La Despensa del Tiquié

Diagnóstico y manejo comunitario de
la fauna de consumo en la
Guayana colombiana

Osorno Muñoz, Mariela; Atuesta Dimian, Natalia; Jaramillo Hurtado, Luis Fernando; Sua Tunjano, Sonia; Barona Colmenares, Andrés; Roncancio Duque, Néstor.

La despensa del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en la Guayana colombiana. Mariela Osorno Muñoz; Natalia Atuesta Dimian; Luis Fernando Jaramillo Hurtado; Sonia Sua Tunjano; Andrés Barona Colmenares; Néstor Roncancio Duque. Bogotá, D.C.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI" 2014. 140p.

1. FAUNA 2. CAZA 3. SOBERANÍA ALIMENTARIA 4. PUEBLOS INDÍGENAS 5. CULTURAS TRADICIONALES 6. VAUPÉS-COLOMBIA

ISBN: 978-958-8317-80-9

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – Sinchi
Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Primera edición: Septiembre de 2014

Revisión técnica: Pedro Sánchez Palomino
Nancy Vargas Tovar

Ilustración portada: Ana María Angel

Coordinación de la producción editorial:
Diana Patricia Mora Rodríguez

Producción editorial
Diagramación, fotomecánica, impresión y encuadernación: M+ LTDA.

Reservados todos los derechos

Disponible en: Instituto Sinchi, Calle 20 No. 5-44 Tel.: 4442077
www.sinchi.org.co

Impreso en Colombia
Printed in Colombia

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI"

Luz Marina Mantilla Cárdenas
Directora General

Marco Ehrlich
Subdirector Científico y Tecnológico

Rosario Piñeres Vergara
Subdirectora Administrativa y Financiera

Dairon Cárdenas López
Coordinador Programa Ecosistemas y Recursos Naturales

Luis Fernando Jaramillo Hurtado
Coordinador Subsede Mitú

Equipo de Investigación

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI"
Luis Fernando Jaramillo Hurtado
Mariela Osorno Muñoz
Sonia Sua Tunjano
Natalia Atuesta Dimian
Andrés Barona Colmenares
Néstor Roncancio Duque

Estudiantes
Juan Camilo Bonilla González
Alejandro Campuzano Zuluaga
Paul Peña Castañeda
Catalina Ocampo Carvajal
Jorge Enrique Díaz Carreño
Álvaro Camilo Yara Contreras

Comunidad Bella Vista de Abiyú
Ernesto Valle Trujillo (Capitán)
Belarmino Valle Trujillo (Presidente AATIZOT)
Erminia López Alves
María Helena Trujillo Ferrer
Etelvina López Neira
Rozana Barbosa Lima
José Antonio Valle Comerciante
Domingo Resende Lara
Ernestina López Valle
Francisco López Tenorio
Ercilia Neira Barbosa
Mary Luz López Neira
Antonia Lara Hernández
Oscar Resende Lara
Juan Antonio Resende Lara
Rosaida Valencia Moreno
Manuel Resende Lara
María Regina Londoño Correa
Germán López Neira
Genny Patricia Resende Barreto
Carlos López Tenorio
María Neira Barbosa
Salvador López Neira
Teresa López Lima
Octavio López Tenorio
Antonia Lima López
Adriano López Lima
Fanny Cordero Urdaneta
Alfredo Barreto Vidal
Mirna Lemus Mariño
Sergio Resende Hernández
Yenny Patricia Ramírez Valencia
Paulina Hernández Macuna
Miguel Lima López
María Fátima Valenzuela Ocampo
Miguel Leonardo Lima Valenzuela
Jhon Jairo Lima Valenzuela
Fabiola Andrea Ramírez Ardila
Guillermo Lima López
Cecilia Hernández Resende
Leovigildo Lima Hernández
Silvia Ramírez
Jorge Lima López
Antonio Lima López
Mariquiña López Lima
Mauricio López Valle
María Lucila López Valle
Libardo Resende Valenzuela
Francisco Lima Barbosa
Estanislao Valle López
Erminia Basto Tenorio
José Resende Hernández
Celina Valencia Díaz

