque fragmentado en la subcuenca del río Las Piedras.*

***Predicción 2:** Existe una similitud en el uso de los microhábitat por parte del ensamblaje de anuros presentes en los bosques no fragmentados como fragmentados en la subcuenca del río Las Piedras.*

4 OBJETIVOS

4.1 General

Determinar la estructura y composición de anuros en bosques perturbados y conservados a lo largo de un gradiente altitudinal en la subcuenca del río Las Piedras, Municipio de Popayán, Departamento del Cauca, Colombia.

4.2 Específicos

Comparar los patrones de composición y abundancia de especies en bosques perturbados y conservados a lo largo del gradiente altitudinal.

Comparar la diversidad (alfa y beta) de anuros en un gradiente altitudinal entre los 1800 y 3800 msnm.

Determinar el uso del microhábitat por parte del ensamblaje de anuros a lo largo de un gradiente altitudinal.

Determinar cómo son las relaciones de las variables climáticas con la diversidad de especies de anuros.

5 MATERIALES Y METODOS

5.1 Área de estudio

5.1.1 Subcuenca del río Las Piedras

El área de estudio se encuentra en la subcuenca del río Las Piedras en el Municipio de Popayán, Departamento del Cauca, la subcuenca cuenta con 6621.25 hectáreas las cuales están distribuidas en un gradiente altitudinal que va desde 1800 a 3800 msnm.

Mediante la realización de una revisión bibliográfica preliminar según (Knight y Morris 1996), pueden ser definidas como hábitats dentro de un paisaje. Según estos autores, el área de investigación puede ser definida por el investigador teniendo como referencia uno o más componentes que permitan su delimitación.

En este estudio cada área fue definida por el tipo de vegetación presente y sus diferentes grados de perturbación antrópica y se le asigno un nombre:

Vereda Las Guacas (Las Guacas): De acuerdo con Oliveros (1999) en la zona se presenta una formación vegetal sobre el gradiente altitudinal **selva subandina** (Cuatrecasas 1958) entre 1800 y 2400 m, que se caracteriza por presentar una mayor intervención antrópica lo que presenta una vegetación sucesional debido a la: tala de bosque, agricultura intensiva, ganadería, extracción de madera. En este momento existen senderos ecológicos y el resto se encuentra en recuperación. Las familias vegetales que presenta una mayor riqueza florística (mayor número de especies) son: Tiliaceae, Monimiaceae, Asteraceae, Pteridaceae y Escalloniaceae, de las cuales las especies más dominantes son: helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) manzanillo platero (*Euphorbia continifolia*), encenillo (*Weinmania pubescens*), chilca (*Baccharis trinervis*), cojón de chucha (*Siparuna echinata*), palo bobo (*Helocarpus popayanensis*), y motilón (*Freziera canescens*). También se caracteriza por varias quebradas de corriente lenta y poco caudal en época seca, aunque el caudal aumenta en época de invierno, presenta rocas de gran tamaño. Además se presenta una asociación a

vegetación de protectora de cause (en su mayoría árboles y arbustos) y en los bordes gran cantidad de materia orgánica (observación personal).

Vereda de Quintana (Quintana): Se encuentra ubicado en un área correspondiente a **selva andina** (Cuatrecasas 1958) entre 2450 y 3000 m, presenta una vegetación a un bosque parcialmente intervenido, con abundante hojarasca, con rastrojo alto, una vegetación arbustiva no superior a los 2 m, de altura y remanentes de bosque con arbustos y árboles esparcidos, el estrato arbóreo superior presenta de 25 a 30 m de altura, epifitismo abundante en las partes media y alta de los árboles. Las familias vegetales que presenta una mayor riqueza florística; Bromeliaceae, Araceae, Piperaceae, Cunnoniaceae, Fagaceae, Myrtaceae, Orchidaceae, de las cuales las especies más dominantes son: bromelias (*Bromelia balansae*), aráceas (*Podophyllum* sp.), encenillo (*Weinmannia pubescens*), desvanecedora (*Piper catripense*), roble (*Quercus humboldtii*), arrayan (*Myrcia* sp.); este hábitat se caracteriza por la presencia de varios humedales naturales con vegetación a su interior.

Corregimiento Santa Teresa (Santa Teresa): Se encuentra ubicado en un área correspondiente a **subpáramo** (Cuatrecasas 1958) entre 3200 y 3500 m, con mínima intervención antrópica, en su mayor parte la cobertura está dominada por las siguientes familias vegetales: Asteraceae, Bromeliaceae, Polygonaceae, Orchidaceae, Fagaceae, Myrtaceae, Melastomataceae, de las cuales las especies más dominantes son: bromelias (*Bromelia balansae*), roble (*Quercus humboldtii*) mayo hoja pequeña (*Tibouchina mollis*), bejuco chivo (*Muehlenbeckia thamnifolia*). Una característica principal de este hábitat por presentar varias quebradas de gran caudal, presenta gran cantidad de rocas de gran tamaño, además posee un asociación a vegetación de protectora de cause (en su mayoría árboles y arbustos) y en los bordes gran cantidad de materia orgánica compuesta por hojarasca y troncos en estado de descomposición (observación personal).

Cerro Carga Chiquillo (Carga Chiquillo): Se encuentra ubicado en un área correspondiente a **páramo** (Cuatrecasas 1958) entre los 3800 y 4200 m, con mínima

intervención antrópica (*que para el presente estudio este hábitat se considera como primario*) (Urbina y Londoño 2003); en su mayor parte la cobertura está dominada por las siguientes familias vegetales: Sphagnaceae, Plantaginaceae, Asteráceas, de las cuales las especies más representativas son: musgos, entre estas especies se encuentran los musgos de la turba (*Sphagnum* sp.), el llantén de páramo (*Plantago rigida*), característicos de zonas pantanosas, pajonales o gramíneas estas están representados por la paja ratón (*Callamagrostis*), carrizo (*Cortadeiras*), frailejón (*Espeletia* spp), chite (*Hypericum*), vira-vira (*Gnaphalium* spp), chusque (*Chusque* spp), romero de páramo (*Senecio* spp), gaque (*Clusia* spp), pino de páramo (*Hypericum* Sp.) y cardo (*Puya*), además especies arbóreas y arbustivas, compuestas por mortiño (*Hesperomeles* spp.), chilco (*Baccharis* spp.), quiebra barriga (*Pernettya* spp.), y encenillo (*Weinmania pubescens*). Una característica principal de este hábitat es presentar quebradas de gran caudal, humedales y lagunas, también posee una vegetación de protectora de cauce y en los bordes gran cantidad de materia orgánica compuesta por hojarasca y troncos en estado de descomposición (observación personal) (**Figura 1**).

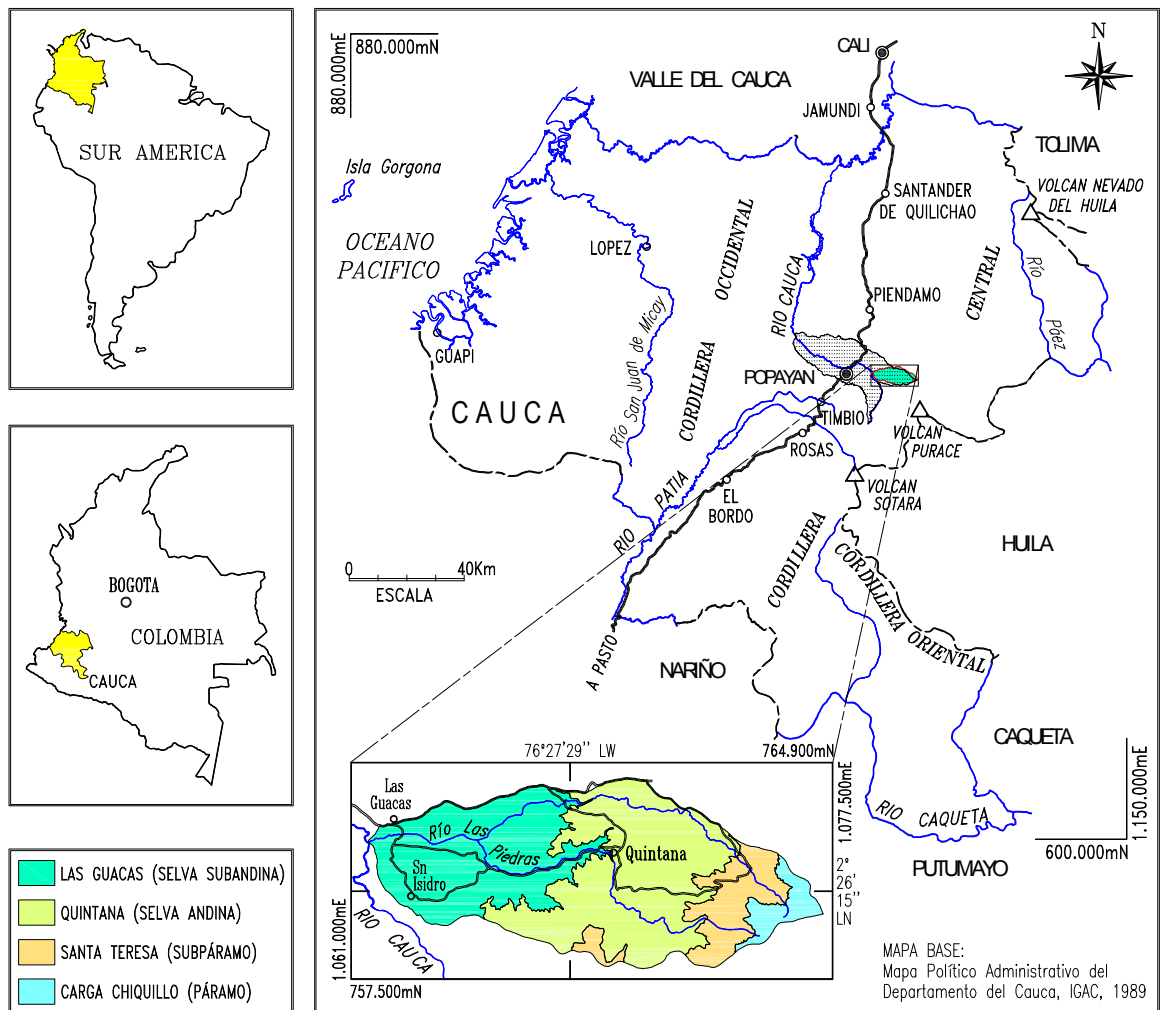


Figura 1. Ubicación Geográfica de la Subcuenca del río Las Piedras.

Este lugar se localizó, procurando considerar una variación en el gradiente altitudinal y sus diferentes hábitats, en este sentido, se escogieron por su alto grado de conservación y fácil acceso (**Figura 2**).

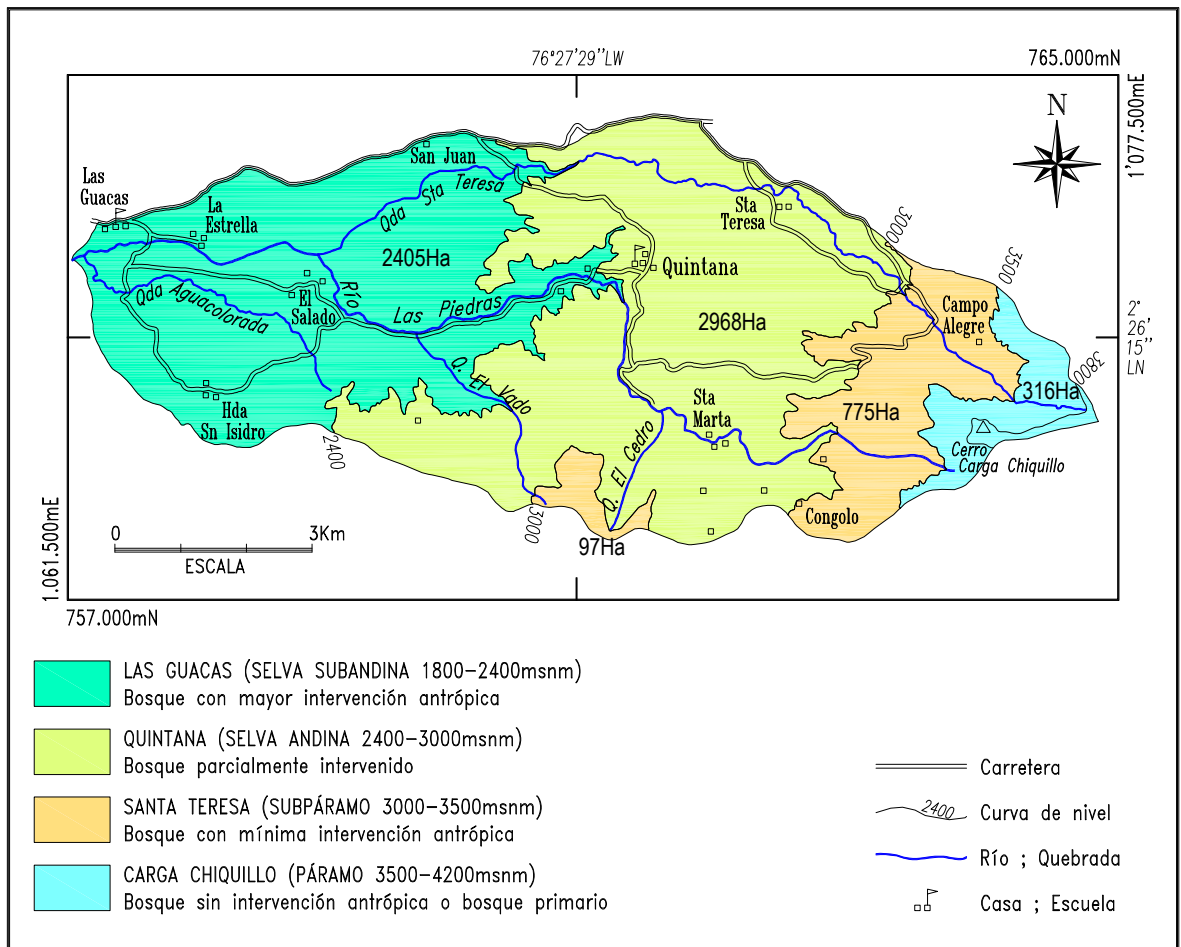


Figura 2. Ubicación espacial de los tipos de bosques identificados.

5.2 Diseño de Investigación

5.2.1 Determinación de la diversidad de especies

La técnica que se utilizó fue el muestreo por encuentro visual (Angulo *et al.* 2006). Esta técnica consiste en realizar 10 transectos de 50 m por 2 de ancho y de hojarasca de 8 x 8 por un área y un tiempo previamente definido, en estos recorridos se atraparon manualmente todos los individuos visualizados sobre la vegetación, rocas o bajo la hojarasca entre otros (en el haz o en envés de las hojas de gran tamaño), registrándose la siguiente información: especie, fecha y hora, descripción del tipo de microhábitat (*sensu* sustrato), altura sobre el suelo o posición vertical en la que fue encontrado el individuo.

Para el transporte de los ejemplares se utilizaron bolsas numeradas además se humedecieron y se les adiciono vegetación en su interior con el fin de evitar la pérdida de agua y la muerte de los ejemplares por desecamiento o aplastamiento.

Se realizó una revisión preliminar de los ejemplares de la colección de herpetología de la Universidad del Cauca con principal énfasis en: Brachycephalidae (*Pristimantis w-nigrum*, *P. myersi*, *P. obmutescens*, *P. supernatis*, *P. buchelyi*, *P. unistrigatus*, *P. vertebralis*), Hylidae, (*Dendropsophus columbianus*), y Bufonidae (*Atelopus eusebianus* y *Rhinella marina*),

5.2.2 Intensidad y esfuerzo de muestreo

El estudio tuvo una duración de cuatro meses, durante los cuales se realizaron cuatro salidas de campo entre (*enero y febrero 2010 como época de mayor precipitación*) y (*marzo y abril 2010 como época de menor precipitación*), realizando un muestreo mensual. Cada una de las visitas es tratada en este estudio como una salida, de esta manera cada muestreo se realizo durante diez días hábiles (para cada hábitat).

Con el fin de conocer los diferentes horarios de actividad de los organismos se inicio la búsqueda desde las primeras horas del día 9:00 hasta 11:00 y desde las 19:00 hasta las 23:00, por parte de dos observadores con experiencia, dando como resultado 80 horas hombre por salida, para un total de 960 **horas** por dos hombres durante la ejecución del proyecto.

Trabajo Diurno: De las 9:00 a 11:00 realizando recorridos libres, escarbando bajo el material vegetal en descomposición como troncos caídos y debajo de las rocas las cuales fueron devueltas a su posición original, con el fin de no alterar el microhábitat que estos refugios representan para otros organismos

Trabajo Nocturno: Se realizaron los muestreos en las noches de luna nueva, creciente y menguante, entre las 19:00 y la 23:00. Se recorrieron caminos similares a los transitados en la jornada diurna, con ayuda de una linterna manos libres.

