

ENSAMBLAJE DE ANUROS EN HÁBITATS MODIFICADOS EN UN BOSQUE ANDINO (VEREDA CHICORAL, VALLE DEL CAUCA)

Juan David Kuri Torres

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.

Correo electrónico: juan.kuri.torres@correounivalle.edu.co.

Fernando Castro Herrera

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.

Correo electrónico: fernando.castro@correounivalle.edu.co.

RESUMEN

Los bosques montanos de los Andes tropicales, enfrentan a una alta presión antrópica que ha generado la disminución en la biodiversidad que este alberga. Esto afecta especialmente a un grupo tan sensible como los anuros debido a su dependencia al microhábitat y condiciones específicas. Con el objetivo de evaluar la composición del ensamblaje de Anuros en hábitats con diferentes grados de intervención (Bosque ribereño, interior de bosque, cultivo y potrero), además de la variación en el uso de microhábitats; se realizó un muestreo durante siete meses en la Reserva Forestal Protectora de la Cuenca del Río Bitaco, Vereda Chicoral, Valle del Cauca (Colombia), donde se capturaron 715 individuos pertenecientes a 11 especies. El 72,5% de la riqueza correspondió a la familia Craugastoridae. Además se encontró en interior de Bosque la mayor riqueza de especies, seguido por el bosque ribereño. En hábitats intervenidos se encontró *Dendropsophus columbianus*, una especie tolerante a la perturbación. A su vez se observó una preferencia en el uso de microhábitats por parte de algunas especies a condiciones específicas. Finalmente se concluye que la disminución en la abundancia de algunas especies no solo puede estar atribuida a la modificación en el paisaje sino a una posible sumatoria de factores que generan este proceso de disminución en la diversidad actual.

PALABRAS CLAVE: Antropogénico, Historia Natural, Mosaicos, Paisaje, Preferencia.

ABSTRACT

Montane forests of tropical Andes face a high anthropic pressure, which cause a decrease in the biodiversity, especially to a group so sensible such as the anurans, due to they have dependency to microhabitat and specific conditions. With the aim to evaluate the composition of assemblage of anurans in different intervention scale (riparian forest, forest interior, crops and paddock), also the variation in the microhabitat use, for seven months were performed sampling at Reserva Forestal Protectora de la Cuenca del Río Bitaco, Vereda Chicoral, Valle del Cauca (Colombia), where 715 individuals distributed in 11 species were caught. 72,5% belonged to Craugastoridae family, also in forest interior were found the highest species richness, followed by riparian forest; regarding intervened habitats was found *Dendropsophus columbianus*, which is tolerant to perturbation; as well was observed a preference in microhabitat use by some species to particular conditions. Finally, as a conclusion is that the decline in the abundance of some species can not only be attributed to the change in the landscape, but a possible sum of factors that lead this process of decline in the current diversity.

Keywords: Anthropogenic, Landscape, Mosaics, Natural history, Preference

INTRODUCCIÓN

Los bosques montanos de los Andes tropicales representan una prioridad global

de conservación debido a la alta concentración de biodiversidad y endemismo, en adición a la provisión de servicios ecosistémicos en la región

(Balvanera, 2012). A pesar de esto, son uno de los ecosistemas menos conocidos y más amenazados en el Neotrópico como consecuencia de la presión antrópica que estos bosques enfrentan, particularmente en el área submontano (Doumenge *et al.* 1995; Ataroff & Rada, 2000; Pennington *et al.* 2010).

La pérdida y degradación de bosques ha sido históricamente atribuida a la deforestación, explotación forestal y uso de la tierra, es decir, es el resultado de actividades antropogénicas implementadas durante mucho tiempo con notables implicaciones sobre la diversidad biológica (Ávila-Gómez *et al.* 2015). Estos procesos han modificado completamente paisajes naturales, generando fragmentos heterogéneos, que a su vez ocasionan la ruptura de la continuidad de un sistema a un patrón de mosaicos modificados y/o sucesionales del paisaje (Becker *et al.* 2007; Ávila-Gómez *et al.* 2015).

Las poblaciones silvestres que persisten en estos paisajes degradados no pueden mantenerse de las mismas manera que en paisajes no degradados, debido a que sus necesidades biológicas sólo pueden cumplirse en determinados ambientes (Ávila-Gómez *et al.* 2015). Este patrón resalta en especies endémicas y en especies raras las cuales son más vulnerables a los cambios en los gradientes de hábitat (Urbina-Cardona & Flores-Villela, 2010).

