

**EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DE LA CACERÍA DE MAMÍFEROS  
EN LA COMUNIDAD DE ZANCUDO, RESERVA NACIONAL NATURAL  
PUINAWAI, GUAINÍA-COLOMBIA**

**MARÍA DEL PILAR TAFUR GUARÍN**

**Tesis para optar al título de  
Magíster en Ciencias-Biología  
Línea Manejo y Conservación de Vida Silvestre**

**Directora  
Olga Lucía Montenegro Díaz, Ph.D.  
Profesora Asistente, Instituto de Ciencias Naturales**

**Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias  
Departamento de Biología  
Bogotá, D.C.**

**2010**

## CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	4
LISTA DE TABLAS	6
LISTA DE FIGURAS	7
INTRODUCCION GENERAL	8
Referencias	16
<b>ARTICULO 1: Caracterización de la Presión de Cacería en la Comunidad de Zancudo, RNN Puinawai Guainía-Colombia</b>	24
Introducción	25
Materiales y Métodos	28
Área de estudio	28
Colecta de datos	30
Análisis de datos	31
Resultados	33
Composición de la cacería	33
Biomasa extraída	35
Proporción sexual de animales cosechados	35
Técnicas de cacería local	37
Área de extracción de fauna local	38
Estacionalidad de la cosecha local	40
Influencia religiosa y normatividad de cacería local	41
Discusión	42
Composición de la cacería	42
Biomasa extraída	44
Proporción sexual de animales cosechados	44
Técnicas de cacería local	45
Área de extracción de fauna local	46
Estacionalidad de la cosecha local	47
Influencia religiosa y normatividad de cacería local	47
Conclusiones y recomendaciones	49
Referencias	51

<b>ARTICULO 2: Evaluación de la Sostenibilidad de Caza de Mamíferos en la Comunidad de Zancudo y Lineamientos para su Manejo en la RNN Puinawai Guainía-Colombia</b>	<b>57</b>
Introducción	58
Materiales y Métodos	62
Área de estudio	62
Colecta de datos	64
Auto-monitoreo de cacería local	64
Estimación de densidad de especies objeto de cacería local	64
Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local	65
Análisis de datos	66
Auto-monitoreo de cacería local	66
Estimación de densidad de especies objeto de cacería local	66
Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local	66
Modelo de producción	67
Análisis de captura por unidad de esfuerzo	67
Modelo de cosecha unificado	67
Resultados	68
Auto-monitoreo de cacería local y área de captura	68
Estimación de densidad de especies objeto de cacería local	69
Abundancia de fauna local a través de huellas	69
Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local	70
Modelo de producción	70
Análisis de captura por unidad de esfuerzo	71
Modelo de cosecha unificado	72
Discusión	73
Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local	73
Modelo de producción	74
Análisis de captura por unidad de esfuerzo	76
Modelo de cosecha unificado	77
Conclusiones y estrategias de monitoreo sugeridas	78
Referencias	80
SINTESIS FINAL	88
Referencias	97

## **AGRADECIMIENTOS**

Primero que todo quiero agradecerle a Dios quien me brindó la oportunidad de conocer un lugar tan hermoso como es la Selva del río Inírida, así como por haberme puesto en el camino a personas tan maravillosas con las cuales conviví y aprendí a nivel personal y profesional. Esta investigación se desarrolló como parte del proyecto “Ecología, uso y conservación de Ungulados en la Orinoquia y Amazonia Colombianas” del grupo Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia. A ellos mis más sinceros agradecimientos. Además es un aporte fundamental para la línea de presión sobre los recursos naturales que se desarrolla actualmente en la Reserva Nacional Natural Puinawai apoyada por Patrimonio Natural.

Esta investigación se realizó gracias al permiso de investigación No. 026-IC-FAU/DBAP/MA otorgado por la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales; al permiso del Ministerio del Interior por presencia de comunidades indígenas; al Convenio de Cooperación interinstitucional no. 09 de 2009 suscrito entre la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales y la Universidad Nacional de Colombia, al permiso de movilización de cráneos donados por la comunidad producto de la cacería otorgado por la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico (CDA).

Mi profunda gratitud a COLCIENCIAS por financiar varios componentes del trabajo, a la Universidad Nacional de Colombia, a la Facultad de Ciencias, a la Dirección de Bienestar Universitario y al Postgrado en Ciencias-Biología, Línea Manejo y Conservación de Vida Silvestre y en especial a la profesora Olga Montenegro por su guía y apoyo a nivel personal y académico. A la División de Investigaciones de la Sede Bogotá (DIB) de la Universidad Nacional de Colombia por su apoyo económico a través de la beca que posibilitó la financiación parcial de ese proyecto. En este sentido también agradecimientos a Patrimonio Natural por contribuir con la financiación de algunos de los pasajes aéreos a la zona.

También quiero expresar mis agradecimientos a los profesores Yaneth Muñoz por su colaboración, y a Enrique Zerda por su amistad y apoyo en las gestiones administrativas para el desarrollo del proyecto. De igual forma, agradezco a los profesores Juan Alvaro y Fernando Franco por sus aportes en la Cátedra Amazonía: mitos y realidades. Hago un reconocimiento especial a Arcángel Agapito indígena de la comunidad de Remanso, por su asesoría a nivel de fauna y traducción de español a

Puinave. Aprecio el apoyo de toda la comunidad indígena de Zancudo por permitirnos trabajar en su territorio, por su acogida durante toda la ejecución del proyecto, al capitán Jaime Martínez y al profesor Francisco Guajo por posibilitar el intercambio de saberes, al Grupo de Investigadores locales por su participación, por su trabajo y gran interés en capacitarse, y a las mujeres y niños por su gran aceptación en la comunidad.

Agradezco a la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales por su apoyo logístico y demás colaboración en la zona a través de los funcionarios de la Reserva, en especial a Mara Contreras quien estimuló la realización de este trabajo en la reserva, mi gratitud a Sandra, Juan David, Alejandro y demás funcionarios. Un agradecimiento especial a Camilo Correa y a Milton Romero por su asesoría en SIG, mi sincera gratitud a Santiago Bustamante y al profesor Pedro Sánchez por su asesoría estadística. Mi aprecio a Andrés, Johanna, Andrea y a todos los amigos que de una u otra forma contribuyeron para el desarrollo de esta investigación. Un agradecimiento especial por su paciencia y colaboración a Iván Pineda de la editorial Gente Nueva en la impresión de la cartilla de caracterización local de la cacería. Un reconocimiento especial a Bibiana, Miguel, Néstor, Wendy, Carolina y Felipe, compañeros de campo infatigables que compartieron gratas experiencias.

Finalmente, a mi familia por su educación y sabiduría, su apoyo moral, su persistencia, y su incansable y constante apoyo antes, durante y al final de toda la Maestría, y por quienes sin su colaboración no hubiera sido posible la finalización de este trabajo de grado.

## LISTA DE TABLAS

### Artículo 1.

Tabla 1. Animales cazados en la comunidad de Zancudo entre 2005 y 2009	33
Tabla 2. Animales cazados en la comunidad de Zancudo según entrevistados.	34
Tabla 3. Biomasa extraída por cacería en la comunidad de Zancudo entre el año 2005 -2009.	36
Tabla 4. Proporción sexual de animales cazados en la comunidad de Zancudo entre 2005 -2009.	37

### Artículo 2.

Tabla 1. Mamíferos cazados en la zona entre 2005 – 2009.	68
Tabla 2. Mamíferos censados y densidad poblacional para la zona.	69
Tabla 3. Huellas observadas en la RNN Puinawai.	70
Tabla 4. Densidad de mamíferos en 2009, estimación de la productividad reproductiva y de la cosecha 2009 en la zona.	71
Tabla 5. Datos de captura por unidad de esfuerzo para mamíferos 2005 - 2009 en la zona.	71
Tabla 6. Datos de la productividad reproductiva comparadas con la fracción cosechada para mamíferos en 2009 en la zona	72

## LISTA DE FIGURAS

### Artículo 1.

Figura 1. Área de estudio, RNN Puinawai, Guainía - Colombia.	28
Figura 2. Porcentaje de cacería para cada grupo taxonómico en la Comunidad e Zancudo, año 2005 -2009.	35
Figura 3. Dendograma de índice de similaridad de Bray Curtis de técnicas de captura vs animales cosechados.	38
Figura 4. Área de extracción de fauna usada por pobladores de la comunidad de Zancudo año 2005 -2009.	39
Figura 5. Dendograma de índice de similaridad de Curtis de sitios vs especies cosechadas.	40
Figura 6. Estacionalidad de la cosecha, comunidad de Zancudo años 2005-2009.	40

### Artículo 2.

Figura 1. Área de estudio.	62
Figura 2. Mamíferos cazados y registrados por huellas en la RNN Puinawai.	70
Figura 3. Modelo de cosecha unificado para <i>Cebus apella</i> en la zona	72
Figura 4. Modelo de cosecha unificado para <i>Pecari tajacu</i> en la zona	73

## INTRODUCCIÓN GENERAL

La gran mayoría de especies silvestres han tenido una estrecha relación con el hombre desde tiempos remotos, por diversas razones que incluyen aspectos culturales, religiosos y de subsistencia. En particular, muchas especies de animales silvestres tropicales son utilizadas como fuente importante de proteína animal y para la generación de recursos en mercados locales. En muchos casos, este uso ha generado efectos importantes en las poblaciones (Robinson & Redford, 1991) y muchos consideran que después de la pérdida de hábitat, la sobre-explotación es la segunda amenaza más importante en la supervivencia de aves, mamíferos y plantas del mundo (Primack, *et al.*, 2001).

La investigación de la relación entre la vida silvestre y la gente no es un ejercicio académico trivial. El impacto de los seres humanos sobre la vida silvestre es tan fuerte que la supervivencia de muchas especies depende de la comprensión y la gestión que logremos, en busca de un uso sostenible. La fauna de vertebrados se constituye principalmente por elementos de amplia distribución en Centro y Suramérica (Eisenberg, 1989; Emmons y Feer, 1990), aunque también incluye una proporción importante de taxa propios del Escudo de Guayana y la Cuenca del Río Amazonas, algunos de ellos considerados como endémicos (Ochoa, 1997).

La importancia de la vida silvestre para las personas de los bosques tropicales puede tener diversas valoraciones: 1. En los bosques tropicales las especies silvestres son cazadas por: (a) su valor nutricional, (b) dinero en efectivo, por concepto de venta de animales vivos, carne, cueros, pieles y otros; (c) razones culturales, para obtención de objetos, o para rituales y (d) combinaciones de las valoraciones anteriores (Bennett y Robinson, 2000). 2. La caza continúa siendo una tradición socio-cultural de gran importancia para la mayoría de los habitantes de los bosques tropicales (Bennett, *et al.* 2000; Eves y Ruggiero, 2000; Lee, 2000; Madhusudan y Karanth, 2000). 3. La vida silvestre podría ser, en ocasiones, plaga tanto para los cultivos como para la ganadería. En este caso, la cacería de fauna silvestre podría contribuir a la reducción de las poblaciones plagas y minimizar los daños (Jorgenson, 2000).

La cacería de especies animales con fines de subsistencia es muy común en Latinoamérica, Asia y África. Durante las últimas décadas se ha generado un gran interés en evaluar los efectos de este tipo de cacería en muchas regiones del mundo (Robinson y Bennett, 2000). Para algunas regiones existen estudios de largo plazo

sobre la sostenibilidad de la caza en bosques tropicales, tanto en África (Hart, 2000, Fa 2000), Indonesia (Alvard 2000, O'brien et al. 2000) como en Latinoamérica (Peres 2000, Hill 2000, Townsend 200, Bodmer & Puertas 2000, Naranjo, 2002, Noss *et al.*, 2005, 2010, Aquino *et al.*, 2007, entre otros).

La Amazonía es una de las regiones donde la caza es una actividad de gran importancia. Esta región se clasifica en 2 grandes zonas ecológicas, a partir de su potencial agrícola: la várzea (fluvial) y tierra firme (interfluvial). En la tierra firme las poblaciones humanas tienden a ser nómadas debido a una menor productividad agrícola y una escasez de pesca, en donde la cacería se convierte en la principal fuente de proteína (Meggers, 1971). Los procesos demográficos de los indígenas no están determinados sólo por la fertilidad de los suelos, sino que es la fauna el principal factor de desplazamiento de los pobladores locales. Una mayor densidad de las poblaciones se relaciona directamente con una alta concentración de recursos de pesca y caza (Hames & Vickers, 1983). Las actividades de consecución de proteínas en la Amazonía, tiene que ver también con otros aspectos de la cacería como la eficiencia de las diferentes armas (Vickers, 1980), la eficiencia de la cacería (Leeuwenberg, F. J. and Robinson, J. G. 2000) y la clasificación de los animales dentro de la dieta de los pueblos indígenas (Vickers, 1980). Los vertebrados de gran tamaño son quizás los más apreciados ecológicamente en los bosques tropicales. Por ello se requiere del desarrollo de investigaciones en torno a la sostenibilidad (Péres, 2000).

En el Neotrópico, las extirpaciones recientes de mamíferos han sido inducidas por el hombre (Engstrom y Burton 2002). La sobre-explotación está directamente ligada con el tamaño de la población y es una de las causas más importantes para la pérdida de la biodiversidad (Primack, *et al.*, 2001). Cuando animales y plantas escasean, la gente busca otras especies alternativas. En los bosques tropicales, la demanda por especies de caza aumenta cuando escasean los peces (Guzmán, 2005; Caroll *et al.*, 2006) y los cazadores capturan especies pequeñas cuando escasean las grandes porque en algunos lugares es más rentable la cantidad de animales obtenidos (Péres, 2000). Para disminuir esta presión, se debe entender el efecto de la misma sobre las poblaciones y evaluar su sostenibilidad. Aunque algunos datos sugieren que pobladores nativos no siempre ejercen un impacto negativo sobre las poblaciones de animales de caza (Vickers, 1980; Alvard *et al.*, 1997), es evidente que el crecimiento demográfico humano, el desarrollo de una tecnología de caza más eficiente, y la

demanda de carne de monte, está llevando a muchas especies neotropicales a extinciones locales (Robinson y Redford, 1991a; Bodmer, 1997a; Alvard *et al.*, 1997). La cacería tiene un impacto sobre la fauna silvestre el cual podría analizarse en varias categorías así: 1. Para las especies de caza de los bosques tropicales, esta actividad es en gran medida un factor adicional a la mortalidad natural y reduce la densidad poblacional (Alvard, 2000; Bennett *et al.*, 2000; Eves y Ruggiero, 2000; Fitz Gibbons *et al.*, 2000; Hart, 2000; Peres, 2000). 2. Al seleccionar animales de gran porte, la caza puede disminuir el tamaño corporal promedio de las especies y por ende tener efectos en la población (O'Brien y Kinnaird, 2000). 3. La edad promedio de la primera reproducción en una población puede verse reducida por la caza y los animales jóvenes podrían madurar más temprano (Hart, 2000). 4. En las poblaciones objeto de caza, la proporción de animales de mayor edad tiende a reducirse (Bodmer y Puertas, 2000; Hart, 2000; Leeuwenberg y Robinson, 2000; Peres, 2000). 5. A menudo especies de gran talla, por lo general, tienen bajas tasas intrínsecas de crecimiento natural. Por ello podrían verse afectadas por la cacería y ser vulnerables ante la extinción local (Alvard, 2000; Bennett *et al.*, 2000). 6. La caza puede conducir a una disminución en la producción futura de las poblaciones, por la combinación de factores como la reducción de la edad de madurez sexual y la fecundidad, la disminución de la densidad de especies de bosques tropicales por efecto de la caza, y de la proporción de adultos reproductores (Robinson y Redford, 1991b), y una baja producción, limita el potencial para la cosecha. 7. La estructura de tallas del cuerpo en una población puede ser cada vez más sesgada, debido a la selectividad de los cazadores hacia los animales de talla más grande (Hart, 2000; Peres, 2000). 8. La reducción de las especies grandes en la comunidad y de la producción a causa de la caza, contribuye a la menor producción de la comunidad biológica en general (Hart, 2000; Stearman, 2000).

La caza puede considerarse sostenible cuando ésta no excede la producción, además deben satisfacerse las necesidades socio-económicas con la extracción del recurso, pero limitando pérdidas de diversidad biológica y degradación ambiental. Para evaluar si una cosecha de recursos es sostenible o no, debe definirse lo que la mantiene así, en qué escala y en qué forma, y las razones para mantenerla (Bennet y Robinson, 2000). Un uso sostenible debe evidenciar una abundancia relativamente estable de un recurso año tras año, que se puede constatar por medio del seguimiento de la densidad poblacional o de índices relativos. Además de la abundancia, la caza afecta la estructura etárea por extracción selectiva de animales de mayor talla y edad. Un uso sostenible contribuirá a mantener una estructura etárea estable (Bodmer *et al.*,

1997a, Ojasti, 2000). Otro criterio de sostenibilidad es la relación entre la *utilización* y *producción* de la fauna por unidad de área (Robinson y Redford, 1991b). La utilización se estima de los registros de caza y la producción se calcula de los valores promedios de *r*-max y de la densidad poblacional de cada especie (Robinson & Redford, 1991b; Townsend, 1996, 2000).

Bennett y Robinson (2000), establecieron los siguientes criterios mínimos para definir la sostenibilidad, cuyo objeto es la gestión de los recursos para su conservación: 1. Después de iniciar la cosecha la densidad casi siempre va en declive. Sin embargo, este descenso a corto plazo es distinto de la disminución natural por depredación, etc., en caso de que la cosecha anual de los animales de una población sea mayor que la producción, esto afectará la sostenibilidad (Robinson, 1993). 2. Si las densidades de las poblaciones son muy reducidas, éstas podrían ser incapaces de recuperarse y ser vulnerables a la extinción local. 3. Al reducirse las densidades de las poblaciones capturadas se afectarán los ensamblajes de las especies en el ecosistema y sus interacciones con otras especies, y la integridad biológica de la comunidad en su conjunto (Robinson y Redford, 1991c). Medir la sostenibilidad aún es ambiguo, sólo se puede utilizar de una manera general (Bennett y Robinson, 2000). 4. Es fundamental definir los niveles ecológicamente sostenibles de la cosecha, teniendo en cuenta los niveles socio-económicos (Robinson y Redford, 1991b), reconociendo la dificultad de definir las necesidades y aspiraciones humanas y buscando su congruencia con la sostenibilidad ecológica.

Para evaluar la sostenibilidad de caza de fauna silvestre existen varios modelos. Algunos investigadores han formulado métodos que tienen diferentes requerimientos de información (Bodmer & Robinson 2004). Usualmente los modelos más utilizados para evaluar sostenibilidad de caza han sido: presión y esfuerzo de caza, o captura por unidad de esfuerzo (CPUE), abundancia, densidades o biomasa, estructura de edad, tasas de extracción, producción (reproducción), cosecha, cosecha unificada y reclutamiento del stock (Robinson y Bodmer, 1999; Puertas *et al.*, 2004). Sin embargo, la evaluación de la sostenibilidad se fundamenta en: 1) Definir los límites de las especies cosechadas, en términos de espacio físico (ejemplo: reserva natural o extractiva) y tiempo. 2) Definir exactamente qué significa “uso sostenible” para el recurso fauna silvestre. 3) Ser claro sobre la hipótesis nula (en general es mucho más fácil demostrar que la caza no es sostenible que demostrar que es sostenible). 4) Determinar los modelos que se pueden usar (cada modelo tiene sus fortalezas y

debilidades y requieren diferentes tipos de datos). 5) Los modelos determinan qué necesita ser medido y el enfoque del estudio.

La composición de la cacería en la Amazonía mencionada por autores como Polanco (2003), Guzmán (2005) y Vanegas (2006), entre otros, indican que ésta, se enfatiza frecuentemente en mamíferos de gran porte, los cuales podrían verse más afectados en el futuro porque son más susceptibles ante la presión de caza. Varios estudios sugieren que el uso de pecaríes de collar, agouties, pacas, capibaras, armadillos y venados del género *Mazama* en la Amazonía es sostenible en la mayoría de casos, mientras que la extracción de pecaríes de labios blancos, tapires, primates grandes, crácidos y osos hormigueros usualmente sobrepasan los límites planteados por los modelos de sostenibilidad (Vickers, 1983; Bodmer *et al.*, 1997b, Ojasti, 2000).

El tamaño corporal de los animales tiene sus implicaciones. Animales con cuerpos de gran tamaño, tienen densidades menores que las especies más pequeñas (Robinson y Redford, 1991; Gaston y Blackburn, 1996; Alvard, 2000; Noss y Cuéllar, 2008). Estos animales tienen pocas crías, dependiendo de la especie. Por ende, cuando los cazadores buscan animales de gran tamaño por la carne, disminuyen los individuos existentes en las poblaciones naturales. Las especies de gran porte, tienden a ocupar extensas zonas de distribución (O'Brien y Kinnaird, 2000; Fitz Gibbons *et al.*, 2000; Arroyo *et al.*, 2007). Una de las herramientas que se puede utilizar en estudios con relación a cambios en el rango del tamaño de las especies en el tiempo, y comparaciones de la abundancia con respecto a la presión de caza, son las entrevistas con cazadores (Ulloa *et al.*, 2002; Polanco, 2003; Guzmán, 2005). Las formas que evidencian las relaciones entre densidad y tamaño corporal, y entre rango geográfico y tamaño del cuerpo son funciones de escala espacial y taxonómica. Dentro de las implicaciones reproductivas relacionadas con el tamaño corporal encontramos: para animales de vida corta (última reproducción a una edad >5 años), los estimados sugieren que los cazadores pueden matar el 60% de la producción reproductiva, el 40% para animales de longevidad media (última reproducción es entre 5-10 años) y el 20% de los animales de longevidad larga (última reproducción <10 años) (Bodmer *et al.*, 2003).

La relación entre rango geográfico y tamaño corporal, se ha estudiado para explicar el uso del espacio y de los recursos por parte de las especies, además de otras implicaciones que son importantes para la conservación. Esta relación entre tamaño del cuerpo y rango geográfico con frecuencia muestra una correlación positiva, pero es

indispensable analizar el tamaño mínimo de la población viable (Emmons, L., 1984; Ochoa, 1997; Fa y Purvis, 1997; O'Brien y Kinnaird, 2000). El patrón espacial ha mostrado ser un aspecto importante para comprender los procesos de agotamiento de poblaciones de animales amazónicos. En este sentido, es necesario incorporar un componente espacial explícito, que refleje las interacciones cazador-presa incluyendo reglas reales de dispersión del animal y comparando predicciones del modelo con intensidad total de caza en la distribución espacial utilizando captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y las cuotas de cosecha (Siren *et al.*, 2004). Los modelos de sostenibilidad utilizados por otros autores, necesitan considerar tales dimensiones temporales, para equilibrar las necesidades de subsistencia de los pobladores amazónicos con los objetivos de conservación de las poblaciones de animales silvestres (Alvard *et al.*, 1997).

En muchos países tropicales, la reglamentación sobre explotación de fauna silvestre casi no existe. De igual forma, generalmente es común encontrar fallas para proteger las especies, ligado con la ineficiencia institucional. No se cuenta con personal con los conocimientos científicos requeridos y no se promueve el trabajo interdisciplinario. Sumado a esto, la falta de interacción con las comunidades locales y la no valoración del conocimiento tradicional, han sido aspectos que han venido transformándose recientemente. El monitoreo y el manejo adaptativo son herramientas que permiten enfocarse en la sostenibilidad de la cacería, evaluando los cambios poblacionales a través del tiempo (Robinson y Bennett, 2000, Noss *et al.*, 2005). A su vez, la existencia y puesta en práctica de estudios de manejo comunitario de vida silvestre son la clave para lograr la conservación a largo plazo, contemplando la presencia de comunidades indígenas y/o de áreas protegidas (Campos-Rozo y Ulloa, 2003; Noss *et al.*, 2005).

El desarrollo de iniciativas de conservación posee dinámicas propias, unas surgen desde lo local y otras son externas, lo cual permite la participación local para generar sus propias alternativas tal como ocurrió en el Parque Nacional Natural Utría, en el departamento de Chocó-Colombia (Ulloa *et al.*, 1996). En la participación comunitaria se requiere de la comprensión de los problemas y las soluciones, articulando los objetivos y el desarrollo del proceso como tal (Campos-Rozo y Ulloa, 2003; Dos Santos, 2009). Por ejemplo, en el Izozog, Gran Chaco-Bolivia, la cacería de subsistencia ha impactado negativamente sobre la fauna y ante esto el auto-monitoreo voluntario de los pobladores ha sido de gran utilidad hacia la sostenibilidad (Noss y Cuéllar, 2001). Una estrategia como el co-manejo se fundamenta en la participación

de las comunidades locales y de las diferentes instituciones que tienen injerencia en una zona y se fundamenta en la adquisición y divulgación permanente de la información (Bodmer *et al.*, 1997b). Para asegurar que la caza de fauna silvestre sea sostenible, es clave que la gente tenga beneficios de esta a largo plazo, a través de la conservación de las especies y los ecosistemas (Robinson y Bodmer, 1999; Puertas *et al.*, 2004).

Igual que en la mayoría de los países tropicales, en Colombia muchas comunidades rurales dependen de la cacería de subsistencia. Aunque existen varias estimaciones de la magnitud de la cacería, tanto en el Chocó (Castiblanco, 2002), como en el Amazonas (De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Yepes, 2001; Zambrano, 2001; Torres, 2001; Guzmán, 2005; Vanegas, 2006), entre otros, no existen evaluaciones de qué tan sostenible son esos niveles de extracción.

Las evaluaciones de cacería realizadas en la región Amazónica colombiana incluyen la de Bedoya (1997) quien trabajando con indígenas Ticuna, documentó una captura de 360 animales de 70 especies, la mayoría correspondientes a *Tayassu pecari* y *Geochelone denticulata*, siendo la mayor biomasa aportada por los ungulados como *Tayassu pecari* y *Tapirus terrestris*. En el Medio Caquetá, De la Hoz (1998), quien estuvo con una comunidad de la etnia Andoque y un poblado mixto con indígenas de diversas etnias, blancos y mestizos, determinó que la cacería en su mayoría se compuso de especies como *Agouti paca*, y *Tapirus terrestris*. García (2005), quien trabajó en tres comunidades indígenas de los bajos ríos Apaporis y Caquetá, identificó los patrones de cacería y realizó una aproximación al uso y manejo de la fauna silvestre, encontrando que los mamíferos son parte fundamental de la caza para autoconsumo. En Puerto Nariño, Mendoza (2004), describió los patrones de caza de pobladores Ticuna estableciendo categorías de tierra firme y zonas de várzea. A pesar de que la cacería en la várzea es una actividad secundaria asociada con la pesca, aportó más biomasa que la caza en tierra firme, adjudicándole esto al numeroso grupo de pescadores de la zona.

En la transición entre las regiones de la Amazonia y Orinoquia en Colombia, existen algunas evaluaciones de la cacería, como la realizada en el sector de Matavén, ubicado en la cuenca media del río Orinoco en el departamento del Vichada. El objetivo principal de ese estudio fue el análisis de la importancia de la cacería en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa. Según ese estudio, la seguridad alimentaria no se encontró comprometida, puesto que los indígenas Piaroa

que habitan Matavén tuvieron acceso y disponibilidad de proteína animal todo el tiempo del estudio, siendo la más importante el pescado (Vanegas, 2006). En cuanto a los carbohidratos fueron obtenidos del conuco, a través de derivados de la yuca brava como el casabe y el mañoco.

La caza de subsistencia puede darse en áreas protegidas, cuando las mismas se sobreponen con resguardos indígenas, un caso común en Colombia (Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los países bajos, 1999). Un ejemplo de ello, se presenta en la Reserva Nacional Natural (RNN) Puinawai en el departamento del Guainía, que es un área protegida en donde confluyen tres resguardos indígenas. Por la legislación colombiana estas comunidades humanas tienen derecho al uso de los recursos de la reserva, bajo el criterio que aquellas lo harían de forma sostenible (Etter, 2001).