Comunidad Puerto Loro de Macucú
Tarcisio Sánchez Tenorio (Capitán)
Fernando Sánchez Sánchez
María Tenorio Rojas
Oscarina Sánchez Rodríguez
Roberto Sánchez Tenorio
Ovidio Sánchez Tenorio
Ismael Sánchez Lara
María Fanny Giraldo Olarte
Danilo Sánchez Giraldo
Ángel Sánchez Giraldo
Ananías Sánchez Lara
Patricia Neira Barbosa
Joaquín Sánchez Sánchez
Joaquina Barrera Rojas
Diana Sánchez Barrera
Jairo Sánchez Barrera
Jesús Sánchez Tenorio
Gladys Sánchez Mejía
Cándido Rodríguez Barrera
Claudia Acevedo Benjamín
Pedro Rodríguez Barrera
Ana María Piñeros Rodríguez
Porfirio Sánchez Barrera
Luz Mery Mejía Ortega
Marcelo Sánchez Mejía
Emilia Lara Hernández
Mónica Trujillo Moreno
Manuel Barrera Rodríguez

Fauna de consumo en el territorio de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro

CAPÍTULO I

Marco normativo **3**
Fauna de consumo **7**
Cacería y sus implicaciones ecológicas **10**
Avances y enfoques de los estudios de cacería en la Amazonia colombiana **12**

CAPÍTULO II

Área de estudio **17**
Ubicación 17
Geomorfología y clima 19
El territorio según sus habitantes 20
Caracterización de la vegetación 23
Monte bravo 23
Rebalse 24
Sabana 24
Rastrojo 25
Aspectos socioculturales de las comunidades Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú **27**
La taxonomía de la fauna según los bará y los tuyuca 30
El sistema de subsistencia y su disponibilidad a lo largo del año 35
Disponibilidad de los componentes del sistema de subsistencia 37
Abundancia de los grupos de fauna y esfuerzo de cacería 38
Disponibilidad de fauna de consumo en los distintos tipos de bosque 38
Uso actual y eficiencia de las técnicas de cacería 39
Percepción del aumento o disminución de los principales animales de cacería 40

CAPÍTULO III

Caracterización de la cacería y la fauna de consumo **45**
Metodología **46**
Obtención de datos 46
Caracterización de la cacería 46
Sistema de subsistencia 47
Análisis de datos 47
Aportes de la fauna de consumo y caracterización de la cacería 48
Vocación de cacería 48
Técnicas de cacería 49
Estacionalidad del sistema de subsistencia 49
Presión de cacería 50
Resultados y Discusión **50**
Aportes de la fauna de consumo y caracterización de la cacería 50
Vocación de cacería 58
Intencionalidad 58
Éxito de las faenas de cacería 59
Tiempo invertido en las faenas 59
Rendimiento 60
Selectividad 61
Técnicas de cacería 62
Estacionalidad del sistema de subsistencia 68
Presión de cacería 71

CAPÍTULO IV

Oferta de fauna de consumo y primera evaluación de su sostenibilidad **79**
Metodología **80**
Estimación de densidades poblacionales 80
Muestreo por distancias 80
Método REM con cámaras trampa 83
Evaluación de sostenibilidad 84
Estimación de producción de fauna 84
Modelo de cosecha 85
Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) 86

Percepción comunitaria de la abundancia de la fauna 87
Resultados y Discución 87
Densidades 87
Evaluación de sostenibilidad 94
Estimación de producción de fauna 94
Modelo de cosecha 95
Captura por Unidad de Esfuerzo CPUE 99
Percepción comunitaria de la abundancia de la fauna 103

CAPÍTULO V

Los resultados en función de la autoevaluación del manejo cultural de la fauna de consumo 105
Generalidades de las ordenanzas comunitarias para el manejo de la fauna 109
Cacería 109
Organizativo 109
Técnicas tradicionales 109
Manejo del hábitat 110
Manejo de insectos 110
Consideraciones finales 110
Seguridad alimentaria 110
Sostenibilidad 111

Bibliografía 113

Anexo 1. 127
Anexo 2. 129

La Despensa del Tiquié

Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en la Guayana colombiana

Presentación

Este trabajo es el resultado de la evaluación de la fauna de consumo y de la actividad de la cacería, que durante más de tres años han adelantado las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, de la etnias tuyuca y bará, respectivamente, en un trabajo conjunto con el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi, al suroriente del municipio de Mitú, en el departamento del Vaupés.

