

**DIVERSIDAD DE ANUROS EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES
PRESENTES EN EL COMPLEJO PÁRAMO DE ALMORZADERO, COLOMBIA.**

JAMES ALEXIS CABRERA PACHECO

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para obtener el título de
Biólogo**

Director

ALDEMAR ALBERTO ACEVEDO RINCON

Magister en Ecología

Codirector

DIEGO ARMANDO CARRERO SARMIENTO

Magister en Ciencias-Entomología

UNIVERSIDAD DEL TOLIMA

FACULTAD DE CIENCIAS

BIOLOGÍA

IBAGUÉ - TOLIMA

2017



FACULTAD DE CIENCIAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO DE GRADO

TÍTULO: DIVERSIDAD DE ANUROS EN DIFERENTES COBERTURAS
VEGETALES PRESENTES EN EL COMPLEJO PÁRAMO DE
ALMORZADERO, COLOMBIA

AUTORES: JAMES ALEXIS CABRERA PACHECO, Código 070100602005

DIRECTOR: Aldemar A. Acevedo., Ms.

JURADOS Manuel H. Bernal B. y Sergio Losada P.

CALIFICACIÓN 4,1

APROBADO

REPROBADO

OBSERVACIONES _____

FIRMAS

JURADO 1.

Director del trabajo

JURADO 2.

Director del Programa

Ciudad y fecha: Ibagué, Octubre 24 de 2017

Dedicatoria

A Sandra Liliana Cabrera Pacheco y Hector Leonardo Cabrera Pacheco, por sus cuidados y apoyo incondicional desde la ETERNIDAD.
A la vida por permitirnos hacer lo que amamos.

AGRADECIMIENTOS

A mis Hermanos Sandra y Leo más que una cordada nos une la Sangre.

A mi madre, por todos los esfuerzos realizados para alcanzar mis metas. A Monica y Vanessa por su hospitalidad y sonrisas, a mis compañeros de estudio por sus conocimientos y experiencias, permitiendo nutrir mi sabiduría de forma amplia y sincera. A mis tutores, Aldemar Acevedo y Diego Carrero, por su acompañamiento y consejos. A todas las personas, que siempre fueron solidarios y estuvieron dispuestos a compartir sus conocimientos e información de manera abierta y sincera. Al Profesor Jhon Lynch por sus bastos conocimientos de la Herpetofauna del país y hospitalidad. Finalmente, a todas las personas que han pasado por mi vida.

A COLCIENCIAS, en su Convocatoria-Bio 659-2014, código 1121-659-44242, contrato 553 de 2014, por el apoyo económico.

LISTA DE ABREVIATURAS

Capítulo cap.

Edición ed.

Edición revisada ed. rev

Editor (Editores) ed

Traductor (es) trad.

Sin fecha s.f

Página (páginas) p. (pp.)

Volumen Vol.

Número núm

Parte Pt.

Suplemento Supl.

Figura fig

En prepración (En prep)

IAvH. Instituto Alexander von Humdoldt

CAS. Corparacion Autonoma de Santander

CORPONOR. Corparacion Autonoma Regional de la Forntera Noroiental

AMHN. American Museum History Natural

m.s.n.m Metros sobre el nivel del mar

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	14
1. OBJETIVOS	16
1.1 OBJETIVO GENERAL.....	18
1.2 OBJETIVO ESPECÍFICO.....	18
2. MARCO REFERENCIAL	19
2.1 MARCO TEÓRICO.....	19
2.1.1 Diversidad de Anuros en los Andes de Colombia	19
2.1.2 Ecofisiología de Anfibios Altoandinos	19
2.1.3 Factores que Amenazan a las Poblaciones de Anfibios	22
3. METODOLOGÍA	32
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	32
3.1.1 Complejo Páramo de Almorzadero.....	33
3.2 METODOS DE CAMPO.....	35
3.2.1 Determinación de Coberturas Vegetales.....	36
3.2.2 Muestreo y Captura Manual.....	37
3.3 METODOS DE LABORATORIO.....	38
3.3.1. Manejo Material Biológico Colectado.....	38
3.3.2 Determinación Taxonómica e Ingreso del Material a la Colección.....	38
3.4 ANÁLISIS DE DATOS.....	39
3.4.1 Riqueza Total.	39
3.4.2 Diversidad del Ensamblaje de Anuros por Coberturas Vegetales.	39
3.4.3 Composición de Especies por Coberturas Vegetales.	39
3.4.4 Estructura del Ensamblaje de Anuros.	39
4. RESULTADOS	40

4.1 ASPECTOS GENERALES.....	41
4.2 RIQUEZA TOTAL.....	42
4.3 RIQUEZA POR COBERTURAS VEGETALES	42
4.4 ABUNDANCIA POR COBERTURAS VEGETALES.....	43
4.5 DIVERSIDAD ALFA POR COBERTURA VEGETALES.....	44
4.6 DIVERSIDAD BETA.....	49
4.7 INTERCAMBIO DE ESPECIES POR COBERTURAS VEGETALES.....	49
4.8 ASOCIACION DE LAS ESPECIES Y LAS COBERTURAS VEGETALES.....	49
5. DISCUSIÓN	56
5.1 DIVERSIDAD TOTAL.....	56
5.2 DIVERSIDAD POR COBERTURAS VEGETALES	57
5.3 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL ENSAMBLAJE DE ANUROS.....	58
5.4 INSTRUMENTOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS ANUROS DEL COMPLEJO PÁRAMO DE ALMORZADERO.	60
5.4.1 Protección de los Hábitats.....	60
5.4.2 Educacion Ecológica y Adoptar Conciencia.	59
6. CONCLUSIONES.....	63
REFERENCIAS.....	62

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1: Las estructuras químicas de retinol, ácido retinoico y los compuestos estructuralmente similares, el metopreno y uno de sus productos de degradación, ácido metoprenico.	27
Figura 2: Renovación inducida por el clima proyectado en la fauna de anfibios en todo el hemisferio occidental.....	31
Figura 3: Mapa de ubicación geográfica del complejo páramo de Almorzadero en los Departamentos de Santander y Norte de Santander..	34
Figura 4: Mapa de la Ubicación geográfica del complejo páramo de Almorzadero en Norte de Santander.....	35
Figura 5: Curva de completitud general del muestreo de ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	42
Figura 6: Curva de completitud por coberturas vegetales del muestreo de ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.	44
Figura 7: Diagrama de cajas de las abundancias por coberturas vegetales de las ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	45
Figura 8: Curva de distribución de las abundancias por coberturas vegetales de las ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	46
Figura 9: Perfiles de diversidad alfa por coberturas vegetales del muestreo de ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	48
Figura 10: Perfiles de diversidad beta por coberturas vegetales del muestreo de ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	49
Figura 11: Dedrograma de similaridad mediante el índice de Jaccard por coberturas vegetales del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.	50
Figura 12: Dedrograma de similaridad mediante el índice de Bray-Curtis por coberturas vegetales del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.	51
Figura 13: Dedrograma de similaridad mediante el índice de Jaccard de las especies de ranas recolectadas en el complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	52

Figura 14: Dedrograma de similaridad mediante el índice de Bray-Curtis de las especies de ranas recolectadas en el complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	53
Figura 15: Mapa de calor de las especies de anuros del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	54
Figura 16: Análisis de Correspondencia Múltiple (MCA) de las ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	55
Figura 17: Mapa riqueza potencial de anfibios en los complejos de páramos de Norte de Santander.....	57

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1: Número de especies encontradas en las montañas andinas de Colombia.....	20
Tabla 2: Abundancia de las especies de anuros registrados en el Complejo Páramo del Almorzadero, N/Santander.....	40
Tabla 3: Riqueza observada y estimada de anuros en las diferentes cobertura vegetales del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.....	43
Tabla 4: Perfiles de diversidad Alfa por coberturas vegetales vegetales.....	47

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A: Ecosistemas del Complejo Almorzadero.....	90
Anexo B: Perfil florístico Cobertura Vegetal Bosque.....	91
Anexo C: Perfil florístico Cobertura vegetal Arbustos y Matorrales	91
Anexo D: Perfil florístico Cobertura vegetal Pastos	92
Anexo E: Perfil florístico Cobertura vegetal Páramo	92
Anexo F: Fotografía Cobertura vegetal Bosque	93
Anexo G: Fotografía Cobertura vegetal Arbustos y matorrales.....	93
Anexo H: Fotografía Cobertura vegetal páramo	94
Anexo I: Fotografía Cobertura vegetal pastos naturales.....	94
Anexo J: Fotografía Cobertura vegetal cultivos	95
Anexo K: <i>Prsitimantis anolirex</i> (Lynch, 1983).....	95
Anexo L: <i>Pristimantis nicefori</i> (Cochran y Goion, 1970).....	96
Anexo M: <i>Pristimantis</i> sp1.....	96
Anexo N: <i>Pristimantis</i> sp 2.....	97
Anexo O: <i>Dendrosophus pelidna</i> (Duellman, 1989)	97
Anexo P: <i>Tachiramantis douglasi</i> (Lynch, 1996).....	98
Anexo Q: Ejemplares de Anuros fijados y Etiquetados.....	98
Anexo R: Ejemplar de Anuro fijado con su respectiva etiqueta donde se inscriben datos de Código consecutivo de catalogo, Tipo cobertura vegetal y Fecha de colecta.....	99
Anexo S: Nota sobre historia natural <i>ERYTHROLAMPRUS EPINEPHELUS</i> (Goldenbellied Snakelet).DIET. <i>Herpetological Review</i> 47(2), 2016.....	99
Anexo T: Artículo sometido sobre riqueza de anfibios en los complejos paramunos del Nororiente de Colombia.....	100

RESUMEN

El complejo páramo Almorzadero es un sistema paramuno ubicado en los departamentos de Santander y Norte de Santander; este complejo es de gran importancia ecológica debido a la presencia de un número significativo de acuíferos, contiene diversos componentes bióticos relevantes y su ubicación le permite ser un corredor entre páramos. En la actualidad este complejo ha sufrido una serie de presiones antropogénicas, como el avance de la frontera agropecuaria, deforestación y minería que han disminuido las coberturas vegetales naturales, fragmentándolas y conllevando a la pérdida de la Biodiversidad. Entre los meses de marzo y septiembre del 2015 se realizaron salidas de campo con el objetivo de caracterizar la anurofauna en cinco coberturas vegetales presentes en el complejo. Se registraron seis especies de anuros representadas en tres géneros y dos familias. Las especies registradas están distribuidas en la zona de frontera de los Andes de Colombia y Venezuela y una está catalogada como vulnerable. La composición de las especies de anuros en las coberturas vegetales mostró diferencias significativas entre páramo, áreas de cultivo, matorrales y bosque. Los Anuros no son ajenos a estos cambios producidos en estos ambientes, ya que son sensibles a los cambios en la calidad del hábitat debido a la transformación del mismo, que afecta la diversidad, abundancia y distribución. Debido a la transformación del paisaje que sufre el complejo es de gran importancia el conocimiento de la diversidad presente en esta área del territorio.

Palabras claves: anurofauna, páramo, biodiversidad, paisaje, deforestación

ABSTRACT

The paramo Almorzadero complex is a paramuno system located in the departments of Santander and North Santander; This complex is of great ecological importance due to the presence of a significant number of aquifers, it contains diverse biotic components and its location allows it to be a corridor between wastelands. At present, this complex has suffered a series of anthropogenic pressures, such as the advance of the border, agriculture, deforestation and mining that have diminished the natural vegetation coverage, fragmenting them and leading to the loss of Biodiversity. Between the months of March and September of 2015, field trips were carried out with the objective of characterizing the anurofauna in five vegetal coverages present in the complex. Six species of anurans represented in three genera and two families were registered. The species are distributed in the border area of the Andes of Colombia and Venezuela and one is classified as vulnerable. The composition of anuran species in cover, growth levels, scrub and forest. The Anurans are not oblivious to a change in these environments, which is sensitive to changes in the quality of the habitat due to its transformation, which affects diversity, abundance and distribution. Due to the transformation of the landscape that has the complex of great importance the knowledge of the diversity present in this area of the territory.

Keywords: anurofauna, paramo, biodiversity, landscape, deforestation.

INTRODUCCIÓN

La radiación ecológica de los anuros a lo largo de los Andes tropicales se ha producido a pesar de los gradientes climáticos altitudinales que conducen a bajas y variables temperaturas que se originan durante todo el año en los biomas de alta elevación, asimismo estos ecosistemas exhiben un incremento en la radiación uv y la reducción de la presión parcial de oxígeno (Navas, 2006). Colombia es uno de los países con la mayor riqueza de anfibios, siendo el segundo país a nivel mundial más diverso con 813 especies descritas (Acosta-Galvis, 2017) sin embargo, es uno de los países con mayor número de especies amenazadas a nivel global con aproximadamente 277 especies (Acosta-Galvis, 2017). A su vez, en el Neotrópico más del 60% de las especies de anfibios han sido reportadas con declives poblacionales y se encuentran en peligro de extinción (Becker & Dias, 2008).

Son numerosas las causas de la pérdida de la diversidad de anfibios a nivel global, entre ellas: el cambio en el uso del suelo, el cambio climático, la contaminación por pesticidas y herbicidas, los patógenos como la chytridiomycosis y el iridovirus, las especies invasoras como *Lithobates catesbeianus*, la sobreexplotación de hábitats y el comercio de especies, han sido determinantes en el declive poblacional (Gardner, 2001; Semlitsch, 2003; Yuong et al., 2004; Vitt & Caldwell, 2009). El cambio climático es una de las principales causas de declive, esto se debe al aumento de gases de efecto invernadero que afectan principalmente los patrones de lluvias y de temperatura, y por consiguiente afecta los períodos reproductivos y el desarrollo de algunas especies dependientes de cuerpos de agua. Así mismo las alteraciones climáticas obligan a que los individuos migren buscando buenas condiciones para completar su ciclo de vida, afectando principalmente a especies endémicas y especies de áreas protegidas que no tengan zonas de amortiguación. Por otro lado, para las especies generalistas, la migración de algunas especies no lleva a su extinción sino a su propagación (Gardner, 2001; Semlitsch, 2003; Yuong et al., 2004; Vitt & Caldwell, 2009). No obstante, la causa más importante del declive de anfibios es los cambios en

el uso del suelo que generan pérdida y degradación de hábitat (Semlitsch, 2003; Yuong et al., 2004). Las actividades agropecuarias extienden la frontera agrícola y ganadera, transforma los ecosistemas naturales en paisajes fragmentados, generando la acelerada y masiva extinción de especies (Carvajal y Urbina, 2008), además la pérdida de hábitat que se deriva de esta transformación genera una desconexión o una falta de continuidad estructural entre la vegetación natural y los cuerpos de agua, lo cual induce una interrupción en los flujos ecológicos, poniendo en riesgo la estructura poblacional y permanencia local de las especies de anfibios que presentan modos reproductivos asociados con cuerpos de agua (Becker et al., 2009).

De este modo el presente trabajo estudió el ensamblaje de anuros a lo largo de diferentes tipos de biomas como: bosque de niebla, matorrales, pastizales y páramo, para analizar como la estructura vegetal y las variables ambientales influyen en las variaciones de la riqueza, abundancia y composición de anuros presentes en el Complejo Páramo de Almorzadero.

1. OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la composición y diversidad de la Anurofauna en diferentes coberturas vegetales presentes en el Complejo Páramo de Almorzadero.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar la diversidad alfa (α) en una comunidad de anuros distribuidos en diferentes coberturas vegetales presentes en el Complejo Páramo de Almorzadero.
- Estimar la diversidad beta (β) en especies de anuros entre las diferentes coberturas vegetales presentes en el Complejo Páramo de Almorzadero.
- Determinar la asociación de especies de Anuros con las diferentes coberturas vegetales presentes en el Complejo Páramo de Almorzadero.

2. MARCO REFERENCIAL

2.1 MARCO TEÓRICO

2.1.1 Diversidad de Anuros en los Andes de Colombia. Los anuros son particularmente diversos en ambientes montanos tropicales, incluso a altas elevaciones, como lo demuestra estudios en países andinos como Colombia (Lynch, 1987; Lynch et al., 1997). La radiación ecológica de los anuros a lo largo de los andes tropicales se ha producido a pesar del gradiente climático altitudinales que conducen a bajas y variables temperaturas que se producen durante todo el año en biomas de alta elevación (Navas, 2006). A nivel mundial se encuentran reportadas cerca de 7513 especies de anfibios, las cuales 6609 pertenecen al orden Anura (Frost & Darrel R., 2017). Colombia es uno de los países con la mayor riqueza de anfibios siendo el segundo país más diverso a nivel mundial, con aproximadamente 813 especies reportadas de anfibios, 755 especies de anuros, 32 especies de cecilias y 26 de salamandras (Acosta-Galvis, 2017). De estas, 396 son ranas andinas: 153 especies en la cordillera Occidental, 187 especies en la cordillera Central, y 131 especies en la cordillera Oriental (Bernal y Lynch., 2008), donde las cordillera central es la región con mayor riqueza de anuros (Lynch et al, 1997; Bernal y Lynch, 2008) (Tabla 1). El triunfo ecológico de los anfibios en los andes tropicales y subtropicales es evidente de las 800 especies más de 600 son endémicas, esto significa que más de la mitad del número total de especies ocurren en las cordilleras de los andes, donde el endemismo es muy alto, y especies con distribución correspondiente a altitudes similares frecuentemente tienden a estar relacionadas filogenéticamente, independiente de su absoluta distancia geográfica (Navas, 2006); y según Ardila - Acosta (2000) hay un alto grado de endemismos que se refleja en la cordillera oriental con un 94%. Esto puede ser debido a que los anfibios tropicales se encuentran más especializados en las zonas montanas (Laurance *et al.*, 2011). Algunos autores consideran que dicha biodiversidad es el producto de la gran gama de características geográficas, climáticas y orográficas presentes en el país, las cuales han generado una amplia heterogeneidad de hábitats óptimos para los anfibios

(Rueda *et al.*, 2004). Sin embargo, el país ocupa el primer lugar en el número de especies amenazadas con 214 especies (IUCN, 2016).

Tabla 1: Número de especies registradas para las montañas andinas de Colombia.

Familia	Cordillera Occidental	Cordillera Central	Cordillera Oriental	*Total
Aromobatidae	1	1	2	3
Bufo	15	20	15	45
Centrolenidae	26	24	18	55
Craugastoridae	74	88	50	185
Dendrobatidae	17	19	8	37
Hemiphractidae	7	12	9	21
Hylidae	10	17	25	43
Leptodactylidae	1	5	2	5
Microhylidae	1	0	1	1
Ranidae	1	1	1	1
Total	153	187	131	396
Especies Endemicas	67	74	76	217
% Especies Endemicas	43.7	39.5	58.0	54.7%

Nota: *Número de especies andinas.

Fuente: Manuel Hernando Bernal y Jhon D. Lynch (2008). Publicado en Zootaxa: Review and analysis of altitudinal distribution of the Andean anurans in Colombia (p. 1 - 25).

2.1.2 Ecofisiología de anfibios Altoandinos. Los anfibios están entre los grupos de animales terrestres más conspicuos de los trópicos. En páramos, bosques, ríos y pantanos cumplen roles importantes para el funcionamiento de los ecosistemas pues, como consumidores y presas, constituyen un eslabón intermedio en la cadena de flujo de energía y nutrientes (Ron, Pinto & Torres-Carvajal, 2016). A pesar de su capacidad limitada para aumentar la temperatura corporal por encima de sustrato, algunas especies de anfibios habitan en elevaciones que son térmicamente difíciles debido a las bajas temperaturas, los veranos cortos y una mayor variación térmica (Carey 1978). Asimismo ambientes tropicales de gran altitud, en particular, presentan baja variabilidad térmica en ciclos anuales pero fluctuaciones pronunciadas (Monasterio de 1980; Sarmiento 1986; del Llano, 1990), y generalmente las temperaturas de la noche son bajas y el día temperaturas frescas (Sarmiento 1986).

De acuerdo a los postulados acerca de ecología fisiológica y relaciones térmicas de ectotermos (Huey, 1982), los anuros de altas elevaciones andinas deben exhibir ajustes ecológicos, comportamentales, o fisiológicos para contrarrestar la esperada reducción del rendimiento comportamental asociado con actividad a baja temperatura corporal (Navas, 2006). Además en los anfibios la temperatura es conocida no solo por afectar el rendimiento comportamental si no también afectar rasgos de historia de vida, incluyendo tasa de crecimiento, tasa de desarrollo y tamaño corporal del adulto (Berven, 1982; Luddecke, 1997), asimismo los gradientes de bajas temperaturas, las altas elevaciones exhiben un incremento de niveles de radiación UV y reducción en la presión parcial de O_2 (Navas, 2006). La radiación UV podría producir desordenes ontogenéticos en anuros y es a menudo considerado un factor en declive de poblaciones (Broomhall et al., 2000); la hipoxia altitudinal, por otro lado, podría limitar un número de funciones fisiológicas, particularmente en ambientes acuáticos de elevación extrema (Hutchison et al., 1976). Los gradientes altitudinales de los andes tropicales involucran también drásticos cambios en la estructura del hábitat y constitución de comunidades (Baruch, 1984); también abarcan cambios en la calidad, diversidad y densidad de predador y presa, afectando también la tasa de crecimiento y rasgos relacionado de la historia de vida de anfibios (Bernardo & Agosta, 2003). Todos

estos cambios simultáneos de las variables físicas y bióticas, así como los efectos sinérgicos podrían aumentar aún más el reto ecofisiológico de vertebrados ectotermos que viven a gran altitud (Navas, 2006).

2.1.3 Factores que Amenazan a las Poblaciones de Anfibios

2.1.3.1 Pérdida de Hábitat y Fragmentación. Es difícil separar los efectos de la pérdida de hábitat y la fragmentación (Fahrig, 1997). Un paisaje se fragmenta en diferentes escalas para distintas especies, dependiendo de si la matriz del paisaje representa una barrera para el movimiento y la dispersión (Wind, 1999). Esto se traduce en la pérdida de hábitat temporal o permanente o la alteración de su hábitat (Wind, 1999). La destrucción antropogénica de los hábitats, la modificación y fragmentación representan las amenazas más graves a la biodiversidad global (Vitousek et al., 1997). Los efectos negativos de la fragmentación de los bosques pueden incluir disminución de diversidad y abundancia de especies, cambios en la composición de las especies y parámetros demográficos, y disminución de la diversidad genética (Saunders et al. 1991; Turner 1996; Laurance et al. 2002). El tipo y la gravedad de las respuestas de las comunidades a la fragmentación dependen de un conjunto de factores que pueden agruparse en tres categorías: área de efecto, efecto de borde, y los efectos debidos a la posición en el paisaje (Saunders et al. 1991; Fahrig & Merriam 1994). Como los fragmentos disminuyen en área, ello pronostica un contenido menor de especies (Connor & McCoy, 1979) y poblaciones más pequeñas (Bender et al. 1998), que son propensas a la extinción a causa de cambio estocástico (Shaffer, 1981). Las condiciones abióticas en el borde de bosque, tales como el aumento de la radiación solar y eólica, mayores fluctuaciones en la temperatura, y la disminución de la humedad, funcionalmente puede reducir el tamaño del fragmento de bosque para organismos adaptados (Saunders et al. 1991; Murcia, 1995). Los bordes pueden afectar también a fragmentos enteros, haciéndolos más susceptibles a insumos agroquímicos, la tala selectiva, el pastoreo de ganado, o quemas (Turner 1996).

