UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

USO DE RANAS ARBORÍCOLAS (*Osteocephalus* spp.) COMO PRESA DE CACERÍA EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA)

JUAN CAMILO BONILLA GONZÁLEZ

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias
Bogotá, Colombia
2015

USO DE RANAS ARBORÍCOLAS (*Osteocephalus* spp.) COMO PRESA DE CACERÍA EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA)

JUAN CAMILO BONILLA GONZÁLEZ

Tesis para optar al título de Magister en Ciencias Biología
Línea de Manejo y Conservación de Vida Silvestre

Directora
Olga Lucía Montenegro Díaz, Ph.D.
Profesor Asociada – Instituto de Ciencias Naturales
Universidad Nacional de Colombia

Codirectora
Mariela Osorno Muñoz, M.Sc.
Investigadora
Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias
Bogotá, Colombia
2015

A la Luz y el Amparo constante en mi vida,

A ti mami

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú por abrirnos las puertas de su mundo y hacernos uno más de su familia y su cultura, por compartirnos y enseñarnos de la biología y la ecología tradicional que nunca se aprenderán en un recinto académico estricto. A Oscar Resende, Miguel Leonardo Lima y Danilo Sánchez por su apoyo en campo y por compartir sus conocimientos personales para que este trabajo transmitiera de la mejor manera la relación ecológica y cultural entre las comunidades y los Omaã.

Al proyecto "Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana" el cuál fue financiado con recursos de la Fiduciaria Bogotá como vocera del patrimonio autónomo Fondo Nacional de Fortalecimiento para la Ciencia, la Tecnología y la Innovación, Francisco José de Caldas, de Colciencias y del Banco Interamericano de Desarrollo – BID. Convenio 586 del 2012.

Al Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, en especial a Mariela Osorno, por otorgarme su confianza, su apoyo y sus conocimientos, por la oportunidad de conocer aún más de nuestra Amazonia colombiana y allí mismo realizar este proceso formativo. A Luis Fernando Jaramillo, Natalia Atuesta y al resto del equipo de trabajo: Nestor Roncancio, Alejandro Campuzano y Paul Peña por hacer de este proyecto un proceso a exponer y del cual sentirse orgulloso de haber hecho parte.

Al programa de posgrado en Ciencias – Biología de la Universidad Nacional de Colombia, al Instituto de Ciencias Naturales (ICN) y al Grupo de Manejo y Conservación de Vida silvestre por su formación académica y personal en este proceso. A mi profe, Olga Montenegro, por su inagotable y paciente asesoría académica, por compartirme sus conocimientos y experiencias que incrementaron mi pasión por este estilo de vida que es la Biología, por hacer de mí un mejor profesional y una mejor persona.

A mis compañeros y amigos de posgrado, Pedro (Mipe), Arlen, Juan Carlos, Fiorela, Lina, Mónica, Adriana y Marisel con quienes aprendí tantas y viví tantas cosas que nunca se olvidaran. A Juan Carlos y Elkin por la ayuda en la elaboración de los mapas. A mi profe de estadística Nohora Martínez, quien siempre tuvo a disposición su tiempo, sus conocimientos y su don de enseñanza .

Finalmente, al principal artífice de que haya escrito estas palabras y a la persona que más ha confiado en mí, a mi mamá, que siempre, como se lo he dicho anteriormente, ha sido y será la Luz y el Amparo en mi camino.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL 8
BIBLIOGRAFÍA 11
CAPITULO 1: CACERÍA DE RANAS ARBORÍCOLAS (*OSTEOCEPHALUS SPP.*) EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA) 14
RESUMEN 14
INTRODUCCIÓN 15
MÉTODOS 17
Área de estudio 17
Registro de cacería de ranas arborícolas 19
Análisis de datos 20
Especies consumidas 20
Técnicas de cacería 20
Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) 21
RESULTADOS 21
Especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) cazadas 21
Técnicas de cacería 25
Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) 28
DISCUSIÓN 33
Especies cazadas 33
Técnicas de cacería 38
Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) 43
CONCLUSIONES 45
BIBLIOGRAFÍA 46

CAPITULO 2: ASPECTOS POBLACIONALES DE LA RANA ARBORÍCOLA *Osteocephalus taurinus* (HYLIDAE) CAZADA EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA) 54
RESUMEN 54
INTRODUCCIÓN 55
MÉTODOS 58
Especie de estudio 58
Área de estudio 59
Registro de datos 61
Características de la población de Osteocephalus taurinus capturada 61
Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales de Osteocephalus taurinus 62
Características de otras poblaciones de Osteoceocephalus spp. consumidas 63
Análisis de datos 63
Estructura de la población Osteocephalus taurinus consumida 63
Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales 64
Características de otras poblaciones de Osteocephalus spp. consumidas 64
Análisis poblacionales exploratorios 64
Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva: 64
RESULTADOS 73
Estructura de la población capturada de *Osteocephalus taurinus* 73
Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales de *Osteocephalus taurinus* 76

Características de otras poblaciones de *Osteocephalus spp.* consumidas 77
Análisis poblacionales exploratorios 79
Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva 79
Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) 81
DISCUSIÓN 85
Estructura de la población de *Osteocephalus taurinus* consumida 85
Rasgos de historia de vida de ranas arborícolas (*Osteocephalus taurinus*) 86
Análisis poblaciones exploratorios 88
Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva 88
Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) 90
CONCLUSIONES 92
BIBLIOGRAFÍA 93
CONCLUSIONES GENERALES 100
RECOMENDACIONES DE MANEJO 101

INTRODUCCIÓN GENERAL

La fauna silvestre juega un papel fundamental en la cultura y supervivencia de las comunidades indígenas amazónicas, principalmente por influir en la cosmovisión de los habitantes del bosque húmedo tropical y ser una alternativa de alimento en los sistemas de consumo de estas comunidades (Moran 1993; Wassén 1934; Robinson & Bennett 2000; Cayón 2001; Ojasti 2000).

La cacería de subsistencia es la principal actividad de aprovechamiento de fauna silvestre, y la segunda en importancia en lo que a consecución de alimento respecta después de la pesca (Moran 1993; Politis et al. 1997). Este aprovechamiento puede variar tanto por factores bióticos como la presencia y disponibilidad de especies de consumo, como por factores culturales de cada etnia en particular (Cayón 2001; Moran 1993; Peres 2000b; Ojasti 2000).

Se ha observado que esta actividad se enfoca primordialmente en especies de mamíferos grandes y medianos, y en un menor grado de aves y reptiles (Bodmer & Robinson 2004; Robinson & Bennett 2000). Esta relativa preferencia ha generado que la mayoría de investigaciones realizadas sobre el conocimiento de la cacería en comunidades indígenas amazónicas se orienten hacia el aprovechamiento de estos grupos de vertebrados, especialmente los mamíferos (Strong et al. 2010; Bodmer & Robinson 2004; Bedoya 1999; González 2008; De la Montaña 2013; Saldaña, S & Saldaña 2011; Lopes et al. 2012; Constantino 2015; Peres 2000a; Peres 2000b).

Diversos estudios han documentado los efectos significativos que generan las actividades de caza sobre las comunidades de fauna en aspectos como biomasa poblacional, diversidad de especies y estructura de tamaños (Peres 2001; Robinson & Bennett 2000). En algunos casos se han presentado grandes disminuciones en la abundancia y/o extinciones locales de las poblaciones de especies de interés de consumo, afectando principalmente especies de gran tamaño con historias de vida lentas (Peres & Palacios 2007; Beck et al. 2013). Sin

embargo, estos análisis han sido enfocados hacia los grupos de fauna más sobresalientes como son los mamíferos.

No obstante, existen otros grupos de fauna como los anuros que son utilizados como fuente de alimento y de los cuales su aprovechamiento ha sido poco documentado. La poca información presente proviene de algunos relatos y breves descripciones de algunos viajeros y científicos en comunidades indígenas de la amazonia noroccidental (Río Tiquié, Colombia y Brasil) y nororiental Surinam y Guayana francesa) (Koch-Grünberg 1995; Whiffen 1915; Wassen 1934; Lescure et al. 1980; Ardila & Ruiz-Carranza 1997).

Dentro de las especies de anuros consumidos se registran diferentes especies de ranas arborícolas del genero *Osteocephalus* (Hylidae). Algunas de estas especies (ej. *Osteocephalus taurinus*) son consumidas principalmente a inicios de la época de lluvias cuando llevan a cabo su reproducción. Al parecer, la masiva congregación de individuos en coros ensordecedores (reproducción explosiva) permiten la localización de individuos y su captura de una manera eficiente en tiempos relativamente cortos, características atractivas para los cazadores en su esfuerzo de de alimento (Gascon 1989; Lescure et al. 1980).

Aún así, la documentación existente acerca del consumo de estas especies de anuros es limitada, así como de las estrategias empleadas para su aprovechamiento. Por lo tanto, se hace necesario conocer los sistemas de cacería hacia estas especies de anuros en las diferentes comunidades indígenas amazónicas que aprovechen este tipo de recurso.

En las comunidades indígenas del río Tiquié (Vaupés, Colombia) es conocida la inclusión de anuros dentro del menú alimenticio (Koch-Grünberg 1910; Koch-Grünberg 1995; Whiffen 1915). Con la intención de conocer la posible sostenibilidad de la fauna silvestre objeto de cacería, las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú han llevado a cabo junto con el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, un diagnóstico de la fauna de cacería en sus territorios con el fin de generar información fundamental

para la elaboración de sus planes de vida y políticas locales (Osorno Muñoz et al. 2014). En este contexto, los anuros juegan un papel de gran interés por su importancia cultural pero sobre los cuales hay muy poca documentación. Adicionalmente, el propósito de esta iniciativa comunitaria es conocer el posible efecto que puedan estar generando las actividades de cacería sobre las poblaciones de las diferentes especies.

Este estudio se realizó en el marco del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana”. El objetivo general del trabajo fue entender el sistema de cacería sobre especies de ranas arborícolas (Osteocephalus spp.) en las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú del río Tiquié en el departamento del Vaupés (Colombia).

Para lo anterior, el estudio se enfocó en los siguientes objetivos específicos: (1) caracterizar la cacería de anuros en las comunidades arriba mencionadas y (2) examinar algunos aspectos poblacionales de las especies de anuros cazadas y explorar posibles efectos de la extracción.

El desarrollo de estos objetivos se presentará en dos capítulos. El primero abordará la caracterización del sistema de cacería de ranas arborícolas en las dos comunidades en términos de composición de especies, técnicas utilizadas y la captura por unidad de esfuerzo. El segundo se enfocará en caracterizar la población consumida y explorar los posibles efectos de este aprovechamiento sobre estas poblaciones de ranas arborícolas a través del modelamiento de posibles dinámicas demográficas. Estos dos capítulos de se presentan como artículos independientes. Finalmente se presenta las conclusiones generales y una síntesis integral del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Ardila, M.C. & Ruiz-Carranza, P.M., 1997. Herpetofauna (Anfibios/Reptiles). In Zonificación Ambiental para el Modelo Colombo-Brasilero (Eje Apaporis-Tabatinga PAT). Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, pp. 255–264.

Beck, H., Snodgrass, J.W. & Thebpanya, P., 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. Biological Conservation, 163, pp.115–121.

Bedoya, M., 1999. Patrones de Cacería en una comunidad indígena ticuna en la amazonia colombiana. In O. Montenegro & R. Bodmer, eds. Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. La Paz, Bolivia: Instituto de Ecologia, pp. 71–75.

Bodmer, R. & Robinson, J.G., 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In K. M. . Silvius, R. Bodmer, & J. M. V. Fragoso, eds. People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, pp. 299–323.

Cayón, L., 2001. En la búsqueda del orden cósmico: sobre el modelo de manejo ecológico tukano oriental del Vaupés. Revista Colombiana de Antropología, 37, pp.234–267.

Constantino, P.A.L., 2015. Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. Applied Geography, 56, pp.222–231.

Gascon, C., 1989. Predator-prey size interaction in tropical ponds. Revista Brasileira de Zoologia, 6(4), pp.701–706.

González, J.E., 2008. Evaluación cualitativa y cuantitativa de la cacería de subsistencia en una comunidad indígena del departamento del Vaupés (Colombia). Universidad de Antioquia.

Koch-Grünberg, T. et al., 1995. Dos años entre los indios: Viajes por el noroeste brasileño 1903/1905 Editorial., Bogotá, Colombia.

Koch-Grünberg, T., 1910. Zwei Jahre unter den Indianern. Reisen in Nordwest Brasilien, 1903-05, Berlin, Germany: Stuttgart, Strecker & Schröder.

De la Montaña, E., 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana. Revista Ecosistemas, 22(2), pp.84–96.

Lescure, J., Grenand, F. & Grenand, P., 1980. Les amphibiens dans l'univers Wayapi. J. d'Agric. Trad. Bota. Appl, 27, pp.247–261.

Lopes, G.P. et al., 2012. Hunting and hunters in lowland communities in the region of the middle solimões, Amazonas, Brasil. Uakari, 8(1), pp.7–18.

Moran, E.F., 1993. La Ecología Humana de los Pueblos de la Amazonia Primera Ed., Mexico, D.F.: Fondo de Cultura Económica, S.A. de C.V.

Ojasti, J., 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical F. Dallmeier, ed., Washington D.C.: SIMAB Series No. 5. Smithsonian Institution/MAB Program.

Osorno Muñoz, M. et al., 2014. La despensa Del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de La fauna de consumo en La Guayana colombiana, Bogotá, D.C.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI."

Peres, C. a., 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. Conservation Biology, 15(6), pp.1490–1505.

Peres, C. a. & Palacios, E., 2007. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. Biotropica, 39(3), pp.304–315.

Peres, C.A., 2000a. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. Conservation Biology, 14(1), pp.240–253.

Peres, C.A., 2000b. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In J. G. Robinson & E. L. Bennett, eds. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press, pp. 31–56.

Politis, G.G., Martínez, G. a & Rodríguez, J., 1997. Caza, recolección y pesca como estrategia de explotación de recursos en forestas tropicales lluviosas: los nukak de la Amazonía colombiana. Revista Española de Antropología Americana, (7400), pp.167–197.

Robinson, J.G. & Bennett, E.L., 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forests, New York: Columbia University Press.

Saldaña, S & Saldaña, V., 2011. La cacería de animales silvestres en la comunidad de bretaña, río puinahua, loreto – perú. Rev. Colombiana cienc. Anim., 3(2), pp.225–237.

Strong, J.N., Fragoso, J.M. V. & Oliveira, L.F.B., 2010. Padrões de uso e escolha de caça pelos índios macuxi em Roraima. In R. . Barbosa & V. F. Melo, eds. Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia. Boa Vista: Universidad Federal de Roraima, pp. 631–644.

Wassen, H., 1934. The frog in Indian mythology and imaginative world. Anthropos, 29(5/6), pp.613–658.

Wassén, H., 1934. The Frog-Motive among the South American. Anthropos, 29(3/4), pp.319–370.

Whiffen, T., 1915. The North-West Amazons: Notes of some months spent among cannibal tribes. Constable, London, UK.

CAPITULO 1

CACERÍA DE RANAS ARBORÍCOLAS (*OSTEOCEPHALUS SPP.*) EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA)

RESUMEN

Con la finalidad de conocer el aprovechamiento de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) en comunidades indígenas del Tiquié colombiano, este trabajo caracterizó las especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) consumidas, su importancia dentro del sistema de cacería y las estrategias de cacería empleadas para su captura en las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú ubicadas en la zona del Tiquié colombiano. El registro de datos de cacería se llevó a cabo por 43 cazadores de las dos comunidades durante el período 2013-2014. Se identificaron tres especies de ranas arborícolas consumidas (*O. taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai*) y dos técnicas de cacería (manual y trampa). El consumo de estas especies se realizó durante su época reproductiva a comienzos de la época de lluvias (ene-abr) cuando forman grandes congregaciones de individuos en los bosques de rebalse. Se capturó un total de 2193 individuos representados en 65,72 Kg de biomasa. La técnica de trampa realizada únicamente en Puerto Loro, presentó los valores más altos en el rendimiento de biomasa y un menor esfuerzo de cacería en comparación con las técnicas manuales. Entre las comunidades indígenas no se encontraron diferencias significativas entre las presas y biomasa capturada, esfuerzo y rendimientos de cacería. Se recomienda la preservación y recuperación de la técnica tradicional de trampa por su eficiencia en la captura de *O. taurinus*, además de su importancia a nivel cultural.

Palabras clave: Cacería, comunidades indígenas, *Osteocephalus*, Vaupés,

INTRODUCCIÓN

La cacería de fauna silvestre representa una de las principales fuentes de alimento para la gran mayoría de comunidades indígenas amazónicas (Nasi et al. 2008; Peres 1999; Robinson & Bennett 2000). No obstante, la manera en que se realiza este aprovechamiento varía de acuerdo a los factores biológicos (estado de las poblaciones de presas y su entorno) y socio-culturales (demografía, cosmología, preferencia de consumo) intrínsecos de cada zona y grupo étnico en particular (Nasi et al. 2008; De la Montaña 2013; Constantino et al. 2008).

Diversos estudios realizados en la Amazonia noroccidental han documentado el aprovechamiento de diferentes especies de mamíferos, aves y reptiles, en donde se ha resaltado cierta preferencia por el consumo de especies de ungulados y primates de gran tamaño (Wright III 2009; Constantino et al. 2008; De la Montaña 2013; Bedoya 1999; Peres 1999; González 2008). Sin embargo, debido a la variación en la abundancia y sensibilidad a la explotación de las especies de este tamaño, algunas comunidades optan por una diversificación en su dieta y/o por la captura de especies de menor tamaño relativamente más abundantes (De la Montaña 2013; Lopes et al. 2012; Valsecchi et al. 2014; Constantino 2015; Peres 1999).

Como ejemplo de esta diversificación, se puede observar la inclusión de especies de anfibios dentro de las dietas en comunidades indígenas amazónicas. Este es un aprovechamiento poco usual y brevemente reportado desde hace muchos años (Koch-Grünberg 1910; Koch-Grünberg 1995; Wassen 1934; Lescure et al. 1980; Dufour 1992; Ardila & Ruiz-Carranza 1997). Algunos viajeros a comienzos del siglo XX realizaron descripciones de manera sucinta acerca del consumo de anuros en diferentes comunidades indígenas del Noroccidente amazónico (Whiffen 1915) y en comunidades presentes en la cuenca media del rio Tiquié (Vaupés, Colombia) (Koch-Grünberg 1910; Koch-Grünberg 1995). Dentro del grupos de anuros consumidos en algunas comunidades del rio Tiquié, se destacan especies del genero *Osteocephalus spp.* (Hylidae). Algunas de estas especies se

caracterizan por presentar un modo de reproducción explosivo durante la época de lluvias (ej. *Osteocephalus taurinus*), en la cual utilizan la formación de cuerpos de aguas temporales para el desove (Hödl 1990; Duellman & Lescure 1973; Lima et al. 2008).

Esta estrategia reproductiva que implica la congregación masiva de individuos, aparentemente posibilita el aprovechamiento de estas ranas como recurso alimenticio en las comunidades indígenas durante esta época. No obstante, la información acerca del consumo y las estrategias empleadas para su captura son limitadas. Así mismo, es poco conocida la disponibilidad y captura de este recurso a lo largo de la época lluviosa.

Comunidades de la zona del Tiquié, como Puerto Loro y Bellavista han tenido la iniciativa de investigar el consumo de anuros y demás grupos de fauna cinegética (mamíferos, aves, reptiles, insectos) en sus territorios. Esta idea fue alentada y llevada a cabo en conjunto con el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. La generación de esta información otorgará una mejor fundamentación en la toma de decisiones enfocadas al manejo de recursos naturales dentro de los territorios culturales.

Puerto Loro de Macucú y Bellavista de Abiyú difieren en aspectos socio-culturales y demográficos que podrían reflejarse en un aprovechamiento diferencial de la fauna de cacería (De la Montaña 2013; Constantino et al. 2008; Robinson & Bennett 2000). Visitas preliminares a la zona han permitido percibir una magnitud de consumo de anuros aparentemente diferente, sin embargo no existe una caracterización que permita entender este sistema de cacería y sus diferencias entre las dos localidades. Por lo tanto, es necesario analizar el sistema de cacería para cada una de las comunidades y proponer acciones de manejo particulares para cada comunidad.

Por lo tanto, con la finalidad de conocer las especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) consumidas en comunidades indígenas del Tiquié colombiano, su importancia dentro del sistema de cacería y las estrategias

empleadas para su captura, este trabajo se enfocó en caracterizar la cacería de especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus* spp.) realizada por las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en el Departamento del Vaupés.

MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en las comunidades indígenas de Bellavista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, localizadas en la cuenca alta del río Tiquié, al suroriente del municipio de Mitú, departamento de Vaupés, Colombia (Figura 1). El Tiquié es un río de aguas negras, típicas de ríos originados en el gran escudo guayanés (Hoorn & Wesselingh 2010). Este es un afluente del río Vaupés (Uapés en Brasil) y pertenece a la parte alta del sistema hídrico del gran río Negro (Britto & Lima 2003).

El área de estudio pertenece biogeográficamente a la provincia de la Guayana occidental (Huber 1994; Berry et al. 1995) y al distrito complejo vaupés (Hernández Camacho et al. 1992). Esta es una zona de bosques bajos ubicados en planicies precámbricas con elevaciones entre 150-300 m que se extienden sobre altillanuras planas a ligeramente onduladas, planos no inundables y llanuras aluviales, con gran influencia de aguas negras y mixtas. Presenta un régimen de lluvias unimodal con un rango de precipitaciones de 3234-3667mm, con picos máximos entre abril y mayo (Rudas 2009).

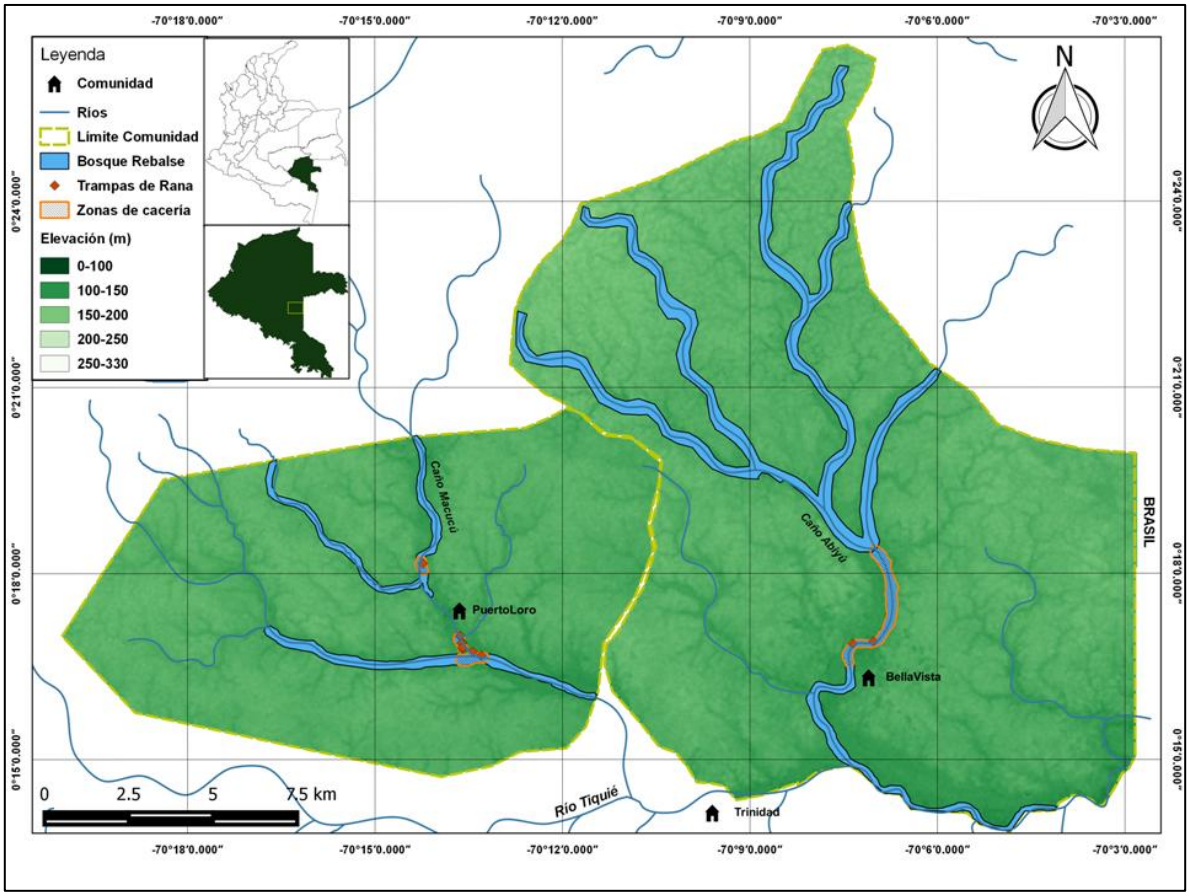


Figura 1. Ubicación de las comunidades indígenas Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en la zona del Tiquié colombiano.

Esta zona pertenece al territorio de la Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del Tiquié – AATIZOT, en el cual se encuentran 11 comunidades indígenas pertenecientes a las etnias tuyuka y bará de la familia lingüística tukano oriental (Gobernación de Vaupés 2012).

La comunidad de Bella Vista de Abiyú (0°16’33.5” N y 70°07’27.5” W) cuenta con un territorio aproximado de 260.17 Km^2 (Osorno Muñoz et al. 2014) y se localiza a orillas del caño Abiyú, afluente del río Tiquié. Es la segunda comunidad más poblada de la zona del Tiquié colombiano, con una población de 176 habitantes agrupados en 22 casas. En su gran mayoría, los integrantes de esta comunidad pertenecen a la etnia tuyuka, y en una menor proporción a la etnia bará.

Por otro lado, la comunidad de Puerto Loro de Macucú (0°17’21.5” N y 70°13’48.6” W) es la comunidad más grande de Barás en la zona del Tiquié colombiano. Está conformada por 69 habitantes agrupados en 9 casas, y al contrario de Bella Vista, existe un mayor número de integrantes de la etnia bará que de la etnia tuyuka. Tiene un territorio aproximado de 202.41 Km^2 (Osorno Muñoz et al. 2014) y se localiza a orillas del caño Macucú, afluente del río Tiquié. Puerto Loro es reconocido localmente por ser una de las comunidades más tradicionales del Tiquié colombiano.