El seguimiento a la fauna de consumo se inició en el año 2010 y fue motivado por la preocupación que expresaron las comunidades por el estado de la fauna de cacería y la importancia que ésta tenía en su seguridad alimentaria. Este aspecto había sido discutido ampliamente en el marco de un proyecto que desarrollaron con el Instituto Sinchi, en el año 2009, denominado "Fortalecimiento de la seguridad alimentaria mediante la diversificación de chagras con especies nativas en 285 familias en las zonales AATIZOT y ASATRAIYUVA, departamento del Vaupés".

En el año 2011, y luego de haber avanzado en el registro de la cacería y de haber ajustado el formato de registro de acuerdo a la práctica, al conocimiento y a las necesidades de información, las comunidades solicitaron al Instituto Sinchi gestionar recursos para lograr remuneración económica, mayor participación y mayor acompañamiento del proyecto por parte del Instituto. De esta manera, se presentó a COLCIENCIAS el proyecto "Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana", que fue aprobado y se ejecutó a partir del año 2013, en el marco del Convenio 586 del 2012, entre Colciencias, la

Gobernación del Vaupés y el Instituto Sinchi. Fue financiado con recursos de la Fiduciaria Bogotá como vocera del patrimonio autónomo Fondo Nacional de Fortalecimiento para la Ciencia, la Tecnología y la Innovación, Francisco José de Caldas, de Colciencias y del Banco Interamericano de Desarrollo – BID.

Debido a la importancia que tiene la fauna silvestre en la seguridad alimentaria de las comunidades amazónicas, la estrecha relación cultural y la trascendencia en la vida y en la pervivencia de las comunidades y de los pueblos indígenas en sus territorios, el proyecto se enfocó en construir una experiencia de aprendizaje y formación de todos los participantes, con el fin de propiciar y facilitar un seguimiento de la fauna de consumo por parte de las comunidades en el cual, cada vez con mayor autonomía, éstas tomen decisiones en el manejo, cultural y técnico, de las especies que aportan a su seguridad alimentaria. Se buscó que, a partir del acervo cultural para el manejo de la fauna y de las herramientas técnicas para evaluar la cacería, se facilitara la reflexión sobre los conocimientos actuales y ancestrales a la luz de los resultados y así se generara un mayor conocimiento de la diversidad biológica de la cual dependen las comunidades, un mayor conocimiento del territorio y, finalmente, se fortaleciera la argumentación para la conservación del mismo.

Por otra parte, el proyecto buscó aportar al conocimiento de la diversidad de las especies de fauna que se consumen en la cuenca amazónica colombiana, particularmente en la región del escudo guayanés, evaluar la magnitud del uso de la fauna e incursionar en un análisis de sostenibilidad, para establecer una línea de base en la zona de estudio que pueda ser comparada en el tiempo.

El proyecto se estructuró en cuatro etapas, algunas de ellas simultáneas; la primera pretendió crear la línea de base con la información de cacería obtenida por algunos miembros de las dos comunidades desde el 2010 hasta el inicio del 2013, la segunda contempló el ciclo de registros de un año completo (2013-2014) con información aportada por la totalidad de las familias de las dos comunidades. La tercera etapa se enfocó en la valoración de la oferta biológica de las especies de fauna, y la cuarta en la puesta en común de las ordenanzas comunitarias para el manejo de su fauna de consumo. La discusión y análisis colectivo de los resultados de las tres primeras etapas, así como su

comparación con los conocimientos previos de las comunidades, motivó las reflexiones sobre las medidas de manejo y permitió consolidar las ordenanzas comunitarias de la última etapa.