La RNN Puinawai se localiza en el departamento del Guainía, en la zona norte de la Amazonía colombiana y en cercanías a la transición con la región de la Orinoquia. Históricamente esta región ha sufrido un fuerte proceso de evangelización que ha generado cambios culturales y de uso de los recursos. Por ejemplo, durante el año se llevan a cabo tres actividades directamente asociadas a la cacería como son: a) la *santa cena* (mensual), b) *la conferencia* (semestral) y c) *la convención* (anual). Durante estos eventos se reúnen entre 300-500 personas de diferentes comunidades y la extracción de fauna silvestre aumenta considerablemente para alimentar a los asistentes. Aunque la pesca está primero, la cacería sigue siendo una actividad de importancia socio-cultural activa en la zona.

Los funcionarios de la RNN Puinawai, conscientes de la necesidad de un manejo adecuado de la fauna de cacería, comenzaron en el año 2005 un proceso con las comunidades locales, para reducir el impacto sobre los recursos naturales. Como parte de este proceso, han venido tomando registros de cacería desde el año 2005 en la comunidad indígena Puinave llamada Zancudo, y se espera extender esta iniciativa a otras comunidades.

Se conoce preliminarmente que los mamíferos son uno de los grupos más utilizados como presas de cacería. Este estudio buscó apoyar la iniciativa de los administradores de la reserva generando información relevante sobre búsqueda de estrategias de manejo que conduzcan a un uso sostenible de la fauna y que promueva la seguridad alimentaria de los pobladores. Para esto es necesario, además de caracterizar la

cacería en su composición y magnitud, una evaluación de su sostenibilidad. Específicamente esta investigación buscó responder a las siguientes dos preguntas:

1) Cómo se caracteriza la actividad de cacería, con énfasis en mamíferos, en la comunidad de Zancudo de la RNN Puinawai con respecto a magnitud y composición de la cosecha; técnicas, área de extracción, estacionalidad de la cosecha; influencia religiosa y normatividad de la caza. 2) Qué tan sostenible es esta cacería y si afecta diferencialmente a las especies, según sus características de historia de vida. Las respuestas serán usadas como herramientas base para el diseño de recomendaciones sobre aprovechamiento sostenible de las poblaciones silvestres afectadas por la cacería en la zona.

El desarrollo de estos dos interrogantes se presenta individualmente en dos artículos dentro de este documento. El primero se enfoca en la caracterización de la cacería de la fauna silvestre en la comunidad de Zancudo de la Reserva Nacional Natural Puinawai. El segundo artículo trata sobre la evaluación de la sostenibilidad de la cosecha de mamíferos en la misma reserva. Finalmente, se presenta una síntesis de todo el trabajo, en donde además se dan las recomendaciones respectivas para el manejo y monitoreo de fauna silvestre por parte de los pobladores indígenas.

## REFERENCIAS

- Alvard, M., Robinson, J. G., Redford, K.H., Kaplan, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics: Data from two native communities. *Conservation Biology* 11: 977-82.
- Alvard, M. 2000. The impact of traditional Subsistence Hunting and Trapping on prey populations: data from Wana horticulturalist of upland Central Sulawesi, Indonesia. Pp. 214-232. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Aquino, R., Terrones. C., Navarro, R. y Terrones, W. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Peru. Biology* 14(2): 181-186. Facultad de ciencias Biológica UNMSM.
- Arroyo-R. V., S. Mandujano, J. Benítez-M. & C. Cuende-F. 2007. The Influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica* 39(6): 760-766.

- Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad ticuna de la amazonia colombiana. Trabajo de grado. Carrera de biología. Pontificia universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Bennett, E. L. and Robinson, J. G. 2000. Hunting for the Snark. Pp. 1-12. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bennett, E. L., Nyaoi, A. J. and Sompud, J. 2000. Saving Borneo's Bacon: The Sustainability of Hunting in Sarawak and Sabah. Pp. 305-324. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bodmer, R. E., Eisenberg, J. F. and Redford, K. H. 1997a. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.
- Bodmer, R., Aquino, R., Puertas, P., Reyes, C., Fang, T., Gottdenker, N. 1997b. Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazonía peruana. Occasional Paper No. 18 de la Comisión de Supervivencia de Especies. UICN Sur, Quito, Ecuador y Secretaría CITES; Ginebra, Suiza.
- Bodmer, R. and Puertas, P. 2000. Community-Based Comanagement of Wildlife in the Peruvian Amazon. Pp. 395-412. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bodmer, R., Puertas, P. y Antúnez, M. 2003. Use and sustentability of wildlife hunting in and around the proposed Yavarí Reserved Zone. Pp. 98106. En: Pitman, N., Vriesendorp C. y Moskovid, D., 2003. *Rapid biological inventories: 11*. The Field Museum. Perú:Yavarí.
- Bodmer, R & Robinson, J. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. Pp. 299-323, in Silvius, K., R. Bodmer & J. Fragoso (eds.). *People in Nature. Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press. New York.
- Campos-Rozo, C. and Ulloa, A. 2003. Fauna socializada: tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura. Bogotá, Colombia.
- Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

- De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Dos Santos, A. 2009. Metodología de la investigación etnozoológica. *En*: Costa Neto, E.M., Santos Fita, D. Vargas Clavijo, M. (coord.). *Manual de Etnozoología: una guía teórico-práctica para investigar la interconexión del ser humano con lo animales*. Tundra, Ediciones. Valencia-España.
- Eisenmberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics, Vol. 1. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. University of Chicago Press. Chicago, IL.
- Emmons, L. 1984. Geographic Variation in Densities and Diversities of Non-flying Mammals in Amazonia. *Biotropica* 16(3): 210-222.
- Emmons & Feer, 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago, 307 pp.
- Engstrom, M. and Burton, L. 2002. "Mamíferos de Guyana." Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales. Conabio-UNAM, México, DF: 329–375.
- Etter, A. 2001. Puinawai y Nukak. Caracterización ecológica general de las 2 Reservas Nacionales Naturales de la Amazonía Colombiana. Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo (IDEADE). Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Eves H. and Ruggiero, R. 2000. Socioeconomics and the Sustainability of Hunting in the Forest in Northern Congo (Brazzaville). Pp. 427-454. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fa, J and Purvis, A. 1997. Body size, diet and population density in Afrotropical forest mammals: a comparison with neotropical species. *Journal of Animal Ecology* 66, P 98-112. British Ecological Society.
- Fa, J. 2000. Hunted Animals in Bioko Island, West Africa: Sustainability and Future. Pp 168-198. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.

- FitzGibbon, C., Mogaka, H. and Fanshawe, J. 2000. Threatened Mammals, Subsistence Harvesting and high human population densities: A recipe for disaster?. Pp. 154-167. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Gaston, K and Blackburn, T. 1996. Conservation implications of geographic range size-body relationships. *Conservation Biology* 10(2): 638-646.
- Guzmán, J. 2005. Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana.
- Hames, R. B. & Vickers, W. T. 1983. "Introduction", Adaptive responses of native Amazonians. Pp 1-26. In: Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Hart, J. A. 2000. Impact and Sustainability of Indigenous Hunting in Ituri Forest, Congo-Zaire: A comparison of Unhunted and Hunted Duiker Populations. Pp. 106-153. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Hill, K. & J. Padwe. 2000. Sustainability of Achè Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay.
- Jorgenson, J. 2000. Wildlife Conservation and Game Harvest by Maya Hunters in Quintana Roo, México. Pp. 251-266. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Lee, R. Impact of Subsistence Hunting in North Sulawesi, Indonesia and Conservation options. 2000. Pp. 455-472. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Leeuwenberg, F. J. and Robinson, J. G. 2000. Traditional Management of Hunting in a Xavante Community in Central Brazil: The Search for Sustainability. Pp. 375-394. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Madhusudan, M. and Karanth, K. 2000. Hunting for an answer: is local Hunting compatible with large Mammal Conservation in India?. Pp. 339-355. In: Robinson,

- J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Meggers, B. J. 1971. Amazonia Pp. 79-109. In: Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas- Colombia. Trabajo de grado. Carrera de biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los países bajos, 1999. Conservación y uso de la fauna silvestre en Áreas Protegidas de la Amazonía. Tratado de Cooperación Amazónica. Secretaria pro tempore, Caracas, Venezuela.
- Naranjo, E. J., 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, México. Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville.
- Noss, A. & Cuéllar, R. 2001. Community attitudes towards wildlife management in the Bolivian Chaco.
- Noss, A., Oetting, I and Cuéllar, R. 2005. Hunter self-monitoring by the Isoseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation* (14): 2679-2693. Santa Cruz, Bolivia.
- Noss, A. J. y Cuéllar, R. L. 2008. La Sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isozo: el Modelo de Cosecha Unificado. En: *Mastozoología Neotropical* 15 (2): 241-22, Mendoza, 2008.
- Noss, A J., Cuéllar, R. L. Arambiza, A. & Barrientos, J. 2010. Sostenibilidad de la cacería en el Chaco: 12 años de manejo de fauna silvestre en la Tierra Comunitaria de Origen Isozo. Pp. 1-36. En *Experiencias de Manejo de Fauna Silvestre en Bolivia*. en Gómez H. & A. Llobet (Eds.). Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia,
- O'Brien, T. and Kinnaird, M. 2000. Differential Vulnerability of Large Birds and Mammals to Hunting in North Sulawesi, Indonesia and the outlook for the future. Pp. 199-213. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press. Ochoa, J. (1997). "Sensibilidades potenciales de una comunidad de mamíferos en un bosque productor de maderas de la Guayana Venezolana." *Interciencia* 22(3): 112-122.

- Ojasti, J. 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. Primera edición. Editor Francisco Dallmeier. Rockville, Maryland.
- Peres, C. A. 2000. Evaluating the Impact and Sustainability of Subsistence Hunting at Multiple Amazonian Forest Sites. Pp. 31-56. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Polanco, R. 2003. Diagnóstico de uso y manejo concertado de fauna silvestre en comunidades indígenas y negras colombianas: comparación y recomendaciones metodológicas.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México.
- Puertas, P., Bodmer, R. and Arévalo, F. 2004. Manual para la Elaboración de Planes de Manejo de Fauna Silvestre en la Cuenca del Samiria, Reserva Nacional Pacaya-Samiria. Perú.
- Robinson, J. G. & K. H. Redford. 1991. Sustainable Harvest Forest Mammals. Pp. 415-429, in Robinson, J.G. & K. H. Redford (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Robinson J. G. and Redford, K. H. 1991a. *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1991b. "Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals". In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 415-29. Chicago: University of Chicago Press.
- Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1991c. "Preface" In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. XV-XVII. Chicago: University of Chicago Press.
- Robinson, N. A. 1993. *Agenda 21: Earth's Action Plan*. New York: Ocean Publication.
- Robinson, J. G y Bodmer, R.E. 1999. Hacia el manejo de vida silvestre en los bosques tropicales. En: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Fang, T. G., Montenegro, O. L. & Bodmer, R. E. (ed). 1999. Universidad de Florida, Ed. Instituto de Ecología, WCS. La Paz, Bolivia.

- Robinson, J & E. Bennett. 2000. *Hunting for Sustainability in Tropical Forest*. Columbia University Press. New York.
- Sarmiento, A. 1998. Composición y distribución de fauna silvestre utilizada para cacería en la comunidad indígena Andoque y el asentamiento de Puerto Santander-Araruacua, medio Río Caquetá – Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Siren, A., Hamck, P. Machoa, J. 2004. Including Spatial Heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a Model Analysis and an empirical assessment in an Amazonian Community. *Conservation Biology*, 5 (18): 1315-1329.
- Stearman, A. M. 2000. A pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. Pp. 233-250. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Torres, L. 2001. Autoconsumo rural de alimentos en la región andina colombiana. Tesis de maestría. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de estudios ambientales y rurales. Colombia.
- Townsend, W. 1996. NYAO ITO: Caza y pesca de los Sioronó. Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andrés. FUND-ECO. La paz, Bolivia.
- Townsend, W. 2000. The Sustainability of Subsistence Hunting by the Sioronó Indians of Bolivia.
- Ulloa, A., Rubio, H. y Campos, C. 1996. Trua wuandra. Estrategias para el manejo de fauna con comunidades Embera en el Parque Nacional Natural Utría, Chocó-Colombia. Fundación Natura. OREWA, OEI y MMA. Bogotá.
- Vanegas, M. 2006. Caracterización de la cacería y su importancia en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el Resguardo unificado selva de Matavén, Vichada - Colombia. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Vickers, W. T. 1980. "An analysis of Amazonian hunting yields as a function of settlement age". In: Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica, México.

- Vickers, W. T. 1983. "The territorial dimensions of Siona-Secoya and encabellado adaptation". Pp. 79-109. In: Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Yepes, A. 2001. Uso de Fauna Silvestre por la Comunidad Indígena Miraña-Bora, Parque nacional Natural Cahuinarí, Bajo Caquetá, Amazonas, Colombia. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Zambrano, A. X. 2001. caracterización de la cacería de subsistencia en la comunidad indígena Miraña, Parque Nacional Natural Cahuinarí, Amazonas, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

## **CARACTERIZACIÓN DE LA PRESIÓN DE CACERÍA EN LA COMUNIDAD DE ZANCUDO, RNN PUINAWAI, GUAINÍA-COLOMBIA**

### **RESUMEN**

Estudiamos la actividad de cacería en la comunidad de Zancudo, en la cuenca media-alta del río Inírida en el departamento de Guainía, Colombia. Utilizamos registros de caza tomados por 18 cazadores locales del 2005 al 2009 y nuestras propias observaciones durante febrero de 2007 y julio de 2009. Se validó y complementó la información por medio de entrevistas semi-estructuradas, talleres comunitarios y charlas informales. Colectamos datos de 395 registros de caza y 537 individuos cosechados entre los años 2005-2009. Se documenta la cacería de 26 especies, 13 de las cuales corresponden a mamíferos, mostrando una tasa de cosecha de 0,29 presas/cazador/año y una biomasa total de 6832 kg. El grupo taxonómico más cosechado fue el de los roedores (56%) y el menos cosechado el de los ungulados (6%). El área de extracción estimada fue de 92,94 km<sup>2</sup> y las armas más empleadas fueron la escopeta, los perros, la sagalla. Las técnicas más utilizadas fueron la búsqueda de huellas, vocalización y encuentro directo con el animal. La mayoría de presas fueron obtenidas en época de verano. Nuestros resultados, sugieren que las presas mayores (ungulados grandes) son por naturaleza escasas en la zona y que la caza se enfatiza en especies pequeñas. Adicionalmente, la evangelización ha traído fuertes consecuencias como la pérdida del uso de herramientas y prácticas tradicionales de caza. Aportamos unas recomendaciones finales, en torno al monitoreo de la cacería a largo plazo a nivel regional.

**Palabras clave.** Presión de caza, mamíferos, área de captura, RNN Puinawai, indígenas Puinave.

### **ABSTRACT**

We studied hunting activity at the Zancudo community, settled along the middle and upper Inírida river, at the department of Guainía, Colombia. We used 1) semi-structured interviews, 2) analysis of hunting records from 2005 to 2009 kept by 18 local hunters, as well as our own observations in February 2007 to July 2009, 3) community workshops, and 4) informal conversations. We collected data of 395 hunting records and 537 individuals harvested between years 2005-2009. We documented harvest of 26 species, 13 of which were mammals, with a harvest rate of 0.29 prey / hunter / year and a total biomass of 6832 kg. The most harvested animals were rodents (56%) and the least harvested were ungulates (6%). The extraction area was estimated to be 92,94 km<sup>2</sup>, and the most used weapons are guns, dogs, Sagall. The most used techniques were searching for tracks, vocalizations and direct encounters with the animal. Most preys were taken in summer. Our results, suggest that large prey (large ungulates) are naturally scarce in the area and that hunting is emphasized in small species. Additionally, evangelism has brought severe consequences such as loss of tool use and hunting practices. We provide some final recommendations on the monitoring of long-term hunting at regional level.

**Keywords.** Hunting pressure, mammals, catchment area, RNN Puinawai, indigenous Puinave.

## INTRODUCCION

La cacería siempre ha sido una actividad realizada por varias comunidades y dependiendo de la cultura, puede tener connotaciones diferentes. Para este caso se hablará de la caza de subsistencia, realizada por muchas comunidades campesinas e indígenas y cuyo método depende de la abundancia y conducta de los animales, la protección que les da el hábitat y las armas disponibles. Muchos animales se cazan cuando se presenta un encuentro accidental entre un animal desprevenido y un cazador armado (Robinson y Redford, 1997). Para analizar de una manera más precisa las actividades de consecución de proteínas en la Amazonía (Bedoya, 1997), se comenzaron a analizar otros aspectos de la cacería tales como la eficiencia de las diferentes armas (Hames y Vickers, 1983; Patiño, 1990), la eficiencia de la cacería (Leeuwenberg y Robinson, 2000) y la clasificación de los animales dentro de la dieta de los pueblos indígenas (Fa, 2000; FitzGibbon *et al.*, 2000; Vanegas, 2006).

Existen muchos trabajos enfocados en la caracterización de la cacería con comunidades indígenas, cuya herramienta metodológica principal ha sido la toma de registros diarios de animales objeto de caza. Townsend (1996) trabajó con indígenas Sirionó de Bolivia y estudió el aprovechamiento tanto de caza como de pesca y analizó su importancia en la consecución de proteína animal. Los patrones de cacería, el automonitoreo y manejo comunitario en el Chaco Boliviano han sido bastante bien documentados por Cuéllar, E. 2000, Cuéllar, R. L. 2000a, 2004, Cuéllar *et al.* 2004, Noss *et al.*, 2003, 2005, 2010). Gonzáles (2003) trabajó en Perú en la Reserva Comunal Yanasha con indígenas y colonos, donde evaluó las presas más importantes en términos de biomasa y de número de individuos.

En muchas comunidades, los mamíferos representan las especies más importantes en la composición de la cosecha. Por ejemplo, en la dieta de los habitantes de la Amazonía peruana se incluyen ungulados como: *Tapirus terrestris*, *Tayassu tajacu* y *Mazama americana*, *Hydrochoerus hydrochaeris* (el roedor más grande del mundo), *Ateles paniscus*, *Alouatta seniculus*, *Cebus apella* y *Lagothrix lagothricha* (Alvard *et al.*, 1997). En Colombia autores como Bedoya, 1997; De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Yepes, 2001; Zambrano, 2001; Castiblanco, 2002; Torres, 2001; Guzmán, 2005; Vanegas, 2006, también reportan a los mamíferos como el grupo más importante en la cacería de subsistencia en las comunidades estudiadas.

En el estudio de la cacería de subsistencia también es importante considerar, no solo la composición de la misma, sino las técnicas utilizadas y su cambio en el tiempo. Desde tiempos remotos la caza es tarea de hombres, habilidades como agilidad y resistencia corporales atraen a las mujeres, porque tener un compañero que sea buen cazador asegura la subsistencia. En el siglo XVII, cazadores lacandones demostraban gran valor adornando sus casas con pieles de felinos (Patiño, 1990). Por otro lado, la caza implica un profundo conocimiento ecológico de las especies, no sólo del hábitat (orillas de ríos y quebradas, tierra firme, cuevas, cultivos o rastrojos, salados, etc.), sino también de las costumbres y reacciones de los animales, con el fin de aplicar para cada especie las prácticas de captura más idóneas y más eficaces, y para transmitir esos conocimientos por generaciones.

Patiño (1990), menciona 2 tipos de dispositivos de caza: pasivos y activos, y divide los animales por su pasividad o rapidez para moverse, según sus reacciones mansas o agresivas y de acuerdo a la talla grande o pequeña. A su vez, clasifica las armas de caza según su uso: golpear, cortar, perforar, agarrar, enredar, cebar y caza colectiva. En este sentido, el tipo de caza (individual o colectiva), el esfuerzo requerido, los métodos de captura y las armas empleadas van a variar según sea el caso. Entre los dispositivos de caza pasiva están: lazos, trampas, fosos y puyas. Los dispositivos activos incluyen: manos, piedras, palos, cerbatanas, arcos y flechas, y venenos. Según Patiño (1990), dentro de las tribus guayanesas y orinocenses el uso de cerbatana era muy común. Los indígenas Piaroas emplean unas fabricadas con el bambú urabi, que quizá es la especie *Bambusoidea arthrostyloidium* (Patiño, 1990). Las bodoqueras en la cuenca amazónica también son conocidas. En regiones como el Orinoco y el Amazonas se ha usado el curare, obtenido principalmente de bejucos (*Strychnos* y *Chondodendron*) (Patiño, 1990).

Con respecto a la estacionalidad de la cosecha, existen variaciones, según la región geográfica y normalmente dependen de los patrones de precipitación y productividad en cada ecosistema. En muchas zonas, las épocas de mayor precipitación implican mayor dificultad en la pesca, por el crecimiento de ríos y quebradas, y la cacería puede aumentarse, para compensar la reducción en la pesca. Un ejemplo de esta estacionalidad en la caza fue reportado por Vanegas (2006) en la selva de Matavén, en la transición entre la Amazonia y Orinoquía colombianas.

Con respecto a la influencia religiosa, antiguamente para lograr éxito en la faena se practicaban diversas restricciones o abstenciones rituales (plantas fetiches y

amuletos), se consultaba a las deidades dueñas de la caza y a los chamanes (Patiño, 1990). En la actualidad, este tipo de prácticas ha cambiado o desaparecido, a medida que han integrado otras religiones en su cultura. Un ejemplo fue documentado por Vargas (2003), quien trabajó en dos localidades de Santander, analizando la institucionalidad de la caza tanto de normas formales como de no formales, además de instancias económicas, culturales/religiosas y jurídicas. En ese estudio se evidenció la importancia del rol que desempeña la institución religiosa, ya que en sus celebraciones fomentan la captura de animales como ofrenda a Dios. También encontró diversas normas no formales entre cazadores, que ocasionalmente no se cumplen.

En Colombia se han realizado varias evaluaciones sobre la composición de la cacería en diversas comunidades indígenas. La mayoría de estos estudios se han enfocado en bosques húmedos tropicales del Chocó (Castiblanco (2002), y el sur de la Amazonia colombiana (De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Yepes, 2001; Zambrano, 2001). La región norte de la Amazonia, particularmente en la zona de la Guayana colombiana, ha sido mucho menos examinada en términos de la cacería de fauna silvestre. Los pocos estudios en comunidades indígenas de la Guayana colombiana, incluyen los de Politis & Rodríguez (1994) y Sotomayor *et al.*, (1998) en comunidades nómadas de la Reserva Nacional Natural Nukak y los de Vanegas (2006) en la Selva de Matavén, del departamento de Vichada.

Conocer los patrones de cacería en la región de la Guayana colombiana es de importancia, dado a que esta región alberga bosques oligotróficos, que se caracterizan por una baja productividad (Hammond, 2005). El efecto de la caza sobre la fauna silvestre de esta región es poco conocido, pero se presume que puede ser significativo, porque generalmente las poblaciones silvestres tienden a ser pequeñas (Forget & Hammond, 2005).

En la región de la Guayana colombiana existe un área protegida que se sobrepone con varios resguardos indígenas. Se trata de la Reserva Nacional Natural (RNN) Puinawai, ubicada en el departamento del Guainía. De acuerdo con la legislación colombiana, las comunidades indígenas que habitan en la reserva tienen derecho al uso de sus recursos naturales, bajo la premisa que lo hacen bajo sus costumbres y tradiciones que normalmente son de bajo impacto. Esta zona del país ha tenido fuerte influencia de la doctrina evangelista y muchas las tradiciones de los pueblos indígenas de esta región han cambiado. A lo largo de los años, los administradores de la reserva

han notado un creciente uso de los recursos y han manifestado su interés por reducir la presión sobre los mismos a través de programas de manejo comunitario. Este proyecto de investigación buscó apoyar la iniciativa de los administradores de la reserva Puinawai, generando información relevante para conocer la presión de la caza sobre la fauna local y la búsqueda de estrategias de manejo. La comunidad de Zancudo sirvió como experiencia piloto, ya que cuenta con un grupo de investigadores locales, dentro de los cuales hay 18 cazadores que vienen tomando registros de caza, lo cual contribuyó significativamente para la información base de esta investigación.

Específicamente en este artículo se pretende caracterizar la actividad de cacería con énfasis en mamíferos en la comunidad de Zancudo de la RNN Puinawai. En este sentido, se buscó abordar los siguientes objetivos: 1) Establecer la magnitud y composición de la cosecha (especies, número de animales, sexo y biomasa extraída); 2) Conocer las técnicas, sitios de caza, área de extracción y estacionalidad de la cosecha; 3) Explorar cómo ha sido la influencia religiosa de la Evangelización y si existe normatividad entre los cazadores locales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de Zancudo, ubicado en el sector noroccidental de la RNN Puinawai, a los  $2^{\circ}46'16,4''$  de latitud norte y los  $69^{\circ}21'52,0''$  de longitud oeste. La RNN Puinawai se localiza en el departamento del Guainía, al norte de la Amazonia colombiana, y tiene una extensión de 1.092.500 ha (Figura 1).

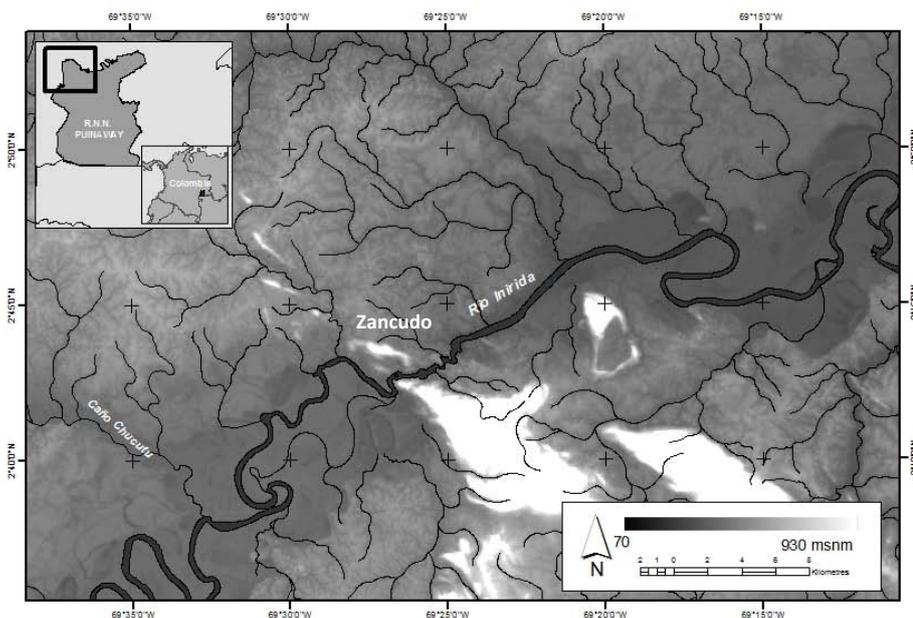


Figura 1. Área de estudio: RNN Puinawai, Guainía-Colombia.

La RNN Puinawai se encuentra sobre el Escudo Guayanés, un conjunto de afloramientos rocosos del precámbrico, ubicado en el noreste de Sudamérica, y que tiene una superficie de 2,5 millones de km<sup>2</sup> aproximadamente (GSI/NC-IUCN, 2003). Esta región se considera como una de las más ricas en diversidad de especies a nivel mundial (Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los Países bajos, 1999). En Colombia, el Escudo Guayanés aflora en varios sectores aislados de la Orinoquía y Amazonía, siendo el departamento del Guainía uno de ellos (Boom, 1990, Romero *et al.*, 2004). El relieve de la RNN Puinawai varía de plano a ondulado, presentando colinas, serranías, llanuras aluviales de aguas claras (río Inírida) y aguas negras (caños y ríos menores), y terrazas aluviales antiguas (ya no tienen inundaciones periódicas (Etter, 2001). El clima de la zona es cálido-húmedo ligeramente estacional. La precipitación tiene un patrón mono modal (Rudas *et al.*, 2002; Armenteras y Villa, 2006), con una estación seca entre diciembre y febrero, y una estación lluviosa de abril a junio (Etter, 2001). La precipitación total varía entre 3000 y 3500 mm/año. La temperatura media es de 26°C (Etter, 2001).