Registro de cacería de ranas arborícolas

El registro de cacería se llevó a cabo por 43 cazadores de las dos comunidades (27 Bella Vista y 16 Puerto Loro) durante 1 Mayo de 2013 al 30 de abril de 2014. Para cada evento de cacería se registró: fecha, lugar de cacería, nombre de la especie en lengua indígena y en castellano, número de presas y peso de la presa(s), duración de la faena, técnica de cacería empleada, intencionalidad de la actividad (si fue planeada por el cazador o si fue un evento fortuito y oportunista) y finalidad del recurso (consumo, venta, fiesta tradicional).

Esta información obtenida hace parte del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana” realizado por las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, y el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI (Osorno Muñoz et al. 2014). No obstante, este trabajo se enfocará en el análisis del consumo de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) en estas dos comunidades.

Paralelamente, para una mejor apreciación del consumo de estas especies, las técnicas empleadas para su captura y su estacionalidad como recurso alimenticio, se acompañaron faenas de cacería mediante una observación participante durante la época de cacería y reproducción de las ranas *Osteocephalus spp*. (Febrero y Abril de 2014) y se realizó un ejercicio de recuperación de trampas en Bella Vista, sin embargo los resultados de este ejercicio no sobrepasan un análisis descriptivo.

Análisis de datos

Especies consumidas

Con el fin de contrastar el aporte de las especies de *Osteocephalus* dentro de la dieta de las comunidades indígenas, se comparó gráficamente la cantidad de biomasa y presas capturadas con respecto a los otros grupos de fauna aprovechada.

Por otra parte, debido a la influencia reportada de la lluvia sobre la reproducción de algunas especies como *O. taurinus*, lo cual permite una disponibilidad estacional de la especie como recurso, se analizó gráficamente la biomasa de la cosecha de cacería en las dos comunidades con la precipitación promedio mensual y semanal de la zona de estudio.

Técnicas de cacería

Para observar las posibles diferencias de la cosecha a través de los métodos de cacería empleados (dentro y entre comunidades) se comparó la biomasa (Kg) y el número de presas capturadas. De igual manera, estas dos variables fueron comparadas entre las dos comunidades indígenas.

Para las comparaciones se emplearon análisis de varianza (anova), previa evaluación de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con las pruebas de Shaphiro-Wilk y de Levenne respectivamente. Para las variables que no cumplieron con el supuesto de homogeneidad de varianzas fue necesaria una transformación algebraica (Logaritmo natural). Estos análisis se realizaron en la plataforma del software RWizard Versión Beta 1.0 (Guisande et al. 2014), en donde se utilizaron los comandos *shapiro.test* del paquete base stats, *levene.test* del paquete lawstat (Gastwirth et al., 2013) y *Anova* (package car) (Fox et al., 2014). La representación de datos se realizó mediante un boxplot y se empleó la función *boxplot* (R Development Core Team, 2008).

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Para determinar el rendimiento de cacería se estimó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en términos de Kg/horas-hombre y presas/horas-hombre para las especies capturadas, las técnicas de cacería empleadas y las comunidades indígenas. Posteriormente, para analizar las probables diferencias del esfuerzo (duración de la faena) y el rendimiento en las actividades de cacería, se realizaron comparaciones entre las técnicas de cacería con base en el esfuerzo realizado (horas) y la CPUE (Kg/h-hombre y presas/h-hombre) obtenidos. Para incluir el esfuerzo realizado en la preparación de las trampas, se adicionó 1 hora (apreciación personal) como esfuerzo adicional a cada faena de cacería realizada mediante este método. Por lo tanto, las comparaciones del esfuerzo y el rendimiento se realizaron con Esfuerzo de Preparación (EP) y sin el esfuerzo de preparación (sin EP) de esta técnica.

Igualmente, se comparó el esfuerzo y el rendimiento de las actividades de cacería entre las dos comunidades indígenas. Estas comparaciones se realizaron siguiendo el mismo procedimiento estadístico y computacional descrito anteriormente en las técnicas de cacería. Por último, para observar la inclusión estacional de las ranas arborícolas dentro del sistema de consumo se comparó gráficamente la CPUE de los anfibios en general y de *Osteocephalus spp.* con respecto a los otros grupos de fauna capturada a lo largo del año estudio.

RESULTADOS

Especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) cazadas

Se determinaron tres especies de ranas arborícolas del género *Osteocephalus* exclusivamente como fuente de alimento en las dos comunidades indígenas: *Osteocephalus taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai*. Dentro de ellas, *O. taurinus* fue la especie de mayor tamaño (Longitud Rostro Cloaca – LRC, ♀ $\bar{Y}$=94.45 mm, (±8.44) y ♂ $\bar{Y}$=74.62 mm, (±5.50)), así como la más capturada en las dos comunidades, con 2007 individuos correspondientes a una biomasa de 64,22 Kg (Tabla 1). Las

especies *O. yasuni* (LRC, ♀ $\bar{Y}$=55.17 mm (±4.09) y ♂ $\bar{Y}$=46.68 mm (±1.84)) y *O. cabrerai* (LRC, ♀ $\bar{Y}$=64.5 mm (±2.67) y ♂ $\bar{Y}$=46.15 mm (±1.97)) fueron cazadas en una menor magnitud. *O. cabrerai* fue capturada por un único cazador perteneciente a la comunidad de Bella Vista.

Tabla 1. Biomasa (Kg) y número de presas capturadas de especies de *Osteocephalus* consumidas en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.

	O. taurinus		***O. yasuni***		***O. cabrerai***		**Total (Kg)**	**Total Presas**
	(Kg)	Presas	(Kg)	Presas	(Kg)	Presas		
Bella Vista	**37,47**	**1278**	**1,31**	**170**	**0,19**	**16**	**38,97**	**1464**
Mano	35,80	1225	1,03	130	0,19	16	37,02	1371
*Trampa ensayo**	1,67	53	0,28	40			1,95	93
Puerto Loro	**26,75**	**729**	**-**	**-**	**-**	**-**	**26,75**	**729**
Mano	15	356	-	-	-	-	15	356
Trampa	11,75	373	-	-	-	-	11,75	373
Total	**64,22**	**2007**	**1,31**	**170**	**0,19**	**16**	**65,72**	**2193**

*Ejercicio realizado con la comunidad, cuyos resultados no fueron tenidos en cuenta para el análisis debido a la ausencia de uso de este método en Bella Vista.

Se registraron un total de 52 eventos o faenas de cacería, de las cuales en 39 de ellas se realizó la captura de una única especie de rana arborícola (*O. taurinus* – 36 faenas y *O. cabrerai* – 3 faenas). Para las faenas restantes, se registró la captura combinada de especies, *O. taurinus*-*O. yasuni* (9 faenas), *O. taurinus*-*O. cabrerai* (3 faenas), y las tres especies con un único evento. Dentro de estos eventos de captura combinada, *O. taurinus* registró en promedio 92.494%(±14.951) de la cantidad de carne cazada, y en una menor proporción las especies *O. yasuni* - 5.911%(±7.753) y *O. cabrerai* - 0.616%(±13.805).

Sin embargo, debido a que localmente *O. taurinus* y *O. yasuni* son agrupados como un único recurso, no se pudo obtener el dato de *O. yasuni* en todas las faenas de cacería realizadas en las dos comunidades. Adicionalmente, en vista de

que las capturas de *O. cabrerai* se realizaron de manera poco frecuente por un único cazador en la comunidad de Bellavista, estas fueron excluidas de los análisis entre técnicas de cacería y CPUE.

De las 52 faenas solo cuatro fueron eventos no planeados u oportunistas, en las cuales se cazó un total de 0.45 Kg (19 individuos) de *O. taurinus*, y un solo individuo de *O. cabrerai*. Estas faenas fueron realizadas únicamente en la comunidad de Bella Vista.

Por otro lado, al comparar la cosecha de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) con la cosecha de otros grupos animales, la especie *O. taurinus* presentó el mayor número de individuos cazados, aportando aproximadamente el 61.62% del total de presas capturadas en las dos comunidades (Figura 2). En términos de biomasa, los anfibios son el grupo con menor aporte. No obstante dentro de este grupo, *O. taurinus* representa el 43.86% y 76.95% de la cantidad de biomasa y presas capturadas, respectivamente.

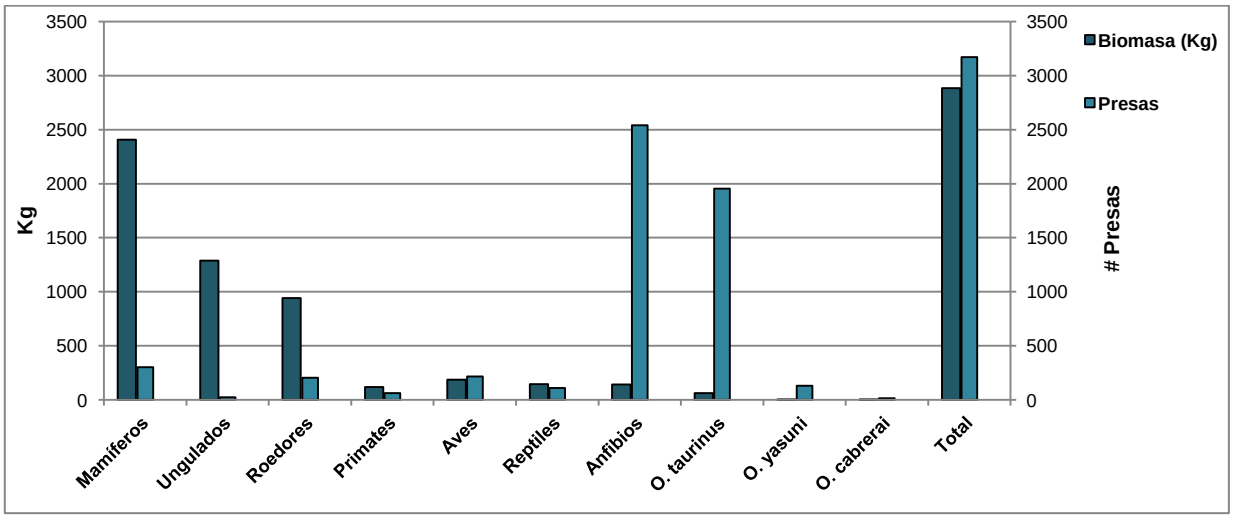


Figura 2. Biomasa (kg) y número de presas de otros grupos animales cazados en las dos comunidades vs. Especies de *Osteocephalus*.

Dentro de la ventana temporal del estudio (mayo 2013 – mayo 2014), se observó una captura de las ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) durante el inicio de la

época de lluvias, entre los meses noviembre y abril (Figura 3). Igualmente, se observan a mediados de la época de lluvias del año 2013, algunos eventos de cacería en la comunidad de Puerto Loro en los meses de mayo y junio de 2013. La comunidad de Bella Vista presentó los picos más altos de captura entre febrero y abril, a comparación de la comunidad de Puerto Loro que presentó la mayor cantidad de biomasa capturada en los meses de febrero y marzo. Para el mes de mayo se reportaron los picos más altos de precipitación, y simultáneamente no se registraron eventos de cacería de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*).

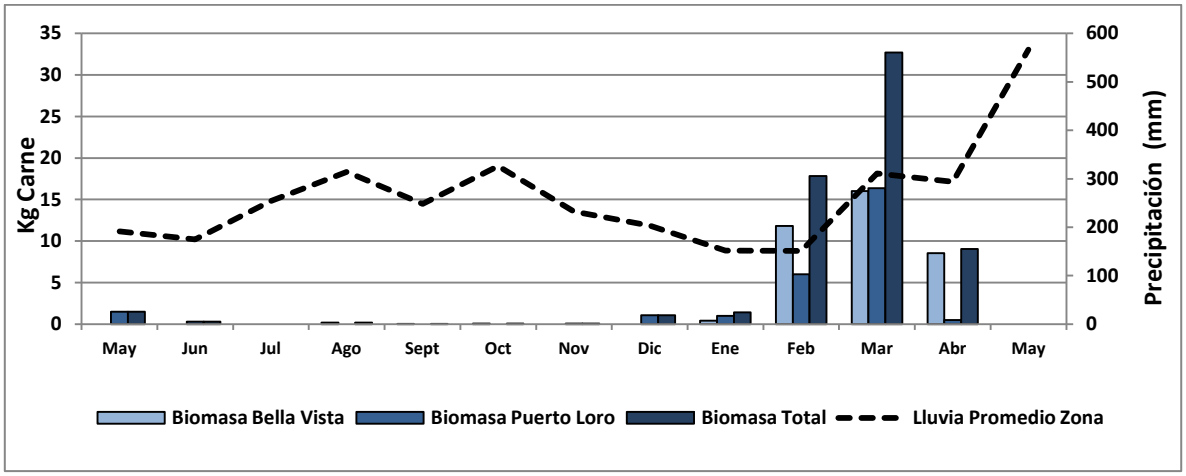


Figura 3. Biomasa de ranas *Osteocephalus spp*. capturadas entre Mayo 2013 y Mayo 2014 en las dos comunidades indígenas.

Se observó que el 58.01% (37.2077 Kg) de la biomasa fue capturada en un periodo de tres noches consecutivas en una misma semana (feb. 28 – 02 mar.; semana 42 del estudio) para las dos comunidades (Figura 4). La cantidad de biomasa restante se capturó principalmente en las semanas posteriores al pico máximo de cacería en la semana 42. A partir de la semana 49 no se registraron eventos de cacería de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*). Adicionalmente, se observó que las precipitaciones más bajas y altas durante la época de lluvias en la zona de estudio, se presentaron en la semana 37 (Enero) y 53 (Mayo), respectivamente.

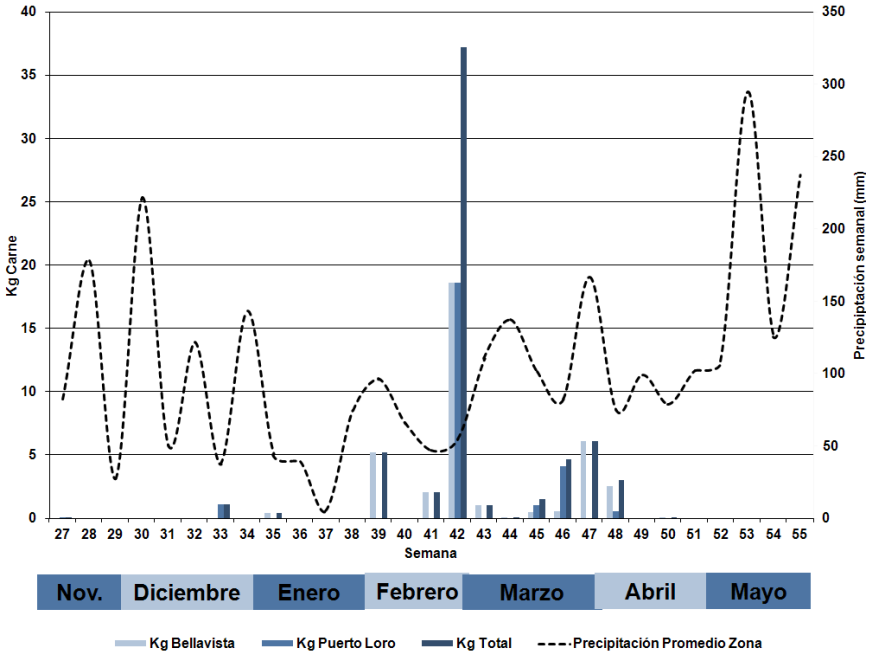


Figura 4. Biomasa de las ranas capturadas semanalmente durante el inicio de la época de lluvias.

Técnicas de cacería

Se identificaron dos técnicas de cacería empleadas para la captura de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*), las cuales se realizaron en los bosques inundables a las márgenes de los caños Abiyú y Macucú (Figura 1). Los sitios de cacería se encuentran cercanos a los asentamientos de cada comunidad, con un tiempo máximo de desplazamiento (ida y regreso) de 1 hora y media (*obs. per.*).

La primera técnica de cacería consiste en realizar recorridos libres en las zonas de rebalse y efectuar la captura de individuos manualmente, una metodología similar al método VES empleado en los muestreos de herpetofauna (Campbell y Cristhman, 1982; Corn y Bury, 1989). Mediante este método se capturaron las especies *O. taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai.*

Por otra parte, la segunda técnica de cacería consiste en la utilización de trampas, localmente conocidas como “huecos de ranas”. Como su nombre lo indica, esta técnica consiste la creación de hoyos en el suelo del bosque que permitan una

captura masiva de presas. Esta técnica funciona de manera análoga a las trampas de caída o pitfall empleadas en muestreos de algunos grupos de fauna silvestre. Estos hoyos presentan formas circulares y rectangulares, con una profundidad entre 58 y 107 cm, y ancho entre 190 y 529 cm (n=12, Comunidad de Puerto Loro).

Las trampas son preparadas de manera previa a la época de cosecha o “tiempo de ranas”. Dicha preparación consiste en la remoción de hojarasca, raíces, tierra o vegetación circundante que posibilite el escape de individuos. Cuando se establece una trampa por primera vez o se realiza la limpieza de una trampa antigua, tradicionalmente debe realizarse una dieta especial en la cual el cazador debe abstenerse del consumo de umari (*Poraqueiba serícea*), ají crudo y comidas calientes con el fin de asegurar la captura de individuos en las trampas (com. pers. Tarcisio Sánchez-Capitán Puerto Loro).

Este método de cacería sólo se lleva a cabo actualmente en la comunidad de Puerto Loro, ya que en la comunidad de Bellavista no existen trampas activas. Al presente, la comunidad de Puerto Loro cuenta con 12 trampas de ranas utilizadas por 8 de las 9 familias allí presentes. Estas trampas fueron utilizadas una única vez en el principal pico de cosecha de la “época de ranas” (Feb-Mar). A través de este método, se registró la captura de las especies *O. taurinus* y *O. yasuni*.

De las 46 faenas realizas, el método de la mano fue el más frecuente, siendo utilizado por 16 cazadores en 41 faenas (89.13%). El método de trampa fue utilizado en 5 faenas de cacería (10.86%) por 4 cazadores. A través del método de la mano se capturó un total de 52,02 Kg de carne y 1727 individuos en las dos comunidades, siendo la comunidad de Bella Vista la que presentó las capturas más altas en biomasa y presas (Tabla 2).

Por otra parte, por el método de trampas se capturó un total de 11,75 Kg de carne y 373 individuos. No obstante, aunque el método de trampa tuvo valores más altos en la captura promedio de carne y de individuos en comparación con los métodos manuales de Bella Vista y Puerto Loro, no se encontraron diferencias significativas

entre los métodos de cacería para la captura de biomasa y presas (F=1.67, *p*= 0.199 y F=2.10, *p*= 0.133, respectivamente) (Figura 5).

Tabla 2. Biomasa, número de presas, esfuerzo y rendimientos de los métodos de cacería de *Osteocephalus spp.* en las dos comunidades indígenas.

Método	n	Kg		Presas		Esfuerzo		Rendimiento	
		Σ	ȳ (SD)	Σ	ȳ (SD)	Σ	ȳ (SD)	Kg/h-hombre	Ind/h-hombre
Mano	**41**	**49,23**	**1.094 (±1.24)**	**1594**	**35.422 (±43.29)**	**142,65**	**3.47 (±1.42)**	**0.294 (±0.29)**	**9.267 (±9.97)**
Bella Vista	27	33,76	1.25 (±1.42)	1218	45,11 (±50,55)	119,98	4,44 (±1,69)[A]	0.282 (±0,30)[A]	10,16 (±11,33)
Puerto Loro	14	15	1.071 (±0,77)	356	25,428 (±20,07)	49,17	3.51 (±1,34)[B]	0.317 (±0,26)[B]	7,54 (±6,37)
Trampa EP[1]	6	11,75	2.42 (±1.80)	373	72.285 (±61.71)	17,57	3.51 (±0.60)[B]	0.696 (±0.49)[B]	20,03 (±18,02)
Trampa sin EP	6	----	-----	---	----------	12,57	2.51 (±0.60)[B]	0.971 (±0.736)[B]	30,117 (±23,54)

[1] EP: Corresponde al esfuerzo de preparación de las trampas de ranas antes de la época de cosecha. Las letras A y B hacen referencia a las variables que presentaron diferentes significativas.

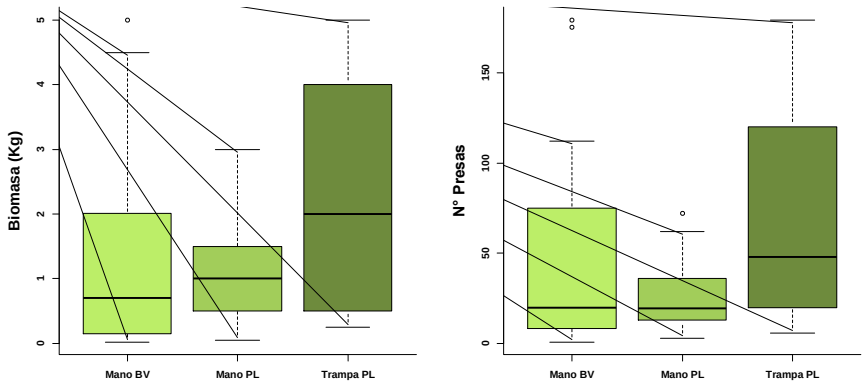


Figura 5. Comparación de la cantidad de carne (Kg) y número de presas entre los métodos de cacería empleados en las dos comunidades.

Para la comunidad de Bella Vista se registraron 33 faenas de cacería llevadas a cabo por 10 cazadores, en tanto que en la comunidad de Puerto Loro se realizaron

19 faenas de cacería por parte de 9 cazadores. Las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro capturaron un total de 37,02 Kg y 26.75 Kg de carne respectivamente. En términos de presas, Bella Vista capturó un total de 1371 individuos, mientras que la comunidad de Puerto Loro capturó un total de 729 individuos.

La comunidad de Puerto Loro presentó valores ligeramente más altos que Bella Vista en la captura promedio de carne; 1.42 (±1.28) Kg y 1.26 (±1.38) Kg, respectivamente. En contraste, la comunidad de Bella Vista presentó un promedio de mayor del número de presas capturadas por faena ($\overline{Y}$=46.58 (±49.56)) en comparación con Puerto Loro ($\overline{Y}$ =37.42 (±44.05)). Sin embargo, las dos comunidades no presentaron diferencias estadísticas en cuanto a la cantidad de carne (*F*= 0.1663, *p*= 0.6853) y presas (*F*= 0.41, *p*= 0.525) capturadas por faena (Figura 6).

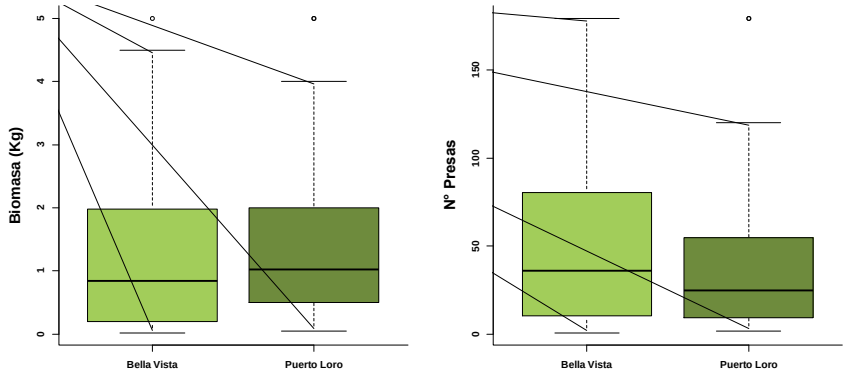


Figura 6. Comparación de la cantidad de carne (Kg) y número de presas por faena entre las comunidades de Bellavista y Puerto Loro.

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Para las especies capturadas, se encontró que la CPUE fue claramente mayor en *O. taurinus* 10.45 (±11.09) ind/horas-hombre, en comparación con *O. yasuni* 2.58 (±3.16) ind/horas-hombre y *O. cabrerai* 0.601 (±0.24) ind/horas-hombre. No se presenta la CPUE en términos de biomasa ya que la diferencia de LRC entre las especies podría generar errores de interpretación de este índice. La CPUE (ind./h-

hombre) presentó un aumento significativo en la captura de individuos a partir de los meses de diciembre y enero, con los valores máximos a comienzos de la época de lluvias en el mes de febrero (Figura 7). Los eventos de cacería posteriores a este mes no superaron estos valores máximos de CPUE.

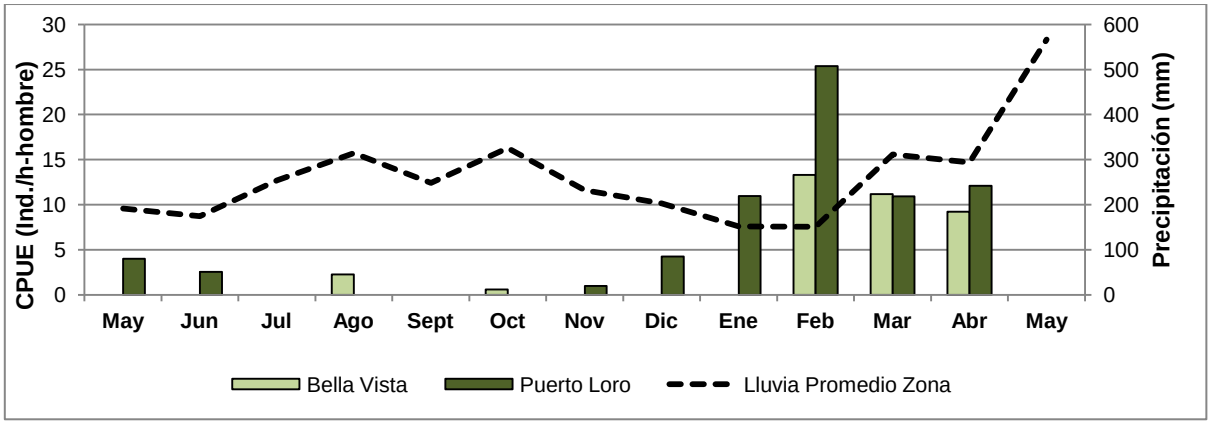
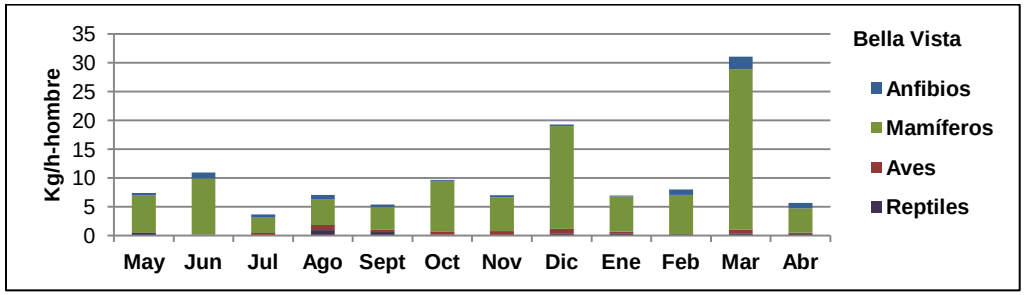


Figura 7. Promedio CPUE (Ind/horas-hombre) mensual de las capturas *de O. taurinus-O.yasuni* realizadas durante el período Mayo 2013 y Mayo 2014.