5.3 Captura e identificación de especímenes

Se realizó observación y captura manual para las diferentes especies, tanto en el día como en la noche. Los ejemplares capturados fueron identificados en campo y posteriormente liberados; para evitar sobreestimar las abundancias de las poblaciones, cada individuo observado fue marcado con corte de dedos bajo un código con combinación única (Heyer 2004). Teniendo en cuenta que la técnica anteriormente mencionada es invasiva, y con el fin de controlar los riesgos que esto pueda traer, se tuvo en cuenta el “*Protocolo de bioseguridad y cuarentena para prevenir la transmisión de enfermedades en anfibios*” propuesta por Aguirre y Lampo (2006).

Cuando la identificación no fue posible en campo, un individuo por morfo especie fue depositado individualmente en una bolsa, para luego ser llevado al laboratorio de anfibios del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia (ICN), con la colaboración del profesor John D. Lynch. Los ejemplares se depositaron en el laboratorio de Herpetología de la Universidad del Cauca.

5.3.1 Métodos sacrificio y preparación

Los ejemplares colectados en campo se sacrificaron inmediatamente después de ser capturados sumergiéndolos en una solución diluida de alcohol etílico y éter según el protocolo establecido para tal fin (López –L 2005). Este método fue escogido por que ha dado excelentes resultados tanto en el campo como en el laboratorio, por su rapidez, eficacia y bajo costo, produciendo la muerte en un corto periodo de tiempo entre 1 – 5 minutos dependiendo del tamaño de los individuos los cuales quedan completamente relajados (Cortés *et al.* 2006). Una vez sacrificados los individuos se procedió a la fijación en formol bufferado al 10%, colocándose en un recipiente de plástico con tapa hermética y fondo plano dentro del cual previamente se ha extendido paños absorbentes blancos y lisos embebidos en la solución fijadora, cada uno fue posicionado dentro del recipiente de tal forma que el cuerpo este flexionado de manera natural, facilitando posteriormente las mediciones y el examen de características distintivas.

5.4 Variables del Microhábitat

Se registraron las especies observadas en cada hábitat así como el número de individuos por especie. Además, se determinó el microhábitat donde fue capturado cada individuo:

1. Hojarasca, 2. Hoja, 3. Rama, 4. Sobre tronco, 5. Suelo descubierto, 6. Sobre roca, 7. Bajo roca, 8. Estanque, 9. Laguna, 10. Quebrada, 11. Bajo tronco, 12. Sobre planta acuática, 13. Infraestructura, 14. Carretera, 15. Bromelia, y 16. Musgo), y se registró la temperatura del aire (°C); humedad relativa (%) del sitio donde se observó por primera vez cada individuo. La temperatura y la humedad relativa ambiental se registraron con un termohigrómetro a una altura de 150 cm del suelo, las mediciones fueron realizadas para cada individuo observado durante los muestreos.

Los datos sobre aspectos estructurales de la vegetación fueron los siguientes: a) Altura máxima del estrato arbóreo, subarbóreo, arbustivo y se calculó con la ayuda de un densiómetro (*espejo convexo con cuadrícula*) (Cáceres y Urbina 2009), para la medición de otras variables, en la que se observó por primera vez cada organismo: altura sobre el suelo, temperatura, humedad relativa y espesor de la capa de hojarasca, con el fin de caracterizar el microhábitat de cada individuo y debido a que estas variables fluctúan a lo largo del transecto.

La altura sobre el suelo se midió con una regla graduada; finalmente la profundidad de la hojarasca se midió empleando una vara con una punta afilada de metal, la cual se entierra en el suelo en algunos puntos aleatorios aledaños al lugar de observación del organismo y se promedió el número de hojas ensartadas en la punta de la vara (Cáceres y Urbina 2009).

Para las mediciones de preferencia del microhábitat se tomaron los datos propuestos por (Heyer *et al.* 1994) y los niveles de cada variable se establecieron de acuerdo a los propuestos por (Cadavid *et al.* 2005; Cerón 2007).

- a) Hábitat evaluado

- b) Posición vertical (*altura o posición vertical a nivel del suelo*): La altura del suelo a la cual fue observado por primera vez el individuo se calculara teniendo en cuenta el estrato vegetal: estrato rasante, estrato herbáceo, estrato arbustivo, estrato subarbóreo o de arbolitos, estrato arbóreo inferior y estrato arbóreo superior.
- c) Sustrato en la cual fue encontrado: se evaluarán teniendo en cuenta los diferentes sustratos de pecha: Hojarasca = R; Hojas = Hoj; Rama = Ra; Sobre Tronco = St; Suelo descubierto = Sd; Suelo Soleado = Ss; Sobre roca = Sr; Bajo roca = Br; Estanque Es; Laguna = La; Quebrada = Qb; Bajo Tronco = Bt; Planta Acuática = Pa; Musgo = Mu; Sobre Roca = Sr; Bromelia = Bro.
- d) Distancia respecto al cuerpo de agua mas cercado: Se georeferenciaran todos los cuerpos de agua por medio de un GPS, y haciendo uso de la función “Go To” al momento de la captura de cualquier individuo se medirá la distancia lineal al cuerpo de agua más cercano.

Los parámetros que tuvieron en cuenta para determinar la estructura de la vegetación fueron los siguientes:

- a) Altura máxima de los estratos rasante, herbácea, arbustiva, subarbóreo, arbóreo inferior y estrato arbóreo superior en metros.
- b) Teniendo en cuenta la utilización de cuadrantes 50 cm y dividido en cuadrículas de 25 x 25 cm, cada una, se estableció el porcentaje de plantas y hojarasca donde se observe el anuro.
- c) Cobertura en (%) de briofitos y bromelias (epifitas) sobre individuos del estrato arbustivo, subarbóreo o de arbolitos, arbóreo inferior y estrato arbóreo superior se realizo por observación directa obteniendo un estimativo del porcentaje que ocupan sobre ramas y troncos de árboles y arbustivo.
- d) Densidad de individuos en el estrato arbóreo (N° ind / m^2).
- e) Densidad de individuos en los estratos subarbóreo y arbustivo (N° ind / m^2).

- f) Cálculo de la profundidad (cm) de la capa de hojarasca, donde se capture cualquier ejemplar anfibio, se medirá usando una regla graduada con una punta afilada de metal, la cual se enterraba en el suelo en algunos puntos aleatorios aledaños al lugar de observación del organismo y se promediara el número de hojas ensartadas en la punta de la vara (Cáceres y Urbina 2009).

Los parámetros vegetales, se calcularán de la forma que se describe a continuación:

- a) Altura de los individuos: Para la estratificación de la comunidad vegetal, seguimos la propuesta de Rangel y Lozano (1986; citado por López 2008), la cual contempla los siguientes intervalos (r) = rasante 0-25 m; (h) = herbáceo 0.25- 1.25 m; (ar) = arbustivo 1.5-5 m; (Ar) = subarbóreo 5-12 m; (Ai) = arbóreo inferior 12-25 m; (As) = arbóreo superior > 25 m.
- b) Densidad se calculará por conteo directo de los individuos encontrados en los estratos arbóreo, subarbóreo y arbustivo en cada uno de los sitios de muestreo (Rangel 1999).
- c) Cobertura por estrato: Se calculará por medio de un densiómetro para calcular el porcentaje de dosel.

5.5 Análisis de Diversidad

5.5.1 Diversidad dentro de cada hábitat (Diversidad α)

5.5.1.1 Curvas de rarefacción

Se elaboró una curva de rarefacción por cada hábitat con el Software Biodiversity Pro (McAleece 1997) que es un estimador de la diversidad y evalúa el esfuerzo de muestreo y el número de especies observadas con respecto a las especies esperadas. Se utilizarán los estimadores no paramétricos del número de especies esperadas Jackknife de primer orden (Jack 1) y Chao1. El estimador Jack 1 se basa en el número de especies que se encuentran solamente en una muestra mientras que el estimador Chao1 se basa en el número de especies raras en la muestra.

5.5.2 Distribución rango-abundancia

Con el fin de observar mejor la relación riqueza-abundancia del ambiente muestreado, se elaboro, para cada hábitat, así como para el ensamblaje total, las curvas rango-abundancia con el software BioDiversity Pro (McAleece 1997). Mediante el software PAST: versión 1.37 (Hammer *et al.* 2005), se realizó pruebas de bondad de ajuste (χ^2) con una probabilidad $\alpha = 0.05$ de las abundancias por especie obtenidas de cada ambiente muestreado con respecto a la distribución Log-normal, Log-serial y al modelo de Vara quebrada para determinar los modelos que describen la estructura de los diferentes hábitat. Cuando el valor (P) fue mayor a 0.05 se acepta la hipótesis de bondad de ajuste es decir que la distribución se ajuste al modelo probado (Steel y Torrie 1988; Cerón 2007).

La distribución Log-normal es característica de ensamblajes grandes o estables en equilibrio, la distribución Log-serial es característica de ensamblajes en estadios tempranos de sucesión o ambientales pobres en cuanto a número de especies y la distribución del modelo vara quebrada describe comunidades en las cuales todas las especies coloniza simultáneamente y dividen un recurso único al alzar (Magurran 1989; Cerón 2007).

5.5.3 Índices de Diversidad α

Los índices que se utilizaran para el análisis de diversidad α en cada hábitat serán diversidad de Shannon (1948), dominancia de Simpson (1949), equitatividad de Pielou (1969) y número de especies o riqueza (S) y serán calculados por hábitat en cada muestreo.

El índice de Shannon asume que los individuos son muestreados al azar a partir de una población infinita y que todas las especies se encuentran representadas en la muestra (Magurran 1989; Cerón 2007). Para este trabajo el índice de Shannon será calculado con Logaritmo en base 2:

$$H' = - \sum p_i \text{Log}_2 p_i$$

Donde p_i es la proporción de individuos hallados en la especie i - esima (Magurran 1989; Cerón 2007).

El índice de dominancia de Simpson toma en cuenta las abundancias de las especies más comunes, es decir es menos sensible a la riqueza de especies y se enfoca más en las especies con mayor abundancia y su fórmula es:

$$D = \sum p_i^2$$

Donde p_i es la proporción de individuos en la i -ésima especie. Para el análisis de dominancia en este estudio se calculará el índice de Simpson como $1/D$ (Magurran 1989; Cerón 2007).

El índice de equitatividad de Pielou (J') mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de cero a uno de forma que uno corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. Esta medida al igual que Shannon considera que todas las especies de la comunidad se han contabilizado en la muestra y se calcula de la siguiente forma:

$$J' = H' / H' \max = H' / \ln(s)$$

Donde H' es el valor de diversidad de Shannon y (S) es el número total de especies (Magurran 1989; Cerón 2007).

La riqueza será tomada como el número total de especies obtenido.

Los índices de Shannon, Simpson y la Riqueza serán comparados entre hábitats mediante una prueba no paramétrica de Friedman para varias muestras relacionadas (Steel y Torrie 1998; Cerón 2007), mediante el programa SPSS 11 para comprobar la existencia de diferencias significativas entre la diversidad de los tres hábitats.

La prueba de Friedman permite comparar J promedios poblacionales cuando se trabaja con muestras relacionadas. Las ventajas de esta prueba frente al estadístico F del ANOVA es que no es necesario establecer los supuestos de normalidad e igualdad de varianzas y permite trabajar con datos ordinales. El estadístico de Friedman se distribuye según el modelo de probabilidad de χ^2 con $J - 1$ grados de libertad.

5.5.4 Comparación de la Diversidad entre los hábitats (Diversidad)

Para analizar la diversidad se utilizara el Índice de Whittaker, (Wilson y Shmida 1984) y los coeficientes de Bray-Curtis y Jaccard para el análisis de similitud. Estos dos coeficientes permiten establecer agrupamientos artificiales definiendo las relaciones de las variables y los factores y han mostrado resultados satisfactorios en la medición de distancias para datos de abundancia de especies en trabajos con comunidades biológicas (McGarigal *et al.* 2000; Cerón 2007).

El índice de diversidad de Whittaker (w) considera la tasa o grado de cambio en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje y permite establecer una medida de la variación de la diversidad entre dos o más hábitats y determinar cambios en esta. Por tanto, su medición se basa en proporciones o diferencias.

$$w = S/\alpha - 1$$

Donde S es el número total de especies del estudio y α es la diversidad media de la muestra (*para este caso los cuatro hábitats*). La diversidad en este caso esta medida como riqueza de especies (Magurran 1989; Cerón 2007). Este índice será calculado con el fin de servir a futuro como punto de comparación para estudios similares.

El coeficiente de similitud de Jaccard y el cuantitativo de Bray-Curtis serán utilizados para realizar un análisis de *clusters* entre los tres hábitats. Estos métodos no proporcionan por si mismos una medida directa de la diversidad pero proporcionan grados de asociación o similitud entre muestras (hábitats) formando grupos que pueden representarse en un dendrograma de similitud (Magurran 1989; Cerón 2007). El análisis de los *clusters* de similitud se realizara con el software BioDiversity Pro v.2 (McAleece 1997).

5.6 Preferencias del Microhábitat

El análisis estadístico para las preferencias del microhábitat se realizará a las especies con mayor abundancia mayor o igual a 30 individuos siguiendo lo propuesto por Vargas y Castro (1999) para tener un número estadísticamente significativo.

Una prueba de Chi-cuadrado (χ^2) con probabilidad $\alpha = 0.05$ (Steel y Torrie 1988; (Cerón 2007), se evaluará la presencia de las especies dentro de las variables ecológicas (Posición vertical, Sustrato, Distancia respecto a cuerpos de agua).

Se calculará el índice de (Levins 1968) para estimar la amplitud de nicho de las especies en cada una de las variables.

$$B = 1 / \sum (p_j^2)$$

Donde p_i es el número de individuos utilizando el estado del recurso. Cuando el valor de B es igual o tiende a uno la especie usa exclusivamente un estado del recurso, a medida que los valores aumentan aumenta el número de estados del recurso utilizados (Feinsinger *et al.* 1981; Cerón 2007).

6. RESULTADOS

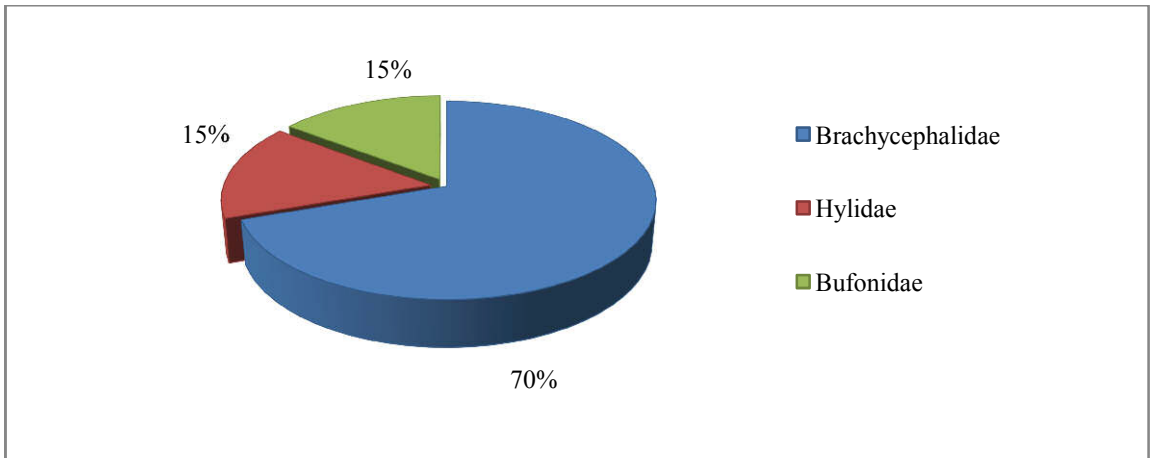
6.1 Diversidad taxonómica de un ensamblaje de anuros registrados en la Subcuenca del río Las Piedras

A partir de un esfuerzo de captura de 960 horas-hombre en un periodo de cuatro meses (Enero a Marzo de 2010), fueron registrados 216 individuos pertenecientes a tres familias, cuatro géneros y diez especies (**Tabla 3**), lo que indica un promedio de 0.225 registros por hora/hombre. Los anuros recolectados después de ser sacrificados y montados se ingresaron a la colección de herpetología de la Universidad del Cauca.