Se presentan aquí los resultados de las distintas etapas en el orden en que fueron funcionales al aprendizaje y a la construcción de las medias de manejo. El capítulo I contiene información de contexto, la normativa y las políticas asociadas con la investigación, la relación de la fauna silvestre y la seguridad alimentaria de las comunidades, las implicaciones de la cacería en las poblaciones silvestres y los avances y enfoques de la investigación en fauna de consumo en la amazonia colombiana. En el capítulo II se presenta una caracterización del área de estudio a partir de la cartografía social elaborada por las comunidades, así como una caracterización de la vegetación de cada tipo de hábitat referenciado por las comunidades en su territorio. Adicional a una sucinta descripción de las etnias bará y tuyuca y de las comunidades de Puerto Loro y Bella Vista, se presentan las categorías en las cuales son agrupados los animales por parte de las dos etnias. De igual manera, se incluye la percepción comunitaria acerca de la relación de los distintos componentes del sistema alimentario con la época del año y la fluctuación de las aguas.

En el capítulo III se presentan los resultados de la presión de cacería y en el capítulo IV, los resultados de oferta de algunas especies, aquellas de las cuales se obtuvieron datos, y a partir de las cuales se hace un análisis cuantitativo de la sostenibilidad.

En el capitulo V se aborda la puesta en común de medidas de manejo establecidas por las comunidades a partir de discusiones, en plenaria e internas, de los resultados de presión de cacería y oferta biológica confrontados con los conocimientos previos presentado en el capítulo II.

Agradecimientos

A COLCIENCIAS y al Banco Interamericano de Desarrollo – BID por la financiación, a la Gobernación del Vaupés por considerar este tipo de proyectos una estrategia de desarrollo regional para el departamento. A Sonia Alexandra Tovar y Jaime Jiménez de COLCIENCIAS, por la diligencia y amabilidad con que acompañaron el desarrollo del proyecto. A Esteban Carrillo Chica, por la identificación de las especies de aves a partir del material fotográfico generado por los investigadores locales, a Dairon Cárdenas López por su apoyo en la identificación del material botánico. A los estudiantes de pregrado de la Universidad de Antioquia y de la Universidad Incca de Colombia, Alejandro Campuzano y Paul Wilder Peña, respectivamente, quienes junto con Juan Camilo Bonilla, estudiante de posgrado de la Universidad Nacional de Colombia, realizaron su trabajo de campo en Bella Vista y Puerto Loro y contribuyeron en el fortalecimiento de capacidades de los investigadores locales. A los estudiantes de pregrado Catalina Ocampo y Jorge Enrique Díaz, al igual que al pasante Álvaro Camilo Yara de la Universidad Nacional de Colombia por contribuir, con sus trabajos, en la ampliación de información para el contexto general, los análisis de diversidad y densidades poblacionales. A la Dra. Olga L. Montenegro, docente de la Universidad Nacional de Colombia, y directora de tres de los trabajos de estudiantes que desarrollaron su trabajo de grado en este proyecto, por su dedicación y generosidad al compartir su experiencia en el tema de cacería con nosotros. A los profesores Orlando Martínez y Pedro Sánchez por su asesoría en los análisis estadísticos y a Elizabeth Mesa por su apoyo en la revisión documental de cacería en la Amazonia colombiana. A Carlos Eduardo Ángel por la construcción de los pluviómetros, a Juliana Ángel por su ayuda en la corrección de textos, a Ana María Ángel por la ilustración de la portada.

Un agradecimiento muy especial a las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, a todas las familias, a los sabedores y autoridades tradicionales, a los capitanes Ernesto Valle Trujillo y Tarsicio Sánchez Tenorio, al presidente de AATIZOT Belarmino Valle Trujillo, por la responsabilidad y sinceridad con la que desarrollaron este proyecto. Gracias por su disposición para enseñar y aprender constantemente, y por la acogida calurosa y amable que nos brindaron siempre a todos nosotros, el grupo externo de investigadores.