Los ecosistemas de la región son ricos en endemismos de flora y fauna (Estrada y Fuentes, 1993; Duivenvoorden y Cleef, 1994; Sastre, 1995; Cortés y Franco, 1997; Cárdenas y Giraldo-Cañas, 1997; Cortés *et al.*, 1998, Giraldo-Cañas, 1999, 2001; Etter, 2001). Sobresalen bosques medios a bajos y arbustales arbolados densos y abiertos. La reserva Puinawai es una zona que presenta pocos cambios de cobertura natural entre 1985-2000 (Armenteras y Villa, 2006). Los ecosistemas transformados son chagras indígenas y rastrojos de agricultura itinerante, en terrazas bajas del río Inírida, especialmente en poblaciones indígenas como Zancudo, y en límites entre la llanura aluvial y los pediplanos amazónicos.

Con respecto a la fauna, son pocos los lugares muestreados con reportes de especies para la región de las Guayanas. Existen reportes de especies presentes en la RNN Puinawai como el de Etter, 2001 y Guzmán, 2005. Guainía está habitada en su mayoría por indígenas Piapoco y Sicuani, además de Puinaves y Curripacos que habitan tradicionalmente los sectores norte y sur de la reserva Puinawai. Esta reserva se traslapa con 3 resguardos indígenas: el alto Guainía, alto y medio Guainía y Cuiarí-Isana (Etter, 2001). La densidad poblacional estimada para Puinawai es de 0,39 hab/km<sup>2</sup> (Armenteras y Villa, 2006).

La comunidad de Zancudo está habitada por indígenas Puinaves. En la actualidad esa localidad tiene 40 familias, compuestas cada una por 3 a 4 miembros, es decir 160 habitantes aproximadamente. Por otro lado, en un principio todas las actividades

de subsistencia estaban orientadas a la obtención de alimentos. Sin embargo, actualmente la presión por la adquisición de objetos y la satisfacción de nuevas necesidades traídas por la cultura blanca, ha llevado al establecimiento de un comercio local de pescado y en ocasiones de carne de monte. Por esta razón muchas veces se prioriza la recepción de dinero sobre el intercambio.

La vivienda Puinave, tradicionalmente era la Maloka con techo de palma y paredes de bareque debido a los patrones nómadas. Este tipo de vivienda tenía importancia social, religiosa y cultural, y era lugar de encuentro de muchas personas. En la actualidad, debido a la entrada de la cultura del blanco, la vivienda pasó de ser rústica a una casa independiente y moderna con techo de zinc donde habita una familia nuclear, separada del sitio de encuentro religioso (el templo). Esta situación se presenta no sólo en la comunidad de Zancudo, sino en la mayoría de las comunidades a lo largo del río Inírida. En la comunidad de Zancudo y en otras, actualmente el pastor es una de las figuras con mayor importancia dentro de la jerarquía de la comunidad. Cada comunidad tiene su propio Capitán, quien es el encargado de supervisar y de concertar todas las actividades que se lleven a cabo en la misma y también colabora en la resolución de conflictos internos.

### **Colecta de Datos**

Para caracterizar la presión de cacería de mamíferos en la comunidad en términos de la magnitud y composición de la cosecha, las técnicas, sitios de caza, área de extracción y estacionalidad de la misma y para explorar cómo ha sido la influencia religiosa de la Evangelización y si existe normatividad entre los cazadores locales, se utilizaron las siguientes dos aproximaciones:

a) Se emplearon los datos de cosecha individual, tomados por 18 cazadores desde 2005, a través del registro fotográfico de sus cuadernos en cada período de campo. Además, se colectó por observación directa información sobre la composición de la caza en los períodos de febrero de 2007, abril y agosto de 2008 y julio de 2009.

b) Inicialmente se realizaron entrevistas semi-estructuradas a un representante por familia. Se realizaron preguntas referentes a las especies de mamíferos existentes y aquellas que han sido y/o siguen siendo objeto de caza, en la zona de influencia de la comunidad de Zancudo.

Se escogieron 12 preguntas referentes a la actividad de caza, ya que las 8 preguntas restantes se referían al contexto general de la zona. El objetivo fue responder a los siguientes interrogantes: 1) Cuáles animales están presentes en la zona?; 2) Qué animales son cazados en la zona?; 3)Cuál es la preferencia sexual sobre las presas?; 4) Qué tipo de armas (arpón, flecha, escopeta, garrote, cerbatana, sagalla y machete) son empleadas en los eventos de caza?; 5) Cuáles técnicas son utilizadas en los eventos de cacería (encuentro, vocalización, huellas, perros y alumbrando)?; 6) En qué época sale de cacería?; 7) En qué horario tiene lugar la actividad de caza?; 8)Cuál es la frecuencia de consumo de carne de monte?; 9) Qué número de participantes asiste a un evento de caza?; 10) Existe la presencia de cazadores de otras comunidades?; 11) Existen reglas y/o normatividad entre los cazadores de la zona? y 12) Tiene interés en asistir a talleres de capacitación sobre conservación y manejo de fauna local?.

La información obtenida fue contrastada con los registros de caza. Se entrevistó a 23 cazadores locales de la comunidad de Zancudo. Las entrevistas se basaron en una lista de especies potencialmente presentes, utilizando información disponible, y con el apoyo de dibujos e imágenes, (Emmons y Feer, 1997; Eisenberg y Redford, 1999), a los cuales se les colocó el nombre local (en español y en Puinave) y el científico una vez reconocidos los animales presentes a nivel local. Así mismo se preguntó acerca de su conocimiento de los animales y la actividad de cacería. Esta información sirvió de complemento para los registros de caza revisados.

Finalmente, para la estimación del área de captura se hicieron visitas a los sitios de caza en compañía de los cazadores locales y se georreferenciaron con la ayuda de un GPS. Se visitó la mayor parte de los sitios de captura, exceptuando solamente aquellos demasiado distantes, que además son usados muy ocasionalmente por los cazadores locales.

### **Análisis de Datos**

Los datos sobre animales cosechados y sitios de captura consignados en los registros de cacería fueron organizados y tabulados. Se establecieron 6 categorías de grupos taxonómicos y se determinó la magnitud de la cosecha. Además, se establecieron proporciones hembra-macho para todos los animales y categorías taxonómicas registradas por los cazadores, y se utilizó una prueba de chi-cuadrado para determinar si la proporción de sexos varió del esperado 1:1. Este test solo se utilizó para aquellas especies que tuvieron un número de individuos cazados mayor a 10.

Dado que en los registros los cazadores no diferenciaron entre armas (escopeta, garrote, machete, cerbatana, arpón, sagalla, nasa) y técnicas de captura (perros, alumbrando, encuentro y huellas), se optó por unificar el tema como “técnicas de captura”.

Se analizó la existencia de especificidad tanto de técnicas como de lugares de caza empleados por especie. Se construyó un índice de similitud de Bray-Curtis para comparar la estructura, es decir, abundancia y composición de las presas obtenidas por cada técnica utilizada. La hipótesis propuesta fue que cada técnica de caza empleada es específica para cada especie. Empleando este índice, se construyó un dendograma o análisis de agrupamiento para comparar que técnicas se están usando para cazar la misma cantidad de las mismas especies. Los valores tenidos en cuenta fueron: ubicaciones grupales entre 0,6 y superiores fueron consideradas semejantes. Valores menores de 0,6 se consideraron diferentes. Para construir estos dendogramas se empleó el programa PAST 1.62 (Hammer & Harper, 2001).

A partir de las preguntas de las entrevistas, se elaboró una base de datos con la siguiente información: identidad y cantidad de animales cosechados, sitios de caza y frecuencia de uso de las técnicas empleadas (Polanco, 2003), sexo de las presas y estimación de la biomasa cosechada. La biomasa se obtuvo como el producto entre el número de animales por su peso promedio (Townsend, 1996). Se estimó el área de extracción ubicando sobre una imagen satelital de la zona de Zancudo y alrededores, las coordenadas de los sitios de captura. A partir de los datos de cosecha y el área de captura se obtuvo un estimado de la presión de caza (individuos cosechados/km<sup>2</sup>) (Aquino *et al.*, 2007). Con el fin de mirar la efectividad de la faena, se compararon los sitios de captura vs las especies cosechadas. Utilizando los índices de Bray-Curtis y Jaccard se analizó la estacionalidad de la cosecha a nivel local y se estableció existencia de una relación entre ésta y las presas capturadas. Se tabuló la información a través de 3 épocas climáticas siguiendo (Etter, 2001) así: seca (Diciembre-Marzo), lluvia (Abril-Agosto) y transición (Septiembre-Noviembre).

Para la codificación de las entrevistas, se empleó una matriz de Excel donde se categorizaron las respuestas, transformándolas en símbolos numéricos. Luego se llevaron a cabo análisis de frecuencia utilizando porcentajes para cada opción de respuesta, y se mostraron gráficamente los resultados por medio de histogramas de frecuencia (Cerdeña, 1995). Los cazadores participaron activamente de las discusiones de los resultados de cada salida de campo, con el objetivo de debatir los registros de

caza analizados y con la perspectiva de consolidar una base de datos como insumo para un programa de monitoreo de la fauna silvestre a largo plazo (Noss y Cuéllar, 2003).

Para entender cómo ha sido la influencia de la evangelización sobre la caza como actividad de subsistencia y si existe normatividad entre los cazadores locales, se tuvieron en cuenta tanto las entrevistas como charlas informales. Simultáneamente, durante el trabajo de campo, se mantuvo contacto a diario con los cazadores, lo que posibilitó comparar nuestras observaciones con la información de los registros de caza local.

## RESULTADOS

### Composición de la cacería

Se analizaron 395 registros de los eventos de caza tomados por 18 cazadores locales y se obtuvieron 541 individuos cosechados, durante un período de cuatro años (2005-2009) (Tabla 1). Adicionalmente, durante todo el estudio se colectó un total de 20 cráneos de animales cazados, aunque son pocas muestras por especie como para hacer evaluaciones de la estructura de edad. Sin embargo, todos estos cráneos producto de la caza serán depositados en la colección de mamíferos del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia. Los registros correspondieron a 26 especies, 16 de estas son mamíferos, y representan una tasa de cosecha de 0,29 presas x cazador<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. De acuerdo con las entrevistas se obtuvo la siguiente información con respecto a las especies que dicen cazar (Tabla 2).

Tabla 1. Animales cazados en la comunidad de Zancudo entre el 2005 y 2009.

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE EN PUINAVE	2005	2006	2007	2008	2009	Total general	Biomasa total (Kg)
<b>REPTILES</b>									
<i>Paleosuchus trigonatus</i>	Cachirre negro	Wou pi	11	6	3	18	1	39	569,4
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	Cachirre blanco	Wou böm	9	5	7	3		24	432,0
<i>Geochelone denticulata</i>	Morroco	Baa				4	3	7	25,7
<i>Chelus fimbriatus</i>	Matamata	Yoyap	4					4	12,0
<b>Sub total</b>								<b>74</b>	<b>1039,1</b>
<b>AVES</b>									
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava	Jonpi	1	2	1		2	6	30,0
<i>Crax tomentosa</i>	Paujil	Tuu	9	1	5	6	3	24	87,4
<i>Sophia crepitans</i>	Tente	Tury	1	2				3	7,5
COLUMBIDAE	Paloma		2		1			3	
PSSITACIDAE	Guacamaya					1		1	
<i>Rhamphastos sp.</i>	Tucan	Wan				2		2	
<b>Sub total</b>								<b>39</b>	<b>124,9</b>

MAMÍFEROS									
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo							1	1
<i>Mirmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	Boii		2	4			1	7
<i>Alouatta seniculus</i>	Araguato	Ca	8			1			9
<i>Cacajao melanocephalus</i>	Chocuto	Shau					3		3
<i>Cebus apella</i>	Mico Maicero	Su	9	2		5	2		18
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Churuco	Shoicag	3	3	7	3			16
<i>Nasua nasua</i>	Guache	Shi		2	4	4			10
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	Jroyap	2			3	2		7
<i>Pecari tajacu</i>	Sahino	Det jut		3	7	10	2		22
<i>Tayassu pecari</i>	Cajucho	Deepi	10	19	15	19	5		68
<i>Mazama americana</i>	Venado rojo	Shom crt		1	1	1			3
<i>Mazama gouazoubira</i>	Venado gris	Shom prp		2					2
<i>Coendou prehensilis</i>	Puerco Espin	Ñiqui	2	3					5
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Picure	Boo	9	7	16	27	4		63
<i>Myoprocta pratti</i>	Tin tin	Naii			5	8			13
<i>Cuniculus paca</i>	Lapa	Det	19	43	35	67	13		177
<b>Sub total</b>									<b>424</b>
(en blanco)			2		1	1	0		4
<b>TOTAL</b>			101	103	116	185	36		<b>541</b>

Tabla 2. Animales cazados en la comunidad de Zancudo según entrevistados.

% respuestas	ESPECIES CAZADAS			
100	T. pecari	P. tajacu	C. paca	N. nasua
96	D. fuliginosa	L. lagothricha	A. seniculus	
91	T. terrestris	C. albifrons		
87	M. americana			
83	C. prehensilis	C. apella		
78	D. novemcinctus			
74	H. hydrochaeris			
70	M. sciurus			
65	M. gouazoubira	C. melanocephalus		
61	C. unicinctus	D. kappleri		
2	C. torquatus			
43	P. onca	M. tridactyla.		
39	P. concolor			
30	T. tetradactyla			
22	P. maximus			
17	E. barbara	L. longicaudis		
13	P. flavus	B. tridactylus		
9	L. wideii	P. brasiliensis	A. belzebuth	B. variegatus
4	L. pardalis			

Se tuvieron en cuenta todos los animales registrados durante los últimos 4 años y esto se refleja en las categorías taxonómicas analizadas. El taxón más cosechado fue el de los roedores con el 56% del total de individuos y el menos cosechado el de los ungulados con el 6% del total de individuos, la categoría otros corresponde a los individuos que no pudieron ser identificados porque los cazadores no anotaron la especie (Figura 2).

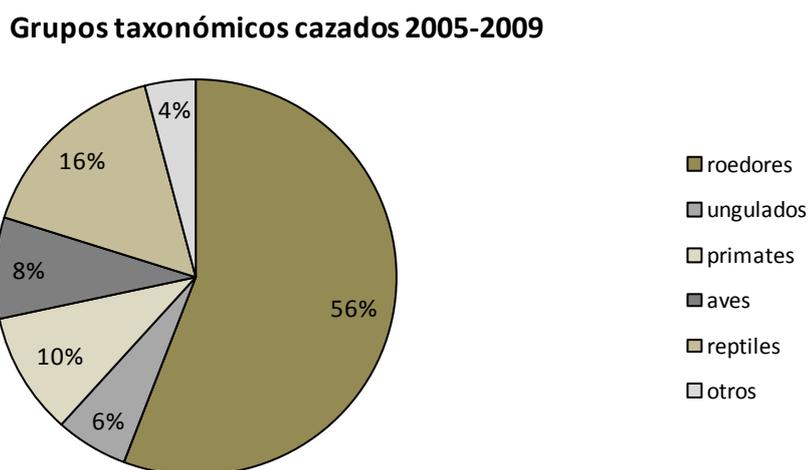


Figura 2. Porcentajes de cacería para cada grupo taxonómico en la comunidad de Zancudo, año 2005 – 2009

### **Biomasa extraída**

Aunque los ungulados no fueron muy numerosos en los registros de caza, su aporte en biomasa fue significativo. Los ungulados como *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris* y *Pecari tajacu* aportaron la mayor cantidad de biomasa consumible en los últimos 4 años. Le sigue en importancia la biomasa aportada por roedores como *Cuniculus paca* (Tabla 3) comparado con el aporte de otras especies de animales cazados.

### **Proporción sexual de animales cosechados**

La proporción sexual de los animales cosechados por especie se observa en la tabla 4. Se obtuvo un total de 242 hembras y 210 machos registrados durante los últimos 4 años. El 15% de los registros no incluyeron el sexo del animal.

Tabla 3. Biomasa extraída por cacería en la comunidad de Zancudo entre el año 2005 – 2009.

Especies cazadas	Nombre común	Nombre Puinave	Cosecha		
			No. individuos	Peso promedio	Biomasa (Kg)
<b>REPTILES</b>					
<i>Paleosuchus trigonatus</i>	Cachirre negro	Wou pi	39	14,60	569,4
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	Cachirre blanco	Wou bôm	24	18,00	432,0
<i>Geochelone denticulata</i>	Morroco	Baa	7	3,67	25,7
<i>Chelus fimbriatus</i>	Matamata	Yoyap	4	3,00	12,0
<b>AVES</b>					
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava	Jonpi	6	5,00	30,0
<i>Crax tomentosa</i>	Paujil	Tuu	24	3,64	87,4
<i>Sophia crepitans</i>	Tente	Tury	3	2,50	7,5
COLUMBIDAE	Paloma		3		
PSSITACIDAE	Guacamaya		1		
<i>Rhamphastos sp.</i>	Tucan	Wan	2	4,00	8,0
<b>MAMÍFEROS</b>					
<i>Dasybus novemcinctus</i>	Armadillo		1		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	Boii	7	7,75	54,3
<i>Alouatta seniculus</i>	Araguato	Ca	9	7,30	65,7
<i>Cacajao melanocephalus</i>	Chocuto	Shau	3	7,00	21,0
<i>Cebus apella</i>	Mico Maicero	Su	18	4,21	75,9
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Churuco	Shoicag	16	8,64	138,2
<i>Nasua nasua</i>	Guache	Shi	10	4,89	48,9
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	Jroyap	7	103,50	724,5
<i>Pecari tajacu</i>	Sahino	Det jut	22	28,44	625,8
<i>Tayassu pecari</i>	Cajucho	Deepi	68	31,10	2114,8
<i>Mazama americana</i>	Venado rojo	Shom crt	3	17,33	52,0
<i>Mazama gouazoubira</i>	Venado gris	Shom prp	2	17,50	35,0
<i>Coendou prehensilis</i>	Puerco espin	Ñiqui	5	3,75	18,8
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Picure	Boo	63	6,32	397,9
<i>Myoprocta pratti</i>	Tin tin	Naii	13	2,91	37,8
<i>Cuniculus paca</i>	Lapa	Det	177	7,06	1249,5
<b>TOTAL</b>			<b>537</b>		<b>6832,0</b>

Tabla 4. Proporción sexual de animales cazados en la comunidad de Zancudo entre el año 2005 – 2009.

Especie	n	H	M	H : M	$\chi^2$	P
<i>P. trigonatus</i>	31	20	11	1,8 : 1	2,91	> 0,05
<i>P. palpebrosus</i>	14	8	6		0,28	>0,05
<i>G. denticulata</i>	6	4	2			
<i>C. tomentosa</i>	23	10	13	0,7 : 1	0,39	> 0,05
<i>P. jacquacu</i>	6	6	0			
<i>S. crepitans</i>	3	2	1			
<i>M. tridactyla</i>	7	4	3			
<i>A. seniculus</i>	9	3	6			
<i>C. melanocephalus</i>	3	2	1			
<i>C. apella</i>	16	2	14	0,1 : 1	9,00	< 0,05
<i>L. lagothericha</i>	13	5	8	0,6 : 1	0,69	> 0,05
<i>N. nasua</i>	10	2	8	0,2 : 1	3,60	>0,05
<i>T. terrestris</i>	7	6	1			
<i>P. tajacu</i>	20	10	10	1:01	0,00	> 0,05
<i>T. pecari</i>	51	32	19	1,7 : 1	3,31	> 0,05
<i>M. americana</i>	3	1	2			
<i>M. gouazoubira</i>	2	1	1			
<i>C. prehensilis</i>	3	0	3			
<i>D. fuliginosa</i>	53	28	25	1,1 : 1	0,17	> 0,05
<i>M. pratti</i>	13	9	4	2,2 : 1	1,92	> 0,05
<i>C. paca</i>	159	87	72	1,2: 1	1,41	> 0,05

La proporción de sexos no fue diferente del esperado 1:1 en *P. trigonatus*, *P. palpebrosus*, *C. tomentosa*, *L. lagothericha*, *N. nasua*, *P. tajacu*, *T. pecari*, *D. fuliginosa*, *M. pratti*, y *C. paca*. Estos resultados indican que los cazadores no seleccionan el sexo de las presas. Sin embargo, para la especie *C. apella*, los cazadores encontraron un mayor número de hembras que de machos.

### Técnicas de cacería local

Utilizando los registros de cacería, se construyó un dendograma empleando el índice de similitud de Bray-Curtis. Los resultados mostraron que hay técnicas distintas que están cazando la misma cantidad de las mismas especies por ejemplo se puede encontrar un grupo así: garrote y machete-perros (*C. paca*, *D. fuliginosa*, *L. lagothericha*, *T. pecari*) (Figura 3).

Por lo tanto no hay una especificidad marcada en el uso de las técnicas de caza y se utilizan para cazar especies diferentes. Aunque hay preferencia por utilizar la escopeta, por lo general no se tiene una a la mano ni tampoco dinero para cartuchos, y además implica tiempo y gasolina para su adquisición en la capital. Esto significa que especies de primates grandes, venados y aves grandes, fueron agrupados posiblemente porque se caracterizan por satisfacer sus requerimientos alimentarios en lugares similares, facilitando que los cazadores encuentren este tipo de presas, emplando las técnicas locales usuales.

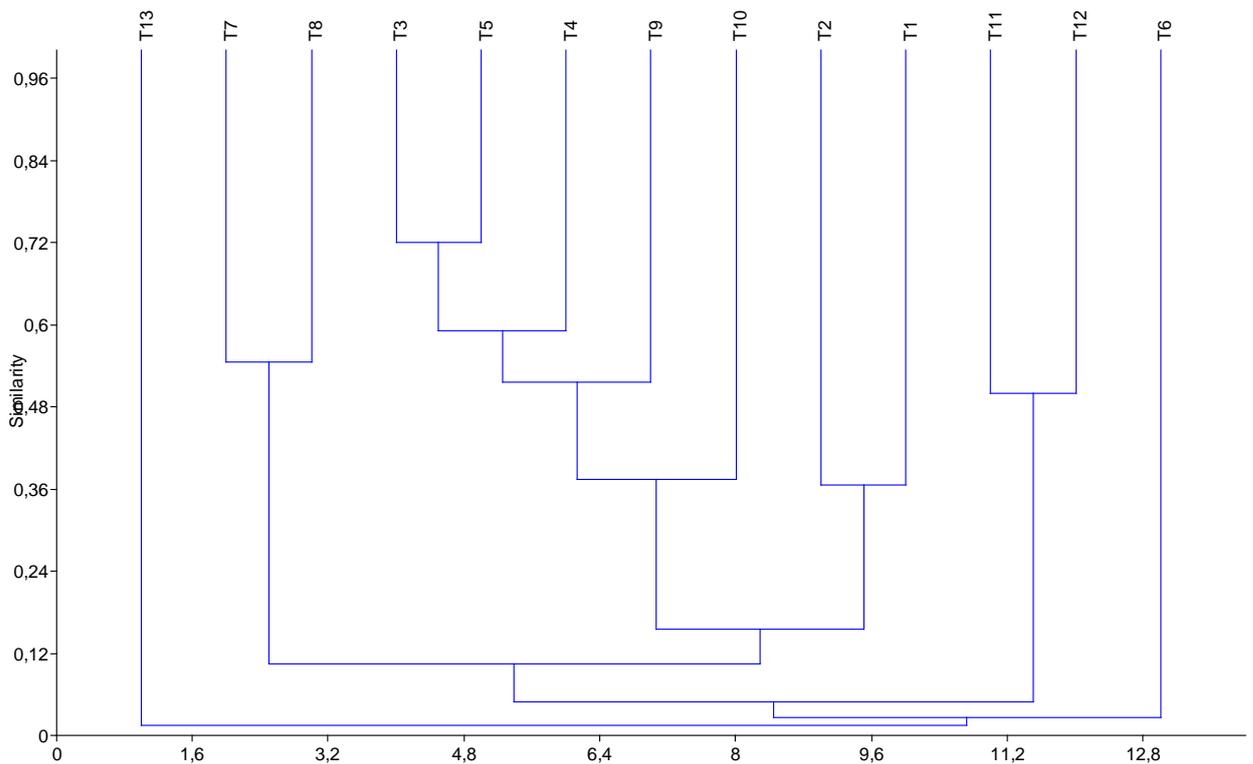


Figura 3. Dendrograma de índice de similitud de Bray-Curtis, para comparar técnicas de captura vs animales cosechados. Las técnicas de captura se agruparon así: T1 (escopeta), T2 (perros), T3 (garrote), T4 (perro y garrote), T5 (machete y perros), T6 (cerbatana), T7 (arpón), T8 (sagalla), T9 (sagalla y perros), T10 (machete), T11 (nasa), T12 (alumbrando) y T13 (escopeta y perros).

### Área de extracción de fauna local

El área de extracción estimada fue de 92,94 km<sup>2</sup>, teniendo en cuenta número de lugares de cacería visitados y georreferenciados (Figura 4). Adicionalmente, a partir de los datos de cosecha y el área de captura se obtuvo un estimado de la presión de caza de 5,78 individuos cosechados/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2007).

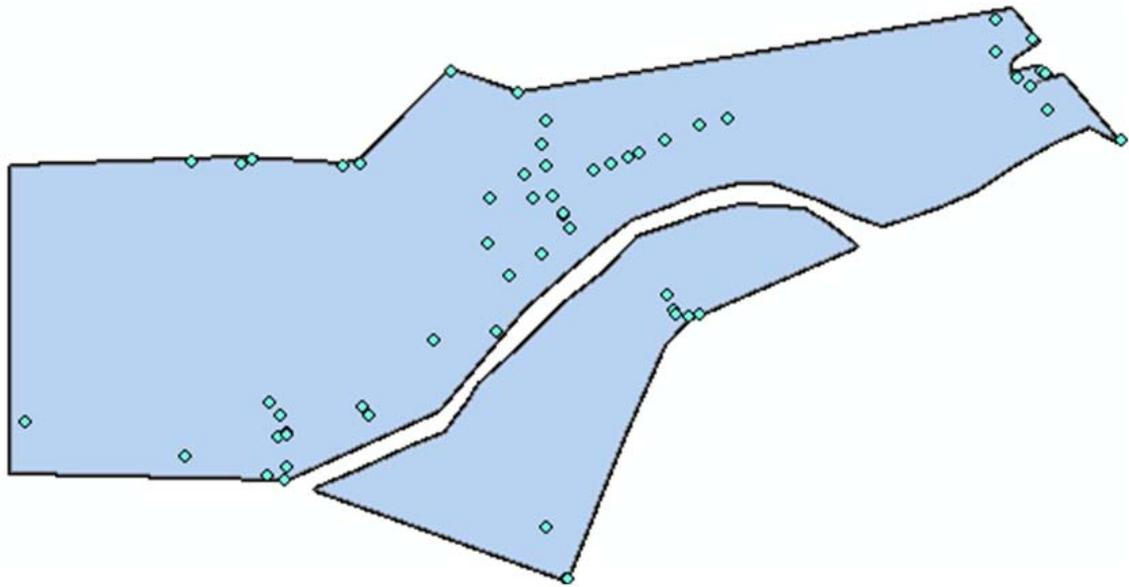


Figura 4. Área de captura usada por pobladores de la comunidad de Zancudo años 2005-2009.

Con el fin de establecer alguna relación entre los sitios de captura vs las especies cosechadas, se compararon empleando información de los registros de caza. El índice de similitud de Curtis mostró que en lugares similares se están cazando la misma cantidad de las mismas especies por lo tanto se forman 3 grupos:

a) Rebalse-Caño (*A. seniculus*, *C. apella*, *C. fimbriatus*, *C. prehensilis*, *C. tomentosa*, *C. paca*, *D. fuliginosa*, *D. novemcitus*, *L. lagothericha*, *N. nasua*, *P. palpebrosus*, *P. trigonatus*, *P. jacquacu*, *T. terrestris*, *T. pecari*, *G. denticulata*, *M. americana*, *M. pratti*, *P. tajacu*, *S. crepitans*).

b) Río-Laguna (*C. melanocephalus*, *C. apella*, *C. fimbriatus*, *C. prehensilis*, *C. tomentosa*, *C. paca*, *D. fuliginosa*, *M. americana*, *P. palpebrosus*, *T. pecari*, *N. Nasua*, *P. trigonatus*).

c) Orilla-Comunidad (*T. pecari*, *D. fuliginosa*). Es decir que, analizando el contexto biológico, aunque pueden encontrarse especies en sitios con características similares, probablemente hay algunos con mejor calidad de hábitat que otros (Figura 5).