Clase	Orden	Familia	Genero y Especie
Amphibia	Anura	Brachycephalidae	<i>Pristimantis w-nigrum</i>
			<i>Pristimantis myersi</i>
			<i>Pristimantis vertebralis</i>
			<i>Pristimantis unistrigatus</i>
			<i>Pristimantis obmutescens</i>
			<i>Pristimantis supernatis</i>
			<i>Pristimantis buchelyi</i>
		Bufonidae	<i>Rhinella marina</i>
			<i>Atelopus eusebianus</i>
		Hylidae	<i>Dendropsophus columbianus</i>

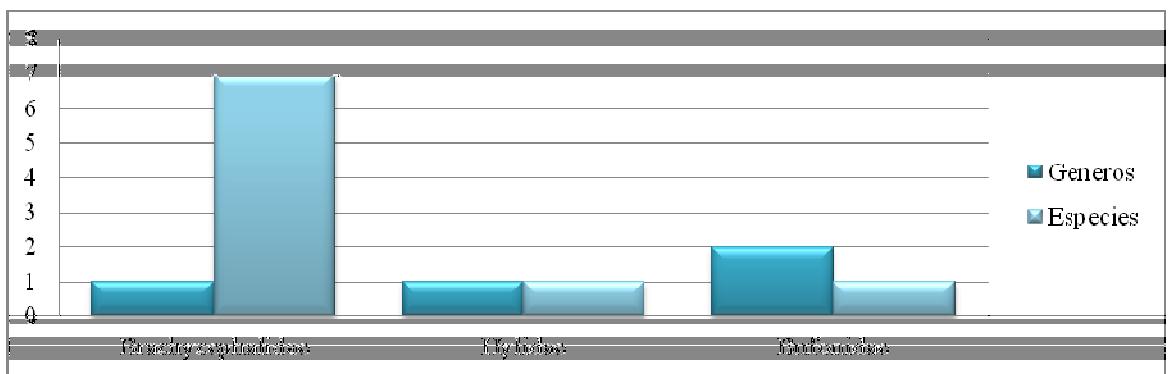
Tabla 3. Diversidad taxonómica de un ensamblaje de especies de anuros registrados en la Subcuenca del río Las Piedras.

La familia más representada en el estudio para la Subcuenca del río Las Piedras, la de mayor abundancia fue Brachycephalidae con un 70% del total de ejemplares (Colectados y Observados). La segunda familia más representada fue Bufonidae con el 15% y Hylidae con el 15% (**Grafica 1**).



Grafica 1. Abundancia relativa de las familias registradas para la subcuenca del río Las Piedras.

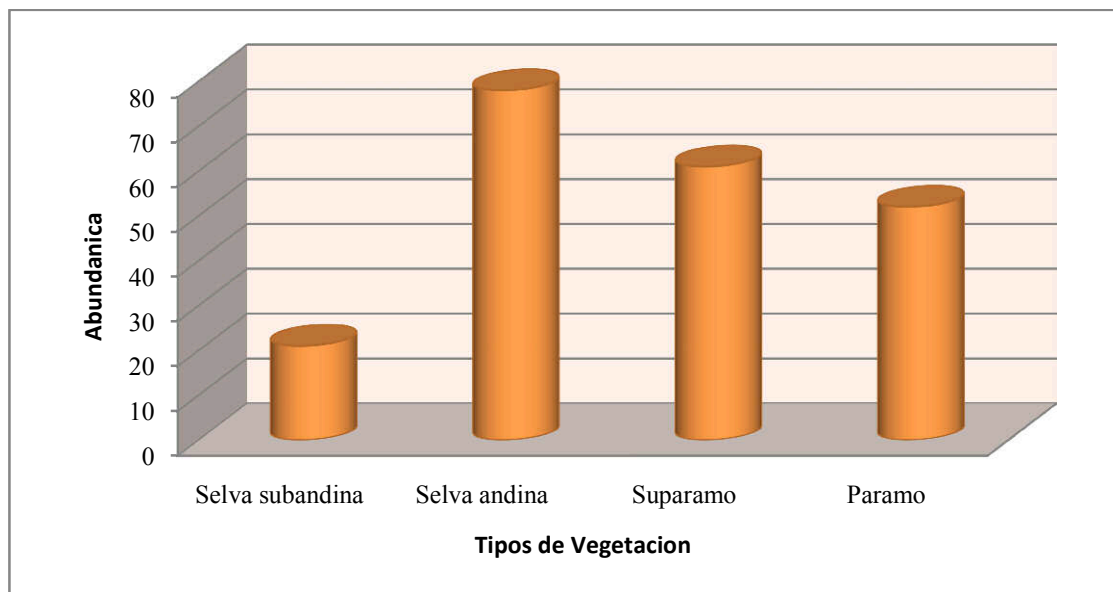
La familia más representada en el estudio en cuanto a géneros y especies fue Bufonidae con un 50% de los géneros y un 10% de las especies registradas. La segunda familia más representada fue Brachycephalidae con el 25% de los géneros y el 70% de las especies del estudio. La familia Hylidae aportó igual número de géneros y especies con el 25% y 10% respectivamente (**Grafica 2**).



Grafica 2. Porcentaje de especies y géneros aportados por cada familia. En el eje X se presentan las familias de anuros y el eje Y esta dado por abundancia de especies.

6.2 Estructura y composición del Ensamblaje de Anuros a lo Largo del Gradiente Altitudinal

La riqueza específica de anuros (S) en el área de estudio fue de 216 individuos, el tipo de vegetación que presentó mayor riqueza fue Selva andina con 78 individuos, seguido por Subpáramo con 61 individuos, finalmente los tipos de vegetación de Selva subandina y paramo con 21 y 52 individuos respectivamente.

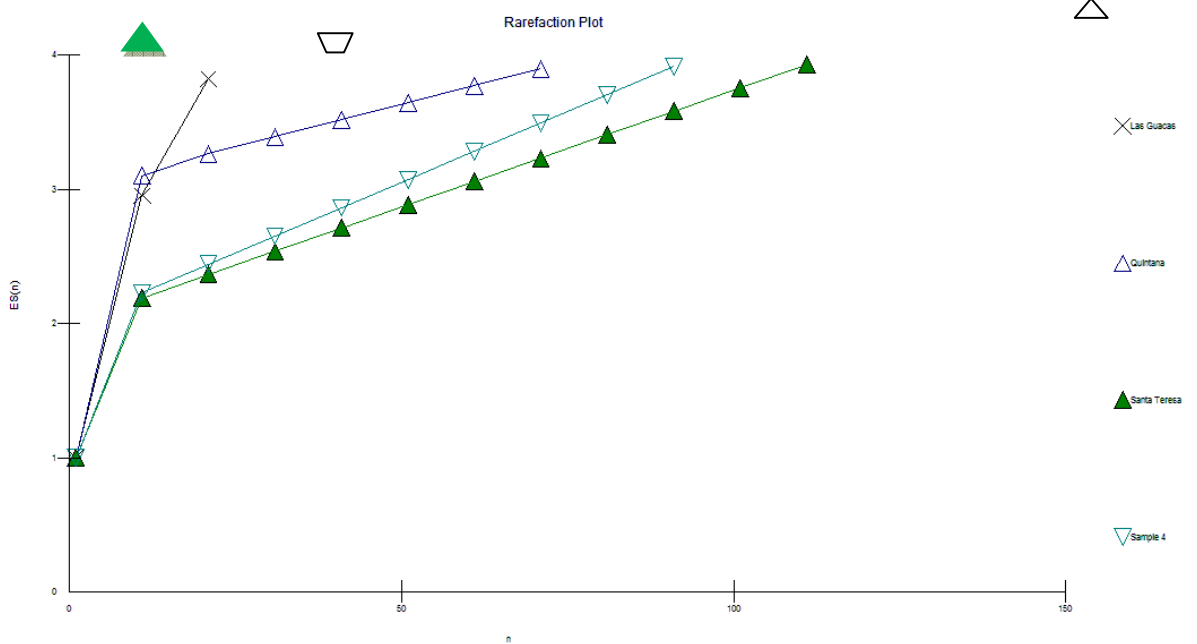


Grafica 3: Riqueza de anuros a lo largo de los diferentes tipos de vegetación. En el eje X abundancia y en el eje Y tipos de Vegetación.

Familia	Genero y Especie	Tipos de Vegetación y Gradiente Altitudinal							
		Selva subandina 1800-2400 msnm		Selva andina 2450-3000 msnm		Subpáramo 3200-3500msnm		Paramo 3800-4200 msnm	
		Sequia	Lluvia	Sequia	Lluvia	Sequia	Lluvia	Sequia	Lluvia
Brachycephalidae	<i>Pristimantis w-nigrum</i>	5	7	4	2	6	1		
	<i>Pristimantis myersi</i>						4	4	6
	<i>Pristimantis vertebralis</i>					3	4	3	9
	<i>Pristimantis unistrigatus</i>					6	10	2	6
	<i>Pristimantis obmutescens</i>					6	12	7	15
	<i>Pristimantis supernatis</i>			6	10		3		
	<i>Pristimantis buchelyi</i>			2	3		2		
Bufonidae	<i>Rhinella marina</i>	10	11	3	7				
	<i>Atelopus eusebianus</i>							4	
Hylidae	<i>Dendropsophus columbianos</i>	10	12	4	7				

Tabla 4. Abundancia de las especies de anuros registradas en las diferentes estaciones a lo largo del gradiente altitudinal: **A1**; Selva subandina, **A2**; Selva andina, **A3**; Subpáramo y **A4**; Paramo.

En los tipos de hábitat como lo son Las guacas, Quintana, Santa Teresa y Cerro Chiquillo, se encontró una representatividad entre las estaciones de nuestro como se observa en la grafica 5, la estación de Santa teresa llegan rápidamente a una asíntota aproximada a 1 individuos, luego Las Guacas y Quintana a 3 individuos y por ultimo Cerro Chiquillo a 2 individuos aproximadamente.



Grafica 4: Curva de rarefacción en las cuatro estaciones de muestreo (X: Las Guacas, Quintana, Santa Teresa C. chiquillo, en la subcuenca del Rio de las Piedras.

El hábitat que presenta mayor número de especies (a una $n=20$) es la selva subandina, seguida por la selva andina.

De acuerdo a estimador de Jack 1 se dio un comportamiento asintótico observándose las 9 especies encontradas en la subcuenca del rio las Piedras, las especies estimadas por Jack1 se registraron el 75% y según Chao1 se registró el 100%. Por otra parte el estimador Chao1 de las 9 especies observadas en el estudio coinciden con Chao1.

Para el área de estudio a lo largo del gradiente altitudinal, la diversidad media fue 1.03 (\pm D. E 0.896); la equidad fue 0.503 (\pm D. E 0.38) y la riqueza fue de 216 individuos. No se registraron diferencias significativas en los índices entre las estaciones de muestreo por lo que el patrón de variación en los índices ecológicos se conserva durante el tiempo de estudio, pero si se presentaron diferencias estadísticamente significativas de diversidad, equidad y riqueza de especies entre microhábitat y estaciones de muestreo (**Tabla 5**).

	<i>Selva Subandina</i> 1800-2400 msnm	<i>Selva Andina</i> 2450-3000 msnm	<i>Subpáramo</i> 3200-3500 msnm	<i>Paramo</i> 3800-4200 msnm
<i>Shannon H'</i>	0,985	0,689	0,874	0,855
<i>Diversity Simpsons</i>	0,486	0,484	0,18	0,269
<i>Pielou J'</i>	6,05	4,241	4,429	4,69
<i>Desviación estándar</i>	2,646	1,888,	2,073	2,456

Tabla 5: Índices de Diversidad, equidad y riqueza calculados a cada estación en la subcuenca del río Las Piedras.

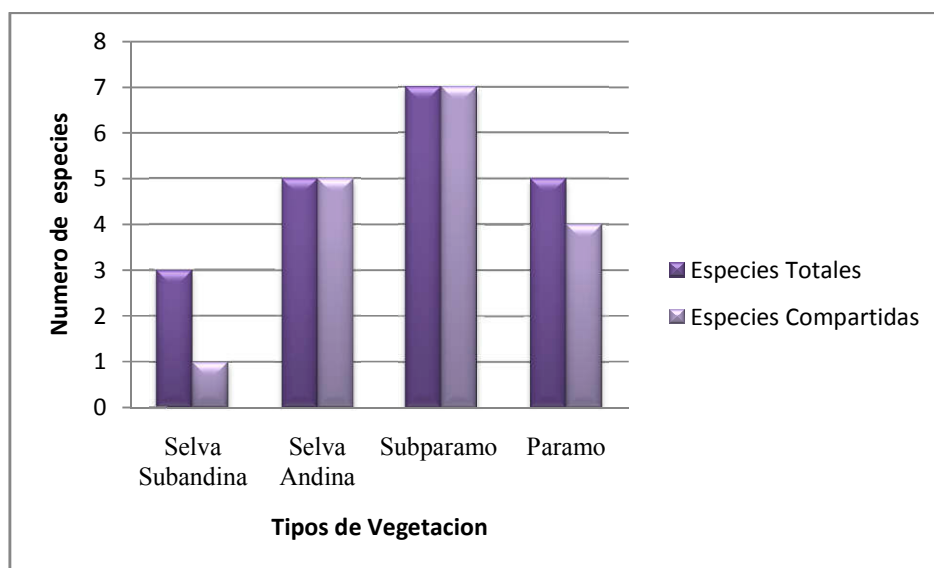
Los mayores valores en los índices ecológicos están asociados a la selva subandina que se encuentra entre los 1800 - 2400 m.s.n.m. Además no se registro un efecto combinado de los tres factores (Estaciones, microhábitat y meses de muestreo), sobre la diversidad (ANOVA, $F_{9; 0.884} = 1.870$; $P > 0.05$), equidad (ANOVA, $F_{9; 0.176} = 2.125$; $P > 0.05$) y riqueza de especies (ANOVA, $F_{9; 5.200} = 1.157$; $P > 0.05$).

Los resultados de la prueba de Friedman demostró que los tipos de vegetación no presentan diferencias estadísticas en términos de diversidad, en cuanto a la riqueza el tipo de vegetación de selva subandina y selva andina presenta mayores valores de riqueza de especies, mientras que la selva subandina cuenta con menor riqueza de especies. De acuerdo con la equidad Selva subandina y subparamo son similares entre sí, aunque Cerro Chiquillo solo se diferencia con pocos individuos. La selva andina y subparamo en cuanto a la diversidad y equidad, presentan características en donde las especies cuentan con gran disponibilidad de alimentos y óptimas condiciones para su reproducción, además siendo recompensadas al tener acceso de espacio, así disminuyendo el riesgo de ser depredado.

Las especies con mayor número de registros totales fueron *Pristimantis obmutescens* y *Dendropsophus columbianus* con 40 y 33 registros respectivamente mientras *Rhinella marina* y *Pristimantis w-nigrum* con 31 y 24 registros.

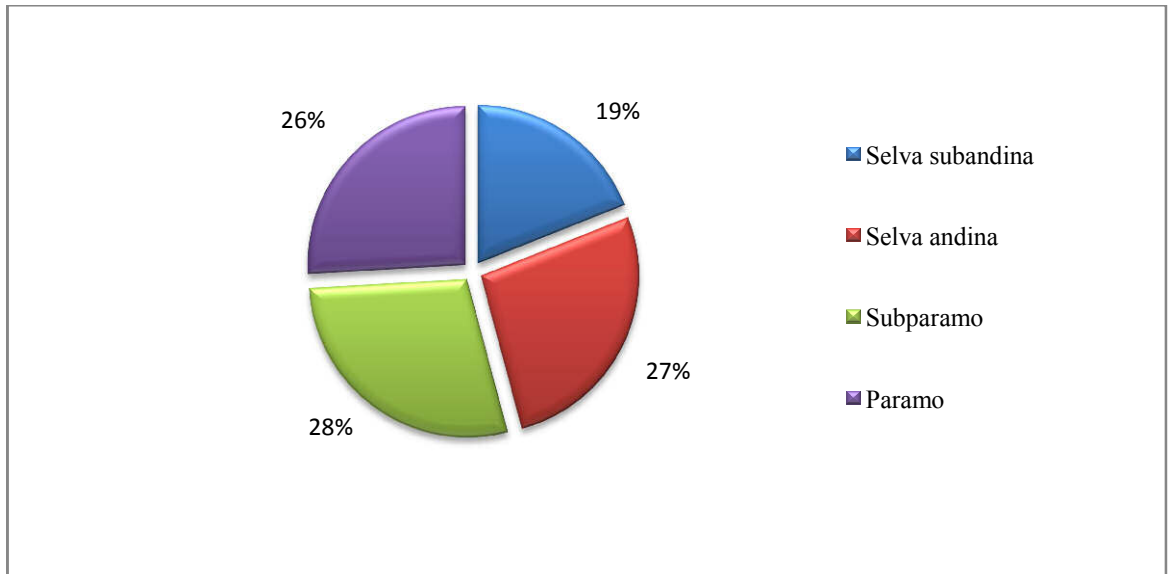
Estas especies de áreas abiertas, como *D. columbianus* y *P. w-nigrum* se encuentran presente en los tres primeros tipos de vegetación como Selva subandina, Selva andina y subpáramo.