Igualmente, podemos observar como la CPUE exhibe el aumento en la biomasa e individuos de anfibios (*O. taurinus* y otras especies) capturados a partir del mes de febrero hasta el mes de abril, así como la disminución en la captura de mamíferos, aves y reptiles (Figuras 8 y 9). En la comunidad de Bella Vista se presenta un aumento en la CPUE de biomasa capturada de mamíferos en el mes de marzo, sin embargo esto obedece a una captura esporádica de un individuo de *Tapirus terrestris* y de *Cuniculus paca* en una sola faena de cacería.



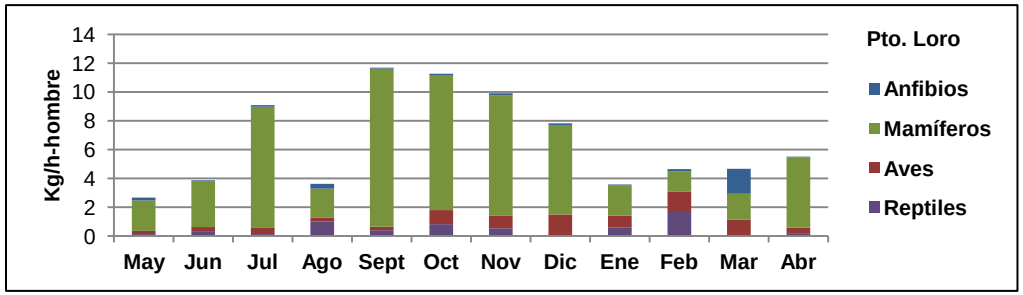
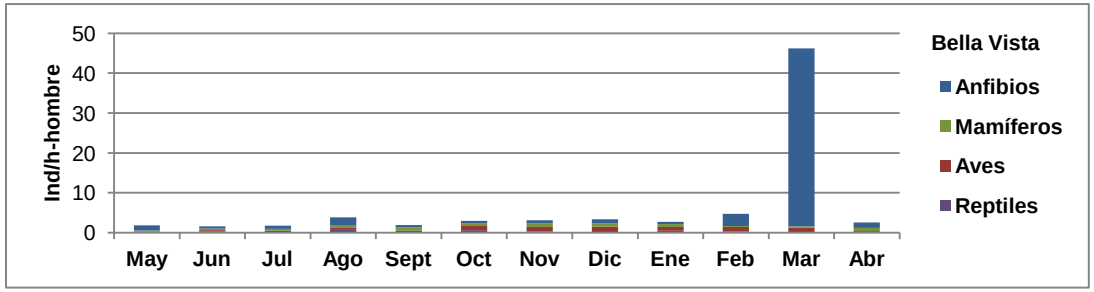


Figura 8. CPUE de biomasa en los diferentes grupos de fauna de cacería de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.



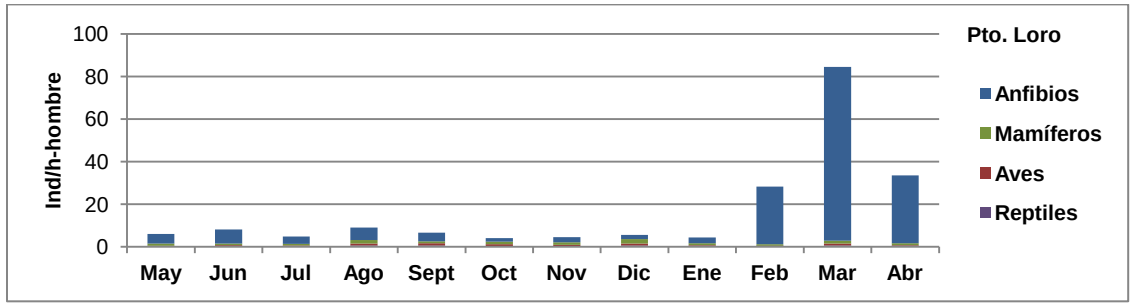


Figura 9. CPUE de presas en los diferentes grupos de fauna de cacería de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.

En cuanto al esfuerzo de cacería, la técnica manual acumuló más horas de esfuerzo con un total de 142.65 horas, en donde la comunidad de Bella Vista presentó los valores más altos de esfuerzo (Tabla 2). El método de trampeo acumuló un total de 17.57 horas con esfuerzo de preparación y 12.57 sin esfuerzo de preparación. Se encontraron diferencias significativas para el esfuerzo de cacería en al menos uno de los métodos de cacería (F = 2.99, p = 0.040) (Figura 10), siendo el método manual de Bella Vista el método significativamente diferente al presentar los valores más altos en la duración de las faenas de cacería.

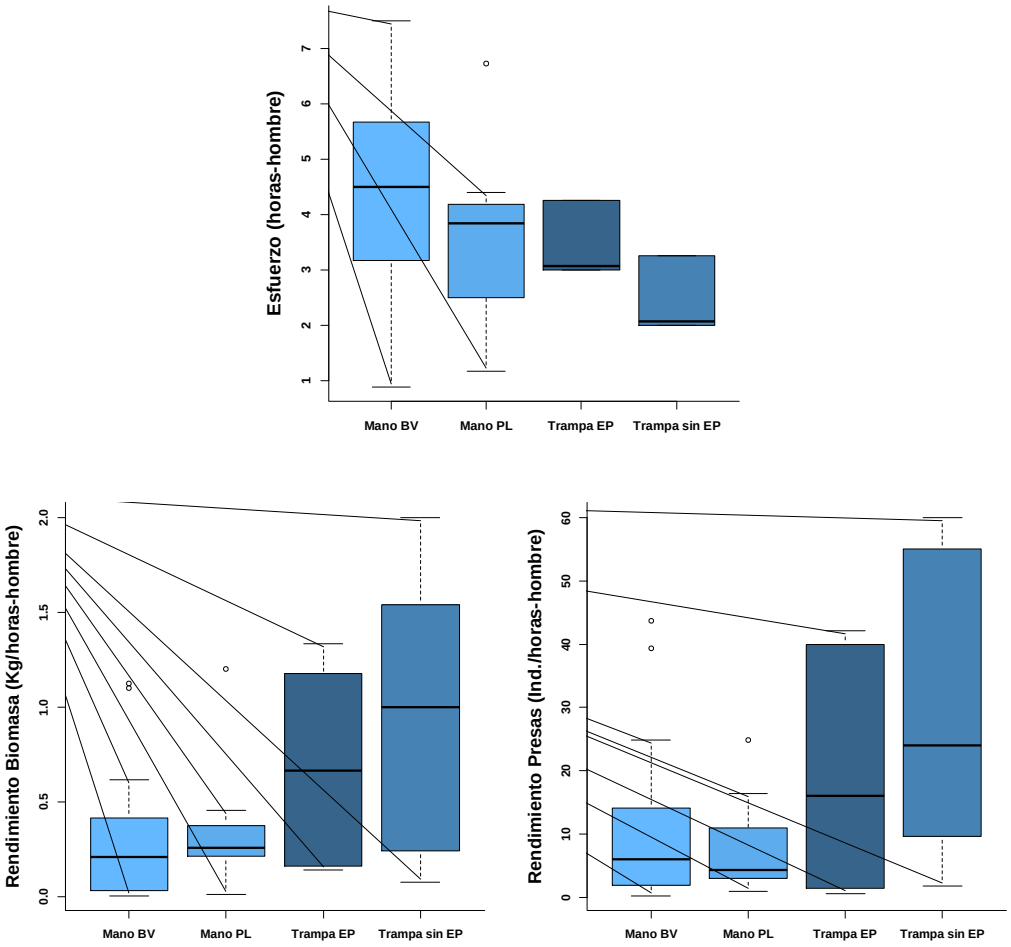


Figura 10. Comparación del esfuerzo (horas) y CUE (Kg/h-hombre) entre los métodos de cacería empleados. EP (Esfuerzo de Preparación)

Para el rendimiento de cacería, el método de trampa sin EP tuvo los mayores rendimientos en la captura de carne y presas en contraste con los métodos manuales y el método de trampa con el esfuerzo de preparación. Aún así, solo se encontraron diferencias significativas entre los métodos para el rendimiento en la captura de biomasa (F=2.78, p = 0.05), en donde el método manual de Bella Vista presentó los valores más bajos de rendimiento en biomasa (Figura 10). Para el rendimiento en la captura de presas, los métodos de cacería fueron estadísticamente similares (F=1.31, p = 0.280).

La comunidad de Bella Vista acumuló un total de 129.98 horas de esfuerzo, con una duración promedio de 4.48 horas (±1.64) por faenas. La comunidad de Puerto Loro presentó una menor cantidad de esfuerzo, 66.7 horas y la duración promedio de las faenas fue menor ($\bar{Y}$= 3.51 horas (±1.19)) que la comunidad de Bella Vista, encontrándose diferencias significativas para esta variable entre las dos comunidades (F = 4.68, p = 0.035) (Figura 11).

Para el rendimiento de cacería entre las dos comunidades, Puerto Loro presentó valores más altos en la captura de biomasa 0.416 (±0.382) Kg/h-hombre y de presas 10.82 (±12.40) ind/h-hombre, en comparación a la comunidad de Bella Vista, 0.282 (±0.299) Kg/h-hombre y 10.39 (±11.08) ind/h-hombre. A pesar de esto, no se encontraron diferencias estadísticas para el rendimiento en la captura de biomasa (F=1.79, p= 0.1864) y presas (F= 0.015, p = 0.9006) entre las dos comunidades (Figura 11).

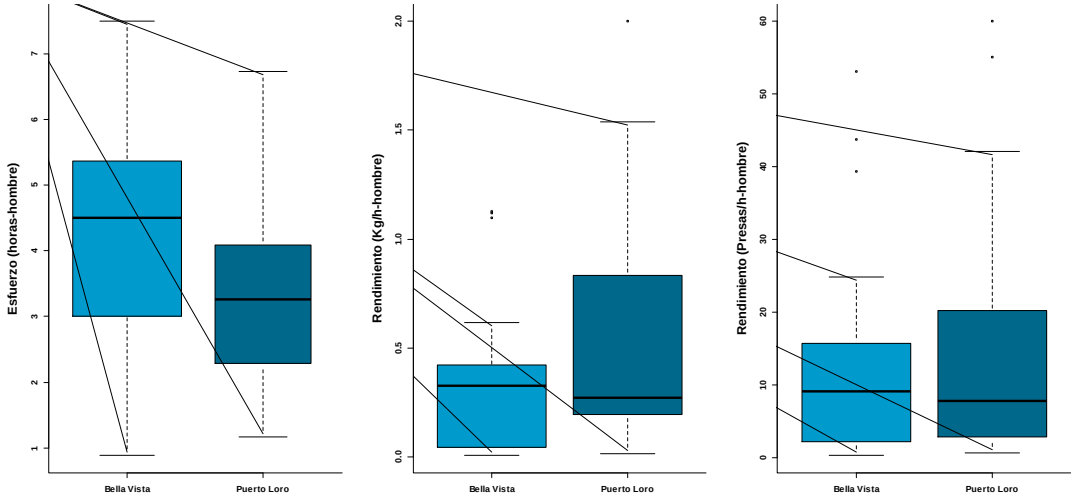


Figura 11. Comparación de la cantidad de carne (Kg), número de presas, esfuerzo (h) y CPUE (Kg/h-hombre) entre las comunidades de Bellavista y Puerto Loro

DISCUSIÓN

Especies cazadas

El consumo de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp*) en la comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en el Tiquié colombiano, es realizado particularmente sobre tres especies: *O. taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai*. Algunas especies de este género como *O. leprieurii*, *O. buckleyi* y *O. taurinus* han sido registradas como fuente de alimento (adultos y/o renacuajos) en comunidades indígenas en la amazonia colombiana oriental, sur-oriental y sur-occidental (Ardila & Ruiz-Carranza 1997; Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015) y en la Guyana francesa, específicamente *O. taurinus* (Lescure et al. 1980).

En adición a la relativa importancia de este género como fuente de alimento en la región, en este estudio se reporta por primera vez el aprovechamiento de las especies *O. yasuni* y *O. cabrerai* como presas de cacería en comunidades indígenas del departamento del Vaupés y de la amazonia colombiana.

Sin embargo, dentro de estas especies consumidas, *O. taurinus* se destaca por ser la principal especie objeto de cacería en términos de biomasa y número de presas en las dos comunidades. Posiblemente esta cierta preferencia, podría deberse al mayor tamaño individual de las presas y a la aparente mayor abundancia de *O. taurinus,* indirectamente observada por la CPUE que presentó la cacería de esta especie en comparación con las otras dos especies consumidas. De igual manera, *O. taurinus* ha sido reconocida como la especie de rana más capturada en comunidades indígenas de la etnia Murui de la amazonia colombiana (Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015).

O. taurinus es una especie que presenta un tipo de reproducción conocido como reproducción explosiva (Duellman & Lescure 1973; Lima et al. 2008; Hödl 1990), el cual consiste en una congregación y posterior reproducción masiva de individuos. Esta agrupación temporal de individuos que genera coros ensordecedores de los machos, les facilita a los cazadores la localización y captura de un gran número de presas en tiempos relativamente cortos. Este aprovechamiento podría deberse a que la disponibilidad de individuos de *O. taurinus*, y la facilidad para su captura, les permiten a los cazadores un forrajeo óptimo (MacArthur & Pianka 1966; Pyke et al. 1977; Alvard 1995; Lescure et al. 1980) y una percepción atractiva a la hora de capturar esta especie.

De manera similar, *O. yasuni* también exhibe durante su época reproductiva la agregación de individuos en los bosques inundables (Read & S. R Ron 2014). Sin embargo, a pesar de que *O. yasuni* fue la segunda especie más consumida, se observó que sus capturas se realizaron paralelamente con *O. taurinus* durante las faenas de cacería. Esto se debe a la sincronía reproductiva entre las dos especies y al uso del mismo hábitat para la reproducción. Por lo tanto, esto podría sugerir que la captura de *O. yasuni* se realiza de modo oportunista y adicional durante el desarrollo de la faena, más que como una captura principal.

Adicionalmente, esta simultaneidad en la reproducción y en la captura de estas dos especies podría explicar que aunque las especies son reconocidas en lenguas

tuyuka y bará de manera diferente, Omã/Umã (*O. taurinus*) y Omã guegueró/Kay uma (*O. yasuni*) (Osorno Muñoz et al. 2014), son tradicionalmente agrupadas como un solo conjunto de animales y/o recurso. Esta agrupación lingüística tradicional ha sido reportada en indígenas desanos (familia tukano oriental), en donde la asignación de *Oma* hace referencia a diferentes especies de ranas cazadas en las zonas de inundación (Reichel-Dolmatoff 1997).

Por otra parte, *O. cabrerai* presenta un modo de reproducción diferente, en el cual no existe una agrupación grande de individuos, además de que su reproducción se lleva a cabo en arroyos durante la época seca (Menin et al. 2011). Esta especie fue capturada por un único cazador y su aprovechamiento fue aparentemente oportunista o sin planeación, siendo por lo tanto una especie de menor importancia alimenticia que *O. taurinus* y *O. yasuni*.

Dentro de la fauna objeto de cacería, *O. taurinus* es la especie que más aporta presas en comparación con otras especies de anfibios y otros grupos de vertebrados. No obstante, su aporte de biomasa es poco en comparación con especies de mamíferos, aves y reptiles las cuales son de mayor porte. Este patrón de aporte biomasa ha sido observado en diferentes zonas de la región amazónica (Read et al. 2010; Silva et al. 2005; Luzar et al. 2011; Zapata Ríos 2001; Peres 2000b; Robinson & Bodmer 1999; Montenegro 2004; Peres & Nascimento 2006; Townsend 2000; Stearman 2000), en donde se resaltan los mamíferos como las principales fuente de biomasa en los sistemas de cacería. Aún así, la cacería de *O. taurinus* es atractiva por el hecho de capturar un gran número de presas que representan en conjunto una biomasa considerable de alimento a comienzos de la época de lluvias.

Adicionalmente, el consumo de anuros en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro podría deberse a factores culturales y biológicos: 1.) Culturalmente, las comunidades indígenas amazónicas se caracterizan por aprovechar la abundancia estacional o bonanza de fuentes de alimento (fauna, frutos, etc.), por lo que la disponibilidad estacional de *O. taurinus* significa una alternativa de alimento a

comienzos de la época de lluvias. Adicionalmente, los tukano oriental presentan ciertas limitaciones en la cacería de especies de gran tamaño como la danta, el venado y el cajuche (Reichel-Dolmatoff 1997), costumbres que restringen las posibles especies a consumir y conllevarían a la cacería de otras especies de fauna como *O. taurinus*. 2.) En adición a lo anterior, el alto río Tiquié es conocido por presentar una baja oferta de peces para las comunidades indígenas locales en comparación con otros zonas de la amazonia (ISA 2014), probablemente por ser un río típico de aguas negras con una baja productividad primaria que dificulta sustentar una gran abundancia de peces, así como la presencia de barreras geográficas, como rápidos, que impiden un flujo de especies (Goulding et al. 1988). Esta poca oferta de pesca como en otras comunidades indígenas asentadas en el escudo guyanés colombiano, podría haber llevado a aprovechar una mayor variedad de especies de fauna terrestre (Guzman 2005 citado en Tafur 2010), dentro de las que se encontrarían las especies de *Osteocephalus* consumidas en estas dos comunidades del Tiquié.

La captura de individuos de *O. taurinus* está claramente relacionada con la temporada reproductiva de esta especie a comienzos de la época de lluvias (Lima et al. 2008; Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015), siendo esta época localmente conocida como época de rana. No obstante, se observó que la cacería de ranas (*O. taurinus* y *O. yasuni*) se realiza durante tres diferentes pulsos o eventos de reproducción a lo largo de la temporada reproductiva de estas especies. La exhibición de diferentes eventos de reproducción dentro de la época reproductiva en la temporada de lluvias ha sido reportada para especies de reproducción explosiva como *Osteocephalus leprieurii* (Gottsberger & Gruber 2001; Gottsberger & Gruber 2004).

En este estudio se destacó el segundo pulso reproductivo (semana 42), en donde participaron la mayoría de los cazadores de las dos comunidades y se extrajo más de la mitad de la biomasa consumida durante el periodo de estudio. Durante el tercer pulso de reproducción la comunidad de Puerto Loro presentó pocos eventos de cacería debido a que se encontraba en preparativos para la realización de una

fiesta tradicional de prevención. Probablemente, en años en donde otras actividades culturales no interfieran, la magnitud de la cacería en este tercer pulso podría aumentar.

Las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro (Tiquié), Santa Isabel (Pirá-Paraná, Etnia Makuna), y otras comunidades pertenecientes a la cuenca del río negro, reconocen tradicionalmente estos tres pulsos reproductivos como “cantada de ranas” (González 2008; Moran 1993). El primer pulso o “cantada” hace referencia a las primeras pequeñas congregaciones de machos. Por el contrario, la segunda y tercera cantada, en este orden, corresponden a los momentos de mayor disponibilidad de ranas.

El intervalo de tiempo entre los pulsos reproductivos de aproximadamente 3-4 semanas corresponde perfectamente al tiempo de desarrollo reportado en la transición huevo-renacuajo-neonato para *O. taurinus* (Gascon 1989). Esto permitiría inferir que los eventos reproductivos además de estar determinados por las fluctuaciones de los caños, podrían estar influenciados por la presencia o ausencia de renacuajos en sitios potenciales de ovoposición.

O. taurinus es reconocida dentro del calendario ecológico-tradicional como una especie indicadora del comienzo de la época de lluvias. Además de esto, los pobladores la usan como referencia estacional para la quema de chagras (antes del comienzo de la época de lluvias) y para la captura de especies simultáneamente abundantes, como las hormigas diurnas y nocturnas y algunas especies de peces reofílicos (Moran 1993; González 2008; Osorno Muñoz et al. 2014). Estas apreciaciones tradicionales de abundancia se ven reflejadas perfectamente en la biomasa capturada en las faenas de cacería a principios de la época de lluvias.

Esta estacionalidad de aprovechamiento de *O. taurinus* y su uso como indicadora de épocas de lluvias y “fríaje” en el calendario tradicional ha sido observada en otras comunidades como la etnia Murui en San José El Encanto (Amazonas, Colombia) (Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015). No obstante, los

sabedores tradicionales de esta comunidad resaltan los cambios que se han presentado en la estacionalidad de este recurso, ya que tradicionalmente se capturaba a comienzo de la época de lluvias y actualmente puede presentarse a lo largo de los primeros cinco meses del año después de fuertes lluvias (tres días aprox.) precedidas de sequias de entre 5-10 días. Según los sabedores, dichos cambios son una consecuencia de los cambios en el uso del territorio. A pesar de esto no ser un escenario compartido con las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, escenarios de cambio climático podrían modificar la estacionalidad de *O. taurinus* en estos territorios indígenas.

Por otra parte, la abundancia estacional de *O. taurinus* y *O. yasuni* se presenta en la época de menor captura de fauna de cacería en la zona, como es la época de lluvias (González 2008; Osorno Muñoz et al. 2014). Por lo tanto, a pesar de su corto tiempo de relativa abundancia, este conjunto de especies significa un recurso alimenticio opcional e importante para la seguridad alimentaria de las comunidades durante esta época del año.

Finalmente, esta época de ranas culmina cuando los caños adyacentes inundan completamente el bosque y eliminan todo tipo de cuerpos de agua lenticos potenciales para la reproducción de *O. taurinus y O yasuni.*

Técnicas de cacería

Los bosque inundables o de rebalse son las zonas exclusivas para la cacería de las ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*). Este tipo de vegetación presenta un soto bosque denso y una abundante presencia de lianas (Osorno Muñoz et al. 2014), elementos del bosque que ofrecen sitios de percha para las vocalizaciones de machos y congregación de individuos de *O. taurinus* en la época reproductiva (Duellman & Lescure 1973). Adicionalmente, la irregularidad exhibida en el suelo de estos bosques (Osorno Muñoz et al. 2014) permite la formación de cuerpos de aguas temporales durante la época de lluvias propicios para la ovoposición de *O. taurinus* (Hödl 1990; Lima et al. 2008; Duellman & Lescure 1973). No obstante, debido a la alta filtración de estos suelos, la cantidad de agua dentro de los

bosques está principalmente determinada por las fluctuaciones en el caudal de los caños adyacentes.

En adición a ello, actividades como la pesca y la cacería de especies como la lapa (*Cuniculus paca*) en comunidades tukano oriental son realizadas desde la canoa y durante la noche a orillas de los caños (ISA 2014; Reichel-Dolmatoff 1997). Este tránsito frecuente posibilita a los pobladores un seguimiento del comportamiento y formación de coros de machos de *O. taurinus*. Apreciaciones comportamentales que junto con el nivel de los caños y el aumento en las precipitaciones locales, permiten a los cazadores pronosticar los momentos más idóneos para la captura de esta especie. Al igual que en otras comunidades tukano oriental, estas especies se encuentra dentro de la lista de fauna consumida en las zonas de inundación o rebalse (Reichel-Dolmatoff 1997).

Los métodos de cacería empleados en estas áreas para la captura de ranas no presentaron diferencias significativas, sin embargo el método de trampa se destaca por obtener los promedios más altos en la captura de biomasa y presas en comparación con los métodos manuales de Bella Vista y Puerto Loro.

La alta captura de la estrategia de trampeo puede deberse a que las características edafológicas de las zonas de cacería permiten el acumulamiento de agua dentro de estas trampas, emulando los sitios de ovoposición (pozos temporales) característicos de *O. taurinus* (Hödl 1990; Lima et al. 2008; Duellman & Lescure 1973). Esto conlleva a una captura masiva de individuos que procuran llevar a cabo su reproducción en estos sitios potencialmente “atractivos”.

Los cazadores de Puerto Loro, así como cazadores de la etnia Murui (Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015), argumentan que la recolección de individuos es mucho más cómoda y rápida mediantes las trampas, ya que no implica la búsqueda de presas a lo largo de las zonas inundables. Adicionalmente, la recolección se puede realizar en horas de la madrugada en donde las probabilidades de enfrentarse a un accidente ofídico disminuyen.

A pesar de la conocida eficiencia de las trampas por parte de los cazadores de las dos comunidades (Osorno Muñoz et al. 2014), en Bella Vista esta estrategia de cacería ha dejado de usarse hace varios años. Este fenómeno se comparte en la comunidad de Santa Isabel (Vaupés), en donde los recambios generacionales y la relativa occidentalización de las comunidades ha llevado a perder tradiciones culturales, como el establecimiento de trampas de cacería y la realización de dietas para su desarrollo (González 2008).

Adicionalmente, en tiempos anteriores en los cuáles era necesaria la utilización de antorchas para alumbrarse (*palo de turí*, Burseraceae) (González 2008), el desplazamiento dentro del bosque de rebalse y la captura simultánea de ranas mediante la técnica manual podrían ser actividades dificultosas, por lo que el empleo de las trampas de ranas podría ser la estrategia de cacería más adecuada. Sin embargo, actualmente con el uso de las linternas de pilas en las faenas de cacería el método manual puede ser mucho fácil y efectivo de practicar.

Aun así, el método de trampas puede presentar beneficios tanto para los cazadores como para el recurso natural. Debido a las rápidas disminuciones en los cauces de los ríos en tiempos relativamente cortos (características de suelos podzólicos) (Moran 1993) y conocida por la etnia Murui como época de Jirada (en donde los renacuajos no llegan a desarrollarse por la sequía) (Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015)d, se encontraron sitios de ovoposición secos, y por ende una alta mortalidad de renacuajos; a excepción de las trampas de ranas las cuales permanecieron con agua por el resto de la temporada. Por lo tanto el establecimiento de trampas de ranas, se convierte en una estrategia que crea cuerpos de agua que aseguran el recurso hídrico esencial durante el desarrollo renacuajo-neonato. Esta sería una forma de manejo indígena que representa un mejoramiento del hábitat. Este mejoramiento podría permitir una sostenibilidad del recurso, ya que llevaría a una disminución en la mortalidad de los estadios larvales acuáticos y a un mayor reclutamiento de individuos en estas poblaciones objeto de cacería.