La tala de la vegetación natural no solamente destruye los hábitats para las especies, sino que fracciona y aísla los bosques o hábitats en pequeñas unidades escasamente interconectadas que pierden capacidad para mantener poblaciones viables, debido a que los ecosistemas fragmentados trastornan el microclima, provocan la desaparición de las especies altamente especializadas, favorecen el establecimiento de predadores oportunistas y la diseminación de parásitos, alteran los sistemas de polinización y los ensambles de especies coadaptadas, interfieren en los ciclos de nutrientes, cambian los flujos locales de materia y energía, afectan drásticamente las interacciones entre las especies y provocan muchos otros impactos negativos (Soulé et al., 1992). Igualmente la sustitución de la cobertura boscosa por pastizales acarrea una disminución de la precipitación y la evapotranspiración, incrementa los niveles de agua de escorrentía y el lavado de nutrientes, aumenta la erosión del suelo y puede provocar eventos regionales extremos de sequía e inundación (IAvH, 1998). Las actividades agrícolas y la ganadería extensiva desarrolladas en los páramos acarrearán un serio deterioro a estos ambientes por la desaparición de la cobertura vegetal natural, la introducción de especies foráneas, el drenaje de las turberas, la contaminación de las aguas y los suelos con pesticidas y herbicidas, la pérdida de la cubierta del suelo por efecto de los grandes tractores, la quema deliberada de los pastos, el pisoteo del ganado que fracciona a las macoyas y conduce a la formación de suelos desnudos y a una disminución significativa de la capacidad de retención de agua del mismo, etc (Rueda-Almoacid et al, 2004).

Los anfibios son extremadamente sensibles a las transformaciones de sus hábitats naturales por sus restricciones fisiológicas, ya que por poseer un tegumento permeable altamente vascularizado, requieren tener la piel constantemente húmeda y fría para mantener un proceso respiratorio eficiente y conservar los líquidos corporales (Sinsch, 1990), También por su condición ectotérmica los cambios en la temperatura ambiental pueden influenciar el comportamiento de estos organismos, pues esta variable afecta directamente el desarrollo y crecimiento de los individuos y a menudo influencia los ciclos reproductivos (Blaustein *et al.* 2001). Por otro lado, poblaciones de anfibios pueden ser fácilmente aislados dentro de un paisaje fragmentado porque los anfibios

tienen baja agilidad, alta filopatría, y a menudo encuentran la matriz del paisaje inhóspita (Wind, 1999). Asimismo los anfibios pueden ser especialmente vulnerables a la fragmentación del hábitat debido a la dinámica espacial de sus poblaciones, ya que las subpoblaciones de muchas especies son filopátricas para parches húmedos y bosques de tierras altas (Wind, 1999). Si la destrucción del hábitat es permanente, las poblaciones fuente de los anfibios son agotadas y las rutas de dispersión son destruidas con lo cual se produce el colapso de las mismas ((Rueda-Almoacid et al, 2004). La fragmentación del hábitat puede llegar a constituir la causa potencial de mayor incidencia en la desaparición de las poblaciones de anfibios, dado que los fragmentos escasamente interconectados pierden capacidad de intercambio (por emigración e inmigración de individuos) entre poblaciones locales co-dependientes, al eliminar o suprimir el efecto de rescate desde poblaciones adyacentes (Green, 1997). Las poblaciones con altas tasas de reclutamiento sirven como fuente de emigración del exceso de individuos, en tanto que otras subpoblaciones con reclutamiento casi nulo requieren para su mantenimiento de la llegada de nuevos individuos desde el exterior (Green, 1997).

2.1.3.2 Pesticidas. Desde la década de 1950 los avances tecnológicos han cambiado dramáticamente el modo en el que cultivamos nuestros alimentos, para aumentar sustancialmente el rendimiento, la piedra fundamental de esta “revolución verde” es la abundancia de pesticidas utilizados en la actualidad por los agricultores para controlar las malezas, las enfermedades y las plagas animales (Young et al., 2004). Por ejemplo como los suelos de los páramos son pobres en nutrientes y muy ácidos, resultan inadecuados y extremadamente frágiles para la agricultura, y los cultivos de papa que se concentran en especial sobre los páramos secos, emplean grandes volúmenes de agua para asperjar los 45 herbicidas e insecticidas que se utilizan en el país para producir con éxito este tubérculo, además esta modalidad de cultivo requiere mayores aplicaciones de nitrógeno y fertilizantes (Rueda-Almonacid, 2004). La toxicidad y permanencia de los pesticidas en el ambiente varía tremendamente; las lluvias y los vientos hacen que estos químicos sean introducidos en los hábitats naturales que rodean las áreas agrícolas, donde pueden afectar a las especies nativas (Hayes et al., 2002a,b).

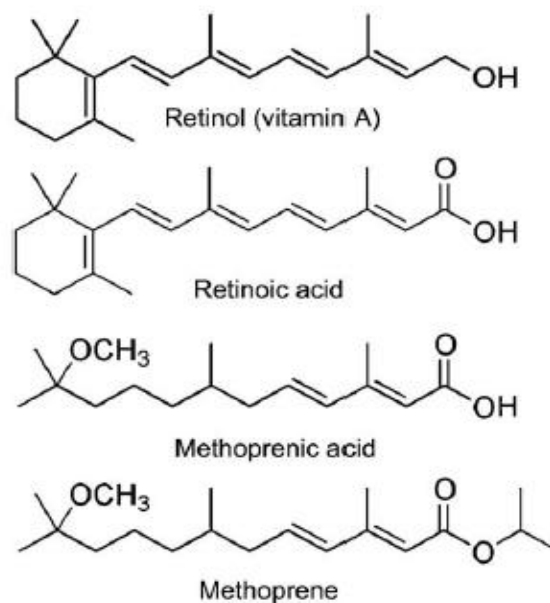
Concordante con la destrucción del hábitat ha sido el uso generalizado de fertilizantes y plaguicidas, que también han tenido consecuencias nocivas (Beebee & Griffiths, 2005). A diferencia de los efectos de la transformación de hábitat que se han conocido durante al menos 100 años, nuestra comprensión de los efectos de las sustancias químicas en los anfibios es relativamente reciente (Collins & Storfer, 2003). Los anfibios tienen la piel húmeda, permeable, y huevos sin cascara que están expuestos directamente al suelo, el agua y la luz del sol y que pueden absorber sustancias tóxicas (Blaustein et al., 2003). Aunque no tenemos información sobre cómo los plaguicidas afectan a los anfibios, la acumulación de los estudios de laboratorio han demostrado los efectos letales de muchos de ellos (Cooke, 1981; Blaustein *et al.*, 1997b; Bridges & Semlitsch, 2000; Sparling *et al.*, 2000; Boone & Bridges, 2003). Efectos subletales después de la exposición a plaguicidas son también comunes. Por ejemplo, los plaguicidas pueden obstaculizar el crecimiento y el desarrollo, y pueden causar alteraciones del desarrollo y del comportamiento en los anfibios (Blaustein *et al.*, 1997b; Bridges & Semlitsch, 2000; Sparling *et al.*, 2000; Boone & Bridges, 2003). La eutrofización de las agua con

fertilizantes y las concentraciones de sales de nitrato resultan extremadamente tóxicas para los renacuajos (Baker & Waights, 1994), en tanto que los adultos resultan muy sensibles al envenenamiento con nitratos, los cuales son utilizados convencionalmente como abonos (Rueda-Almonacid, 2004). La atrazina un herbicida ampliamente aplicado, puede causar la feminización de las ranas a concentraciones extremadamente bajas, menor a una parte por millón en el agua de estanques (Hayes et al., 2002). En caso de confirmarse en otras especies y sistemas, estos resultados podrían tener graves consecuencias ecológicas y económicas ((Beebee & Griffiths, 2005). Igualmente los anfibios también consumen grandes cantidades de insectos, incluyendo los insectos acuáticos; si los animales sobre los que prenda están contaminados por pesticidas, estas sustancias con el tiempo pueden acumularse en los tejidos de los anfibios, llevando en algunos casos a la muerte o al surgimiento de malformaciones (Young et al., 2004).

Sin duda una de las manifestaciones más dramáticas de las anomalías del desarrollo en los anfibios es la aparición de graves malformaciones externas, especialmente extremidades posteriores y dígitos. Aunque las malformaciones de los dígitos, y en menor medida en las extremidades, parece ser un hecho normal entre las poblaciones silvestres de ranas, las estimaciones oscilan entre menos del 1% (Gardiner y Hoppe, 1999) hasta un 5% en las ranas (Read, 1997; Read y Tyler, 1994; Stocum, 2000; Johnson et al., 2001b; Schoff et al., 2003; Eaton et al., 2004; Piha et al., 2006). El aumento de la prevalencia de las malformaciones de las extremidades posteriores y de los dígitos se ha reportado entre los anfibios recogidos en regiones agrícolas (Linzey et al., 2003; McCallum y Trauth, 2003; Taylor et al., 2005; Gurushankara et al., 2007). También numerosos plaguicidas han demostrado ser teratogénicos para el desarrollo de los anfibios (Bofanti et al., 2004; Bridges et al., 2004; Bacchetta et al., 2008; Kang et al., 2008; Lenkowski et al., 2008; Sayim, 2008; Yoon et al., 2008). Por lo tanto los tipos de anomalías observadas entre las ranas colectadas en campo sugiere que los productos químicos pueden estar interfiriendo con la vía de señalización retinoides (Gardiner y Hoppe, 1999; Sessions et al., 199; Degitz et al., 2000; Gardiner et al., 2003) y la sospecha cae sobre contaminantes similares a los retinoides en el ambiente que

podría directamente afectar el desarrollo de los anfibios imitando la acción del ácido retinoico (RA). Un ejemplo es el insecticida Altosid que tiene una fuente de actividad retinoide y ha sido utilizado desde mediados de 1970 para el control de mosquitos (Henrick et al., 2002). El componente activo en Altosid es el S-metapreno (Figura 1), un regulador de crecimiento que previene la pupación en mosquitos (Henrick et al., 2002). De este modo el ácido retinoico, una forma oxidada de la vitamina A (Figura 1), tiene un papel endógeno en el desarrollo embriológico, incluyendo el desarrollo de las extremidades. Sin embargo, los desequilibrios en la RA (ambos excesos y carencias) también son conocidos por ser teratogénicos (Loeffler et al., 2001; Lee et al., 2004). Por lo tanto, la acción directa de los retinoides parece poco probable (Mann et al., 2009). No obstante, la interferencia con la homeostasis de retinoides como consecuencia de la exposición a los pesticidas permanece como una posible vía para la inducción de malformaciones de las extremidades (Mann et al., 2009). Por ejemplo, la administración subcutánea de metabolito organoclorina, DDE, es conocida por aumentar la concentración de retinol (vitamina A) y palmitato de Retinyl en el hígado *Rana temporaria* (Leiva – Presa y Jenssen, 2006; Leiva et al., 2006). Todavía más persuasivo, son informes que muestran reducciones en las concentraciones plasmáticas de retinol entre ranas toro *Rana catesbeiana* recogidos en los ríos contaminados con múltiples pesticidas (Bérubé et al., 2005; Boily et al., 2005).

Figura 1: Las estructuras químicas de retinol, ácido retinoico y los compuestos estructuralmente similares, el metopreno y uno de sus productos de degradación, ácido metoprenico



Fuente: Reinier M. Mann et al., (2009).

2.1.3.3 Cambio Climático. Los ecosistemas altoandinos están considerados entre los más vulnerables del mundo ante los cambios climáticos, una de las razones para esta consideración es su alta diversidad (UNEP, 2015), además esta región está expuesta en permanencia a un alto nivel de estrés debido a sus características fisionómicas: elevación, fuertes pendientes, alta exposición a las radiaciones, variaciones drásticas de temperatura entre el día y la noche, alternancia de congelamiento y descongelamiento del suelo (Cornejo, 2015) . Las proyecciones climáticas de los modelos regionales muestran que el calentamiento en los andes tropicales aumenta con la altitud, siendo más pronunciados a alturas superiores a 4000 m.s.n.m, tanto en la vertiente andina oriental como occidental (Solomon et al., 2008; Marengo et al., 2012; Vuille, 2009). Asi mismo, las magnitud del calentamiento proyectado a grandes alturas en los andes tropicales es similar al pronosticado para las regiones polares (Bradley et al.,2006).

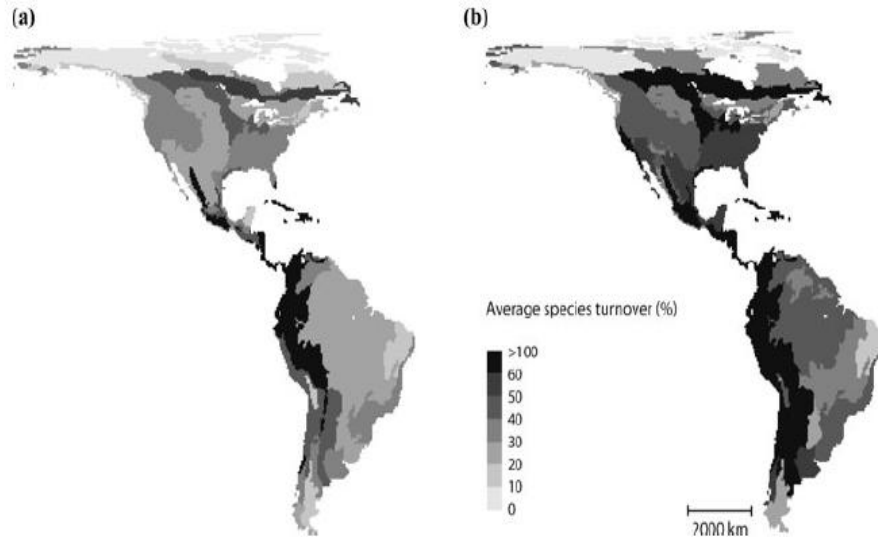
La variación en la temperatura global, en las precipitaciones y en el nivel de radiación ultravioleta a causa del cambio climático, podrá afectar negativamente a las poblaciones de anfibios en América; principalmente en Centro América (Corn, 2005). Los impactos del cambio climático en anfibios pueden ocurrir de forma directa o indirecta (Blaustein *et al.* 2010). Los efectos directos incluyen variaciones fisiológicas, fenológicas y reproductivas, y de comportamiento. Por su parte, los impactos indirectos hacen referencia, principalmente, a la disponibilidad de alimentos y al cambio en hábitat (Blaustein, *et al.*, 2010); en primer lugar, la temperatura en los anfibios actúa como un factor de control para muchos procesos fisiológicos, incluyendo las tasas de consumo de oxígeno, la frecuencia cardíaca, la locomoción, el balance de agua y la digestión (Rome *et al.*, 1992). En la mayoría de las especies, la piel es un órgano respiratorio y osmoregulador a través del cual el agua se mueve libremente. Por lo anterior, altas tasa de evaporación y la disminución de la precipitación y de la humedad puede alterar su fisiología y, en últimas, comprometer su supervivencia. Este es, por ejemplo, el caso de las salamandras (Plethodontidae) que carecen de pulmones y dependen en gran medida de la respiración cutánea lo cual las hace más susceptibles a cambios en la precipitación y en la temperatura (Blaustein, *et al.*, 2010).

Varios estudios han demostrado que la fenología reproductiva en algunas especies de anfibios se ve influenciada por los cambios climáticos (Corn 2005). Se ha encontrado, por ejemplo, que las fechas del primer desove de la rana bermeja *Rana temporaria* y del sapo común *Bufo bufo* se adelantaron entre 8 a 9 días entre 1978 y el 2002. Así mismo, Beebee *et al.* (1995) encontraron que dos especies de anuros depositaron sus huevos de 2 a 3 semanas antes en el período 1990-1994 en comparación con el período 1978-1982. Lo anterior indica que, evidentemente, existe una tendencia hacia la reproducción temprana como efecto del cambio climático en anfibios (Botero, 2015) Adicionalmente, la fenología en anfibios también se ve alterada por la reducción del oxígeno disuelto en las fuentes de agua debido al aumento en la temperatura. Esta reducción de oxígeno afecta negativamente a los embriones y a las larvas que deben moverse hacia la superficie con mayor frecuencia para suplir sus necesidades de consumo de oxígeno (Rome *et al.*, 1992). Por su parte, la abundancia de organismos

en las poblaciones de anfibios también puede verse afectada directamente por el cambio climático y por cambios en la incidencia de radiación ultravioleta (UV) (Blaustein, *et al.*, 2010). El agotamiento de la capa de ozono por efectos antropogénicos ha aumentado significativamente la radiación UV-B 280-315 nm de longitud de onda (Beebee y Griffiths, 2005), además ambientes UV-B generalmente aumentan con la altitud y la latitud y los niveles de UV-B son más altos en los trópicos, entre las latitudes de 20° N y 20° S (McKenzie *et al.*, 2007). Dado que la mayor parte de los anfibios en estado postmetamórfico son nocturnas, estos segmentos de la población son menos vulnerables a la radiación ionizante, sin embargo, las posturas y los renacuajos de aquellas especies que se reproducen durante el verano, en cuerpos de agua expuestos a la luz del sol y en regiones con niveles elevados de radiación UV, como los páramos, son más susceptibles a sus efectos (Blaustein *et al.*, 1994). Por otro lado los aumentos en la temperatura y cambios en la humedad hacen que algunos anfibios reduzcan su actividad y alteren sus patrones de dispersión o migración (Blaustein, *et al.*, 2010). Por ejemplo, los adultos de la rana de patas rojas *Rana aurora* tienden a evitar áreas despejadas cuando la precipitación es baja. Esto sugiere que la poca humedad hace a estas áreas inadecuadas como hábitat para los anfibios adultos (Chan-McLeod, 2003). Asimismo, anfibios de cuerpo pequeño son más vulnerables a la desecación en ambientes calurosos o secos, lo que sugiere que los individuos y los adultos de menor tamaño corporal recién metamorfoseados puedan ser más vulnerables a los cambios en el clima (Ray, 2000). Por su parte la degradación y el cambio en hábitats acuáticos y terrestres influyen de forma indirecta sobre los ciclos de vida de los anfibios, al alterar sus modos reproductivos (Blaustein, *et al.*, 2010). En ecosistemas acuáticos, como estanques o humedales, la reducción en las precipitaciones y el flujo interrumpido de corrientes causan fallas reproductivas que pueden ser catastróficas para los anfibios (Botero, 2015), además los hábitats terrestres se pueden ver afectados como consecuencia del cambio climático por alteraciones en la humedad del suelo y en la vegetación estos cambios también pueden afectar a los anfibios adultos y juveniles, y el desarrollo de embriones de especies terrestres (Blaustein *et al.*, 2010).

Cabe resaltar, que al igual que en las poblaciones de aves, aquellas especies de anfibios que habitan ambientes andinos y páramos, con rangos altitudinales estrechos, exhiben un mayor riesgo ante el cambio climático (Blaustein, *et al.*, 2010). Lo anterior ha sido documentado por Lawler *et al.* (2009), quienes proyectan cambios relativamente grandes en la fauna anfibia en gran parte del hemisferio occidental (Figura 2) bajo el escenario de emisiones de gases de efecto invernadero más bajo, la mayor parte de las ecorregiones fueron, en promedio, proyectados para experimentar al menos un 10% de renovación, y muchas fueron proyectadas para experimentar al menos 20% renovación. Las Yungas (parte de la Cordillera de los Andes centrales) y las ecoregiones altas de los Andes del Norte se proyectaron a experimentar algunos de los mayores renovaciones, en promedio, 465% y 161%, respectivamente (Lawler, *et al.*, 2009). Igualmente Bajo el escenario de emisiones superiores, la mayoría de las ecorregiones fueron, en promedio, proyectada a experimentar al menos el 30% de la renovación en especies de anfibios con muchas de las ecorregiones en el oeste de América del Sur, América Central y la costa oriental de los Estados Unidos proyectada a experimentar al menos el 50% de renovación (Lawler, *et al.*, 2009). De esta forma, en Centroamérica se presenta una alta concentración de organismos con distribución restringida, lo que podría conducir a la pérdida de especies, mientras que en la Cordillera Andina podría aumentar la población de anfibios, debido a las migraciones generadas por el aumento en la temperatura. (Lawler, *et al.*, 2009).

Figura 2: Renovación inducida por el clima proyectado en la fauna de anfibios en todo el hemisferio occidental (a) Escenario más bajo de emisiones de gases invernadero y (b) Escenario más alto de emisiones de gases de efecto invernadero para los años 2071-2100. Los valores son el promedio de renovación en cada ecorregión.



Fuente: Lawler, et al., (2009).

2.1.3.4 Enfermedades. Dramáticas mortalidades masivas observadas en la disminución de algunas poblaciones de anfibios han proporcionado pruebas de que las enfermedades pueden jugar un papel importante en algunas especies y regiones (Cunningham et al., 1996; Berger et al., 1998; Lips, 1999; Daszak et al., 2003). *Ribeiroia ondatrae* es un gusano Trematodo que causa deformidades en las ranas, el aumento de la cantidad de materia orgánica del cuerpo de agua (Eutrificación) favorece a los caracoles que proporcionan un huésped secundario de este parásito (Johnson et al., 2002; Johnson and Chase, 2004). En esta situación, los cambios en la calidad del agua causado por las actividades humanas han alterado las estructuras comunitarias y, por lo tanto, patrones de depredación, a favor de los caracoles *Planorbella spp* exclusivamente utilizado como primer huésped intermediario por *R. ondatrae*, lo cual pone en evidencia que poblaciones de anfibios con alta incidencia de deformidades causadas por parásitos están experimentando disminuciones (Beebee y Griffiths, 2005). Se ha planteado la posibilidad de que por lo menos una proporción de las

malformaciones de las extremidades sea resultado de un efecto indirecto de las prácticas agrícolas sobre la prevalencia de los caracoles huésped intermedio, o a la función inmune de los anfibios (Mann et al., 2009). Hongo de la saprolegniosis puede causar altos niveles de mortalidad de huevos en anfibios y en este caso puede haber efectos sinérgicos entre la infección por hongos y UV-B (Kiesecker and Blaustein, 1995). Sin embargo, la taxonomía de estos hongos es confusa, y diferentes especies de anfibios pueden ser vulnerables a diferentes cepas de *Saprolegnia* (Robinson et al., 2003). Sin duda el patógeno más preocupantes hasta ahora descubierto es un hongo denominado *Batrachochytrium dendrobatidis* (Beebee y Griffiths, 2005). Este hongo ha sido implicado en la mortandad masiva y disminución de las poblaciones de anfibios en las Américas, Europa, Australia y Nueva Zelanda (Berger et al., 1998). Ataca la piel de anfibios post-metamórfico y causa la muerte por alterar la respiración cutánea y la osmorregulación. Los brotes de la enfermedad pueden seguir: (1) El debilitamiento de la respuesta inmune en los anfibios causado, quizás, por otro factor estresante; o (2) un aumento de la virulencia del agente patógeno (Beebee y Griffiths, 2005). Un estudio molecular en la filogeografía del hongo indicó que la reciente propagación de un nuevo clon virulentos pueden ser responsables de sus efectos dramáticos ((Morehouse et al., 2003). En el primer estudio realizado para evaluar la diversidad de anfibios y la infección por *Batrachochytrium dendrobatidis* en la región noreste de Colombia realizado por (Acevedo et al., 2016); se muestra la presencia del hongo quítrido para esta zona del país, en la cual de las 14 especies reportadas para el área, 12 fueron positivas para *Bd*. Además áreas con determinado grado de perturbación influyen más en la presencia del patógeno a comparación de áreas conservadas (Acevedo et al., 2016). Demostrando así la importancia de estas áreas para el establecimiento y mantenimiento de poblaciones libres del hongo. EL hongos quítrido podrían por lo tanto ser responsable en parte la disminución de las poblaciones de anfibios, pero sigue siendo incierto si son causas primarias o secundarias (Beebee y Griffiths, 2005).