Se reconoce que los anuros dependen de microhábitats y condiciones específicas, haciéndolos particularmente sensibles a las perturbaciones (Cabrera-Guzmán & Reynoso, 2012). Welsh y Ollivier (1998) propusieron este clado como indicador biológico, encontrando que las densidades de anuros eran menores en ambientes perturbados. Esto debido a que la distribución espacial de los anuros está dada por la interacción entre la disposición de recursos (comida, refugio, reproducción, sitios para la termorregulación, rutas de escape, entre

otros), las características físicas del hábitat (Urbina-Cardona *et al.* 2006) y sus características fisiológicas como huevos y piel permeable capaces de absorber materiales y elementos del ambiente. (Duellman & Trueb, 1994).

Actualmente, estos vertebrados están presentando disminuciones poblacionales a escala global (Collins, 2010), la cual ha sido asociada con el cambio climático, la quitridiomycosis y la pérdida de hábitat (Hof *et al.* 2011), introducción de especies (Péfaur & Duellman, 1980), radiación UV-B (Blaustein & Wake, 1995), contaminantes químicos (Sparling *et al.* 2001) y la sobreexplotación (Rueda-Almonacid, 1999). La fragmentación del hábitat se considera como un co-factor que influye negativamente en la dinámica de sus poblaciones. Los estudios de fragmentación y su relación con la fauna de anuros han producido diferentes resultados, sin embargo es necesario monitoreos constantes, no es posible generalizar las respuestas a este proceso basándose en estudios a corto plazo (Marsh & Pearman, 1997; Urbina-Cardona *et al.* 2006; Peltzer, 2006).

A pesar de la disminución crítica de las poblaciones, la herpetofauna no se toma en cuenta a menudo como un objetivo de conservación ya que se han establecido diversas áreas naturales protegidas por razones distintas a la protección de la biodiversidad y sin enfoques de conservación claros (Urbina-Cardona & Flores-Villela, 2010). En este sentido, el objetivo de este proyecto es evaluar la composición del ensamblaje de anuros en hábitats con diferentes grados de intervención, y así mismo la variación en el uso del microhábitat en diferentes ambientes en la Reserva Forestal Protectora de la Cuenca del Río Bitaco (Vereda Chicoral), a su vez actualizar el conocimiento del ensamblaje (riqueza, abundancia, rareza entre otras) en esta zona, los cuales puedan ser implementados y tenidos en cuenta en programas de

conservación promoviendo la monitorización, la conservación y protección de las especies presentes en el ensamble.

MÉTODOS

Área de estudio.

El estudio se realizó en la Reserva Forestal Protectora de la Cuenca del Río Bitaco ubicada en la vereda Chicoral, Valle del Cauca sobre el flanco medio de la Cordillera Occidental, Colombia (3° 35' 56" N, 76° 35' 51" W; 1700-2200 mnsn. La Reserva Forestal Presenta un área aproximada de 195 hectáreas (Arana, 2006) y de acuerdo a la clasificación de Holdridge (1967) corresponde a Bosque muy Húmedo Premontano (bmh-PM). Los valores de temperatura oscilan entre 14° y 18° C y presenta precipitaciones mayores a 2000 mm/año. Se encuentra ubicada en la parte alta de la subcuenca del río Bitaco, afluente del río Dagua (Soto-Medina & Bolaños, 2013).

Definición de los hábitats.

Se establecieron cuatro tipos de hábitats siguiendo la metodología propuesta por Méndez (2009). Se definieron por lo tanto hábitats de acuerdo a la composición vegetal y el estado de intervención antrópica en cada uno: hábitats boscosos (Bosque Ribereño e Interior de Bosque) y hábitats producto de la intervención antrópica (Cultivos y Potrero).

Muestreo y toma de datos.

Se establecieron 2 trayectos de 200 m de largo x 2 m de ancho por cada tipo de hábitat para un total de 8 trayectos, en los cuales se realizaron muestreos durante cuatro días por mes entre febrero y agosto del 2015. En cada trayecto se implementó el método de relevamiento por encuentros visuales (REV) (Crump & Scott, 2001, Angulo *et al.* 2006) entre las 08:00-11:00 h y 18:00-00:00h, para un total de 1,008 horas/hombre. Cada individuo observado fue capturado, registrando (I) altura de percha, (II) tipo de sustrato utilizado

(hojarasca, hoja, tallo, rama, pasto, suelo desnudo), (III) hora de actividad, (IV) longitud rostro-cloaca, (V) humedad relativa, (VI) temperatura ambiental (Termohigrómetro Extech RH101), (VII) altitud y (VIII) cobertura de dosel. Adicionalmente se realizó la identificación de los individuos con guías de campo, descripciones de las especies en caso de ser necesario por medio de fotografías y posterior confirmación con la Colección de Herpetología de la Universidad del Valle.