De las diez especies obtenidas en el estudio, el mayor porcentaje se encontró en las estaciones de Santa Teresa (Subpáramo) con siete especies, el Cerro Carga Chiquillo (Paramo) y Quintana (Selva andina) con cinco especies cada una, seguidos por las Guacas (Selva Subandina) con tres especies. El hábitat Cerro Carga Chiquillo presento una especie exclusiva es decir no compartidas con ningún otro hábitat. Los demás hábitat presentaron todas las especies compartidas con por lo menos un hábitat (**Grafica 5**).



Grafica 5. Número de especies en cada hábitat (totales, compartidas). En el eje X se presentan los tipos de vegetación y el eje Y esta dado en número de especies.

Para análisis de la diversidad Beta se utilizo el coeficiente de Bray-Curtis y Jaccard para el análisis de coeficientes de similitud, estos dos coeficientes nos permite realizar agrupamientos. Según este análisis los tipos de vegetación como subpáramo y paramo con una similitud del 64.5% respectivamente, otra agrupación está formada por selva subandina y andina la cual presentan una similitud del 34,6%. La selva andina y subpáramo tuvieron una similitud de 21,17% y selva subandina y subpáramo de 14,1 % respectivamente. Esto indica que las estaciones tuvieron condiciones ambientales parecidas lo cual generaron óptimas condiciones para que los anuros permanecieran en estas estaciones (**Grafica 6**).

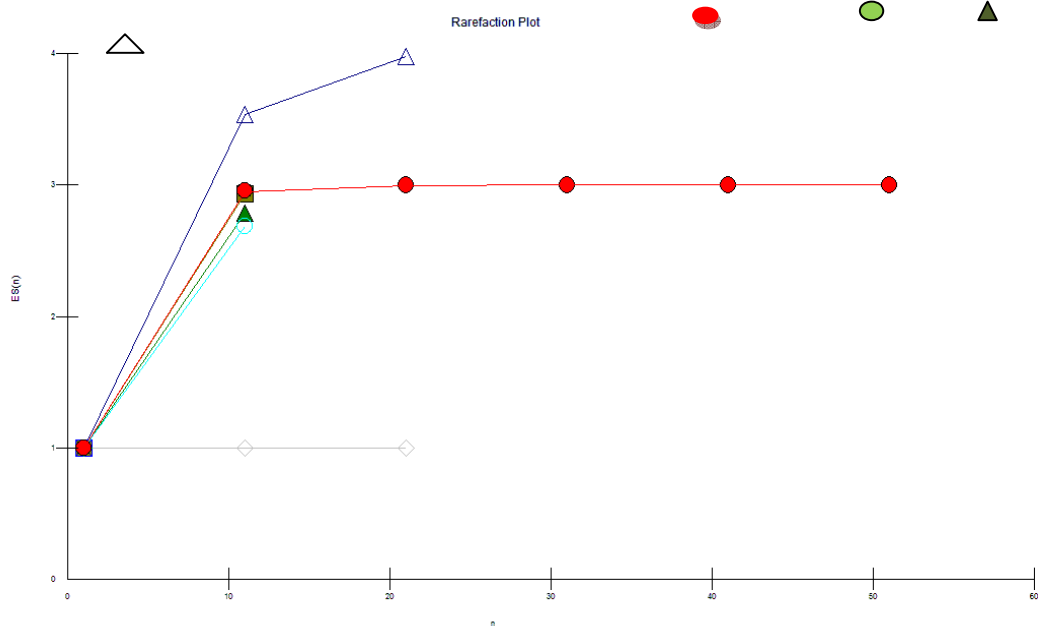


Grafica 6. Numero de registros y porcentajes presentes en cada tipo de Vegetación.

La especie más abundante fue *Rhinella marina* con 31 individuos, la segunda especie *Dendropsophus columbianos* con 21 individuos, y por ultimo aparecieron pocas especies abundantes: *Pristimantis supernatis*, *Pristimantis buchelyi*, *Pristimantis w-nigrum*. En los bosques conservados *Pristimantis obmutescens* fue la especie más abundante seguida por *Pristimantis unistrigatus*, por último *Pristimantis w-nigrum*, *Pristimantis vertebralis*, *Pristimantis supernatis*, *Pristimantis buchelyi* fueron las especies menos abundantes.

6.3 Uso del microhábitat por parte de los anuros registrados en la Subcuenca del rio Las Piedras

Las curvas de rarefacción para los 16 microhábitat presentan un comportamiento asintótico, además señalando que las especies que pueden conformar el ensamblaje de anuros no fue muestreado completamente. Por lo tanto el resultado de algunos estimadores muestran que el número de especies obtenidas estuvo muy cerca de las especies esperadas (**Grafica 7**).



Grafica 7: Curva de rarefacción en los diferentes microhábitat Bromelias Hojas Hojarasca Estanques

El microhábitat que presenta mayor número de especies (a una $n=10$) son las bromelias seguidas por hojas (**Grafica 7**).

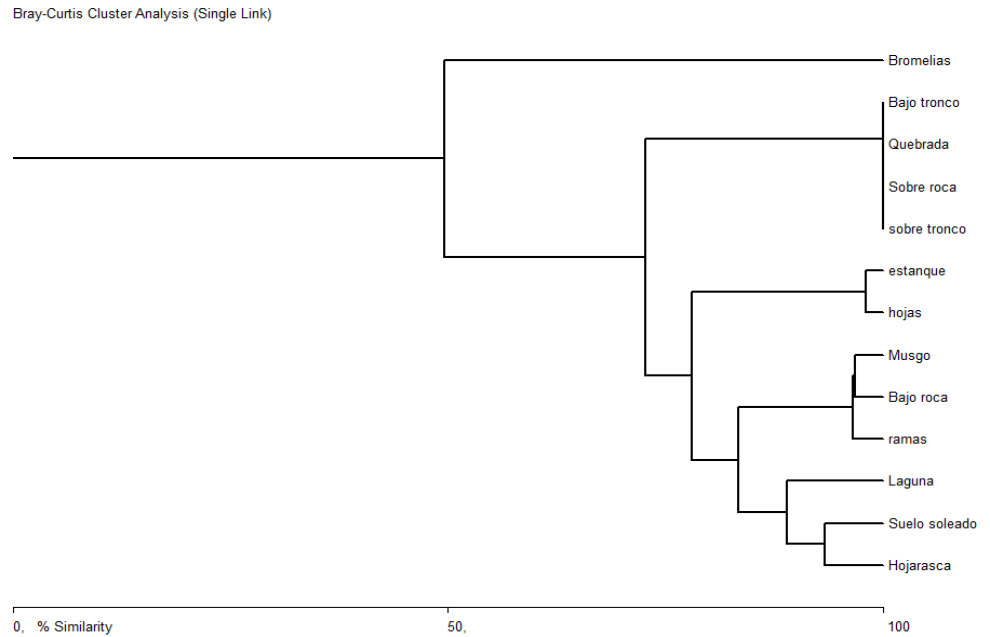
En el hábitat de Hojarasca se observaron 7 especies y el número mayor de especies esperadas por Jack1 es de 1,2. En el hábitat de Hojas se observaron 25 especies y el número de especies esperadas por el estimador Jack1 es de 3,54 especies lo cual presentan una diferencia alta con este estimador. En cambio en el hábitat de suelo soleado se obtuvo 8 especies lo cual concuerda con lo estimado por Chao1 y Jack1. Por otro también el hábitat de lagunas concuerda con las especies esperadas por Jack1 que es 10,1 y se obtuvieron 10 especies.

El hábitat de Bromelias fue donde se obtuvo una abundancia alta de 79 especies lo que para el estimador de Jack 1 es de 9,92 especies esperadas lo que indica que no hay una relación de número esperado por ambos estimadores Jack 1 y Chao 1 (**Tabla 6**).

Microhábitat	Chao 1	Jacknife 1
Hojarasca	1,4	1,2
Hojas	3,54	4,6
Rama	5,6	6,47
Sobre Tronco	7,13	7,5
Suelo descubierto	8,03	8,64
Suelo Soleado	8,9	8,97
Sobre Roca	10,3	10,17
Quebrada	10,63	10,82
Laguna	10,47	10,18
Bajo Tronco	11,22	10,04
Planta Acuática	11,73	9,87
Musgo	11,33	9,72
Bromelias	11,78	9,92

Tabla 5: Número de especies estimadas para cada microhábitat con los estimadores de Chao1 y Jacknife 1.

En cuanto a la similitud de microhábitats por Bray-Curtis nos genera como resultado varios grupos como primer grupo se obtuvo el microhábitat de hojarasca y suelo soleado con el 43%, seguido de lagunas, ramas, bajo roca, Musgo la cual tuvo un 44% de similitud, luego el microhábitat de estanque y hojas con un 75%, y el 55% con microhábitats sobre roca, sobre tronco y quebradas, por último se obtuvo un solo grupo que fue el de bromelias con un 33% de similitud. Esto se debe que diferentes tipos de microhábitat tiende a tener condiciones similares lo cual genera que los anuros se encuentren en los diferentes microhábitat lo cual también favorecen para realizar diferentes tipos de actividades como su reproducción, cortejo, canto entro otros (**Grafica 8**).



Grafica 8: Similitud de Bray-curtis entre los diferentes microhábitats en la subcuenca del río Las Piedras.

Los índices ecológicos mostraron tendencia similar en los microhábitats, ya que generalmente siempre se presentó una disminución gradual en los valores de diversidad, equidad y riqueza (**Tabla 7**).

	H	Ho	Ra	S.T	S.s	S.R	B.R	Es	La	Qb	B.T	Mu	Bro
<i>Pielou J'</i>	9,466	5,723	6,98	13,29	8,858	13,288	6,802	5,796	11,445	13,288	13,288	6,644	4,64
	0,714	0,317	0,418	0,333	1	1	0,467	1	1	1	0,5	0,458	0,34

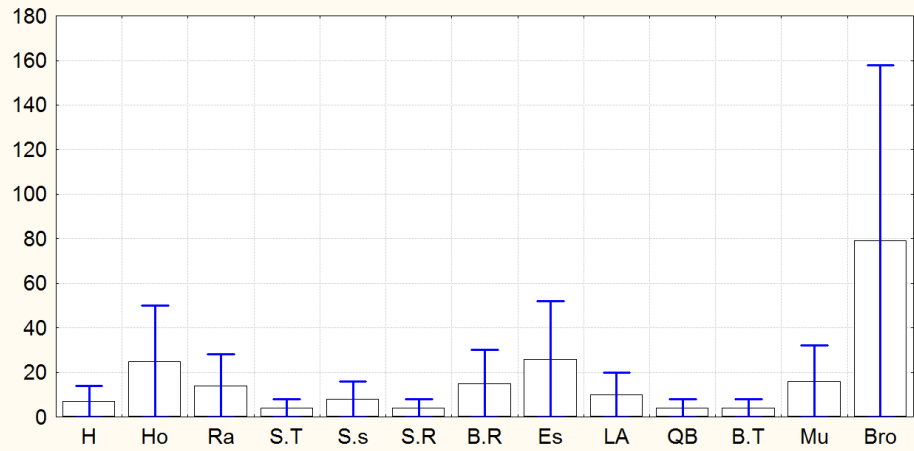
Tabla 7: Índices de Diversidad, equidad y riqueza en los diferentes microhábitat (Hojarasca = H; Hojas = Ho; Rama = Ra; Sobre Tronco = St; Suelo descubierto = Sd; Suelo Soleado = Ss; Sobre roca = Sr; Bajo roca = Br; Estanque Es; Laguna = La; Quebrada = Qb; Bajo Tronco = Bt; Planta Acuática = Pa; Musgo = Mu; Sobre Roca = Sr; Bromelias = Bro) en la subcuenca el río Las Piedras.

En cuanto a los microhábitats de Bromelias, Estanque, Hojas en sus valores de diversidad y equidad son muy altos, al contrario la riqueza de especies muestra que los microhábitats de bromelias, hojas, musgos, ramas, estanque y quebradas presentan diferencias significativas. Se registraron valores menores de los índices ecológicos hacia los microhábitat de sobre tronco, bajo tronco, suelo soleado en cuanto a diversidad, en riqueza y en la equidad. Los microhábitat de Hojarasca se encontraron 7 individuos como lo fueron *P. w-nigrum* y

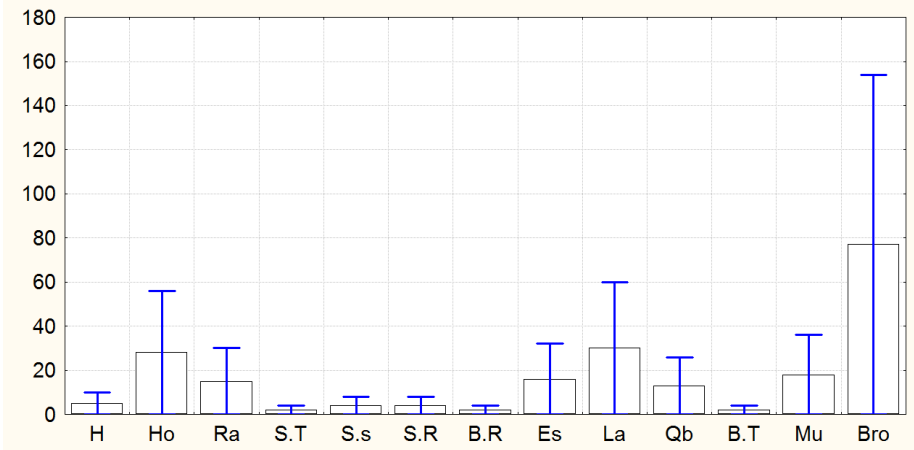
P.Supernatis, el índice de Pielou fue significativamente alto con 9,466 lo que indica que es un hábitat diversos y su dominancia de Simpson es de 0,714 la cual presenta el segundo valor más bajo entre los hábitats, en cambio con el microhábitat de Hojas se encontraron 25 individuos con cuatros especies como lo son *P.w.nigrum*, *P.myersi*, *P.vertebralis*, *P.buchelyi*, en cuanto a sus índices a pesar de tener una gran significancia de especies obtuvieron valores altos 5.723 para Pielou siendo el sitio más diverso en cambio su dominancia de Simpson es muy baja lo que indica que hay alta diversidad de especies. En cambio el microhábitat de Ramas obtuvo 14 individuos con 3 especies *P.w-nigrum*, *P.myersi*, *P.vertebralis*, *P.buchelyi*, el índice de Pielou es alto relativamente lo que indica que hay igualdad de abundancias. Por otro parte los microhábitats de Sobre Tronco, Sobre roca, Quebradas, Bajo troncos obtuvieron 4 individuos y las especies fueron *P.vertebralis*, *R.marina*, *A.eusebiuanus*, *P.Supernatis*, *P.buchelyi*, el índice de Pielou son las más altos lo que indica que una tendencia de igualdad en las abundancias de las especies presentes, en cuanto a su dominancia Simpson es más bajo en estos cuatro microhábitats lo que indica que no hay especies dominantes. Es de anotar que los microhábitats con gran abundancia de individuos son los hábitats de Ramas con 14 ind, Bajo rocas 15 ind, Estanques 26 ind, Lagunas 10 ind, Musgo 16 ind, con especies *P.w-nigrum*, *P.myersi*, *P.buchelyi*, *P.vertebralis*, *P.Supernatis*, *R.marina*, *D.columbianus*, *P.unistrigatus*, *P.obmuteseccens*, el índice de Pielou y de Simpson son muy relativamente altos para estos tipos de microhábitats esto indica la presencia de especies dominantes. En cambio el hábitat de las Bromelias fue uno que obtuvo gran cantidad de individuos con 79 y con especies *P.obmuteseccens*, *P.Supernatis*, *D.columbianus*, en cuanto al índice de Pielou es un hábitat muy diverso lo que indica que las especies de este hábitat tienden a tener abundancias iguales en cambio la dominancia de Simpson es muy baja lo que indica que hay una homogeneidad en la abundancia de las especies (**Tabla 7**).

Grafica 9: Indicis ecológicos A (Diversidad de sp), B (Riqueza),C (equidad) en los diferentes microhábitats Hojarasca = H; Hojas = Ho; Rama = Ra; Sobre Tronco = St; Suelo descubierto = Sd; Suelo Soleado = Ss; Sobre roca = Sr; Bajo roca = Br; Estanque Es; Laguna = La; Quebrada = Qb; Bajo Tronco = Bt; Planta Acuática = Pa; Musgo = Mu; Sobre Roca = Sr; Bromelias = Bro) en la subcuenca del Rio las Piedras.