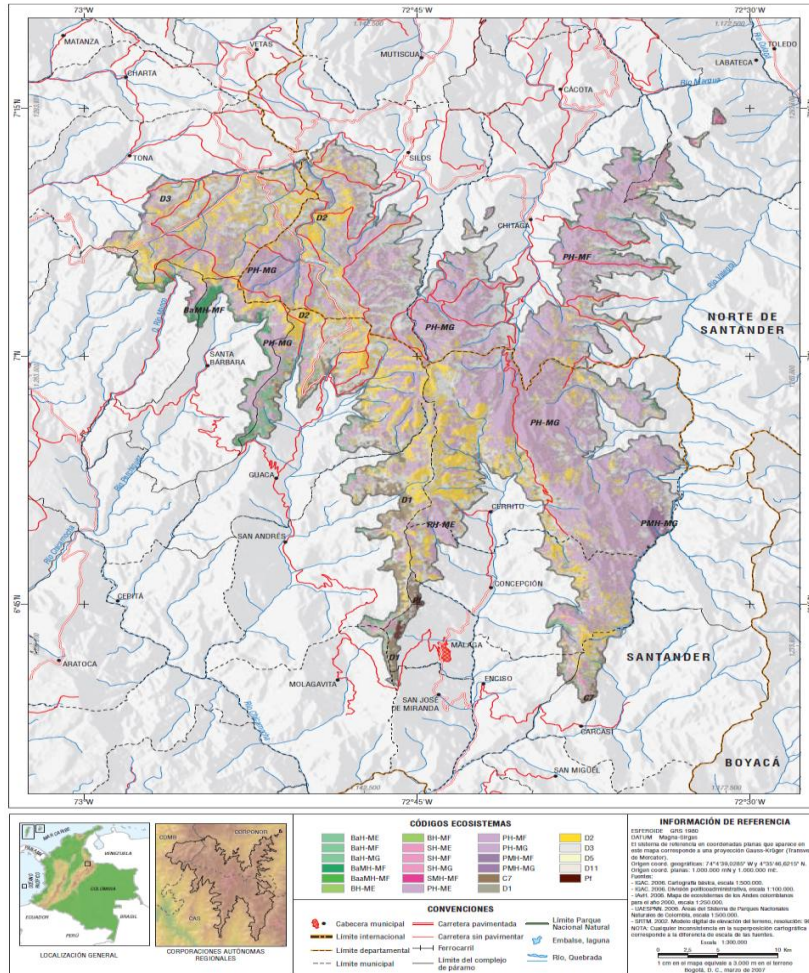
3. METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

3.1.1 Complejo Páramo de Almorzadero. Es un sistema paramuno ubicado en los departamentos de Santander y Norte de Santander. El complejo hace parte principalmente de los municipios de Chitagá y Silos, en Norte de Santander, y Cerrito, Guaca y Tona, en Santander (Morales et al, 2007). El área del complejo Páramo de Almorzadero comprende 156.552 ha en total, en donde Norte de Santander posee 48.244 ha es decir, el 31% y Santander posee 108.308 ha, es decir, el 69% del área total; altitudinalmente se encuentra desde los 2.800 m.s.n.m hasta los 4530 m.s.n.m, sobre ambos flancos de la Cordillera Oriental (Figura 3,4) (Corponor, 2014; Morales et al., 2007). La importancia de este complejo de páramos reside en que, además de contener relevantes componentes bióticos, se constituye en una fuente de recursos hídricos para el abastecimiento de gran parte de la población de Norte de Santander y del oriente de Santander (Morales et al, 2007), además forma parte de una Corredor de Páramos desde Santurbán en el Norte hacia El Cocuy, Pisba y el complejo de Tota en el Sur (Morales et al, 2007).

En el departamento de Norte de Santander el complejo está localizado al sur en límites con el departamento de Santander. Este sistema paramuno se encuentra distribuido en su mayoría en el municipio de Chitagá, con 41.983,306 ha correspondientes al 87,41% del área, seguida del municipio de Silos y Labateca, con 3.878,661 ha y 2.165,741 ha respectivamente, proporcionales al 12,59% restante del área de páramo (Figura, 4) (Unipamplona & IAvH, 2015). Las coordenadas geográficas latitud Norte 7°01'19" y longitud Oeste 72°45'00".

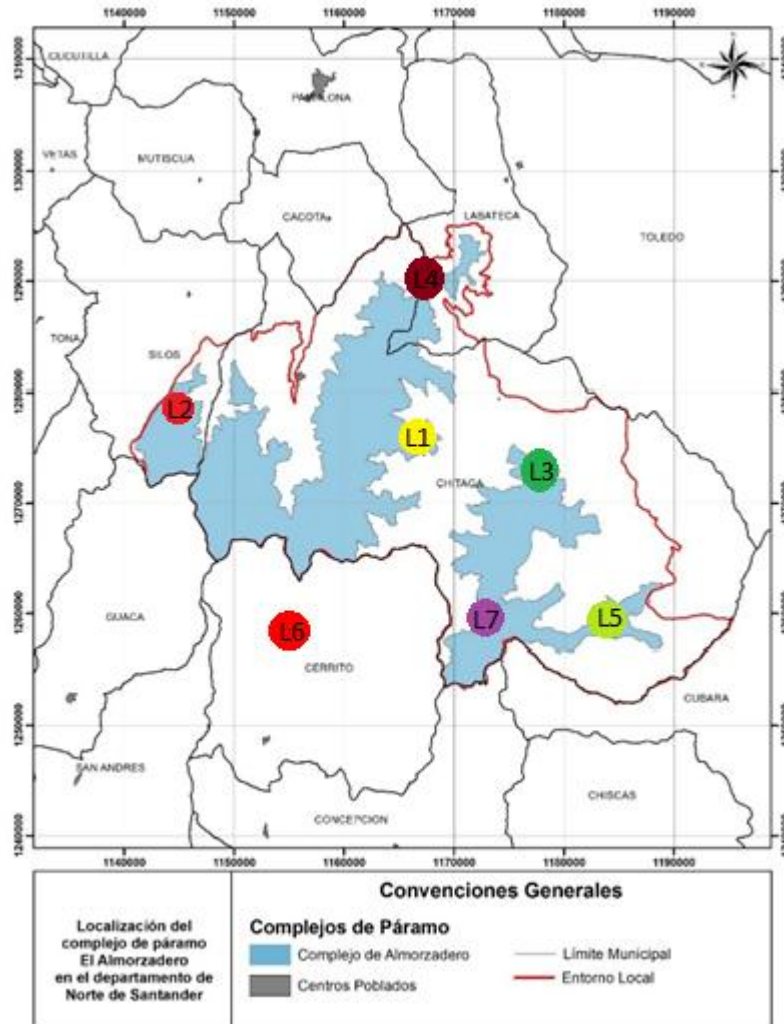
Figura 3: Mapa de la Ubicación geográfica del Complejo Páramo de Almorzadero en los departamentos de Santander y Norte de Santander.



Fuente: Morales et al (2007).

Este complejo se encuentra dentro de la zona conocida como orobioma de páramo de la cordillera oriental, que comprende el área de páramo más amplia de todo el país. Además de la importancia de su extensión, este orobioma se caracteriza por presentar tantos ecosistemas secos como húmedos y muy húmedos (Morales, 2007).(Anexo A).

Figura 4: Mapa de la Ubicación geográfica del Complejo Páramo de Almorzadero en el departamento de Norte de Santander. (Circulos de colores ubicación de las localidades muestreadas L1-L7).



Fuente: Unipamplona & IAvH (2015).).

De acuerdo con los resultados de estaciones climatológicas cercanas a este complejo, el máximo índice de lluvias ocurre en los meses de abril, mayo y junio, y el segundo punto máximo se da durante septiembre, octubre y noviembre. A estos dos periodos de lluvia se intercalan uno intermedio seco durante julio y agosto y otro, más seco aún, en los meses de diciembre, enero, febrero y parte de marzo. El balance hídrico realizado para el páramo de Almorzadero muestra que la precipitación media multianual es de 1.379 mm, la evapotranspiración potencial es de 522 mm y que no hay déficit de

almacenamiento durante el año (Morales, 2007). Las temperaturas medias anuales en el complejo paramuno se registran entre los 8°C y 14,7°C (Pot chitaga,). Las condiciones de humedad en el complejo son variables según la posición en el paisaje. A pesar de no tener estaciones por encima de los 3.000 msnm, se puede observar que las laderas del flanco oriental (vertiente Orinoco) son más húmedas que las laderas occidentales, marcadas por las zonas secas del Chicamocha. Se considera que esta área presenta una transición de humedad desde condiciones secas hasta húmedas y en ciertos sectores puede llegar a ser muy húmedo (CAS, 2006).

3.2 MÉTODOS DE CAMPO

3.2.1 Determinación de las Coberturas Vegetales. El trabajo se desarrolló en siete sitios de muestreo localizados en los municipios de Chitagá, Santo Domingo de Silos en Norte de Santander y Baraya en Santander, dentro del área de influencia del Complejo paramuno (Figura 4). En cada una de las localidades se realizó una caracterización de la composición taxonómica y de estructura vegetal; en cada formación vegetal (Anexo B; Anexo C; Anexo D; Anexo E; Anexo F; Anexo G; Anexo H; Anexo I; Anexo J), se realizaron parcelas y se aplicó la metodología propuesta por Marín, (2013), quien sugiere áreas de muestreo por formación vegetal así: en formaciones de Bosque Altoandino 100m² en parcelas de 4m x 25m divididas en 5 subparcelas de 4m x 2.5m y formaciones de matorrales, pastizales y Páramo parcelas de 50m² en parcelas de 4m x 12.5 m divididas en 5 subparcelas de 4m x 2.5m. Para la toma de la muestra botánica se cortó las ramas con sus hojas, y preferiblemente con estructuras reproductivas (Flores y Frutos). La determinación taxonómica de las muestras se efectuaron en el Herbario Catatumbo Saráre de la Universidad de Pamplona (HECASA) y se realizaron, en lo posible, hasta la categoría de especie (las cuales fueron contrastadas con las categorías de cobertura propuestas por el IavH 2006. Así mismo, se identificaron los principales tipos de impactos (deforestación, ganadería, frontera agrícola) que están alterando estos ecosistemas. Como datos adicionales se tomó la distancia a una fuente de agua, y vegetación ribereña y se registrarán datos ambientales cada 5 minutos de

Temperatura (°T) y Humedad Relativa (%HR) mediante un HOBO U10-003 Temp/Hr para cada una de las coberturas vegetales.

3.2.2 Muestreo y Captura Manual. Se efectuaron muestreos entre los meses de mayo y septiembre de 2015, para determinar la riqueza y diversidad de anuros que ocurren en las diferentes coberturas vegetales presentes en el Complejo páramo de Almorzadero. En total se realizaron siete salidas de campo a diferentes localidades presentes dentro del complejo paramuno (Figura 4). La búsqueda de los individuos se efectuó por medio de caminatas libres aleatorias con la técnica de encuentros visuales (Crump y Scott, 1994), partiendo de las 14:00h hasta las 22:00 h, en el cual participaron dos observadores quienes colectaron los individuos observados. La captura de los individuos se realizó durante las caminatas nocturnas y diurnas explorando los distintos microhábitats disponibles Rocas, troncos caídos, bordes de quebradas, colchones de hepáticas, macoyas, frailejones y puya, troncos de árboles y arbustos y bajo o sobre la hojarasca). Los individuos colectados fueron dispuestos en bolsas plásticas para su transporte, se tomaron fotografías a los ejemplares y para cada individuo se elaboró una ficha de campo donde se registraron datos geográficos, ambientales y ecológicos tales como: la fecha de colecta, Hora de colecta, altitud, Coordenadas geográficas, tipo de Cobertura vegetal, Temperatura del ambiente, Humedad Relativa del ambiente, tipo de sustrato donde se encontró el individuo, altura de percha y actividad.

3.3 MÉTODOS DE LABORATORIO

3.3.1 Manejo Material Biológico Colectado. Se colectaron individuos de especies de anuros presentes en los sitios de muestreo del Complejo páramos de Almorzadero, bajo el permiso marco de colecta de fauna silvestre N200 del 2014-CORPONOR. Para el sacrificio de anfibios adultos, el método más eficiente y más empleado es sumergirlos en una solución de clorobutanol hidratado y xilocaína al 2%. Éste se preparó como una solución concentrada, diluyendo cristales de clorobutanol hidratado en alcohol etílico al 96% (aproximadamente 2 ml de esta solución sirven para 250 ml de agua). El material biológico colectado fue fijado con formol al 10 %; esta

solución es estándar para la fijación de ejemplares en el campo y en el laboratorio (Simmons y Muñoz, 2005). Los ejemplares de los anuros colectados fueron depositados en las Colección Herpetológica del Grupo de Investigación en Ecología y Biogeografía de la Universidad de Pamplona (GIEB) sede Pamplona (Anexo Q, Anexo R).

3.3.2 Determinación Taxonómica e Ingreso de Material a la Colección. La identificación taxonómica de los ejemplares se basó en las descripciones originales (Rivero, 1961; Cochran & Goin., 1970; Lynch, 1893; Lynch, 1996) y comparación de ejemplares de referencia depositados en las colecciones de anfibios pertenecientes al Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia y a la Colección Herpetológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Industrial de Santander (UIS-A) y Colección Herpetológica del Grupo de Investigación En Ecología y Biogeografía de la Universidad de Pamplona (GIEB). El sistema de clasificación que se siguió e Frost (2016). Los ejemplares de los anuros fueron depositados en las Colección Herpetológica del Grupo de Investigación en Ecología y Biogeografía de la Universidad de Pamplona (GIEB) sede Pamplona (Anexo Q, Anexo R).

Los registros fueron incluidos en el Sistema de Biodiversidad de Colombia (SIB-Colombia), bajo número de certificado: 15820B48580 accesible en: http://ipt.sibcolombia.net/cr-sib/resource.do?r=200_ranasnorte_20161101.

3.4 ANÁLISIS DE DATOS

3.4.1 Riqueza Total. Se generaron curvas de acumulación de especies basadas en el número de individuos para las coberturas vegetales evaluadas en el Complejo páramo de Almorzadero mediante el software estadístico R-project versión 3.2.2., con modificación propuesta por (Chao y Jost, 2012; Colwell et al., 2012; Chao et al., 2013). Las curvas se ajustaron mediante el procedimiento de regresión no lineal usando los programas Statistica (StatSoft, 2001) y EstimateS 9.1.0, y el número de especies esperadas se predijo en función del número acumulado de muestreos. Se comparó los

valores de riqueza de especies observadas con respecto a las especies esperadas. Se utilizó Chao 1 y 2 debido a que suponen homogeneidad de hábitat en las muestras, siendo idóneos para estimar la riqueza de anfibios para cada cobertura vegetal (Magurran 2004).

3.4.2 Diversidad del Ensamblaje de Anuros por Coberturas Vegetales. Se generaron curvas de acumulación de especies basadas en el número de individuos para las coberturas vegetales evaluadas en el Complejo páramo de Almorzadero mediante el software estadístico R-project versión 3.2.2., con modificación propuesta por (Chao y Jost, 2012; Colwell et al., 2012; Chao et al., 2013). Para comparar la diversidad entre las coberturas vegetales, se generaron los “perfiles de diversidad” usando la familia de índices de diversidad uniparamétricas de Rényi (Tóthmér’sz, 1998) con el programa PAST ver. 2.14 (Hammer et al., 2003), que permite una comparación escalable de la diversidad de los ensambles de dos o más comunidades (Moreno et al., 2011). También se estimó la “verdadera diversidad” (Jost, 2007) por medio del “números efectivos de especies” utilizando el software estadístico R-project versión 3.2.2. (Chao y Jost, 2012; Colwell et al., 2012; Chao et al., 2013). Se estableció como riqueza total de especies (verdadera diversidad de orden 0 o 0D) el valor del índice de Shannon; el exponencial del índice de Shannon (la verdadera diversidad de orden 1 o 1D), y el inverso del índice de Simpson (la verdadera diversidad de orden 2 o 2D) usando el software estadístico R-project versión 3.2.2., con modificación propuesta por (Chao y Jost, 2012; Colwell et al., 2012; Chao et al., 2013).

3.4.3 Composición de Especies por Coberturas Vegetales. Para comparar los patrones de abundancia y de composición de especies entre las coberturas vegetales, se realizaron curvas de rango-abundancia donde se organizaron las especies de la más dominante a la menos abundante y se graficaron en escala logarítmica, con el objetivo de determinar cambios en los patrones de composición, riqueza, equidad y dominancia en las diferentes coberturas vegetales evaluadas. Se realizó un diagrama de caja o “boxplots”, con el fin de determinar si hay diferencias significativas en la abundancia de anuros entre coberturas vegetales (StatSoft 2001).

3.4.4 Estructura del Ensamblaje de Anuros. Para determinar la estructura, se estimaron los perfiles de diversidades Beta, utilizando los índices de diversidad de Shannon y Simpson (Jost et al., 2010), mediante la fórmula propuesta por (Jost 2007), de diversidades Alfa y Beta, además la partición de diversidad verdadera de Shannon en Alfa y Beta, también se emplearan las fórmulas utilizadas por Jost (2007). Se efectuarán análisis de Clúster o índice de similitud de Bray-Curtis, para expresar el grado de semejanza en composición de especies y sus abundancias para cada uno de los sitios de muestreo y entre éstos, usando el software InfoStat. En los análisis de clúster todas las especies tienen la misma importancia, sin considerar si son abundantes o raras. Esto ha llevado a incluir en algunos índices datos cuantitativos que permitan otorgar un valor de importancia a cada una de las especies que componen la comunidad (Bray y Curtis, 1957). A partir de los valores de especies totales, únicas y compartidas entre los sitios de muestreo se calcularon la complementariedad, mediante las siguientes fórmulas propuestas por Colwell & Coddington (1994).

4. RESULTADOS

4.1. ASPECTOS GENERALES

El esfuerzo de muestreo fue de 184 horas/hombre de esfuerzo diurno y nocturno para cada una de las coberturas vegetales, se registraron 131 individuos pertenecientes a seis especies, tres géneros y dos familias, siendo la más representativa Craugastoridae con cinco especies, donde *Pristimantis anolirex* (Anexo K) está presente en todas las coberturas vegetales evaluadas. La cobertura vegetal que presentó mayor riqueza fue el páramo (Anexo E; Anexo K), en el cual se registraron cuatro especies para el estudio. Los lugares que obtuvieron los mayores valores de abundancia fueron el páramo, matorral y bosque Alto andino (Tabla 2) (Anexo E; Anexo K; Anexos C; Anexo G; Anexo B; Anexo F).

Tabla 2: Abundancia de las especies de anuros registrados en el Complejo páramo de Almorzadero, N/Santander.

Familia	Especie	Código	BN	AM	AG	PS	PN	Total
Hylidae	<i>Dendrosophus pelidna</i>	a	0	0	5	7	0	12
	<i>Pristimantis anolirex</i>	b	26	32	6	17	3	84
	<i>Pristimantis nicefori</i>	c	0	0	2	11	0	13
Craugastoridae	<i>Pristimantis</i> sp 1	d	0	3	0	0	0	3
	<i>Pristimantis</i> sp2	e	4	0	0	9	0	13
	<i>Tachiramantis douglasi</i>	f	4	0	0	0	2	6
Riqueza			3	2	3	4	2	6
Abundancia			34	35	13	44	7	131

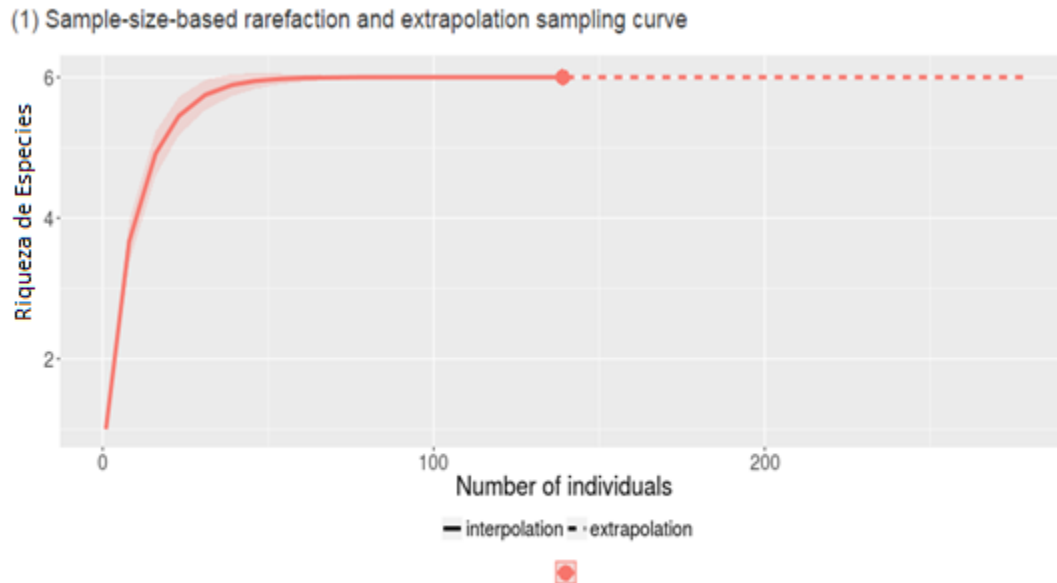
Nota: (BN) Bosque, (AM) Área de Matorral, (AG) Área agrícola, (PS) Páramo y (PN) Pastos.