Análisis de datos.

La medición de la diversidad alfa se utilizó la serie de Hill, para determinar el *número efectivo de especies* presentes en una muestra. Esto representa una medida de la distribución de abundancias relativas entre especies (Hill, 1973).

Se analizaron las curvas de acumulación de especies en cada hábitats, así como también en el total del muestro, considerando el número de especies observadas en relación con el número de horas hombre empleadas, así como las estimaciones de riqueza arrojadas por los índices no paramétricos de diversidad evaluados (Méndez, 2009). Para evaluar la efectividad del muestreo se utilizaron los estimadores Jackknife 1 y 2 (González-Oreja *et al.* 2010), y para determinar la riqueza de especies en cada hábitat así como en la totalidad de hábitats estudiados se empleó el estimador no paramétrico Chao 1 (Chao *et al.* 2004), en ambos casos utilizando el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

Para evaluar la composición y estructura por abundancia de especies entre hábitats se empleó un ANOSIM basado en distancias de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001; Gotelli & Ellison, 2004). Este permite detectar diferencias entre hábitats y evaluar grupos discretos anidados en los mismos (Urbina-Cardona *et al.* 2006). Este análisis se realizó en el

software estadístico Past 2.17 (Hammer *et al.* 2001).

Adicionalmente, se comparó la composición, abundancia y uniformidad de especies entre hábitats, usando curvas de rango-abundancia (Etchepare *et al.* 2013).

Se calculó también el índice de rareza para cada una de las especies, donde en vez de emplear distintos intervalos de rareza, como lo es habitual, se utilizó la abundancia relativa, debido a que pueden ser usados para detectar cambios en las poblaciones a través del tiempo o en diferentes lugares en el espacio (Martínez *et al.* 2007)

Uso de microhábitats y distribución de estados del hábitat.

Se utilizó una prueba de Chi-Cuadrado para evaluar preferencias en estrato y sustrato así como por la hora de actividad por parte de las especies (Méndez, 2009). Adicionalmente se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para correlacionar la matriz de abundancias respecto al tipo de hábitats y variables ambientales como: temperatura, humedad relativa, cobertura de dosel, altitud y altura de percha (Escudero & Pajarón, 1996). Estos análisis se realizaron el software R 3.2.3 (R Development Core Team, 2013).

RESULTADOS

Durante los siete meses de muestreo, se obtuvo un total de 715 registros pertenecientes a 3 familias, 5 géneros y 11 especies (Tabla 1). Al evaluar la eficiencia del muestreo, mediante el estimador estadístico de Jackknife 1 y 2, se obtuvo una representatividad entre el 75,7% y 81% del número de especies esperadas (Fig. 1).

Al analizar en número efectivo de especies, se encontró que en interior de bosque se encontró una mayor riqueza, la cual fue seguida por el bosque ribereño. La equitabilidad fue mayor en potrero, en

donde también se registró la menor dominancia de especies.

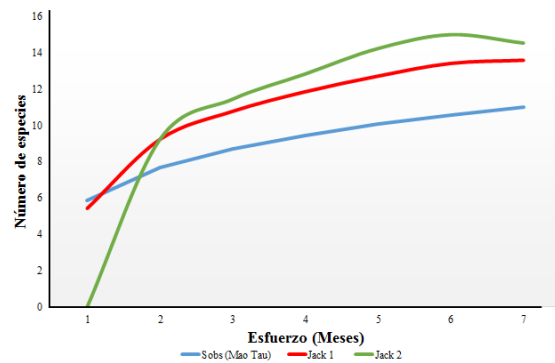


Figura 1. Eficiencia de muestreo utilizando los estimadores no paramétricos Jackknife 1 y 2 respecto al observado.

Las curvas de acumulación (Fig. 3) para cada uno de los hábitats (Chao 1) indicaron una diferencia al inicio de la curva entre lo observado respecto a lo esperado en los hábitat interior de bosque y bosque ribereño, sin embargo en todos los hábitats se alcanzó la asíntota. El ANOSIM determinó que la composición de anfibios no es estadísticamente diferente entre hábitats ($R= 0.0267$, $p>0.05$).