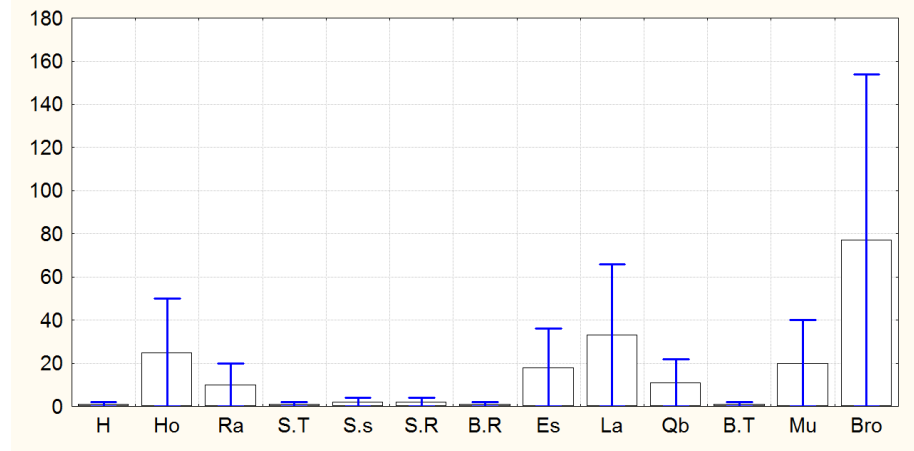
Diversidad de anuros en los diferentes Microhabitats



Riqueza de anuros en los diferentes microhabitat



Equidad de anuros en los diferentes microhabitat



Considerando los 216 individuos contados y agrupados en 10 especies de las cuales 7 especies pertenecientes al género *Pristimantis* el 78.4% de las especies registradas presentan una marcada tendencia por bromelias como sitio de percha, seguidos por los sustratos de hojas y musgo con 37% y 23% respectivamente los sustratos menos escogidos por estas especies fueron bajo roca, suelo soleado, hojas, sobre roca y sobre tronco con un 22%, 11%, 7%, 5% y 2% respectivamente.

En cuanto a la especie perteneciente al género *Rhinella* el 74%, de los ejemplares prefirieron una tendencia por el sustrato estanques y lagunas con un 15% como sitios de percha, seguida sobre troncos con el 0.62%, posteriormente el género *Atelopus* el 100% de los ejemplares prefirieron sustratos bajo troncos como sitios de percha. En cuanto a la preferencia de microhábitat de la especie *Dendropsophus columbianos*, presentó una tendencia muy marcada hacia las bromelias con el 85%, esto se debe a que son lugares con gran humedad, los sustratos menos escogidos por esta especie fue Lagunas y Estaqués con un 1.6%, 0.66% respectivamente (**Tabla 8**).

Especie	Altura						Sustrato																
	I	II	III	IV	V	VI	H	Ho	Ra	St	Sd	Ss	Sr	Br	Es	La	Qb	Bt	Pa	Mu	Sr	Bro	
<i>P. w-nigrum</i>	16	9					6	11	8														
<i>P. myersi</i>	10	4						9	5														
<i>P. vertebralis</i>	12	3	4					3		2			4	10									
<i>P. unistrigatus</i>		11	6	7																	5		19
<i>P. obmutescens</i>		5	18	17								8									10		22
<i>P. supernatis</i>			5	4	10		1							3						3			12
<i>P. buchelyi</i>		3	4					2	1					2						1		1	
<i>R. marina</i>	30	1								2					24	5							
<i>A. eusebianus</i>	4																4						

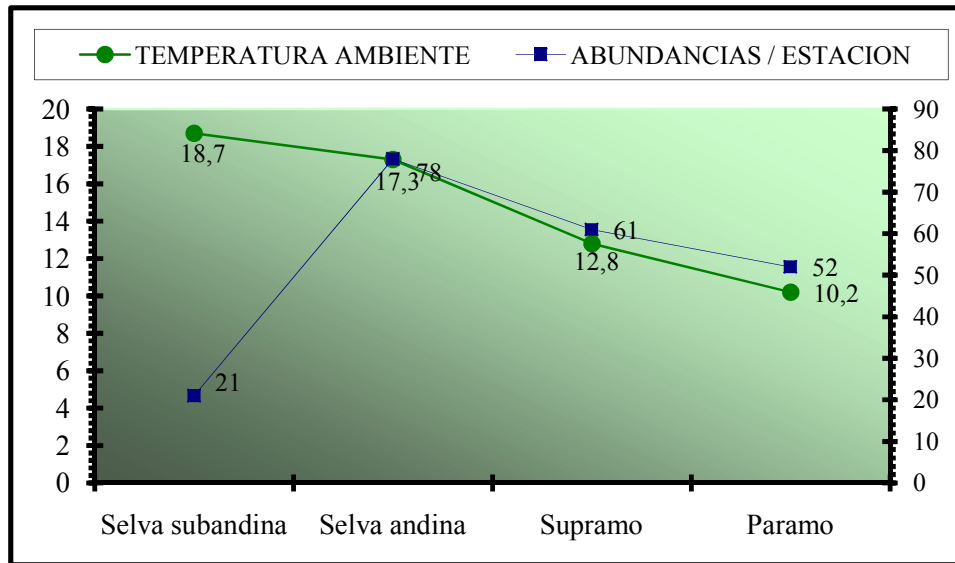
Tabla 8. Uso de microhábitat de los anuros en la Subcuenca del río Las Piedras.

Microhábitat	X²	gl	P<0.05
Hojarasca	5.55	4	9,48
Hojas	4.2	3	7,81
Ramas	0.40		
Sobre Tronco	9.56	8	15,5
Suelo soleado	4.45	3	7,81
Sobre Roca	9.56	8	15,5
Bromelias	0.15		
Estanques	0.56		
Lagunas	2.62	1	3,84
Quebradas	9.56	8	15,5
Musgos	0.02		

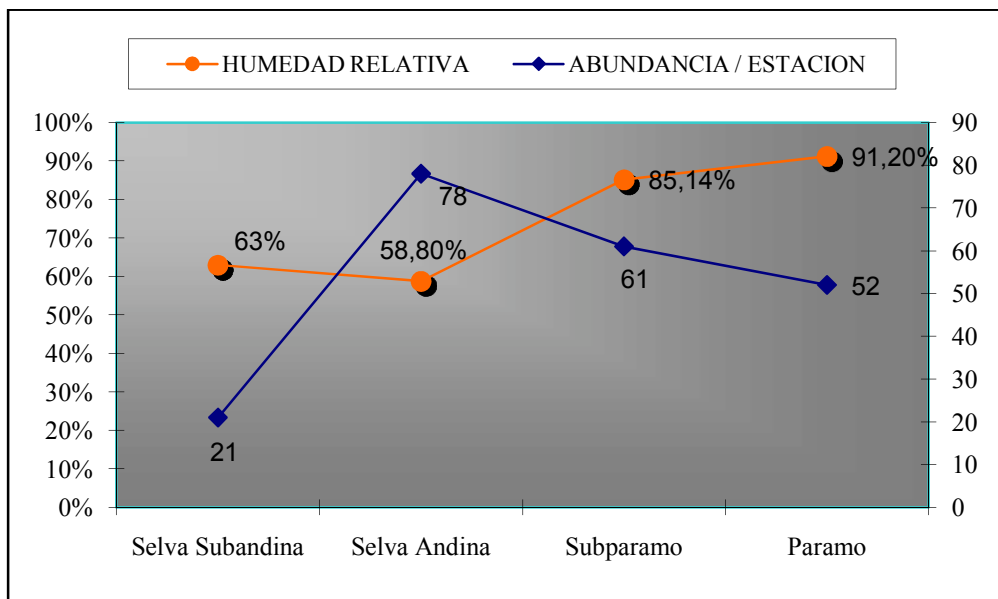
Tabla 9: Resultados de la prueba de Friedman: X²: Chi cuadrado, gl: Grados de libertad, P: Valor del punto crítico, si el valor P<0.05 existe diferencias significativa.

6.4 Relación entre de las variables ambientales y el ensamblaje de anuros a lo largo del gradiente altitudinal de hábitats en la Subcuenca del rio Las Piedras

El tipo de vegetación de Selva andina tuvo un promedio de temperatura y humedad relativa de 18.7 (°C) y 63 (%), Selva subandina 17.3 (°C) y 58.80 (%) y Subpáramo 12.8 (°C) y 85.14 (%), Paramo 10,2 (°C) y 91,2(%) (**Grafica 9 y 10**).



Grafica 9. Representación grafica entre la temperatura ambiental y la abundancias de las especies en las tres zonas de muestreo de la subcuenca.



Grafica 10. Representación grafica entre la humedad relativa y la abundancias de las especies en las tres zonas de muestreo de la subcuenca.

De las 216 individuos de anuros registrados en la subcuenca del rio las piedras presentan asociación específica a determinado gradiente, influido por algunos parámetros ambientales

(temperatura y humedad relativa), se encontró que debido a sus características fisiológicas y etológicas, la riqueza, abundancia y distribución de anuros son influenciados significativamente por la heterogeneidad espacial, de igual forma para algunas especies del ensamblaje es importante cierto tipo de fisonomía vegetal y éste a su vez está correlacionado con el cuerpo y el tamaño del organismo, incluso el espacio del hábitat puede ser usado por otras especies con diferentes horas de actividad y estas a su vez habitan condicionadas por los efectos de la actividad antrópicas (Meza-Ramos *et al.*, 2008; Ramírez, 2008; Cortez-Fernandez, 2006; García *et al.*, 2005; Venegas, 2005; Suárez-Badillo & Ramírez-Pinilla, 2004; Herrera *et al* 2004; Arroyo *et al* 2003; Contreras *et al* 2001; Guerrero *et al* 1999; Osorno-Muñoz, 1999; Lynch, 1999; Lynch, 1997 & Lynch, 1979b). Además se debe tomar en cuenta que cada grupo natural tiene un rango de tolerancia térmica, adaptación etológica y fisiológica (Herrera *et al.*, 2004). Así, si varias especies responden de forma similar frente a un factor ambiental limitante, es posible que dicho factor origine un patrón común de distribución para dichas especies (Guerrero *et al.*1999).

Los resultados más relevantes de esta investigación de muestra que en cada parámetro ambiental (temperatura, humedad relativa) limitan las fluctuaciones de distribución, abundancia y tamaño en las especies.

7. DISCUCIONES

7.1 Patrones de Diversidad en el ensamblaje de anuros de la subcuenca del río Las Piedras.

En este estudio se encontró que los tipos de vegetación que presentaron mayor temperatura y humedad relativa albergan menores densidades de anuros pero con mayor diversidad y equidad lo cual concuerda con la hipótesis planteada al inicio del trabajo en el cual se expone que a menor altitud, mayor temperatura (Ramírez *et al.* 2009) por lo tanto la temperatura y humedad relativas bajas ayudan a que algunas especies sean más dominantes sobre otros anuros como el caso *Pristimantis w-nigrum*, en el rango altitudinal de 1800-2400 m.s.n.m muestra un ambiente de condiciones más severas, por eso es esperable que durante las temporadas secas el número de individuos disminuya como consecuencia de la disminución en la precipitación, dados los elevados requerimientos de humedad que exhiben las especies de este grupo más inestables que los demás rangos altitudinales (Suarez y Ramírez 2004).

Otros estudios han reportado que a menor altitud, mayor riqueza de especies, a mayor altitud, menor riqueza de especies, a menor altitud, menor abundancia de individuos, a mayor altitud, mayor abundancia de individuos, a menor altitud, mayor temperatura, a mayor altitud, menor temperatura, lo cual no concuerda con esta investigación ya que a bajas temperaturas hubo pocas especies, y la mayor temperatura obtuvo pocas especies. Según (Ramírez *et al.* 2009), en las zonas (altas) que presentan un entorno severo por las drásticas condiciones climáticas, presentan menos especies que las zonas (bajas) con mayor estabilidad climática, donde el entorno es constante. No existen variaciones bruscas de temperatura y donde no se da una alta estacionalidad, permitiendo que haya especies especializadas mientras que en las zonas más altas las especies son más generalistas.

Al contrario los rangos entre 3200-4200 m.s.n.m. y el tipo de vegetación tuvieron efectos importantes en la composición de especies observadas debido a que la diversidad y equidad muy baja e indica que se puede tener algunos agentes perturbadores sobre la estructura del ensamblaje como la introducción de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en cuerpos de agua, varios autores han referenciado el carácter oportunista de estos peces (p. ej. Gillespie 2001 en Australia, Pilliod & Peterson 2001 en Estados Unidos, Suarez y Ramírez 2004) en la cual larvas de varias familias de anuros utilizan estos cuerpos de agua como las quebradas en alguna fase de ciclo de vida, sin embargo, estas observaciones deben ser documentadas y cuantificadas (Suarez y Ramírez 2004), además la falta de cuerpos de agua, esto hacen de este tipo de vegetación sea poco apropiado para el asentamiento de una comunidad estable y abundante.

Según Margalef (1995) los valores de índice de diversidad de Shannon suelen hallarse entre 1.5 y 3.5 ($H' \text{ Log Base } 2$). Los cuatro tipos de vegetación estudiados presenta una diversidad baja, esto sucede debido a que algunas especies cuentan con poca abundancia. Algunos factores que afectan la diversidad y frecuencia de especies, ya que la baja equidad corresponde a una situación de desequilibrio donde típicamente por la fragmentación del hábitat dado que el bosque se llena de especies provenientes de matrices antropogénicas y especies afines a borde que incrementan su abundancia al encontrar ambientes idóneos en áreas perturbadas, ocasionando muy probablemente por los cambios temperatura, humedad, intensidad lumínica y vientos.

De acuerdo con los microhábitat de Hojas, Ramas, Estanques, Musgos y Bromelias fueron los más que obtuvieron promedios altos en cuanto a la riqueza de especies, debido a que estos hábitat presentaron características favorables para el establecimiento y distribución homogénea de las especies como son mayor disponibilidad de microhábitat y recursos a causa de la presencia de cuerpos de agua favoreciendo el registro de las especies más abundantes en el ensamblaje (Cáceres 2003). En general las especies encontradas en estos microhábitat presentan modos reproductivos que dependen de la presencia de cuerpos de agua lenticos lo cual explica su presencia (Duellman y Trueb 1986). Estos microhábitat

presentaron un promedio de Shannon 1.54 y 1.98, la cual indica que hay una baja diversidad lo cual indica que hay presencia de abundancias muy altas comparadas con las demás. En el caso de los microhábitat de hojarasca, sobre tronco, sobre roca, suelo soleado las especies que fueron dominantes fueron *Pristimantis vertebralis*, *Atelopus eusebianus*, esta baja diversidad se ve influenciada al alto grado de perturbación con actividades ganaderas y agrícolas, dichas actividades influyen mucho en la estructura de las anuros (Lynch y Rueda 1998). Estas abundancias absolutas de las especies podrían ser el reflejo de preferencias por las condiciones ambientales de los sitios, relacionados con la fisiología y la reproducción de las especies como lo plantea (Navas 1999, Suarez y Ramírez 2004).

A pesar de los esfuerzos de muestreo no fueron tan óptimos para cada tipo de vegetación, el número de especies registradas en los cuatro rangos altitudinales no estuvo muy lejos de las esperadas según los estimadores de Chao1 y Jack1. En cuanto a los microhábitats el número de las especies registradas no estuvo muy lejos de las esperadas según los estimadores de Chao1 y jack1, a excepción de los microhábitat de hojas y bromelias donde existió una diferencia de 3.54 especies esperadas sobre las observadas, unas de las razones que no se pudo obtener las especies esperadas fue no hacer muestreos más constantes. Además de no observarse la totalidad de las especies para estos microhábitats, los valores estuvieron muy cerca lo cual se asume que los resultados presentan a diversidad de cada microhábitat.

De acuerdo al análisis de composición con los métodos multivaridos (clúster) de Bray Curtis y Jaccard para establecer la similitud entre los cuatro tipos de vegetación basados con la abundancia y número de especies respectivamente agrupo claramente selva subandina y selva andina como las mas similares, esto se puede explicar que las características estructurales similares como cuerpos de agua, rocas, intervención antrópica. El segundo grupo que se formo fue subpáramo y paramo lo cual también presentan estructuras similares ya que cuentan con vegetaciones y presencia de algunas charcas los cuales pueden generar microhábitats de iguales características lo cual favorecen a las especies comunes. El análisis similitud según las abundancias de Bray Curtis agrupo microhábitats como Lagunas, ramas y hojas con 75% lo cual indica que hubo un gran

número de especies compartidas se puede explicar que se encuentran en distancias cortas lo cual permite que especies abundantes puedan desplazarse a distancias más largas. El microhábitat de bromelias fue el menos similar, esto se debe al grado de conservación como son las estructuras que posee que son epifitas pero de igual forma hay un gran número de especies compartidas.