Fuente: Autor

4.2. DIVERSIDAD TOTAL

La curva de acumulación de las especies de ranas es asintótica representando el 100%; esto indica que el muestreo obtuvo una alta representatividad donde se colectaron seis especies para el complejo páramo de Almorzadero (Figura 5).

Figura 5: Curva de acumulación de especies general para el muestreo de ranas del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



Fuente: Autor

4.3. RIQUEZA POR COBERTURAS VEGETALES

A nivel de coberturas vegetales se evidencia que las curvas de acumulación de especies alcanzaron valores de 99% y 100% para cada una de las coberturas en la que las áreas agrícolas (AG) (Anexo J) se encontraron tres especies de las tres esperadas para el muestreo, en las coberturas de matorral (AM) (Anexo C; Anexo G) y pastos (PN) (Anexo D; Anexo I) se reportaron dos especies de la 2 esperadas, igualmente en el Bosque (BN) (Anexo B; Anexo F) se colectaron 3 especies de las 3.28 esperadas y además en el páramos (PS) (Anexo E; Anexo K) se registraron 4 especies de las 4.28 esperadas (Tabla 3; Figuras 6a, 6b), lo que indica que el esfuerzo de muestreo fue

altamente representativo para cada una de la coberturas vegetales evaluadas en los páramos del complejo Almorzadero.

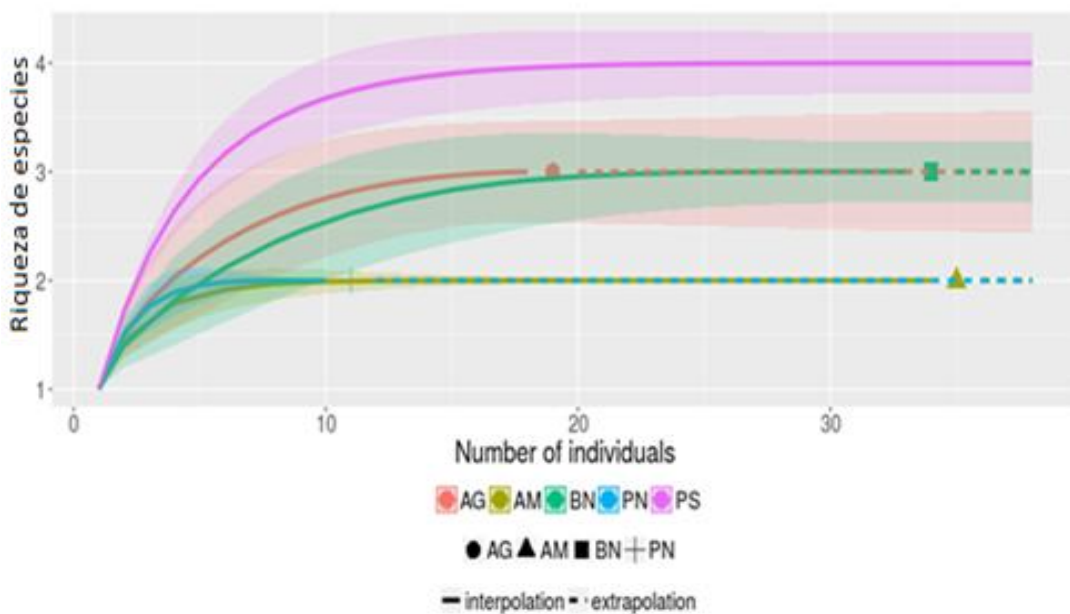
Tabla 3: Riqueza observada y estimada de anuros en las diferentes coberturas vegetales del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.

Co	S.obs	S.esp	CoM
AG	3	3	100%
AM	2	2	100%
BN	3	3.28	99%
PN	2	2	100%
PS	4	4.28	99%

Nota: (Co) Coberturas, (S.obs) Especies observadas, (S.esp) Especies esperadas, (CoM) Cobertura Muestra.

Fuente: Autor

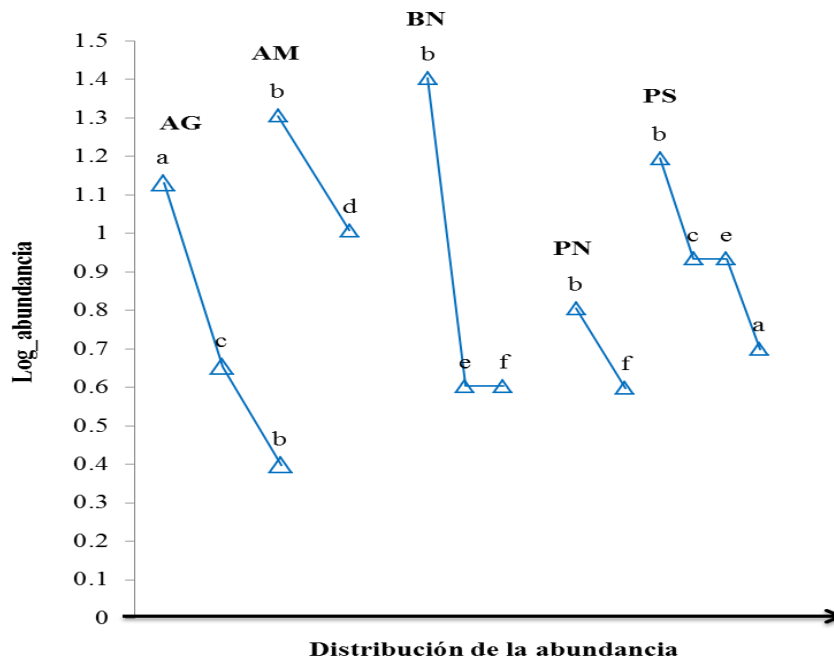
Figura 6: Curvas de acumulación de especies por coberturas vegetales del muestreo de anuros del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia. (**AG**) área agrícolas, (**AM**); Área de matorral (**BN**): Bosque (**PN**): Pastos y (**PS**): Páramo



Fuente: Autor

Para todas las coberturas vegetales se presenta una pendiente pronunciada que indica una dominancia alta por parte de *Dendrosophus pelidna* y *Pristimantis anolirex* y una baja equidad en el ensamblaje. Asimismo (b) se muestra como una especie generalista ya que es dominante en cuatro de las cinco coberturas vegetales evaluadas y además es la única especie que se encontró en todas las coberturas (Figura 9).

Figura 8: Curva rango abundancia por coberturas vegetales de los anuros del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia. Las letras (a) representan *Dendrosophus pelidna*, (b). *Pristimantis anolirex*, (c). *Pristimantis nicefori*, (d) *Pristimantis sp1*, (e) *Prsitimantis sp2* y (f) *Tachiramantis douglasi*. (AG) representa la áreas agrícolas, (AM) área de matorral, (BN) Bosque, (PN) Pastos, (PS) Páramos



Fuente: Autor

4.5. DIVERSIDAD ALFA POR COBERTURA VEGETALES

Los perfiles de diversidad alfa muestran que la diversidad del orden 0 (0D), o riqueza de especies fue mayor en el área de páramo con cuatro especies, seguido por el Bosque y áreas de cultivo con tres especies efectivas. Coberturas de matorrales y áreas de pastos con dos especies efectivas (Tabla 4; Figura 9). Para la diversidad de orden 1

(¹D) que es el número equivalente de especies de una comunidad o especies comunes se determinado mediante la exponencial del índice de Shannon. El tipo de cobertura vegetal con mayor cantidad de especies comunes fue el páramo con un valor de 3.65 especies efectivas, contrastando con la cobertura de matorral, donde la diversidad encontrada fue de 1,86 siendo esta la mitad del valor encontrado para las áreas de cultivo (Tabla 4; Figura 10). La diversidad de orden 2 (²D) o número equivalente de especies que es el inverso del índice de Simpson, el sitio que mostro mayor cantidad de especies abundantes fue el páramo con un valor de 3.336 especies efectivas y donde el Bosque y las áreas de matorral obtuvieron los menores valores con 1.63 y 1.75 de especies efectivas respectivamente (Tabla 4; Figura 9).

Tabla 4: Perfiles de diversidad alfa por coberturas vegetales del muestreo de ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.

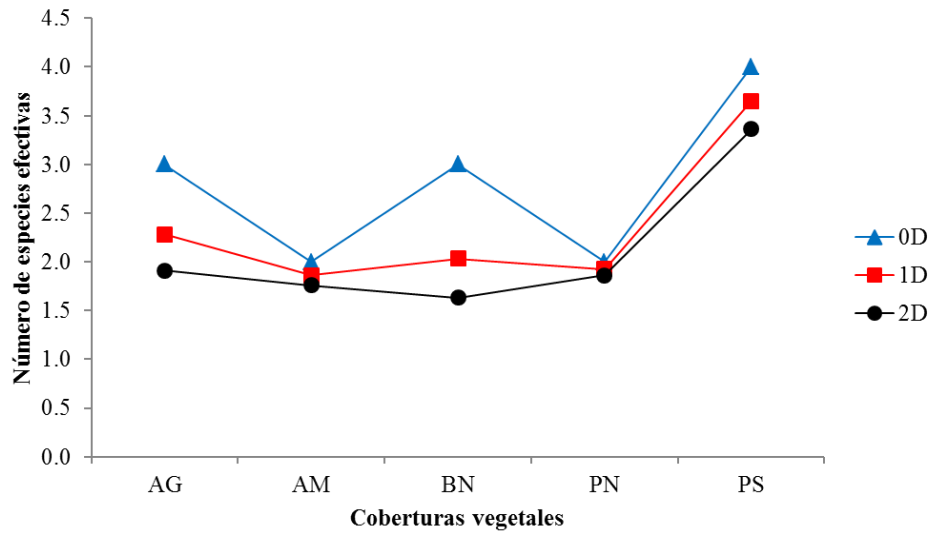
Diversidad alfa			
Coberturas	⁰ D	¹ D	² D
AG	3.0	2.281103515	1.910052910
AM	2.0	1.863556802	1.757532281
BN	3.0	2.031324469	1.632768362
PN	2.0	1.926070224	1.861538462
PS	4.0	3.650386250	3.361344538

Nota: (⁰D) Diversidad del orden 0, (¹D) Diversidad del orden 1, (²D) Diversidad del orden 2.

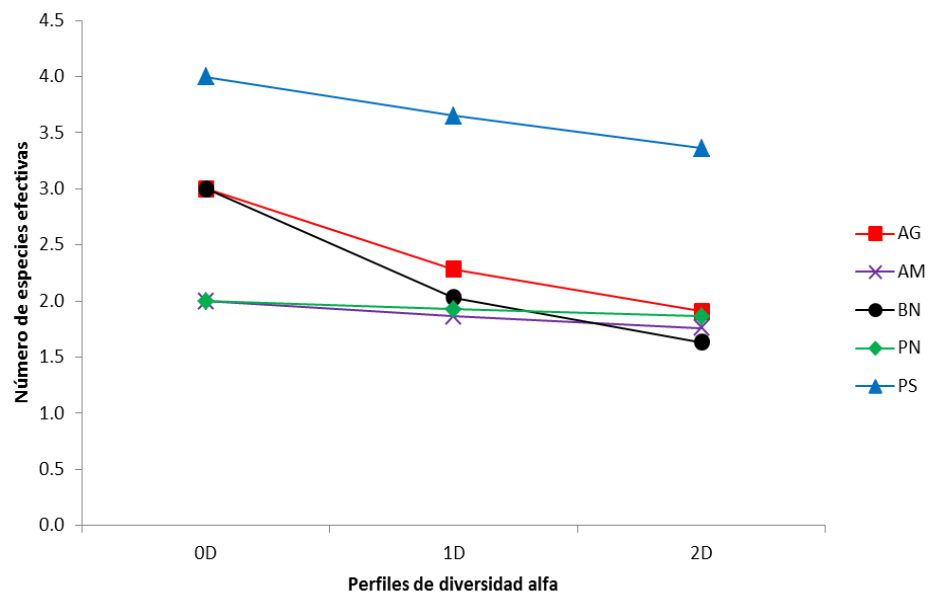
Fuente: Autor

Figura 9: Perfiles de diversidad alfa por coberturas vegetales del muestreo de anuros del complejo páramos de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia. En la Figura 10a (0D) es la diversidad de orden 0, (1D) diversidad de orden 1 y (2D) diversidad de orden 2. Figura 10b (**AG**) representa la áreas agrícolas, (**AM**) área de matorral, (**BN**) Bosque natural, (**PN**) Pastos naturales (**PS**) Páramos.

a).



b).

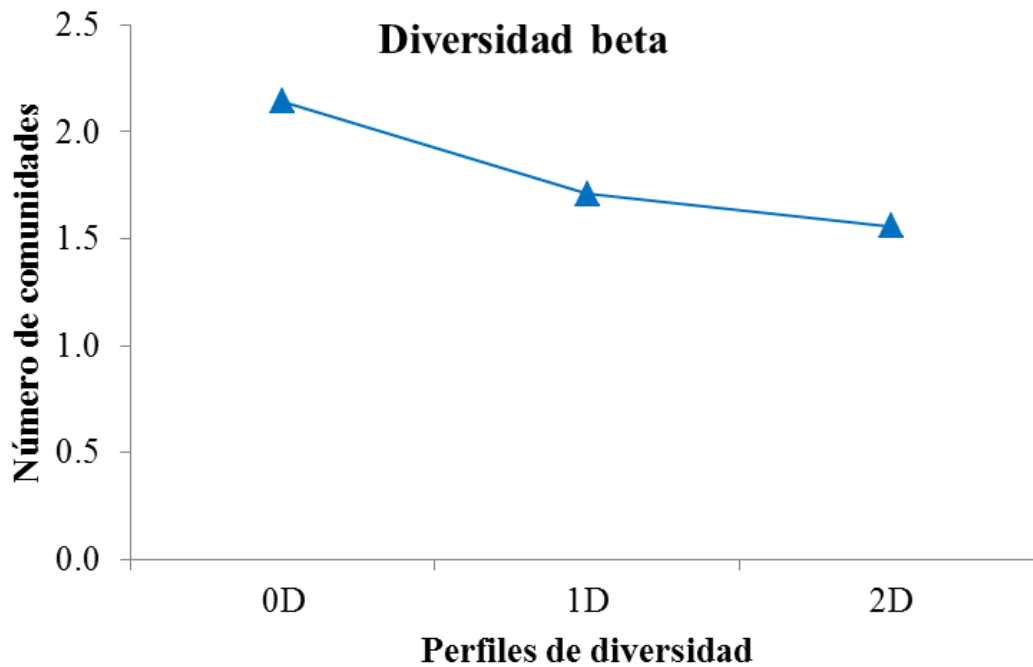


Fuente: Autor

4.6. DIVERSIDAD BETA

Los perfiles de diversidad beta evidencia la presencia de 2 comunidades definidas en el muestreo de ranas del complejo páramo de Almorzadero (Figura 10).

Figura 10: Perfiles de diversidad beta por coberturas vegetales del muestreo de anuros del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia. (0D) es la diversidad de orden 0, (1D) diversidad de orden 1 y (2D) diversidad de orden 2.

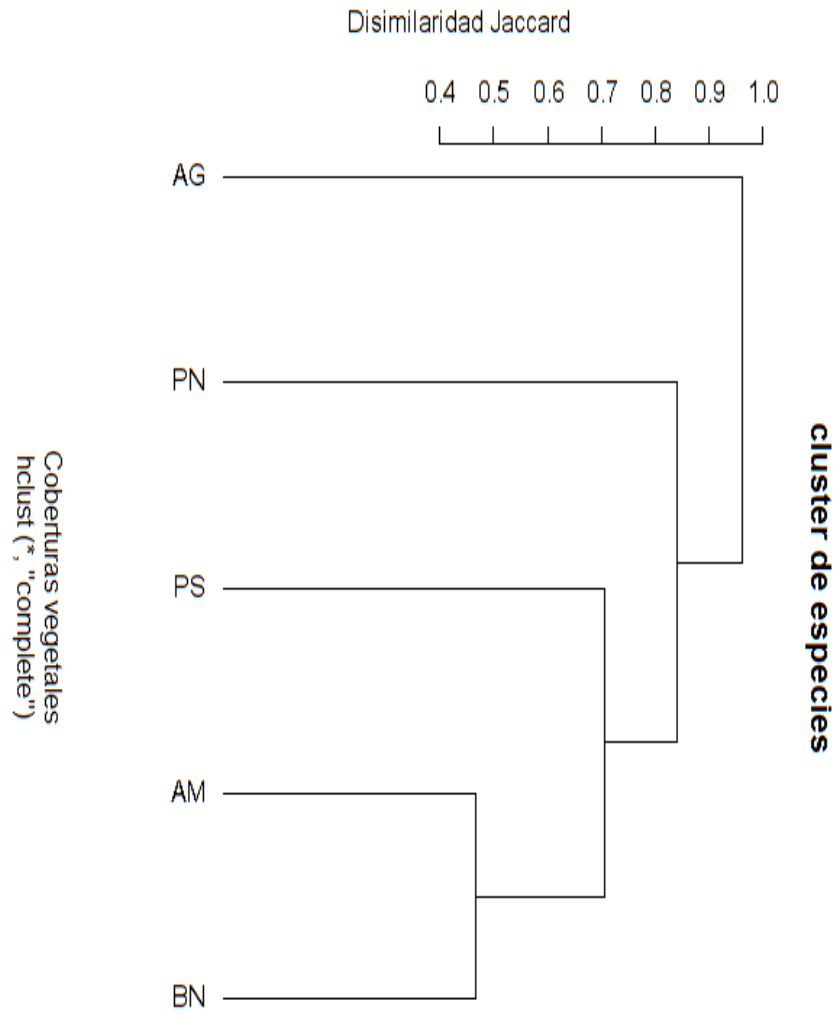


Fuente: Autor

4.7. INTERCAMBIO DE ESPECIES POR COBERTURAS VEGETALES

El análisis de similaridad mediante el índice de Jaccard datos de presencia-ausencia evidencia la asociación de las coberturas vegetales de matorrales con Bosque, en donde se puede evidenciar un intercambio de especies entre éstas diferentes coberturas, igualmente se refleja una alta diferencia entre la áreas de cultivos y pastos con respecto a los demás tipos de cobertura (Figura 11).

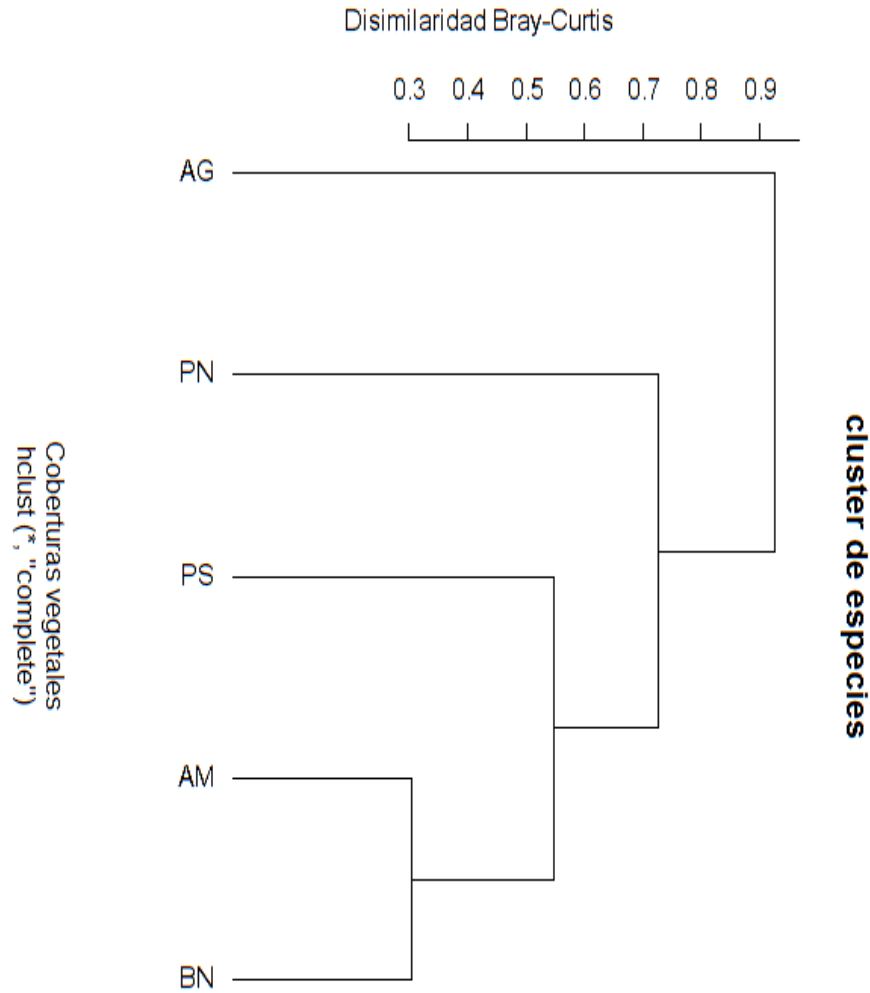
Figura 11: Dedrograma de disimilaridad mediante el índice de Jaccard por coberturas vegetales del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



Fuente: Autor

El análisis de similitud o índice de Bray-Curtis de datos de abundancias evidencia la asociación de las coberturas vegetales de matorrales con Bosque, en donde se puede demostrar un intercambio de especies entre éstas diferentes coberturas, también se refleja una alta diferencia entre las áreas de cultivos y pastos con respecto a los demás tipos de cobertura (Figura 12).

Figura 12: Dedrograma de disimilitud mediante el índice de Bray-Curtis por coberturas vegetales del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.