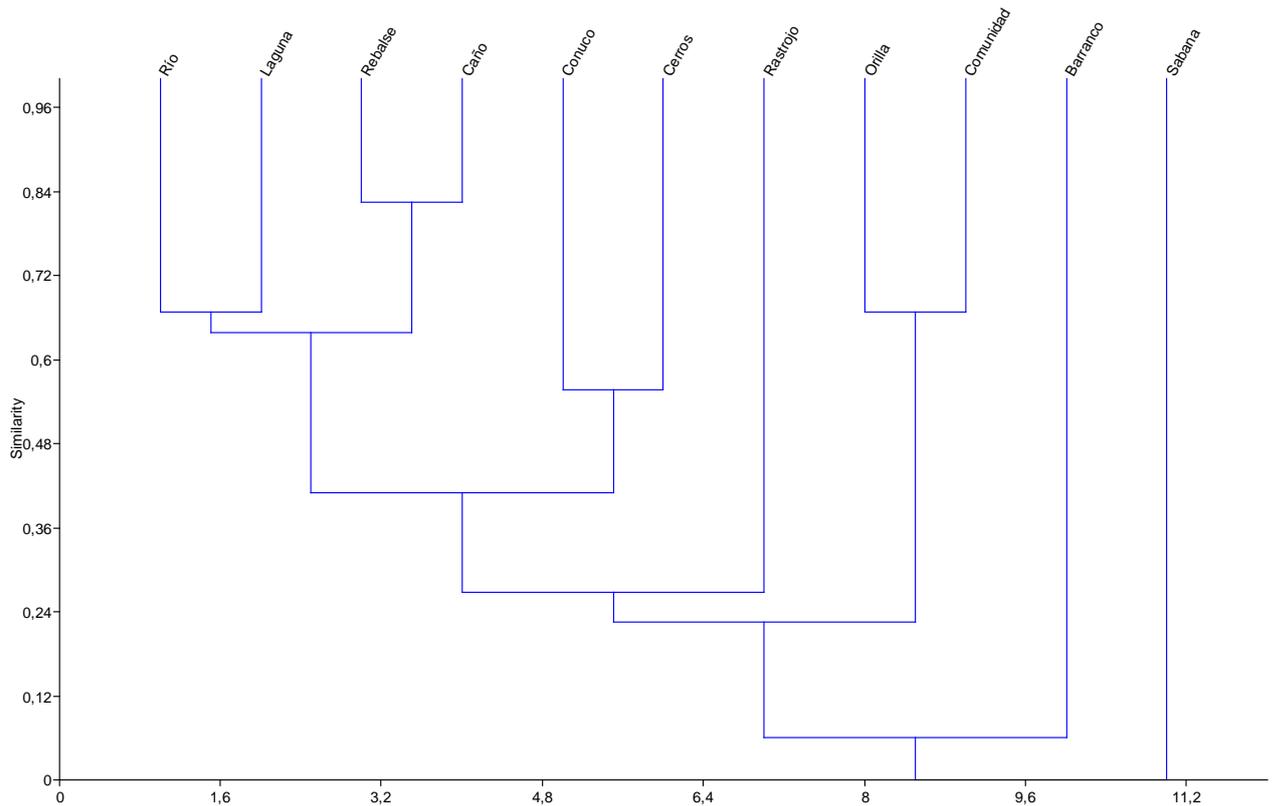


Figura 5. Dendrograma de índice de similaridad de Bray Curtis para comparar sitios de captura vs especies.

### Estacionalidad de la cosecha local

La estacionalidad de la cosecha en Puinawai durante 2005-2009, muestra una tendencia con 2 picos altos en abril para 2008 y 2009 y otro en agosto para todos los años, justo ésta es la época de lluvia donde los pobladores centran su atención más en la caza que en la pesca y ocasionalmente eventos de caza cuando están rosando y sembrando en los conucos (Figura 6).

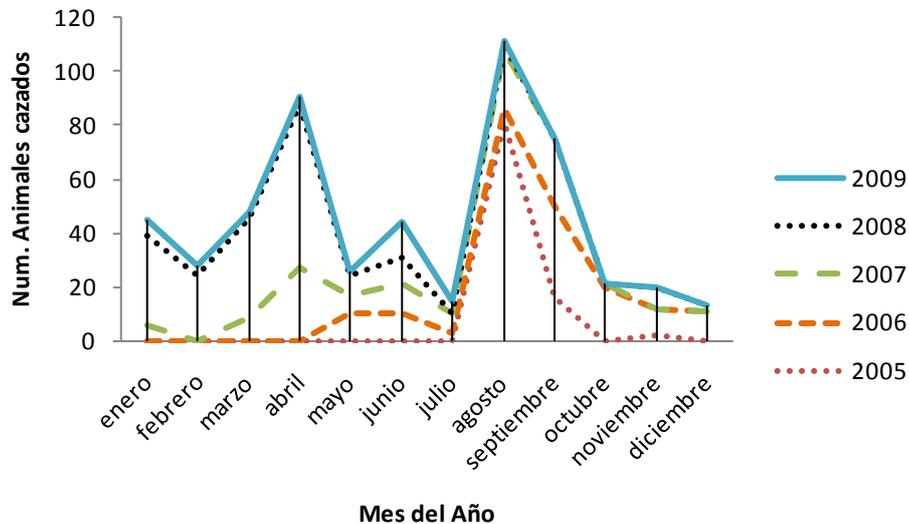


Figura 6. Estacionalidad de la cosecha, comunidad de Zancudo años 2005-2009.

Para el año 2005 los cazadores iniciaron la toma de datos juiciosamente a mitad de año, el mes de mayores registros fue agosto. Durante el 2006 la mayor cacería se presentó en septiembre y octubre, en su mayoría se registraron los roedores seguido de los ungulados. Durante el año 2007 hubo mayores registros de caza para los meses de abril, agosto y septiembre, destacándose los roedores y en menor proporción los ungulados. Para el año 2008 hubo pocos registros, sin embargo los meses con más registros fueron abril y marzo, y los grupos taxonómicos más registrados fueron los mismos que el 2007. Para el año 2009 se registró la primera mitad del año y el mes con mayores registros fue junio y el grupo taxonómico más registrado fue el mismo del 2005.

### **Influencia religiosa y normatividad de cacería local**

A partir de observación participante y charlas informales con los pobladores locales, se pudo deducir que la estacionalidad de la cacería parece no tener una relación directa con los eventos llevados a cabo como parte de la evangelización, donde se reúnen muchas comunidades del río Inírida. La conferencia se hace cada 6 meses y reúne cerca de 500 personas; la convención también reúne esa cantidad de personas, pero se realiza cada año y la santa cena se lleva a cabo cada mes y reúne aproximadamente 200 personas. En todos los eventos se hace predicación de diferentes temas, pero el factor común es el compartir entre comunidades. El pastor y demás miembros de la comunidad coinciden en decir que pescar es mucho más fácil que cazar en la zona, y como necesitan tener bastante comida para este tipo de eventos, 3 semanas antes inician preparativos para la pesca. Sin embargo, actualmente la cacería se da, pero muchas veces es de tipo oportunista. Sin embargo, se puede inferir que años atrás la extracción de fauna era mayor, pero ahora los mismos cazadores comentan que aumentó el esfuerzo para buscar las presas y muchas veces sin éxito alguno.

Con respecto a la normatividad, en la comunidad de Zancudo se observó que después de capturado el animal, usualmente una norma implícita es que las mujeres son quienes despellejan, destazan y transportan la presa a la casa. Disponen tantas piezas como se requieran, para el consumo familiar, y para los parientes y cazadores participantes. A su vez, aunque es más común en la pesca, en ocasiones la carne de monte se trata como barbacoa (se asa con palos no muy separados del suelo, con poca sal y mucha leña), para secarla bien. En el Guainía este proceso es mejor conocido como moquear. Otro proceso es el ahumado que se realiza bajo techo y es muy común en climas lluviosos. Aunque en Zancudo no se acostumbra cazar más

presas o pescar más de lo que se necesita para el consumo familiar, durante los eventos de reunión de diferentes comunidades, se emplean estos métodos para preservar el alimento por varios días. Un ejemplo de ello es el pescado pilado (pesado seco y molido); en América no es común practicar este proceso con la carne. (Patiño, 1990).

## **DISCUSIÓN**

### **Composición de la cacería**

En la Reserva Nacional Natural Puinawai, los mamíferos son los que presentan un mayor porcentaje de captura y el principal uso de la fauna cazada es el autoconsumo, al igual que en comunidades indígenas de los bajos ríos Apaporis y Caquetá (García, 2005) y en la selva de Matavén, cuenca media del río Orinoco en Vichada (Vanegas, 2006). *C. paca*, encabeza los registros de caza en la reserva Puinawai y aunque *T. terrestris* es mucho menos frecuente, tiene un aporte importante a nivel de biomasa. En el Medio Caquetá, De la Hoz (1998), quien estuvo con la etnia Andoque y otro poblado con diversas etnias, blancos y mestizos, determinó que la cacería en su mayoría se compuso de estas dos especies. De acuerdo con Guzmán (2005), en la comunidad indígena de Punta pava, en la misma reserva, las especies más apetecidas y de carne fina son: *T. terrestris*, *T. pecari*, *P. tajacu*, *A. paca* y *L. lagothericha*. A su vez, en la Amazonía peruana, la dieta de los habitantes de Piro y Machiguenga, incluye ungulados como: *T. terrestris*, *T. tajacu* y *M. americana*. También especies como: *H. hydrochaeris*, *A. paniscus*, *A. seniculus*, *C. apella*, presentes en ambos sitios y *L. lagothericha*, que sólo se encuentra en Yomiwato (Alvard *et al.*, 1997).

A pesar de que la cacería en la várzea es una actividad secundaria asociada con la pesca, aportó más biomasa que la caza en tierra firme, adjudicándole esto al numeroso grupo de pescadores de la reserva Puinawai. Caso similar ocurre en Puerto Nariño, donde Mendoza (2004), describió los patrones de caza de pobladores Ticuna y estableció categorías de tierra firme y zonas de várzea.

Analizando la magnitud de la cosecha en Puinawai, al pasar de un año a otro aumentó la cantidad de registros tomados por los investigadores locales, lo que no necesariamente se debe a que la capacitación ha surtido efecto. Es probable que así sea, pero también es probable que hubieran ocurrido cambios en las poblaciones de fauna o que los cazadores se dedicaron más tiempo a la caza o que tuvieron más suerte. En este sentido, el rendimiento de la cacería muestra una variación entre

años, lo cual también puede ser resultado, de los cambios en los cazadores que toman registros, y de oportunidades de trabajo alternas (Noss y Cuéllar, 2008). Cabe aclarar que la toma de registros con acompañamiento de los funcionarios de Parques inicialmente se enfocó en la pesca, y por ello los investigadores locales reconocieron que al comienzo faltaba rigurosidad en los registros de cacería. Además, es posible que los cazadores a veces no registren presas pequeñas. La dinámica encontrada en este estudio con los indígenas Puinave del río Inírida, muestra que la pesca es considerablemente mayor que la caza, aunque este tema no hace parte de este estudio. Se tiene conocimiento de que justo en este momento la reserva, va a iniciar la elaboración de análisis de los registros de pesca que han venido tomando los pobladores.

En la transición entre las regiones de Amazonia y Orinoquía Colombianas evaluaciones de cacería como la de Matavén, mostró que los indígenas Piaroa tuvieron acceso y disponibilidad de proteína animal, siendo la más importante el pescado (Vanegas, 2006). Sin embargo, es claro que para aumentar el nivel de apropiación de la comunidad, en cuanto al uso de herramientas para monitoreo y manejo de fauna silvestre, se requiere de un acompañamiento constante que permita su efectividad a largo plazo. Para llegar a afirmar, que las poblaciones locales de ungulados se han afectado negativamente por la caza, sería necesario estudiar la dinámica poblacional a largo plazo pues en otras localidades de la Amazonía, estos animales pueden verse con mayor facilidad.

Los ungulados representan el menor porcentaje dentro de la cacería en Puinawai. No obstante, este es el grupo más apetecido por los pobladores, pero debido a la dificultad para encontrar este tipo de animales, la consecuencia ha sido que evidentemente la caza se focalize sobre los roedores. Ungulados como *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris* y *Pecari tajacu* y el roedor *Cuniculus paca*, aportan la mayor cantidad de biomasa en Puinawai, pero como ya se mencionó, estos animales están siendo sometidos a una fuerte presión de cacería y eso los hace más escasos en la zona.

En general, existe mayor vulnerabilidad a la cacería para las especies de porte grande (Noss y Cuéllar, 2008). En la selva de Matavén, en cuanto al número de individuos las especies que más aportaron fueron *Tayassu pecari* y *Peltocephalus dumerilianus*. El consumo diario medio de carne fue de 72 gramos por persona, que está por encima de los requerimientos mínimos establecidos por el ICBF (Vanegas, 2006). Otras

evaluaciones de cacería realizadas en la región Amazónica colombiana como la de Bedoya (1997) quien trabajó con indígenas Ticuna, documentó una captura de 360 animales de 70 especies, la mayoría correspondientes a *Tayassu pecari* y *Geochelone denticulata*, siendo la mayor biomasa aportada por los ungulados como *Tayassu pecari* y *Tapirus terrestris*, caso común en la Amazonía.

### **Biomasa extraída**

En Puinawai se obtuvieron los siguiente datos de biomasa extraída a partir de los registros de caza analizados: 6832 kg carne/4años/40familias, lo que quiere decir que obtendremos 170,8 kg carne/4 años/familia, y 42,7 kg carne/año/familia, mientras que en la selva de Matavén se obtuvo una biomasa de 1546,11 kg carne/4meses/45familias (Vanegas, 2006), lo que quiere decir que obtendremos 34,358 kg carne/4meses/familia, y 103,074 kg carne/año/familia. Estos análisis dan cuenta del doble de consumo de carne de monte en Matavén, probablemente los indígenas Puinave difieren de los indígenas Piaroa en los patrones de consumo, por influencias religiosas y pérdida de practicas tradicionales.

La comunidad de Zancudo consta de 40 familias entonces tendremos 2,37 kg carne/año/cazador/familia y si la familia aproximadamente es de 4 personas (en promedio), obtendremos un valor de 0,59 Kg carne/año/persona, y finalmente 0,0016 kg carne/persona/día. Este consumo de carne de monte es bajo, y es evidente que la principal fuente de proteína en esta comunidad es la pesca. La cacería ocurre todo el año, pero al parecer es una fuente complementaria a la pesca. Esto puede estar relacionado con una baja abundancia de presas y la facilidad relativa de la pesca. Sin embargo, si la baja cacería es un resultado de bajas densidades animales, es necesario evaluar la sostenibilidad de esta actividad y llevar a cabo un monitoreo continuo para evitar una sobre-cosecha.

### **Proporción sexual de animales cosechados**

Respecto a la proporción sexual cosechada en Puinawai el patrón mantiene la proporción 1:1. La excepción corresponde a *C. apella*, donde se cazaron mayor número de hembras que de machos, siendo esta especie apetecida sobre otros primates cazados. En Matavén, tanto para mamíferos como aves y reptiles en general, fue igual el número de capturas de machos y hembras, lo que indica que no hay una preferencia por parte del cazador en cuanto al sexo del animal capturado (Vanegas, 2006). Sin embargo, los pobladores locales afirman que ellos no salen de cacería con ese objetivo, pues en el monte es difícil diferenciarlos de lejos. Esto es

compatible con lo que sucede en el Chaco Boliviano donde los cazadores no seleccionan entre sexos, con la diferencia de que argumentan no liberar las hembras capturadas por no poder rechazar el regalo de “Kaa-iyá: espíritus guardianes”, pues podría afectar el éxito futuro de la caza (Noss *et al.*, 2003). En Puinawai la evangelización ha hecho que se hayan perdido esas creencias tradicionales similares, y los indígenas aprovechan la carne de monte sin mayores restricciones respecto al animal. En Bolivia han discutido sobre la posibilidad de llegar a seleccionar machos como presas en ciertos períodos del año como medida de manejo (Noss *et al.*, 2003). De continuar con el monitoreo a largo plazo en Puinawai, se espera llegar a definir e implementar este tipo de medidas.

### **Técnicas de cacería local**

De acuerdo con las entrevistas realizadas en Puinawai, hay 7 categorías de armas de captura empleadas a nivel local y los porcentajes de uso mencionados fueron: 1) escopeta (54,40%), 2) garrote (21,90%), 3) cerbatana (14,90%), 4) machete (3,84%), 5) flecha (2,02%), 6) sagalla (1,81%) y 7) arpón (1,13%). Sin embargo, en los registros de caza figura otra arma, la nasa, aunque muy poco utilizada. En general, las entrevistas coinciden con lo encontrado en los registros de caza, pues la escopeta apareció 165 veces en los 395 registros analizados, seguida del garrote, así que las respuestas fueron corroboradas con la realidad local. En la comunidad de Zancudo se utilizan las manos para sujetar e inmovilizar a las presas, bien sea después del uso de otra herramienta o en el caso de animales poco peligrosos como los armadillos. También se utilizan palos y la sagalla, que corresponde a un arpón con una punta aguda y terminación en 3 puntas laterales para evitar que la presa se suelte. Durante las olimpiadas deportivas en Zancudo realizadas en agosto de 2008, se pudo observar el uso de la cerbatana.

Por otra parte, en Zancudo al igual que en otras comunidades, es muy común emplear perros de caza en combinación con otra técnica. Incluso, desde la época de la conquista se hace mención de esto en América (Patiño, 1990). En el caso de captura de pecaríes y tapires el uso de los perros es muy común en el Chaco Boliviano y en la huída *T. terrestris* busca algún cuerpo de agua, mientras que *T. tajacu* busca alguna cueva o tronco grande y hueco. Cuando el animal se siente acorralado por los perros se emplea la escopeta, similar a lo mencionado en Puinawai. (Arambiza y Guerrero, 2000; Noss *et al.*, 2003).

Los cazadores no necesariamente van en busca de una presa definida entre todas las especies potenciales, sino que son oportunistas, y la elección de la técnica varía según la abundancia relativa de las presas, es decir que, si disminuyen presas grandes como tapires y pecaríes, se relaciona con los perros de caza empleados como una herramienta efectiva (Noss *et al.*, 2003).

### **Área de extracción de fauna local**

En Puinawai fue estudiada una comunidad con un área de extracción de 92,94 km<sup>2</sup> y se extrajo un total 6832kg de carne de monte en 4 años de registro. En orden de magnitud se obtuvo para los ungulados= 3552,1kg, los roedores= 1704kg y los primates= 300,8kg. Los resultados de Puinawai, indican que la mayor biomasa extraída corresponde a los ungulados, seguido de los roedores y los primates, coincidiendo con lo reportado para la Amazonía peruana por (Bodmer *et al.*, 1997; Aquino *et al.*, 2007). En la cuenca del río Alto Itaya fueron estudiadas 6 comunidades con un área de extracción estimada de 600 km<sup>2</sup>, y fueron extraídos 14184,6 kg en predio anual. Los ungulados aportaron 8249kg, los roedores 3494,2 kg y los primates 1757,4kg (Aquino *et al.*, 2007). En general es evidente que la caza se orienta hacia las especies de porte grande que aportan mayor biomasa y que por lo general son más vulnerables, al ubicarse en la periferia defendiendo a los más chicos (Noss *et al.*, 2003) y por ende tienen mayor demanda local.

Durante los recorridos realizados en zonas aledañas a la comunidad de Zancudo en Puinawai, los cazadores relataban cómo imitando los sonidos de los animales estos son atraídos para ser capturados. A través de charlas informales de camino por el río, antes de un evento de cacería, los cazadores mencionaron las marcas o rastros que dejan los animales en semillas y frutos, e incluso la diferenciación de las huellas de los animales encontradas en el camino, como fue descrito por Patiño (1990). Cada especie tiene un hábitat específico, pero no necesariamente diferente. Hay varias especies que pueden compartir el mismo hábitat o vivir en hábitats semejantes, pero los indígenas tienen el conocimiento para hallar al animal que buscan y desplazarse allí para cazarlo (comederos y salitrales, etc.).

Ocasionalmente, los animales son cazados mientras se alimentan en los conucos. En Puinawai las agrupaciones de especies cosechadas obtenidas con el índice de Curtis contrastadas con los sitios de captura, podrían explicarse porque los Puinave siempre andan en canoa y para ellos es fácil ubicar los animales desde allí. En contraste, los conucos y los cerros se ven como lugares diferentes, además son faenas de cacería

de tipo oportunista, debido a que se realizan en el momento en que se va a sembrar o a cosechar. Los animales silvestres como primates, puercos de monte y venados, entre otros mamíferos, son cazados fácilmente mientras comen maíz y yuca, etc. en la mayoría de los bosques tropicales de América (Patiño 1990). En Zancudo, al igual que en otras comunidades indígenas, al cazar animales de manera ocasional en el conuco, aprovechan la obtención de proteína adicional, ya que no tienen animales domésticos. A partir del índice de Jaccard, los resultados mostraron las especies por separado, es decir que analizando el contexto biológico, aunque pueden encontrarse diferentes especies en sitios con características similares, probablemente hay algunos sitios que ofrecen mejor calidad de hábitat que otros.

### **Estacionalidad de la cosecha local**

En la mayoría de comunidades como sucede en Zancudo, se ha observado que la recolección y la cacería no se ejercen como actividades prioritarias. Las familias aprovechan sus viajes al conuco o lugares aledaños a los sitios de pesca, para conseguir frutos y prepararlos a su regreso a la comunidad; eventualmente también se capturan algunos animales de manera oportunista; la recolección de los frutos es estacional. Después de la horticultura, la pesca es la actividad económica más importante y su principal fuente de proteínas, dada la gran riqueza ictiológica de la zona. Esto coincide con los planteamientos de Triana (1985), quien afirma también que las técnicas y los lugares de pesca varían según la estación, así como ocurre tanto con las especies como con el volumen de la pesca. El verano es la mejor época (el cauce y la profundidad del agua disminuyen), por eso se utilizan el arco y la flecha, el anzuelo y el arpón, mientras que en invierno la pesca disminuye. En la comunidad de Zancudo, el rebalse de invierno (terreno de selva inundado), es un sitio de pesca de propiedad colectiva. Durante los acompañamientos a los eventos de cacería en la comunidad de Zancudo, se observó que los eventos de pesca y caza generalmente son grupales.

### **Influencia religiosa y normatividad de cacería local**

En la reserva Puinawai la evangelización refleja cambios en los patrones adaptativos; se ha perdido el conocimiento heredado, los mitos sobre el manejo del ambiente y valores propios de la cultura y se ha producido el olvido de sus tradiciones en los jóvenes. Al igual que otros pueblos amazónicos, la "civilización" ha ocasionado pérdidas culturales tradicionales en la étnia Puinave. Según, Triana (1985), los Puinave utilizan ciertas plantas silvestres para tener éxito en la cacería y la pesca.

Sin embargo, en la comunidad de Zancudo el uso de plantas se ha dejado en un segundo plano y son pocos los abuelos conocedores al respecto. Actualmente, esto ya no se lleva a cabo como consecuencia de la evangelización sobre el río Inírida, entre otros asentamientos indígenas.

Con respecto a la normatividad de la caza, según charlas informales, la comunidad de Zancudo, no parece tener problemas por presencia de otras comunidades en los lugares de extracción que ellos utilizan cotidianamente. De hecho, el nacimiento del cooperativismo, cuando los hombres cazan de forma grupal y se reparten las presas es la manera en que generalmente se dinamizan los eventos de caza en la comunidad. En América, los asentamientos indígenas son dispersos, lo cual se explica en que el territorio de caza disponible para una comunidad podría ser utilizada por otros, contrario a lo mencionado por Patiño, 1990.

En otras comunidades indígenas como en el Chaco Boliviano, los cazadores deben seguir ciertas reglas a fin de estar en paz con la naturaleza para evitar castigos por parte del Kaa-lya o dueño del monte (tener mala suerte en la cacería, desorientarse o perderse en el monte, hacerse algún daño físico o inclusive enfermarse o morir). Las reglas incluyen: a) no cazar animales jóvenes, b) no excederse en la caza más allá de las necesidades familiares, c) no maltratar a los animales heridos y permitirles escapar y d) no hacer ruido excesivo, evitando a veces escopetas y perros. Adicionalmente las prácticas tradicionales pueden incluir: 1) rotación de zonas de caza, 2) no cazar especies vulnerables (primates) y 3) sustituir la caza, por otras actividades como la pesca, la agricultura, etc. (Noss *et al.*, 2005). Este tipo de reglas no es muy evidente en la comunidad de Zancudo, en parte por la influencia de la evangelización.

## **Conclusiones y recomendaciones**

Los pobladores de la comunidad de Zancudo cazan para fines de subsistencia. La cantidad de animales registrados por los cazadores varió anualmente debido en parte a las actividades que realizaron durante cada año y a que el registro de la cacería no fue uniforme año tras año. Es decir, que los registros no fueron tomados diariamente, pues hay temporadas de minería en la zona y eso hace que haya desplazamiento de algunos miembros de las comunidades y no haya toma de registros.

La caracterización de la caza debe continuar siendo discutida a largo plazo con las comunidades, dentro de un esquema participativo para disminuir el sesgo del auto-monitoreo y para que en conjunto se formulen y consoliden lineamientos para el manejo de la fauna objeto de caza, como propone Noss *et al.*, (2010).

La percepción local de los problemas de la cacería es fundamental para la formulación e implementación de cualquier medida de manejo. Algunas de las alternativas a discutir son: monitoreo de la actividad de cacería y de las poblaciones, zonificación de áreas de caza, vedas temporales por especie si es necesario, cuotas de cosecha locales, rotación de especies y de áreas de caza.

La perspectiva es que en otras comunidades inicien y mantengan el registro de los animales objeto de caza, para tener posibilidades de hacer comparaciones más detalladas entre localidades, generando una base de datos que permita hacer una evaluación de sostenibilidad a largo plazo.

Un factor positivo es que los cazadores entienden el rendimiento de la cacería y que hay variaciones entre meses, años, cazadores, etc. Ellos mismos mencionan que en años anteriores no tenían la necesidad de ir tan lejos para cazar como ahora, para obtener suficiente carne de monte para eventos evangélicos como Conferencia, Convención y Santa cena. Es así como la cacería actual se centra en especies pequeñas, más resistentes a la presión de caza y ha aumentado la pesca local.

Es primordial diseñar una agenda de interacción con las autoridades de la región y capacitar tanto a los funcionarios de Parques como a los líderes locales en técnicas para la recolección de datos sobre avistamientos, rastros e interpretación de los registros de campo, para su eventual colaboración y asistencia en labores de investigación con la comunidad.

Bodmer *et al.* (1997), menciona el co-manejo como estrategia fundamental en el uso de la fauna, teniendo en cuenta la adquisición y divulgación permanente de la información entre pobladores locales y demás instituciones con injerencia en una zona.

El grupo de investigadores locales de la comunidad de Zancudo participó activamente en este proyecto. Sin embargo, se recomienda continuidad en el proceso de monitoreo a largo plazo, además de replicar esta experiencia piloto incentivando un grupo de investigadores locales constante en otras comunidades pertenecientes a la reserva. En este sentido, es fundamental que tanto el monitoreo como los beneficios derivados de este contemplen la escala temporal y regional.

El hecho de que los registros de caza sean tomados por personas locales, le brinda gran peso al monitoreo y le otorga gran valor en las discusiones de la comunidad. El auto-monitoreo de la caza proporciona información sobre abundancia, distribución y reproducción de las especies, además sobre la estructura de edad relativa y de los patrones de actividad (Noss *et al.*, 2003). No obstante, es necesario el apoyo de personas externas para organizar la información y consolidar una base de datos sólida para la toma de decisiones.