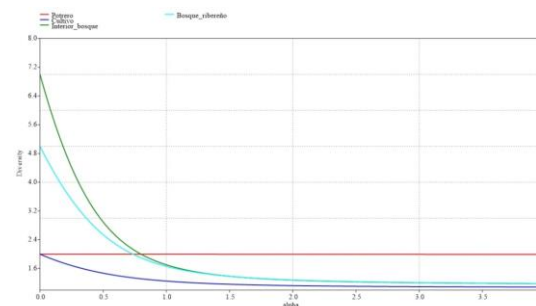


Figura 2, Número efectivo de especies donde los valores 0, 1 y 3 indican respectivamente N_0 , N_1 y N_2 .

En las curvas de rango-abundancia (Fig. 4) se observó que el interior de bosque y bosque ribereño son similares. El patrón de distribución de abundancia se asemejó a un modelo log-series. En el potrero se observó que la pendiente de la curva no es tan empinada sugiriendo uniformidad mientras que en el cultivo se observó claramente lo contrario, a su vez se observó que *Pristimantis palmeri* es la especie más

abundante en todos los hábitats exceptuando el hábitat cultivado. A su vez es de resaltar que especies como *Pristimantis juanchoi* y *Pristimantis brevifrons* solo presentaron un individuo registrado para cada una y ambas se encontraron en el hábitat interior de bosque.

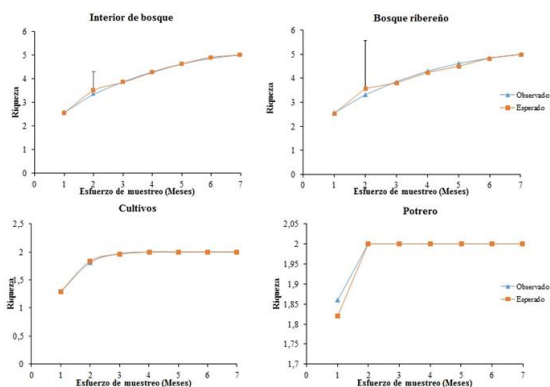


Figura 3. Curvas de acumulación de especies utilizando el estimador chao 1 para cada uno de los hábitats donde de naranja(■) es lo esperado y de azul (◆) lo observado, adicionalmente se presenta el error estimado.

Tabla 1. Especies de anuros junto a su respectivo código, número de individuos registrados en cada hábitat y total.

Especie	Código	Potrero	Cultivo	Interior de bosque	Bosque ribereño	Total
Centrolenidae						
<i>Centrolene savagei</i>	A	-	-	-	11	11
<i>Nymphargus ignotus</i>	B	-	-	-	7	7
Craugastoridae						
<i>Hypodactylus mantipus</i>	C	-	-	8	-	8
<i>Pristimantis palmeri</i>	D	72	7	234	170	483
<i>Pristimantis juanchoi</i>	E	-	-	1	-	1
<i>Pristimantis orpacobates</i>	F	-	-	11	3	14
<i>Pristimantis brevifrons</i>	G	-	-	1	-	1
<i>Pristimantis erythropleura</i>	H	-	-	8	-	8
<i>Pristimantis platytilus</i>	I	-	-	-	2	2
<i>Pristimantis thectopternus</i>	J	-	-	2	-	2
Hylidae						
<i>Dendropsophus columbianus</i>	K	66	112	-	-	178
		138	119	265	193	715

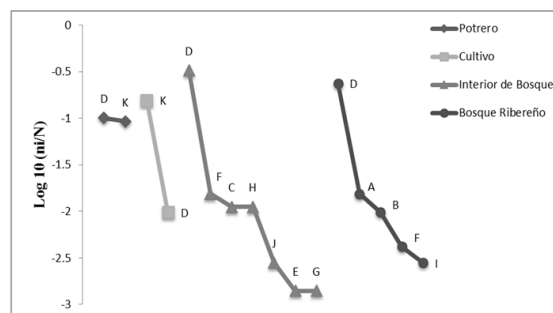


Figura 4. Curvas de rango de abundancia del ensamblaje de anuros. El código de las especies está dado en la tabla 1. Para cada hábitat la abundancia relativa de cada especie (ni/N) se representó en una escala logarítmica contra el rango de especies ordenadas de la más a la menos abundante.

Adicionalmente se calculó el índice de rareza para cada una de las especies (Tabla 2) donde se pudo observar que *Pristimantis palmeri* que se encontró en todos los hábitats presenta un valor de 0,324 considerándola una especie común para la zona de estudio.