Las trampas de cacería han sido ampliamente estudiadas en diferentes sistemas de consumo de comunidades rurales e indígenas, ya que significan una de las principales técnicas tradicionales para la captura de animales, más aún en asentamientos en donde existen limitantes económicas y legales para la consecución de armas de fuego (Noss 1998; Noss 2000; Kümpel et al. 2009; Rowcliffe et al. 2003; Kümpel et al. 2010; Nielsen 2006; Hall 1977; Yeshurun 2013; Ojasti 2000; Townsend 2000; Stearman 2000). La mayoría de estas técnicas son relativamente inespecificas y capturan diferentes especies de mamíferos, aves y reptiles, sin embargo su práctica viene siendo reemplazada por estrategias y armas no convencionales dentro de las culturas locales.

Dentro del grupo de trampas empleadas para la cacería se encuentran las trampas de caída ó *pit fall*, las cuales además de utilizarse varios siglos atrás, han sido utilizadas en inventarios y monitoreo de especies debido a que presentan una alta eficiencia en la captura de individuos de diferentes grupos animales como mamíferos, reptiles, anfibios e insectos (Hancock & Legg 2012; Ribeiro-Júnior et al. 2011; IUCN 1997). No obstante, su uso con fines de cacería en comunidades rurales e indígenas en sur América ha sido poco documentado, destacándose su empleo en la cacería de algunas especies de quelonios en el noroccidente ecuatoriano (Carr et al. 2014).

Es por ello, que la estrategia para la captura de ranas arborícolas *O. taurinus* y *O. yasuni* mediante el establecimiento de “huecos de ranas” es una técnica de gran importancia alimenticia y cultural para las comunidades indígenas del Tiquié colombiano. Además de asegurar la captura de alimento en épocas de baja cacería, hacen parte del conocimiento tradicional y de la esencia cultural y adaptativa de las comunidades indígenas con su entorno natural.

Con respecto al método manual, se encontró que este exhibió mejores promedios en la captura de biomasa y de presas en Bella Vista en comparación con el método manual de Puerto Loro. Aunque esto podría llevar a asumir que los cazadores de Bella Vista tienen una mayor experticia en la captura de ranas, esta

conclusión debe tener en cuenta los análisis de esfuerzo y CPUE descritos más adelante, ya que estas los promedios de biomasa y presas capturadas no son indicativos absolutos de las virtudes y capacidades de los cazadores.

Adicionalmente, la mayor frecuencia de uso de este método dentro de las dos comunidades indígenas puede deberse a que las trampas son preparadas y utilizadas una única vez a lo largo de la temporada de cacería, principalmente en los pulsos de mayor captura en los meses de febrero y marzo. Por lo que las faenas previas y posteriores a este pulso son llevadas a cabo mediante el método manual. Aparentemente, una segunda preparación de trampas parece ser de poca relevancia e interés para los cazadores de Puerto Loro, por lo menos en el año de estudio. Aún así, también se debe tener en cuenta que el tercer pulso de captura de ranas se traslapó con la fiesta tradicional de prevención.

Por otro lado, las dos comunidades indígenas presentan un número similar de cazadores. Sin embargo en la comunidad de Puerto Loro existe una mayor proporción de cazadores de ranas (56.25%) que en Bella Vista (37.03%), con respecto al total de cazadores en cada comunidad. Esto podría deberse a la preferencia de especies que pueda tener cada cazador y cada comunidad, además de las áreas potenciales de cacería dentro de cada territorio (Alvard 1995; Valsechi & Amaral 2009), aspectos que no fueron evaluados en este trabajo. Aún así, se ha observado que a pesar de la diversidad de especies consumidas, la comunidad de Bella Vista presenta un sistema de cacería enfocado a unas pocas especies (Osorno Muñoz et al. 2014), en el que al parecer algunos cazadores han excluido de sus dietas las especies de ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) (*obs. per.*).

Puerto Loro presentó valores más altos en la cantidad promedio de carne capturada y Bella Vista un mayor promedio de presas capturadas. Debido a que los machos como en otras especies de hylidos vocalizan y se mueven en el sotobosque en busca de hembras, estos son acústicamente más detectables (Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Ortega-Andrade et al. 2011; Vargas-Salinas

et al. 2000; Scott & Starrett 1974). Por lo tanto, el método manual el cual se guía principalmente por la búsqueda y el encuentro visual podría ser más exitoso en la captura de machos. En cambio, con el método de trampas podría presentarse una mayor captura de hembras (cuya LRC es mayor que en los machos), ya que las hembras son atraídas desde los cuerpos de agua por los machos para llevar cabo la reproducción (Duellman & Lescure 1973) (ver Capitulo 2).

Por otro parte, la preservación y uso de las trampas de ranas en la comunidad Puerto Loro son reflejo de la tradicionalidad por la que es conocida esta comunidad en la zona del Tiquié colombiano. Este tipo de extracción en la cual se logra un buen aprovechamiento del recurso y se apoya simultáneamente la sostenibilidad del mismo, son una muestra explicita de la conexión humano-naturaleza por la cual son reconocidas las comunidades indígenas amazónicas (Moran 1993; Constantino et al. 2008; Reichel-Dolmatoff 1997).

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

La mayor CPUE exhibida por *O. taurinus* como medida indirecta puede representar una mayor abundancia de esta especie en comparación con las otras dos especies consumidas (Bodmer & Robinson 2004; Puertas & Bodmer 2004; Puertas 1999; Hill et al. 2003), principalmente con *O. yasuni*, con la cual comparte la época de reproducción y el patrón de cosecha dentro de las dos comunidades estudiadas.

Adicionalmente, el aumento en la CPUE (biomasa e individuos) observada para *O. taurinus* y *O. yasuni* a comienzos de la época de lluvias refleja indirectamente la congregación de individuos para la reproducción y por lo tanto el aumento de su disponibilidad como alimento. En comparación con los otros grupos animales, se observan disminuciones en la CPUE de mamíferos, aves y reptiles durante esta época. Este patrón de captura se ha observado en la comunidad de Santa Isabel (Vaupés) y es ocasionado principalmente a la baja disponibilidad de frutos y al aumento de los niveles de los ríos, generando una mayor dificultad en la búsqueda de presas y menores valores de retorno de alimento (González 2008). Por lo tanto,

esto podría sugerir la importancia de las ranas *O. taurinus* y *O. yasuni* como alternativa de alimento en las épocas de baja cacería en las dos comunidades indígenas.

Por otra parte, el método de trampa (con y sin EP) presentó los valores más bajos en el esfuerzo realizado y los valores más altos en el rendimiento de biomasa en comparación con los otros métodos manuales de Bella Vista y Puerto Loro. Esta mayor tasa de captura para la técnica de trampa puede deberse principalmente tanto a la gran acumulación de presas en las trampas como su fácil recolección, a diferencia del método manual el cual implica una búsqueda y captura de presas. Adicionalmente, se observó que el esfuerzo de preparación no influye significativamente en el rendimiento del método de trampa, aumentando con esto el atractivo del empleo del método de trampa ya que exige un menor esfuerzo de cacería en comparación con el método manual.

Gran parte de los estudios que han analizado la CPUE de las trampas de cacería, documentan el establecimiento de un gran número de trampas relativamente inespecíficas (varios tipos de presas) y un esfuerzo en la preparación, revisión y re-activación (posterior a la captura de una presa) de las mismas, convirtiéndose en un método algunas veces dispendioso (Noss 1998; Noss 2000; Nielsen 2006; Rist et al. 2008; Rist et al. 2010; Rist 2007; Kümpel et al. 2009). En comparación, las trampas de ranas para *O. taurinus* y *O. yasuni* presentan un tiempo de preparación corto y dicha preparación puede realizarse con varios días de anterioridad sin constantes revisiones, ya que la activación de la trampa se da cuando llueve y la trampa se llena. Adicionalmente, una única trampa puede proveer una captura masiva de individuos en varias ocasiones.

En cuanto al método manual, aunque la comunidad de Bella Vista exhibió los mejores promedios de captura de biomasa y presas, la duración mayor de las faenas disminuyo los promedios de rendimiento en comparación con el método manual de Puerto Loro. Esto podría deberse a la cercanía de las zonas de cacería en la comunidad de Puerto Loro, viéndose esto reflejado en una duración menor

de desplazamiento y por lo tanto en una duración menor de las faenas (*obs. per.*). Sin embargo, no fue posible establecer los sitios exactos de captura para cada faena. Adicionalmente, la vegetación inundable es menos extensa en la comunidad de Puerto Loro, lo que podría llevar a una congregación mayor de individuos de *O. taurinus* y *O. yasuni* en estas zonas debido a la restricción espacial de áreas disponibles para la reproducción.

Por otro lado, las diferencias encontradas en el esfuerzo realizado entre las dos comunidades puede deberse probablemente a la práctica del método de trampa en Puerto Loro, ya que este demostró ser más efectivo y eficiente en la captura de *O. taurinus* y *O yasuni* que el método manual practicado en la comunidad de Bella Vista. Por lo tanto, a pesar de no encontrar diferencias en el rendimiento entre comunidades se observa un menor esfuerzo realizado por los cazadores de Puerto Loro, lo que podría representar una mayor experticia en la cacería de *O. taurinus* y *O. yasuni* por parte de esta comunidad, ya que con un menor esfuerzo capturan cantidades de biomasa y de presas relativamente iguales a la comunidad de Bella Vista.

CONCLUSIONES

Las especies *O. taurinus* y *O. yasuni* hacen parte de la diversa dieta de fauna silvestre que consumen las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en la zona del Tiquié colombiano. El aprovechamiento de este recurso está determinado por la época reproductiva de *O. taurinus* y *O. yasuni*, en la cual se presenta una congregación masiva de individuos que es aprovechada por los cazadores como fuente de alimento.

Este aprovechamiento se presenta a principios de la época de lluvias en donde la cacería de fauna es escasa, sirviendo por lo tanto como fuente alternativa de alimento. Su extracción es realizada mediante dos métodos de cacería, dentro de los cuales se destaca el método de trampa por su efectividad en la captura de biomasa y presas, y beneficio en la sostenibilidad del recurso. Adicionalmente, estas ranas arborícolas (*O. taurinus* y *O. yasuni*) tradicionalmente conocidas como

omaã, son de gran importancia cultural por su inclusión dentro del calendario ecológico-tradicional como referente de épocas propicias para la quema de chagras y captura de peces e insectos.

Las dos comunidades indígenas presentan patrones y magnitudes similares en la extracción del recurso, encontrándose algunas diferencias en las técnicas de cacería empleadas, la duración de las faenas de cacería y sus respectivos rendimientos, destacándose la técnica de trampas. En términos culturales, el desarrollo de trampas en Puerto Loro podría deberse a una mayor conservación y practica de las costumbres tradicionales en comparación con la comunidad de Bella Vista.

BIBLIOGRAFÍA

Alvard, M., 1995. Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters. Current anthropology, 36(5), pp.789–818.

Ardila, M.C. & Ruiz-Carranza, P.M., 1997. Herpetofauna (Anfibios/Reptiles). In Zonificación Ambiental para el Modelo Colombo-Brasilero (Eje Apaporis-Tabatinga PAT). Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, pp. 255–264.

Bedoya, M., 1999. Patrones de Caceria en una comunidad indígena ticuna en la amazonia colombiana. In O. Montenegro & R. Bodmer, eds. Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. La Paz, Bolivia: Instituto de Ecologia, pp. 71–75.

Berry, P., Huber, O. & Holst, B., 1995. Floristic analysis and phytogeography. In P. E. Berry, B. K. Holst, & K. Yatskievych, eds. Flora of the Venezuelan Guayana. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press, pp. 161–191.

Bodmer, R. & Robinson, J.G., 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In K. M. . Silvius, R. Bodmer, & J. M. V. Fragoso, eds. People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, pp. 299–323. Available at: http://kar.kent.ac.uk/195/.

Britto, M.R. & Lima, F.C.T., 2003. Corydoras tukano, a new species of corydoradine catfish from the rio Tiquié, upper rio Negro basin, Brazil (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae). Neotropical Ichthyology, 1(2), pp.83–91.

Campos-Moreno, D., & Hichamón-Kuegagima, R. (2015). Reconocimiento y valoración de la rana Ooño (Osteocephalus taurinus) en la etnia Murui, Comunidad de San José El Encanto (Amazonas, Colombia). In R. Monroy, A. García, M. Pino, & E. Medeiros (Eds.), Saberes etnozoológicos latinoamericanos (p. 362). Feira de Santana: UEFS Editora 2015

Carr, J.L. et al., 2014. Subsistence hunting for turtles in northwestern Ecuador. Acta biológica Colombiana, 19(3), pp.401–413.

Constantino, P.A.L., 2015. Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. Applied Geography, 56, pp.222–231.

Constantino, P.D. a L. et al., 2008. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. Biological Conservation, 141, pp.2718–2729.

Duellman, W. & Lescure, J., 1973. Life History and Ecology of the Hylid frog Osteocephalus taurinus, with observations on larval behavior. Occas. Papers Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas, 13, pp.1–12.

Duellman, W.E. & Trueb, L., 1986. Biology of Amphibians Second., Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.

Dufour, D., 1992. Nutritional ecology in the tropical rain forests of Amazonia. American Journal of Human Biology, 4, pp.197–207.

Gascon, C., 1989. Predator-prey size interaction in tropical ponds. Revista Brasileira de Zoologia, 6(4), pp.701–706.

Gobernación de Vaupés, 2012. Plan Integral Unico Vaupés, Mitú.

González, J.E., 2008. Evaluación cualitativa y cuantitativa de la cacería de subsistencia en una comunidad indígena del departamento del Vaupés (Colombia). Universidad de Antioquia.

Gottsberger, Brigitte, and Edith Gruber. 2001. “Explosive Breeding in Five Tropical Anuran Species.” In Herpetologia Candiana, 79–81.

———. 2004. “Temporal Partitioning of Reproductive Activity in a Neotropical Anuran Community.” Journal of Tropical Ecology 20 (3): 271–80.

Goulding, M., Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G., 1988. Rio negro rich life in poor water, The Hague, Netherlands: SPB Academic Publishing.

Guisande, C., Vaamonde, A. & Barreiro, A., 2014. RWizard Software.

Hall, M., 1977. Shakan pitfall traps: hunting technique in the Zulu kingdom. Annals of the Natal Museum, 23(1), pp.1–12.

Hancock, M.H. & Legg, C.J., 2012. Pitfall trapping bias and arthropod body mass. Insect Conservation and Diversity, 5(4), pp.312–318.

Hernández Camacho, J. et al., 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. In G. (comp) Halffter, ed. La Diversidad Biológica De Iberoamérica I. Acta Zoologica Mexicana Vol. Especial. Programa Iberoaméricano de Ciencia y Tecnologia para el Desarrollo CYTED, pp. 105–135.

Hill, K., McMillan, G. & Fariña, R., 2003. Hunting-Related Changes in Game Encounter Rates from 1994 to 2001 in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. Conservation Biology, 17(5), pp.1312–1323.

Hödl, W., 1990. Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. Fortschritte der Zoologie, 38, pp.41–60.

Hoorn, C. & Wesselingh, F., 2010. Amazonia: Landscape and Species Evolution C. Hoorn & F. P. Wesselingh, eds., Oxford, UK: Wiley-Blackwell Publishing Ltd.

Huber, O., 1994. Recent advances in the phytogeographicy of the Guayana Region, South America. Memoires de la Societe de Biogeographie, 3, pp.53–63.

ISA, I.S.-, 2014. Povos indígenas no Brasil. Available at: http://pib.socioambiental.org/pt [Accessed April 2, 2015].

IUCN, 1997. The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group. News from the field – South America., Available at: http://www.tapirback.com/tapirgal/iucn-ssc/tsg/9710tc05.htm.

Koch-grünberg, T. 1995. Dos años entre los indios: Viajes por el noroeste brasileño 1903/1905 Editorial, Bogotá, Colombia.

Koch-Grünberg, T., 1910. Zwei Jahre unter den Indianern. Reisen in Nordwest Brasilien, 1903-05, Berlin, Germany: Stuttgart, Strecker & Schröder.

Kümpel, N.F. et al., 2010. Evaluación de la sustentabilidad en múltiples escalas en un sistema rotativo de cacería de vida silvestre. Conservation Biology, 24(3), pp.861–871.

Kümpel, N.F. et al., 2009. Trapper profiles and strategies: Insights into sustainability from hunter behaviour. Animal Conservation, 12(6), pp.531–539.

De la Montaña, E., 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana. Revista Ecosistemas, 22(2), pp.84–96

Lescure, J., Grenand, F. & Grenand, P., 1980. Les amphibiens dans l'univers Wayapi. J. d'Agric. Trad. Bota. Appl, 27, pp.247–261.

Lima, A.P. et al., 2008. Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central, Manaus: INPA - Átterna Design Editorial.

Lopes, G.P. et al., 2012. Hunting and hunters in lowland communities in the region of the middle solimões, Amazonas, Brasil. Uakari, 8(1), pp.7–18.

Luzar, J.B. et al., 2011. Large-scaie Environmentai Monitoring by indigenous Peoples. Bioscience, 61(10), pp.771–781.

MacArthur, R.H. & Pianka, E.R., 1966. On optimal use of a patchy environment. The American naturalist, 100(916), pp.603–609.

Menin, M., Melo, L. da S. & Lima, A., 2011. The tadpole of Osteocephalus cabrerai (Anura: Hylidae) from central Amazonia, Brazil. Phyllomedusa, 10(2), pp.137–142.

Montenegro, O., 2004. Natural Licks As Keystone Resources for Wildlife and People in Amazonia. University of Florida.

Moran, E.F., 1993. La Ecología Humana de los Pueblos de la Amazonia Primera Ed., Mexico, D.F.: Fondo de Cultura Económica, S.A. de C.V.

Nasi, R. et al., 2008. Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis, Available at: http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-33-en.pdf.

Nielsen, M.R., 2006. Importance, cause and effect of bushmeat hunting in the Udzungwa Mountains, Tanzania: Implications for community based wildlife management. Biological Conservation, 128(4), pp.509–516.

Noss, A., 2000. Cable Snares and Nets in the Central African Republic. In J. G. Robinson & E. L. Bennett, eds. Hunting for sustainability in tropical forests. New York: Columbia University Press, pp. 282–304.

Noss, A.J., 1998. The impacts of cable snare hunting on wildlife populations in the forests of the Central African Republic. Conservation biology, 12(2), pp.390–398.

Ojasti, J., 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical F. Dallmeier, ed., Washington D.C.: SIMAB Series No. 5. Smithsonian Institution/MAB Program.

Ortega-Andrade, H.M., Tobar-Suarez, C. & Arellano M., M., 2011. Tamano poblacional, uso del habitat y relaciones interspecificas de Agalychnis spurrelli (Anura: Hylidae) en un bosque humedo tropical remanente del noroccidente de Ecuador. Papeis Avulsos de Zoologia, 51(1), pp.1–19.

Osorno Muñoz, M. et al., 2014. La despensa Del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitário de La fauna de consumo em La Guayana colombiana, Bogotá, D.C.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas “SINCHI.”

Peres, C. a. & Nascimento, H.S., 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. Biodiversity and Conservation, 15(8), pp.2627–2653.

Peres, C.A., 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In J. G. Robinson & E. L. Bennett, eds. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press, pp. 31–56.

Peres, C.A., 1999. Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropial forest, New York: Columbia University Press.

Puertas, P.., 1999. Hunting effor analysis in northeastern Perú: The case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. University of Florida.

Puertas, P.. & Bodmer, R.E., 2004. Hunting effort as a tool for community-based wildlife management in Amazonia. In K. Silvius, R. Bodmer, & J. Fragoso, eds. People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, pp. 123–136.

Pyke, G.H., Pulliam, H.R. & Charnov, E.L., 1977. Optimal Foraging: A Selective Review of Theory and Tests. The Quarterly Review of Biology, 52(2), pp.137–154.

Read, J.M. et al., 2010. Space , Place , and Hunting Patterns among Indigenous Peoples of the Guyanese Rupununi Region. Journal of Latin American Geography, 9(3), pp.213–243.

Read, M. & Ron, S.R., 2014. Osteocephalus yasuni. AmphibiaWebEcuador . Version 2014.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, p.2014.

Reichel-Dolmatoff, G., 1997. Chamanes de la selva pluvial: Ensayos sobre los indios Tukano del Noroeste Amazónico, London, UK: Themis Books.

Ribeiro-Júnior, M. a et al., 2011. Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in a Neotropical Forest. Zoologia, 28(1), pp.80–91.

Rist, J., 2007. Bushmeat Catch per Unit Effort in space and time : a monitoring tool for bushmeat hunting.

Rist, J. et al., 2008. Evaluating measures of hunting effort in a bushmeat system. Biological Conservation, 141(8), pp.2086–2099.

Rist, J. et al., 2010. Hunter Reporting of Catch per Unit Effort as a Monitoring Tool in a Bushmeat-Harvesting System. Conservation Biology, 24(2), pp.489–499.

Robinson, J.G. & Bennett, E.L., 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forests, New York: Columbia University Press.

Robinson, J.G. & Bodmer, R., 1999. Hacia el manejo de la vida silvestre en los bosques tropicales. In T. G. Fang, O. Montenegro, & R. Bodmer, eds. Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. La Paz, Bolivia: Instituto de Ecologia, pp. 15–26.

Rowcliffe, J.M., Cowlishaw, G. & Long, J., 2003. A model of human hunting impacts in multi-prey communities. Journal of Applied Ecology, 40(5), pp.872–889.

Rudas, A., 2009. Unidades ecogeográficas y su relacion con la diversidad vegetal de la amazonia colombiana. Universidad Nacional de COlombia.

Scott, N.J. & Starrett, A., 1974. An Unusual Breeding Aggregation of Frogs, with Notes on the Ecology of Agalychnis spurrelli (Anura: Hylidae). Bulletin Southern California Academy of Sciences, 73(2), pp.86–94.

Silva, M.N.F. da, Shepard Jr., G.H. & Yu, D.W., 2005. Primate Hunting Practices Manu National Park. Neotropical Primates, 13(2), pp.31–36.

Stearman, A.M., 2000. A pund of flesh: social change and modernization as factors in hunting sustainability among neotropical indigenous societies. In J. G. Robinson & E. L. Bennett, eds. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press, pp. 233–250.

Tafur, M.D.P., 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la caceria de mamíferos en la comunidad de zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Gainía-Colombia. Universidad Nacional de Colombia.

Townsend, W.R., 2000. The Sustainability of Subsistence Hunting by the Sirionó Indians of Bolivia. In J. G. Robinson & E. L. Bennett, eds. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press, pp. 267–281.

Valsecchi, J., El Biziri, H. & Figueira, J., 2014. Subsistence hunting of Cuniculus paca in the middle of the Solimões River, Amazonas, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 74(3), pp.560–568.

Valsechi, J. & Amaral, P.V., 2009. Perfil da caça e dos caçadores na reserva de desenvolvimento sustentável Amanã, Amazonas, Brasil. Uakari, 5(2), pp.33–48.

Vargas-Salinas, F., Bolaños-L, M.E. & Berrío-B., H., 2000. Notas sobre la ecología reproductiva de Agalychnis spurrelli (Anura: Hylidae) en una población de Anchicayá, Pacífico Colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 24(90), pp.85–99.

Wassen, H., 1934. The frog in Indian mythology and imaginative world. Anthropos, 29(5/6), pp.613–658.

Wells, K.D., 2007. The Ecology and Behavior of Amphibians, Chicago,: University of Chicago.

Whiffen, T., 1915. The North-West Amazons: Notes of some months spent among cannibal tribes Constable ., London, UK.

Wright III, H., 2009. As adaptações dos índios tukano e maku-hup' du no rio tiquié : nichos ecológicos distintos ou competição por recursos? Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA.

Yeshurun, R., 2013. Middle Paleolithic Prey Choice Inferred from a Natural Pitfall Trap: Rantis Cave, Israel. In J. L. Clark & J. D. Speth, eds. Zooarchaeology and Modern Human Origins. Human Hunting Behavior during the Later Pleistocene**.** Springer Netherlands, p. 279.

Zapata Ríos, G., 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal., 8(1), pp.59–66.

CAPITULO 2

ASPECTOS POBLACIONALES DE LA RANA ARBORÍCOLA *Osteocephalus taurinus* (HYLIDAE) CAZADA EN DOS COMUNIDADES INDÍGENAS DEL RÍO TIQUIÉ (VAUPÉS, COLOMBIA)

RESUMEN

La cacería como actividad extractiva puede generar diferentes impactos en las poblaciones de especies que son objeto de consumo en comunidades indígenas amazónicas. Con el objetivo de explorar el efecto de la cacería sobre poblaciones de *O. taurinus*, este trabajo determinó algunos aspectos poblacionales de esta especie y simuló a través de dos modelos poblaciones (Modelos matriciales – análisis de perturbación prospectiva y análisis de viabilidad poblacional (AVP)) los posibles efectos de la cacería sobre las poblaciones de *O. taurinus* en las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en el Tiquié colombiano. El registro de datos de la población consumida se llevó a cabo por 43 cazadores durante el periodo 2013-2014. Adicionalmente, durante la época reproductiva de *O. taurinus* (Ene-Mar, 2014) se registraron algunos rasgos de historia de vida y parámetros poblacionales necesarios para la modelación poblacional. Las dos técnicas de cacería y las dos comunidades indígenas presentaron una captura sesgada principalmente hacia los machos, sin embargo para el caso de las hembras existió una mayor proporción de captura en la técnica de trampa y la comunidad de Puerto Loro. Mediante el análisis de perturbación prospectiva se encontró que todas las categorías de edad presentaron valores similares de elasticidad y que el proceso demográfico más importante en la dinámica poblacional de *O. taurinus* es el crecimiento y en menor medida la fecundidad. En los resultados del AVP se observó que las poblaciones de *O. taurinus* podrían resistir escenarios con aumentos en los niveles de cacería y a disminuciones en la fecundidad, siempre y cuando, se aseguren los hábitats de

reproducción y crecimiento para esta especie, y se empleen las “trampas de ranas” como técnica de cacería, ya que promueven el desarrollo de los primeros estadios del ciclo de vida. Los programas de manejo para este recurso deben asegurar el crecimiento de individuos hasta la categoría de adultos (reclutamiento), no obstante estas estrategias de manejo puede cambiar con un mejor conocimiento a futuro de la dinámica poblacional de *O. taurinus*.