A largo plazo, se espera que siendo los pobladores locales los más conocedores de su propia realidad, se concienticen de los problemas en el uso de la fauna y reflexionen sobre la necesidad de adaptarse a nuevas estrategias de manejo de la fauna local.

Se recomienda difundir el conocimiento adquirido y promover el uso sostenible de la fauna silvestre a través de la utilización de guías para la identificación de vida silvestre, entre otros materiales de divulgación. Actualmente se está elaborando una cartilla para el monitoreo de especies de mamíferos en la reserva. La cartilla está basada en la experiencia generada durante este proyecto y está siendo diseñada como material de apoyo, para aprovechar el recurso humano ya capacitado en el uso de herramientas de monitoreo en la comunidad de Zancudo. Al difundir la información con las otras comunidades, es importante también divulgarla en las instituciones regionales y educativas y en los tres resguardos indígenas que se traslapan en la RNN Puinawai.

## REFERENCIAS

- Alvard *et al.*, 1997. The Sustainability of Subsistence Hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11 ( 4): 977-982.
- Aquino, R., Terrones. C., Navarro, R. y Terrones, W. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Peru. Biology*. 14(2): 181-186. Facultad de ciencias Biológica UNMSM.
- Arambiza, A. y Guerrero, J. 2000. Métodos de captura de vertebrados y su efectividad en Cerro Cortado, cerca del límite del Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco. Pp. 107-12. *In: Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica* (Cabrera, E.; Mercolli, C. and Resquin, R, eds.). CITES Paraguay, Fundación Moisés Bertoni, University of Florida, Asunción, Paraguay.
- Arango y Sánchez, 1997. Los pueblos indígenas de Colombia. Departamento Nacional de Planeación, Santafé de Bogotá. Colombia, Unidad administrativa especial de desarrollo territorial. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Colombia.
- Armenteras D. y Villa C.M (Eds). 2006. Deforestación y fragmentación de ecosistemas naturales en el Escudo Guayanés colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt e Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de caldas” –Colciencias-. Bogotá, D.C. –Colombia-. 122p.
- Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonia Colombiana. Trabajo de pre-grado, Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Bodmer, R. J. Eisenberg & K. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*, 11 (2): 460-466.
- Boom, B. 1990. Flora and vegetation of the Guayana-Llanos ecotone in Estado Bolívar, Venezuela. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 64:254-278.
- Cárdenas, D. y Giraldo-Cañas, D. 1997. Vegetación. En: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (ed). *Zonificación ambiental para el plan modelo colombo-brasileño* (eje Apaporis-Tabatinga): 183-228. Editorial Linotipia Bolívar & Cia., Santafé de Bogotá, Colombia.

- Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Cerda, H. 1995. Los elementos de la investigación: cómo reconocerlos diseñarlos y construirlos. Editorial El Buho Ltda. Bogotá D.C.
- Cortés, R., Franco, P. y Rangel, O. 1998. La flora vascular de la sierra de Chiribiquete, Colombia. *Caldasia (Colombia)* 20: 103-141.
- Cuéllar, E. 2000. Automonitoreo de la cacería de armadillos en el Izozog, Gran Chaco Boliviano. Pp. 113-118. En Cabrera, E., C. Mercolli & R. Resquin (Eds.). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica. CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción Paraguay.
- Cuéllar, R. L. 2000a. Uso de los animales silvestres por pobladores Izoceños. Pp. 471-484. En Cabrera, E., C. Mercolli & R. Resquin (Eds.). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica. CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción Paraguay.
- Cuéllar, R. L. 2004. Cacería en comunidades Isozeñas bajo dos métodos de monitoreo. Pp. 388-393. En: Memorias Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica. VI Congreso, 5-10 de septiembre de 2004, Iquitos, Perú. [www.revistafauna.com.pe/memo.htm](http://www.revistafauna.com.pe/memo.htm)
- Cuéllar, R. L., Noss, A.J. & Arambiza, A. 2004. El registro de la cacería como base para el monitoreo y manejo de la fauna en Isozo. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 16: 29-40.
- De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Eisenmberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics, Vol. 1. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. University of Chicago Press. Chicago, IL.
- Emmons & Feer, 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago, 307 pp.

- Estrada J. y Fuentes, J. 1993. Estudios botánicos en la Guayana colombiana, IV. Notas sobre la vegetación y la flora de la sierra de Chiribiquete. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 18 No. 71. 483-497 pp.
- Etter, A. 2001. Puinawai y Nukak. Caracterización ecológica general de las 2 Reservas Nacionales Naturales de la Amazonía Colombiana. Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo (IDEADE). Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Fa, J. 2000. Hunted Animals in Bioko Island, West Africa: Sustainability and Future. Pp 168-198. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- FitzGibbon, C., Mogaka, H. and Fanshawe, J. 2000. Threatened Mammals, Subsistence Harvesting and high human population densities: A recipe for disaster?. Pp. 154-167. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Forget, P..M & D. S. Hammond. 2005. Rainforest vertebrates and food plant diversity in the Guiana Shield. Pp. 233-294. En Hammond (ed.), *Tropical Rainforest of the Guiana Shield*. Cabi Publishing.
- Giraldo-Cañas, D. 1999. Riqueza, composición y distribución florística de los paisajes fisiográficos del eje de los ríos Apaporis y Amazonas, Amazonía colombiana. *Darwiniana (Argentina)* 37: 25-35.
- Giraldo-Cañas, D. 2001. Relaciones fitogeográficas de las sierras y afloramientos rocosos de la Guayana colombiana: un estudio preliminar. *Revista de Chile Historia Natural* 74, p.353-364.
- González, A. 2003. Patrones generales de caza y pesca en comunidades nativas y asentamientos de colonos aledaños a la Reserva Comunal Yanasha, Pasco, Perú. En: Polanco-Ochoa, R (ed.). *Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional*. CITES, Fundación Natura. Bogotá.
- GSI/NC-IUCN. 2003. Guiana Shield Initiative of the Netherlands Committee for IUCN. Conservation Priorities for the Guianas Shield. CD.

- Guzmán, J. 2005. Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana.
- Hames, R. B. & Vickers, W. T. 1983. "Introduction, Adaptative responses of native Amazonians. Pp 1-26. In: Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Hammer, Harper & Ryan, 2001. PAST 1.62: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontología Electrónica* 4(1):9 pp.
- Hammond, D. S. (editor).2005. Tropical Forests of the Guiana Shield. CABI Publishing, Cambridge.
- Leeuwenberg, F. J. and Robinson, J. G. 2000. Traditional Management of Hunting in a Xavante Community in Central Brazil: The Search for Sustainability. Pp. 375-394. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas- Colombia. Trabajo de grado. Carrera de biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los países bajos, 1999. Conservación y uso de la fauna silvestre en Áreas Protegidas de la Amazonía. Tratado de Cooperación Amazónica. Secretaria pro tempore, Caracas, Venezuela.
- Noss, A., Cuéllar, E. and Cuéllar, R. 2003. Hunter self-monitoring as a basis for biological research: data from the Bolivian Chaco. *Mastozoología Neotropical* 10 (1): 49-67. Santa Cruz, Bolivia.
- Noss, A., Oetting, I and Cuéllar, R. 2005. Hunter self-monitoring by the Isoleño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation* 14: 2679-2693. Santa Cruz, Bolivia.
- Noss, A. J. y Cuéllar, R. L. 2008. La Sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isoso: el Modelo de Cosecha Unificado. *Mastozoología Neotropical* 15 (2): 241-22, Mendoza, 2008.

- Noss, A., Cuéllar, R., Arambiza, A. & Barrientos, J. 2010. Sostenibilidad de la cacería en la Tierra Comunitaria de Origen Isoso. Pp: 1-50. En: *Experiencias de Manejo de Fauna Silvestre en Bolivia*. Gómez, H. & Llobet (Eds.). Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Patiño, V. 1990. Procedimientos de caza. Capítulo V Y XI. Tomado de: Historia de la cultura material en la América equinoccial. Tomo 5. Instituto Caro y Cuervo. Bogotá.
- Polanco, R. 2003. Diagnóstico de uso y manejo concertado de fauna silvestre en comunidades indígenas y negras colombianas: comparación y recomendaciones metodológicas.
- Politis, G. & Rodríguez, J. 1994. Algunos aspectos de la subsistencia de los Nukak de la Amazonía colombiana. *Colombia Amazónica* 7 (1-2): 169-207.
- Robinson J. G. and Redford, K. H. 1997. Uso y la Conservación de la Vida Silvestre Neotropical (comp.). Fondo de Cultura Económica, México.
- Romero M., Galindo G., Otero, J., Armenteras, D. 2004. Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 189p.
- Rudas, G., Armenteras, D., Sua, S.M., Rodríguez, N. 2002. Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad de la Amazonía Colombiana. Informe final de resultados. Instituto Humboldt, CDA, Corpoamazonía, Cormacarena, Instituto Sinchi, Unidad de Parques, Ministerio del Medio Ambiente (Crédito BID 774 OC/CO). Bogotá, Colombia.
- Sarmiento, A. 1998. Composición y distribución de fauna silvestre utilizada para cacería en la comunidad indígena Andoque y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, medio Río Caquetá – Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Sotomayor, H.A., Mahecha, D., Franky, C.E., Cabrera, G. & Torres M.L. 1998. La nutrición de los Nukak. Una sociedad amazónica en proceso de contacto. *Maguare*, 13: 117-142.
- Thomas, L. . 2006. GOOGLE EARTH PRO. 4.0. ATI Technologies Inc.

- Torres, L. 2001. Autoconsumo rural de alimentos en la región andina colombiana. Tesis de maestría. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de estudios ambientales y rurales. Colombia.
- Townsend, W. 1996. NYAO ITO: Caza y pesca de los Sioronó. Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andrés. FUND-ECO. La paz, Bolivia.
- Triana, G. 1.985. Los Puinaves del Inírida: formas de subsistencia y mecanismos de adaptación. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de ciencias naturales. Museo de historia natural, 1985.
- Vanegas, M. 2006. Caracterización de la cacería y su importancia en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el Resguardo unificado selva de Matavén, Vichada - Colombia. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Vargas, N. 2003. Co-evolución de los sistemas cultural, legal y económico alrededor de la cacería: la cacería en Encino y Mogotes, Santander. Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá-Colombia.
- Yepes, A. 2001. Uso de Fauna Silvestre por la Comunidad Indígena Miraña-Bora, Parque nacional Natural Cahuinarí, Bajo Caquetá, Amazonas, Colombia. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Zambrano, A. X. 2001. caracterización de la cacería de subsistencia en la comunidad indígena Miraña, Parque Nacional Natural Cahuinarí, Amazonas, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

## EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DE CAZA DE MAMÍFEROS EN LA COMUNIDAD DE ZANCUDO Y LINEAMIENTOS PARA SU MANEJO EN LA RNN PUINAWAI, GUAINÍA-COLOMBIA

### RESUMEN

Realizamos una evaluación de la sostenibilidad de cacería en la comunidad de Zancudo. Utilizamos información de: 1) auto-monitoreo de la cosecha, 2) estimación de densidades y 3) tres modelos para evaluar sostenibilidad: modelos de Producción, un ejercicio hipotético de Cosecha unificado, y Captura por unidad de esfuerzo. Se estimó un área de extracción de 92,94 km<sup>2</sup> y junto con los datos de cosecha se estimó la presión de caza en 5,78 individuos cosechados en 4 años por km<sup>2</sup>. Contrastamos datos de cosecha y de sostenibilidad que involucran estimación de densidad e historia natural de las especies. Los resultados reflejan las bajas abundancias naturales de la fauna local y no por efecto de la caza. Es difícil tener avistamientos directos y a su vez la mayoría de presas obtenidas durante la caza fueron animales pequeños. El modelo de producción sugiere que las especies *C. apella*, *P. tajacu*, *C. paca* y *D. fuliginosa* no están siendo sobre cosechadas, y el modelo de cosecha unificado predice que la cosecha de la población es riesgosa a largo plazo para *C. apella* y *P. tajacu*. A nivel general, la captura por unidad de esfuerzo no disminuye con el tiempo para las especies. Sin embargo, en 2006, 2007 y 2008, para *L. lagothericha* y *C. paca* la CPUE estaría disminuyendo y podría tender a la sobre cosecha. Entre los primates *C. apella*, encabeza los registros de caza y *L. lagothericha* es usado como mascota, por lo cual debe prestársele atención a largo plazo. En ese sentido, a partir del diálogo de saberes, se proponen entre otras estrategias de manejo de fauna silvestre, y el monitoreo espacio temporal de la densidad poblacional para visualizar tendencias a largo plazo en pro de su conservación en la zona.

**Palabras clave.** Sostenibilidad de caza, mamíferos, monitoreo y manejo de fauna, RNN Puinawai, indígenas Puinave.

### ABSTRACT

We evaluated the sustainability of hunting at the Zancudo community of. We Used information from: 1) hunting records kept by hunters under a self-monitoring program, 2) game abundance estimations and 3) three sustainability models: : the production model, a hypothetical exercise with the unified harvest and Catch per unit effort. Extraction area was estimate in about 92.94 km<sup>2</sup>, with a wildlife harvest of 5.78 individuals in four years per km<sup>2</sup>. We contrasted harvest data and the sustainability models, that involve density estimation and natural history of species. Results reflect low natural abundance of wildlife but it does not seem to be a consequence of hunting. It is difficult to direct sightings and in turn the majority of prisoners taken during the hunt are small species. The production model suggests that the species *C. apella*, *P. tajacu*, *C. bale* and *D. fuliginosa* are not being over harvested, and the unified harvest model predicts that the harvest of the population is long-term risky *C. apella* and *P. tajacu*. At a general level, the catch per unit effort does not diminish with time for the species. However, in 2006, 2007 and 2008 to *L. lagothericha* and *C. paca* CPUE would decline and might tend to over-harvest. Among the primates *C. apella* heads the hunting records and *L. lagothericha* is used as a pet, which must also be targeted in the long term. In that sense, from the dialogue of knowledge, among other strategies proposed wildlife management, monitoring spatial and temporal trends in population density for long-term view towards its preservation in the area.

**Keywords.** Hunting sustainability, mammals, wildlife monitoring and management, RNN Puinawai, indigenous Puinave.

## INTRODUCCION

Los orígenes de la sostenibilidad aparecen al tratar de medir y de mantener la calidad en un sistema a largo plazo, para lo cual se han usado indicadores para medir su éxito (Bell y Morse, 1999). El uso sostenible básicamente está centrado en la regulación del consumo de un recurso de tal forma que no se acabe, como es el caso de las poblaciones animales o presas de caza (Schaller, 2000). En 1990 inician las evaluaciones de caza sostenible, sin embargo no existe una definición unificada. Al hablar de cosecha o caza sostenible, se busca un balance entre ésta y la producción de la población. Existen varios esfuerzos que intentan definir los niveles de cosecha de las especies para indicar su sostenibilidad o no, y que contemplan la satisfacción de las necesidades de los pobladores (Ulloa, *et al.*, 2002).

La sostenibilidad de la caza se ha abordado de varias formas. Entre las aproximaciones más conocidas se encuentran las siguientes: La cosecha sostenible de las poblaciones silvestres contempla dos supuestos principales: 1) que se alcance la máxima producción de la población para el uso humano y 2) que las poblaciones de fauna silvestre no serán reducidas hasta hacerlas vulnerables a la extinción local (Robinson y Redford, 1991). Una cosecha no es sostenible, si una población animal tiene una disminución numérica severa (Vickers, 1991). En la Amazonía las relaciones entre el número de animales cosechados y la biología de las especies, determina su uso sostenible (Bodmer *et al.*, 1999). La caza es sostenible cuando esta no excede la producción y se satisfacen las necesidades socio-económicas sin causar degradación ambiental (Bennett y Robinson, 2000). La cacería sostenible debe emplear un modelo que incluya variables como: manejo de poblaciones, manejo de hábitat, control de caza y bienestar de los pobladores (Mena *et al.*, 2000).

Una gran dificultad para la evaluación de la sostenibilidad de la caza es la ausencia casi total en muchos casos de información demográfica de las poblaciones objeto de caza. En respuesta a esta situación algunos investigadores han formulado varios métodos que tienen diferentes requerimientos de información (Bodmer & Robinson 2004). Desde la perspectiva biológica, las primeras aproximaciones fueron de tipo etnográfico, en relación a ubicación de asentamientos interconectados con la disponibilidad de proteína. Entre 1970 y 1980 se incluyó la conservación de poblaciones animales y los biólogos se involucraron con la caza por grupos indígenas. Este nuevo enfoque se centró en impactos de la caza sobre poblaciones animales, medidos a través de densidades y tasas de cosecha. En la década de 1990 se

incorporó el concepto de sostenibilidad y los estudios se focalizaron en evaluar la sostenibilidad de las tasas de cosecha de caza por indígenas y no indígenas, y se diseñaron algunos índices. En 1994 Robinson y Redford analizaron los índices y modelos existentes hasta ese momento y mencionaron unas limitaciones (Ulloa, *et al.*, 2002).

Los siguientes índices dan información útil para construir modelos que hacen predicciones de sostenibilidad: a) *Índice de disminución de densidades de población*: mide cambios temporales de densidad de poblaciones animales en un lugar, y b) *Cambios en los retornos de caza (CPUE)*: cuando hay disminución de la cosecha en el tiempo, podría inferirse que las densidades poblaciones van en declive, por tanto la cosecha no es sostenible (Ulloa, *et al.*, 2002). c) *Modelo de cosecha* (Robinson y Redford, 1991b): fue de los primeros modelos y evalúa la no sostenibilidad de una cosecha, asumiendo la población en condiciones con una producción máxima de animales. d) *Modelo de Producción* (Bodmer *et al.*, 1994): compara la presión de caza con la producción de la población, con el objetivo de estimar la sostenibilidad de la cosecha. Ambos modelos se basan en información biológica de las especies: densidades, productividad reproductiva y tasa intrínseca de incremento de la población ( $r$ ). e) *Modelo de Cosecha unificado*: es uno de los modelos más recientes, que combina dos modelos anteriores, el de producción y el de cosecha. Este modelo emplea información sobre la presión de caza, la productividad reproductiva y la densidad en sitios con diferente presión de caza. f) *Modelo Fuente-sumidero*: se basa en el supuesto de que las áreas sumidero o de caza se van a suplir con animales provenientes de las áreas fuente. Este modelo incluye varios factores vinculados en la evaluación de sostenibilidad de la cosecha: fragmentación (Fa, 2000; Leeuwenberg y Robinson, 2000), disponibilidad de hábitat (Mena *et al.*, 2000), reclutamiento de animales (Mena *et al.*, 2000), dispersión (Fimbel *et al.*, 2000; Hill y Padwe, 2000), capacidad de carga y tasas demográficas, elementos que ayudan a vislumbrar la importancia del establecimiento de áreas con diferentes presiones de caza (Hill y Padwe, 2000).

Los dos primeros se complementan con otros índices para evaluar impactos de la cacería y amplían el concepto de sostenibilidad de caza. Analizando los registros de cosecha tomados por diferentes grupos indígenas, la mayoría convergen principalmente en especies grandes de mamíferos y aves (Redford y Robinson, 1987; Vickers, 1991; Hill y Padwe, 2000; Jorgenson, 2000; Townsend, 2000). En muchos casos, esta cacería causa una disminución de las poblaciones (Péres, 2000b), lo que

se evidencia en cambios de: densidades y abundancia (Péres, 1990; Péres, 1997a; Péres, 2000a), biomasa (Péres, 1997a, 1997b, 2000a), estructuras de edad (Bodmer *et al.*, 1988; Bodmer *et al.*, 1999; Bodmer y Puertas, 2000; Leeuwenberg y Robinson, 2000,) y la estructura de la comunidad (Péres, 2000b; Robinson y Redford, 1991; Robinson y Bennett, 2000).

Los cambios en estos índices reflejan vulnerabilidad de una especie a la caza (Bodmer *et al.*, 1988; Fragoso, 1991; 1998; Cullen, *et al.*, 1999; Zapata-Río *et al.*, 2006). La vulnerabilidad se ha incluido cada vez más en el análisis de sostenibilidad. Aspectos como longevidad, tasa intrínseca de aumento de la población ( $r$ ) y el período generacional, se emplean para evaluar la respuesta de las especies objeto de caza y su capacidad de recuperación (Bodmer *et al.*, 1997a; Bodmer y Puertas, 2000). Otros factores como tamaño corporal (Péres, 2000a, 2000b; Robinson y Bennett, 2000) y dieta (Robinson y Bennett, 2000) también están correlacionados con la vulnerabilidad de las especies. En este sentido, tanto la densidad como la abundancia pueden constituirse en índices de la vulnerabilidad de la presa.

Adicionalmente, la selectividad por la presa es otro factor que ha complementado las evaluaciones de sostenibilidad, empleando información de tasas de cosecha y esfuerzo en el tiempo. Incorporando densidades (Bodmer, *et al.*, 1997), disponibilidad de presas (Mena *et al.*, 2000), productividad reproductiva de las especies cazadas (Bodmer *et al.*, 1994; Bodmer *et al.*, 1997) y tamaño corporal (Peres, 1990; 2000b). A su vez se incorporan aspectos culturales como: técnicas de caza, tabúes, transformación de hábitats y regulación de caza (Redford y Robinson, 1987; Peres, 1990).

Debido a la escasa información acerca del estado poblacional de varias especies y de su intensa explotación, se requiere de una valoración preliminar para diseñar estrategias para su administración. Si los seres humanos pretenden continuar beneficiándose de los bosques neotropicales, es fundamental que los índices de las cosechas de fauna silvestre no excedan los niveles de producción (Robinson & Redford, 1991a). La regulación cultural de la cacería podría contribuir a prevenir o mitigar este tipo de situaciones, pero se requieren métodos acordes con el contexto de los bosques tropicales y un primer paso es cuantificar los niveles de cosecha en estos lugares (Guzmán, 2005). La efectividad de dicha regulación depende de cómo se establezca un proceso comunitario y de que la relación tienda a ser horizontal y participativa, en segunda medida de la retroalimentación a los pobladores y finalmente

de los acuerdos que se establezcan. Se puede decir que la sostenibilidad no es un concepto general y estático, por el contrario debe ser dinámico y ajustarse a las interrelaciones entre factores ambientales, sociales, culturales, económicos e institucionales inherentes a cada lugar y abrir el espacio para la reflexión y la auto-evaluación (Bodmer y Puertas, 2000; Ulloa *et al.*, 2002; Dos Santos *et al.*, 2009).

En Colombia se ha evaluado la magnitud de la cacería en varias comunidades humanas (Bedoya 1997, Castiblanco 2002, De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Yepes, 2001; Zambrano, 2001), pero ninguna de estas evaluaciones incluyen un examen de sostenibilidad de la misma. Una circunstancia especial se da en áreas protegidas que se sobreponen con resguardos indígenas, cuyas comunidades pueden hacer uso de los recursos, según las leyes colombianas. Un ejemplo de esta situación se da en la Reserva Nacional Natural Puinawai, habitada por grupos Puinave y Curripaco, principalmente. En esta reserva se caracterizó la cacería en la comunidad de Punta Pava (Guzmán, 2005) y recientemente en la comunidad de Zancudo (Artículo 1).

El presente artículo parte de esta última evaluación, pero se enfoca en el análisis de la sostenibilidad de la caza, más que en su caracterización. En general, este proyecto de investigación pretendió apoyar la iniciativa de los administradores de la reserva a través de generar información relevante para la búsqueda de estrategias de manejo que conduzcan a un uso sostenible de la fauna y que promueva la seguridad alimentaria de los pobladores. Específicamente en este artículo se pretende analizar qué tan sostenible es la actividad de cacería de mamíferos y si afecta diferencialmente a las especies, según sus características de historia de vida. En el 2008, se vincularon al estudio personas del Grupo de Investigadores locales de la comunidad de Zancudo, para la apertura y recorridos de los transectos utilizados para la realización de conteos y estimación de densidades de mamíferos en la zona.

Se buscó responder a las siguientes preguntas: 1) Determinar si la cosecha actual de mamíferos no es sostenible comparando parámetros de productividad reproductiva de las especies contra los registros de cosecha (modelo de producción); 2) Evaluar si el nivel de cosecha de mamíferos es riesgoso o seguro, estableciendo una relación entre productividad, rangos de cosecha y estimación de densidades, y deducir la influencia del ciclo de vida de las especies (modelo de cosecha unificado); 3) Examinar las relaciones entre el esfuerzo y el rendimiento de caza a través de los años e inferir si hay un mayor esfuerzo de captura para las especies de porte grande. Finalmente se proponen estrategias de manejo y monitoreo a largo plazo para la conservación de la

fauna silvestre local, con la perspectiva de que esta experiencia piloto se implemente en otras comunidades de la RNN Puinawai y se planteen estrategias a nivel regional, acordes con al régimen especial de manejo para esta área protegida.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de Zancudo, ubicado en el sector noroccidental de la RNN Puinawai, a los 2°46'16,4" de latitud norte y los 69°21'52,0" de longitud oeste. La RNN Puinawai se localiza en el departamento del Guainía, al norte de la Amazonia colombiana, y tiene una extensión de 1.092.500ha (Figura 1).

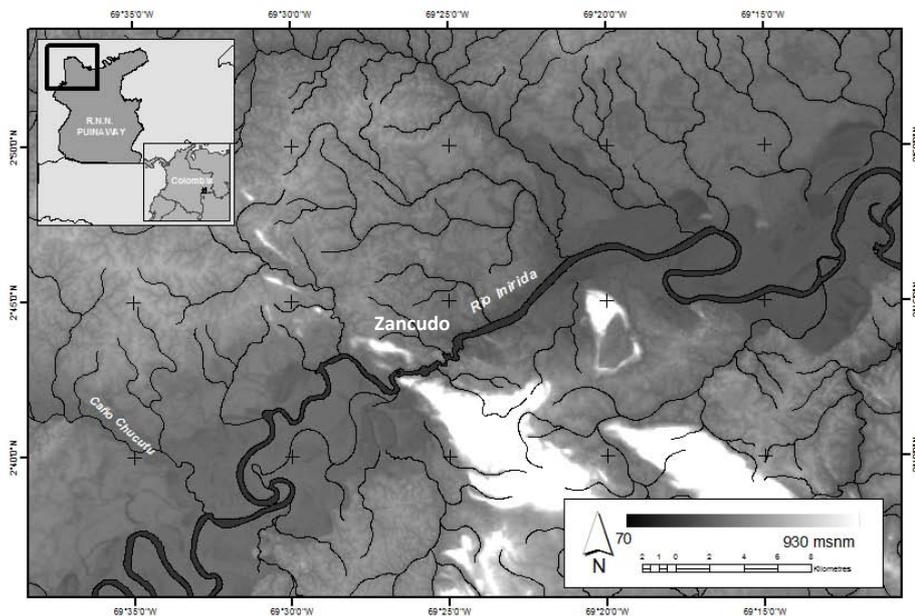


Figura 1. Área de estudio: RNN Puinawai, Guainía-Colombia.

La RNN Puinawai se encuentra sobre el Escudo Guayanés, un conjunto de afloramientos rocosos del precámbrico, ubicada al noreste de Sudamérica, y tiene una superficie de 2,5 millones de km<sup>2</sup> aproximadamente (GSI/NC-IUCN, 2003). Esta región alberga una alta diversidad y endemismos de especies a nivel mundial (GSI/NC-IUCN 2003, Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los Países bajos, 1999; Etter, 2001). En Colombia, este escudo aflora en varios sectores aislados de Orinoquía y Amazonía, uno de ellos es el departamento del Guainía (Boom, 1990, Romero *et al.*, 2004). La RNN Puinawai posee un relieve que presenta colinas, serranías, llanuras aluviales de aguas claras (río Inírida) y aguas negras (caños y ríos menores), y terrazas aluviales antiguas (sin inundaciones periódicas) (Etter, 2001). Presenta un clima cálido-húmedo ligeramente estacional. La precipitación tiene un patrón mono

modal (Rudas *et al.*, 2002; Armenteras y Villa, 2006), con una estación seca (diciembre y febrero), y una estación lluviosa (abril a junio) (Etter, 2001). La precipitación total oscila entre 3000 y 3500 mm/año. La temperatura media es de 26°C (Etter, 2001).