Tabla 2. Índices de rareza para las especies presentes en el ensamblaje utilizando de base la abundancia relativa de cada una de ellas*

ESPECIE	VALOR DE RAREZA
<i>Centrolene savagei</i>	0,985
<i>Dendropsophus columbianus</i>	0,751
<i>Hypodactylus mantipus</i>	0,989
<i>Nymphargus ignotus</i>	0,990
<i>Pristimantis brevifrons</i>	0,999
<i>Pristimantis erythropleura</i>	0,989
<i>Pristimantis juanchoi</i>	0,999
<i>Pristimantis orpacobates</i>	0,98
<i>Pristimantis palmeri</i>	0,324
<i>Pristimantis platytilus</i>	0,997
<i>Pristimantis thectopternus</i>	0,997

* Valores más cercanos a 0 menor rareza, valores cercanos a 1 mayor rareza.

Las pruebas de Chi-cuadrado para la hora de actividad, no mostraron una diferencia significativa para el ensamblaje ($X^2 = 173,33$, $g.l.=60$, $p= <0,05$) solo en *Pristimantis thectopternus* se observó preferencia por el rango de actividad de 18:00 hr-19:00 hr. En el caso del sustrato, no se presentaron diferencias significativas ($X^2 = 807,09$, $g.l.=70$, $p= <0,05$) sin embargo se observó una preferencia por parte de *Hypodactylus mantipus* hacia el hojarasca y por parte de *Dendropsophus columbianus* hacia el té (*Camellia sinensis*) y plantas del género *Eleocharis*. El caso de la altura tampoco se registraron preferencias estadísticas en el ensamblaje ($X^2 = 255,91$ $g.l.=50$, $p= <0,05$) pero *Hypodactylus mantipus* presento una preferencia por el rango de altura 0.

Al realizar el análisis de correlación canónico, se obtuvo que entre los dos primeros componentes representan un 97% de la inercia de total. Las variables ambientales están altamente relacionadas con las especies (Fig. 5), así como se pudo observar que a menor altura de percha es

más probable encontrar a especies como *Hypodactylus mantipus* a su vez relacionada con la cobertura de dosel, mientras que *Dendropsophus columbianus* está fuertemente influenciada por altitudes bajas, temperaturas bajas y a su vez por la estructura vegetal de los hábitats potrero y cultivo.

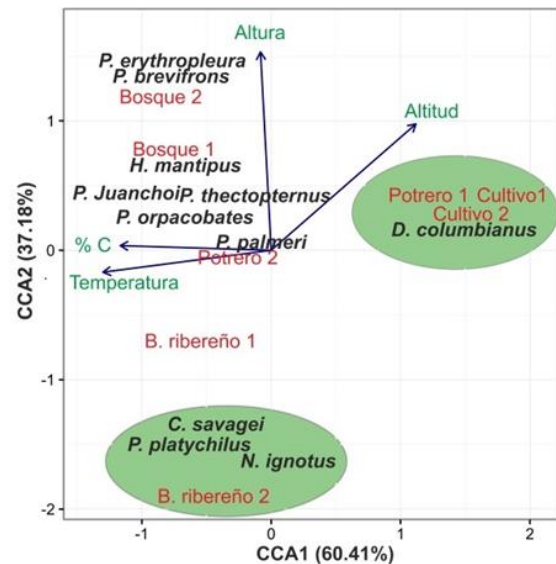


Figura 5. Analisis de correlacion canonico donde (% C) representa porcentaje de cobertura de dosel.

DISCUSIÓN

La diversidad de anuros en los bosques de niebla se caracteriza por presentar una alta dominancia y riqueza de especies e individuos que pertenecen a la familia Craugastoridae y particularmente del género *Pristimantis*, debido a la gran radiación que ha sufrido este grupo en los Andes por la alta diversidad de condiciones ambientales y microclimáticas (Duellman, 1999), situación que se evidencia en este estudio; ya que cerca del 72,5% de los individuos en la comunidad de anuros en Chicoral hacen parte de esta familia (Tabla 1).

Particularmente se observó que el hábitat interior de bosque fue el que presentó la mayor riqueza de especies seguido del hábitat bosque ribereño. Estos resultados concuerdan con lo encontrado por Corral (2013), donde se evidencia una mayor riqueza de especies en áreas boscosas naturales. Esto probablemente debido que en estas zonas, las coberturas vegetales ofrecen condiciones favorables para el refugio y forrajeo de los organismos, así como microhábitats con temperaturas estables y mayor humedad relativa (Cáceres-Andrade & Urbina-Cardona 2009; Corral, 2013).