Palabras clave: *Osteocephalus taurinus***,** dinámica poblacional, cacería, comunidades indígenas, amazonas.

INTRODUCCIÓN

Actualmente las poblaciones de fauna silvestre se encuentran supeditadas a distintos factores de perturbación como la pérdida y degradación de hábitat, presencia de especies invasoras y sobre-explotación (Bender et al. 1998; Bennett & Robinson 2000; Ojasti 2000; Milner-Gulland & Bennett 2003; Beebee 2005; Govindarajulu et al. 2005; Andrade & Castro 2012). No obstante, esta afectación está determinada tanto por la magnitud y frecuencia de dichas perturbaciones, así como por los rasgos de historia de vida inherentes a cada especie y/o población (Stearns 1977; Promislow & Harvey 1990; Nylin & Gotthard 1998; Beebee 2005; Omašević et al. 2008).

Dentro de las diferentes perturbaciones se encuentra la cacería de fauna silvestre, la cual es una práctica habitual para la consecución de alimento en las comunidades indígenas amazónicas (Bennett & Robinson 2000; Ojasti 2000; Robinson & Bennett 2000; Silvius et al. 2004). Esta actividad extractiva puede generar diferentes efectos sobre las poblaciones naturales, desde impactos en los aspectos demográficos como disminuciones en la densidad y en el crecimiento poblacional, extinciones locales, reducciones en el tamaño corporal promedio de la población y cambios en las proporciones de las clases de tamaño o tallas; hasta probables cambios en algunos rasgos de historia de vida como la edad o talla a la

primera reproducción (Bennett & Robinson 2000; Ojasti 2000; Milner-Gulland & Bennett 2003; Bodmer & Robinson 2004; Wiederholt et al. 2010).

Tales efectos se han observado principalmente en especies de mamíferos y en un menor grado especies de reptiles y aves; grupos en los cuales se han enfocado la gran mayoría de estudios de cacería y sostenibilidad en comunidades indígenas amazónicas (Begazo 1997; Saldaña, S & Saldaña 2011; Peres 2000a; Robinson & Bennett 2000; Strong et al. 2010). La información acerca de la cacería de otros grupos animales como los anuros se restringe solo a algunos relatos y reportes breves de exploradores y científicos en comunidades indígenas del noroccidente (Colombia y Brasil) y nororiente amazónico (Surinam y Guayana francesa) (Koch-Grünberg 1910, 1995; Whiffen 1915; Ardila & Ruiz-Carranza 1997; Lescure et al. 1980; Wassen 1934; Dufour 1992). En estas referencias se desconoce el número de individuos cazados y el posible efecto de esta extracción sobre las poblaciones de especies de anuros que son objeto de consumo en comunidades indígenas amazónicas. .

Dentro de los anuros consumidos se encuentran varias especies de ranas arborícolas del género *Osteocephalus* (Hylidae), las cuáles hacen parte del menú a comienzos de la época de lluvias, cuando llevan a cabo su reproducción. Algunas de estas especies de ranas arborícolas exhiben un patrón de reproducción explosivo (ej. *Osteocephalus taurinus*) (Wells 1977; Gottsberger & Gruber 2001; Gottsberger & Gruber 2004b), el cual se caracteriza por la formación de agregaciones densas de adultos reproductivos por muy cortos periodos de tiempo (pocos días) en los cuales ocurre una intensa actividad reproductiva.

Aparentemente, la congregación masiva de individuos de *Osteocephalus taurinus* en grandes grupos y generando ensordecedores coros durante la época reproductiva facilita la captura de un gran número de presas en tiempos relativamente cortos (Lescure et al. 1980). Esta eficiencia ha sido un atractivo para el uso de esta especie como alternativa de alimento en algunas comunidades indígenas amazónicas. Sin embargo, el impacto de la extracción masiva de

individuos durante la época reproductiva sobre la dinámica poblacional de *O. taurinus* es incierto.

Por consiguiente, el objetivo del presente trabajo es determinar algunas características de la población de *Osteocephalus taurinus* que es objeto de consumo en dos comunidades indígenas del río Tiquié en el Departamento del Vaupés, y explorar el posible efecto de este aprovechamiento sobre estas poblaciones.

Para abordar este objetivo, se buscó caracterizar algunos aspectos de las poblaciones objeto de extracción, estimar algunos parámetros demográficos y modelar su posible dinámica poblacional. Se utilizó este enfoque porque los análisis de dinámica poblacional permiten conocer los factores y procesos más relevantes para la permanencia de una población, así como evaluar el estado de viabilidad actual y a largo plazo. Esta información es vital para el establecimiento de estrategias de manejo, conservación y/o control de poblaciones de vida silvestre (Caswell 2000; Govindarajulu et al. 2005; Federico & Canziani 2005; Wiederholt et al. 2010). Para estos análisis existen diferentes modelos matemáticos que operan con distintos enfoques y son aplicados según el propósito de investigación. En este estudio se buscó explorar: 1.) la importancia relativa de los diferentes estadios y procesos demográficos del ciclo de vida de *O. taurinus* para el crecimiento poblacional y la posible afectación de la cosecha y las diferentes técnicas de cacería sobre la dinámica poblacional y 2.) el posible comportamiento de la población de *O. taurinus* a largo plazo y estimar su probabilidad de extinción bajo diferentes escenarios de cosecha. Para dichas exploraciones se emplearon los modelos matriciales y los análisis de perturbación prospectiva (Caswell 1978; De Kroon et al. 1986; Caswell 2001), y un análisis de viabilidad poblacional (AVP) (Lacy 1993; Lindenmayer et al. 1993; Clark et al. 1991), respectivamente.

Esta es una aproximación exploratoria, pues se basa en datos obtenidos directamente en campo, complementados con datos de la literatura o parámetros estimados para especies cercanas, cuando la información de campo no existe.

MÉTODOS

Especie de estudio

Osteocephalus taurinus (Steindachner 1862) es una especie de rana arborícola de la familia Hylidae de amplia distribución a lo largo de la cuenca amazónica (Colombia, Brasil, Perú, Ecuador, Bolivia, Surinam, Guayana Francesa, Guyana) y parte de la cuenca del Orinoco (Venezuela) (Frost 2015). Esta especie de hábitos nocturnos suele encontrarse en bosques inundables, bosques de tierra firme y ocasionalmente en áreas abiertas o cerca de edificaciones humanas (Bokermann 1965; Duellman & Lescure 1973; Gascon 1989; Gascon 1995; Read & S. R. Ron 2014).

Osteocephalus taurinus presenta un patrón de reproducción explosiva que ocurre a comienzos de la época de lluvias cuando se reúne un gran número de individuos cerca de pozos de agua temporales para llevar a cabo la fecundación (Bokermann 1965; Lescure et al. 1980; Gascon 1989; Hödl 1990; Lima et al. 2008). La congregación de individuos se inicia con la formación de ensordecedores coros de machos que emiten sus vocalizaciones de atracción desde la superficie de los cuerpos de agua o desde la vegetación circundante (Bokermann 1965; Duellman & Lescure 1973; Rodriguez & Duellman 1994).

Las hembras depositan de 2000 a 3000 huevos en la superficie de pozos temporales presentes en áreas inundables y de tierra firme de bosques primarios y secundarios. La postura de diferentes hembras en un mismo pozo puede generar un recubrimiento casi completo de huevos sobre la superficie de estos cuerpos de

agua temporales (Bokermann 1965; Duellman & Lescure 1973; Hödl 1990; Gascon 1995; Neckel-Oliveira 2007; Lima et al. 2008). Los huevos exhiben una eclosión relativamente rápida (48 horas) y los renacuajos pasan por metamorfosis en pocas semanas (30 días) (Gascon, 1989). Posterior a su metamorfosis, los individuos juveniles se dispersan y ascienden hacia el dosel, de donde descienden únicamente hasta la próxima temporada de reproducción a comienzos de la época lluviosa (Barnard & Behnke 2005; Costa-Pereira et al. 2010; Mccracken & Forstner 2014).

Área de estudio

Este estudio se realizó en las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú (0°16’33.5” N y 70°07’27.5” W) y Puerto Loro de Macucú (0°17’21.5” N y 70°13’48.6” W), pertenecientes a la zona del río Tiquié en el departamento del Vaupés en Colombia (Figura 1). El río Tiquié se origina al suroriente del municipio de Mitú (Vaupés), allí recorre cerca de 53 km antes de adentrarse en territorio brasilero y desembocar en el río Vaupés; conformando con éste y otros afluentes la cuenca alta del río Negro (Cabalzar, 2013; Wright III 2009; Britto & Lima 2003).

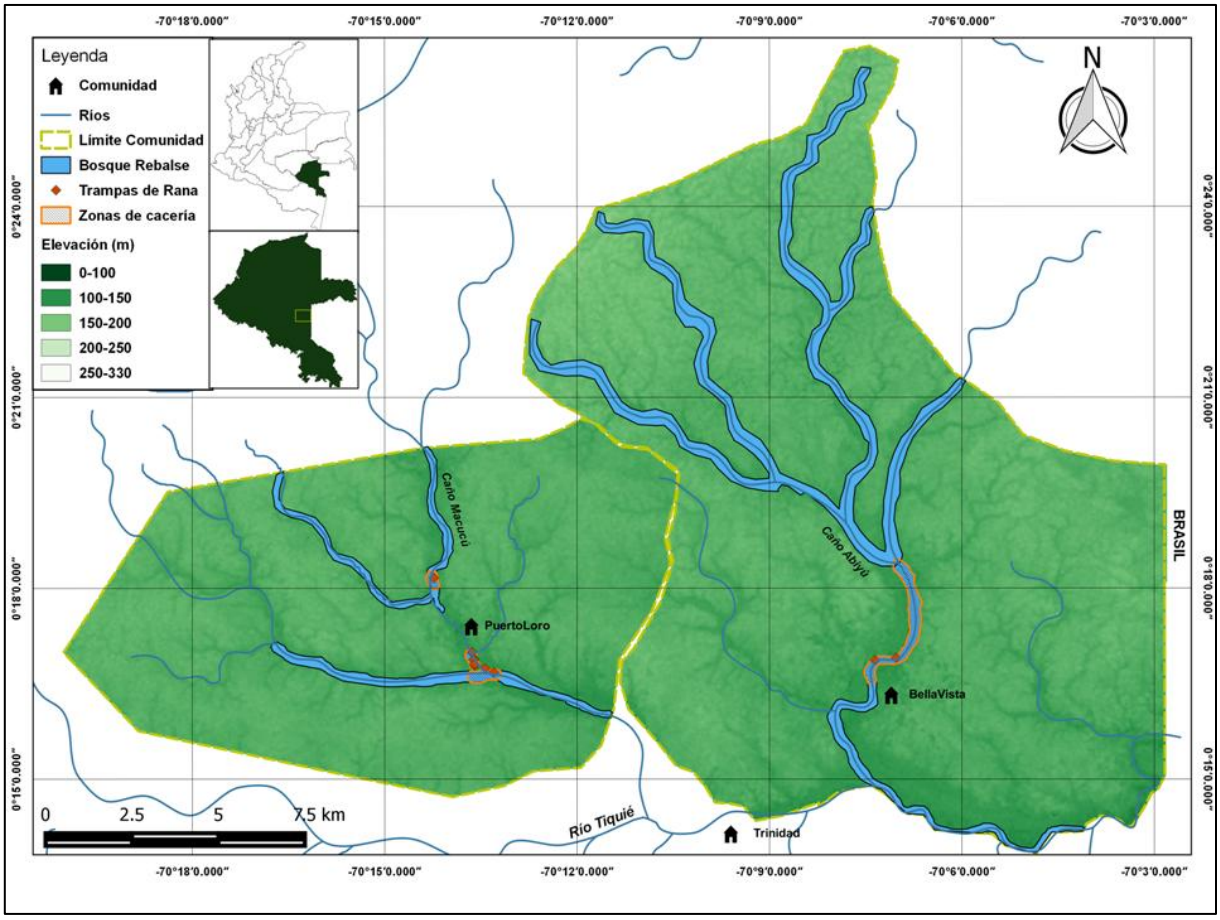


Figura 1. Ubicación de la zona del Tiquié colombiano y de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú en el departamento del Vaupés (Colombia).

La comunidad de Bella Vista de Abiyú tiene un territorio de 260.17 Km^2 y cuenta con una población de 176 habitantes organizados en 22 familias. Es la segunda comunidad más poblada del Tiquié colombiano y sus habitantes pertenecen principalmente a la etnia Tuyuka. Por otra parte, la comunidad de Puerto Loro cuenta con un territorio un poco menor, con de 202.41 Km^2. A pesar de ser la comunidad de la etnia Bará más grande del Tiquié colombiano, es una de las comunidades menos pobladas con 69 habitantes distribuidos en 9 familias (Osorno Muñoz et al. 2014).

Estas dos comunidades cosechan adultos de *Osteocephalus taurinus* y en menor cantidad individuos de otras dos especies del mismo género (*O. yasuni* y *O*

cabrerai) al inicio de la época de lluvias, en el mes de marzo. Para la captura, los indígenas utilizan trampas que consisten en huecos de aproximadamente 1 m de profundidad, cavados para tal fin y que se llenan de agua con las primeras lluvias (capitulo 1). También pueden hacer colecta manual en pozos temporales naturales y/o en la vegetación aledaña. Estas ranas son un recurso de gran importancia en esta época del año, en donde las retribuciones de las actividades de cacería disminuyen. La cosecha de estas ranas es parte integral del calendario ecológico de estas comunidades y marca el indicio de las lluvias, cuyo anuncio es precisamente el canto ensordecedor de los machos de *O. taurinus*.

Registro de datos

Características de la población de Osteocephalus taurinus capturada

El registro de datos se realizó durante el período de Mayo-2013 y Mayo-2014 por 43 cazadores de las comunidades de Bella Vista (27) y Puerto Loro (16). Los cazadores anotaron para cada faena de cacería la especie de cazada, el número de individuos, sexo y presencia de huevos. Este registro de datos se realizó en el marco del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana” realizado por las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, y el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI (Osorno Muñoz et al. 2014).

Paralelamente con el objetivo de conocer mejor la población consumida, se realizaron salidas nocturnas y de acompañamiento en las zonas de cacería durante la época reproductiva de la rana arborícola (*Osteocephalus taurinus*) entre los meses de Febrero y Mayo de 2014. Para cada individuo capturado se registró la especie, sexo, presencia de huevos, peso, Longitud Rostro Cloaca (LRC) y método de cacería (manual o trampa).

Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales de Osteocephalus taurinus

Se registró información sobre los siguientes rasgos de historia de vida y parámetros poblacionales para modelar de forma exploratoria posibles efectos de la cosecha sobre *O. taurinus*:

Tamaño de la postura: De cada hembra capturada se pesó la masa de huevos completa y se tomó una muestra de huevos que se pesó y se contó. Para estimar el número total de huevos se extrapoló la cantidad de huevos en la muestra con respecto al peso total de la postura.

Talla a la primera reproducción: Se asumió que todos los individuos capturados en los sitios de reproducción son potencialmente reproductivos, por lo que este rasgo de vida se estimó como la talla en términos de longitud rostro-cloaca (LRC) de las hembras y machos de menor tamaño capturados.

Eclosión de huevos y supervivencia de renacuajos: Se realizó el seguimiento de varias posturas para determinar el tiempo desde el desove hasta la eclosión. Las posturas a seguir se localizaron en los sitios en donde se observó previa actividad reproductiva de individuos de *O. taurinus*. Posteriormente, el tiempo de eclosión se documentó a través del seguimiento de los huevos durante los tres días posteriores al desove, de acuerdo con la información reportada por Gascon (1989).

Se hizo seguimiento a los renacuajos para determinar la supervivencia. Debido a la posibilidad de desove de otras especies de *Osteocephalus* en los mismos pozos o trampas, se realizó la verificación taxonómica y molecular de los renacuajos empleando las descripciones y claves taxonómicas existentes para renacuajos de estas especies (Duellman & Lescure 1973; Lynch & Suaréz 2011), y la técnica de DNABarcoding (Goebel et al. 1999). Este último procedimiento se llevó cabo en el Laboratorio de Biotecnología del Instituto SINCHI en Bogotá.

Se tomó una muestra aleatoria de 2000 renacuajos pertenecientes a posturas de diferentes individuos de *O. taurinus* se agruparon en cuatro pozos de 50 cm^3 (500 renacuajos/pozo) construidos en la zonas de rebalse. Los pozos fueron recubiertos con plástico para evitar la filtración de agua y se acondicionaron con capa de hojarasca de estas zonas para simular las condiciones naturales de desarrollo. El seguimiento se realizó a lo largo de 30 días posteriores a la eclosión y se llevó a cabo un conteo en el día 30 para observar el número de individuos vivos. Los tiempos de seguimiento se basaron en el período de desarrollo reportado para esta especie en otras localidades de la gran cuenca del río negro (Gascon 1989). Complementariamente se realizaron observaciones del tiempo de desarrollo de renacuajos de *O. taurinus* en los sitios originales de desove y en los pozos utilizados como trampas de cacería.

Características de otras poblaciones de Osteoceocephalus spp. consumidas

Con la finalidad de comparar las cosechas y aspectos reproductivos entre *O. taurinus* y otras especies de *Osteocephalus* que también son objeto de consumo en las dos comunidades de estudio, se registró el número de individuos capturados, sexo, LRC y tamaño de la postura (n° de huevos). Estos procedimientos se realizaron bajo la misma metodología descrita anteriormente.

Análisis de datos

Estructura de la población Osteocephalus taurinus consumida

Para comparar las proporciones de sexos de los individuos capturados entre las técnicas de cacería y las comunidades indígenas, se empleó la prueba de Chi-cuadrado. De igual manera, se comparó la proporción de hembras capturadas con presencia y ausencia de huevos entre las técnicas de cacería. Adicionalmente, se graficó la proporción de sexos de las ranas capturadas a lo largo de la época de cosecha.

Por otra parte, para observar gráficamente la distribución de las tallas (LRC) de los individuos, se realizaron histogramas de frecuencia para cada especie y técnica de

cacería. Adicionalmente, se comparó el LRC de los individuos capturados entre técnicas de cacería mediante una prueba de Kruskal Wallis debido a que los datos no cumplían los supuestos de normalidad y homegeneidad de varianzas. Estas comparaciones y gráficas se realizaron empleando los programas RWizard (Guisande et al. 2014) y Statgraphics (Statpoint Technologies Inc. 2014).

Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales

La fecundidad es un parámetro esencial en la dinámica poblacional debido a que determina el número de descendientes por cada reproductor potencial. Sin embargo, en algunas especies de anuros éste parece ser un parámetro que varía con el tamaño de las hembras (LRC) (Crump 1974; Prado & Haddad 2005; Duellman & Trueb 1986). Con la intención de observar si la fecundidad de las hembras de *O. taurinus* está influenciada por el tamaño de las hembras, se realizó una regresión lineal entre la tallas (LRC) de las hembras y el tamaño de la postura (número de huevos).

Adicionalmente, para establecer la tasa de supervivencia de renacuajos de *O. taurinus* para la localidad de estudio, se promedió el porcentaje de supervivencia de renacuajos a los 30 días de las cuatro repeticiones realizadas.

Características de otras poblaciones de Osteocephalus spp. consumidas

Para comparar las proporciones de sexo de los individuos capturados en cada una de las especies de *Osteocephalus* se realizó una prueba de Chi-cuadrado para el grupo de datos de cada especie. Adicionalmente se graficó mediante un histograma la frecuencia de tallas (LRC) de los individuos capturados.

Análisis poblacionales exploratorios

Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva:

Los modelos matriciales permiten realizar proyecciones del crecimiento poblacional, así como conocer la estructura estable de categorías y la importancia reproductiva de cada estadio del ciclo de vida. Estas proyecciones se realizan

asumiendo un crecimiento exponencial en donde no existe una limitante para el crecimiento de la población (Caswell 2001; Lemos-Espinal et al. 2005). Aunque este supuesto no se cumple en la realidad, la utilidad de este método radica en la posibilidad de realizar posteriormente análisis de perturbación prospectiva.

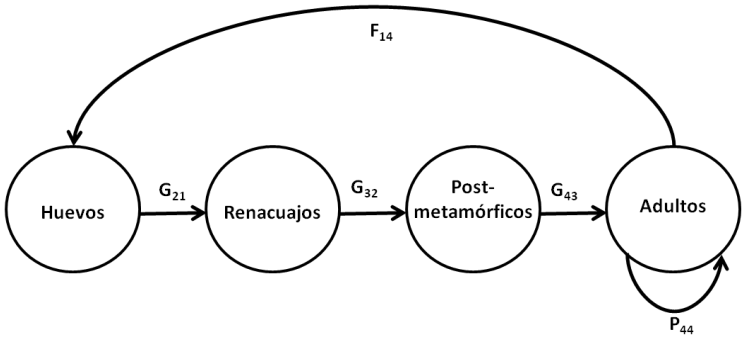
Por su parte, los análisis de perturbación prospectiva (conocidos comúnmente como análisis de sensibilidad y elasticidad) son derivados de los modelos matriciales de crecimiento poblacional (Caswell 2001). Su fundamento consiste en conocer y analizar la importancia absoluta (sensibilidad) y relativa (elasticidad) de las tasas vitales, de las categorías de edad o tamaño y de los procesos poblaciones mediante su aporte a la tasa de crecimiento poblacional (λ) (Caswell 1978; De Kroon et al. 1986; Silvertown et al. 1993). Sin embargo, debido a que el análisis de elasticidad está enfocado en la importancia relativa de estas tasas vitales y procesos, su aplicación es más destacada ya que facilita la comparación entre poblaciones de la misma especie o especies diferentes (De Kroon et al. 1986).

De manera adicional, con base en el análisis de elasticidad se pueden realizar cambios en las matrices de transición y explorar los efectos que puedan tener el aumento o disminución de las tasas vitales en el crecimiento poblacional (λ). Por consiguiente, este análisis se empleó para explorar el efecto de la cacería sobre las poblaciones de *O. taurinus* que son objeto de aprovechamiento en dos comunidades indígenas. Para llevar a cabo estos análisis a continuación se describirá el proceso para la creación de la matriz de transición de *O. taurinus*.

Debido a que la matriz de transición es una representación numérica del ciclo de vida de la especie en interés, se creó en primera instancia un diagrama del ciclo de vida de *O. taurinus* basado en los estadios reportados y recomendados para análisis poblaciones en anuros (Duellman & Lescure 1973; Gascon 1989; Costa-Pereira et al. 2010; Wells 2007; Biek et al. 2002). Con base en esto, se establecieron 4 categorías de edad correspondientes a los 4 estadios probables de un individuo de *O. taurinus* a lo largo de su ciclo de vida: Huevo, Renacuajo,

Post-metamórfico (Juvenil) y Adulto (Figura 2). La presencia de una sola categoría de adultos se estableció con base en el análisis entre LRC de las hembras reproductivas y el tamaño de la postura, el cual no presentó una diferenciación en la fecundidad entre las hembras reproductivas de diferente tamaño capturadas.

Posteriormente, se creó una matriz de transición de 4x4 en la cual se introdujeron las diferentes contribuciones entre las categorías de edad del tiempo *t* (*j*=columnas) y del tiempo *t+1* (*i*=filas) (Figura 2). Estas contribuciones fueron: 1.) la probabilidad de transición de individuos de una categoría de edad a otra (Growth=G); 2.) la probabilidad de permanencia de individuos en una misma categoría de edad (P=Permanence) y 3.) la producción de descendientes (n° crías) de un individuo de una categoría de edad biológicamente reproductiva (Fecundity=F). Los valores de las diferentes contribuciones se establecieron con base en los datos obtenidos por este estudio y la información bibliográfica reportada para especies de ranas arborícolas tropicales (Tabla 1).



$$\begin{vmatrix} 0 & 0 & 0 & F_{14} \\ G_{21} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & G_{32} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & G_{43} & P_{44} \end{vmatrix}$$

Figura 2. Ciclo de vida y matriz de transición propuesta para *O. taurinus*.

Tabla 1. Valores de las tasa vitales empleados en la elaboración de la matriz de transición.

Tasa vital	Valor	Fuente
Crecimiento huevo a renacuajo	0.9	(Kluge 1981; Gascon 1989; Gascon 1995; Neckel-Oliveira 2007)[1]
Crecimiento renacuajo a postmetamórfico	0.7815	Este estudio
Crecimiento postmetamórfico-adulto	0.01	(Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Toledo 2007; Costa-Pereira et al. 2010)[2]
Permanencia de los adultos	0.01	(Kluge 1981; Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Ortega-Andrade et al. 2011;)[3]
Fecundidad de los adultos	2879	Este estudio

1. Datos de supervivencia de huevos de *Hypsiboas rosenbergii* e información del estadio de huevos de especies de anuros (incluida *O. taurinus*) que se reproducen en pozos temporales.
2. Información biológica de este estadio para especies de anuros que presentan reproducción en pozos temporales y un elevado número de descendientes. *Agalychnys spurrelli.*
3. Recopilación de supervivencia de adultos en especies de hylidos neotropicales, especialmente de *Hypsiboas rosenbergii.*

Luego de esto, para realizar la proyección del crecimiento poblacional se requiere un vector de abundancias de todas las categorías de edad. Por lo tanto, para las categorías de adultos y de huevos, las abundancias se estimaron a partir del total de individuos capturados, la proporción de hembras de la población consumida y la proporción de hembras sin presencia de huevos. Para los estadios intermedios (renacuajo y post-metamórfico), las abundancias se estimaron partiendo del número de huevos calculados y las transiciones asumidas anteriormente entre estas categorías. Con estos elementos se realizó la proyección de crecimiento poblacional con las iteraciones necesarias para encontrar la tasa de crecimiento estable (λ), la distribución estable de categorías de edad (*vector w*) y el valor reproductivo específico de cada categoría de edad (*vector v*) (Caswell 2001).