7.2 Patrones de Abundancia y composición del ensamblaje de anuros en la subcuenca del río Las Piedras

De acuerdo con el presente trabajo se encontró que la diversidad total encontrada en el ensamblaje de anuros a lo largo del gradiente altitudinal estudiado en la subcuenca del río Las Piedras en el municipio de Popayán fue de 10 especies. El tipo de vegetación que obtuvo mayor diversidad de especies fue el Subpáramo y la Selva andina, siendo la familia Brachycephalidae el grupo más dominante en el ensamblaje. El subpáramo cuenta con mucha influencia de vientos, con vegetación baja y abierta, con mínima intervención antrópica, una de las características principales de este hábitat por presentar varias quebradas de gran caudal, presenta gran cantidad de rocas de gran tamaño, además posee una asociación a vegetación protectora de cañes (en su mayoría árboles y arbustos) y en los bordes gran cantidad de materia orgánica compuesta por hojarasca y troncos en estado de descomposición (R.A. Pérez observación personal 2010) lo cual la precipitación puede incidir en la similitud en las abundancias de algunas especies de anuros como *Pristimantis w-nigrum*, *Pristimantis myersi* entre las diferentes estaciones, sin embargo no se cuenta con evidencia directa ni indirecta que relacione los factores microclimáticos dado por la precipitación y las abundancias de las especies que utiliza la hojarasca como sitios de ovoposición, refugio y forrajeo (Arroyo 2002, Suarez y Ramírez 2004). Además algunas especies de anuros del género *Pristimantis* necesitan de vegetación en los cuerpos de agua donde depositar los huevos para que al eclosionar los renacuajos caigan al agua. En cuanto al tipo de vegetación de Selva andina presenta una vegetación a un bosque parcialmente intervenido, con abundante hojarasca, con rastrojo alto, este hábitat se caracteriza por la presencia de varios humedales naturales con vegetación a su interior (Cuatrecasas 1958), este tipo de características son favorables para el establecimiento y la distribución

homogénea ya que en zonas abiertas algunas especies como *Pristimantis Vertebralis* pueden presentar algunos episodios reproductivos durante todo el año (Koop y Eterovicky 2006). En los tipos de vegetación como lo son Selva Subandina y Selva andina se registra una dominancia muy marcada de la familia Hylidae y Bufonidae, los cuales se constituyen en el grupo taxonómico más dominante de los anuros a lo largo del rango altitudinal en la subcuenca del río Las Piedras.

7.3 Uso del Microhábitat y modos reproductivos a lo largo del gradiente altitudinal.

De las 10 especies encontradas en el ensamblaje de anuros siete presentaron registros > 30 individuos como es el caso de *Pristimantis w-nigrum* en las selvas subandinas, selvas andinas y en el subpáramo se encontraron principalmente en el estrato herbáceo (Arroyo 2002), que presento un total de preferencias por los hojas, hojarascas y ramas con 25 individuos se registraron en estos microhábitats, esto se debe a que *P.w.nigrum* presenta adaptaciones reproductivas como es dirigir el desarrollo y la deposición de huevos se produce bajo las rocas. Estos resultados concuerdan con lo observado en otros estudios (Lynch y Duellman 1980) estos ejemplares fueron capturados en potreros, bordes de los bosques cerca o no a fuentes de agua, desde el nivel del piso hasta tres metros de altura, es una especie que habita en áreas abiertas o bosques intervenidos.

Pristimantis myersi mostro preferencias en dos microhábitats que fueron hojas y ramas con 14 individuos lo cual la preferencia por lo general se encuentran en la vegetación de páramo de sub-páramo y bosque alto andino. Cuando está inactivo durante el día, que se produce debajo de las piedras, troncos y entre los pastos denso y su reproducción es directa. Estas especies no son recolectadas en hábitats antropogénico, esto coincidió algunas observaciones hechas por Lynch (1981). *Pristimantis vertebralis* mostraron preferencia por microhábitat de sobre tronco, sobre roca y bajo roca con 19 individuos, se encuentran en bosques nublados, montano húmedos y montano temperados. También puede encontrarse únicamente en bosque bien preservado, cerca de riachuelos y en bromelias y su reproducción es directa.

Pristimantis obmutescens y *Pristimantis unistrigatus* su preferencia fueron microhábitats de musgos y bromelias debido por lo general *Pristimantis obmutescens* se encuentran en la vegetación arbustiva y herbácea en el páramo (no forestales). Sus actividades se extienden sobre todo por la noche, aunque las llamadas durante el día, de los refugios. Por otro lado *Pristimantis unistrigatus* su preferencia son bosque húmedo temperado y húmedo. Normalmente, esta especie se encuentra en pastizales, áreas de cultivo en los Valles interandinos Lynch, (1981). Ocurre en zonas de bosque en las zonas húmedas templadas y húmedas subtempladas Lynch y Duellman, (1997). Durante el día, los individuos han sido encontrados bajo rocas, terrones, madera, ladrillos papel o bajo la cubierta de césped Lynch y Duellman, (1980). Por el día, desde diciembre hasta marzo, los machos cantan activamente en la vegetación baja (hierbas con un metro de altura). Se reproduce por desarrollo directo y deposita sus huevos en pequeñas madrigueras excavadas por si mismas. Según lo observado en estudios de Lynch y Duellman (1980) que esta especie ha sido colectada y escuchada en partes planas de valles, potreros, zanjas, arbustos, cultivos, bordes de bosques, a diferencia de las observaciones de Lynch (1980) tanto en verano como en época lluviosa.

Pristimantis supernatis se inclino por microhábitats de Bajo rocas, Hojas, bromelias, bajo tronco ya que se encuentran en bosques nublados, subpáramo y páramos. Se encuentra bajo rocas, troncos o en montones de césped. Los especímenes están activos por la noche en la vegetación (Lynch, 1979). Se presume que se reproduce por desarrollo directo, se desconoce el sitio de ovoposición. Ocurre en bosque primario y secundario. Lynch (1979) afirma que esta especie se encuentra generalmente en quebradas, bromelias, vegetación hasta tres metros de altura.

Rhinella marina esta especie su preferencia son los bosques lluviosos y secos de tierras bajas, premontanos, montanos, y áreas intervenidas. Es una especie nocturna y terrestre que habita áreas húmedas con una cubierta adecuada incluyendo campos de caña, sabanas, áreas abiertas, patios y jardines. Se encuentran en hábitats degradados y ambientes creados por el hombre como caminos, carreteras. Su dieta es generalista, (Duellman 1978), esta especie es flexible en sus requerimientos de reproducción. Huevos y renacuajos se desarrollan en agua

estancada y poco corriente de charcas, zanjas, estanques temporales, reservorios, canales y riachuelos. Los machos cantan todo el año y compiten agresivamente entre ellos por las hembras.

Atelopus eusebianus estas especies mostraron preferencias en cuanto a estanques, lagunas, quebradas, Se produce a lo largo de los arroyos en la vegetación de páramo, y no ha sido registrada en el hábitat perturbado. Su cría y desarrollo larvario se lleva a cabo en los arroyos. Estos resultados difieren con lo Peters (1973) lo que indica que esta especie ha sido colectada en bosques alto andino esclerófilo, isomerotermico, frecuentemente nublado y mayormente debajo de troncos en descomposición.

7.4 Herramientas para la conservación de los anuros en la subcuenca en la subcuenca del rio Las Piedras

La conservación de la fauna anura residente en la Subcuenca del rio Las Piedras, depende de la permanencia de sus hábitats, la variedad de microhábitats y una alta humedad ambiental; ligado al apoyo a la investigación, educación ambiental y control del desplazamiento de las comunidades humanas de las veredas, en donde se encuentran ubicadas las zonas de estudio y a la adecuada utilización de los recursos naturales por parte de las mismas.

7.4.1 Protección de los hábitats

Para nueve de cada diez especies de anfibios que están amenazadas de extinción, la destrucción del hábitat es un factor de riesgo (Young *et al.* 2001). Por lo tanto, reforzar y expandir los sistemas de áreas naturales protegidas y las reservas privadas debe ser la primera prioridad para asegurar la conservación de los anuros. Las tierras protegidas mantienen a raya la expansión de las fronteras agrícolas y salvaguardan los hábitats terrestres y acuáticos necesarios para los anfibios. En realidad, para muchas especies la existencia de un área natural protegida significa la diferencia entre la supervivencia y la extinción.

Un análisis del papel de las áreas protegidas muestra que en muchos países las reservas privadas y gubernamentales existentes desempeñan un papel potencialmente muy importante en la protección de especies de anfibios amenazadas por la destrucción del hábitat y otras amenazas (Ochoa *et al.* 2009).

En la mayoría de los países, más de tres cuartos de todas las especies amenazadas habitan por lo menos un área protegida. Países con las faunas relativamente desprotegidas incluyen México (solamente 33%) de las especies amenazadas habitan un parque, Guayana (33%), Perú (49%) y Guatemala (55%). Países en los que una elevada proporción de especies amenazadas vive en áreas protegidas, ya sea por diseño o por accidente, incluyen Jamaica (94%), Panamá (94%), Honduras (93%), y Puerto Rico (92%). Hasta el momento casi ningún parque se ha creado expresamente para proteger la fauna de anfibios y los planes de manejo existentes raramente tienen en cuenta sus necesidades de conservación. Los encargados de los parques deben reevaluar las actuales políticas y prácticas para determinar si son suficientes para proteger la calidad de los hábitats para las especies amenazadas en esos parques. En muchos casos en los países en desarrollo los “parques de papel” proporcionan poca protección real debido a la falta de fondos y de personal. La necesidad de apoyo es urgente para convertir buenas intenciones en áreas protegidas que funcionen. Además en esta investigación es muy importante la protección del hábitat en los diferentes tipos de vegetación existente en la subcuenca del río las piedras, ya que estas especies han sido pocas estudiadas y poco intervenidas, ya que sus tipos de vegetación casi no han sido perturbados por las actividades antropicas. De acuerdo con esta investigación lo que se plantea conservar el hábitat es incluir a los anfibios en los ejercicios de establecimiento de prioridades para la conservación y expandir las áreas protegidas para cubrir los rangos de distribución de las especies amenazadas que no estén protegidas en la actualidad.

7.4.2 Reproducción en cautiverio

La reproducción en cautiverio es una herramienta de conservación que puede ser empleada como complemento a la protección del hábitat. La protección del hábitat es mucho menos costosa, y con frecuencia más eficaz, que la reproducción en cautiverio y, por lo tanto, debería ser el curso normal de acción para la conservación de poblaciones pequeñas. En algunos casos, como frente a la amenaza de una enfermedad, la sola protección del hábitat puede no ser suficiente. Ejemplos incluyen la protección de las especies de sapos arlequín de las tierras altas, las ranas *Telmatobius*, las ranas que habitan en corrientes de agua, las ranas *Pristimantis*, y las ranas de cristal, que se sabe son susceptibles a la enfermedad del *Bd*. En la actualidad, no existen técnicas de manejo que permitan prevenir la desaparición de una población silvestre por causa de una enfermedad. Cuando una especie es vulnerable a una enfermedad, se debe considerar la reproducción en cautiverio. En esta investigación las especies que se encontraron han sido poco estudiadas y poco amenazadas, pero hay solo una especie como *Atelopus eusebianus* que se encuentra en la categoría UICN en peligro crítico (CR) y en la categoría nacional en peligro (EN). Por lo tanto es importante iniciar la reproducción en cautiverio antes de que la población se reduzca tanto que este al borde de la extinción, también difundir ampliamente las técnicas para la reproducción en cautiverio de los anfibios y concentrar los esfuerzos de investigación para asegurar el éxito de las introducciones.

7.4.3 Educación y toma de conciencia

Aunque los medios masivos de comunicación han alertado al público sobre la disminución de los anfibios, necesitamos que el mensaje con respecto a que los anfibios están en grandes problemas en casi todas partes tenga mayor penetración en la conciencia general. En el informe de Joyas que están desapareciendo muestra que los anfibios están desapareciendo mucho más rápido que cualquier otro grupo de organismos que haya sido evaluado exhaustivamente utilizando los criterios de la Lista Roja. La gran cantidad de especies en peligro crítico, muchas de las cuales es posible que ya estén extintas, indica que estamos viendo sólo la punta del iceberg de la extinción. Una mayor conciencia pública acerca del problema alentará a los gobiernos a incluir más anfibios en las listas de especies en peligro,

a los donantes a financiar más proyectos de investigación y conservación de los anfibios y a los conservacionistas a incluir anfibios en sus listas de análisis de áreas que necesitan protección. También se podrá reforzar las regulaciones que protegen los humedales y otros hábitats utilizados por los anfibios (Young *et al.* 2004). Con esta investigación lo que se pretende trabajar con diferentes medios para destacar la situación difícil de las especies locales, también desarrollar material vinculado a los planes de estudio para las escuelas, proporcionar salidas para apreciar el valor de los anfibios, realizar eventos culturales centrados en temas de anfibios y construir lagunas para atraer y conservar a los anfibios.

8. CONCLUSIONES

La variación en la diversidad, abundancia, estructura y composición de los anuros en la subcuenca del río Las Piedras, está relacionada con el estado de conservación, el tipo de vegetación, grado de cobertura y heterogeneidad en la estructura vegetal, y la disponibilidad de microhábitats como bromelias, briofitos y hojarasca.

La diversidad taxonómica de anuros varía a lo largo del gradiente altitudinal debido a los diferentes grados de perturbación presentes en las Selva subandina, Selva andina, en comparación con la riqueza de anuros registrados en el Subpáramo y Paramo

El grado de intervención en las diferentes zonas de vida, se pudo determinar una reducción en la riqueza taxonómica de especies, no se encontraron diferencias significativas al comparar la diversidad entre áreas continuas y fragmentadas. Esto se debió a que en las áreas fragmentadas disminuyó simultáneamente la riqueza y la dominancia de las especies más abundantes.

Se evidencio una marcada preferencia de microhábitat por parte de los anuros en los bosques no fragmentados como fue el caso de Hojarasca, Hojas y Ramas. En cuanto a los microhábitats seleccionados en los bosques fragmentados como Laguna y Plantas Acuaticas.

La consecuencia de la baja similaridad se debe principalmente al nivel del estado de conservación de los bosques no fragmentados a los que se encuentran fragmentados (*Paramo y Selva subandina*).

Se presenta una reducción en la riqueza de especies de anuros en las dos áreas con mayor grado de perturbación antrópica (Subandina y Selva andina) estudiadas en la subcuenca del río Las Piedras.

El grado o tipo de intervención antrópica en los hábitats pueden determinar la presencia de las especies de anuros. Algunas áreas con un gran nivel de intervención antrópica pueden presentar una alta diversidad taxonómica de anuros respecto a los hábitats menos intervenidos. Por otra parte procesos de intervención humana como la agricultura y ganadería pueden producir unos hábitats con características homogéneas lo cual limita la presencia de algunas especies de anuros.

De acuerdo con este estudio, los hábitats preferidos por la anuro fauna se encuentran relacionados con coberturas vegetales cerradas como las boscosas, porque son las que les ofrecen un mayor mosaico de microhábitat indispensables para encontrar sitios de reproducción, alimentación y refugio. No obstante, son las actividades antrópicas como la ganadería, las quemadas, la agricultura, las obras de infraestructura y los fenómenos naturales extremos y asincrónicos como algunos incendios forestales, los que están reduciendo la calidad de hábitat para de los anuros en la región.

La composición del ensamblaje de anuros obtenida en la presente investigación presenta al género *Pristimantis* como el grupo taxonómico dominante a lo largo del gradiente altitudinal.

Las especies *Pristimantis myersi*, *P. vertebralis*, *P. unistrigatus* y *P. obmutescens* presentan una distribución restringida a hábitats con menor intervención antrópica y con características boscosas como los hábitats de Subpáramo y Paramo.

Debido a sus abundancias relativas *Pristimantis w-nigrum*, *Dendropsophus columbianos* y *Rhinella marina* se consideran especies comunes en las áreas con mayor actividad antrópica en la Subcuenca del río Las Piedras.

La conservación de la fauna anura residente en la Subcuenca del río Las Piedras, depende de la permanencia de sus hábitats, la variedad de microhábitats y una alta humedad ambiental; ligado al apoyo a la investigación, educación ambiental y control del desplazamiento de las comunidades humanas de las veredas, en donde se encuentran ubicadas las zonas de estudio y a la adecuada utilización de los recursos naturales por parte de las mismas.

El hallazgo de la especie *Atelopus eusebianus* en la Subcuenca del río Las Piedras exactamente en el Cerro Carga Chiquillo (Paramo), es el primer reporte de esta especie en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Puracé, este nuevo registro, aumenta el área de distribución inicial de la especie y representa un rango importante en su conservación teniendo en cuenta su categoría dentro de las listas rojas: Categoría Nacional, En Peligro (EN B2ab) y Categoría Global UICN 2003 EN B 1 ab (iv v) + 2ab (iv v) (Rueda *et al.* 2004).

9. RECOMENDACIONES

Es importante implementar un monitoreo periódico, con énfasis en inventarios sistematizados, para así avanzar en el conocimiento de los anuros y conocer la respuesta a las diferentes actividades antrópicas y determinar el estado de salud del ecosistema y conservación de las especies.