Por otro lado, en el caso de los hábitats intervenidos ocurre que a medida en que se intensifica el uso de la tierra presentan una menor diversidad (Flynn *et al.* 2009; Corral 2013). Esto generalmente es atribuido a que los fragmentos de bosques nublados no son lo suficientemente grandes para soportar toda la herpetofauna en la región, a su vez genera dentro de estas matrices antropogénicas sean hábitats importantes para pocas especies tolerantes a la perturbación (e.g. *Dendropsophus columbianus*). Además, se rectifica en el presente estudio que los hábitats modificados (potrero y cultivo) presentaron una riqueza de especies menor, sin embargo, presentan una equitabilidad muy alta en el caso de los potreros y una alta dominancia de *D. columbianus* en los

cultivos, posiblemente relacionado con las condiciones fisiológicas de los individuos además de la estructura de microhábitat presente, por lo que se observa que se genera un diverso sistema de hábitats cruciales para la conservación en estos paisajes seminaturales (Isaacs & Urbina-Cardona, 2011).

Por otro lado, se realizó un análisis multivariado no paramétrico de similitud (ANOSIM) el cual dio como resultado que no habían diferencias significativas entre hábitats y por lo tanto no presenta formación de grupos entre los hábitats (Urbina-Cardona *et al.* 2006).

Teniendo en cuenta a los estudios realizados por Isaacs & Urbina-Cardona (2011), el género *Pristimantis* es negativamente afectado por la fragmentación, esto se confirma observando que el registro de individuos para este género fue muy bajo en el caso del hábitat cultivo, sin embargo el hábitat potrero presentó un registro alto y muy equilibrado respecto a *D. columbianus* presente en el hábitat, esto posiblemente asociado a la presencia de remanentes de bosques los cuales proveen una estructura y condiciones de microhábitat lo suficientemente estables para que *Pristimantis palmeri* esté presente. Además, teniendo en cuenta el índice de rareza se logró apreciar que es una especie común para la zona y que a su vez sus hábitos generalistas le proveen una respuesta de resistencia a la perturbación antropogénica (Isaacs & Urbina-Cardona, 2011).

De acuerdo con las características de historia natural de cada una de las especies, se observó que algunas de ellas presentaron preferencias por ciertas características, por ejemplo *Pristimantis thectopternus* presenta una actividad horaria entre la franja 18:00-19:00 hr esto concuerda con los hábitos de la especie que es considerada crepuscular con una alta presencia en claros de bosque. Por otro

lado, *Hypodactylus mantipus* presento una clara preferencia hacia el sustrato hojarasca y una altura en el rango más bajo, esto claramente relacionado a sus estilos de vida donde es común encontrarla. También, *D. columbianus* presento una clara preferencia para el sustrato té y platas del género *Eleocharis*. Además, especies como *D. columbianus*, *Centrolene savagei* y *Nymphargus ignotus* estuvieron relacionados a microhábitats próximos a cuerpos de agua (lagos artificiales y quebradas respectivamente), debiéndose a que estas especies presentan el modo de reproducción la cual depende directamente de los cuerpos de agua para su reproducción, además que les proveen condiciones de alta humedad permitiéndoles una alta tasa de supervivencia (Isaacs & Urbina-Cardona, 2011).

El ACC mostro que tanto la humedad relativa y la temperatura son variables que están correlacionadas con la presencia de varias especies, lo cual se ve reflejado en los hábitats modificados, donde se observa ausencia de cobertura vegetal, ya que la cobertura del dosel regula el microclima y la heterogeneidad estructural de la vegetación, proporcionando una mayor diversidad de recursos de microhábitat, como es observado en el diferente uso por parte del sustrato y la altura, componentes que reducen la competencia por los recursos y permitiendo la coexistencia (Isaacs & Urbina-Cardona, 2011). Por otro lado, existe una relación en la diversidad de acuerdo a la estructura del paisaje, y ciertamente las condiciones de microhábitats proveen el sustento necesario para que algunas especies aún puedan sobrevivir en la zona. Sin embargo, no es posible determinar si la presencia de hábitats modificados influye negativamente en relación con la diversidad puesto que mantienen las condiciones necesarias para que algunas poblaciones se mantengan.

Es claro que el actual ensamblaje está siendo dominado por *P. palmeri* debido a sus hábitos generalistas, permitiendo el aprovechamiento de múltiples recursos, pero no es posible comparar si hay solapamiento de nicho debido al bajo número de individuos de las otras especies posiblemente afectadas.

Es evidente que cada especie responde de formas distintas y únicas a las condiciones ecológicas, por lo tanto, para evaluar posibles efectos en la pérdida y fragmentación de hábitat en futuros trabajos, es necesario adoptar distintos niveles de enfoque que tengan en cuenta el conocimiento de la biología de cada especie y un monitoreo constante para tener registros anuales para la zona y poder tener información de la fluctuación de sus poblaciones.