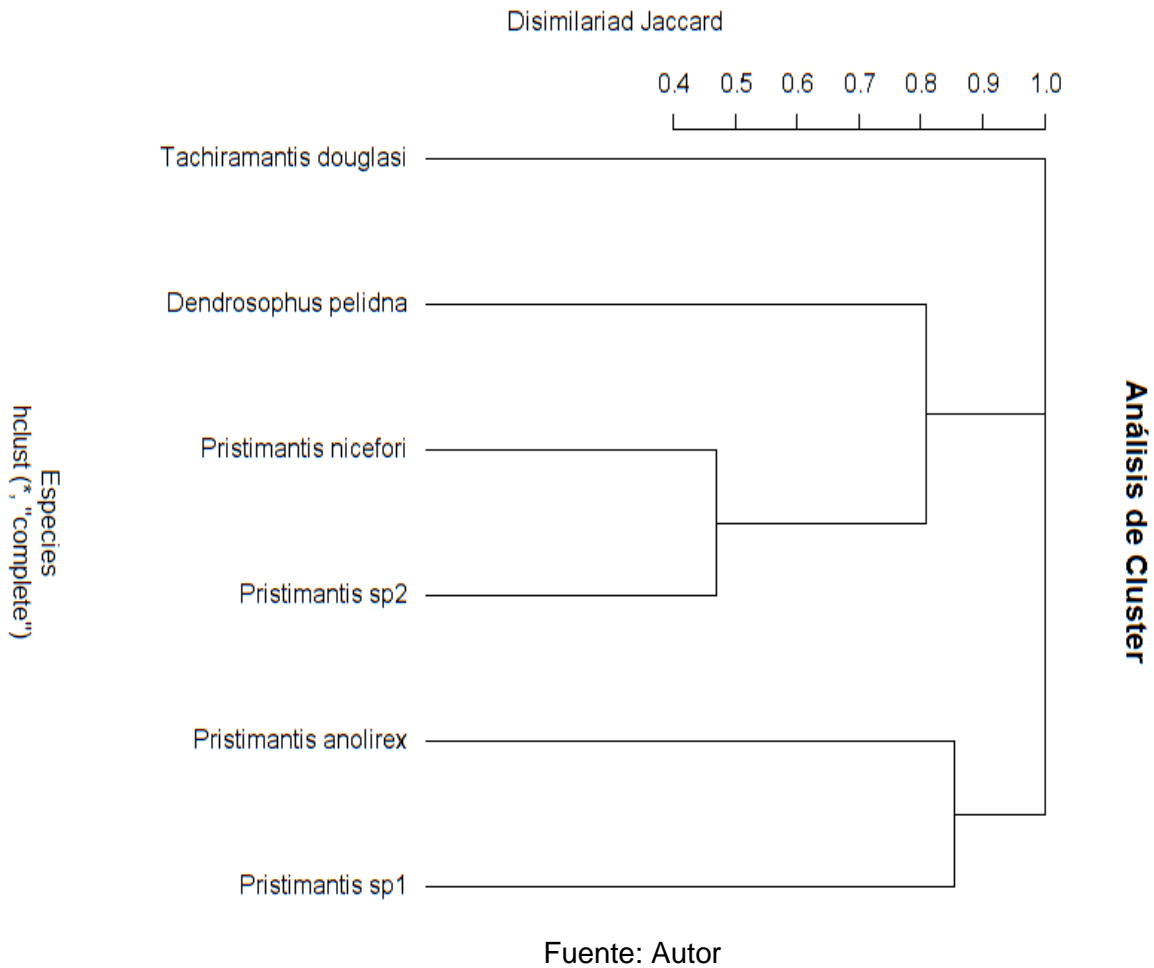


Fuente: Autor

4.8. ASOCIACION DE LAS ESPECIES Y LAS COBERTURAS VEGETALES

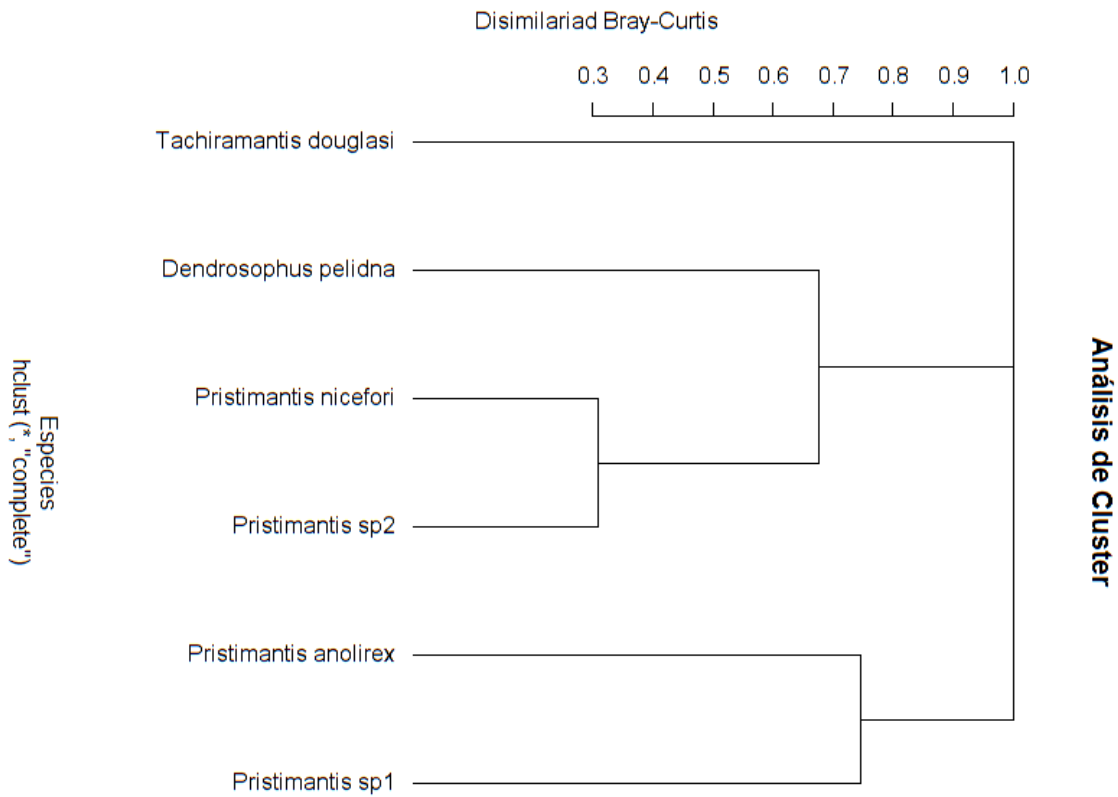
El análisis de similaridad o índice de Jaccard datos de presencia-ausencia para las especies colectadas, evidencia que *Pristimantis nicefori* (Anexo L) y *Pristimantis* sp1 (Anexo M) presenta una alta asociación, que puede ser causada por el tipo de cobertura el cual presenta su hábitat (Figura 13).

Figura 13: Dedrograma de similitud mediante el índice de Jaccard de las especies de ranas colectadas en el complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



El análisis de similitud o índice de Bray-Curtis datos de abundancia para las especies colectadas, refleja que *Pristimantis anolirex* y *Pristimantis sp1* presenta una alta asociación, que puede ser causada por el tipo de cobertura el cual presenta su hábitat (Figura 14).

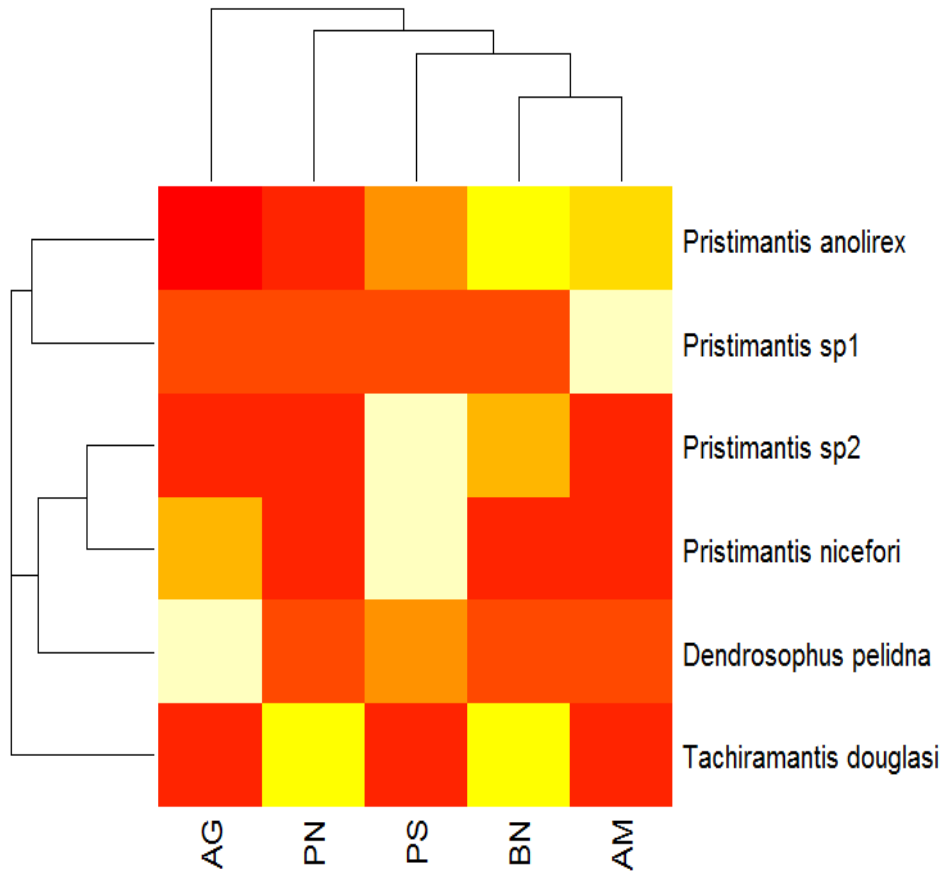
Figura 14: Dedrograma de similitud mediante el índice de Bray-Curtis de las especies de ranas colectadas en el complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



El análisis del mapa de calor y el análisis de correspondencia múltiple MCA (siglas en Inglés) evidencia la asociación de las diferentes especies de ranas del complejo Almorzadero con las diferentes coberturas vegetales registradas en el muestreo con datos de presencia-ausencia (Figura 15; Figura 16). Aquí se observa notoriamente que *Pristimantis nicefori* y *Pristimantis sp2* (Anexo N) tienen una alta asociación en las coberturas vegetal de páramo. Igualmente especies como *Dendrosophus pelidna* y *Pristimantis sp1* se ven bastante asociadas a las áreas agrícolas y la cobertura de matorrales respectivamente. Por otra parte *Pristimantis anolirex* estuvo presente en tres de las cinco coberturas vegetales muestreadas; teniendo presencia notable en las coberturas vegetales de Bosque, matorrales y páramo, además *Tachiramantis douglasi*

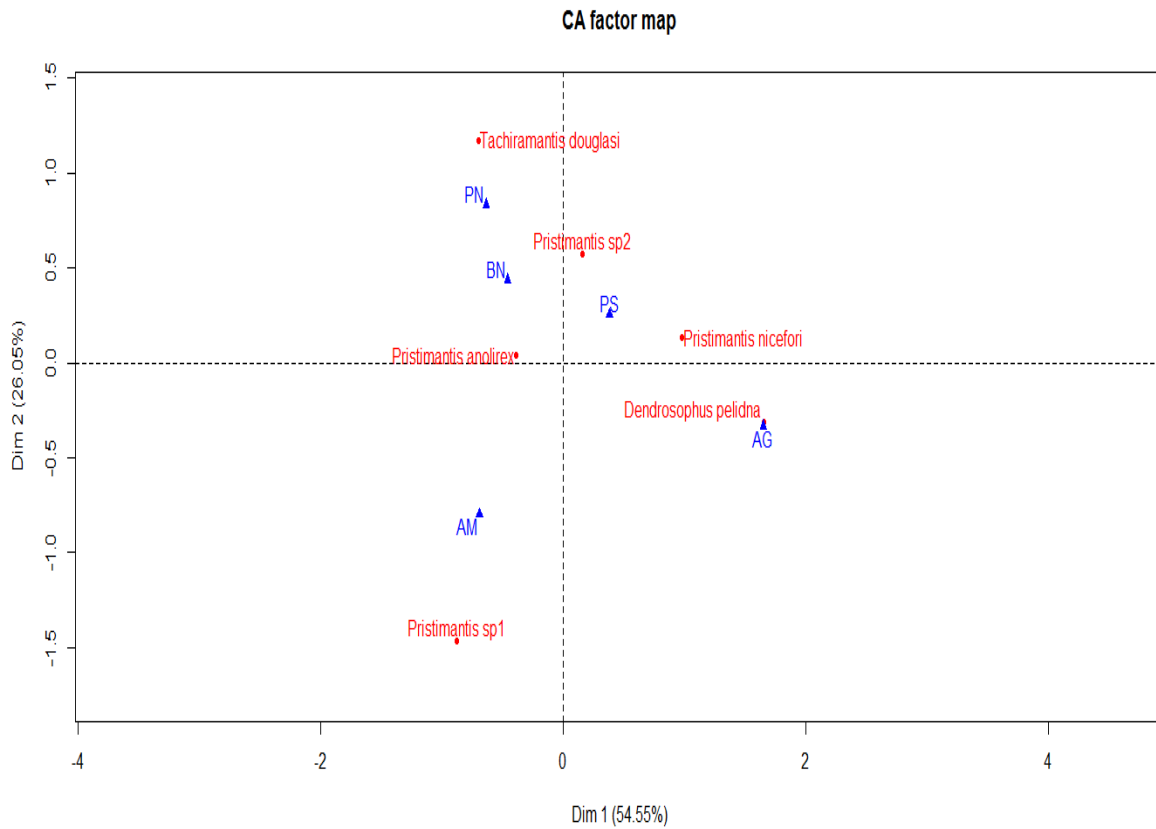
(Anexo P) se reporto con una presencia significativa en las coberturas vegetales de Bosque y pastos (Figura 15; Figura 16).

Figura 15: Mapa de calor de las especies de anuros del complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia. La paleta de colores evidencia desde una alta presencia Color verde amarillo (e.g. más de 10 individuos), presencia color Crema (e.g. 5 individuos) (hacia una baja presencia Color Rojo (e.g. menos de 3 individuos).



Fuente: Autor

Figura 16: Análisis de Correspondencia Múltiple de las ranas del complejo de páramos Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



Fuente: Autor

El análisis de correspondencia múltiple se realizó mediante el software estadístico R-project versión 3.2.2, en el cual se evidencia la asociación de la especie *Tachiramantis douglasi* con el tipo de cobertura de Pastos naturales y especies como *Pristimantis anolirex* asociadas a los Bosques natural y Arbustos y matorrales, también se evidencia que *Pristimantis nicefori* se asocia con coberturas de tipo Páramo matorrales, y por último la especie *Dendrosophus pelidna* se ve en una fuerte relación con coberturas de Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales (Figura 16).

5. DISCUSIÓN

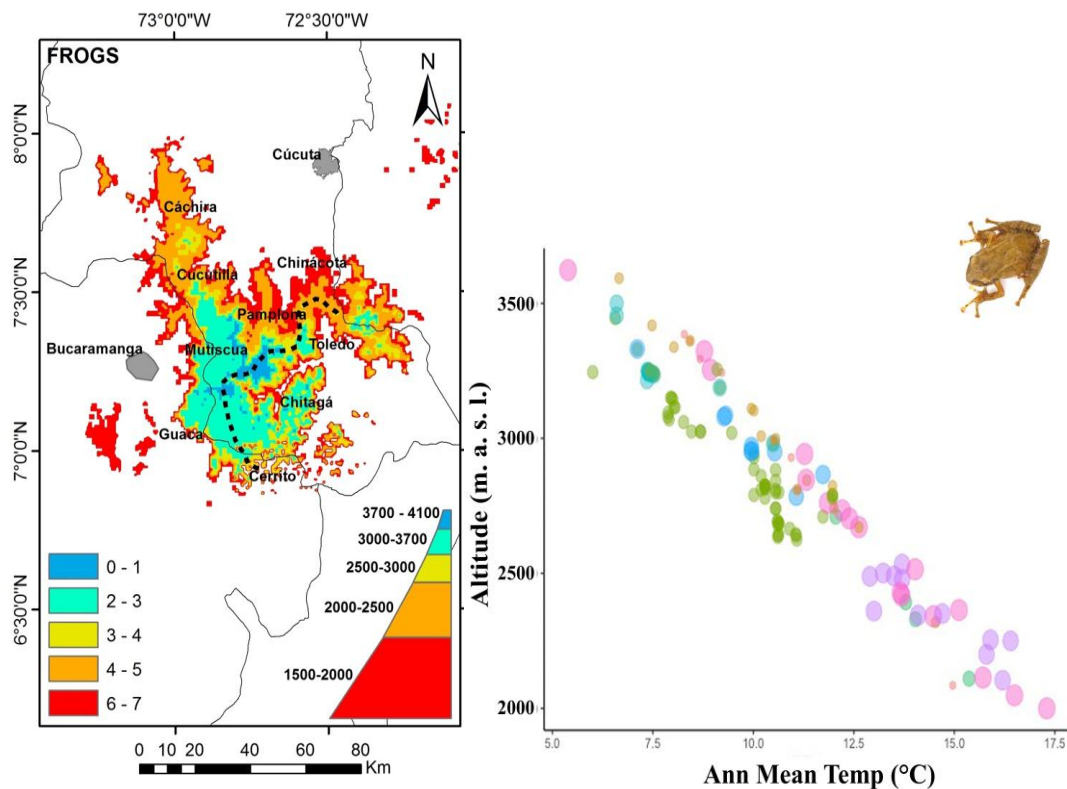
5.1. DIVERSIDAD TOTAL

La curva de acumulación de especies general para el muestreo de ranas del Complejo páramo de Almorzadero evidenció una riqueza estimada del 100%, reportando seis especies de anuros (Figura 6). Para el Complejo páramo de Almorzadero no se ha establecido aún un listado formal de anfibios, sin embargo según CAS (2016b) en su reporte de especies de anfibios presentes en el complejo paramuno, se reportan nueve especies de anfibios de las cuales ocho especies pertenecen al orden Anura, asimismo la familia Craugastoridae aportó para este estudio cinco especies, de las cuales dos especies no han sido reportadas para el Complejo Almorzadero (CAS, 2016). Además la presencia de *Dendrosophus pelidna* concuerda también con los estudios realizados por Unipamplona y lavH (2015), Aunque no haya sido reportada por (CAS, 2106).

Mediante la inclusión de los registros históricos para cada especie y los obtenidos en este trabajo, se generó un modelo de riqueza potencial de anfibios del complejo de páramos de Norte de Santander (Figura 17) (Acevedo et al. en preparación) donde se evidencia un descenso en la riqueza de especies de ranas a medida que se asciende altitudinalmente, encontrando que la mayor concentración de especies se establece en la franja altitudinal de los 2000 m.s.n.m a 3000 m.s.n.m, en su mayoría representado por especies del género *Pristimantis* (Figura 17).

Por otro lado las regiones altoandinas de Norte de Santander reportan una baja riqueza potencial de especies, así como lo demuestran estudios de (Bernal 2005; Navas 2003; Poynton 2003; Bruhl et al. 1999; Patterson et al. 1996; McCoy 1990), que ponen de manifiesto que los gradientes altitudinales traen consigo una disminución de la fauna a muy altas elevaciones, tanto en vertebrados como invertebrados.

Figura 17: Mapa de Riqueza Potencial de Anfibios en los Complejos de Páramos de Norte de Santander, Colombia. Fuente: Acevedo et al., (en prep).



Fuente: Autor

5.2. DIVERSIDAD POR COBERTURAS VEGETALES

Analizar la diversidad en las cinco coberturas vegetales estudiadas, se determinó la riqueza esperada para las distintas coberturas vegetales, donde todas las coberturas vegetales obtuvieron un muestreo completo de 99%-100%, por el cual se representa la máxima riqueza y diversidad (Moreno et al., 2011). El páramo es la cobertura vegetal que indicó una alta riqueza de especies, observando 4 especies de las 4 especies esperadas, mientras las coberturas vegetales de áreas agrícolas y Bosque, presentaron una riqueza de tres especies cada una, al igual que la cobertura de matorrales y pastos con dos especies observadas (Tabla 3). Aunque la cobertura vegetal de páramo arrojó los valores más altos de diversidad, esto no quiere decir que las especies observadas en el estudio sean propias de ecosistemas paramunos o que

la mayoría de sus registros estén asociados a este ecosistema, según Lynch y Suarez-Mayorca (2002) realizando un nuevo análisis argumenta que la mayoría de especies paramunas citadas por Ardila y Acosta (2000) no son estrictamente de estos ecosistemas, más bien son especies de bosques andinos que pueden establecerse en áreas de páramo, favorecidas parcialmente por perturbaciones antropogénicas, además posteriores revisiones de varios autores han realizado registros que expanden la distribución altitudinal de especies no observadas previamente en este ecosistemas (p.e. Rueda-Solano y Vargas-Salinas, 2010; Mueses-Cisneros y Perdomo-Castillo, 2009; Guarnizo et al., 2012; Acosta-Galvis, 2015).

5.3. COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL ENSAMBLAJE DE ANUROS

Para el presente estudio se determinó que la composición de la anurofauna esta basada en la familia Craugastoridae y mas precisamente en el género *Pristimantis* el cual reporto cinco especies, que están presentes en todas las coberturas vegetales (Tabla 2; Figura 16). De igual manera el ensamblaje de anuros mostró una dominancia pronunciada en las coberturas vegetales de matorrales, Bosque, pastos y páramo por parte de *Pristimantis anolirex*, aunque en las áreas agrícolas la dominancia estuvo marcada por *Dendrosophus pelidna* (Figura 9). Las diversidad verdadera del orden 0D , 1D , 2D , muestran que el tipo de vegetación con mayor número de especies efectivas fue el páramo (Tabla 3; Tabla 4; Figura 6a,b). Biomas con una alta diversidad de especies son zonas con una baja inequidad, lo que indica que hay una mayor cantidad de especies raras o poco comunes que están presentando cambios en la composición (Jost et al., 2010; Rös et al., 2012), aunque para este estudio, los patrones de diversidad del orden 1D y 2D (Número equivalente de especies) muestran valores de $q > 1$, dando mayor importancia a especies comunes (Tabla 4), esto quiere decir que a pesar de que ahí una alta riqueza de especies, la probabilidad de encontrar una especie rara disminuye, esto se debe a que a lo largo de los gradientes altitudinales, la riqueza de especies disminuye con la altitud hacia un mínimo de fauna a muy altas elevaciones, tanto en vertebrados e invertebrados (Bernal 2005; Navas 2003; Poynton 2003; Bruhl et al. 1999; Patterson et al. 1996; McCoy 1990). Los analisis de diversidad beta muestra

la presencia de dos comunidades definidas (Figura 11). De igual manera los análisis de disimilitud (intercambio de especies) mediante el índice de Jaccard tomando datos de presencia-ausencia, se evidencian la asociación de las coberturas vegetales de Bosque natural y Arbusto matorral donde se puede manifestar el intercambio de especies entre estas coberturas, asimismo se referencia el intercambio de especies entre los tipos de vegetación de Bosque, matorral y páramo, esto último se debe a que estas coberturas vegetales se encuentran adyacentes una a la otra, en donde la cobertura vegetal de arbustos y matorrales actúa como zona de ecotono, permitiendo el intercambio de especies entre estas tres coberturas, estos datos son corroborados mediante el análisis de Bray-Curtis tomando datos de abundancia (Figura 12; Figura 13). A nivel de asociación de especies o grado de similaridad medido a través del índice de Jaccard mediante datos de presencia-ausencia, se pone en evidencia una alta asociación entre las especies de *Pristimantis nicefori* y *Pristimantis* sp2, esto se puede deber al tipo de cobertura vegetal en la que ocurren (Figura 14; Figura 15; Figura 16). Estos datos también fueron corroborados por el índice de disimilitud de Bray-Curtis, arrojando los mismos resultados (Figura 15). Por el contrario *Dendrosophus pelidna* está íntimamente asociada a ecosistemas con un grado alto de perturbación, mientras *Pristimantis* sp1 se encuentra asociada a las coberturas con un grado de sucesión vegetal (Figura 9; Figura 16). El análisis del mapa de calor y el análisis de correspondencia múltiple (Figuras 16; Figura 17), muestran que *Pristimantis anolirex* puede ser considerada una especie generalista ya que se encuentra bien representada en tres de las cinco coberturas vegetales evaluadas, igualmente se aprecia la alta asociación de *Pristimantis nicefori* y *Pristimantis* sp2 por el tipo de vegetación de páramo. Las comunidades de anfibios en las regiones andinas de Colombia, Ecuador y Perú se componen principalmente de ranas *Pristimantis* de la familia Craugastoridae (Lynch y Duellman, 1997; Pyron y Wiens, 2011; Padial et al., 2014), siendo el más diverso género de vertebrados terrestres (Mendoza et al., 2015), y que en la actualidad cuenta con 487 especies descritas (amphibiaweb, 2016); que se caracterizan por crías terrestres y tener desarrollo embrionario sin una etapa de renacuajo (Padial et al., 2004). Por estas características, la biología reproductiva de *Pristimantis* no está asociada con ambientes acuáticos y por consiguiente, puede utilizar todos los

ambientes terrestres que tengan la humedad suficiente para la sobrevivencia de los huevos, las crías y los adultos (Lynch y Duellman, 1997). Por consiguiente, este grupo complejo puede ocupar una enorme variedad de microhábitats, facilitando al mismo tiempo su amplia distribución (Heinicke et al., 2007).