Desarrollar investigaciones conducentes a determinar la relación entre los factores abióticos tales como temperatura, humedad relativa y pluviosidad sobre los patrones de distribución y diversidad del anuro fauna registrada en la subcuenca del río Las Piedras.

Profundizar en el conocimiento acerca de las dinámicas de poblaciones y la autoecología en especies representativas como *Atelopus eusebianus*.

Comparar la variabilidad genética de las poblaciones que persisten en áreas fragmentadas, con las que pertenecen en áreas continuas. Esto permitirá identificar aquellas especies y/o poblaciones que son más vulnerables a la extinción. De esta manera se podrán diseñar planes de manejo específico que permitan asegurar la persistencia de las especies a largo plazo.

Se recomienda realizar investigaciones similares al presente en diferentes regiones del Departamento del Cauca con el fin de comparar los resultados de estos con los aquí obtenidos con el índice de diversidad H' y la riqueza de especies.

Ya que a partir de este trabajo se obtuvieron las preferencias de algunas especies por ciertas subdivisiones del hábitat, es necesario realizar trabajos complementarios que midan o caractericen las preferencias de estas especies ya que la dieta es una dimensión de nicho.

10. LITERATURA CITADA

ACOSTA, G., A. 2000. Ranas, Salamandras y Caecilias (Tetrápoda: Amphibia) de Colombia, 289-319p. En: Biota Colombiana. Vol. 1, No 3; ISSN 0124-5376.

ALFORD., R. Y RICHARDS., S. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30: Pp. 133-165.

ANGULO, A., RUEDA., A. RODRÍGUEZ., M.Y LA MARCA., E. (Eds). 2006. Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo N° 2. Panamericana Formas e Impresos S.A., Bogotá D.C.

AGUIRRE, A., L. 2006. Protocolo de bioseguridad y cuarentena para prevenir la transmisión de enfermedades en anfibios. Pp. 73–92. En: Angulo, A., J. V. Rueda-Almonacid, J. V. Rodríguez-Mahecha y E. La Marca (Eds.). Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo N° 2. Panamericana Formas e Impresiones S.A., Bogotá D.C. 298 pp.

ARROYO, S. Microhábitat, Dieta y horas de actividad en especies del genero *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) en un bosque de nieva de la Cordillera Oriental. Tesis de pregrado. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias. Universidad Industrial de Santander.

BARINAGA M. 1990. Where have all the froggies gone? *Science.* 247: Pp.1033-1034.

BENDER., D. J. CONTRERAS., T. A. Y FAHRÍNG., L. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79(2): Pp. 517-533.

BEEBEE., J. FLOWER., J. Y STEVENSON., C. 1990. Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: Paleoecological, documentary and experimental evidence for breeding acidification. *Biological Conservation*, 53: Pp. 1-20.

BERGER., L, SPEARE, R, DASZAK P., GREEN D.E., CUNNINGHAM A.A., GOGGIN C.L., SLOCOMBE R., RAGAN M.A., HYATT A.D., MCDONALD K.R., BINES H.B., LIPS K.R., MARANTELLI G. Y PARKES H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rainforests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 95: 9031- 9036.

BELL., B. CARVER., ARVER., S. MITCHELL., N. Y PLEDGER., S. 2004. The recent decline of a New Zealand endemic: how and why did populations of Archey's frog *Leiopelma archeyi* crash over 1996-2001. *Biological Conservation* 120: Pp. 189-199

BERNAL, M. 2002. Ranas y sapos del Municipio de Ibagué. Ibagué, 1-73p. Letra Nueva. ISBN 958-33-3110-4.

BOYLE., D. OLSEN., V. OLSEN., J. MORGAN., T. Y HYATT., A. 2004. Rapid quantitative detection of chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian samples using real-time Taqman PCR assay. *Diseases of Aquatic Organisms*, 60: Pp. 141-148.

BLAUSTEIN, A. Y WAKE D. 1990 Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*. 5(7): Pp.203-204.

_____, A. 1994. Chicken Little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica* 50(1): Pp. 85-97.

_____, R. HOKIT., G. HARA., O. Y HOLTA., R. 1994. Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biological Conservation*, 67: Pp. 251-254.

_____, A. Y WAKE D.B. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*. 272 (4): Pp.56-61.

BROWN, P. 2002. Disease killing frogs is linked to goldfish from the US. *Guardian Unlimited*. 29.

CASTRO., F. Y KATTAN., G. 1991. Estado de conocimiento y conservación de los anfibios del Valle del Cauca. En: E. FLÓREZ Y H. KATTAN (eds.). *Memorias Primer Simposio Nacional de fauna del Valle del Cauca*. INCIVA, Cali. Pp. 310-323.

CÁCERES, A. Y URBINA, N. 2009. Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero. Departamento del Meta, Colombia. En: *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Caldasia 31(1): Pp. 175-194.

CADAVID., J. VALENCIA., R. Y GOMEZ., F. 2005. Composición y Estructura de anfibios anuros en un transecto altitudinal de los Andes Centrales de Colombia. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* 7(2): Pp.103-108.

CAMARGO., L. Y KAPOS., V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: Pp. 205-221.

CAMERO, E. 1999. Estudio comparativo de la fauna de coleópteros (Insecta: Coleoptera) en dos ambientes de bosque húmedo tropical Colombiano. *Revista Colombiana de Entomología* 25: Pp. 131-135.

CAREY., C. HEYER., R. WILKINSON., J. ROSS., A. ARNZEN., J. HALLIDAY., T. HUNGERFORD., L. LIPS., K. MIDDLETON., E. ORCHARD., S. And STANLEY., R. 1993. Amphibians declines and environmental, change: use of remotesensing data to identify environmental correlates. En: Conservation Biology. Vol 15, N. 4. Pp. 903-913.

_____, C, COHEN N Y ROLLINS-SMITH N. 1999. Amphibian declines: An immunological perspective. Developmental and Comparative Immunology, 23: Pp.459-472.

CATENAZZI, A. & L. RODRÍGUEZ. 2001. Diversidad, Distribución y Abundancia de Anuros en la Parte Alta de la Reserva de Biosfera del Manu. En: Rodríguez, L. (Ed.). 2001. *El Manu y otras Experiencias de Investigación y Manejo del bosque Neotropical*. IMBEMJESA. Perú. Pp.53-57.

CASTAÑO., M. (ed). 2002. *Libro rojo de reptiles de Colombia*. Serie: Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional – Colombia. Bogotá, Colombia. Pp 63-86.

CERON, J.P. 2007. Anuros de piedemonte llanero: Diversidad y Preferencias de Microhábitat. Trabajo de grado para optar al Título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá – Colombia. Pp.26.

CORTEZ., F. 2006. Variación altitudinal de la riqueza y abundancia relativa de los Anuros del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata. *Ecología en Bolivia*, 41(1): Pp.46-64.

COLOMA., L. A. 2005–2007. Anfibios de Ecuador. [en línea]. Ver. 2.0 (29 Octubre 2005). Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.

<http://www.puce.edu.ec/zoologia/vertebrados/amphibiawebec/anfibiosecuador/index.html>.

Consulta: 21 de Enero del 2008.

CUATRECASAS, J. 1958. Aspectos de la vegetación natural de Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 21: Pp.221-260.

CHEN., J. FRANKLÍN., F. Y SPIES., J. 1992. Vegetation responses to edge environments in Old Growth Douglas-Fir forests. *Ecological Applications*, 2(4): Pp 387-396.

CRUMP, M. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. Occasional Papers of the Museum of Natural History. University of Kansas (3): Pp.1-62.

_____, M. Y SCOTT., N 1994. Visual encounter surveys. in R. Heyer, M. Donnelly, R. McDiarmid, L. Hayek, and M. Foster (eds.), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press. Washington. Pp. 84-92.

_____, M. 2003. Conservation of amphibians in the New World tropics. In: Semlitsch, R.D. (edt.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution. USA, Pp. 53-69.

DASZAK., P. BERGER., L. CUNNINGHAM., A. HYATT., A. GREEN., A. Y SPEARE., R. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5: Pp.735-748.

_____, P. CUNNINGHAM., A. Y HYATT., A. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Journal of Diversity and Distributions* 9: Pp.141-150.

DONNELLY, A. Y CRUMP, M. 1998. Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic change*, 39: Pp.541-561.

DUELLMAN, E. 1973. Descriptions of new Hylid frogs from Colombia and Ecuador. *Herpetológica* 29 (3): Pp.219-227.

_____, E. 1976. Centrolenid frogs from Perú. *Occ. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 52: Pp.1-11.

_____, E. 1989. Lista anotada y clave de los sapos marsupiales (Anura: Hylidae: *Gastrotheca*) de Colombia. *Caldasia* 16 (76): Pp.105-111.

_____, E. Y ALTIG, R. 1978. New species of tree frogs (Family Hylidae) from the Andes of Colombia and Ecuador. *Herpetológica* 34 (2): 177-185.

_____, E. Y HILLIS D. 1990. Systematic of frogs of the *Hyla larinopygion* group. *Occ. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 134: Pp.1-23.

ESTUPIÑÁN, R. Y GALATTI, U. 1999. La fauna anura en áreas con diferentes grados de intervención antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Suplemento Especial XXIII*: Pp.275-286.

ESTRADA, J.J. 2002. Efectos de la fragmentación sobre las comunidades de anfibios de hojarasca en tres bosques de la Cordillera Central del Departamento de Antioquia. Tesis de Maestría, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 33 Pp.379-393.

FAHRING., L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: Pp.487-515.

FEINSINGER, P. SPEARS, E Y POOLE, R 1981. A simple Measure of niche Breadth. *Ecology*. 62 (1): Pp.27.32.

FLORES., V. Y MORENO., C. 2005. Variación latitudinal y longitudinal de la riqueza de especies y la diversidad beta de la Herpetofauna Mexicana. *En: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff & A. Meliá (eds.) 2005. Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. m3m-Monografías 3er Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, grupo Diversitas & Conacyt, Zaragoza. IV + 242 Pp.143-152.*

FLORES., V. PÉREZ., H. VOGT., C. Y PALMA., M. 1987. *Claves para los géneros y las especies de anfibios y reptiles de la región de Los Tuxtlas.* UNAM, México.

_____, V. MENDOZA., Q. Y GARCÍA., G. 1995. Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México. *Publ. Esp. Mus. Zool.*, 10: Pp.1-285.

_____, V. Y CANSECO., M. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20(2): Pp.115-144.

GARCÍA, R., C. 2004. Distribución de la anurofauna asociada a variables del hábitat en el sector de la Romelia. Parque Nacional Natural Munchique. Departamento del Cauca. Popayán, Trabajo de grado presentado para optar al Título de Ecólogo. Fundación Universitaria de Popayán. Facultad de Ciencias Naturales. Programa de Ecología. Pp.89-112.

_____, R, CASTRO F Y CARDENAS, H. 2005. Relación entre la distribución de anuros y variables del hábitat en el sector la Romelia del Parque Nacional Natural Munchique (Cauca, Colombia). Popayán, 1-12 p. *En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Caldasia 27 (2). ISBN 299-310.*

_____, R, CARDENAS H Y CASTRO, F. 2007. Relación entre la diversidad de anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del Valle del Cauca, Suroccidente Colombiano. Cali, 2-12 p. *En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Caldasia 29 (2): 363-374.*

GALLEGO, J. 2004. Distribución Ecológica de la Herpetofauna en el Municipio de Falan. Departamento del Tolima, 2004. Trabajo de grado presentado para optar al Título de Ecólogo. Fundación Universitaria de Popayán. Facultad de Ciencias Naturales. Programa de Ecología. Pp. 78-97.

GASCON., C. Y LOVEJOY., T. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in Central Amazonia. *Zoology*, 101: Pp.273-280.

GUTIÉRREZ, P.D. 2005. Diversidad y segregación de nichos en anfibios montaña en “La Reversa La Forzosa” (Anorí, Antioquia). Trabajo de grado presentado para optar al Título de Magister en Bosques y Conservación Ambiental. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Colombia. Pp15-23.

_____, P.D. 2005. Geographic distribution: *Cochranella susatamai*. *Herpetol. Rev.* Pp.36-73.

_____, P.D. 2007. Composición, estructura y función de la diversidad de la Herpetofauna en un bosque premontano en “La Reserva Natural La Forzosa” (Municipio de Anorí, Antioquia).

GUERRERO., J. REAL., R. ANTÚNEZ., A. Y VARGAS., J. 1999. Asociaciones interespecíficas de los anfibios en los gradientes ambientales del sur de España. *Rev. Esp. Herp.* 13: Pp.49-59.

GRIFFITHS R. Y BEEBEE T. 1992. Decline and fall of the amphibians. *New Scientist*. 1827: Pp25-29.

HALLIDAY T.R. Y HEYER W.R. 1997. The case of the vanishing frog. Páginas 181 – 189 in: G.L Miller (Publisher). 2000. Nature’s fading chorus. Classic and contemporary writings on amphibians. Island Press, Washington, D. C.

HANSKI., I. Y GILPIN., M. E. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. En: *Metapopulation dynamics: Empirical and teoretical investigations* (M.E. Gilpin & I. Hanski, eds.). Academic Press, London. Pp.3-16.

HAMMER., O. HARPER., D. RYAN., P. 2005. PAST. Palaeontological Statistics. Version1.37.

HERRERA., A. OLAYA., L. Y CASTRO., F. 2004. Incidencia de la perturbación antrópica en la diversidad, la riqueza y la distribución de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) en un bosque nublado del suroccidente colombiano. *Caldasia* 26(1): 265-274.

_____, A. 2000. Aspectos de la estructura de una comunidad de anuros en un bosque intervenido del Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali. Trabajo de grado de Biología, Universidad del Valle, Cali. Pp.8-9.

HEYER., W. DONNELLY., M. MCDIARMID., HAYEK., L.Y FOSTER, M. 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Washington. Smithsonian Institution Press, ISBN 1560982845. , Pp1-364.

HEATWOLE., H. 1982. A Review of structuring in herpetofaunal assemblages. *In*: Scott, N. J. (Ed.) *Herpetological Communities*. U.S. Departament of the Interior Fish and Wildlife Service. Washington D. C. Pp.239.

HOLDRIDGE., R. 1996. Ecología Basada en Zonas de Vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. Pp.216-218.

HUNTER., M. 1996. Habitat degradation and loss. *In*: HUNTER, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, Pp.179-190.

JULES., E. Y RATCHCKE., B. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of Old-Growth Forest fragments. *Conservation Biology*, 13(4): Pp. 784-793.

KAPOS., V. WANDELLÍ., E. CAMARGO., J. Y GRANADE., G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. USA, Pp. 33-44.

KARR, J. Y ROTH., R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *American Nature* 105: Pp.423-435.

KATTAN, W. Y ALVAREZ, H.L. 1994. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the colombian Andes.. En: Schelmas, J. y R. Greenberg, (Eds.). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, D. C. Pp 427.

_____, W, DONNELLY, M. MCDIARMID, M, HAYEK, L Y FOSTER, M. 2001. (Eds). *Medición y monitoreo de la diversidad biológica. Métodos estandarizados para anfibios*. Buenos Aires, Editorial Universitaria de la Patagonia Argentina.

KOPP., M. WACHLEVSKI., M.Y ETEROVICK., P. 2006. environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *canadian journal of zoology* 84: Pp.136-140.

_____, M. WACHLEVSKI., M.Y ETEROVICK., P. factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern brazil. *journal of natural history* 40: Pp.1813-1830.

KNIGHT., W. MORRIS., D. 1996. How many habitats do landscapes contain? *Ecology* 77 (6): Pp.1756- 1764.

KREBS., J. 2001. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. 5th ed. Benjamin Cummings Publishers. California. Pp.75-112.

LA MARCA, AND H. P. REINTHALER. 1991. Population changes in *Atelopus* species of the Cordillera de Mérida. *Herpetol. Rev.* 22: Pp125-128.

LEHTINEN., R. RAMANAMANJATO., J. Y RAVELOARISON., G. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 12: Pp.1357-1370.

LIPS., K. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology* 12: Pp.106-117.

_____, K. 1999. Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conservation Biology* 13: Pp.117-125.

_____, K. REASER., B. Young., B. Y IBAÑEZ., R. 2001. Amphibian Monitoring in Latin America: A Protocol Manual. *Monitoreo de Anfíbios en América Latina: Manual de Protocolos*. Herpetological Circular No. 30, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Pp.34-63.

_____, K. YOUNG., B. Y IBAÑEZ., R. 2001. Amphibian Monitoring in Latin America: A Protocol Manual. Society for the Study of Amphibians and Reptiles.

_____, K. REEVE, J.D. Y WITTERS, L.R. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conserv. Biol.* 17: Pp1078-1088.

_____, K.R. Y DONNELLY, M.A. 2005. Lessons from the Tropics. In: *Amphibian Declines: The conservation status of United States Species*. Lanoo, M. (ed.). University of California Press. Pp. 119-134.