Por otra parte, cabe resaltar que el trabajo realizado por Viáfara-Vega (2014), demuestra que algunas especies del genero *Pristimantis* presentaban el hongo *B. dendrobatidis* en la zona de estudio, sin embargo, los individuos no presentaron síntomas en el momento de su captura, la no sintomatología no significa la ausencia de la misma. Es por ello que se debe tener en cuenta que la disminución en la abundancia de algunas especies no solo puede estar atribuida a la modificación en el paisaje sino también a una posible sumatoria de factores que estén generando este proceso de disminución en la diversidad actual.

Finalmente estos resultados indican que el cambio en la estructura del hábitat se evidencia de acuerdo a las especies presentes debido a su historia natural, donde condiciones idóneas o propicias generan la posibilidad de conservación o características de microhábitat permiten su supervivencia, además los hábitats boscosos presentaron una mayor diversidad respecto a los hábitats intervenidos, debido a la presencia de especies con rangos de tolerancia más

restringidos, por ultimo el bosque ribereño se consideró como una zona conservada debido a la presencia de especies como *Centrolene savagei*, *Nymphargus ignotus* y *Pristimantis platytilus*.

Agradecimientos

Se agradece a mi familia por su apoyo incondicional. A mi director por su constante asesoramiento. Debo agradecer a Bryan Ospina Jara, Sara Fernández Garzón, José Luis Cediell Santamaría por su apoyo durante la fase de campo. Al Grupo de investigación de Herpetología

por su asesoramiento en taxonomía. A Cristian Román, Andrés Felipe Jaramillo y Carolina Saavedra Díaz, por sus comentarios y asesoría con los análisis estadísticos. Al Profesor José Julián Tavera Vargas por su ayuda con los permisos de investigación. También a la familia Manrique en especial a Nasmille Pillimue Hoyos y Karol Dayana Manrique por su hospitalidad, apoyo con la comunidad y constante acompañamiento durante todo el proceso de campo y a la Agrícola Himalaya S.A. por permitir el ingreso a sus predios.

Literatura Citada

Angulo A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V and La Marca, E. (2006), *Técnicas de inventario y monitoreo para anfibios de la región tropical andina*. Conservación Internacional. Sede Manuales de Campo N^o2. Panamericana formas e impresos S.A. Bogotá DC, Colombia. pp. 298.

Arana, A.E. (2006), *Plan de Manejo Participativo Reserva Forestal de Bitaco. Valle del Cauca*. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Dirección Técnica Ambiental Grupo de Biodiversidad. 205 pp.

Ataroff, M. and Rada, F. (2000), Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, Vol. 29, pp. 440-444.

Ávila-Gómez, E., Moreno, C., García-Morales, R., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G. and Briones-Salas, M. (2015), Deforestation thresholds for phyllostomid bat populations in tropical landscapes in the Huasteca region, Mexico. *Tropical Conservation Science*, Vol.8, No 3, pp. 646-661.

Balvanera, P. (2012), Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*, Vol. 21, No. 1-2, pp. 136-147.

Becker, C.G., Fonseca, C.R., Baptista-Haddad, C.F., Batista R.F. and Prado, P.I. (2007), Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, Vol. 318, pp. 1775-1777.

Blaustein, A. and Wake, D.B. (1995), The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*, Vol. 272, No. 4, pp. 56-61.

Cáceres-Andrade, S.P. and Urbina-Cardona, J.N. (2009), Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, Vol. 31, No. 1, pp. 175-194.

Cabrera-Guzmán, E. and Reynoso, V.H. (2012), Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: minimum patch size to support high richness and abundance. *Biodivers Conserv*, Vol. 21, pp. 3243–3265.

Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K and Tsung-Jen S. (2004), A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, Vol. 8, pp. 148-159.

Clarke, K. and Warwick, R. (2001), *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, UK. 172pp.

Collins, J.P. (2010), Amphibian decline and extinction: what we know and what we need to learn. *Dis. Aquat. Organisms*, Vol. 92, pp. 93-99.

Colwell, R.K. (2013), EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (User's guide and application), Version 9 and earlier, Published at: <http://purl.oclc.org/estimates>

Corral, G.J.N. (2013), *Relación entre la morfología y la dieta de un ensamblaje de anuros en el eje cafetero colombiano: una aproximación a la diversidad funcional en anfibios*. Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.