Posteriormente, para la creación de la matriz de elasticidad se siguieron los procedimientos matemáticos propuestos por De Kroon et al. (1986). La matriz de elasticidad obtenida presenta la importancia relativa o proporcional de cada tasa vital en el crecimiento poblacional, en donde la suma de todos los valores es 1. Esta proporcionalidad además de permitir la comparación entre las diferentes

tasas vitales (ej. crecimiento huevos vs. fecundidad de adultos), permite a través de la adición de las elasticidades respectivas la comparación entre categorías de edad (ej. renacuajos vs. adultos) y procesos demográficos (ej. crecimiento vs. permanencia) (Silvertown et al. 1993).

De manera adicional, debido a que este análisis otorga bases para realizar simulaciones de cambios en las tasas vitales de la matriz de transición, se crearon 6 posibles escenarios relacionados con el sistema de cacería de ranas arborícolas *Osteocephalus spp*. Estos escenarios se basaron en el trabajo de Cortés-Duque (2009), en el cual las simulaciones de extracción de *Trachemys callirostris* se realizaron disminuyendo progresivamente (-10%) las tasas vitales de interés. Los escenarios propuestos son: 1.) Aumento en la extracción de adultos (disminución en la permanencia de adultos), 2.) Aumento en la extracción de hembras con una reproducción no exitosa (disminución en la fecundidad de adultos), 3.) Aumento en la mortalidad de renacuajos durante la época de estiaje (disminución en el crecimiento de renacuajos), 4.) Aumento en la extracción de adultos y aumento en la extracción de hembras con una reproducción no exitosa (disminución en la permanencia de adultos y disminución en la fecundidad de adultos), 5.) Aumento en la extracción de adultos y aumento en la mortalidad de renacuajos durante la época de estiaje (disminución en la permanencia de adultos y disminución en el crecimiento de renacuajos), 6.) Aumento en la extracción de adultos, aumento en la extracción de hembras con una reproducción no exitosa y aumento en la mortalidad de renacuajos durante la época de estiaje (disminución en la permanencia de adultos, disminución en la fecundidad de adultos y disminución en el crecimiento de renacuajos

Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP):

Desde diferentes enfoques (ej. experimental, biogeográfico, modelos teóricos, modelos de simulación y genético) los investigadores a nivel mundial han analizado la vulnerabilidad de poblaciones de vida silvestre que se encuentran sometidas a diferentes perturbaciones que podrían poner en riesgo su viabilidad

(ej. pérdida de hábitat, sobre explotación, sequías) (Shaffer 1981; Lindenmayer et al. 1993). Dentro de éstos, los modelos de simulación permiten a través del empleo de modelos computacionales proyectar los procesos de extinción que operan sobre poblaciones de organismos y evaluar su viabilidad a largo plazo (Clark et al. 1991). Estas aplicaciones los han convertido en una herramienta de gran importancia en la toma de decisiones biológicas y políticas por parte de los investigadores de vida silvestre sobre poblaciones de especies en peligro o bajo algo un grado de amenaza o perturbación (Shaffer 1981; Clark et al. 1991; Lindenmayer et al. 1993; Lindenmayer et al. 2000).

Dentro de las herramientas generadas para usar estos modelos se encuentra el software *Vortex*, el cual "a través del método de Monte Carlo permite la creación de modelos de simulación computacionales que evalúan los efectos de las fuerzas deterministas (ej. eventos estocásticos demográficos, ambientales y genéticos) sobre las poblaciones de vida silvestre" (Lacy 1993). A diferencia de los modelos matriciales, este modelo asume un crecimiento logarítmico de la población, en donde la principal limitante es la capacidad de carga del hábitat (*K*). A pesar de que su creación fue enfocada principalmente hacia especies de mamíferos, aves y reptiles con baja fecundidad y longevidades largas, su aplicación a especies de características biológicas opuestas (alta fecundidad y longevidad corta) como *O. taurinus* es igualmente viable (Lacy 1993).

Para la creación de este modelo se requiere una gran información biológica de la población y especie de interés. No obstante, por ser un modelo de simulación su aplicación permite la exploración de diversos parámetros biológicos y poblacionales para los análisis de viabilidad poblacional (Lacy 1993; Lindenmayer et al. 2000). Por lo tanto, para este análisis se empleó la información obtenida por este trabajo e información proveniente de especies de anuros semejantes en términos reproductivos y/o taxonómicos. Estos datos se describen más adelante y se encuentran resumidos en Tabla 2. Debido a la presencia de trampas en la comunidad de Puerto Loro y a su función como reservorios de agua, para esta comunidad se asumió una menor mortalidad (21.85%, este estudio) en la primera

categoría de edad. En comparación, para Bella Vista se asumió una mortalidad de 85% estimada para este estadio en otras zonas de la cuenca del río Negro (Gascon 1989; Neckel-Oliveira 2007).

Debido a que *Vortex* asume que los tiempos de transición entre las diferentes categorías de edad de una especie son constantes, (algo que no es común en anuros), la mayoría de los modelos creados para especies de anuros establecen categorías de edad post-metamórficas (juveniles y adultos) entre las cuales el tiempo de transición puede establecerse en años y aparentemente hacer más fácil la interpretación por parte del software (Chan et al. 2014; Lacy, R *obs. per.*). No obstante, este procedimiento pasa por alto los primeros estadios del ciclo de vida de los anuros y sus tasas de vitales dentro de la dinámica poblacional. Es por ello que debido a que los tiempos de transición entre las categorías de edad de *O. taurinus* no son constantes (48h - 1 año), fue necesario modificar la equivalencia del valor "año" (1 año= 12 timesteps) para poder ingresar los datos de mortalidad para cada uno de los categorías de edad. Aún así, debió eliminarse una categoría de edad (Huevos), estableciéndose por lo tanto un tiempo mínimo de transición de 30 días para facilitar el ingreso de los datos de la mortalidad de renacuajos y los cálculos computacionales.

Posteriormente, con el objetivo de evaluar los efectos de la cacería sobre las poblaciones de *O. taurinus* en las dos comunidades indígenas, se elaboró un modelo de simulación Base y 6 modelos de simulación de cosecha para cada comunidad, en donde se combinaron tres magnitudes de extracción ("Normal", +50% y +100%) y dos probabilidades de reproducción para las hembras capturadas ("Natural" y -75%). Las magnitudes de extracción se basaron en el número de individuos capturados durante el desarrollo de este estudio (años 2013-2014) y los incrementos propuestos (+50% y +100%) fueron asumidos con el incremento poblacional que pueda presentarse en las poblaciones de Bella Vista y Puerto Loro durante los próximos 50 años. Igualmente, debido a que se presentó un alto porcentaje de hembras capturadas con presencia de huevos (promedio de 75% teniendo en cuenta las dos técnicas), se decidió evaluar esta disminución en

la tasa reproductiva (fecundidad) como efecto adicional de la cacería sobre las poblaciones de *O. taurinus*.

Tabla 2. Parámetros empleados para la creación de los modelos de simulación en Vortex.

Página de entrada	Parámetro	Valor	Referencia
Ajustes de escenario	No. de iteraciones	500	-
	No. de años	600 timesteps (50 años)	-
	Duración de cada año en días	30 (12 timesteps= 1 año)	-
	Definición de extinción	Presencia un solo sexo	-
	No. de poblaciones	1-2	-
Sistema reproductivo	Sistema de apareamiento	Poligínico	(Wells 1977)[1]
	Edad a la primera reproducción	12 (1 año)	(Duellman & Trueb 1986; Wells 2007)[2]
	Edad max. de reproducción	60 (5 años)	(Human Ageing Genomic Resources n.d.; Max Planck Institute 2009)[3]
	No. max. de nidadas por año	1	Asumido
Tasas reproductiva	% de hembras reproducidas (*p*)	100% y 25%	Este estudio
	Número de progenie por nidada	2879 (±890)	Este estudio
Tasas de mortalidad	Edad 0-1 (Renacuajo - Post-metamórfico)	21.85% 85%	Este estudio (Gascon 1989; Neckel-Oliveira 2007)
	Edad 1-12 (Post-metamórfico - Adulto)	99%	(Costa-Pereira et al. 2010; Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Toledo 2007)[4]
	Edad 12 mortalidad anual	99%	(Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Ortega-Andrade et al. 2011; Kluge 1981)[5]
Tamaño poblacional inicial	Tamaño poblacional inicial	3000	Asumida
Capacidad de carga	Capacidad de carga	3000	Asumida
Cosecha	Año e intervalo de cosecha	1-100, cosecha anual	Este estudio
	Adultos cosechados BV (M:H)	960:412	Este estudio
	Adultos cosechados PL (M:H)	432:288	
	Cosecha +50% BV	1440:618	
	Cosecha +50% PL	648: 432	
	Cosecha +100% BV	1920:824	
	Cosecha +100% PL	864:576	

[1] Sistema de reproducción propuesto para especies de anfibios que exhiben un patrón de reproducción explosivo
[2] Recopilación de datos de edad a la primera reproducción para especies de hylidos neotropicales.
[3] Promedio de datos de longevidad para 10 especies de hylidos neotropicales.
[4] Información biológica de este estadio para especies de anuros que presentan reproducción en pozos temporales y un elevado número de descendientes.
[5] Recopilación de supervivencia de adultos en especies de hylidos neotropicales, especialmente de *Hypsiboas rosenbergii*

RESULTADOS

Estructura de la población capturada de *Osteocephalus taurinus*

Se registró un total de 1954 individuos cazados de *Osteocephalus taurinus* en las comunidades indígenas de Bella Vista y Puerto Loro. Mediante la técnica manual se capturó un total de 1488 individuos (BV=1225 y PL=263) con un promedio de captura por faena de 45,11 (±50,55) individuos para la técnica manual en Bella Vista y de 25,428 (±20,07) individuos para la técnica manual en Puerto Loro. En comparación, mediante la técnica de trampa se capturó un total de 466 individuos con un promedio de captura de 72.285 (±61.71) individuos por faena. Adicionalmente, la comunidad de Bella Vista capturó un total de 1371 individuos, superando en magnitud a la comunidad de Puerto Loro que registró 729 individuos capturados.

La proporción de sexos (M:H) pudo ser evaluada y comparada únicamente para 44 de las 52 faenas de cacería realizadas. Se encontraron diferencias significativas en la proporción de sexos de *O. taurinus* entre las dos comunidades indígenas (X^2=15.01, p <0.001) y entre las dos técnicas de cacería empleadas (X^2=9.13, p <0.001) (Figura 3). La proporción de machos capturados fue mayor en la comunidad de Bella Vista (2.2**:**1) en comparación con las proporciones reportadas en la comunidad de Puerto Loro **(**1.4**:**1**)**. Igualmente, el método manual presentó una mayor relación de machos (2.1:1) en comparación con la técnica de trampas (1.4:1).

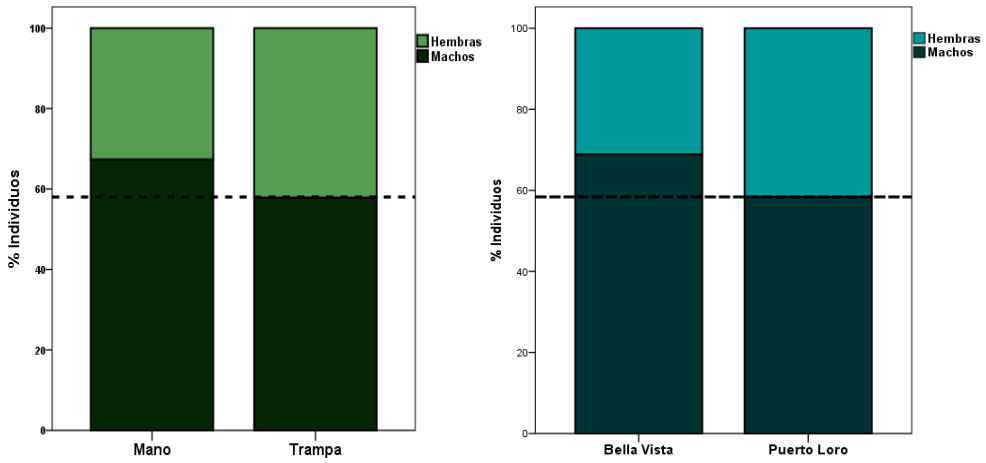


Figura 3. Proporción de sexos de individuos O. taurinus capturados entre las dos técnicas de cacería y las dos comunidades indígenas.

Adicionalmente, a lo largo de la época reproductiva de *O. taurinus* se encontró una mayor proporción de machos, principalmente en dos lapsos de tiempos, entre los meses de enero y marzo, y a finales del mes de marzo y comienzos del mes de abril (Figura 4).

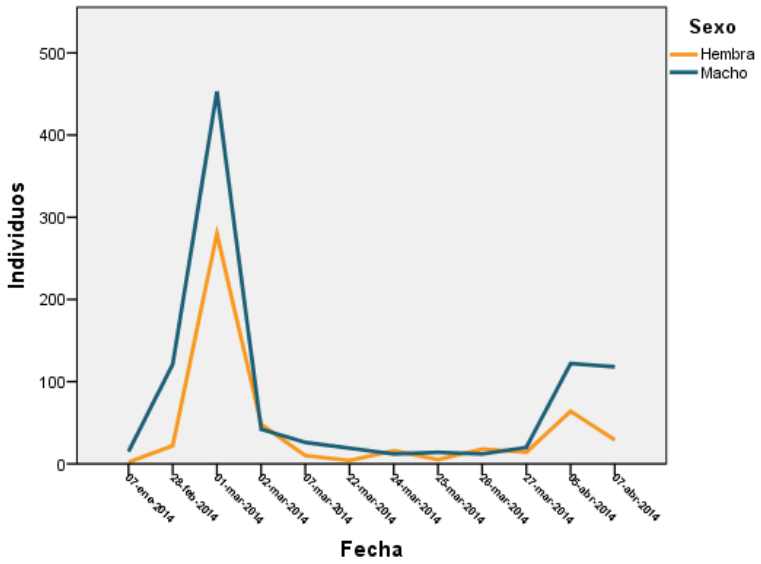


Figura 4. Frecuencia de machos y hembras de O. taurinus encontrados en la época reproductiva entre Enero-Abril del 2014.

Por otra parte, se encontró que el porcentaje de hembras con huevos capturadas mediante las técnicas manuales y de trampa fue de 82% y 68%, respectivamente. No obstante, no se encontraron diferencias significativas entre las proporciones de hembras capturadas con huevos entre las dos técnicas de cacería. (X^2=1.7, p >0.05) (Figura 5). Estas proporciones fueron registradas para 69 hembras capturadas en 9 faenas de cacería.

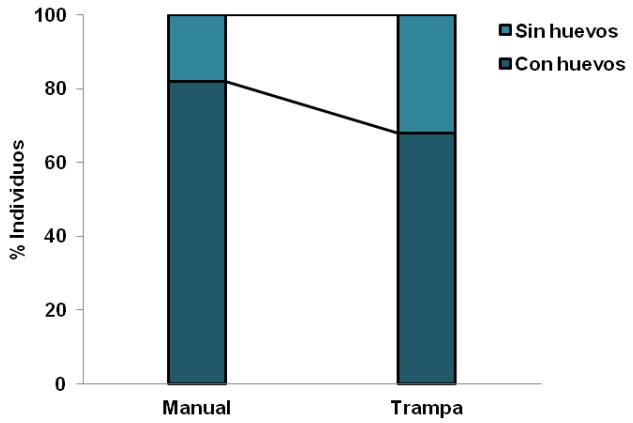


Figura 5. Proporción de hembras de *O. taurinus* capturadas con y sin presencia de huevos para las dos técnicas de cacería.

Con respecto a las tallas (LRC) de los individuos capturados, se logró la medición para 235 individuos de *O. taurinus* (Figura 6). Las hembras presentaron un tamaño mayor ($\bar{Y}$=94.45 mm, ±8.44) (53.3-104.7mm; n=69) en comparación con los machos ($\bar{Y}$=74.62 mm, ±5.50) (60.3-88.4; n=166).

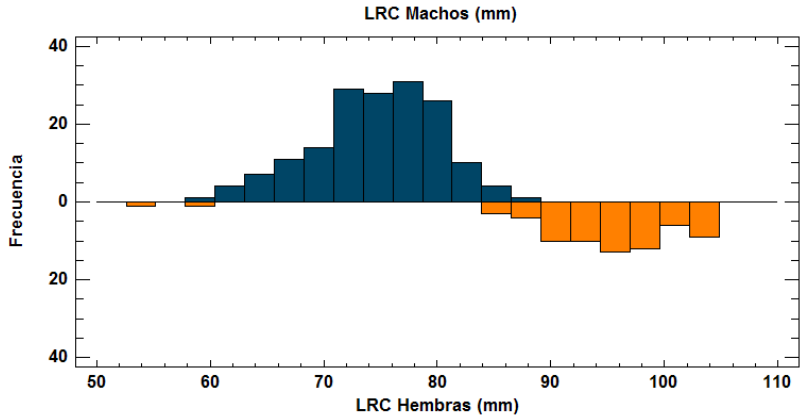


Figura 6. Histograma de las tallas (LRC) de los individuos capturados de *O. taurinus*.

En las técnicas de cacería se encontraron diferencias significativas solamente para la talla de machos (H=18.9, p<0.0001) en comparación con las hembras capturadas (H=2.69, p=0.10) (Figura 7). Los machos capturados mediante el método manual presentaron un promedio de talla mayor 76.1 (±0.53) mm con respecto a los machos capturados por trampas 72.3 (±0.53) mm. De igual manera, las hembras capturadas mediante el método manual presentaron un promedio de talla ligeramente mayor 9.63 (±0.49) en comparación con las hembras capturadas mediante la técnica de trampa 9.40 (±0.51).

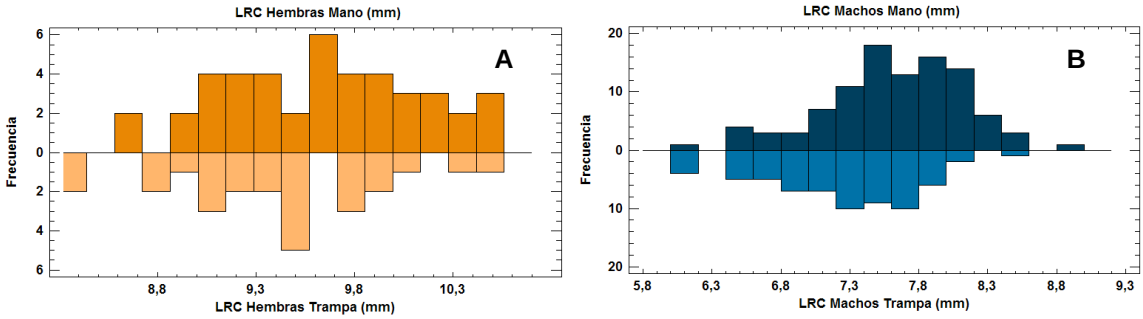


Figura 7. Histograma de la talla (LRC) de machos (A) y hembras (B) capturados mediante las dos técnicas de cacería.

Rasgos de historia de vida y algunos parámetros poblacionales de *Osteocephalus taurinus*

Se encontró un tamaño de postura promedio de 2879.4 huevos (±890.2; n=19) para *O. taurinus*. Adicionalmente, no se encontró una relación lineal entre la talla de las hembras (LRC) y el tamaño de la postura (Figura 8). Por otra lado, con base en las tallas (LRC) de los individuos capturados se estableció una talla mínima de reproducción de 84.3 mm para las hembras y de 60.3mm para los machos.

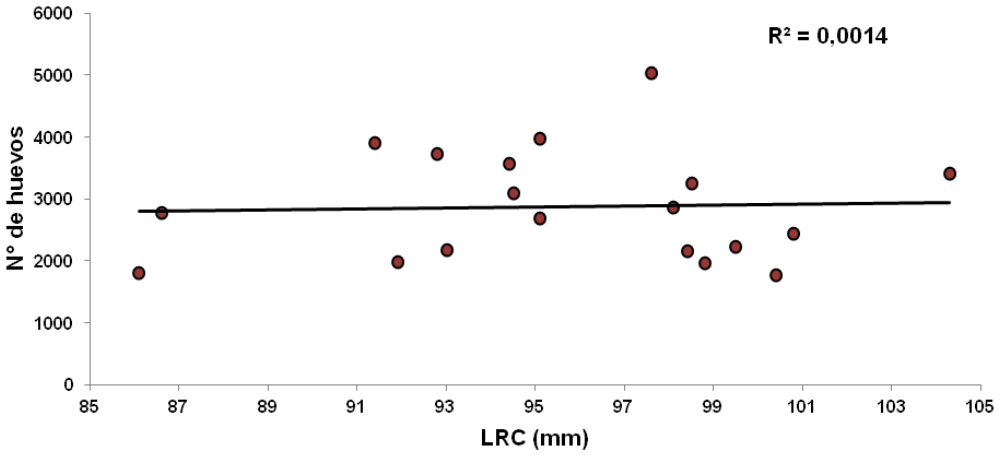


Figura 8. Regresión lineal entre el tamaño de la postura (N° huevos) y el tamaño de las hembras (LRC) en *O. taurinus*.

Para el tiempo de desarrollo de los primeros estadios, se observó un tiempo de eclosión de 36-48 horas aproximadamente y un tiempo de metamorfosis para los renacuajos de 25-30 días. Para este último estadio se registró una supervivencia promedio de 78.15% (±4.59). Adicionalmente, se observó que en comparación con los sitios naturales de desove (pozos temporales), los pozos utilizados como trampas de cacería no sufrieron procesos de desecación a lo largo del tiempo de desarrollo de los renacuajos.

Características de otras poblaciones de *Osteocephalus spp.* consumidas

Se registró un total de 146 individuos cazados pertenecientes a las especies *Osteocephalus yasuni y O. cabrerai* en las comunidades indígenas de Bella Vista y Puerto Loro. *O. yasuni* fue la segunda especie más capturada de este género con 130 individuos, seguida por *O. cabrerai* con 16 individuos. La captura de las tres especies de *Osteocephalus* (junto con *O. taurinus*) fue realizada únicamente en la comunidad de Bella Vista, ya que en la comunidad de Puerto Loro sólo se reportó el consumo de *O. taurinus*. Sin embargo, *O. taurinus* y *O. yasuni* son considerados localmente como un único grupo de recursos, por lo que los registros de *O. yasuni*

pueden estar enmascarados por *O. taurinus*. Adicionalmente, la especie *O. cabrerai* fue capturada por un único cazador en la comunidad de Bella Vista.

Entre las tres especies de *Osteocephalus* capturadas no se encontraron diferencias significativas entre las proporción de sexos (X^2=0.48, p >0.05) (Figura 9).

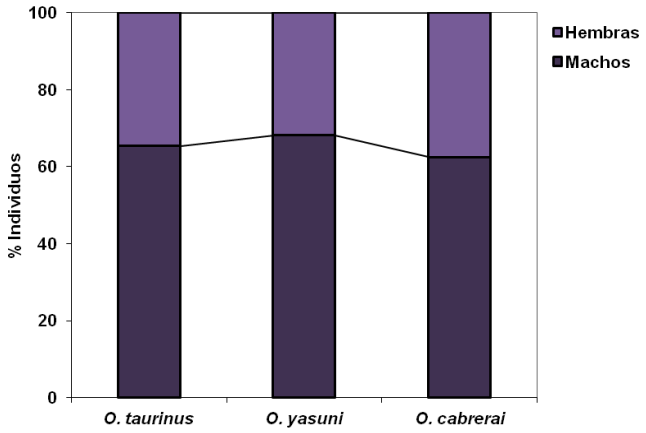


Figura 9. Proporción de sexos entre las tres especies de ranas arborícolas (Osteocephalus spp.) consumidas.

Las especies *O. yasuni* (n=52) y *O. cabrerai* (n=15) presentaron tallas relativamente similares, con un LRC para las hembras de 55.17 mm (±4.09) (50.2-65.5; n=22) y 64.5 mm (±2.67) (60.9-67.8; n=5), y para los machos de 46.68 mm (±1.84) (43.2-51.2; n=30) y 46.15 mm (±1.97) (42.9-49.4; n=10), respectivamente (Figura 10). Con base en lo anterior, se estableció una talla mínima de reproducción para *O. yasuni* (♀:50.2mm y ♂: 43.2mm) y *O. cabrerai* (♀: 60.9mm y ♂: 42.9mm). Finalmente, el tamaño de la postura fue relativamente similar entre las dos especies, con un promedio de 1443.3 (±737.1; n=7) huevos para *O. yasuni* y 1282 (±230.7; n=4) huevos para *O. cabrerai*.

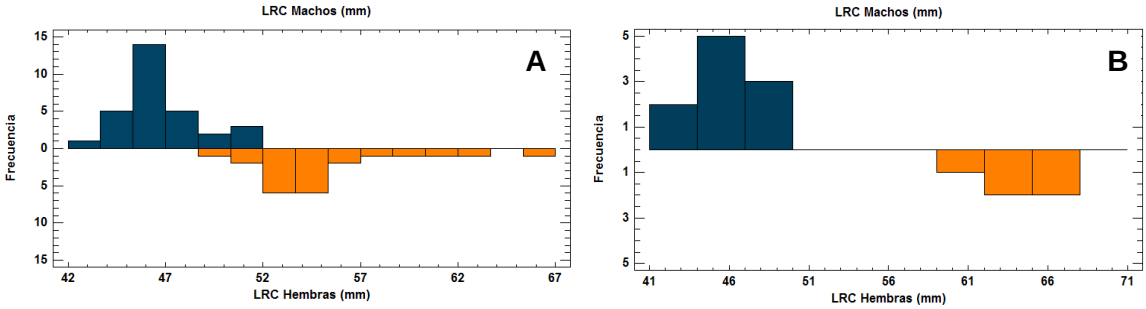


Figura 10. Histograma de las tallas (LRC) de los individuos capturados de: A.) *O. yasuni*, y B.) *O. cabrerai*.

Análisis poblacionales exploratorios

Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva

Para el análisis de proyección poblacional se obtuvo una tasa finita de crecimiento poblacional (λ) estable de 2.123 (Tabla 3). Adicionalmente, se obtuvo la estructura estable de edades (*w*) y la importancia reproductiva de cada categoría de edad (*v*). Se encontró que las categorías de edad pre-reproductivas son significativamente más abundantes en comparación con la categoría de adultos. Igualmente, se encontró que la categoría de adultos presentaba los valores más altos en la importancia reproductiva.

Tabla 3. Matriz de proyección poblacional de Osteocephalus taurinus. Nx: número de individuos por categoría de edad. w: Vector de distribución de categorías estables. v: Vector de valor reproductivo de cada categoría.