5.4. INSTRUMENTOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS ANUROS DEL COMPLEJO PÁRAMO DE ALMORZADERO

El conocimiento y la conservación de la anurofauana residente en el complejo páramo de Almorzadero, depende de la permanencia de sus hábitats, la variedad de microhábitats y una alta humedad ambiental, además de esto, se deben elaborar esfuerzos que lleven a desarrollar más programas de investigación sobre la anurofauna altoandina, y la implementación de estrategias de conservación de los anfibios de los ecosistemas altoandinos de Norte de Santander, que llevará a la generación de conocimiento de las especies que allí residen. Cuanto más se conozcan, más a fondo se podrá comprender el impacto de las amenazas, y más precisas y efectivas serán las soluciones para evitar sus desapariciones. El trabajo de investigación en anfibios en la región, se reduce a pocos trabajos de inventarios (Acosta, 2000; Armesto et al., 2009) y trabajos de tesis del programa de Biología de la Universidad de Pamplona (Franco, 2013; Silva, 2012; Peña, 2012). Pues a muchos de los trabajos anteriormente descritos les falta el componente fundamental que es promover una estrategia de conservación de las especies. Este trabajo desarrolló para la región una iniciativa de educación ambiental, compuesta por difusión de cuñas radiales y la elaboración del catálogo de anfibios, concienciando y dando a conocer a la comunidad sobre la gran riqueza y diversidad de anfibios existente.

5.4.1. 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 tanto publicas como 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 sobrevivencia y la extinción. En este contexto la Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental (CORPONOR) realizó una propuesta de declaratoria del Parque Natural Regional Páramo del Almorzadero, Norte de Santander (CORPONOR, 2014), en donde se hace la delimitación del Parque Regional, el cual va a constar de unas 31.350Ha localizadas en el Municipio de Chitagá, Norte de Santander, y su rango altitudinal va oscilar entre los 860 m.s.n.m y los 3995 m.s.n.m. (CORPONOR, 2014) abarcando casi todas las zonas de vida que comprenden este complejo paramuno. Este parque regional será de gran importancia debido a que la fuerte presión antrópica generada durante décadas ha hecho perder la cobertura vegetal original, fragmentado el paisaje dejando aisladas y vulnerables a varias poblaciones de anfibios de acuerdo con la investigación.

5.4.2. Educación ecológica y Adoptar conciencia. A pesar que los medios de comunicación han alertado al público sobre la disminución de los anfibios, del declive de los anfibios nos puede afectar a todos en determinado momento. Según Young et al., (2004), 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 que están en peligro crítico, muchas de las cuales probablemente 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 investigadores 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 es elaborar diferentes medios para visualizar la situación crítica de las poblaciones 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 y académicos que giren en torno al conocimiento, divulgación y conservación de las especies de anfibios altoandinos.

6. CONCLUSIONES

Los cambios en la diversidad, composición y estructura de los ensamblajes de Anuros se asociaron a respuestas diferenciales a la Temperatura y Humedad Relativa del ambiente por los cambios en la estructura de la vegetación dada por las actividades humanas, lo que sugiere que la respuestas de los ensamblajes está asociado al grado de intervención antrópica.

Los cambios en la abundancia de *P. anolirex* presente en todo los sitios de estudio, reflejaron los cambios en la complejidad de la estructura vegetal; mientras que la presencia de *Pristimantis sp2* se asoció únicamente a zonas de bosque y Páramo, biomas menos intervenidos.

Las actividades humanas influyen indirectamente en la disponibilidad de recursos para anuros, mediante la alteración de la estructura de la vegetación, por lo que las especies tendieron a ser más generalistas en sitios más intervenidos.

Estudios temporales de los ensamblajes de Anuros son importantes para monitorear el estado de las especies, sin embargo es importante hacer análisis de cada sitio de estudio a lo largo del tiempo y entre los mismos ya que aportan más datos específicos bajando el nivel de escala de observación.

El hallazgo de las especies *Pristimantis sp1* y *Pristimantis sp 2*, las cuales no coinciden con la taxonomía de las especies previamente conocidas para la región puede llegar a ser el primer reporte de estas dos especies para el Complejo páramo del Almorzadero, aumentando el número de especies reportadas para el complejo. Por ultimo, la presencia de *Tachiramantis douglasi* que a pesar de su amplia distribución es una especie que esta catalogada como vulnerable por la UICN (UICN, 2016), da a entender la gran importancia que tiene est complejo paramuno para el establecimiento de poblaciones viables de anuros con un grado de amenaza.

REFERENCIAS

- Acevedo, A, R. Franco & D. A. Carrero. (2016). Diversity of Andean amphibians of the Tamá National Natural Park in Colombia: a survey for the presence of *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Animal Biodiversity and Conservation* 39.1.
- Acevedo, A. A., Martínez, M., Armesto, O., Solano, F., Silva, K., Lizcano, D. (2016). Detection of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Amphibians from Northeastern Colombia. *Herpetological Review*. 47(2):220-226.
- Acevedo, A., Wake, D., Márquez, R., Silva, K., Franco R., Amezcua, A. (2013): Two New Species of Salamanders, Genus *Bolitoglossa* (Amphibia: Plethodontidae), from the Eastern Colombian Andes. *Zootaxa* 3609(1):069-084.
- Acevedo, A., Silva, K., Franco, R. (2011). Distribución, historia natural y conservación de una rana marsupial poco conocida, *Gastrotheca helenae* (Anura: Hemibranchiidae), en el Parque Nacional Natural Tamá – Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos de Historia Natural* 15(1): 68-74.
- Acosta-Galvis, A. R., (2000). Ranas, Salamandras y Caecilias (Tetrapoda: Amphibia) de Colombia. *Biota Colombiana* 1:289-319.
- Acosta-Galvis, A.R, D & D. Cuentas. (2017). Lista de los anfibios de Colombia: referencia en línea V.05.2015.0 (revisada en Agosto 15 de 2016).; Batrachia, Villa de Leyva, Boyacá, Colombia.
- AmphibiaWeb. (2016). Information on amphibian biology and conservation.[web application].Berkeley,California:AmphibiaWeb.Available: <http://amphibiaweb.org/>. (Accessed: 2016).

- Armenteras D., Cadena-V C. y Moreno R.P. (2007). Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. – Colombia. 72 p.
- Armesto, O., Esteban, J.B., Torrado, R. (2009): Fauna de Anfibios del municipio de Cúcuta, Norte de Santander. *Herpetotrópicos* 5: 57-63.
- Bacchetta, R., Mantecca, P., Andrioletti, M., Vismara, C., Vailati, G., (2008). Axialskeletal defects caused by carbaryl in *Xenopus laevis* embryos. *Science of the Total Environment* 392, 110–118.
- Baker, J & V. Waight's. (1994). The effects of on tadpoles of the tree frog (*Litoria caeridae*). *Herpetological journal*. 4:106-108.
- Barriga R. (2012). Lista de peces de agua dulce e intermareales del Ecuador [Check list of freshwater and itertidal fish of Ecuador]. *Revista Politécnica.*;30:83–119.
- Baruch, Z. (1984). Ordination and classification of vegetation along an altitudinal gradient in the Venezuelan paramos. *Vegetation* 55:115–126.
- Beebee, T.J.C. (1995). Amphibian breeding and climate. *Nature* 374. 219-220.
- Beebee Trevor J.C, Griffiths Richard A. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? Review. *Biological Conservation* 125: 271–285.
- Benard MF, Fordyce JA.(2003). Are induced defenses costly? Consequences of predator-induced defenses in western toads, *Bufo boreas*. *Ecology.*;84:68–78.
- Bender, D. J., T. A. Contreras, and L. Fahrig. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**:517–533.

- Bennett, A. F. (1990). Thermal-dependence of locomotor capacity. *Am. J. Physiol.* 259, R253–R258.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, E., Cunningham, A.A., Goggin, C.L., Slocombe, R., Ragan, M.A., Hyatt, A.D., McDonald, K.R., Hines, H.B., Lips, K.R., Marantelli, G., Parkes, H. (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95, 9031–9036.
- Bernal, M. H., C. A. Páez y M. A. Vejarano. (2005). Composición y distribución de los anfibios de la cuenca del Río Coello (Tolima), Colombia. *Actualidades Biológicas* 27: 87-92.
- Bernal, M.H., Lynch J.D. (2008). Review and analysis of altitudinal distribution of the Andean anurans in Colombia. *Zootaxa* 1826:1-25.
- Bernardo, J. and S. J. Agosta. (2003). Determinants of clinal variation in life history of dusky salamanders (*Desmognathus ocoee*): Prey abundance and ecological limits on foraging time restrict opportunities for larval growth. *J. Zool.* 259:411–421.
- Bérubé , V.E., Boily, M.H., DeBlois, C., Dassylva, N., Spear, P.A. (2005). Plasma retinoid profile in bullfrogs, *Rana catesbeiana*, in relation to agricultural intensity of subwatersheds in the Yamaska River drainage basin, Que´bec, Canada. *Aquatic Toxicology* 71, 109–120.
- Berven, K. A. 1982. The genetic basis of altitudinal variation in the woodfrog *Rana sylvatica*: 1. An experimental analysis of life history traits. *Evolution* 36:962–983.
- Blaustein AR, Grant Hokit D, O’Hara RK. (1994). Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the pacific northwest. *Biol. Conserv.* 67:251–254.

Blaustein, A. R., P. D. Hoffman, D. G. Hokit, J. F. Kiesecker, S. C. Walls, and J. B. Hays. (1994a). UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 91: 1791–1795.

Blaustein AR and Wake DB. (1995). The puzzle of declining amphibian populations. *Sci Am* 272: 52–57.

Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Hoffman, P.D. & Hays, J.B. (1997). The significance of ultraviolet-B radiation to amphibian population declines. *Reviews in Toxicology* 1, 147–165.

Blaustein AR, Kiesecker JM. (2002) Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Lett.* 5:597–608.

Blaustein Andrew R., John M. Romansic, Joseph M. Kiesecker and Audrey C. Hatch. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines *Diversity and Distributions*. special issue: amphibian declines 9, 123–140.

Blaustein, A.R., Walls, S.C., Bancroft, B.A., Lawler, J.J., Searle, C.L. & Gervasi, S.S. (2010) Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, 2, 281–313.

Boily, M.H., Berube, V.E., Spear, P.A., DeBlois, C., Dassylva, N., 2005. Hepatic retinoids of bullfrogs in relation to agricultural pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 1099–1106.

Bonfanti, P., Colombo, A., Orsi, F., Nizzetto, I., Andrioletti, M., Bacchetta, R., Mantecca, P., Fascio, U., Vailati, G., Vismara, C. (2004). Comparative teratogenicity of chlorpyrifos and malathion on *Xenopus laevis* development. *Aquatic Toxicology* 70, 189–200.

- Boone, M.D. & Bridges, C.M. (2003) The problema of pesticides: implications for amphibian populations. Amphibian conservation (ed. by R.D. Semlitsch). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Bosch J, Rincón PA, Boyero Luz, Iñigo Martínez-Solano. (2006). Effects of introduced salmonids on a montane population of iberian frogs. *Conserv. Biol.*;20:180–189.
- Botero Eduardo Uribe. (2015). El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Naciones Unidas. Todos los derechos reservados Impreso en Naciones Unidas, Santiago. Pag – 86.
- Bradley, R. S., M. Vuille, H.F. Diáz y W. Vergara. (2006). Threats to wáter supplies in the tropical Andes. *Science* 312:1755-56.
- Bradford A. Hawkins, Richard Field, Howard V. Cornell, David J. Currie, Jean-François Guégan, Dawn M. Kaufman, Jeremy T. Kerr, Gary G. Mittelbach, Thierry Oberdorff, Eileen M. O'Brien, Eric E. Porter, John R. G. Turner. (2003) Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84, 3105–3117.
- Bray, J. y Curtis, J. (1957). Una ordenación de las comunidades forestales de las tierras altas del sur de Wisconsin. *Ecológicos Monografías* 27: 325-349.
- Bridges, C.M. & Semlitsch, R.D. (2000). Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of ranidae and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology* 14, 1490–1499.
- Bridges, C., Little, E., Gardiner, D., Petty, J., Huckins, J. (2004). Assessing the toxicity and teratogenicity of pond water in north-central Minnesota to amphibians. *Environmental Science and Pollution Research* 11, 233–239.

- Broomhall, S. D., W. S. Osborne, and R. B. Cunningham. (2000). Comparative effects of ambient ultraviolet-B radiation on two sympatric species of Australian frogs. *Conserv. Biol.* 14:420–427.
- Bruhl, C.A., Mohamed, V. & Linsenmair, K.E. (1999) Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 15, 265–277.
- Bubb P., May I., Miles L. & Sayer J. (2004). *Cloud Forest Agenda*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 32 p.
- Carey, C. (1978). Factors affecting body temperature in toads. *Oecologia* 35:179-219.
- CAS,. 2016. Corporación Autónoma regional de Santander. Especies reportadas para el páramo de Almorzadero. Pdf (p. 1).
- Chan-McLeod, A. (2003). Factors affecting the permeability of clearcuts to red-legged frogs. *Journal of Wildlife Management*, 663-671.
- Chao, A. y L. Jost. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533–2547.
- Collins, J.P., Storfer, A., 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9, 89–98.
- Colwell, R. y Coddington, J. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 345:101–118.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon y J. T. Longino. (2012). Models and estimators linking individual-based and samplebased

- rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Connor, E. F., and E. D. McCoy. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* **113**:791–833.
- Cooke, A.K. (1981). Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environmental Pollution Series A* **25**, 123–133.
- Corn, P.S. (2005). Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28, 59–67.
- Cornejo Flavia Albán. (2015). Impactos potenciales del Cambio Climático en la biodiversidad de ecosistemas de alta montaña o páramo de Ecuador. Monografía. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Escuela de Ciencias Biológicas. Pag - 90.
- Corponor. (2014). Propuesta de declaratoria del Parque Natural Regional Páramo del Almorzadero Este, Norte de Santander DOCUMENTO SINTESIS Septiembre de 2014. P 31 Corporación Autónoma de Santander. Páramo de Almorzadero [en línea]< <http://cas.gov.co/index.php/almorzadero.html> >[Citado el 25 octubre de 2015].
- 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): 1-62.
- Cunningham, A.A., Langton, T.E.S., Bennett, P.M., Lewin, J-F., Drury, S.E.N., Gough, R.E., Macgregor, S.K. (1996). Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 351, 1539–1557.

- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. (2003). Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9, 141–150.
- Degitz, S.J., Kosian, P.A., Makynen, E.A., Jensen, K.M., Ankley, G.T. (2000). Stage and species-specific developmental toxicity of all-trans retinoic acid in four native North American ranids and *Xenopus laevis*. *Toxicological Sciences* 57, 264–274.
- Del Llano, M. (1990). *Los Páramos de Los Andes*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Duellman, W. & R. Thomas. (1996). Anuran amphibians from a tropical dry forest in southeastern Peru and comparisons of the anurans among sites in the upper Amazon Basin. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, University of Kansas* (180): 1-34.
- Duellman, W., E. 1999. Patterns of distribution of amphibians. A global Perspectives. The John Hopkins. University Press, Baltimore. 633pp.
- Eaton, B.R., Eaves, S., Stevens, C., Puchniak, A., Paszkowski, C.A. (2004). Deformity levels in wild populations of the wood frog (*Rana sylvatica*) in three ecoregions of western Canada. *Journal of Herpetology* 38, 283–287.
- Fahrig, L., and G. Merriam. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50–59.
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manage.* 61:603–610.
- Fernandez-Benitez MJ, Ortiz-Santaliestra ME, Lizana M, Diéguez-Uribeondo J. (2008). *Saprolegnia diclina*: another species responsible for the emergent disease ‘*Saprolegnia* infections’ in amphibians. *FEMS Microbiol. Lett.* 279:23–29.

- Fregeneda-Grandes JM, Rodríguez-Cadenas F, Aller- Gancedo JM. (2007) Fungi isolated from cultured eggs, alevins and broodfish of brown trout in a hatchery affected by saprolegniosis. *J. Fish. Biol.* 71:510–518
- Frost, Darren. The American Museum of Natural History. (1998-2016). Amphibian Species of the World 6.0, an Online Reference.. 31 de mayo de 2016, de The American Museum of Natural History Sitio web: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/index.php>.
- Gardiner, D., Ndayibagira, A., Grün, F., Blumberg, B. (2003). Deformed frogs and environmental retinoids. *Pure and Applied Chemistry* 75, 2263–2273.
- Gardiner, D.M., Hoppe, D.M., (1999). Environmentally induced limb malformations in mink frogs (*Rana septentrionalis*). *Journal of Experimental Zoology* 284, 207–216.
- Gentry Alwyn H. (1992). Tropical Forest Biodiversity: Distributional Patterns and Their Conservational Significance *Alwyn H Oikos* Vol. 63, No. 1, pp. 19-28.
- Grenn, D. M. (1997). Amphibians in decline: Canadian studies of global problema. *Herpetological conservation*. N°1 338pp.
- Guarnizo, C. E., C. Escallón, D. Cannatella y A. Amézquita. (2012). Congruence between acoustic traits and geanological history reveals a new species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) in the high Andes of Colombia. *Herpetologica* 68: 523-540.
- Gurushankara, H.P., Krishnamurthy, S.V., Vasudev, V. (2007). Morphological abnormalities in natural populations of common frogs inhabiting agroecosystems of central Western Ghats. *Applied Herpetology* 4, 39–45.

- Hayes, T., A. Collins, M. Lee, M. Mendoza, N. Noriega, A. A. Stuart y A. Vonk. (2002a). Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proceedings of the National Academy of Sciences (EUA)* 99:5476-5480.
- Hayes, T., K. Haston, M. Tsui, A. Hoang, C. Haeffele y A. Vonk. (2002b). Feminization of male frogs in the wild. *Nature* 419:895-896. 66. Sessions, S.K. y S.B. Ruth. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *Journal of Experimental Zoology* 254:38-47.
- Heinicke, M.P., Duellman, W.E., Hedges, S.B., (2007). Major Caribbean and Central American frog faunas originated by oceanic dispersal. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 104, 10092–10097.
- Hofstede, R.G.M., P. Segarra & P. Mena Vásconez (eds.). 2003. Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/ EcoCiencia, Quito. 299 p.
- Huey, R. B. (1982). Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. In C. Gans and F. H. Pough (eds.), *Biology of the Reptilia*, Vol. 12, pp. 25–74. Academic Press, New York.
- Hutchison, V. H., H. B. Haines, and G. Engbretson. (1976). Aquatic life at high altitude: Respiratory adaptations in the lake Titicaca frog, *Telmatobius culeus*. *Respir. Physiol.* 27:115–129.
- Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (1998). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997-Colombia. Instituto Humboldt, PNUMA, Ministerio de Medio Ambiente, vol 3.

IUCN, Conservation International, and NatureServe. (2016): Global Amphibian Assessment. Available from <http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians/analysis/geographic-patterns#diversity> [citado 25 marzo 2016].

Jetz, W. & Rabek, C. (2002). Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science* 297, 1548–1551.

Jiménez-Valverde Alberto & Hortal Joaquín (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8 (3)1. Pp: 151 – 161.

Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Haight, R.W., Bowerman, J., Blaustein, A.R. (2001a). *Ribeiroia ondatrae* (Trematoda: Digenea) infection induces severe limb malformations in western toads (*Bufo boreas*). *Canadian Journal of Zoology* 79, 370– 379.

Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Ritchie, E.G., Reaser, J.K., Launer, A.E., (2001b). Morphological abnormality patterns in a California amphibian community. *Herpetologica* 57, 336–352.

Johnson, P.T.J., Lunde, J.K.B., Thurman, E.M., Ritchie, E.G., Wray, S.N., Sutherland, D.R., Kapfer, J.M., Frest, T.J., Bowerman, J., Blaustein, A.R. (2002). Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the western United States. *Ecological Monographs* 72, 151–168.

Johnson, M.L., Berger, L., Philips, L. y Speare. R. (2003). Fungicidal effects of chemical disinfectants, Uv light, dessication and heat on amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Disease of Aquatic Organisms* 57, 255-260.

- Johnson, P.T.J., Chase, J.M., (2004). Parasites in the food web: linking amphibian malformations and aquatic eutrophication. *Ecology Letters* 7, 521–526.
- Johnson ML, Speare R. (2005). Possible modes of dissemination of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* in the environment. *Dis. Aquat. Organ.* 65:181–186.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*. 88, 2427-2439.
- Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity* 2:207–232.
- Kang, H.S., Gye, M.C., Kim, M.K., (2008). Effects of endosulfan on survival and development of *Bombina orientalis* (boulenger) embryos. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 81, 262–265.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R., (1995). Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 92, 11049–11052
- Kiesecker JM, Blaustein AR, Belden LK. (2001a). Complex causes of amphibian population declines. *Nature*.;410:681– 684.
- Kiesecker JM, Blaustein AR, Miller CL. (2001b). Transfer of a pathogen from fish to amphibians. *Conserv. Biol.*;15:1064–1070.
- Laurance WF, McDonald KR, Speare R. (1997). In defense of the epidemic disease hypothesis. *Conserv. Biol.* 1997;11:1030–1034.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. (2002).

- Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**:605–618.
- Lawler, J.J.; Shafer, S.L.; White, D.; Kareiva, P.; Maurer, E.P.; Blaustein, A.R.; Bartlein, P.J. (2009). Projected climate-induced faunal change in the western hemisphere. *Ecology*, Volume 90, p. 588-597.
- Lee, G.S., Kochhar, D.M., Collins, M.D. (2004). Retinoid-induced limb malformations. *Current Pharmaceutical Design* **10**, 2657–2699.
- Leiva-Presa, A., Mortensen, A.S., Arukwe, A., Jenssen, B.M. (2006). Altered hepatic retinol and CYP26 levels in adult European common frogs (*Rana temporaria*) exposed to p, p'-DDE. *Marine Environmental Research* **62**, S10–S15.
- Leiva-Presa, A., Jenssen, B.M., (2006). Effects of p, p'-DDE on retinoid homeostasis and sex hormones of adult male European common frogs (*Rana temporaria*). *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* **69**, 2051–2062.
- Lenkowski, J.R., Reed, J.M., Deininger, L., McLaughlin, K.A. (2008). Perturbation of organogenesis by the herbicide atrazine in the amphibian *Xenopus laevis*. *Environmental Health Perspectives* **116**, 223–230.
- Linzey, D.W., Burroughs, J., Hudson, L., Marini, M., Robertson, J., Bacon, J.P., Nagarkatti, M., Nagarkatti, P.S. (2003). Role of environmental pollutants on immune functions, parasitic infections and limb malformations in marine toads and whistling frogs from Bermuda. *International Journal of Environmental Health Research* **13**, 125–148.
- Lips, K.R., (1999). Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conservation Biology* **13**, 117–125.

- Loeffler, I.K., Stocum, D.L., Fallon, J.F., Meteyer, C.U. (2001). Leaping lopsided: a review of the current hypotheses regarding etiologies of limb malformations in frogs. *Anatomical Record* 265, 228–245.
- Luddecke, H. (1997). Colonization of the eastern Andes of Colombia by anurans: Evidence from natural history data of *Hyla labialis*. *Salamandra* 33:11–132.
- Lynch, J. D. (1997a). Origins of the high Andean herpetological fauna. In F. Vuilleumier and M. Monasterio (eds.), *High altitude tropical biogeography*, pp. 478–499. Oxford University Press, Oxford.
- Lynch, J. D., P. Ruiz-Carranza, and M. C. Ardila Robayo. (1997b). Biogeographic patterns of Colombian frogs and toads. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 80:237–248.
- Lynch, J.D., Duellman, W.E., (1997c). Frogs of the genus *Eleutherodactylus* Leptodactylidae in western Ecuador: systematics, ecology, and biogeography. *University of Kansas Special Publication* 23, 1–236.
- Lynch, J. D. (1999). Ranas pequeñas, la geometría de evolución, y la especiación en los Andes colombianos. *Revista Acad. Colomb. Cienc.* 23 (86): 143-159.
- Lynch J. D. y A. Suárez-Mayorga. (2002). Análisis biogeográfico de los anfibios paramunos. *Caldasia* 24:471-480.
- Mann Reinier M, Hyne Ross V., Choung Catherine B., Wilson Scott. P. (2009). Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Review. Environmental Pollution* 157.2903–2927.
- Marengo, J., Pabón, J., Díaz, A., Rosas, G., Ávalos, G., Montealegre, E., Villacís, M., Solman, S. y Rojas, M. Cambio Climático: Evidencias y Futuros Escenarios en la

Región Andina. En: Herzog, S., Martínez, R., Jorgensen, P. y Tiessen, H. (2012). Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales. París: Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI), San José dos Campos, y Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente (SCOPE). 426pp.

McCallum, M.L., Trauth, S.E., (2003). A forty-three year museum study of northern cricket frog (*Acris crepitans*) abnormalities in Arkansas: upward trends and distributions. *Journal of Wildlife Diseases* 39, 522–528.

McCoy, E.D. (1990) The distribution of insects along elevational gradients. *Oikos*, 58, 313–322.

McKenzie, R.L., Aucamp, P.J., Bais, A.F., Bjorn, L.O., Ilyas, M., 2007. Changes in biologically active ultraviolet radiation reaching the Earth's surface. *Photochem. Photobiol. Sci.* 6, 218–231.

Mendoza Ángela María, Ospina E. Oscar, Cárdenas-Henao Heiber, García-R Juan C. (2015). A likelihood inference of historical biogeography in the world's most diverse terrestrial vertebrate genus: Diversification of direct-developing frogs (Craugastoridae: *Pristimantis*) across the Neotropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 85. P. 50–58.

Monasterio, M. (1980). Estudios ecológicos de los páramos andinos. Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela.

Morales M., Otero J., Van der Hammen T., Torres A., Cadena C., Pedraza C., Rodríguez N., Franco C., Betancourth J.C., Olaya E., Posada E. y Cárdenas L. (2007). Atlas de páramos de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 208 p.

- Morehouse, E.A., James, T.Y., Ganley, A.R.D., Vilgalys, R., Berger, L., Murphy, P.J., Longcore, J.E. (2003). Multilocus sequence typing suggests the chytrid pathogen of amphibians is a recently emerged clone. *Molecular Ecology* 12, 395–403.
- Moreno, C.; Barragan, F y Pineda, Pavon N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mex. Biodiv.* vol.82 no.4 México.
- Mueses-Cisneros, J. J. e I. V. Perdomo-Castillo. (2009). *Hyloscirtus tigrinus* Mueses-Cisneros y Anganoy- Criollo, 2008: una especie amenazada, con comentarios sobre su distribución geográfica e historia natural. *Herpetotropicos* 5 (2): 93-103.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **10**:58–62.
- Navas, C.A. (2006). Patterns of distribution of anurans in high Andean tropical elevations: insights from integrating biogeography and evolutionary physiology. *Integrative and Comparative Biology* 46 (1) Páginas 82-91.
- Osorno-Muñoz, 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. Suplemento Especial* 23: 347-356.
- Padial, J.M., Grant, T., Frost, D.R., (2014). Molecular systematics of *Terraranas* (Anura: Brachycephaloidea) with an assessment of the effects of alignment and optimality criteria. *Zootaxa* 3825, 1–132.

- Patterson, B.D., Pacheco, V. & Solari, S. (1996) Distribution of bats along an elevational gradient in the Andes of southeastern Perú. *Journal of Zoology*, 240, 637–658.
- Piha, H., Pekkonen, M., Merila, J. (2006). Morphological abnormalities in amphibians in agricultural habitats: a case study of the common frog *Rana temporaria*. *Copeia* 2006, 810–817.
- Pilliod DS, Peterson CR. Local and landscape effects of introduced trout on amphibians in historically fishless watersheds. *Ecosystems*. 2001;4:322–333.
- Poynton, J.C. (2003). Altitudinal species turnover in southern Tanzania shown by anurans: some geographical considerations. *Systematics and Biodiversity*, 1, 117–126.
- Pyron, A.R., Wiens, J.J. (2011). A large-scale phylogeny of Amphibia including over 2800 species, and a revised classification of extant frogs, salamanders, and caecilians. *Mol. Phylogenet. Evol.* 61, 543–583.
- Rangel-ch Orlando. (2000). Colombia diversidad biótica iii la región de vida paramuna de Colombia j. orlando rangel ch. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 852p
- Rangel-Ch Orlando. (2007). Colombia Diversidad Biótica V: La alta montaña de la Serranía de Perijá /ed.Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. 492 p.
- Ray, C. (2000). Vital limits and rates of desiccation in salamanders. *Ecology*, 75-83.
- Read, J. (1997). Comparative abnormality rates of the trilling frog at Olympic Dam. *Herpetofauna* 27, 23–27.

- Read, J.L., Tyler, M.J. (1994). Natural levels of abnormalities in the trilling frog (*Neobatrachus centralis*) at the Olympic Dam mine. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 53, 25–31.
- Relyea RA. (2001). Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology*. 82:523–540.
- Robinson, J., Griffiths, R.A., Jeffreys, P. (2003). Susceptibility of frog (*Rana temporaria*) and toad (*Bufo bufo*) eggs to invasion by *Saprolegnia*. *Amphibia–Reptilia* 24, 261–268.
- Román-Valencia C, Ruiz CRI, Barriga R. (2005). Una nueva especie ecuatoriana del género de peces andinos *Grundulus* (Characiformes: Characidae) [A new fish species of the Andean genus *Grundulus* (Characiformes: Characidae) from Ecuador]. *Rev. Biol. Trop.* 53:537 544.
- Rome, L., Stevens, E., & John-Alder, H. (1992), Temperature and thermal acclimation and physiological function. *Environmental Physiology of the Amphibia*, 183-205.
- Ron Santiago. Pinto Miguel. Torres-Carvajal Omar. (2016). Introducción. 18 de febrero de 2016, de Museo de Zoología de la PUCE Sitio web: <http://zoologia.puce.edu.ec/Vertebrados/Anfibios/AnfibiosEcuador/Default.aspx>.
- Rös M., Escobar, F. y Halffter, G. (2012). How dung beetles respond to a human-modified variegated landscape in Mexican cloud forest: a study of biodiversity integrating ecological and biogeographical perspectives. *Diversity and Distributions*, 18: 377-389.
- Rueda Almonacid, J.V., Lynch, J.D. y Amezquita A. (2004). Libro rojo de anfibios de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales –

Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, D. C. Colombia. 384 p.

Rueda-Solano, L. A. y F. Vargas-Salinas. (2010). *Pristimantis cristinae* and *P. ruthveni*

Lynch y Ruiz- Carranza, 1985 – increase of altitudinal distribution and páramo habitat use in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Herpetozoa* 23: 88-90.

Sandoval-Sierra JV, Martín MP, Diéguez-Uribeondo J. (2014). Species identification in the genus *Saprolegnia* (Oomycetes): defining DNA-based molecular operational taxonomic units. *Fungal Biol.* 2014;118:559–578.

Sarmiento Pinzón y Olga Adriana León Moya. (2015). *Transición bosque–páramo: Bases conceptuales y métodos para su identificación en los Andes colombianos / editado por Carlos Enrique Sarmiento Pinzón y -- Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.*

Sarmiento, G. (1986). Ecological features of climate in high tropical mountains. In: Vuilleumier F, Monasterio M (eds) *High altitude tropical biogeography*. Oxford University Press, New York, pp 11-46.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18–30.

Sayim, F. (2008). Acute toxic effects of malathion on the 21st stage larvae of the marsh frog. *Turkish Journal of Zoology* 32, 99–106.

Schoff, P.K., Johnson, C.M., Schotthoefer, A.M., Murphy, J.E., Lieske, C., Cole, R.A., Johnson, L.B., Beasley, V.R., (2003). Prevalence of skeletal and eye malformations in frogs from north-central United States: estimations based on collections from randomly selected sites. *Journal of Wildlife Diseases* 39, 510–521.

- Semlitsch RD, Scott DE, Pechmann JHK. (1988). Time and size at metamorphosis related to adult fitness in *Ambystoma talpoideum*. *Ecology*. 69:84–192.
- Sessions, S.K., Franssen, R.A., Horner, V.L. (1999). Morphological clues from multilegged frogs: are retinoids to blame? *Science* 284, 800.
- Shaffer, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* **31**:131–134.
- Simmons, J.E. y Muñoz-Saba, Y. (2005), Cuidado, Manejo y Conservación de las Colecciones Biológicas. Serie Manuales de Campo. Conservación Internacional, Andes CBC, Bogotá, 288 p.
- Sinsch, H. (1990). Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution*. 2:65-79.
- Soulé, M. E. A. C. Albert, & D. T. Bolger. (1992). The effect of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos*. 63:39-47.
- Sparling, D.W., Linder, G. & Bishop, C.A. (2000). *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. SETAC Press, Pensacola, FL.
- Stocum, D.L. (2000). Frog limb deformities: an “eco-devo” riddle wrapped in multiple hypotheses surrounded by insufficient data. *Teratology* 62, 147–150.
- Susan Solomon, Gian-Kasper Plattner, Reto Knutti, and Pierre Friedlingstein. (2009). Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions *The National Academy of Sciences of the USA*. vol. 106; no. 6; 1704-1709.

- Taylor, B., Skelly, D., Demarchis, L.K., Slade, M.D., Galusha, D., Rabinowitz, P.M. (2005). Proximity to pollution sources and risk of amphibian limb malformation. *Environmental Health Perspectives* 113, 1497–1501.
- Torrijos Laura Martín, Sandoval-Sierra Jose Vladimir, Muñoz Jesús, Diéguez-Uribeondo Javier, Bosch Jaime & Guayasami Juan M. (2016). Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) threaten Andean amphibians. *Neotropical Biodiversity*, 2:1, 26-36.
- Turner, I. M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* **33**:200–209.
- UNEP. (2015). Managing fragile ecosystems : Sustainable mountain development. [En línea]. United Nations Environment Programme (UNEP), Agenda 21: Mountain (Ch. 13), Advance CopyPage 1, 2015. Disponible en: <http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.Print.asp?DocumentID=52&ArticleID=6>. [Fecha de consulta: enero 18, 2015].
- Universidad de Pamplona & Instituto Alexander Von Humboldt. (2015). Informe técnico del complejo páramo del Almorzadero Norte de Santander. Colombia.278.p.
- Van den Berg AH, McLaggan D, Diéguez-Uribeondo J, Pieter van West. (2013). The impact of the water moulds *Saprolegnia diclina* and *Saprolegnia parasitica* on natural ecosystems and the aquaculture industry. *Fungal Biol. Rev.* 27:33–42.
- Van der Hammen, T. & A.M. Cleef. (1986). Development of the high Andean páramo flora and vegetation. In: F. Vuillemier & M. Monasterio (eds). *High altitude tropical Biogeography*: 153-201 pp. Oxford University Press.
- Van West P. (2006). *Saprolegnia parasitica*, an oomycete pathogen with a fishy appetite: new challenges for an old problem. *Mycologist*. 2006;20:99–104.

- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**:494–499.
- Vuille, M., B. Francou, P. Wagnon, I. Juen, G. Kaser, B. G. Mark y R.S.Bradley. (2008). Climate change and tropical andean glaciers: PAST, PRESENT and future. *Earth-Science Reviews* 89:79-96.
- Wellington, R. y Hearing, R. (2001), Hygiene protocol for the control of disease in frogs. Information Circular Number 6. NSW NPWS. Hurstville NSW.
- William F. Laurance , José L.C. Camargo , Regina C.C. Luizão, Susan G. Laurance, Stuart L. Pimm, Emilio M. Bruna, Philip C. Stouffer, G. Bruce Williamson, Julieta Benítez-Malvido, Heraldo L. Vasconcelos, Kyle S. Van Houtan, Charles E. Zartman, Sarah A. Boyle, Raphael K. Didham, Ana Andrade, Thomas E. Lovejoy. (2016). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*. 144.p 56–67.
- Wind Elken. (1999). Effects of hábitat fragmentation on amphibians: What do we know and where do we go from here?. Centre for Applied Conservation Biology 3004 - 2424 Main Mall, University of British Columbia, Vancouver, BC, V6T 1Z4, Canada ewind@interchange.ubc.ca. Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15–19 Feb. 1999. 885- 894.
- Wood SE, Willoughby LG. (1986). Ecological observations on the fungal colonization of fish by Saprolegniaceae in Windemere. *J. Appl. Ecol.* 1986;23:737–749.
- Wright, D. H. (1983). Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41, 496–506.
- Yoon, C.S., Jin, J.H., Park, J.H., Yeo, C.Y., Kim, S.J., Hwang, Y.G., Hong, S.J., Cheong, S.W. (2008). Toxic effects of carbendazim and n-butyl isocyanate,

metabolites of the fungicide benomyl, on early development in the African clawed frog, *Xenopus laevis*. *Environmental Toxicology* 23, 131–144.

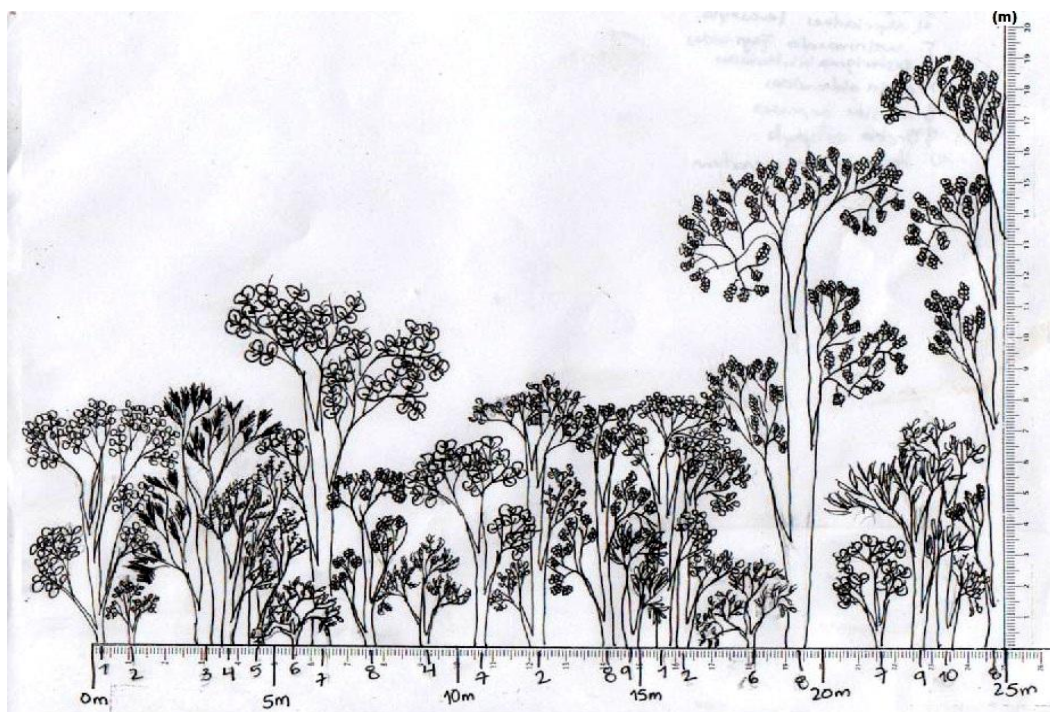
Young, B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox y T. M. Boucher. (2004). *Joyas que Estan Desapareciendo: El Estado de los Anfibios en el Nuevo Mundo*. NatureServe, Arlington, Virginia. © NatureServe 2004 ISBN 0-9711053-1-4.

ANEXOS

Anexo A: Coberturas vegetales presentes en el Complejo páramo de Almorzadero.

Tipo general de Bioma	Bioma	Ecosistema	Area (Ha)	%
		BMD húmedo en montaña estructural erosional	953	0,76
		BMD húmedo en montaña fluviogravitacional	2242	1,79
Orobiomas del zonobioma húmedo tropical	Orobioma andino y altoandino cordillera Oriental	BMD húmedo en montaña glaciánica	87	0,07
		BMD muy húmedo en montaña fluviogravitacional	2064	1,65
		BBD muy húmedo en montaña fluviogravitacional	47	0,04
<hr/>				
		Bosquecillos de páramo húmedo en montaña estructural erosional	144	0,12
		Bosquecillos de páramo húmedo en montaña fluviogravitacional	283	0,23
		Subpáramo húmedo en montaña estructural erosional	1212	0,97
		Subpáramo húmedo en montaña fluviogravitacional	1377	1,1
		Subpáramo húmedo en montaña glaciánica	222	0,18
	Orobioma de páramo cordillera Oriental	Subpáramo muy húmedo en montaña fluviogravitacional	260	0,21
		Páramo húmedo en montaña estructural erosional	4229	3,38
		Páramo húmedo en montaña fluviogravitacional	11228	8,98
		Páramo húmedo en montaña glaciánica	38294	30,62
		Páramo muy húmedo en montaña fluviogravitacional	368	0,29
		Páramo muy húmedo en montaña glaciánica	424	0,34
<hr/>				
		Bosquecillos intervenidos	454	0,36
		Agroecosistemas de cultivos mixtos	4071	3,25
		Agroecosistemas ganaderos	28199	22,55
Ecosistemas transformados	Piso biodinámico páramo	Áreas con predominancia de pastos y cultivos	26770	21,4
		Áreas con predominancia de vegetación secundaria	488	0,39
		Áreas con predominancia de vegetación secundaria y otros	193	0,15
<hr/>				
		Áreas urbanas	979	0,78
General		Plantaciones forestales	183	0,15
		Ríos	306	0,24

Anexo B: Perfil florístico Cobertura Vegetal Bosque



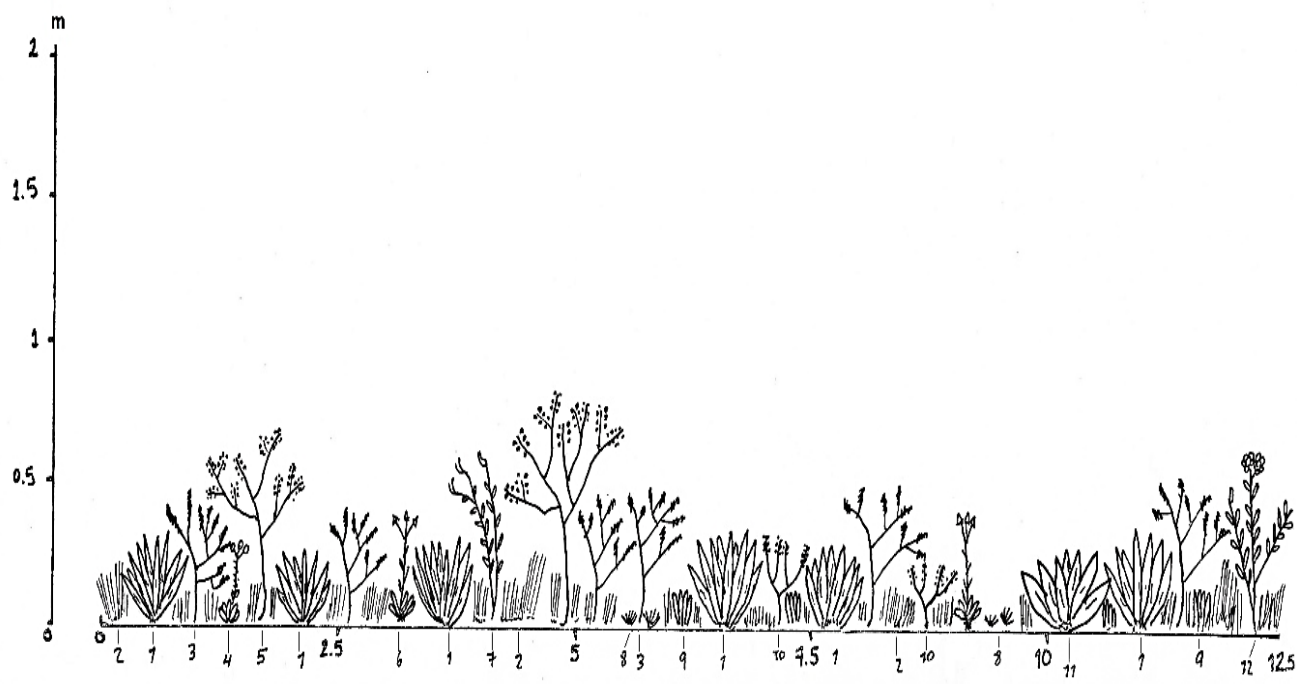
Fuente: Unipamplona y IAvH (2015)

Anexo C: Perfil florístico Cobertura vegetal Arbustivo y Matorrales.