En la región prevalecen bosques medios a bajos y arbustales arbolados densos y abiertos. Las chagras indígenas y rastrojos de agricultura itinerante, hacen parte de los ecosistemas transformados. Puinawai es la zona que presenta cambios mínimos de cobertura natural entre el período 1985-2000. (Armenteras y Villa, 2006).

Con respecto a la fauna, son pocos los lugares muestreados para las Guayanas. Existen reportes de especies en la RNN Puinawai como los de Etter, 2001 y Guzmán, 2005. Guainía está habitada en su mayoría por indígenas Piapoco y Sicuani, además de Puinaves y Curripacos que están en los sectores norte y sur de la reserva Puinawai. Esta reserva se traslapa con 3 resguardos indígenas: el alto Guainía, alto y medio Guainía y Cuiarí-Isana (Etter, 2001). La densidad poblacional estimada para Puinawai es de 0,39 hab/km<sup>2</sup> (Armenteras y Villa, 2006).

La comunidad de Zancudo está habitada por 40 familias de indígenas Puinaves, compuestas en promedio por 3 o 4 miembros, es decir 160 habitantes aproximadamente. Por otro lado, actualmente la presión por la adquisición de objetos y la satisfacción de necesidades creadas por la cultura blanca, ha llevado al establecimiento del comercio local de pescado y en ocasiones de carne de monte. Por esta razón muchas veces se prioriza la recepción de dinero sobre el intercambio tradicional.

Inicialmente los patrones de asentamiento eran nómadas y la vivienda Puinave, tradicionalmente era la Maloka, la cual era un importante lugar de encuentro comunitario. Actualmente, por la inclusión de la cultura occidental, la vivienda se modernizó y es independiente del sitio del templo evangélico. Este escenario es el más común a lo largo del río Inírida. En la comunidad de Zancudo y en otras, actualmente el pastor es una de las figuras con mayor importancia dentro de la comunidad. Cada comunidad tiene su propio Capitán, encargado de supervisar y concertar todas las actividades realizadas en la comunidad y colaborar en la resolución de conflictos internos.

## **Colecta de datos**

### **Auto-monitoreo de cacería local**

En 2005 se inició un programa de auto-monitoreo de cacería con el grupo de investigadores locales de la comunidad de Zancudo. En este programa se ha llevado a cabo la recopilación de datos sobre los eventos de cacería. En la comunidad de Zancudo, Los cazadores anotaron en cuadernos suministrados por funcionarios de la reserva, la información de cada evento de caza se incluyendo nombres científico y local de las especies cazadas, cantidad, peso, fecha, sitio y técnica de captura, sexo y duración de la faena. Aunque existía en los registros una columna para anotar la edad aproximada del animal, para los cazadores fue difícil entender este aspecto, por lo tanto no hay datos al respecto.

Durante los años 2007 a 2009 se realizaron varias temporadas de campo en la comunidad de Zancudo, durante las cuales se tomó registro fotográfico de los cuadernos utilizados por los cazadores para el auto-monitoreo de la caza. En el año 2007 se llevó a cabo una visita de reconocimiento y evaluación preliminar durante 2 meses. . Para el 2008 se realizó otro viaje durante el mes de agosto durante el cual se hizo la apertura de transectos y se iniciaron los recorridos para la estimación de abundancias animales. Estas estimaciones se continuaron en abril y julio del año 2009, en periodos de un mes cada uno...

Para calcular el área de extracción de fauna local, se examinó inicialmente los lugares de caza anotados en los cuadernos, los cuales estaban nombrados de manera general (por ejemplo Cerro Tigre, laguna Work Kittí, etc.), Posteriormente, se llevaron a cabo visitas a los lugares de caza en compañía de cazadores locales y con la ayuda de un GPS (Global Positioning System) se obtuvieron las coordenadas geográficas de tales sitios.

### **Estimación de la densidad de especies objeto de cacería local**

Para estimar las densidades de las especies cosechadas, se utilizaron el método de distancia en transectos en línea de ancho variable (Buckland *et al.*, 2001; Krebs, 2001; Lancia *et al.*, 2005; Thoisy *et al.*, 2008). Para esto, en agosto de 2008 y julio de 2009 se realizó trabajo de campo en la comunidad de Zancudo. Inicialmente se seleccionaron las áreas para la apertura de los transectos con ayuda de los cazadores locales, a través de discusiones preliminares sobre una imagen satelital de la zona. Se abrieron en total nueve transectos, de los cuales seis se ubicaron a ambos lados del

río Inírida y tres a lo largo del Caño Zancudo, en áreas poco alteradas y libres de las actividades de cacería.

Los transectos tuvieron una longitud que varió entre 3 a 5.5 Km, para un total de 33,25 km. Estos senderos fueron georreferenciados y marcados cada 50 m. Los recorridos en los transectos se realizaron diariamente entre las 04:00 y las 09:00 horas aproximadamente. En cada transecto, los recorridos los hicieron 2 observadores, a una velocidad aproximada de 1 km/h. Los transectos fueron recorridos varias veces, para un total de 238.5 km acumulados de muestreo.

En cada recorrido, los datos básicos que se colectaron fueron: especie, hora de observación, distancia perpendicular y distancia animal-observador, localización de la observación dentro del transecto y la altura en el bosque en donde se observó al animal. En el caso de especies sociales, la distancia se midió al centro del grupo (Burnham *et al.*, 1980; Wilson *et al.*, 1996; Plumptre, A, 2000).

En el 2009, se empleó como método alternativo para evidenciar la presencia de especies que son difíciles de detectar en los transectos, se empleó la búsqueda de huellas. Para esto se colocaron en total 312 trampas de huellas de 50x50 cm y con una distancia de 50 m entre una y otra, distribuidas en los 9 transectos realizados. Durante 119 días se hicieron los recorridos (14:00-16:00 h aproximadamente) para la revisión de las trampas, limpiando cada una previa revisión de las huellas registradas (Noss y Cuéllar, 2008). Durante 3 días se recorría el mismo transecto, de tal manera que las trampas fueran limpiadas el día anterior.

Con los datos obtenidos por este método se estimó un índice de abundancia por medio de la revisión de trampas de huellas, distribuidas en los transectos realizados. Esta información se utilizó para evidenciar la presencia de las especies no avistadas directamente y asegurar que la mayoría de las especies grandes pudiesen ser registradas, pero no para incluirla en los modelos de sostenibilidad.

### **Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local**

Los modelos propuestos para este análisis fueron el de producción y el de captura por unidad de esfuerzo. Adicionalmente se hizo un ejercicio hipotético con el modelo de cosecha unificado, empleando datos de cosecha reales de la zona, y datos de áreas sin cacería tomados de la literatura, en otras áreas amazónicas, por no tener datos disponibles al respecto en la RNN Puinawai.

## **Análisis de Datos**

### **Auto-monitoreo de cacería local**

Se elaboró una base de datos con la siguiente información: identidad y cantidad de animales cosechados, sitios de caza y frecuencia de uso de las técnicas empleadas (Polanco, 2003), sexo de las presas y estimación de la biomasa cosechada. La biomasa se obtuvo como el producto entre el número de animales por su peso promedio (Townsend, 1996). A partir de los datos de cosecha y el área de captura se obtuvo un estimado de la presión de caza (individuos cosechados/km<sup>2</sup>) (Aquino *et al.*, 2007). Los datos sobre animales cosechados y sitios de captura fueron organizados y tabulados. Se establecieron 6 categorías de grupos taxonómicos y se determinó la magnitud de la cosecha. Además, se establecieron proporciones hembra-macho para todos los animales y categorías taxonómicas registradas por los cazadores.

### **Estimación de la densidad de especies objeto de cacería local**

Para la estimación de densidad se empleó el Software DISTANCE 5.0 que utiliza las Series de Fourier de la probabilidad de la función de detección  $f(x)$ . Las densidades se estimaron con base en las distancias perpendiculares obtenidas de cada animal observado al centro de la línea de transecto con la ecuación:

$$D = nf(0)/2L.$$

Donde: D= densidad de población estimada; n= número de animales vistos sobre el transecto y L= longitud del transecto.

Adicionalmente, se obtuvieron índices de abundancia relativa basados en unidades de esfuerzo, dividiéndose el número de parcelas con huellas por el número total de parcelas revisadas por cien (Rabinowitz, 1997; Carrillo *et al.*, 2000; Gibbs, 2000; White y Edwards, 2000). Primero se realizaba el censo y de regreso se revisaban las trampas de huellas. Para cada observación se registró la especie y el número de parcelas revisadas por transecto. Esta información solo se presenta como un indicativo de la abundancia relativa de algunas de las especies, que no fueron detectadas en los censos, pero no fue utilizada en los modelos de sostenibilidad.

### **Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local**

Se utilizaron tres modelos para analizar la presión de caza y evaluar su sostenibilidad, estos fueron: a) el modelo de producción de Robinson y Redford (1991), b) índice de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Puertas, 1999; Noss *et al.*, 2003; Cuéllar, 2004; Cuéllar *et al.*, 2004, Noss *et al.*, 2005; Noss y Cuéllar 2008), c) modelo de

cosecha unificado (que combina los modelos de: reclutamiento del stock y el modelo de cosecha) de Bodmer y Robinson (2004).

1) Modelo de producción de Robinson y Redford (1991). El modelo de producción evalúa si la cosecha actual no es sostenible. Primero debe calcularse la producción máxima (número de animales/km<sup>2</sup>año<sup>-1</sup>). Una vez obtenida la producción máxima por especie, ésta se comparará con las tasas de cosecha actual. La cosecha no será sostenible para aquellas especies cuya extracción sobrepase las estimaciones de producción máxima. Se estimaron las siguientes variables para cada especie: productividad reproductiva y densidad. La productividad se calculó mediante la siguiente ecuación:  $P = (0.5D)(Yg)$ . Donde  $P$ = productividad reproductiva total,  $D$ = densidad (estimada aquí como se mencionó en la sección anterior),  $Y$ = productividad reproductiva bruta (# de crías/hembra/parto) y  $g$ = número de gestaciones por año. Asumimos en este modelo que la proporción de sexos es 1:1 y que todas las hembras se encuentran en estado reproductivo. Debido a que las densidades estimadas en este estudio corresponden solo al año 2009, este modelo solo comparó la productividad reproductiva con la cosecha del mismo año, es decir, solo se utilizó los datos de cosecha del año 2009, para este modelo.

2) Análisis de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) Este modelo examina las relaciones entre el esfuerzo y el rendimiento de caza, y se mide mediante la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Puertas, 1999). Este parámetro se midió como sigue: CPUE = Numero de presas cazadas / especie/ cazador-hora. Se comparó la CPUE entre los años 2005 a 2009 para detectar si existe evidencia de la reducción de alguna de las poblaciones cazadas a lo largo del tiempo, lo que indicaría una posible sobre-cosecha.

3) Modelo de cosecha unificado (combina los modelos de: reclutamiento del stock y modelo de cosecha) de Bodmer y Robinson (2004). Este modelo usa una curva modificada de crecimiento de la población, el eje de la x es el tamaño de la población desde la extirpación (0) a la capacidad de carga ( $k$ ) y el eje y es el límite sostenible de explotación expresado como rendimiento sostenible ( $SY$ ). Este tipo de rendimiento ( $SY$ ) refleja el cambio en el crecimiento de la población en el tiempo ( $\frac{dN}{dt}$ ) y tiene un punto máximo de crecimiento o rendimiento máximo sostenible ( $MSY$ ). Al utilizar datos de la productividad, rangos de cosecha y estimación densidades, este modelo permite un análisis más robusto frente a otros modelos de los mamíferos de cacería para esta

investigación. Se determina si una cosecha es segura, si esta ocurre a la derecha del MSY. Siendo, el MSY específico según el ciclo de vida de las especies y es estimado a 50% de k para especies de vida corta (última reproducción >5 años), 60% de k para especies de vida media (última reproducción entre 5-10 años) y 80% de k para especies de vida larga (última reproducción <10 años). El modelo de cosecha aquí incluido, es un ejercicio hipotético, ya que aunque se emplearon datos reales de cosecha en la zona y de estimación de densidad en zona con caza persistente, no se tenían datos de densidad en una zona con baja cacería por ello estos últimos fueron tomados de la literatura, de otra región de la amazonia. Este modelo examina la relación entre la producción y los individuos cosechados. Puede ser usado para evaluar si el nivel de cosecha es riesgoso o seguro dependiendo el tamaño de la población relativo al MSY pronosticado.

## RESULTADOS

### Auto monitoreo de la caza y área de captura

Dentro de los registros de caza se incluyeron 16 especies de mamíferos, de las cuales se seleccionaron 5 para usar los modelos de evaluación de sostenibilidad. La especie más consumida en todos los años de auto monitoreo fue *Cuniculus paca* seguida de *Tayassu pecari* y de *Dasyprocta fuliginosa* (Tabla 1).

Tabla 1. Mamíferos cazados en la zona entre 2005 - 2009.

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMÚN	NOMBRE EN PUNAVE	2005	2006	2007	2008	2009	Total general
<b>MAMÍFEROS</b>								
<i>Dasybus novemcinctus</i>	Armadillo						1	1
<i>Mirmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	Boii		2	4		1	7
<i>Alouatta seniculus</i>	Araguato	Ca	8			1		9
<i>Cacajao melanocephalus</i>	Chocuto	Shau				3		3
<i>Cebus apella</i>	Mico Maicero	Su	9	2		5	2	18
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Churuco	Shoicag	3	3	7	3		16
<i>Nasua nasua</i>	Guache	Shi		2	4	4		10
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	Jroyap	2			3	2	7
<i>Pecari tajacu</i>	Sahino	Det jut		3	7	10	2	22
<i>Tayassu pecari</i>	Cajucho	Deepi	10	19	15	19	5	68
<i>Mazama americana</i>	Venado rojo	Shom crt		1	1	1		3
<i>Mazama gouazoubira</i>	Venado gris	Shom prp		2				2
<i>Coendou prehensilis</i>	Puerco Espin	Niqui	2	3				5
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Picure	Boo	9	7	16	27	4	63
<i>Myoprocta pratti</i>	Tin tin	Naii			5	8		13
<i>Cuniculus paca</i>	Lapa	Det	19	43	35	67	13	177
(en blanco)			2		1	1	0	4
<b>TOTAL</b>			<b>64</b>	<b>87</b>	<b>95</b>	<b>152</b>	<b>30</b>	<b>428</b>

### Estimación de la densidad de especies objeto de cacería local

Durante los censos, se obtuvo un total de 102 avistamientos de animales y de 337 individuos. Se registraron un total de 26 especies; 16 de ellos correspondientes a mamíferos, 11 aves y 2 reptiles. Se estimó la densidad para 6 especies de mamíferos (Tabla 2), según la cantidad de avistamientos directos realizados en la zona. El coeficiente de variación (%CV), representa que tanta variación tienen los datos para cada especie, y en este caso este coeficiente es alto, debido a los pocos datos de avistamientos directos obtenidos en campo.

### Abundancia de fauna local, a través de huellas

Adicionalmente, para evidenciar la presencia de otros mamíferos difíciles de detectar se estimó un índice de abundancia. Cabe aclarar que esta información no se empleó para la evaluación de sostenibilidad de la cosecha. Se hicieron recorridos revisando trampas de huellas hasta iniciar cada transecto. Se empleó un esfuerzo de muestreo de 238,54 km durante 119 días en los 9 transectos. Durante el 2009 en la RNN Puinawai, se registraron un total de 119 huellas, 107 correspondieron a mamíferos (Tabla 3).

Tabla 2. Mamíferos censados y densidad poblacional para la zona.

ESPECIE	No. Observaciones	No. muestras	Densidad (ind/km <sup>2</sup> )	%CV
<i>Cebus apella</i>	7	9	1,21	55,44
<i>Cebus albifrons</i>	4	9	5,98	47,50
<i>Lagothrix lagothricha</i>	5	9	1,97	6,81
<i>Pecari tajacu</i>	4	9	2,72	58,11
<i>Cuniculus paca</i>	4	12	0,83	71,00
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	11	9	1,36	66,74

Tabla 3. Huellas observadas en la RNN Puinawai.

Especie	No. huellas/ 369,14 km	Indice abundancia relativa (No huellas/parcelas x100)
<b>MAMÍFEROS</b>		
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	2	0,64
<i>Priodontes maximus</i>	1	0,32
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	0,64
<i>Nasua nasua</i>	1	0,32
<i>Leopardus pardalis</i>	4	1,28
<i>Leopardus wideii</i>	4	1,28
<i>Panthera onca</i>	3	0,96
<i>Tapirus terrestris</i>	7	2,24
<i>Pecari tajacu</i>	6	1,92
<i>Mazama americana</i>	6	1,92
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	31	9,94
<i>Myoprocta pratti</i>	6	1,92
<i>Cuniculus paca</i>	30	9,62
Vacías	4	
<b>TOTAL</b>	<b>107</b>	

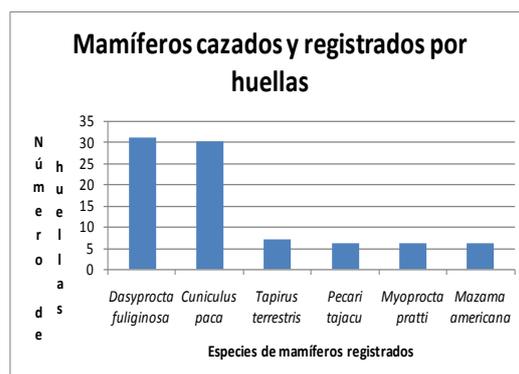


Figura 2. Mamíferos cazados y registrados por huellas en la RNN Puinawai.

Se encontraron evidencias de 16 especies de mamíferos, sin embargo, se graficaron 6 de ellas por estar incluidos en los registros de cacería (Figura 2). Como se observa en la gráfica la especie más abundante según el método de huellas fue *Dasyprocta fuliginosa*, seguida de *Cuniculus paca*. Los ungulados como *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu* y *Mazama americana* fueron bastantes escasos igual que la especie *Myoprocta pratti*. Todas estas especies son cosechadas en la zona, por lo cual se requeriría un mayor esfuerzo de observación para hallarlas.

### Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local

Se calculó la producción máxima, y se utilizaron datos de la densidad de la población e información reproductiva para las especies *C. apella*, *L. lagothericha*, *P. tajacu*, *C. paca* y *D. fuliginosa*.

### Modelo de producción

Una vez obtenida la producción reproductiva máxima por especie por Km<sup>2</sup>, ésta se comparó con las tasas de cosecha actual en términos de individuos por km<sup>2</sup> calculados con el área de extracción estimada de 92,94km<sup>2</sup> en la zona (Tabla 4).

Tabla 4. Densidad de mamíferos en 2009, estimación de la productividad reproductiva y de la cosecha en 2009 en la zona.

ESPECIE	No. OBSERVACIONES	DENSIDAD (Ind/km <sup>2</sup> )	PRODUCT REPRODU C BRUTA (Y= No.crias/hembra/part)	GEST (g= gestacion es promedio/año)	PRODUCT REPRODU C TOTAL km (P= (0,5D) (Y*g))	COSE-CHA (Ind/2009)	COSE-CHA (Ind/km <sup>2</sup> 2009)
<i>C. apella</i>	7	1,21	1	0,5	0,30	2	0,02
<i>L. lagothericha</i>	5	1,97	1	0,5	0,49		
<i>P. tajacu</i>	4	2,72	2	1,6	4,35	2	0,02
<i>C. paca</i>	4	0,74	2	2	1,48	13	0,14
<i>D. fuliginosa</i>	11	1,36	1,5	2	2,04	4	0,04

Aparentemente la cosecha es sostenible para las 4 especies seleccionadas, a excepción de *Lagothrix lagothericha*, la cual no contó con registros de cosecha para el 2009, por ende no se pudo contrastar con la producción reproductiva total. En el caso de *Tapirus terrestris* no pudo usarse el modelo por dos factores: 1) no pudo estimarse la densidad y esto no permite estimar la productividad reproductiva total y 2) hay pocos individuos cazados registrados para esta especie, probablemente porque a nivel local las abundancias son bajas por naturaleza para las especies residentes y por tanto muy difíciles de encontrar en la zona.

### Captura por unidad de esfuerzo

Los resultados del análisis de rendimiento de la caza anual se presentan en la tabla 5, para las especies de las que se realizó la estimación de densidad. A nivel general, la captura por unidad de esfuerzo no disminuye con el tiempo para las especies. Sin embargo, cabe aclarar que para 2005 se tienen registros del segundo semestre del año y para el 2009 del primero. Por tanto comparando 2006, 2007 y 2008, para *L. lagothericha* y *C. paca* la CPUE estaría disminuyendo y podría tender a la sobre cosecha. Entre los primates *C. apella*, encabeza los registros de caza por lo cual debe prestársele atención a largo plazo. De igual forma, hay que considerar *L. lagothericha*, ya que esta especie además de la caza, también es usada como mascota y adicionalmente para el intercambio.

Tabla 5. Datos de captura por unidad de esfuerzo para mamíferos 2005 - 2009 en la zona.

ESPECIE	CPUE 2005	CPUE 2006	CPUE 2007	CPUE 2008	CPUE 2009
<i>Cebus apella</i>	0,46	0,33		20,7	0,33
<i>Lagothrix lagothericha</i>	0,2	0,18	0,33	0,18	
<i>Pecari tajacu</i>		0,3	0,41	1,31	1,6
<i>Cuniculus paca</i>	0,43	2,19	0,75	0,86	0,61
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	0,35	0,6	0,68	0,62	0,23

### Modelo de cosecha unificado

Para el ejercicio hipotético empleando este modelo, se utilizaron datos de productividad, rangos de cosecha de 2009 y estimación de densidades de 2009 (Tabla 6).

Tabla 6. Datos de productividad reproductiva comparados con la fracción cosechada para mamíferos en 2009 en la zona.

ESPECIE	Dens caza baja <sub>1</sub>	Dens caza persist	Estat (K= Dp/Db)	Product reproduc total (P=(0,5D) (Y*g))	Cosecha 2009 (C)	Fracc cosech 2009 (C/P)
<i>C. apella</i>	24,8	1,21	0,05	0,30	0,20	0,66 <sub>2</sub>
<i>L. lagothericha</i>	16,2	1,97	0,12	0,49		0,00
<i>P. tajacu</i>	1,4	2,72	1,94 <sub>3</sub>	4,35	0,20	0,05
<i>C. paca</i>	?	0,83		1,66	0,13	0,08
<i>D fuliginosa</i>	2,3	1,36	0,59	2,04		0,00

<sub>1</sub>Densidad estimada en Amazonía peruana (Aquino, Bodmer & Gil, 2001).  
<sub>2</sub>Cosecha insostenible si C/P≥0,2 para danta y primates, si C/P≥0,4 para pecaríes y venados, o si C/P≥0,6 para roedores (Bodmer & Robinson, 2004). Tomado de: Naranjo & Bodmer, 2007.  
<sub>3</sub>Condición riesgosa para la persistencia de las poblaciones y uso sostenible a largo plazo. Tomado de: Naranjo & Bodmer, 2007.

En la RNN Puinawai, para primates como *Cebus apella* el modelo de cosecha predice que: si 0,30 ind/km<sup>2</sup> de la producción equivale al 100%, el 20% estimado como sostenible equivale a 0,06 ind/km<sup>2</sup> y se están extrayendo 0,66 ind/km<sup>2</sup>. Lo anterior, muestra que la cosecha está por encima de la producción estimada como sostenible según su estrategia de vida, y muy por debajo del valor predicho de MSY de 80% de K, por tanto la cosecha de la población es riesgosa a largo plazo (Figura 3).

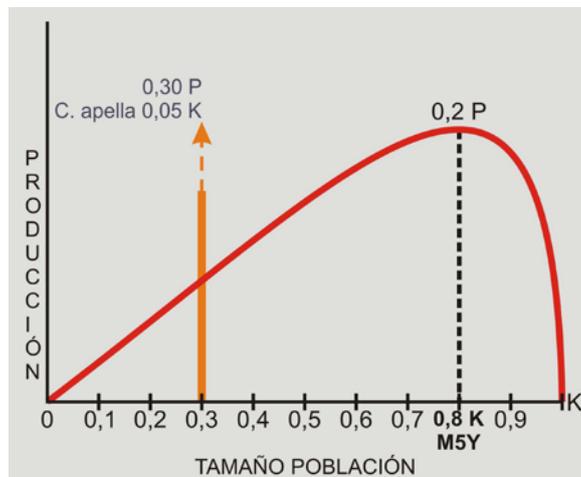


Figura 3. Modelo de cosecha unificado para *Cebus apella* en la zona.

Para *Pecari tajacu*, el modelo de cosecha unificado predice que: si 4,35 ind/km<sup>2</sup> de la producción equivale al 100%, el 40% estimado como sostenible equivale a 1,74 ind/km<sup>2</sup> y se están extrayendo 0,05 ind/km<sup>2</sup>. Lo anterior, muestra que aparentemente la cosecha es sustentable. Sin embargo, la población cosechada está justo en los límites de k, lo que está muy por encima del MSY predicho de 40% de k, por tanto es riesgosa a largo plazo (Figura 4).

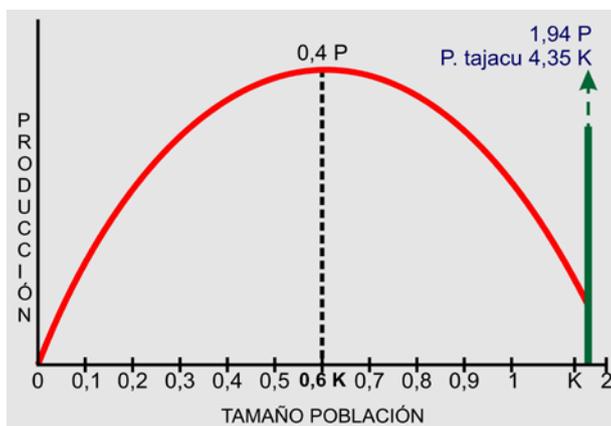


Figura 4. Modelo de cosecha unificado para *Pecari tajacu* en la zona.

Para *Lagothrix lagothricha* y *Dasyprocta fuliginosa*, no hubo registros de caza en el 2009, y finalmente para *Cuniculus paca* no hay una referencia de densidad estimada en zonas con baja cacería, por tanto no pudo usarse el modelo para estas 3 especies.

## DISCUSIÓN

### Modelos de evaluación de sostenibilidad de cacería local

Aparentemente los resultados de los modelos empleados para evaluar la sostenibilidad de la cosecha en la RNN Puinawai, muestren sostenibilidad de la cosecha actual. Sin embargo es indispensable el auto monitoreo a largo plazo, pues por lo general las especies de gran porte son sobre cosechadas, como en el caso de *T. terrestris* y *T. pecari* en el Chaco boliviano (Noss y Cuéllar, 2008) y en muchas otras regiones (Aquino *et al.*, 2007).

El uso de varios modelos para evaluar sostenibilidad de cacería es un primer acercamiento para conocer e interpretar el estado actual de las poblaciones animales cosechadas en la reserva Puinawai y es un primer paso en la definición de tendencias generales, que servirán de insumo para establecer la dinámica en el tiempo. Es fundamental considerar la escala espacial como factor importante en este tipo de evaluaciones, dado que un sistema de caza puede ser insostenible a nivel local, pero

puede ser sostenible a escala regional, y viceversa (Walker *et al.*, 2000; Naranjo & Bodmer, 2007). Asimismo, en Puinawai es recomendable identificar áreas con cacería leve y con caza persistente, y medir la migración de dantas y pecaríes labiados, entre otros animales, desde el área protegida hacia áreas adyacentes, y así mismo estudiar las causas de dispersión de ungulados; ya sea por competencia, requerimiento alimentario o por huida de depredadores, etc.