	Huevo	Renacuajo	Post-metamórfico	Adulto	Nx	*w*	*v*	λ
Huevo	0	0	0	2879	777330	0,6327	1,00	2,123
Renacuajo	0,9	0	0	0	699597	0,2682	2,36	
Post-metamórfico	0	0,7815	0	0	546735	0,0987	6,41	
Adulto	0	0	0,01	0,01	3000	0,0005	1361,80	

Con respecto al análisis de elasticidad, para las transiciones huevo-renacuajo, renacuajo-post-metamórfico, post-metamórfico-adulto, y para el aporte de fecundidad de los adultos se obtuvieron los valores más altos. En comparación, la permanencia de adultos presentó los valores más bajos de elasticidad (Tabla 4). Por otra parte, la elasticidad de los adultos fue solo ligeramente mayor que la elasticidad de los otros estadios. Igualmente, el proceso demográfico con mayor elasticidad fue el de crecimiento, seguido de la fecundidad y por último la permanencia (Figura 10).

Tabla 4. Matriz de elasticidad de *O. taurinus* en la comunidad de Bella Vista (Tiquié Colombiano).

	Huevo	Renacuajo	Post-metamórfico	Adulto
Huevo	0	0	0	0,2498
Renacuajo	0,2497	0	0	0
Post-metamórfico	0	0,2498	0	0
Adulto	0	0	0,2499	0,0012

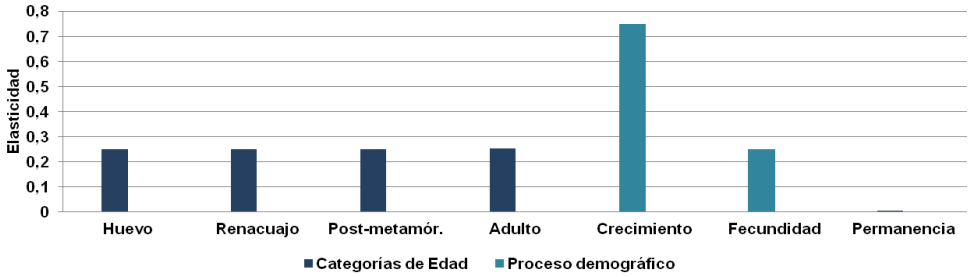


Figura 11. Elasticidades de las categorías de edad de *O. taurinus* y los procesos demográficos del ciclo de vida.

Por otra parte, para los modelos de extracción se encontró que el modelo 1 (permanencia de adultos) es el único que no presenta cambios en los valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) (Figura 11). En comparación los modelos 5 (fecundidad de adultos y crecimiento de renacuajos) y 6 (permanencia y fecundidad de adultos y crecimiento de renacuajos) presentaron un descenso en λ a partir de la disminución del 10% de las tasas vitales, llegando a valores <1 a

partir del 80% de la disminución en las tasas vitales. Igualmente, los modelos 2 (fecundidad de adultos) 3 (crecimiento de renacuajos) y 4 (permanencia y fecundidad de adultos) presentaron una descenso de λ a partir de la disminución del 10% en las tasas vitales, alcanzándose valores cercanos a uno con el 90% de disminución.

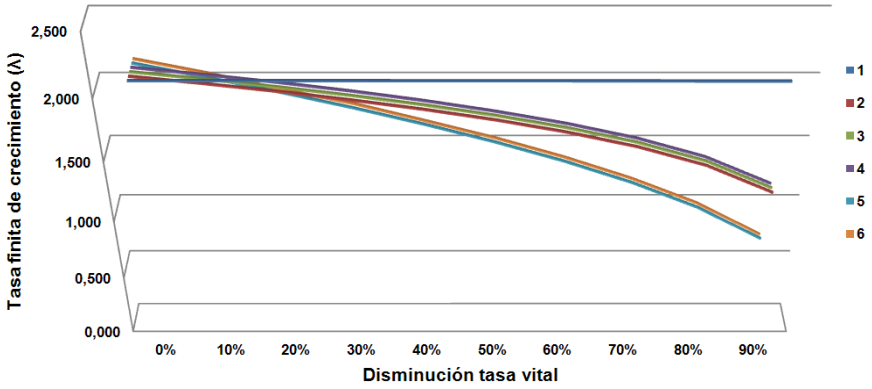


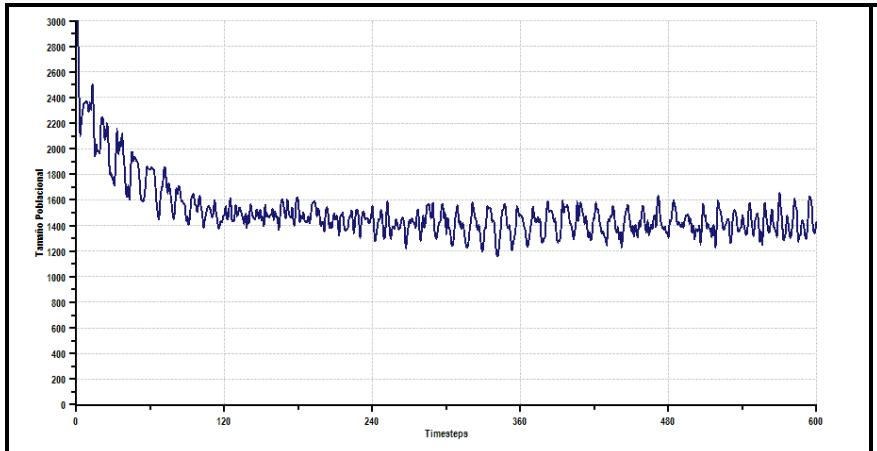
Figura 12. Relación entre la tasa finita de crecimiento (λ) y la disminución progresiva de las tasas vitales en los 6 modelos de extracción planteados. 1 (permanencia de adultos), 2 (fecundidad de adultos) 3 (crecimiento de renacuajos), 4 (permanencia y fecundidad de adultos), 5 (fecundidad de adultos y crecimiento de renacuajos) y 6 (permanencia y fecundidad de adultos y crecimiento de renacuajos).

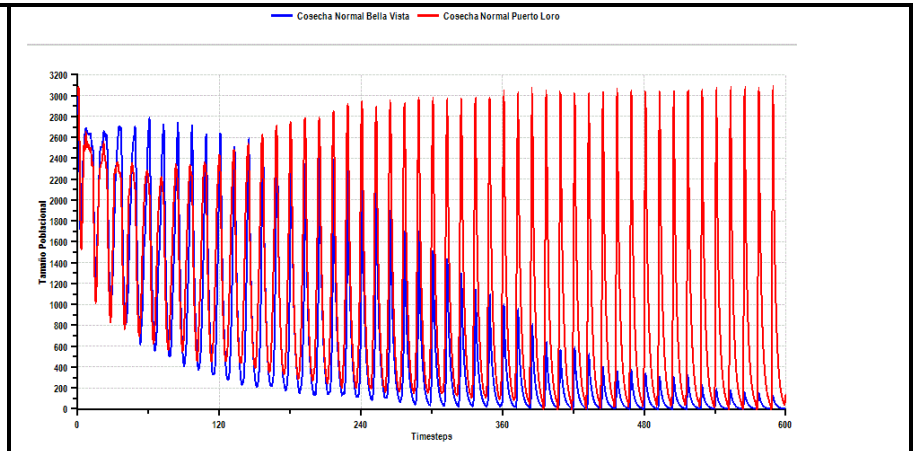
Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP)

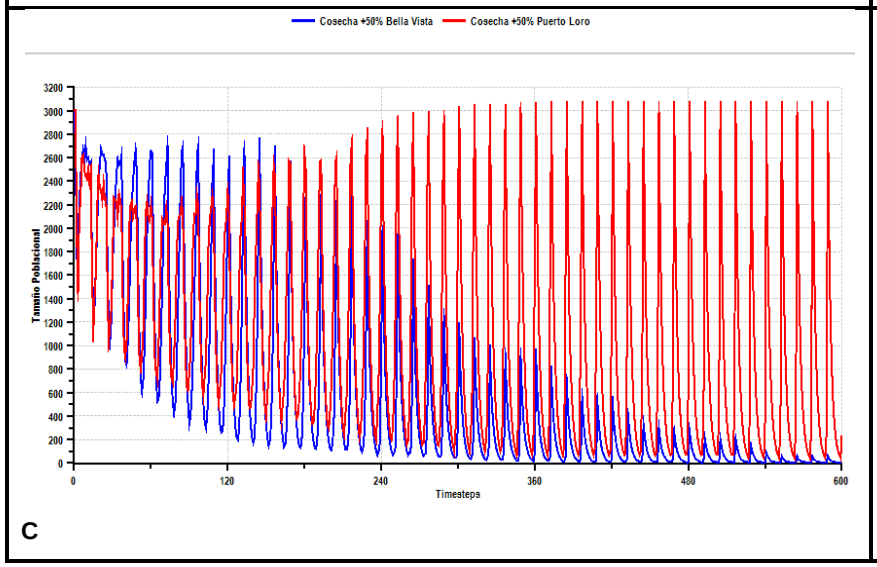
Los escenarios Base (1), Cosecha normal en PL (3), Cosecha +50% en PL (5), Cosecha +100% en PL (7) y Cosecha normal y reproducción -75% en PL (9) presentaron una probabilidad de extinción de PE=0.00, un coeficiente de determinación de r = 0.26 y una disminución en el tamaño poblacional >90%, a excepción del escenario base (-47.7%) (Tabla 5 y Figura 13). En comparación, los modelos restantes presentaron una probabilidad de extinción entre 0.16 y 1, desatancándose los modelos de la población de Bella Vista para los cuáles la probabilidad de extinción fue mayor a 0.96.

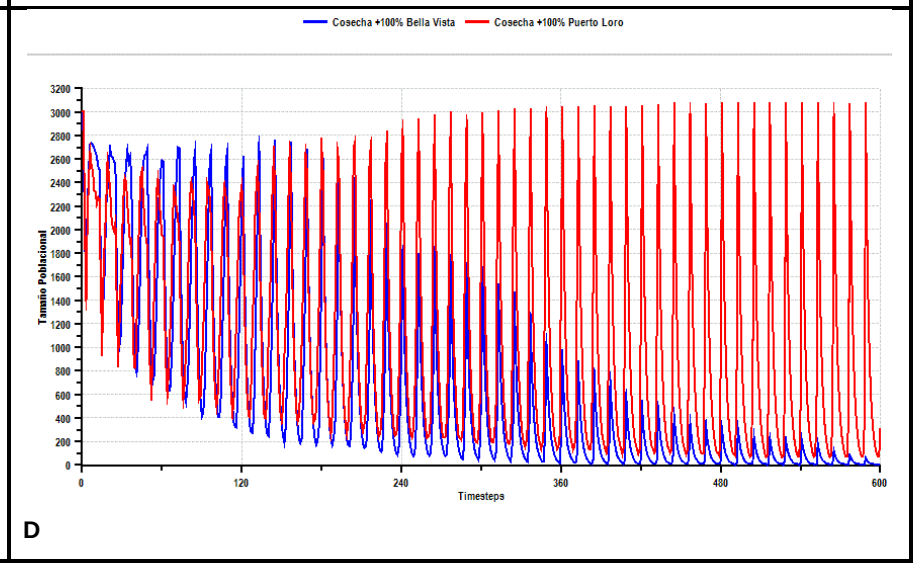
Tabla 5. Coeficiente de determinación (r), probabilidad de extinción (PE) y tamaño poblacional final de los escenarios base y de cosecha de *O. taurinus* en las dos comunidades indígenas.

N°	Escenario	Población	r	SD(r)	PE	Tamaño Poblacional	SD
1	**Base**	Tiquié	0,26	1,2	0	1433,85	1185
2	**Cosecha Normal**	Bella Vista	0,14	1,19	0,96	1,34	6,69
3	**Cosecha Normal**	Puerto Loro	0,26	1,62	0	140,46	551,99
4	**Cosecha +50%**	Bella Vista	0,14	1,18	0,98	0,63	4,45
5	**Cosecha +50%**	Puerto Loro	0,26	1,61	0	240,55	732,11
6	**Cosecha +100%**	Bella Vista	0,14	1,17	0,98	0,61	4,34
7	**Cosecha +100%**	Puerto Loro	0,26	1,59	0	321,87	841,97
8	**CN y Reproducción -75%**	Bella Vista	0,14	1,15	0,98	0,61	4,34
9	**CN y Reproducción -75%**	Puerto Loro	0,26	1,59	0	372,82	933,58
10	**C +50% y Reproducción -75%**	Bella Vista	0,04	0,87	1	0	0
11	**C +50% y Reproducción -75%**	Puerto Loro	0,16	1,45	0,4	17,63	15,03
12	**C +100% Reproducción -75%**	Bella Vista	0,04	0,9	1	0	0
13	**C +100% Reproducción -75%**	Puerto Loro	0,16	1,48	0,16	25,06	11,67


Tamaño Poblacional
Timesteps
A


Cosecha Normal Bella Vista
Cosecha Normal Puerto Loro
Tamaño Poblacional
Timesteps
B


Cosecha +50% Bella Vista
Cosecha +50% Puerto Loro
Tamaño Poblacional
Timesteps
C


Cosecha +100% Bella Vista
Cosecha +100% Puerto Loro
Tamaño Poblacional
Timesteps
D

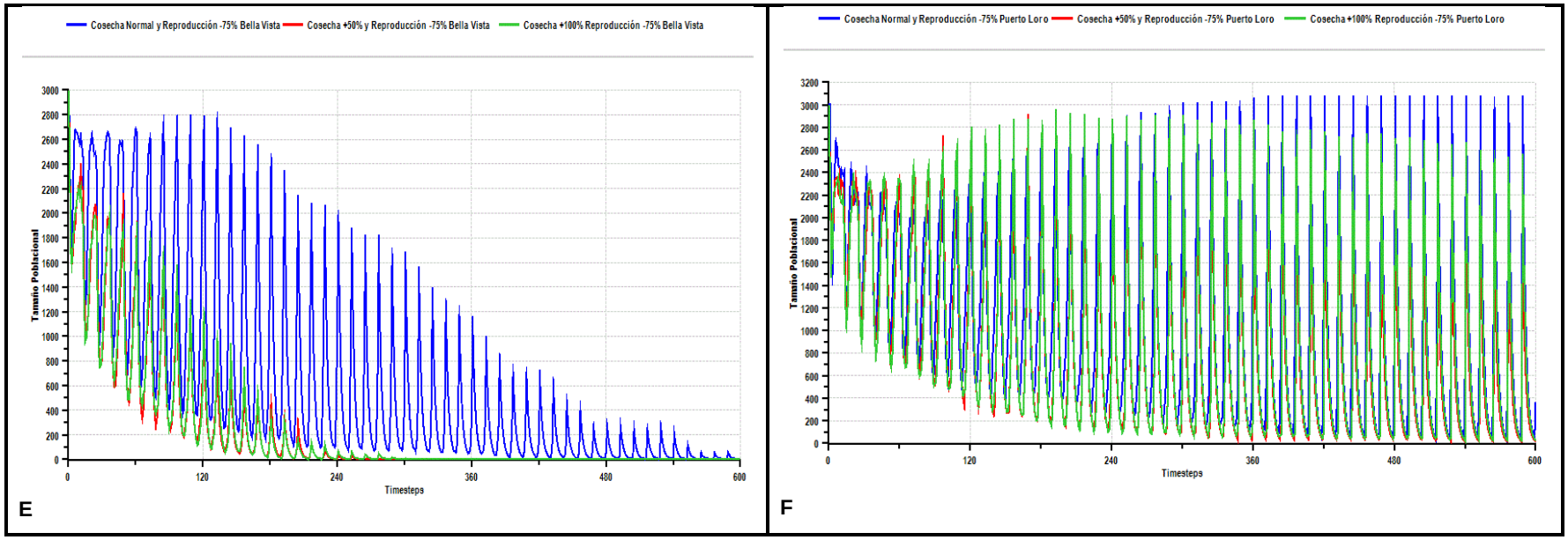


Figura 13. Escenarios base y de cosecha de *O. taurinus* en las comunidades de Bella Vista (BV) y Puerto Loro (PL). A.) Escenario base, B) Cosecha Normal en BV y PL, C.) Cosecha +50 en BV y PL D.) Cosecha +100% en BV y PL, E.) Cosecha Normal, +50 y +100% con reproducción -75% en BV, F.) Cosecha Normal, +50 y +100% con reproducción -75% en PL.

DISCUSIÓN

Estructura de la población de *Osteocephalus taurinus* consumida

El aprovechamiento de ranas arborícolas *Osteocephalus spp*. dentro de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú se realiza sobre tres especies: *O. taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai*. No obstante, este consumo se ve principalmente enfocado en individuos de la especies *O. taurinus*, probablemente por ser la especie de mayor tamaño y de mayor abundancia, aparentemente. Estas razones podrían explicar la preferencia sobre esta especie al obtenerse una mayor retribución de alimento por esfuerzo realizado (Pyke et al. 1977; Alvard 1995).

Las diferencia encontradas en las proporciones de sexos de individuos de *O. taurinus* capturados entre las dos técnicas de cacería podría deberse principalmente a la estrategia de captura inherente a cada técnica. Debido a que el método manual implica la búsqueda y posterior captura de individuos, esta estrategia podría estar enfocada hacia los individuos más conspicuos para el cazador, los cuales en este caso serían los machos por la realización de vocalizaciones para la atracción de hembras. Esta mayor captura de los machos de las especies de anuros por la emisión de vocalizaciones se ha observado para otro tipo de depredadores (ej. serpientes, aves), conllevando a una mayor mortalidad para los machos en comparación con las hembras (Wells 2007; Duellman & Trueb 1986; Dodd 2010).

Por el contrario, la técnica de trampa presentó una mayor proporción de hembras que la técnica manual. Esto podría deberse a que la captura de individuos es realizada en el sitio efectivo de reproducción (trampa), en donde los machos cantan desde la superficie del agua para atraer a las hembras, funcionando indirectamente como señuelos. Prueba de esto fue la observación de un gran número de parejas amplexadas y el gran número de huevos encontrados en estas trampas. Este comportamiento ha sido descrito para esta especie en otras zonas de la selva amazónica (Duellman & Lescure 1973; Lima et al. 2008; Gascon 1993)

y podría explicar de igual manera la menor proporción de hembras con huevos en este método, ya que además de permitir su captura, otorga la oportunidad a los individuos de llevar a cabo su reproducción. En contraste, mediante la técnica manual probablemente se capturan los individuos que están perchando en la vegetación y aún no han tenido una reproducción exitosa.

Adicionalmente, la mayor proporción de machos encontrada a lo largo de la época de cacería ha sido igualmente reportada para diferentes especies de anuros con reproducción explosiva, en donde los machos arriban en primer lugar y de manera masiva a los sitios de reproducción en comparación con las hembras. Este comportamiento por lo tanto podría aumentar la probabilidad de la captura de machos, más aún cuando las capturas son realizadas en las primeras horas de formación de los coros de machos (Duellman & Trueb 1986; Wells 2007; Davies & Halliday 1997, Kagarise Sherman 1980 citado en Wells 2007).

Rasgos de historia de vida de ranas arborícolas (*Osteocephalus taurinus*)

El número de huevos estimado por hembras para *O. taurinus* es similar en el número de huevos encontrado por otros autores para esta especie en otras localidades de la Amazonia (Duellman & Lescure 1973; Gascon 1989). Igualmente, el tiempo de eclosión de los huevos y el tiempo de desarrollo de los renacuajos es similar al encontrado en la cuenca baja del río negro (Gascon 1989). Estas características de alta fecundidad y tiempos cortos de desarrollo han sido observadas en especies con reproducción explosiva que llevan a cabo su reproducción en pozos temporales (Hödl 1990; Haddad & Prado 2005; Duellman & Trueb 1986; Wells 2007). Algunos autores sugieren que estas características le confieren una mayor probabilidad de supervivencia a las larvas al no depender por tiempos prolongados de la disponibilidad de agua (Neckel-Oliveira & Gascon 2006). Sin embargo, por observaciones (no cuantificadas) en este estudio se hallaron renacuajos muertos en los sitios naturales de desove (pozos temporales) por la desecación esporádica.

Características de otras poblaciones de *Osteocephalus spp.* consumidas

El consumo de las especies *O. yasuni* y *O. cabrerai* es inferior al consumo de *O. taurinus*, lo que permitiría sugerir un menor impacto de la cacería sobre las poblaciones de estas especies. *O. yasuni* presenta un patrón de reproducción explosivo y a pesar de no encontrarse un registro de sus estados larvales, aparentemente comparte los sitios de ovoposición en escala temporal y espacial con *O. taurinus*. Este patrón de reproductivo lleva a que *O. yasuni* sea incluida como presa de cacería a comienzo de la época de lluvias en estas comunidades indígenas.

Por otra parte, *O. cabrerai* parece reproducirse a lo largo del año, además de registrarse individuos reproductivamente activos (cantos de machos y presencia de hembras con huevos) a lo largo de los caños durante la época de lluvias, algunos autores sugieren una época reproductiva para esta especie durante la temporada seca (Menin et al. 2011; Read & Ron 2015). Aunque la información acerca de la historia de vida de esta especie es relativamente escasa, la especie no presenta una agregación masiva de individuos, lo que explicaría el poco interés por su consumo en comparación de *O. taurinus* y *O. yasuni*.

Las proporciones de sexo encontradas para *O. yasuni* y *O. cabrerai* concuerda con lo encontrado para mayoría de las especies de anuros en donde la mayor probabilidad de captura y de detección recae principalmente sobre los machos (Duellman & Trueb 1986; Wells 2007). Adicionalmente, los tamaños de postura encontrados para *O. yasuni* y *O. cabrerai* en comparación con *O. taurinus* concuerdan con los patrones encontrados para las comunidades de anuros tropicales, en donde las especies de mayor tamaño (LRC) presentan un mayor número de descendencia (Crump 1974; Duellman & Trueb 1986; Wells 2007).

Análisis poblaciones exploratorios

Modelación matricial y análisis de perturbación prospectiva

La mayor elasticidad encontrada para el proceso demográfico de crecimiento en *O. taurinus* es aparentemente típica para especies con estrategias de vida de crecimiento y maduración sexual rápida y tiempos de vida cortos. Este tipo de estrategia de vida ha sido descrito para diferentes especies de mamíferos, aves y anuros, y se han denominado como "*fast species*" ó "especies rápidas" dentro del conocido "*fast-slow continuum*" ó "*continuo rápido-lento*" (Heppell, Caswell, et al. 2000; Heppell, Pfister, et al. 2000; Biek et al. 2002).

Para estas especies "rápidas" el asegurar el reclutamiento de reproductores efectivos dentro de las poblaciones es el proceso demográfico más importante y más influyente para el crecimiento poblacional (Biek et al. 2002; Heppell, Caswell, et al. 2000; Heppell, Pfister, et al. 2000). Esto significaría que las perturbaciones ambientales que actúen simultáneamente sobre diferentes estadios pre-reproductivos (huevos, renacuajos y post-metamórficos) de *O. taurinus* tendrían un mayor efecto sobre la población que aquellas que afecten únicamente la permanencia de la categoría de adultos (Heppell, Caswell, et al. 2000; De Kroon et al. 1986; Biek et al. 2002), como sería el caso de la cacería efectuada por las comunidades indígenas.

Estas apreciaciones se reflejan claramente en los modelos de extracción planteados, ya que la extracción masiva de adultos (modelo 1) no reflejó cambios en el crecimiento poblacional. Por el contrario, la disminución en la fecundidad (producción de crías) y en crecimiento de renacuajos (supervivencia) reflejan disminuciones considerables en el crecimiento poblacional (modelos 2,3 y 4), más aún cuando la afectación a estas dos tasas vitales se da de manera simultánea (modelos 5 y 6). No obstante, sería erróneo asumir una poca importancia de los adultos dentro del crecimiento poblacional, ya que es esta categoría la que contribuye con el constante y reclutamiento masivo de individuos anualmente (Fecundidad), el segundo proceso demográfico más importante para *O. taurinus*.

Como otras especies de ranas con estrategias de vida similares a *O. taurinus* que son objeto de consumo en el continente asiático, los ciclos de vida cortos y la alta fecundidad les confieren a estas especies una mayor resiliencia a ciertos niveles de cosecha. Sin embargo, es importante conocer los requerimientos de la especie objeto de consumo para asegurar una cosecha que no afecte la viabilidad de sus poblaciones (Lau et al. 2008).

Por lo tanto, como estrategia de manejo se propone el asegurar la supervivencia de los estadios pre-reproductivos de *O. taurinus*. Para el caso de los huevos y los renacuajos, se podría optimizar su supervivencia y crecimiento mediante el establecimiento de trampas de cacería, ya que estas significan un hábitat disponible para que los individuos lleven a cabo la puesta de huevos. Adicionalmente, cuando se presentan las sequías de pozos temporales por las disminuciones en el caudal del río, lo que origina una alta mortalidad de renacuajos, las trampas aseguran la disponibilidad de agua para que este estadio lleve a cabo su crecimiento.

Esta estrategia fue empleada en el norte de china para *Rana chensinensis,* una especie que ha sido cosechada tradicionalmente con fines medicinales. Por ende, al proveer pozos de reproducción y asegurar la supervivencia de renacuajos la cosecha de *R. chensinensis* pudo ser incrementada (Ye et al. 1993 citado en Lau et al. 2008). De igual manera, estrategias similares fueron utilizadas de manera “inconsciente” como “mejoramiento de hábitat” para la *Rana temporaria* en las Islas Británicas (Cooke 1972). La creación artificial de pozos de agua en los jardines de las casas le otorgó a las poblaciones de *R. temporaria* la disponibilidad de cuerpos de agua para llevar a cabo su reproducción y disminuir la mortalidad de renacuajos, ya que los individuos en este estadio larval se habían visto drásticamente sometidos y afectados por las rápidas sequías de los pozos naturales en ambientes perturbados. Esta acción de manejo pudo permitió el aumento y la recuperación de las poblaciones de *Rana temporaria* (Biek et al. 2002)

Para el caso del estadio de post-metamórficos, algunos sugieren ser una de las principales categoría de edad a tener en cuenta, ya que se ha observado que el aumento en las mortalidades de este estadio afectan en mayor medida el crecimiento poblacional en algunas especies de anuros con estrategias de vida similares (Schmidt 2003; Biek et al. 2002). Por lo tanto, para esta categoría de edad sería pertinente conservar el hábitat de rebalse en el cual los individuos de este estadio se refugian, se alimentan y llevan a cabo su crecimiento hasta la etapa reproductiva. Sin embargo, todas estas apreciaciones servirán de base para estudios posteriores sobre esta especie o especies con estrategias de vida similares (Biek et al. 2002; Heppell, Caswell, et al. 2000).

Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP)

Se observó que las poblaciones de *O. taurinus* presentan crecimientos y decaimientos notorios a lo largo del tiempo de simulación. Esta dinámica poblacional conocida como ciclos poblacionales de auge y disminución (*boom or bust population cycles*) se ha observado en especies de ranas con una alta fecundidad y tiempos cortos de maduración sexual, así como especies que exhiben una reproducción en pozos temporales (Wells 2007). Estos rasgos de vida (alta fecundidad y rápida maduración) les han permitido a estas especies aprovechar las condiciones favorables esporádicas que puedan presentarse en determinados años (buenos años de reproducción).

Con base en los tres objetivos propuestos para los cuales puede ser usado un AVP (Lindenmayer et al. 1993): 1.) Predicciones cuantitativas de la extinción, 2.) Identificar investigaciones críticas necesarias para evaluar la viabilidad y 3.) examinar la relativa efectividad de opciones de manejo; se discute lo siguiente:

Las probabilidades de extinción son altas (0.96-1) para las poblaciones que son objeto de aprovechamiento en la comunidad de Bella Vista, probablemente por el manejo diferencial del recurso en comparación con Puerto Loro, en donde se utilizan trampas de ranas que promueven el desarrollo de los primeros estadios

del ciclo de vida de *O. taurinus* y las poblaciones parecen resistir los diferentes escenarios de simulación.

A pesar de *O. taurinus* presentar una estrategia de vida que permite un aprovechamiento considerable de sus poblaciones (tiempos de vida cortos y alta fecundidad) (Lau et al. 2008), se observó que esta especie podría ser sensible a escenarios en donde se presente un aumento en los niveles de cosecha y de disminución de la fecundidad. Más aún, si dicho aprovechamiento se realiza empleando técnicas de cacería diferentes a las tradicionales, ya que al utilizar "trampas de ranas" se podría aumentar la resiliencia de las poblaciones de *O. taurinus* frente a escenarios que pueden poner en riesgo su viabilidad, como por ejemplo sequías prolongadas por efectos del cambio climático.

En la comunidad de San José El Encanto (Amazonas, Colombia) se ha observado una disminución considerable de *O. taurinus*, por lo que su cacería cada vez debe realizarse el lugares más alejados a los asentamientos. Estas disminuciones se deben principalmente por actividades humanas (minería, deforestación, pesca con barbasco) que conllevan al deterioro del hábitat para esta especie y por aumentos en los niveles de cacería que son resultado de un incremento en el número de habitantes de esta comunidad (Campos-Moreno & Hichamón-Kuegagima 2015). Como propuesta frente a estas disminuciones del recurso, la comunidad con base en saberes tradicionales planteó la recuperación y utilización de las trampas de ranas como criaderos de individuos para su posterior aprovechamiento y estudio, y la protección de los "baijales" o bosques inundables en donde *O. taurinus* lleva a cabo su reproducción.

Por lo tanto, la conservación del hábitat y el uso de técnicas de cacería como las "trampas o huecos de rana" es una estrategia de manejo que además de permitir el aprovechamiento sostenible de *O. taurinus,* se ajusta a los conocimientos y visiones tradicionales de las comunidades indígenas amazónicas frente al uso de este recurso. Así mismo, es importante profundizar en el conocimiento de la dinámica poblacional de esta especie, y llevar a cabo monitoreos que permitan

entender las respuestas de estas poblaciones objeto de consumo frente a escenarios de mayor extracción y cambio climático.

CONCLUSIONES

El consumo de *O. taurinus* está sesgado hacia los machos, los cuales presentaron mayores proporciones de captura. Adicionalmente, la proporción de las hembras capturadas con presencia de huevos no presentaron diferencias entre técnicas de cacería, esto podría indicar un efecto similar de estos métodos de captura sobre la fecundidad de *O. taurinus*.

La estrategia de vida exhibida de tiempos cortos de vida por *O. taurinus* y de alta fecundidad conllevan a que principalmente el reclutamiento de adultos (crecimiento) y en menor medida su reproducción exitosa (fecundidad), sean procesos demográficos vitales en la dinámica poblacional. Paralelamente, esta estrategia de vida le podría conferir a las poblaciones de *O. taurinus* una resistencia a la cosecha actual y posibles aumentos en las extracciones a futuro, siempre y cuando este aprovechamiento se realice empleando técnicas de cacería tradicionales como las trampas o “huecos de ranas” y se conserve los bosques inundables como hábitat indispensable para el ciclo de vida de esta especie.

El mantenimiento e implementación de las técnicas tradicionales como las trampas o huecos de ranas además de permitir una extracción práctica del recurso, aumentan las probabilidades de supervivencia y desarrollo de los estadios acuáticos (huevos y renacuajos) de *O. taurinus*. Por ende, esta práctica ancestral favorecería el proceso de crecimiento que es de gran relevancia en el ciclo de vida y dinámica poblacional de *O. taurinus*.

Finalmente, es importante realizar investigaciones que otorguen una mayor información acerca de la dinámica y genética poblacional de *O. taurinus*, por lo que sería pertinente realizar seguimientos frecuentes que puedan aclarar y mejorar el entendimiento acerca de la extracción de esta especie. Igualmente, es necesario conocer aún más de los ciclos de vida y dinámica poblacional de las

otras dos especies de ranas arborícolas consumidas y observar en ellas el posible impacto de la cacería por parte de comunidades indígenas en el Tiquié colombiano.

BIBLIOGRAFÍA

Alvard, Michael. 1995. “Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters.” Current Anthropology 36 (5): 789–818.

Andrade, German Ignacio, and Luis Guillermo Castro. 2012. “Degradación, Pérdida Y Transformación de La Biodiversidad Continental En Colombia Invitación a Una Interpretación Socioecológica.” Ambiente Y Desarrollo.

Ardila, Maria Cristina, and Pedro Miguel Ruiz-Carranza. 1997. “Herpetofauna (Anfibios/Reptiles).” In Zonificación Ambiental Para El Modelo Colombo-Brasilero (Eje Apaporis-Tabatinga PAT), 255–64. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Barnard, C.F., and J.M. Behnke. 2005. Parasitism and Host Behaviour. London, UK: Taylor & Francis Ltd.

Beebee, T J C. 2005. “Conservation Genetics of Amphibians.” Heredity 95 (6): 423–27. doi:10.1038/sj.hdy.6800736.

Begazo, Alfredo J. 1997. “Uso de Las Poblaciones de Paujiles, Pucacungas, Pavas de Monte Y Manajaracos (Cracidae - Galliformes) En El Noreste Peruano.” In Manejo de Fauna Silvestre En La Amazonía, edited by T.G. Fang, R.E. Bodmer, R. Aquino, and M.H. Valqui, 257–66. La Paz, Bolivia: UNAP.

Bender, Darren J; Contreras Thomas a and Fahrig Lenore, Thomas a. Contreras, and Lenore Fahrig. 1998. “Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect.” Ecology.

Bennett, Elizabeth L., and John G. Robinson. 2000. Hunting of Wildlife in Tropical Forest. Implications for Biodiversity and Forest Peoples. Enviorenment Department Papers, Biodiversity Series, Impact Studies. Washington D.C.: The World Bank.

Biek, Roman, W Chris Funk, Bryce a Maxell, and L Scott Mills. 2002. “What Is Missing in Amphibian Decline Research: Insights from Ecological Sensitivity Analysis.” Conservation Biology 16 (3): 728–34.

Bodmer, R., and J.G. Robinson. 2004. “Evaluating the Sustainability of Hunting in the Neotropics.” In People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America, edited by K.M.; Silvius, R. Bodmer, and J.M.V. Fragoso, 299–323. Columbia University Press.

Bokermann, W. 1965. “Field Observations on the Hylid Frog Osteocephalus Taurinus Fitz.” Herpetologica 20 (4): 252–55.

Britto, Marcelo R, and Flávio C.T. Lima. 2003. “Corydoras Tukano, a New Species of Corydoradine Catfish from the Rio Tiquié, Upper Rio Negro Basin, Brazil (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae).” Neotropical Ichthyology 1 (2): 83–91.

Campos-Moreno, D., & Hichamón-Kuegagima, R. (2015). Reconocimiento y valoración de la rana Ooño (Osteocephalus taurinus) en la etnia Murui, Comunidad de San José El Encanto (Amazonas, Colombia). In R. Monroy, A. García, M. Pino, & E. Medeiros (Eds.), Saberes etnozoológicos latinoamericanos (p. 362). Feira de Santana: UEFS Editora 2015.

Caswell, Hal. 1978. “A General Formula for the Sensitivity of Population Growth Rate to Changes in Life History Parameters.” Theoretical Population Biology 14 (2): 215–30.

———. 2000. “Prospective and Retrospective Perturbation Analyses : Their Roles in Conservation Biology.” Ecology 81 (3): 619–27.

———. 2001. Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation. 2a. ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associated Inc.

Chan, Hon Ki, Kevin T. Shoemaker, and Nancy E. Karraker. 2014. “Demography of Quasipaa Frogs in China Reveals High Vulnerability to Widespread Harvest Pressure.” Biological Conservation 170. Elsevier Ltd: 3–9. doi:10.1016/j.biocon.2013.12.014.

Clark, T W, G N Backhouse, and R C Lacy. 1991. “Report of a Workshop on Population Viability Assessment as a Tool for Threatened Species Management and Conservation.” Australian Zoologist 27 (1/2): 28–35.

Cooke, A S. 1972. “Indications of Recent Changes in Status in the British Isles of the Frog (Rana Temporaria) and the Toad (Bufo Bufo).” Journal of Zoology, London 167: 161–78.

Costa-Pereira, Raul, Fernando Ibanez Martins, Eurico Antonio Sczesny-Moraes, and Antonio Brescovit. 2010. “Predation on Young Treefrog (Osteocephalus Taurinus) by Arthropods (Insecta, Mantodea and Arachnida, Araneae) in Central Brazil.” Biota Neotropica 10 (3): 469–72.

Crump, ML. 1974. “Reproductive Strategies in a Tropical Anuran Community.” Miscelleneous Publication, The University of Kansas Museum of Natural History 61: 1–68.

De Kroon, H, Plaisier a., Van Groenendael J., and Caswell H. 1986. “Elasticity: The Relative Contribution of Demographic Parameters to Population Growth Rate.” Ecology 67 (5): 1427–31.

Dodd, CK. 2010. “Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques.” In , edited by C. Kenneth Dodd. http://library.wur.nl/WebQuery/clc/1919376.

Duellman, William E;, and Linda Trueb. 1986. Biology of Amphibians. Second. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.

Duellman, William, and Jean Lescure. 1973. “Life History and Ecology of the Hylid Frog Osteocephalus Taurinus, with Observations on Larval Behavior.” Occas. Papers Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas 13: 1–12.

Dufour, DL. 1992. “Nutritional Ecology in the Tropical Rain Forests of Amazonia.” American Journal of Human Biology 4: 197–207.

Federico, Paula, and Graciela Ana Canziani. 2005. “Modeling the Population Dynamics of Capybara Hydrochaeris Hydrochaeris: A First Step towards a Management Plan.” Ecological Modelling 186 (1 SPEC. ISS.): 111–21.

Frost, D. R. 2015. “Osteocephalus Taurinus.” Amphibian Species of the World: An Online Reference. Version 6.0.

Gascon, C. 1993. “Breeding-Habitat Use by Amazonian Primary-Forest Frogs Species at Forest Edge.” Biodiversity & Conservation 2: 438–44.

Gascon, Claude. 1989. “Predator-Prey Size Interaction in Tropical Ponds.” Revista Brasileira de Zoologia 6 (4): 701–6.

———. 1995. “Tropical Larval Anuran Fitness in the Absence of Direct Effects of Predation and Competition.” Ecology 76 (7): 2222–29.

Goebel, a M, J M Donnelly, and M E Atz. 1999. “PCR Primers and Amplification Methods for 12S Ribosomal DNA, the Control Region, Cytochrome Oxidase I, and Cytochrome B in Bufonids and Other Frogs, and an Overview of PCR Primers Which Have Amplified DNA in Amphibians Successfully.” Molecular Phylogenetics and Evolution 11 (1): 163–99.

Gottsberger, Brigitte, and Edith Gruber. 2001. “Explosive Breeding in Five Tropical Anuran Species.” In Herpetologia Candiana, 79–81.

———. 2004. “Temporal Partitioning of Reproductive Activity in a Neotropical Anuran Community.” Journal of Tropical Ecology 20 (3): 271–80.

Govindarajulu, Purnima, Res Altwegg, and Bradley R Anholt. 2005. “Matrix Model Investigation of Invasive Species Control: Bullfrogs on Vancouver Island.” Ecological Applications 15 (6): 2161–70.

Guisande, Castor, Antonio Vaamonde, and Aldo Barreiro. 2014. “RWizard Software.”

Haddad, Celio, and Cynthia Prado. 2005. “Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil.” BioScience 55 (3): 207–17.

Heppell, Selina, Hal Caswell, and Larry Crowder. 2000. “Life Histories and Elasticity Patterns : Perturbation Analysis for Species with Minimal Demographic Data.” Ecology 81 (3): 654–65.

Heppell, Selina, Cathy Pfister, and Hans de Kroon. 2000. “Elasticity Analysis in Population Biology: Methods and Applications.” Ecology 81 (3): 605–6.

Hödl, Walter. 1990. “Reproductive Diversity in Amazonian Lowland Frogs.” Fortschritte Der Zoologie 38: 41–60.

Human Ageing Genomic Resources. “AnAge Database of Animal Ageing and Longevity.”

Kluge, Arnold G. 1981. “The Life History , Social Organization , and Parental Behavior of Hyla Rosenbergi Boulenger , a Nest-Building Gladiator Frog.” Miscellaneous Publications Museum of Zoology University of Michigan 169 (160): 1–170.

Koch-Grünberg, T. 1910. Zwei Jahre Unter Den Indianern. Reisen in Nordwest Brasilien, 1903-05. Berlin, Germany: Stuttgart, Strecker & Schröder.

Koch-Grünberg, Theodor. 1995. Dos Años Entre Los Indios: Viajes Por El Noroeste Brasileño 1903/1905. Editorial. Bogotá, Colombia.

Lacy, Robert C. 1993. “Vortex: A Computer Simulation Model for Population Viability Analysis.” Wildlife Research.

Lau, M., Dijk, P.P. van & Syed, G.P., 2008. Managing problems of over- exploitation and trade in amphibians. In S. N. Stuart et al., eds. Threatened Amphibians of the World. n IUCN, Conservation International and Lynx Edicions, p. 134.

Lemos-Espinal, J A, R I Rojas-González, and J J Zúñiga-Vega. 2005. Técnicas Para El Estudio de Poblaciones de Fauna Silvestre. México D.F.: Universidad Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Lescure, Jean, Françoise Grenand, and P. Grenand. 1980. “Les Amphibiens Dans L’univers Wayapi.” J. d’Agric. Trad. Bota. Appl 27: 247–61.

Lima, Albertina P., William E. Magnusson, Marcelo Menin, Luciana Erdtman, Domingos Rodrigues, Claudia Keller, and Walter Hodl. 2008. Guia de Sapos Da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central. Manaus: INPA - Átterna Design Editorial.

Lindenmayer, David B, Robert C. Lacy, and Matthew L. Pope. 2000. “Testing Simulation Model for Population Viability Anlysis.” Ecological Applications 10 (2): 580–97.

Lindenmayer, David, Tim Clark, Robert Lacy, and Virginia Thomas. 1993. “Population Viability Analysis as a Tool in Wildlife Conservation Policy: With Reference to Australia.” Environmental Management 17 (6): 745–58. doi:10.1007/bf02393895.

Lynch, John D, and Ángela Suaréz. 2011. “Clave Ilustrada de Los Renacuajos En Las Tierras Bajas Al Oriente de Los Andes, Con Énfasis En Hylidae.” Caldasia 33 (1): 235–70.

Max Planck Institute. 2009. “Longevity Records: Life Spans of Mammals, Birds, Amphibians, Reptiles, and Fish.”

Mccracken, Shawn F, and Michael R J Forstner. 2014. “Herpetofaunal Community of a High Canopy Tank Bromeliad (Aechmea Zebrina) in the Yasuní Biosphere Reserve of Amazonian Ecuador , with Comments on the Use of ‘ Arboreal ’ in the Herpetological Literature.” Amphibian & Reptile Conservation 8 (1): 65–75.

Menin, Marcelo, L da Silva Melo, and AP Lima. 2011. “The Tadpole of Osteocephalus Cabrerai (Anura: Hylidae) from Central Amazonia, Brazil.” Phyllomedusa 10 (2): 137–42.

Milner-Gulland, E.J., and Elizabeth L. Bennett. 2003. “Wild Meat: The Bigger Picture.” Trends in Ecology & Evolution 18 (7): 351–57. doi:10.1016/S0169-5347(03)00123-X.

Neckel-Oliveira, Selvino. 2007. “Effects of Forest Disturbance on Breeding Habitat Availability for Two Species of Anurans in the Amazon.” Edited by M. J. Lannoo. Copeia 2007 (1): 186–92.

Neckel-Oliveira, Selvino, and Claude Gascon. 2006. “Abundance, Body Size and Movement Patterns of a Tropical Treefrog in Continuous and Fragmented Forests in the Brazilian Amazon.” Biological Conservation 128 (3): 308–15.

Nylin, S, and K Gotthard. 1998. “Plasticity in Life-History Traits.” Annual Review of Entomology 43 (125): 63–83.

Ojasti, Juhani. 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. Edited by Francisco Dallmeier. Washington D.C.: SIMAB Series No. 5. Smithsonian Institution/MAB Program.

Omašević, Nataša T, Dragana C Vetković, Claude M Iaud, Ivan A Leksić, and Jelka C Rnobrnja- I Sailović. 2008. “Internannual Variation in Life History Traits between Neigbouring Populations of the Widespread Amphibian Bufo Bufo.” Rev. Écol. (Terre Vie) 63: 371–82.

Ortega-Andrade, H.M., C. Tobar-Suarez, and M. Arellano M. 2011. “Tamano Poblacional, Uso Del Habitat Y Relaciones Interspecificas de Agalychnis Spurrelli (Anura: Hylidae) En Un Bosque Humedo Tropical Remanente Del Noroccidente de Ecuador.” Papeis Avulsos de Zoologia 51 (1): 1–19.

Osorno Muñoz, Mariela, Natalia; Atuesta Dimian, Luis Fernando Jaramillo Hurtado, Sonia; Sua Tunjano, Andrés; Barona Colmenares, and Néstor Roncancio Duque. 2014. La Despensa Del Tiquié: Diagnóstico Y Manejo Comunitário de La Fauna de Consumo Em La Guayana Colombiana. Bogotá, D.C.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas “SINCHI.”

Peres, Carlos A. 2000. “Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests.” Conservation Biology 14 (1): 240–53.

Prado, C. P a, and C. F B Haddad. 2005. “Size-Fecundity Relationships and Reproductive Investment in Female Frogs in the Pantanal, South-Western Brazil.” Herpetological Journal 15 (3): 181–89.

Promislow, D E L, and P H Harvey. 1990. “Living Fast and Dying Young: A Comparative Analysis of Life-History Variation among Mammals.” Journal of Zoology 220 (3): 417–37. .

Pyke, G. H., H. R. Pulliam, and E. L. Charnov. 1977. “Optimal Foraging: A Selective Review of Theory and Tests.” The Quarterly Review of Biology 52 (2): 137–54.

Read, M., and S. R. Ron. 2014. “Osteocephalus Taurinus.” AmphibiaWebEcuador . Version 2014.0.

———. 2015. “Osteocephalus Cabrerai.” AmphibiaWebEcuador . Version 2014.0.

Robinson, John G., and Elizabeth L. Bennett. 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press.

Rodriguez, Lily O, and William E Duellman. 1994. Guide to the Frogs of the Iquitos Region, Amazonian Perú. Edited by Linda Trueb. Lawrence, Kansas: Asociación de Ecología y Conservación, Amazon Center for Environmental Education and Research and Natural History Museum, The University of Kansas.

Saldaña, S & Saldaña, V. 2011. "La Cacería de Animales Silvestres En La Comunidad de Bretaña, Río Puinahua, Loreto – Perú." Rev. Colombiana Cienc. Anim. 3 (2): 225–37.

Schmidt, Benedikt R. 2003. "Count Data, Detection Probabilities, and the Demography, Dynamics, Distribution, and Decline of Amphibians." Comptes Rendus Biologies 326 Suppl: S119–24.

Shaffer, Mark L. 1981. "Minimum Population Sizes for Species Conservation." BioScience 31 (2): 131–34.

Silvertown, Jonathan, M Franco, I Pisanty, and a Mendoza. 1993. "Comparative Plant Demography - Relative Importance of Life-Cycle Components to the Finite Rate of Increase in Woody and Herbaceous Perennials." Journal of Ecology 81 (3): 465–76.

Silvius, Kirsten M, Richard E Bodmer, and José M V Fragoso. 2004. People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. New York: Columbia University Press.

Statpoint Tecnologies Inc. 2014. "Statgraphics Centurion XVII."

Stearns, S C. 1977. "The Evolution of Life History Traits: A Critique of the Theory and a Review of the Data." Annual Review of Ecology and Systematics 8 (1): 145–71..

Steindachner, F. 1862. "Über Zwei Noch Unbeschriebene Batrachier Aus Den Sammlungen Des K. K. Zoologischen Museum Zu Wien." La Zoologia L´ Anatomia E La Fisiologia 11 (1): 77–82.

Strong, J. N., J. M. V. Fragoso, and L. F. B. Oliveira. 2010. "Padrões de Uso E Escolha de Caça Pelos Índios Macuxi Em Roraima." In Roraima: Homem, Ambiente E Ecologia, edited by R.I Barbosa and V. F. Melo, 631–44. Boa Vista: Universidad Federal de Roraima.

Toledo, Luís Felipe. 2007. "Predação E Defesa Em Anuros : Revisão , Descrição E Evolução."

Wassen, Henry. 1934. "The Frog in Indian Mythology and Imaginative World." Anthropos 29 (5/6): 613–58.

Wells, K D. 1977. "The Social Behaviour of Anuran Amphibians." Anim. Behav. 25: 666–93.

Wells, Kentwood D. 2007. The Ecology and Behavior of Amphibians. Chicago: The University of Chicago Press.

Whiffen, Thomas. 1915. The North-West Amazons: Notes of Some Months Spent among Cannibal Tribes. Constable . London, UK.

Wiederholt, Ruscena, Eduardo Fernandez-Duque, Duane R. Diefenbach, and Rasanayagam Rudran. 2010. “Modeling the Impacts of Hunting on the Population Dynamics of Red Howler Monkeys (Alouatta Seniculus).” Ecological Modelling 221 (20). Elsevier B.V.: 2482–90.

Wright III, Harold. 2009. “As Adaptações Dos Índios Tukano E Maku-Hup’ Du No Rio Tiquié : Nichos Ecológicos Distintos Ou Competição Por Recursos?” Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA.

CONCLUSIONES GENERALES

El consumo de ranas arborícolas *Osteocephalus taurinus*, *O. yasuni* y *O. cabrerai* se realiza como una alternativa de alimento que obedece a patrones estacionales a principios de la época de lluvias. A pesar de que no es una fuente de alimento constante, la magnitud de la extracción de individuos es considerablemente alta en comparación con otras especies de fauna que hacen parte de la dieta de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú.

La extracción de estas especies, principalmente de *O. taurinus,* es relativamente similar entre las dos comunidades en términos de biomasa y presas capturadas, así como sus respectivos rendimientos. Sin embargo, las técnicas de cacería presentaron diferencias en los rendimientos de biomasa, siendo las trampas el método más efectivo. Esta técnica ancestral se realiza únicamente en la comunidad de Puerto Loro y puede servir como reservorio de agua para el desarrollo de los primeros estadios de *O. taurinus* en épocas de estiaje.

El aprovechamiento de las poblaciones de *O. taurinus* parecen obedecer a un patrón de explotación sostenible principalmente porque la cosecha se ve enfocada en los individuos adultos, los cuales son renovados en gran número para cada época reproductiva. Esto se debe a la estrategia de vida de crecimiento rápido y alta fecundidad que presenta esta *O. taurinus.* No obstante, se observa una posible sensibilidad de las poblaciones de Bella Vista a un aumento en los niveles de extracción y una disminución en la supervivencia de estadios larvales y en la fecundidad. Más aún, si en sus procedimiento de extracción no se emplean técnicas como la trampas o “huecos de ranas” que disminuye la mortalidad de los estadios larvales.

RECOMENDACIONES DE MANEJO

Debido a los beneficios que ofrecen las trampas en la captura de alimento como en la sostenibilidad del recurso, es pertinente la recuperación de esta técnica de cacería en la comunidad de Bella Vista. Esta implementación debe realizarle dentro del contexto cultural para apoyar la recuperación y conservación de los saberes tradicionales de las comunidades indígenas amazónicas, más aún cuando se resaltan las ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) dentro de la dinámica ecológica y cultural de las comunidades indígenas del Tiquié con el entorno natural.

La conservación de los bosques inundables es indispensable en estos territorios indígenas, ya que es en este hábitat en donde estas especies llevan a cabo su crecimiento y reproducción. Si estas coberturas fueran afectadas, las poblaciones de *O. taurinus* podrían presentar disminuciones drásticas como las observadas en otras comunidades indígenas de la amazonia colombiana.

Igualmente, es importante la conservación de estos saberes y técnicas de cacería dentro de la comunidad de Puerto Loro, para fomentar y concientizar en las nuevas generaciones la importancia del buen aprovechamiento de los recursos naturales para la seguridad y soberanía alimentaria de los sus pobladores.

Adicionalmente, debe fomentarse el monitoreo de la captura de las ranas arborícolas (*Osteocephalus spp.*) con el objetivo de generar información que apoye la toma de decisiones y manejo del territorio indígena. De igual manera, se debe propiciar la investigación más profunda acerca de la dinámica y genética poblacional de este recurso para conocer mejor los efectos de la cacería sobre sus poblaciones y evaluar de manera más profunda la viabilidad como recurso en el tiempo. Finalmente, ya que estas especies están fuertemente ligadas a la disponibilidad de agua durante su ciclo de vida, es importante investigar la posible afectación del cambio climático en la dinámica poblacional.