CAPÍTULO I

Introducción

Las sociedades indígenas amazónicas llevan milenios de adaptación a las condiciones ecológicas de la selva. Algunas de ellas habitan aún en ecosistemas poco transformados, o trasformados solamente por las acciones propias de la sobrevivencia de las comunidades, y por lo tanto mantienen aún formas óptimas de relacionamiento con el entorno. Más que sus conocimientos específicos, es la cosmología indígena en su conjunto la que se considera una práctica ecológica que hace posible la homeóstasis de los ecosistemas en los que interactúan (Descola, 2004). Las sociedades indígenas que, por el contrario, han estado sometidas a presiones ambientales ligadas a la transformación severa de los ecosistemas en donde habitan, ven afectado sus conocimientos y por ende sus prácticas de relacionamiento con el medio. La adaptación al cambio se da en medio del esfuerzo por mantener y recuperar las tradiciones socioculturales.

En las sociedades indígenas más tradicionales, los mitos que consagran las relaciones hombre-naturaleza vinculan el origen del hombre a especies selváticas y las diferencias entre los distintos seres son de grado y no de naturaleza (Morán, 1997; Descola, 2004). Prácticas como la reciprocidad, recreada en los rituales asociados con el mantenimiento de una identidad étnica, evitan el aprovechamiento excesivo en beneficio del individuo. En el mundo indígena de la Amazonia no se establecen distinciones tajantes y esenciales entre los humanos y otros seres vivos. A un gran número de especies vegetales y animales las une un régimen idéntico de sociabilidad en el cual los seres humanos y los animales se nutren de las mismas fuentes: amistad, solidaridad y deferencia hacia los ancestros (Descola, 2004). De esa manera, existen atributos compartidos de mortalidad, vida social y ceremonial, intencionalidad y conocimiento entre los distintos seres y las diferencias se basan en el origen mítico, el régimen alimenticio y los modos de reproducción. La relación entre los humanos y los animales se basa en alianzas y se da, en general, una trashumancia taxonómica de todos los seres, es decir, los humanos se pueden convertir en animales, los animales en humanos y una especie de animal se puede convertir en otra especie. Lo que distingue una especie de otra es lo que come y quién se la come, lo que llama Descola (2004), una *sociología de la predación mutua*.

Las comunidades de Puerto Loro y Bella Vista, la primera principalmente de la etnia bará y la segunda de la etnia tuyuca, pertenecientes ambas a la familia lingüística Tucano oriental, inmersas en unos ecosistemas altamente conservados al sur del municipio de Mitú, en el Vaupés, también comparten esta cosmología general y mantienen viva su ritualidad y sus tradiciones ceremoniales.

El ejercicio conjunto de valoración sistemática de la fauna de consumo realizado por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro y el Instituto Sinchi, se realizó, por parte de los integrantes del lnstituto, con plena conciencia de la complejidad del mundo indígena y de las limitaciones que tienen las disciplinas de la biología y ecología de comprender otros relacionamientos distintos a los que existen en el mundo dual, hombre-naturaleza, de la ciencia occidental, en donde la fauna de consumo es un recurso que se estudia, evalúa y maneja mediante una diversidad de métodos y estrategias.

Sin embargo, con la convicción de que las formas de relacionamiento entre los seres de la naturaleza del mundo indígena son garantía de un manejo sostenible de la biodiversidad y de la pervivencia de las etnias y los pueblos, se diseño una intervención, que si bien puso a dialogar dos lógicas distintas, ayudó principalmente a pensar, con una nueva perspectiva, las formas de relacionamiento con los animales, especialmente con aquellas especies importantes para la alimentación de las familias, recrear aspectos culturales y tradicionales de la cacería, y reorientar o ratificar ordenanzas comunitarias frente a cómo usar y cómo cuidar los animales, lo que comúnmente se conoce como medidas de manejo.

Marco normativo

La investigación se enmarcó dentro de las normas nacionales, convenios internacionales y directrices ambientales que se ha fijado el país para asegurar la conservación de los recursos naturales y la promoción de formas de vida de comunidades locales compatibles con la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica.

En Colombia, el uso de la fauna para el autoconsumo se rige por el Decreto 1608 de 1978, que establece "la caza de subsistencia no requiere permiso pero deberá practicarse en forma tal que no cause deterioro al recurso"[1]. La norma se basa en reconocer un uso consuetudinario de la fauna silvestre para sustento por parte de comunidades en distintos lugares de la geografía nacional.