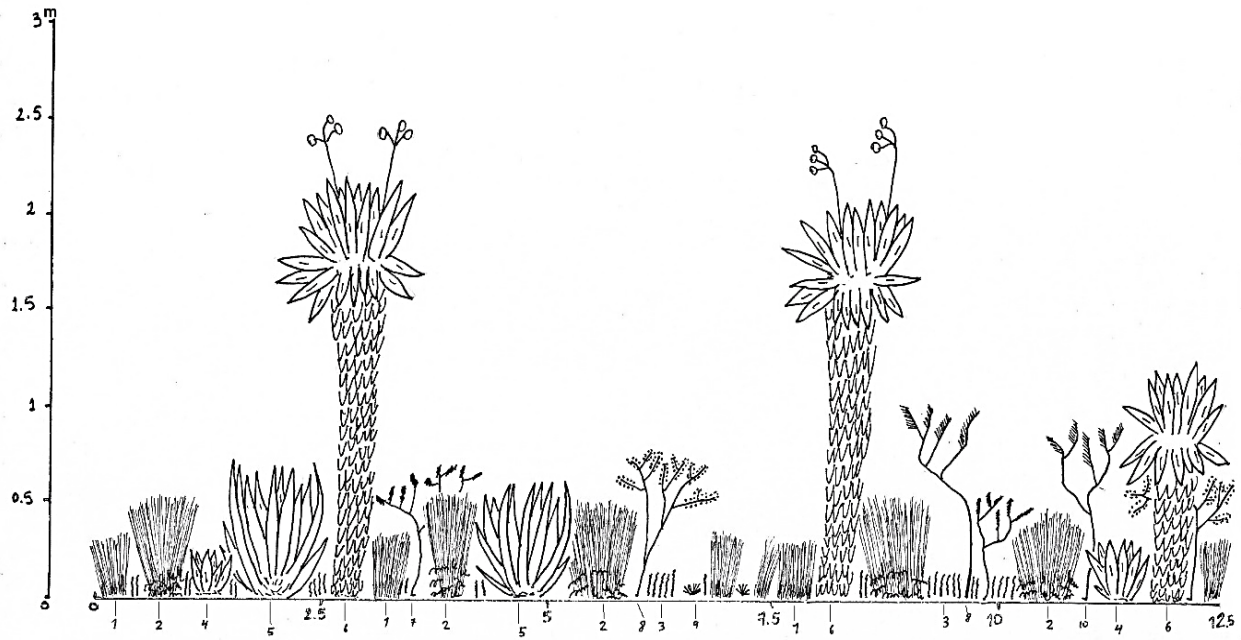
Fuente: Unipamplona y IAvH (2015)

Anexo D: Perfil florístico Cobertura vegetal Pastos.



Fuente: Unipamplona y IAvH (2015)

Anexo E: Perfil florístico Cobertura vegetal Páramo.



Fuente: Unipamplona y IAvH (2015)

Anexo F: Fotografía de la Cobertra Vegetal Bosque en el Complejo páramo de Almorzadero, Vereda el Roble, Norte de Santander, Colombia.



Fotografía: Autor

Anexo G: Fotografía de la Coberura vegetal Arbusto y matorrales en el Complejo páramo de Almazadero, vereda de siaga, Norte de Santander, Colombia.



Fotografía: Autor

Anexo H: Fotografía de la Cobertura vegetal paramo en el Complejo páramo de Almorzadero, vereda de Presidente, Norte de Santander Colombia.



Fotografía: Autor

Anexo I: Fotografía de la Cobertura vegetal de Pastos naturales del Complejo páramo de Almorzadero, Norte de Santander, Colombia.



Fotografía: Autor

Anexo J: Fotografía de la Cobertura vegetal cultivo en el Complejo páramo de Almorzadero, vereda de baraya, Santander, Colombia.



Fotografía : Autor

Anexo K: *Prsitimantis anolirex* (Lynch, 1983).



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo L: *Pristimantis nicefori* (Cochran y Goin, 1970)



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo M: *Prsitimantis* sp1



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo N: *Pristimantis* sp2



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo O: *Dendrosophus pelidna* (Duellman, 1989).



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo P: *Tachiramantis douglasi* (Lynch, 1996).



Fotografía: Aldemar A. Acevedo.

Anexo Q: Ejemplares de Anuros fijados y Etiquetados.



Fotografía: Autor

Anexo R: Ejemplar de Anuro fijado con su respectiva etiqueta donde se inscriben datos de Código consecutivo de catalogo, Tipo cobertura vegetal y Fecha de colecta.



Fotografía: Autor

Anexo S: Nota sobre historia natural *ERYTHROLAMPRUS EPINEPHELUS* (Golden-bellied Snakelet).DIET. *Herpetological Review* 47(2), 2016.

ENVOLUCRO BABYTES (Brazuca Bryner; *Pseudochelone* *BIETI*). *Conular* variegata is a small red-bellied snakelet endemic to central Mexico inhabiting mid to high elevations in a wide array of habitats, from semi-deciduous pine and oak forests. Little is known about the biology of this species. Regarding its diet, reports include: arthropods (orthoptera and hemiptera), snails (a single report of an unidentified species), reptiles (mostly lizards of the genus *Sceloporus* but also scorpions, anoles, and snakes) and rodents. (Chandler 1972; Ballesteros; Their Habits, Life Histories, and Importance on Maricao, 2nd ed. University of California Press, Berkeley, California, 1933 pp.; Campbell and Armstrong 1979; Herpetologica 35:304-317; Mondschein-Quiroz et al. 2006; Herpetol. Rev. 36:353-354; Salazar-Zavala et al. 2008; Herpetol. Rev. 39:449). The only available data on the identity of rodent species included in the diet of *C. variegata* is *Microtus mexicanus* and *Mus musculus* (Sánchez-Hernández 1985; Herpetologica de Toluca, Pac. de Ciencias, UNAM, México, 155 pp.).

On 14 September 2014, about one hour before dusk, we found an adult *C. variegata* coming out from a middle embankment in pine-oak forest in Cerro Vieja Larga, municipality of San Carlos, Chiapas, México (16.553779°N, 95.812659°W; UTM 18Q 2040 m elev.). Shortly after collection, the snake regurgitated two mice, one of them in an advanced state of digestion, the other fresh enough to allow its determination as a young *Peromyscus maniculatus*. The two mice measured 70 and 31 mm in body length (snout-vent length). This observation extends our knowledge about the specific diet of this snakeform. Photographic vouchers are deposited in the Museo de las Ciencias Biológicas Enrique Ballesteros, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM (MCFEBS-208, 209). We thank Monserrat Cruz Lira for her assistance with identifying the mice. We also thank Mirna García Castañeda and Aldo López Valdeques for help with fieldwork. Events because we supported by a PGCAR-UNAM postdoctoral fellowship. Funding for the trip was provided by FARET-UNAM (2009/14-GC-0).

RIEDEL ALEJANDRO CALZADA-ARCEGA, Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-151, 04510, México, DF, México; e-mail: rcalzadac@biol.unam.mx; **RAFAEL BAZZALON DE GERONIMO**, Laboratorio de Fauna Silvestre Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco, Apartado postal 09090, DF, México, México; e-mail: rgeronimof@unam.mx; **ERNESTO REICHERT**, Departamento de Ecología de la Biología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-253, Ciudad Universitaria, México, DF, 04510, México; e-mail: ernesto@unam.mx; **GABRIELA PARRA-OLGA**, Departamento de Ecología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-135, 04510, México, DF, México; e-mail: gparra@unam.mx

JEAN-PIERRE PONSICAZAT (PONSICAZAT) *Chelonia* Ring-necked Snakelet *PROKAZOVIC*. Here I present the first record of Rustic Insect (Red-shouldered Hawk) predation on a *Dipsosaurus dorsalis*. It was on 11 August 2013, I observed a *D. dorsalis* sitting a large log on the edge of a small prairie bordered on one side by a cypress swamp and by pine woodland on the other. Immediately upon consuming the lizard, the hawk flew to the ground ca. 1.5 m from an elevated boardwalk to grab an adult *D. dorsalis*. It then flew with the snake in its talons to a branch 3 m high ca. 10 m from the boardwalk. The hawk stretched and retracted its mouth the struggling snake (Fig. 1) before consuming the



Fig. 1. Rustic Insect (Red-shouldered Hawk) subduing a *Dipsosaurus dorsalis* (USNM Herp Image 28476).

off-morning snake. Although snakes are a well-known component of *B. lineatus* diet (Clark 1967; A Field Guide to the Birds of North America, Houghton Mifflin Co, Boston, Massachusetts, 198 pp.), I found only one literature reference to Red-shouldered Hawks eating Ring-necked Snakes (Fisher 1963; Hawks and Owls of the United States in their Relation to Agriculture, U.S. Dept. Agric., DC, Wash., Missouri, Bul. 9). That specimen was from Canton, New York (taken 28 Oct 1888) and would be a *D. dorsalis* (Northern Ring-necked Snake), while the snake reported on here is a *D. dorsalis* (USNM Herp Image 28477-8). Based on evidence presented by Fontana et al. (2008; Mol. Phylogenet. Evol. 46:1046-1050), *D. dorsalis* and *D. dorsalis* are fully different species. I thank Harry W. Coates, Christopher M. Williams, and Robert B Reynolds for comments and encouragement.

STEVE W. GOTT, *Neotoma Wildlife Services*, National Museum of Natural History, Support Center, ME, 524, 4216 Silver Hill Road, Carlisle, Maryland 21024, USA; e-mail: sgott@nws.com

ERYTHROLAMPRUS MOLLERII (Cochino; Golden-bellied Snakelet). *ERYTHROLAMPRUS MOLLERII* is a small snake in the family Dipsosaurus with a near-endemic distribution from Panama to Peru with an elevational distribution from 1100 to 2000 m in La Mar and Sotano 2004. Reptiles de Los Andes de Venezuela, Fundación Polar, Convenciones Internacionales, COOPRE-ATA, Fundación Mérida, BIOGROS, Mérida, Venezuela, 173 pp.; Dixon 1963. In Bivittini and Meyer (eds.), Systematics of the Latin American snakes. *Lepidopygia* (Dipsosaurus, Colubridae), pp. 132-140. Mus. Comp. Zool., Harvard Univ., Cambridge, Massachusetts). It has diurnal and terrestrial habits with preference for high Andean forests and open areas such as pastures, shrublands, and fields (Dixon and Hoadley 1985; Cárdenas & Sol 2008-09). It has been documented that *E. erythrolamprus* has a wide variety of urban habits (Delgado and Dixon 1985; Herpetol. Rev. 20:261-4) such as homes of juvenile *Bolitoglossa* species and *Hemidusa*, sp. etc and *Phyllorhynchus* (Myers et al. 1978; Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 141: 397-340). Despite a wide distribution, knowledge of its feeding habits is limited.

An adult female *E. erythrolamprus* (Fig. 1) was captured at 1400 h on 07 August 2015 at the *Almoroxense* páramo complex in the department of Santander, Colombia (6.975909°N, 72.88611°W; UTM 18Q 540 m elev.). The snake was found partially decomposing at the edge of a fringe of alders in a pasture like area and appeared to have recently consumed prey. After capture, the serpent regurgitated three mouse-like mammals. *Pithecheilus* *tricolor* (two adults [SVL = 26.66, 25.28 mm], one juvenile



Fig. 1. *Erythrolamprus erythrolamprus* that had consumed three *Pithecheilus tricolor* in the eastern Andes of Colombia.

SVL = 12.56 mm), a nocturnal frog species that is distributed in the highlands of the northeastern Colombian Andes. Additional information about the diet was obtained by keeping the *E. erythrolamprus* in captivity and offering it an individual of *Dendrogygys* *labialis*, a common species in the area. The individual was consumed immediately by the *E. erythrolamprus* and may represent another potential species in the snake's diet.

ALEJANDRO A. ACEVEDO, e-mail: alexander@unipam.edu.co and **MONICA MARTINEZ CUESTA**, Universidad de Pamplona, Grupo de Investigación en Ecología y Herpetología, Pamplona, Colombia; e-mail: pamona@unipam.edu.co; **JAMES CARREBA PINCHCO**, Universidad del Tolima, Programa de Biología, Tolima, Colombia; e-mail: jcarreba@unipam.edu.co

ERYTHROLAMPRUS MOLLERII (Cochino; Golden-bellied Snakelet). *ERYTHROLAMPRUS MOLLERII* is a diurnal and nocturnal snake associated with permanent water bodies across South America. During a diurnal survey on 25 February 2015, I observed an adult *E. mollerii* preying upon an adult (1.5 cm SVL) frog *Thamnopygus* inside a pitcher plant (*Sarracenia*). The observation took place at a rocky outcrop in the municipality of Santa María de Ibelice, Espírito Santo state, southeastern Brazil (16°01'01.19" S, 49°17'22.25" W; 600 m elev., 385 m). The snake hit the frog's head while the frog tried to pull itself out of the snake's mouth. Once disturbed by our presence, the snake fled with the frog in its mouth. To our knowledge, this is the first report of predation on *T. mollerii* by *E. mollerii*. Additionally, this is likely the first report of the snake eating bromeliads on rocky outcrops.

ALAN and **EBB** thank Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CNPq) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Espírito Santo (FAPES) for scholarships. **ALEXANDER T. MONICO**, Laboratorio de Ecología de Anfibios y Reptiles, Universidad de Valparaíso, CIP-29102-770, Valparaíso, Chile; e-mail: alexandermonico@univalparaiso.cl; **ESTEFANE K. REAUZE**, Departamento de Biología, Faculdade Superior São Francisco de Anís, Santa Tereza, CEP-29053-000, Espírito Santo, Brazil; e-mail: estefane@univalparaiso.cl; **RODRIGO B. FERREIRA**, Laboratorio de Ecología de Población y Conservación, Universidad de Valparaíso, CIP-29102-770, Valparaíso, Chile; e-mail: rodrigo@univalparaiso.cl

ERYTHROLAMPRUS MOLLERII (Cochino; Golden-bellied Snakelet). *ERYTHROLAMPRUS MOLLERII* is a mid-sized colubrid snake with both diurnal and nocturnal, terrestrial and aquatic habits. It is known to feed on anurans, invertebrates, salamanders, and lizards (Lima and Fardilha 2008; Icy-Braz. Zool. 10:23-30). Possible predation of *Lepidopygia laticeps* egg from by *E. mollerii* has been reported (Lagunas and Di Bernardo 2008; Backhuysen 14:223-224), but the authors did not describe the process of egg predation. On 17 September 2015, we observed

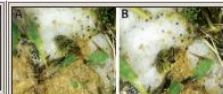


Fig. 1. *Erythrolamprus mollerii* on *Lepidopygia laticeps* (from view A) snake consuming the egg from view B) snake regurgitating the egg.

predation of *L. laticeps* egg by *E. mollerii* for approximately 30 min. The eggs were in a pond in Lampreire, Curitiba, Espírito Santo, Brazil (23°02'03.79" S, 47°13'10.00" W; datum WGS84, 490 m elev.). While feeding, the snake remained totally submerged under the foam mat and was observed consuming (Fig. 1A) and regurgitating portions of the submerged part of the nest (Fig. 1B). The snake did not attempt to feed on multiple individuals of *Dendrogygys* *laticeps* that were less than 30 cm away.

ELIANE DE O. GOMES, Laboratorio de Ecologia de Anfibios e Reptiles, Universidade Vila Velha, CEP-29102-770, Vila Velha, Espírito Santo, Brazil; e-mail: eogomes@univalparaiso.cl; **RODOLFO D. FAVORETTI**, Laboratorio de Ecologia e Conservación de Reptiles, Universidade Vila Velha, CEP-29102-770, Vila Velha, Espírito Santo, Brazil; e-mail: rfavoretti@univalparaiso.cl; **RUTE BEATRIZ G. CLEMENTE-CARVALHO**, Laboratorio de Ecologia de Anfibios e Reptiles, Universidade Vila Velha, CEP-29102-770, Vila Velha, Espírito Santo, Brazil; e-mail: rutec@univalparaiso.cl

JEFFREY ZEDLER/CORREIA (White-bellied Snakelet). *BIETI* and *PROKAZOVIC* *ERYTHROLAMPRUS*. Terrestrial and arboreal amphibian eggs are potential prey for larvae of ground beetles, scaphid and phytid fly maggots (Morán and García 2003. J. Zool. 28:1229-1242; Cordeiro et al. 2012. Herpetol. Notes 5:215-222), phalangids, centipedes (Hague 1983. Herpetologica 15:74-76), and snakes (The ultimate and Trach 1994. Biology of Amphibians, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 249 pp.; Wakefield 2006. Annu. Revu. 60:545-530). *Heterosomus* is distributed in Vietnam, Laos, Cambodia, and Thailand (Pattabi et al. 2015. Herp. J. Herpetol. 22:236-138) and prefer habitats near streams in mountain evergreen forest. On 23 March on 2 September 2015, in Kim Hoa community (17°46'06.77" N, 104°21'01" E, elev. 700 m) in Trach district, Quang Binh Province, Vietnam, we observed an adult female *H. heterosomus* (total length = 410 mm) eating eggs of *Polypedilum megacanthum* (Hong Kong Whipping Frog on Spent-bogged Tree Frog Fig. 1). The eggs were in a foam nest (length = 1.1 x 0.8 cm) with 18 mm built on rocks 130 cm above a temporary pool along a forest trail. The snake was above the nest and was dipping its head into the foam and eating the contents. Finally, on the branches of a bush, we found another *H. heterosomus*, probably also attracted to the *P. megacanthum* hatching activity. Identical sites of nest was determined by the presence of adult *P. megacanthum* larvae on the nest and by larvae hatching from eggs that were not consumed.

Heterosomus. It is known to eat frogs and other small animals (Thompson 2000. First Contact in the Greater Mekong, New Species Discoveries, WWF Greater Mekong Programme, Hanoi, 38 pp.), but our observation represents the first documentation of frog egg predation by this species. *Polypedilum megacanthum* is a neotropical dipterofly frog common in both in natural

Anexo T: Artículo sometido sobre riqueza de anfibios en los complejos paramunos del Nororiente de Colombia.


Potential species richness of frogs and diurnal butterflies in the páramo complexes from northeastern Colombia: conservation implications

A. A. Acevedo-Rincón, L. O. Armesto, C. A. Olarte-Quiñonez, L. Solano, M. M. Albornoz-Espinel, J. A. Cabrera & D. A. Carrero-Sarmiento

Abstract

Potential species richness of frogs and diurnal butterflies in the Páramo complexes from northeastern Colombia: conservation implications. We present an estimation of the potential species richness of frogs and diurnal butterflies distributed in the departments of Norte de Santander and Santander, Colombia, and analyze the implications for conservation of such high Andean species. From June 2012 to May 2016, we sampled across the páramo complexes Almorzadero, Santurbán and Tamá to gather presence data of seven species of anurans and 29 species of butterflies from the superfamily Papilionoidea. We modeled the potential distribution of each species and estimated the potential richness for each group within the study area; every model was checked against field data, vegetation cover and altitude. Our results suggest the existence of species' concentration zones, specifically in the places of convergence between páramo complexes; it was evident the high levels of data deficiency in some places and, finally, it was clear the importance of the páramo complexes as a continuum of biogeographic conditions to maintain the biological diversity.

Keywords: High Andean species, species distribution models, conservation biogeography, biological diversity.

 Universidad del Tolima	PROCEDIMIENTO DE FORMACIÓN DE USUARIOS AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	Página 1 de 3
		Código: GB-P04-F03
		Versión: 03
		Fecha Aprobación: 15 de Febrero de 2017

Los suscritos:

<u>JAMES ALEXIS CABRERA PACHECO</u>	con C.C N°	<u>1110456413</u>
_____	con C.C N°	_____
_____	con C.C N°	_____
_____	con C.C N°	_____
_____	con C.C N°	_____

Manifiesto (an) la voluntad de:

Autorizar

No Autorizar Motivo: _____


La consulta en físico y la virtualización de **mi OBRA**, con el fin de incluirlo en el repositorio institucional de la Universidad del Tolima. Esta autorización se hace sin ánimo de lucro, con fines académicos y no implica una cesión de derechos patrimoniales de autor.

Manifestamos que se trata de una OBRA original y como de la autoría de LA OBRA y en relación a la misma, declara que la UNIVERSIDAD DEL TOLIMA, se encuentra, en todo caso, libre de todo tipo de responsabilidad, sea civil, administrativa o penal (incluido el reclamo por plagio).

Por su parte la UNIVERSIDAD DEL TOLIMA se compromete a imponer las medidas necesarias que garanticen la conservación y custodia de la obra tanto en espacios físico como virtual, ajustándose para dicho fin a las normas fijadas en el Reglamento de Propiedad Intelectual de la Universidad, en la Ley 23 de 1982 y demás normas concordantes.

La publicación de:

Trabajo de grado	<input checked="" type="checkbox"/>	Artículo	<input type="checkbox"/>	Proyecto de Investigación	<input type="checkbox"/>
Libro	<input type="checkbox"/>	Parte de libro	<input type="checkbox"/>	Documento de conferencia	<input type="checkbox"/>
Patente	<input type="checkbox"/>	Informe técnico	<input type="checkbox"/>		
Otro: (fotografía, mapa, radiografía, película, video, entre otros)					<input type="checkbox"/>

 Universidad del Tolima	PROCEDIMIENTO DE FORMACIÓN DE USUARIOS AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL	Página 2 de 3
		Código: GB-P04-F03
		Versión: 03
		Fecha Aprobación: 15 de Febrero de 2017

Producto de la actividad académica/científica/cultural en la Universidad del Tolima, para que con fines académicos e investigativos, muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad del Tolima. Con todo, en mi condición de autor me reservo los derechos morales de la obra antes citada con arreglo al artículo 30 de la Ley 23 de 1982. En concordancia suscribo este documento en el momento mismo que hago entrega del trabajo final a la Biblioteca Rafael Parga Cortes de la Universidad del Tolima.

De conformidad con lo establecido en la Ley 23 de 1982 en los artículos 30 “**...Derechos Morales. El autor tendrá sobre su obra un derecho perpetuo, inalienable e irrenunciable**” y 37 “**...Es lícita la reproducción por cualquier medio, de una obra literaria o científica, ordenada u obtenida por el interesado en un solo ejemplar para su uso privado y sin fines de lucro**”. El artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, “**los derechos morales sobre el trabajo son propiedad de los autores**” y en su artículo 61 de la Constitución Política de Colombia.

- Identificación del documento:

Título completo: **DIVERSIDAD DE ANUROS EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES PRESENTES EN EL COMPLEJO PÁRAMO DE ALMORZADERO, NORTE DE SANTANDER, COLOMBIA.**

- Trabajo de grado presentado para optar al título de:

Biólogo

- Proyecto de Investigación correspondiente al Programa (No diligenciar si es opción de grado “Trabajo de Grado”):

- Informe Técnico correspondiente al Programa (No diligenciar si es opción de grado “Trabajo de Grado”):

- Artículo publicado en revista:

- Capítulo publicado en libro:

- Conferencia a la que se presentó:

1^{er} Congreso Colombiano de Herpetología