### **Modelo de producción**

Es claro que establecer relaciones entre productividad, animales cazados y estimación de densidades, podría ser problemático para los pobladores locales. Sin embargo, el desarrollo de esta investigación es un gran avance, por ser la primera experiencia de caracterización y evaluación de la sostenibilidad de la cosecha en Guainía. Adicionalmente, existen líderes que podrían impulsar la replicación de esta experiencia a largo plazo, y reafirmar lo aprendido durante esta investigación. Aunque en Puinawai podría pensarse que la danta y el venado rojo parecieran ser cosechados de manera sostenible, porque no aparecen frecuentemente en los registros de caza, realmente lo que sucede es que es difícil encontrarlos para estimar sus densidades y para cazarlos, en contraste con localidades de la Amazonía donde estos animales son muy comunes. En general, existe mayor vulnerabilidad a la cacería para las especies de porte grande (Noss y Cuéllar, 2008). Por otra parte, la hipótesis de “compensación de densidad” de MacArthur *et al.*, 1972, podría explicar la densidad alta de especies como *D. fuliginosa* a nivel local en Puinawai, donde se plantea que la abundancia de ciertas especies puede atenuar y compensar la disminución, ausencia o extirpación de otras especies de la misma comunidad. Con el esfuerzo de muestreo realizado y los resultados obtenidos en la RNN Puinawai, evidenciamos que en general la diversidad de las Guayanas aunque es rica, es menor que la de la Amazonía, acorde con lo encontrado por otros autores (Aquino *et al.*, 2007; Engstrom y Lim, 2002; Bodmer *et al.*, 2003; Zapata *et al.*, 2006).

Dado que para los modelos se requiere estimar el parámetro de densidad, el estimado en Puinawai para ungulados como *P. tajacu* fue de 2,72 ind/km<sup>2</sup>, similar al de la cuenca del río Alto Itaya en Amazonía peruana de 2,7 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2007). Mientras que en Yavarí osciló entre 2,13 - 9,10 ind/km<sup>2</sup> y en Pacaya Samiria (1997-2001) fue de 1,4 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2001). Probablemente la densidad para el sahíno en Puinawai está siendo sobrestimada, debido a los pocos avistamientos directos en la zona analizados con el software Distance. Adicionalmente, esta especie es la segunda más cazada a nivel local. Para otros ungulados, como *T. terrestris* en

Yavarí la densidad fue de 0,31 ind/km<sup>2</sup> y en Pacaya Samiria de 0,06 ind/km<sup>2</sup>. Para *T. pecari* en Yavarí fue de 15,19 ind/km<sup>2</sup> y en Pacaya Samiria 12,2 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2001). Sin embargo, para Puinawai no fue posible estimar la densidad de estas especies debido a la carencia de observaciones directas y algunas fuera de los censos que no entraron en los análisis. No obstante, por un lado estas especies son apetecidas para el consumo, aunque la danta no aparece frecuentemente en los registros de caza porque según los cazadores actualmente es muy difícil encontrarla, y por otro lado, el cajucho si es frecuente en los registros de caza, pero no durante los censos, aunque hubo observaciones fuera de estos.

La densidad estimada en Puinawai para primates como *C. apella* fue de 1,21 ind/km<sup>2</sup>, menor a la de la cuenca del río Alto Itaya en Amazonía peruana con 3,15 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2007). En Yavarí la densidad se estimó entre 4,01-10,20 ind/km<sup>2</sup> y en Pacaya Samiria fue de 24,8 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2001). En Puinawai, el bajo valor estimado de densidad para esta especie podría explicarse porque los cazadores los encuentran frecuentemente en los sitios de cacería. Además del consumo también es utilizada como mascota y para el intercambio. Para *L. lagothricha* en Puinawai, se obtuvo una densidad de 1,97 ind/km<sup>2</sup>; probablemente el bajo valor obtenido se debe no sólo a la preferencia de caza por esta especie, sino a su captura para mascota o para intercambio con otras comunidades. En Yavarí estuvo en un rango de 24,50-32,68 ind/km<sup>2</sup>, y en Pacaya Samiria fue de 16,2 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2001). La especie *C. albifrons* no aparece en los registros de caza de Puinawai, en este sentido esta condición pudo haber facilitado su observación en campo, pero no pudo evaluarse su sostenibilidad. Para primates grandes como *A. seniculus* no fue posible estimar su densidad en Puinawai. Autores como Bodmer *et al.*, 1997, y Aquino *et al.*, 2007, coinciden en que estos primates son muy sensibles a la caza, y por ende al decrecimiento de sus poblaciones, lo cual favorece el incremento de especies de porte menor.

En Puinawai roedores como *D. fuliginosa* tuvo una densidad de 1,36 ind/km<sup>2</sup>, estimación mucho menor que la de cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana de 5,4 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et al.*, 2007). Mientras que en Yavarí estuvo entre 1,24-2,91 ind/km<sup>2</sup> y en Pacaya Samiria de 2,3 (Aquino *et al.*, 2001). La densidad estimada para *C. paca* fue de 0,74 ind/km<sup>2</sup>; no obstante, no pudo compararse con una zona similar por la inexistencia de estimaciones para este roedor, lo cual hubiera sido importante ya que esta especie encabeza los registros de caza actuales en Puinawai. Sin embargo, la abundancia real de algunas especies, particularmente de mamíferos de hábito nocturno de talla mediana, comúnmente podría ser subestimada, en contraste con

algunas especies de fácil observación que podría ser sobreestimada (Engstrom y Burton 2002). En este sentido, se requiere de bastante tiempo y esfuerzo para obtener observaciones estadísticamente significativas, especialmente para animales difíciles de observar como *T. terrestris* y *T. pecari*, entre otros (Ayala y Noss, 2000; Noss y Cuéllar, 2008).

Cabe mencionar que evidentemente las densidades estimadas durante este estudio fueron bajas, comparadas con los estudios mencionados en Amazonía que muestra más riqueza que esta zona ubicada en una transición de Guayanas y Amazonía. Lo que refleja otra limitación y es lo problemático de la comparaciones de estimaciones de densidad, porque se trata de ecosistemas diferentes (Noss y Cuéllar, 2008), aunque en este caso se empleó el mismo método. Sumado a esto, en Puinawai, se tuvo en cuenta una sola localidad y los censos fueron realizados entre los años 2008-2009, es decir, menos tiempo que el empleado por Bodmer en Yavarí Mirín y en Pacaya Samiria, Ayala y Noss, 2000; Noss y Cuéllar, 2008 en Bolivia, entre otros autores. Es así como en Puinawai, para futuros estudios, se recomienda la continuidad del monitoreo a largo plazo, identificando las áreas clave para la evaluación de la sostenibilidad de la cosecha, por medio del establecimiento de un sistema fuente-sumidero. Sumado a esto, llevar a cabo su replicación en otras localidades dentro y fuera de la reserva Puinawai, para poder hacer más inferencias sobre las poblaciones de fauna local y su abundancia.

### **Análisis de captura por unidad de esfuerzo**

A nivel general, la captura por unidad de esfuerzo no disminuye con el tiempo para las especies cosechadas y analizadas en la reserva Puinawai; sin embargo con el tiempo de muestreo aún no hay una tendencia clara. Los análisis sugieren que durante la época de transición se requirió de un mayor esfuerzo de captura para todas las especies. Especies arborícolas (*A. seniculus*, *T. terrestris*, *T. pecari* y *M. americana*) y del sotobosque con restricciones tróficas (*P. tajau*, *M. gouazoubira*, *D. leporina* y *A. paca*) (Ochoa *et al.*, 1997), están incluidas en los registros de caza de la RNN Puinawai, y muchas veces estas especies deben alejarse cada vez más para obtener alimento y refugio. Por ello los cazadores locales mencionan que cada vez el esfuerzo es mayor para obtener presas y por tanto el rendimiento de la caza ha disminuido de unos años para acá. No obstante, para evidenciar esto a partir de los registros de caza, se requieren más años de monitoreo.

En algunos casos una caza sostenible requeriría de vedas de cosecha de primates, ungulados como la danta, edentados, marsupiales, y carnívoros, pues generalmente, las especies de porte grande resultan ser sobre cosechadas (Bodmer *et al.*, 1994). En Puinawai, sin embargo, las especies más cosechadas fueron: *C. paca*, *T. pecari*, *D. fuliginosa*, *P. tajacu* y *C. apella*. Si se restringiera la caza se reduciría la extracción de biomasa de mamíferos para los pobladores locales, pero de ser el caso, para optar por esa estrategia de manejo, se requiere de análisis a largo plazo. En contraste, las diez especies más cazadas para el caso de Perú, fueron: *T. pecari*, *P. tajacu*, *A. paca*, *M. americana*, *D. fuliginosa*, *P. monachus*, *C. cupreus*, *N. Nasua*, *T. terrestris* y *D. novemcinctus* (Puertas, 1999). De nuevo, reiteramos que, para poder evidenciar tendencias en la reserva Puinawai, se requiere del auto monitoreo de la caza por varios años. En el caso de *T. terrestris* y *T. pecari* en el Gran Chaco boliviano, los datos de esfuerzo de captura indican una disminución durante varios años, pero luego tienden a estabilizarse al iniciar el ciclo (Cuéllar *et al.*, 2004; Noss y Cuéllar, 2008).

### **Modelo unificado de cosecha**

Actualmente el modelo de cosecha unificado es el más completo para evaluar sostenibilidad porque incorpora modelos anteriores; por ende su aplicación es la más recomendada, aunque requiere de un gran esfuerzo para la toma de los datos requeridos y poder diseñar estrategias de manejo en la zona de estudio (Noss y Cuéllar, 2008). Sin embargo, en la RNN Puinawai el uso de este modelo tuvo limitaciones en cuanto a la disponibilidad de datos de las densidades de una zona con baja caza; por ello para el ejercicio hipotético se emplearon datos de otra zona para este ítem. Por ello se reconoce como un ejercicio hipotético porque cada zona puede presentar particularidades en cuanto a variaciones en gestaciones por año, densidad poblacional o cosechas (Noss y Cuéllar, 2008). No obstante, no fue posible utilizar el modelo para la danta debido a la dificultad para observarla y estimar su densidad, además de ser susceptible a la sobre cosecha por sus características de historia de vida (Bodmer, 2001; Naranjo, 2002). En Samiria, amazonía peruana la cosecha de *C. apella* está por encima de la producción estimada como sostenible según su estrategia de vida. Adicionalmente tiene bajas densidades y cuando hay escasez o ausencia de grandes primates se ven sometidos a una intensa presión de caza (Aquino *et al.*, 2001), lo que coincide con lo encontrado en la RNN Puinawai. Paralelamente en Samiria, para *P. tajacu* aparecía sobre-cosechado, pero debido a la falta de observaciones durante las estimaciones de densidad (Aquino *et al.*, 2001), tal como ocurrió en Puinawai.

En la región de las Guayanas se requiere monitorear en particular ciertas especies, debido a su distribución restringida o su baja abundancia, además de factores de su historia natural que las hacen vulnerables. Para venados como *M. gouazobira*, este es un venado diurno de porte mediano, lo cual lo hace vulnerable a la extirpación por sobreexplotación. *M. americana* es un animal de porte grande, y susceptible a una fuerte cacería. Las dos especies de agutí son intensamente cazadas. Sin embargo, *D. fuliginosa* no es tan común en Guayana como *D. leporina* en las Guayanas (Engstrom y Burton 2002).

Existe la probabilidad de que originalmente muchas especies tuvieran distribuciones continuas pero actualmente se encuentran distribuidas en redes de poblaciones. Esto podría aplicarse al sistema fuente sumidero o a metapoblaciones como recientemente han demostrado algunos autores para ciertas especies neotropicales de mamíferos (Naranjo & Bodmer, 2007, Bodmer y Puertas, 2000; Colina y Padwe, 2000; Townsend, 2000; Bodmer y Robinson, 2004; Walker *et al.*, 2005). Tasas intensas de cosecha podrían provocar la formación de sistemas fuente-sumidero en sitios adyacentes a áreas protegidas ocupados por poblaciones de mamíferos, lo que podría estar presentándose en la reserva Puinawai.

En la RNN Puinawai sería interesante evaluar la sostenibilidad de la cosecha, con el modelo fuente-sumidero para obtener mayor información que ayude a mantener las poblaciones de ungulados en la zona. Para este estudio, la principal barrera para las migraciones es el río Inírida y los raudales que éste presenta en su curso, y el factor de presión serían los eventos evangélicos que potencializan la caza de fauna silvestre.

### **Conclusiones y estrategias de monitoreo sugeridas**

El aporte de este estudio es un acercamiento a la composición, abundancia y diversidad de mamíferos de esta zona en la reserva Puinawai. No obstante, se requieren estudios más detallados para entender procesos más complejos a nivel local y regional, como límites de distribución geográfica de las especies y causas de determinados ensambles de especies.

Es fundamental tener en cuenta las necesidades de los pobladores locales para poder elegir las estrategias de manejo más adecuadas. Así mismo, el hecho de emplear varios modelos para evaluar la sostenibilidad de cacería, permite mejorar el entendimiento de los factores que están afectando la sostenibilidad de la cosecha.

Es primordial capacitar tanto a funcionarios de parques como a líderes locales en técnicas para recolección de datos sobre avistamientos, rastros e interpretación de registros de campo, para su colaboración y asistencia en investigación con la comunidad.

Se obtuvieron bajas densidades de mamíferos y al emplear los modelos de sostenibilidad, el modelo de producción sugiere que *C. apella*, *P. tajacu*, *C. paca* y *D. fuliginosa* no están siendo sobre cosechadas, y el modelo de cosecha unificado predice que la cosecha de la población es riesgosa a largo plazo para *C. apella* y *P. tajacu*. A nivel general, la captura por unidad de esfuerzo no disminuye con el tiempo para las especies cosechadas y analizadas en la reserva Puinawai; sin embargo con el tiempo de muestreo aún no hay una tendencia clara. Sin embargo, el uso elevado de primates como *C. apella* y *L. lagothericha*, y roedores como *C. paca* la CPUE estaría disminuyendo y podría tender a la sobre cosecha. Entre los primates *C. apella*, encabeza los registros de caza y *L. lagothericha* es usado como mascota, por lo cual debe prestársele atención a largo plazo.

Una de las recomendaciones principales es realizar un monitoreo a largo plazo de la densidad poblacional de las especies que actualmente reciben mayor presión de caza tales como: *C. paca*, *T. pecari*, *P. tajacu*, *C. apella* y *L. lagothericha*. No obstante, también se requiere este tipo de información para ungulados como *T. terrestris*, *M. americana* y *M. gouazobira*, que además de no aparecer frecuentemente en los registros de caza, presentaron bajos avistamientos. De igual manera se requieren estudios sobre la auto-ecología de todas las especies anteriores, para obtener información sobre atributos como: tasa de natalidad, mortalidad, sobrevivencia, fertilidad, fecundidad, etc. Toda esta información será de gran utilidad para poder construir nuevos modelos de evaluación de sostenibilidad de la cosecha y así tomar decisiones más acordes con el estado poblacional real de las especies en la zona.

Aunque por el contexto local las actividades de evangelización parecerían centrarse más en la pesca que en la caza, se requieren estudios a largo plazo para tratar de definir tendencias y obtener información adicional sobre demografía, uso de hábitat y patrones de actividad de los mamíferos. Sería de gran utilidad considerar el uso del modelo fuente-sumidero para la RNN Puinawai, ya que podría tenerse en cuenta el factor de la inmigración de especies de ungulados, estableciendo acuerdos comunitarios para el uso, mantenimiento y monitoreo de dichas áreas.

El grupo de investigadores locales de la comunidad de Zancudo participó activamente en este proyecto. Sin embargo, se recomienda continuidad en el proceso de monitoreo a largo plazo, además de replicar esta experiencia piloto incentivando la investigación en otras comunidades pertenecientes a la reserva.

Es fundamental difundir el conocimiento adquirido y promover el uso de la fauna silvestre a través de la utilización de guías para la identificación de vida silvestre. Actualmente está en proceso de construcción una cartilla para el monitoreo de especies de mamíferos en la reserva. Esta cartilla está basada en la experiencia generada durante este proyecto y está siendo diseñada con el fin de constituirse como material de apoyo, para aprovechar el recurso humano ya capacitado en el uso de herramientas de monitoreo en la comunidad de Zancudo.

## REFERENCIAS

- Alvard, M., Robinson, J. G., Redford, K.H., and Kaplan, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics: Data from two native communities. *Conserv Biol* 11: 977-82.
- Aquino, R., Bodmer, R. y Gil, J. 2001. Mamíferos de la Cuenca del río Samiria: Ecología poblacional y sustentabilidad de la caza. Jefatura Reserva Nacional Pacaya Samiria. Iquitos, Perú.
- Aquino, R., Terrones, C., Navarro, R. y Terrones, W. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Rev. Peru. Biol.* 14(2): 181-186. Facultad de ciencias Biológica UNMSM.
- Armenteras D. y Villa C.M (Eds). 2006. Deforestación y fragmentación de ecosistemas naturales en el Escudo Guayanés colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt e Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología "Francisco José de Caldas" –Colciencias-. Bogotá, D.C. –Colombia-. 122p.
- Ayala, J. y Noss, A. 2000. Censos por transectos en el Chaco Boliviano: limitaciones biológicas y sociales de la metodología. Pp. 29-36.
- Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad ticuna de la amazonia colombiana. Trabajo de grado. Carrera de biología. Pontificia universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

- Bell, S. y Morse, S. 1999. Sustainability indicators: measuring the immeasurable. Earthscan Publications limited S.A. Reino Unido.
- Bennett, E. L. and Robinson, J. G. 2000. Hunting for the Snark. Pp. 1-12. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G. y Moya, L. 1988. Primates and ungulates: a comparison in susceptibility to hunting. *Primate Conservation* 9: 79-83.
- Bodmer, R.E., Fang, T., Moya, L. y Gill R. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forest : population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67: 29-35.
- Bodmer, R. E., Eisenberg, J. F. and Redford, K. H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conserv Biol* 11: 460-466.
- Bodmer, R. E., Eisenberg, J. F. and Redford, K. H. 1997a. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conserv Biol* 11: 460-466.
- Bodmer, R. E., Penn, J. W., Puertas, L., Moya, I., and Fang, T. G. 1997b. "Conserving Amazonian Forest Through Sustainable Use of Natural Resources: Interdisciplinary Community based Management of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Taguayo". In Freese, C., ed. *Harvesting Wild Species*. Baltimore and London: Johns Hopkins. University Press.
- Bodmer, R.E., Allen, C.M., Penn, J.W., Aquino, R. y Reyes, C. 1999. Evaluating the Sustainable use of wildlife in the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru.
- Bodmer, R. and Puertas, P. 2000. Community-Based Comanagement of Wildlife in the Peruvian Amazon. Pp. 395-412. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bodmer, R., Puertas, P. y Antúnez, M. 2003. Use and sustentability of wildlife hunting in and around the proposed Yavarí Reserved Zone. Pp. 98106. En: Pitman, N., Vriesendorp C. y Moskovid, D., 2003. *Rapid biological inventories: 11*. The Field Museum. Perú:Yavarí.
- Bodmer, R & Robinson, J. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. Pp. 299-323. In Silvius, K., R. Bodmer & J. Fragoso (eds.). *People in*

- Nature. Wildlife Conservation in South and Central America.* Columbia University Press. New York.
- Boom, B. 1990. Flora and vegetation of the Guayana-Llanos ecotone in Estado Bolívar, Venezuela. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 64:254-278.
- Buckland S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- Carrillo E, Wong G, Cuarón AD (2000) Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv Biol* 14:1580–1591.
- Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Cuéllar, E. 2000. Automonitoreo de la cacería de armadillos en el Izozog, Gran Chaco Boliviano. Pp. 113-118. En Cabrera, E., C. Mercolli & R. Resquin (Eds.). *Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica.* CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción Paraguay.
- Cuéllar, R. L. 2000a. Uso de los animales silvestres por pobladores Izoceños. Pp. 471-484. En Cabrera, E., C. Mercolli & R. Resquin (Eds.). *Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica.* CITES Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción Paraguay.
- Cuéllar, R L. 2004. Cacería en comunidades Isozeñas bajo dos métodos de monitoreo. Pp. 388-393. En: *Memorias Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica.* VI Congreso, 5-10 de septiembre de 2004, Iquitos, Perú. [www.revistafauna.com.pe/memo.htm](http://www.revistafauna.com.pe/memo.htm)
- Cuéllar, R. L., Noss, A.J. & Arambiza, A. 2004. El registro de la cacería como base para el monitoreo y manejo de la fauna en Isozo. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 16: 29-40.
- Cullen, L., Bodmer, R.E.y Padua, C. 1999. “Caça e biodiversidade nos fragmentos florestais da Mata Atlantica, Sao Paulo, Brazil”. En: *Manejo Conservación de la Fauna Silvestre en América Latina.* Pp. 125-140. Fang, O., Montenegro, L. y Bodmer, R.E. eds. Instituto de Ecología. La Paz-Bolivia.

- De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Dos Santos, A. 2009. Metodología de la investigación etnozoológica. *En*: Costa Neto, E.M., Santos Fita, D. Vargas Clavijo, M. (coord.). *Manual de Etnozoología: una guía teórico-práctica para investigar la interconexión del ser humano con los animales*. Tundra, Ediciones. Valencia-España.
- Engstrom, M. and B. Lim. 2002. "Mamíferos de Guyana." Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales. Conabio-UNAM, México, DF: 329–375.
- Etter, A. 2001. Puinawai y Nukak. Caracterización ecológica general de las 2 Reservas Nacionales Naturales de la Amazonía Colombiana. Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo (IDEADE). Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Fa, J. 2000. Hunted Animals in Bioko Island, West Africa: Sustainability and Future. Pp 168-198. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fimbel, C., Curan, B. y songo, L. 2000. Enhancing the sustainability of duiker hunting through community participation and controlled access in the Lobéké region of southeastern Cameroon. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fragoso, J.M., 1991. The effect of hunting on tapirs in Belize. Pp. 154-162. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fragoso, J.M., 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30, 458-469.
- GSI/NC-IUCN. 2003. Guiana Shield Initiative of the Netherlands Committee for UICN. Conservation Priorities for the Guianas Shield. CD.
- Guzmán, J. 2005. Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana.

- Hill, K. & J. Padwe. 2000. Sustainability of Achè Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. Pp. 79-105. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Jorgenson, J. 2000. Wildlife Conservation and Game Harvest by Maya Hunters in Quintana Roo, México. Pp. 251-266. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Krebs, C. J. 2001. Ecological Methodology. Second Edition. Addison Wesley Longman Inc. Menlo Park.
- Lancia, M., L. Kissling & E., Garton 2005. Estimating detection probability and density from point-count surveys: a combination of distance and double-observer sampling. 3 (23): 735–752.
- Leeuwenberg, F. J. and Robinson, J. G. 2000. Traditional Management of Hunting in a Xavante Community in Central Brazil: The Search for Sustainability. Pp. 375-394. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- MacArthur, R., Diamond, J. & Karr, J. 1972. Density compensation in island faunas. Ecology 53: 330-342.
- Mena, P., Stalling, J., Regalado, J. y Cueva, R. 2000. "The sustainability of current hunting practices by the huarorani" In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los países bajos, 1999. Conservación y uso de la fauna silvestre en Áreas Protegidas de la Amazonía. Tratado de Cooperación Amazónica. Secretaria pro tempore, Caracas, Venezuela.
- Naranjo, E. & Bodmer, R. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. Biological Conservation 138 (2007) 412-420.
- Naranjo, E. J., 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the lacandon Forest, mexico. Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville.
- Noss, A. 2000. Cable Snares and Nets in the Central African Republic. Pp. 282-304. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.

- Noss, A., Cuéllar, E. and Cuéllar, R. 2003. Hunter self-monitoring as a basis for biological research: data from the Bolivian Chaco. *Mastozoología Neotropical* 10(1): 49-67. Santa Cruz, Bolivia.
- Noss, A., Oetting, I and Cuéllar, R. 2005. Hunter self-monitoring by the Isoseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation* (14): 2679-2693. Santa Cruz, Bolivia.
- Noss, A. J. y Cuéllar, R. L. 2008. La Sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isoso: el Modelo de Cosecha Unificado. En: *Mastozoología Neotropical* 15 (2): 241-22, Mendoza, 2008.
- Ochoa, J. (1997). "Sensibilidades potenciales de una comunidad de mamíferos en un bosque productor de maderas de la Guayana Venezolana." *Interciencia* 22(3): 112-122.
- Peres, C. 1990. Effects of hunting on western amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54: 47-59.
- Peres, C. 1997a. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forest. *Journal of Tropical Ecology* 13: 381-405.
- Peres, C. 1997b. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forest: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologic* 68: 199-222.
- Peres, C. A. 2000a. Evaluating the Impact and Sustainability of Subsistence Hunting at Multiple Amazonian Forest Sites. Pp. 31-56. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Peres, C. A. 2000b. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in amazonian forest. *Conservation Biology* 14(1): 240-253.
- Plumptre, A, 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* (2000) 37, 356±368. Puertas, P. 1999. Hunting Effort Analysis In Northeastern Peru: The Case Of The Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. Thesis Degree Of Master Of Science. University Of Florida.

- Polanco, R. 2003. Diagnóstico de uso y manejo concertado de fauna silvestre en comunidades indígenas y negras colombianas: comparación y recomendaciones metodológicas.
- Redford, K.H. y Robinson, J. 1987. The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. *American Anthropologist* 89: 650-667.
- Redford, K.H. y Robinson, J. 1991. Subsistence and comercial uses of wildlife in Latin America. In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 415-429. The University of Chicago Press. Chicago.
- Robinson J. G. and Redford, K. H. 1991a. *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1991b. "Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals". In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 415-29. Chicago: University of Chicago Press.
- Robinson, J & E. Bennett. 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forest. Columbia University Press. New York.
- Romero M., Galindo G., Otero, J., Armenteras, D. 2004. Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 189p.
- Rudas, G., Armenteras, D., Sua, S.M., Rodríguez, N. 2002. Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad de la Amazonía Colombiana. Informe final de resultados. Instituto Humboldt, CDA, Corpoamazonía, Cormacarena, Instituto Sinchi, Unidad de Parques, Ministerio del Medio Ambiente (Crédito BID 774 OC/CO). Bogotá, Colombia.
- Sarmiento, A. 1998. Composición y distribución de fauna silvestre utilizada para cacería en la comunidad indígena Andoque y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, medio Río Caquetá – Amazonía colombiana. Tesis de pregrado en Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Shaller, G. 2000. "Preface" the Hunting for Sustainability in tropical forest: xv-xviii. Robinson, J. y Bennett, E., editors. Columbia University Press.
- Thoisy, B., Brosse, S. y Dubois, M. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses:

what is the minimal effort required?. *Biodiversity and Conservation* (17): 2627-2644.

Townsend, W. 1996. NYAO ITO: Caza y pesca de los Sioronó. Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andrés. FUND-ECO. La paz, Bolivia.

Townsend, W. 2000. The Sustainability of Subsistence Hunting by the Sioronó Indians of Bolivia. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.

Ulloa, A., Baptiste, L.G., Campos-Rozo, C, Cayón, L., Falchetti, A.M., Guzmán, A.,Hernández, S., Montoya, S., Nates-Parra, G., Orrantia, J., Pinzón, C., Polanco, R., Quieno, M.P., Salcedo, M.T., Tapí, B., Tovar, P. y Turbay, S. 2002. Rostros culturales de la Fauna: las relaciones entre los humanos y los animales en el contexto colombiano. Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Fundación Natura. Bogotá-Colombia.

Vickers, W. T. 1991. "Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon indian territory". In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 53-81. The University of Chicago Press. Chicago.

Walker R. S., A. J. Novaro & J. D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical / Journal Neotropical Mammals* 7(2): 73-80.

Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS (1996) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Biological diversity handbook series, Smithsonian Institution Press, Washington DC.

Yepes, A. 2001. Uso de Fauna Silvestre por la Comunidad Indígena Miraña-Bora, Parque nacional Natural Cahuinarí, Bajo Caquetá, Amazonas, Colombia. Tesis de pregrado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Zambrano, A. X. 2001. caracterización de la cacería de subsistencia en la comunidad indígena Miraña, Parque Nacional Natural Cahuinarí, Amazonas, Colombia. Tesis de pre-grado en Biología, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Zapata-Ríos, Arguillin & Jorgenson. 2006. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* , 13(2):227-238, Mendoza.