LÓPEZ., L. 2005a. Métodos de preparación científico En: Segundo Curso Internacional Iniciativa Atelopus, Rancho Grande Venezuela.

_____, L. 2005b. Métodos para la caracterización de la herpetofauna en la Serranía de las Minas. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo PNUD Col/01/G31 Proyecto de Conservación del Macizo Colombiano-Biomacizo. Informe no publicado.

_____, L. 2005c. Anfibios y Reptiles en la Serranía de las Minas. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo PNUD Col/01/G31 Proyecto de Conservación del Macizo Colombiano-Biomacizo. Informe no publicado.

LOTTERS., S. SCHULTE., R. CHULTE., J. CÓRDOVA, Y VEITH., M. 2005. Conservation priorities for harlequin frogs (*Atelopus* spp.) of Perú. *Oryx* 3: Pp.343-346.

LOVEJOY., T. 1999. Preface. *Biological Conservation*, Pp.91: 99.

LYNCH, J. D. 1986 New species of *Eleutherodactylus* de Colombia (Amphibia: Leptodactylidae) II. 629-647 P. Four species from the cloud forest of the western cordillera XV Pp71-75.

_____, J. D. Y BURRONES, P.A. 1990. The frogs of the genus *Eleutherodactylus* (Family Leptodactylidae) at the La Planada Reserve in southwestern Colombia with descriptions of eight new species. *Kansas*, 1-31 p. En: Occasional Papers of the Museum of Natural History No 136. Kansas: The University of Kansas.

_____, J. D. Y DUELLMAN, W.E. 1997. Frogs of the Genus *Eleutherodactylus* in Western Ecuador. Kansas. 1-236 p. Museum of Natural History. The University of Kansas. ISBN 0893380547.

_____, J. D. ARDILA, M.C. Y RUIZ, P.M.1997 Biogeographic patterns of Colombian frogs and toads. Bogotá, 237-248 p. En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas Y Naturales, Vol. 21, No 80. ISSN: 0370-3908.

_____, J. D. 1998. New species of *Eleutherodactylus* from the cordillera occidental of western Colombia with synopsis of the distributions of species in western Colombia. 117-148 p. En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas Y Naturales, Vol. 22, No 82. ISSN: 0370-3908.

_____, J. D. 1999. Lista anotada y clave para las ranas del género (*Eleutherodactylus*) Chocoanas del Valle del Cauca y apuntes sobre las especies de la cordillera occidental adyacente: En Caldasia. 21 (2): Pp.184-202.

MARGALEF, R. 1995. Ecología, Edición. Omega, Barcelona.

MAGURRAN, A.1989. Diversidad Ecologica y su medición. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, U.S.A. Pp.1979.

MAcARTHUR., R. H. Y WILSON., E. O. 1967. The teory of island biogeography. First edition. Princeton University Press. Princeton, USA. Pp.58-87.

MEDINA., M. 1997. Estructura de la comunidad de arañas tejedoras asociada a tres tipos de hábitat en la sede campestre de la Fundación Universitaria de Popayán, Cauca. Trabajo de grado de Ecología. Fundación Universitaria de Popayán, Popayán. Pp. 62-81.

MEZA., R. YÁNEZ., M. REYES., J. PUIG., J. Y RAMÍREZ S. 2008. Estructura Ecológica de una comunidad de ranas pristimantis (Anura: Brachycephalidae) amenazadas, en las laderas altas de los andes sur del Ecuador. Zamora Chinchipe. *Informe final* preparado para EcoCiencia, Fundación Jocotoco y Ministerio del Ambiente. Programa de Becas de Investigación para la Conservación (PBIC). Quito-Ecuador.Pp.56-89.

MOLINA, C, ACOSTA A, MUESES J, Y ARROYO, S. 2006. Monitoreo de Anfibios. Pp, 221-264. En: Angulo, A., Rueda, J.V., Rodríguez, J.V. y La Marca, E. (Eds). Técnicas de Inventario y Monitoreo para los Anfibios de la Región Tropical Andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo N° 2. Panamericana Formas e Impresiones S.A., Bogotá D.C. Pp.298.

MURCIA., C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: Pp. 58-62.

McDIARMID-ROY. 1994. Amphibian Diversity and natural history: An overview. Cap 2 En: HEYER-R, *et al* measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Washington: Smithsonian Institution Press. Pp.5-16.

McGARIGAL, K, CUSHMAN. S Y STANFFORD, S. 2000. Multivariate statistic for wildlife and ecology research. Springer-Verlag New York. Inc. Pp.283.

McALEECE, N. 1997. Biodiversity PRO. The Natural History Museum y The Scottish Asociation for Marine Science. Version 2.

MCDIARMID, R.1994. Amphibian diversity and natural history. 1994. An overview Cap 2. En: Heyer, R, Measuring and monitorinf biologica Smithsonian Institution Press. Pp. 5-15.

NAVAS, C. 1996. Implications of microhabitat selection and patterns of activity on thermal ecology on high elevation neotropical anurans. *ecologia* 108: Pp.617-626.

_____, C. Biodiversidad de anfibios y reptiles en el páramo. 1999. Una visión ecofisiológica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (23): Pp.465-474.

OSORNO, M, 1999. Evaluación del efecto de borde para poblaciones de *Eleutherodactylus* viejas (AMPHIBIA: ANURA: LEPTODACTYLIDAE), frente a corredores de servidumbre en diferente estado de regeneración, en dos bosques intervenidos por líneas de transmisión eléctrica de alta tensión. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (23): Pp.347-356.

OLIVEROS, E. 1999. Aspectos de la estructura y la composición florística de la vegetación de la reserva El Rasgón (Piedecuesta, Santander). Trabajo de grado presentado para optar al Título de Biólogo. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Industrial de Santander. Pp. 86-90.

OCHOA., L. URBINA., C. FLOREZ., J. VASQUEZ., O. BAND., L. BEZAURY., C. 2009. The role of land protection through governmental protected areas and social action in biodiversity conservation: the case of Mexican amphibians. *Plos One* 4(9):e6878).

PAEZ, V. P., B. C. BACK, J. J. ESTRADA, A. M. ORTEGA, J. M. DAZA, P. D. GUTIERREZ-C., 2002. Guía de campo de algunas especies de anfibios y reptiles de Antioquia. Universidad de Antioquia, Departamento de Biología, Medellín. Pp.136.

PEFAUR, J. Y DUELLMAN. W.E 1980. Community structure in high Andean herpetofaunas. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences* 83(2): Pp.45-65.

_____, J. Y DIAZ., A. 1987. Distribucion ecologica y variación temporal de los Anfibios y reptiles del estado Barinas, Venezuela. Rev. Ecologia latinoam. 1 (3 y 4): Pp.9-19.

_____, J. E. 1992. Checklist and bibliography (1960–85) of the Venezuelan herpetofauna. Smiths. Herpetol. Info. Serv. 89: Pp.1-54.

PEREZ, T. J. 2001. Efecto de la fragmentación sobre la estructura y composición de la comunidad de murciélagos en bosques alto-andinos. Trabajo de grado presentado para optar al Título de Magister en Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá – Colombia. Pp-41.

PECHMANN K. Y WILBUR M. 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impact. Herpetológica. 50 (1): Pp.65-84.

PILLIOD, D. Y PETERSON, C. 2000. Evaluating effects of fish stocking on amphibian populations in wilderness lakes. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P15-Vol5, USA. Pp.37.

POUNDS J.A Y CRUMP M.L 1994. Amphibians declines and climate disturbance: The case of the golden and the arlequín frog. Conservation Biology. 8(1): Pp.72-85.

PROHL, H. Los Anfibios de Hitoy Cerere, San José de Costa Rica. 1997. Pp1-66.

RAMÍREZ, S. 2008. Patrones de diversidad en la herpetofauna de cuatro gradientes altitudinales en la Reserva Biológica Tapichalaca. Zamora-Chinchi. Ecuador. Tesis previa a la obtención del Título de Licenciado en Ciencias Biológicas, Universidad Central del Ecuador. Pp. 12.

_____, S., MEZA P., YANEZ M., Y REYES M. 2009. Asociaciones interespecíficas de anuros en cuatro gradientes altitudinales de la Reserva Biológica Tapichalaca, Zamora-Chinchipe, Ecuador. División de Herpetología, Sección Vertebrados del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. Pp. 56-89.

_____, B. 1977. *Algunos anfibios y reptiles de la región de Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. México, Pp.152-154.

RANGEL, J. O. 1999. Colombia Diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales (ICN), Universidad Nacional – IDEAM Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá. Pp. 117.

_____, J. O. 2004. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico. Costa Pacífica. Editorial. Universidad Nacional de Colombia y Conservación Internacional. ISBN: 958-701-439-1. Bogotá, D.C., Colombia. Pp.633-650.

RANNEY., J. W. BRUNNER, M.C. Y LEVENSON., J.B. 1981. The importance of the edge in the structure and dynamics of forest islands. In: R.L. Burgess & D.M. Sharp (editors). *Forest islands dynamics in a Man-dominated landscape*. First edition. Springer Verlag. New York. Pp.67-95.

RENJIFO, J. M. 1998. *Ranas y Sapos de Colombia*. Bogotá. Editorial Colina, ISBN 958-638-214-1.

RINCÓN., F. Y CASTRO., F. 1998. Aspectos ecológicos de una comunidad de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) en un bosque de niebla del occidente de Colombia. *Caldasia* 20: Pp.193-202.

RIVERO., J. GRANADOS., H. 1999. Nueva especie de *Atelopus* (Amphibia: Bufonidae) del Departamento del Cauca, Colombia Caribbean Journal Of Science. Vol 25, N 1-2. Pp.36-40.

RODRÍGUEZ, P., J. SOBERÓN & H.T. ARITA. 2003. El Componente Beta de la Diversidad de mamíferos de México. *Acta Zool. Mex.* (n.s) 89: Pp.241-259.

_____, L. O. 2004. BIOSF1: Diversidad Biológica de Alta Montaña y su Conservación en Reservas de Biosfera. APECO. Lima-Perú. (en línea).

RUEDA, J. V. 1999. Anfibios y Reptiles amenazados de extinción en Colombia. En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas Y Naturales. Vol. 23 (Suplemento especial). ISSN: 0370-3908. Pp.475-498.

_____, J. V. LYNCH J.D Y AMÉZQUITA A. 2004 (Eds.). Libro rojo de anfibios de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. Pp.384.

_____, J. V. RODRÍGUEZ, J. MARCA, E. LOTTERS, S. KAHN T.Y ANGULO, A. En: Mini guía de especies amenazadas, Ranas Arlequines. Bogotá. D. C. 2005. Conservación internacional, serie libretas de campo. Editorial Panamericana. Formas e Impresos. ISBN. 958-97690-4-7.

RUIZ., C. ARDILA R, Y LYNCH, J. 1996. Lista actualizada de la fauna anfibia de Colombia. 1996., 365-415 p. En: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas Y Naturales. Vol 20, No 77. ISSN 0370-3908.

SAUNDERS D, HOBBS R Y MARGULES, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5(1): Pp.18-32.

SANTINI F. ANGULO A. 2001. Assessing conservation priorities through the development of biodiversity indicators. *Rivista di Biologia/Biology Forum*. 94: Pp.259-276.

SIMBERLOFF., D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: Pp.473-511.

_____, D. Y COX., J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1): Pp. 63-71.

SUAREZ, H. RAMIREZ, M. 2004. Anuros del gradiente altitudinal de la estación experimental y demostrativa el Rasgón (Santander, Colombia). En: *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Caldasia. Pp.395-416.

STATTERSFIELD, A.J., CROSBY, M. Y LONG, W.D.C. 1998. Endemic bird areas of the world: priorities for diversity conservation. *Bird Life Conservation Series*, Cambridge. Pp. 87-91.

SCHLAEPFER., A. Y GAVIN., T. 2001. Edge effects on frogs and lizards in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, 15(4): Pp. 1079-1090.

SHANNON., A. Y WERLER., J. 1955. Notes on amphibians of Los Tuxtlas range of Veracruz, México. *Transactions Kansas Academy of Science*, 58(3): Pp. 360-386.

SPARLING., W, FELLERS., G. Y McCONNELL., L. 2001. Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: Pp. 1591-1595.

SEEBACHER., F. Y ALFORD., R. 1999. Movement and microhabitat use of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*) on a tropical islands.. Seasonal varcation and environmental corretales En: journal of Herpetology. Vol 33. N. 2. Pp.208-214.

STEEL., R. Y TORRIE., J. 1988. Bioestadística: Principios y procedimientos. Segunda edición. McGraw Hill. Pp. 622.

STEBBINS., R. Y COHEN., N. 1995. A natural history of amphibians. Cap 20. Princeton University Press. New Jersey. Pp. 238-251.

TURTON., S. Y FREIBURGER., J. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small Tropical forest remnant on the atherton tableland, Northeastern Australia. In: Laurance, W. F. & Bierregaard, R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants*.USA, Pp. 616-623.

URBINA., N. Y PÉREZ., J. 2002. Dinámica y preferencias de microhábitat en dos especies del género *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) de bosque andino. En: Jaramillo, C.A., Castaño, C., Arjona, F., Rodríguez, J.V. y Duran, C. (eds.) Memorias del Congreso Mundial de Páramos. Tomo 1. Editorial Gente Nueva, Bogotá. Colombia, Pp. 278-288.

_____, N. Y LONDOÑO., M.C. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencia. 27(102):105-113. 2003. ISSN 0370-3908.

_____, N. Y REYNOSO., H. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en los Tuxtlas Veracruz, México. Capítulo 15. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. CONABIO, SEA, DIVERSITAS y CONACyT. Volumen 4. Editorial Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España. Pp.191-207.

_____, N, OLIVARES., M. Y REYNOSO., H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132:Pp.61-75.

_____, N. 2008a. Conservation of Neotropical Herpetofauna: Research Trends and Challenges. *Tropical Conservation Science* 1(4):. <http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v1/08-12-01-Urbina-Cardona_359-375.pdf>. Pp. 359-375.

VALENCIA., M. 2004. Caracterización y modelación del mesohábitat de una comunidad de anfibios (Anura), en un humedal de la meseta de Popayán. Trabajo de grado presentado para optar al Título de Bióloga. Universidad del Cauca. Popayán – Colombia.

VARGAS, F. Y CASTRO, F. 1999. Cuidado parental en anuros del género *Eleutherodactylus* (Amphibia: LEPTODACTYLIDAE) presentes en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (23): Pp.407-410.

_____, F. Y CASTRO, F. 1999. Distribución y preferencia de microhábitat en Anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas en Anchicayá. *Pacífico Colombiano. Caldasia* 21 (1): Pp.95-109.

_____, F. Y BOLAÑOS, M. 1999. Anfibios y Reptiles Presentes en Hábitats Perturbados de Selva Lluviosa Tropical en el Bajo Anchicayá, Pacífico Colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencia. Suplemento Especial.* 23: Pp.499-511.

VERBOOM., B. Y HUITEMA, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape ecology* 12(2): Pp.117-125.

WAKE., D.B. 1999. Declining amphibian populations. *Science.* 253: 860.

WELSH., H.H.J., Y OLLIVIER, L.M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, 8, 1118-1132.

WILLIAMS., L. G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78:356-373.

WYMAN., R.L. 1990. What's happening to the amphibian? *Conservation Biology*. 4(4): Pp.350:352.

YÁNEZ., M. 2005. Diversidad y Estructura de once comunidades de anfibios y reptiles en los Andes de Ecuador: Una proyección hacia los Patrones de Diversidad y Áreas prioritarias para la Conservación de la Herpetofauna Andina. Tesis previa a la obtención del Título de Licenciado en Ciencias Biológicas, Universidad Central del Ecuador. 146: Pp.91-98.

YAHNER., R. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2(4):333-339.

YOUNG., S. 1990. Twilight of the frogs. *New Scientist*. 126 (1713): Pp.27

_____, B.E., LIPS K.R., REASER J.K., IBAÑES R., SALAS A.W., CEDEÑO J.R., COLOMA L. A., RON S., LA MARCA E., MEYER J.R., MUÑOZ A., BOLAÑOS F., CHAVEZ G., ROMO D. 2001. Population declines and priorities for amphibians conservation in Latin.

_____, B.E, S. JANICE., C. NEIL., C. TIMOTHY M. BOUCHER. 2004. El estado de los anfibios en el Nuevo mundo. *Conservación Internacional*. Pp. 34.

ZIMMERMAN., B. Y BIERREGARD., O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, 13: Pp. 133-143.

_____, B. L. 1994. Audio strip transects. P.364. En: HEYER, W., M. A. Donnelley, R. A. McDIARMID, L. C. HAYEC & M. C. Foster (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

_____, B. L. Y D. SIMBERLOFF. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*. 23: Pp.27-46.