Crump, M.L. and Scott, N.J. (2001), “Relevamientos por encuentros visuales” in Heyer M.A., Donnelly R.W., McDiarmid L.A., Hayek C., and Foster M.S. (Eds.), “*Medición y monitoreo de la diversidad biológica: métodos estandarizados para anfibios*”, Editorial Universitaria de la Patagonia, Argentina, pp. 80–87.

Doumenge, C., Gilmour, D., Ruíz, M. and Blockhus, J. (1995), Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. *Ecological studies*, Vol. 110, pp. 24-37.

Duellman, W.E. and Trueb, L. (1994), *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore & London, EUA.

Duellman, W. E. (1999). Global distribution of amphibians: patterns, conservation, and future challenges. In Duellman, W. E. (ed.) *Patterns of distribution of amphibians*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA. 111-210 p.

Escudero, A.A. and Pajarón, S.S. (1996), La vegetación rupícola del Moncayo silíceo. Una aproximación basada en un Análisis Canónico de Correspondencias. *Lazaroa*, Vol. 16, pp. 105-132.

Etchepare, E.G., Ingaramo, M., Porcel, E. and Álvarez, B.B. (2013), Diversidad de las comunidades de escamados en la Reserva Natural del Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Vol. 84, pp. 1273-1283.

Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M. & Declerck, F. (2009), Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, Vol. 12, pp. 22–33.

González-Oreja, J.A., de la Fuente-Díaz-Ordaz, A.A., Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D. and Bonache-Regidor, C. (2010), Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de

especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, Vol. 33.1, pp. 31-45.

Gotelli, N.J. and Ellison, A.M. (2004), *A primer ecological statistic*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, USA. 340 p

Hammer, Ø., Harper, D.A.T. and Ryan, P.D. (2001), PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica* 4: 1-9.

Hill, M.O. (1973), Diversity and Evenness: a Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, Vol. 54, pp. 427-432.

Hof, C., Araújo, M.B., Jetz, W. and Rahbek, C. (2011), Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, Vol. 480, pp 516 -519.

Holdridge, L.R. (1967), *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica, pp. 32-48.

Isaacs, P.J. and Urbina-Cardona, J.N. (2011), Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza & Conservação: Brazilian Journal of Nature Conservation*, Vol. 9, No.1, pp. 39-46.

Marsh, D.M. and Pearman, P.B. (1997), Effects of Habitat Fragmentation on the Abundance of Two Species of Leptodactylid Frogs in an Andean Montane Forest. *Conservation Biology*, Vol. 11, No.6, pp. 1323-1328.

Martínez, J.V., Romero, R.C. and Echavarría, D.P. (2007), Valoración paisajística y ecológica de la comunidad de Madrid: su integración en un índice sintético de riesgo de incendios forestales. *Revista de Teledetección*, Vol. 28, pp. 43-60.

Méndez, J. (2009), *Diversidad y preferencias de microhábitat de la fauna anura en hábitats modificados de la cordillera occidental*. Tesis de pregrado, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Péfaur, J. and Duellman, W.E. (1980), Community structure in high andean herpetofaunas. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences*, Vol. 83, No. 2, pp.45-65.

Peltzer, P.M. (2006), *La fragmentación de hábitat y su influencia en la diversidad y distribución de Anfibios Anuros de áreas ecotonales de los dominios fitogeográficos Amazónico y Chaqueño*. Tesis de Doctorado, Universidad de La Plata, Argentina.

Pennington, R.T., Lavin, M., Särkinen, T., Lewis, G.P., Klitgaard, B.B. and Hughes, C.E. (2010), Contrasting plant diversification histories within the Andean biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 107, pp. 13783-13787.

R Development Core Team. (2013), "R: A Language and Environment for Statistical Computing". R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rueda-Almonacid, J.V. (1999), Anfibios y Reptiles amenazados de extinción en Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, Vol. 23 (Suplemento especial), pp. 475-498.

Soto-Medina, E. and Bolaños, A.C. (2013), Hongos macroscópicos en un bosque de niebla intervenido, vereda Chicoral, Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, Vol. 14, No. 2, pp. 1-12.

Sparling, W., Fellers, G. and McConnell, L. (2001), Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, pp. 1591-1595.

Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M. and Reynoso, V.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*, Vol. 132, pp.61-75.

Urbina-Cardona, J.N. and Flores-Villela, O. (2010), Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology*, Vol. 24, No. 4, pp. 1031–1041.

Viáfara-Vega, R.A. (2014), *Detección de Batrachochytrium dendrobatidis (Chytridiales) en localidades del Valle del Cauca por tecnica de PCR*. Tesis de pregrado, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Welsh, H. H. Jr. and Ollivier, L.M. (1998), Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, Vol. 8, pp. 1118-1132.