## SINTESIS FINAL

Cuando se trabaja con comunidades, es fundamental tratar de entender las dinámicas y necesidades socio-culturales y económicas, las cuales tienen implicaciones sobre el manejo del territorio. El aporte de este estudio es un acercamiento a la composición, abundancia y diversidad de mamíferos de esta zona en la reserva Puinawai. No obstante, para entender procesos más complejos a nivel local y regional, como límites de distribución geográfica de las especies y causas de determinados ensambles de especies se requieren estudios más detallados.

Apoyando la iniciativa de los administradores de la reserva este estudio generó información relevante sobre búsqueda de estrategias de manejo en miras a lograr un uso sostenible de la fauna, promoviendo la seguridad alimentaria de los pobladores. Para esto es fue necesario, caracterizar la cacería y evaluar su sostenibilidad. Específicamente esta investigación buscó responder a las siguientes dos preguntas: 1) Cómo se caracteriza la actividad de cacería, con énfasis en mamíferos, en la comunidad de Zancudo de la RNN Puinawai con respecto a magnitud y composición de la cosecha; técnicas, área de extracción, estacionalidad de la cosecha; influencia religiosa y normatividad de la caza. 2) Qué tan sostenible es esta cacería y si afecta diferencialmente a las especies, según sus características de historia de vida. la perspectiva es emplear los resultados como herramientas para el diseño de recomendaciones sobre aprovechamiento sostenible de las poblaciones silvestres afectadas por la cacería en la zona. Los resultados a estas preguntas se presentan distribuidos en dos artículos. El primero enfatiza en la caracterización de la cacería de fauna en la comunidad de Zancudo de la Reserva Nacional Natural Puinawai. El segundo artículo se refiere a la evaluación de sostenibilidad de la cosecha de mamíferos en la misma reserva. Finalmente, se formulan unas recomendaciones para el manejo y monitoreo de fauna silvestre por parte de los pobladores indígenas.

Se documenta la cacería de 26 especies, 16 de las cuales corresponden a mamíferos. El grupo taxonómico más cosechado fue el de los roedores y el menos cosechado el de los ungulados. El área de extracción estimada fue de 92,94 km<sup>2</sup> y las armas más empleadas fueron la escopeta, los perros, la sagalla. La mayoría de presas fueron obtenidas en época de verano. Nuestros resultados, sugieren que las presas mayores (ungulados grandes) son por naturaleza escasas en la zona y que la caza se enfatiza en especies pequeñas. Adicionalmente, la evangelización ha traído fuertes consecuencias como la pérdida del uso de herramientas y prácticas tradicionales de caza. Aportamos unas recomendaciones finales, en torno al monitoreo de la cacería a

largo plazo a nivel regional. Algunas de las alternativas a discutir son: monitoreo de la actividad de cacería y de las poblaciones, zonificación de áreas de caza, vedas temporales por especie si es necesario, cuotas de cosecha locales, rotación de especies y de áreas de caza.

Contrastamos datos de cosecha y de sostenibilidad que involucran estimación de densidad e historia natural de las especies. Los resultados reflejan las bajas abundancias naturales de la fauna local y no por efecto de la caza. Es difícil tener avistamientos directos y a su vez la mayoría de presas obtenidas durante la caza son especies pequeñas. El modelo de producción sugiere que las especies *C. apella*, *P. tajacu*, *C. paca* y *D. fuliginosa* no están siendo sobre cosechadas, y el modelo de cosecha unificado predice que la cosecha de la población es riesgosa a largo plazo para *C. apella* y *P. tajacu*. A nivel general, la captura por unidad de esfuerzo no disminuye con el tiempo para las especies. Sin embargo, el uso elevado de primates como *C. apella* y *L. lagothericha*, y roedores como *C. paca* la CPUE estaría disminuyendo y podría tender a la sobre cosecha. En ese sentido, a partir del diálogo de saberes, se proponen entre otras estrategias de manejo de fauna silvestre, el monitoreo espacio temporal de la densidad poblacional para visualizar tendencias a largo plazo en pro de su conservación en la zona.

La cacería en la comunidad de Zancudo es de subsistencia y la dinámica de toma de registros por los pobladores enriquece las discusiones de la comunidad y fortalece los procesos de los investigadores locales. En ese sentido, la perspectiva es que esta experiencia piloto se replique en otras comunidades de la reserva, con el objetivo de hacer comparaciones entre localidades, generando una base de datos que permita hacer una evaluación de sostenibilidad a largo plazo a una escala regional.

Esta investigación es una contribución importante en el marco de los elementos claves para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en el Escudo Guayanés Colombiano, que incluye a nivel internacional la Iniciativa del Escudo Guayanés (GSI, 2003) y, a nivel nacional, los instrumentos de política y gestión relacionados con áreas protegidas existentes en dicho escudo: las reservas nacionales naturales (RNN) de Nukak y Puinawai, y los parques nacionales naturales (PNN) de Sierra de La Macarena, Serranía de Chiribiquete y El Tuparro. Adicionalmente, la Guayana colombiana constituye el 11% del territorio nacional continental y presenta altos niveles de conservación de la biodiversidad a nivel ecosistémico, y que los biomas más representativos son los bosques húmedos tropicales de la Amazonía y la Orinoquía y los pedobiomas del zonobioma húmedo tropical de la Amazonía y la Orinoquía.

El hombre siempre se ha relacionado con muchas especies silvestres, por factores de tipo cultural, religioso y de subsistencia (Robinson & Redford, 1991), tanto así, que muchos consideran la sobre-explotación como la segunda amenaza más importante en la supervivencia de aves, mamíferos y plantas del mundo (Primack, et al., 2001; Reynolds & Peres, 2006).

En este sentido, varios autores han empleado uno o más criterios para evaluar sostenibilidad de la caza, y es evidente que, en general, la caza de muchas especies importantes para los pobladores locales de los bosques tropicales no es actualmente sostenible, han cambiado las condiciones físicas, biológicas, sociales, culturales, institucionales y económicas que afectan la sostenibilidad de la caza, y se resumen así:

Factores físicos. 1) La proximidad de una zona de caza a un área (Bodmer y Puertas 2000; Fimbel *et al.*, 2000; Hart, 2000; Hill y Padwe, 2000; Robinson y Bennett, 2000) y 2) La facilidad de acceso de las personas a una zona de caza (Auzel y Wilkie, 2000; Fimbel *et al.*, 2000; Madhusudan y Karanth, 2000; Noss, 2000; Auzel y Wilkie, 2000; Bennett *et al.*, 2006; Clayton y Milner-Gulland, 2000; Stearman, 2000).

Factores biológicos. El número de animales de la selva tropical que puede ser cosechado está regido por el límite de su oferta y, esta a su vez, por la productividad de cada especie y la vulnerabilidad o la resistencia de cada una ante la cosecha, y otras actividades humanas, en general (Robinson y Redford, 1991; Robinson y Bennett, 2000; Peres, 2000; Bodmer y Puertas, 2000; Alvard, 2000).

Factores sociales. El aumento de la densidad de población humana disminuye la probabilidad de sostenibilidad de la cosecha (Fa, 2000; FitzGibbon *et al.*, 2000; Robinson y Bennett, 2000; Townsend, 1996; Stearman, 2000).

Factores culturales. Factores culturales como los cambios en las prácticas tradicionales de caza (Robinson y Redford, 1991; Bennett *et al.*, 2000), la introducción de nuevas tecnologías (Mena *et al.*, 2000; Noss y Cuéllar, 2003), la obtención de dinero por trabajo remunerado (Noss y Cuéllar, 2008), el consumo de animales domésticos (Fa, 2000; Jorgenson, 2000) y las tradiciones religiosas (Robinson y Bennett, 2000), influyen sobre la presión de caza y por ende en su sostenibilidad, pues afectan la diversidad de las especies cosechadas, el número de animales por especie, las categorías de edad y las clases de sexo cosechadas.

## **Perspectivas según los resultados de toda la investigación**

Este proyecto de investigación buscó apoyar la iniciativa de los administradores de la Reserva Nacional Natural Puinawai, generando información relevante para la búsqueda de estrategias de manejo que conduzcan a un uso sostenible de la fauna.

Con el fin de estudiar la vida silvestre en los bosques tropicales y su uso por parte de las comunidades indígenas, los investigadores han empleado una variedad de métodos que se fundamentan en la cooperación comunitaria y observación participativa de las actividades de caza, y entrevistas (Robinson y Redford, 1991; Robinson y Bennett, 2000;), visitas y charlas informales (Robinson y Bennett, 2000; Noss y Cuéllar, 2003), y auto-monitoreo de la caza (Townsend, 1996; Gómez y Llobet, 2010; Noss *et al.*, 2010). La mayoría de estudios se han centrado en una sola comunidad con menos de 100 cazadores activos. Entre más grandes grupos de población humana, y a mayores escalas geográficas, el autocontrol puede ofrecer dos ventajas importantes: 1) la participación de un sector amplio de pobladores locales en investigación y gestión de vida silvestre, y 2) permite ampliar el número de recolectores de datos (Noss y Cuéllar, 2003). La realización de talleres con los pobladores locales también es de gran utilidad para saber las inquietudes comunitarias, presentar avances de la investigación y estimular la vinculación de la comunidad y discutir potenciales acciones de manejo.

Con respecto al tema de la densidad, teniendo en cuenta que el recambio poblacional es más rápido en especies de mayor fecundidad, nos basamos en el supuesto de que mientras mayor sea la densidad de una especie, menor es su riesgo de extinción (Engstrom y Burton 2002), confirmando una vez más la urgente necesidad de continuar con un monitoreo a largo plazo en la reserva Puinawai. Adicionalmente, la industria minera de oro y tantalita, produce sedimentación excesiva y erosión de las orillas de los ríos; este impacto requiere estudiarse a nivel socio-ambiental debido a su auge actual.

A largo plazo, se espera un análisis que se fundamente en la estimación del potencial de extinción local para diferentes componentes, en función de: a) vulnerabilidades de aquellos mamíferos con distribuciones geográficas restringidas; b) susceptibilidad de un taxón que posee bajas densidades o abundancias relativas (Robinson y Redford, 1991, 1997) y, c) impactos generados por las actividades de caza (Robinson y Redford, 1991; Noss y Cuéllar, 2008). En respuesta al consumo de carne de monte, una fracción importante de la mastofauna muestra un elevado potencial de extinción

local (Ochoa, 1997). Por otro lado, animales de gran porte se correlacionan con especies que tienen largos períodos de gestación, un reducido número de crías por camada y densidades poblacionales bajas. En ese sentido, la intensidad de cacería también se correlaciona con la masa corporal (Engstrom y Burton 2002).

### **Resultados generales de la actividad de cacería y de su sostenibilidad en la zona**

Los pobladores locales mencionaron que el esfuerzo de captura es mayor, porque actualmente es más difícil obtener carne de monte para eventos evangélicos como Conferencia, Convención y Santa cena. Por tanto, la cacería actual se centra en especies pequeñas, más resistentes a la presión de caza y la pesca local ha aumentado. Con el desarrollo de esta investigación y aprovechando el grupo de investigadores locales ya capacitado en técnicas para la recolección de datos sobre avistamientos, rastros e interpretación de los registros de campo, es importante aumentar la interacción con las autoridades regionales para entablar convenios de cooperación para continuar con estos procesos de tipo investigativo.

A largo plazo, los pobladores locales siendo los directamente afectados están en el proceso de concientización de los problemas en el uso de la fauna local y asumen una posición frente a la necesidad de adaptarse a nuevas estrategias de manejo. Por ello, el auto-monitoreo de la caza es una herramienta muy útil para obtener información sobre abundancia, distribución, reproducción, estructura de edad relativa y patrones de actividad de las especies (Noss *et al.*, 2003).

La RNN Puinawai solo cuenta con los ríos Inírida y Guainía como principales vías de transporte; como no posee vías terrestres, esto podría asociarse con los menores niveles de transformación natural (Armenteras y Villa, 2006). Las densidades de fauna silvestre calculadas en Puinawai, en general, fueron más bajas que las estimadas por otros autores en diferentes localidades de la Amazonía. No obstante, se obtuvieron evidencias de la presencia de varias especies en esta zona de transición entre las Guayanas y la Amazonía. Lo cual da evidencia de que, en general la diversidad de las Guayanas aunque es rica, es menor que la de la Amazonía (Engstrom y Burton, 2002.).

El aporte de este estudio es un acercamiento a la composición, abundancia y diversidad de mamíferos de esta zona de la reserva Puinawai en el departamento de Guainía. Por ello es urgente la necesidad de obtener información adicional sobre

demografía, uso de hábitat y patrones de actividad de los mamíferos a escala regional para planificar estrategias de conservación a largo plazo en esta reserva.

Aunque la pesca pareciera ser el centro de obtención de proteína animal, esto también está relacionado con la escasez de ungulados en la zona, según comprobamos por las bajas densidades estimadas en el área. Por ello, se sugiere bajar los niveles de caza sobre esta especie para tratar de incidir positivamente en el aumento de las poblaciones locales (Bodmer *et al.* (1997); Robinson & Redford (1991); Robinson & Bennet (2000). En este sentido, para poder interpretar el estado actual de las poblaciones de ungulados, es muy útil emplear varios modelos en la evaluación de sostenibilidad de la cosecha y a largo plazo tratar de definir tendencias espacial y temporalmente (Naranjo & Bodmer, 2007).

Tanto estimaciones de densidades demográficas como de abundancia de fauna silvestre en selvas tropicales son complicadas, generalmente por factores como la rareza natural de especies, la visibilidad limitada dentro del bosque, y la gran sensibilidad de los mamíferos a olores y ruidos humanos. No obstante, de acuerdo con lo mencionado por Naranjo (2002), a pesar de estos obstáculos, no debe descartarse el uso de comparaciones de densidad y abundancia entre áreas diferentes y mejor aún si se pueden identificar zonas con distinta presión de caza, reconociendo la utilidad de este método para evaluar efectos de uso sobre poblaciones de ungulados Neotropicales, particularmente si se combinan con otro tipo de información como la empleada en esta investigación (producción y tasas de cosecha) que permitan emplear modelos de sostenibilidad de cacería.

Aquino *et al.*, 2007 menciona que en la Amazonía peruana, hay varios primates y otras especies de porte grande que pueden ubicarse más allá de los 7 km de la orilla del río. Es evidente que esto ocurre con los animales que se ven más presionados por la actividad de cacería y tienden a huir hacia zonas más lejanas y menos accesibles. En este sentido, es más difícil estimar densidades para especies como *T. terrestris* y *T. pecari* (Aquino y Calle, 2003). Los transectos en línea han sido utilizados positivamente para calcular la densidad de mamíferos en diversas localidades del Neotrópico, ya que proporcionan estimaciones de densidad razonables, particularmente para primates y ungulados (Roncancio, 2009). No obstante, los requerimientos metodológicos en cuanto al tamaño de la muestra (al menos  $n=20$ ; Buckland *et al.*, 2001; Roncancio *et al.*, 2009) son supremamente exigentes e incluso inalcanzables para muchas especies. Probablemente, en esta investigación las

limitaciones del uso de este método pueden deberse a varios factores: 1) hay densidades naturales muy bajas de las especies censadas en la reserva Puinawai; 2) podría requerirse un mayor esfuerzo de muestreo en el tiempo para disminuir la varianza en la tasa de encuentro y mejorar la precisión del estimador de la densidad de (Buckland *et al.*, 2001). En este sentido, es fundamental monitorear temporal y espacialmente el parámetro de densidad poblacional para las especies que reciben mayor presión de caza, y adicionalmente, de los ungulados debido a su poca información local, para visualizar tendencias y relaciones con diferentes factores que dinamizan los procesos (Arroyo-R. *et al.*, 2007). Esta investigación es útil para brindar información inicial acerca del estado actual de las poblaciones y como pilar de un programa de monitoreo que permita analizar las variaciones de las densidades poblacionales de los mamíferos en el tiempo y el espacio. De este modo, podrán hacerse inferencias acerca de las tasas de crecimiento poblacional y a su vez estimar la viabilidad de esas poblaciones (Plumptre 2000; Walker *et al.*, 2000).

Vale la pena mencionar que, con excepción de las entrevistas, ninguno de los métodos utilizados para estudiar los mamíferos grandes fue efectivo para todas las especies que existen en el área. Es decir, cada método fue más eficiente para ciertas taxa que para otros. Sin embargo, *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca* y *Pecari tajacu*, fueron comunes tanto en los transectos como rastreando huellas. Zapata *et al.*, 2006, registraron *Tayassu tajacu*, *Mazama americana*, *Agouti paca* y *Dasyprocta fuliginosa* con diferentes métodos. Si bien las entrevistas son utilizadas ampliamente como un método de apoyo para el estudio de fauna silvestre, su confiabilidad debe ser contrastada por medio de triangulación de la información a través de otros métodos (Zapata *et al.*, 2006). Tal vez, una forma que complementaría el registro de ungulados y otros mamíferos podría ser una combinación de diferentes métodos para garantizar mayores posibilidades de registro según los hábitos de cada especie.

### **Estrategias y herramientas sugeridas para el manejo de fauna silvestre en la RNN Puinawai**

A nivel general, es fundamental tener presente el principio de precaución dentro de la conservación biológica y los programas de monitoreo, ya que lo ideal sería tener la mayor cantidad de información disponible de un lugar, antes de que pueda diagnosticarse la disminución de una población de animales silvestres causada por cosechas excesivas. Es necesaria una discusión permanente sobre la actividad de cacería con la participación comunitaria, para la toma de decisiones, la formulación e

implementación de lineamientos para el manejo de la fauna objeto de caza (Puertas *et al.*, 2003).

La generación de una base de datos en la RNN Puinawai, a partir del inicio del registro de caza en otras comunidades, será muy útil para hacer comparaciones detalladas entre localidades y construir modelos de sostenibilidad con mayor cantidad de información a largo plazo y a escala regional. Es clave tener en cuenta las observaciones y necesidades locales, y generar nueva información de la auto-ecología de las especies para poder emplear varios modelos para evaluar la sostenibilidad de la cacería para entender mejor los factores que están afectando la sostenibilidad de la cosecha.

En Puinawai es recomendable identificar áreas con cacería leve y con caza persistente, y medir la migración de ungulados del área protegida hacia zonas circundantes, y estudiar las causas de dispersión. Si llega a emplearse el modelo fuente-sumidero para la RNN Puinawai, (Naranjo & Bodmer, 2007), se obtendría información útil para el monitoreo de dichas áreas.

Si bien el proceso de orientar la caza insostenible hacia la sostenibilidad es complejo, es posible dentro de un proceso que incluya el análisis del contexto y las necesidades locales, y de la construcción de modelos que tengan en cuenta las tasas de cosecha reales y la historia de vida de las especies (Bodmer 2000; Bennett y Robinson 2000; Western *et al.*, 1994. Citado por: Naranjo (2002)). Sumado a esto, continuar empleando el método de transectos en línea para la estimación de densidades en la reserva Puinawai y así obtener datos a nivel regional en esta importante zona ubicada en la transición de Amazonía-Guayanas.

### **Conclusiones y recomendaciones para la conservación y uso sostenible de la fauna silvestre local**

Es urgente adoptar medidas para regular los impactos generados por las actividades de caza. Se debe resaltar el valor ecológico de las diferentes especies animales sujetas a la cacería, junto con un programa de vigilancia para reducir los efectos negativos de aquella actividad (Engstrom y Burton 2002).

En los últimos veinte años se han implementado diversos enfoques para analizar la estructura y composición de algunas comunidades de mamíferos de los bosques neotropicales, con resultados que han permitido el diseño de estrategias para la

conservación de la fauna regional. Entre ellos se pueden señalar: a) aquellos de carácter gremial (Ochoa, 1997), a través los cuales se han identificado las principales interacciones especie-hábitat; b) el uso de parámetros poblacionales como indicadores de respuestas diferenciales ante presiones selectivas (Robinson y Redford, 1991, 1997); y, c) la estimación de sensibilidades incluyendo, entre otras cosas, los posibles impactos de actividades humanas extractivas sobre algunas poblaciones y sus hábitats (Ochoa, 1997).

En el proceso de búsqueda de alternativas sostenibles en las zonas de influencia de las áreas protegidas, nace la política nacional de “Parques con la gente” más directamente relacionada con la conservación de aquellas áreas. Es así, como esta investigación se inserta en la línea de presión de recursos naturales de la RNN Puinawai. Precisamente, relacionada con el objetivo tres de dicha política que busca “contribuir con la solución de conflictos por uso y ocupación de las áreas protegidas y sus zonas de influencia, a través de la búsqueda de alternativas sostenibles” (UAESPNN, 2001).

Los resultados de esta investigación complementan la base del conocimiento para la futura toma de decisiones con respecto al uso sostenible de la fauna silvestre local, en el marco de ordenamiento para esta área de régimen especial de manejo en territorio de traslape con comunidades indígenas. La conservación de la biodiversidad a largo plazo se logra no solo a través de las áreas protegidas, sino incluyendo las tierras indígenas y su Planes de Vida, tal como lo expresa el Primer Congreso Internacional del Escudo Guayanés (Robinson y Redford, 1997; Armenteras y Villa, 2006; Noss y Cuéllar, 2008).

Dentro de los elementos a tener en cuenta en la política y gestión relacionados con las áreas protegidas, a nivel internacional: El presente proyecto aporta insumos al programa de monitoreo de la iniciativa del Escudo Guayanés, es de resaltar que la franja colombiana del escudo Guayanés es estratégica para toda la región. A nivel nacional: Esta investigación contribuye a enriquecer la línea base de los planes de manejo de las áreas protegidas y aporta elementos de diagnóstico para definir prioridades a nivel regional. Adicionalmente, es una experiencia piloto de evaluación de sostenibilidad de caza en la reserva Puinawai, con miras a lograr un balance entre la conservación de los ecosistemas naturales actuales y la calidad de vida de las poblaciones presentes en la región.

## REFERENCIAS

- Alvard, M. 2000. The impact of traditional Subsistence Hunting and Trapping on prey populations: data from Wana horticulturalist of upland Central Sulawesi, Indonesia. Pp. 214-232. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Aquino, R., Terrones. C., Navarro, R. y Terrones, W. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Rev. Peru. Biol.* 14(2): 181-186. Facultad de ciencias Biológica UNMSM.
- Armenteras D. y Villa C.M (Eds). 2006. Deforestación y fragmentación de ecosistemas naturales en el Escudo Guayanés colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt e Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas” –Colciencias-. Bogotá, D.C. –Colombia-. 122p.
- Arroyo-R. V., S. Mandujano, J. Benítez-M. & C. Cuende-F. 2007. The Influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica* 39(6): 760-766.
- Auzel, P. and Wilkie D. 2000. Wildlife Use in Northern Congo: Hunting in a commercial logging concession. Pp. 413-426. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bennett, E. L., Nyaoi, A. J. and Sompud, J. 2000. Saving Borneo`s Bacon: The Sustainability of Hunting in Sarawak and Sabah. Pp. 305-324. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bennett, E. L., Nyaoi, A. J. and Sompud, J. 2000. Saving Borneo`s Bacon: The Sustainability of Hunting in Sarawak and Sabah. Pp. 305-324. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Bodmer, R. and Puertas, P. 2000. Community-Based Comanagement of Wildlife in the Peruvian Amazon. Pp. 395-412. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Buckland S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.

- Clayton, L. and Milner-Gulland, E. 2000. The Trade in Wildlife in North Sulawesi, Indonesia. Pp. 473-498. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Emmons & Feer, 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago, 307 pp.
- Engstrom, M. and Burton, L. 2002. "Mamíferos de Guyana." Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales. Conabio-UNAM, México, DF: 329–375.
- Eves H. and Ruggiero, R. 2000. Socioeconomics and the Sustainability of Hunting in the Forest in Northern Congo (Brazzaville). Pp. 427-454. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fa, J. 2000. Hunted Animals in Bioko Island, West Africa: Sustainability and Future. Pp 168-198. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Fimbel, C., Curran, B. and Usonso, L. 2000. Enhancing the Sustainability of Duiker hunting through community participation and controlled access in the Lobéké region of Southeastern Cameroon. Pp. 356-374. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- FitzGibbon, C., Mogaka, H. and Fanshawe, J. 2000. Threatened Mammals, Subsistence Harvesting and high human population densities: A recipe for disaster?. Pp. 154-167. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Hart, J. A. 2000. Impact and Sustainability of Indigenous Hunting in Ituri Forest, Congo-Zaire: A comparison of Unhunted and Hunted Duiker Populations. Pp. 106-153. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Hill, K. & J. Padwe. 2000. Sustainability of Achè Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay.
- Jorgenson, J. 2000. Wildlife Conservation and Game Harvest by Maya Hunters in Quintana Roo, México. Pp. 251-266. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.

- Lee, R. Impact of Subsistence Hunting in North Sulawesi, Indonesia and Conservation options. 2000. Pp. 455-472. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Leeuwenberg, F. J. and Robinson, J. G. 2000. Traditional Management of Hunting in a Xavante Community in Central Brazil: The Search for Sustainability. Pp. 375-394. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Madhusudan, M. and Karanth, K. 2000. Hunting for an answer: is local Hunting compatible with large Mammal Conservation in India?. Pp. 339-355. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Mena, P., Stallings, J., Regalado, J. and Cueva, R. 2000. The Sustainability of current Hunting practices by the Huaorani. Pp. 57-78. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Naranjo, E. J., 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Iacandon Forest, Mexico. Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville.
- Noss, A. 2000. Cable Snares and Nets in the Central African Republic. Pp. 282-304. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press.
- Noss, A. J. y Cuéllar, R. L. 2008. La Sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isoso: el Modelo de Cosecha Unificado. En: Mastozoología Neotropical 15 (2): 241-22, Mendoza, 2008.
- Noss, A., Cuéllar, E. and Cuéllar, R. 2003. Hunter self-monitoring as a basis for biological research: data from the Bolivian Chaco. *Mastozoología Neotropical* 10(1): 49-67. Santa Cruz, Bolivia.
- O'Brien, T. and Kinnaird, M. 2000. Differential Vulnerability of Large Birds and Mammals to Hunting in North Sulawesi, Indonesia and the outlook for the future. Pp. 199-213. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.

- Ochoa, J. 1997. "Sensibilidades potenciales de una comunidad de mamíferos en un bosque productor de maderas de la Guayana Venezolana." *Interciencia* 22(3): 112-122.
- Peres, C. A. 2000. Evaluating the Impact and Sustainability of Subsistence Hunting at Multiple Amazonian Forest Sites. Pp. 31-56. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Plumptre A. J. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 356-368.
- Robinson J. G. and Redford, K. H. 1997. *Uso y la Conservación de la Vida Silvestre Neotropical (comp.)*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Robinson, J & E. Bennett. 2000. *Hunting for Sustainability in Tropical Forest*. Columbia University Press. New York.
- Robinson, J. G. and Redford, K. H. 1991. "Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals". In Robinson, J. G. and Redford, K. H. eds., *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 415-429. Chicago: University of Chicago Press.
- Roncancio-d. N. 2009. Densidad poblacional de *Saguinus leucopus* en áreas alteradas con diferentes características físicas y biológicas en el departamento de Caldas, Colombia. Pp 81. Tesis de maestría. Departamento de Biología –Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, DC.
- Stearman, A. M. 2000. A pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. Pp. 233-250. In: Robinson, J. G. and Bennett, E. L. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York : Columbia University Press.
- Townsend, W. 1996. NYAO ITO: Caza y pesca de los Sioronó. Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andrés. FUND-ECO. La paz, Bolivia.
- Triana, G. 1.985. Los Puinaves del Inírida: formas de subsistencia y mecanismos de adaptación. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de ciencias naturales. Museo de historia natural, 1985.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN). 2001. Política de Participación Social en la Conservación. Ministerio del Medio Ambiente. LitoCamargo. Bogotá, Colombia.

Walker R. S., A. J. Novaro & J. D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical / Journal Neotropical Mammals* 7(2): 73-80.

Zapata-Ríos, Arguillin & Jorgenson. 2006. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* , 13(2):227-238, Mendoza.