De forma consecuente, la Política para la Gestión Ambiental de la Fauna Silvestre en Colombia (1997)[2], establece los siguientes principios:

- *La fauna silvestre, como parte fundamental del patrimonio biológico del país, debe protegerse para garantizar el mantenimiento de las poblaciones naturales y el equilibrio de los sistemas naturales a los cuales pertenece.*

- *El manejo sostenible de la fauna silvestre es fundamental en el proceso de desarrollo económico y social del país para satisfacer en forma equitativa*

1. Decreto 1608 de 1978 http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=8241, recuperado el 01/07/2014
2. Marco político para la Gestión Ambiental de la Fauna Silvestre en Colombia, 1997.Ministerio del Medio Ambiente

las necesidades de las generaciones presentes y mantener abiertas, al mismo tiempo, opciones de bienestar a las generaciones futuras.

- *La utilización y aprovechamiento de la fauna silvestre en el país debe obedecer a una unidad de criterio nacional para el manejo sostenible del recurso, como producto de un trabajo concertado entre el Gobierno, la comunidad y los distintos sectores económicos, académicos y científicos del país.*

- *La gestión en materia de fauna silvestre debe propender por la valoración de la misma, a través del reconocimiento de su potencial y de la aplicación de principios éticos que generen una conciencia de respeto hacia el recurso.*

- *El manejo y la administración de la fauna en el país deben responder a la experiencia obtenida a partir de la investigación científica y tecnológica, y a la validación del conocimiento empírico y tradicional como fuente y herramienta básica para la obtención de información. Sin embargo, el principio de precaución prevalecerá en las actuaciones de las autoridades ambientales y de los particulares.*

De igual manera, en la política anterior se fijan objetivos tales como "consolidar una base de conocimiento e información sobre la fauna silvestre que sirva de apoyo permanente tanto en el campo científico y tecnológico como en los procesos administrativos y de toma de decisiones" y "fortalecer la estructura administrativa y social para la gestión ambiental en materia de fauna silvestre".

La investigación se desarrolla en consecuencia también con algunas de las medidas del Convenio de Diversidad Biológica[3] y aplica, en su concepción y desarrollo, varios de los principios de Addis Abeba[4]. Estos representan otro de los instrumentos tangibles para que las partes del Convenio de Diversidad Biológica cumplan con el compromiso de reducir la pérdida de biodiversidad y, en algunos casos, regenerarla para que los ecosistemas tengan la capacidad de producir los servicios ecológicos de los que dependen tanto la diversidad biológica como los seres humanos.

---

3. Convenio sobre la diversidad biológica. Naciones Unidas 1992 https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf, recuperado el 01/07/2014
4. Directrices del CDB. Principios directrices de Addis Abeba para la utilización sostenible de la diversidad biológica. PNUMA, Secretaria del Convenio sobre la Diversidad Biológica. https://www.cbd.int/doc/publications/addis-gdl-es.pdf, recuperado el 01/07/2014

El Convenio de Diversidad Biológica (CDB), ratificado por Colombia en 1994, incluye en sus objetivos la conservación de la diversidad biológica y la utilización sostenible de sus componentes. El CDB define la utilización sostenible como "la utilización de componentes de la diversidad biológica de un modo y a un ritmo que no ocasione la disminución a largo plazo de la diversidad biológica, con lo cual se mantienen las posibilidades de ésta de satisfacer las necesidades y las aspiraciones de las generaciones actuales y futuras".

El uso de la fauna silvestre para consumo se considera un mecanismo de conservación *insitu* siempre y cuando se haga de manera sostenible. Para alcanzarlo, el CDB establece responsabilidades que implican, entre otras, el establecimiento de las condiciones para armonizar las utilizaciones actuales con la conservación de la diversidad biológica y el respeto, la preservación, el mantenimiento y la promoción de los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades indígenas y locales que entrañen estilos tradicionales de vida pertinentes a la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica.

Como parte de las condiciones subyacentes para la utilización sostenible de la diversidad biológica, los principios de Addis Abeba plantean la inminencia de los cambios en los ecosistemas, en los procesos ecológicos, en las especies y en el flujo genético, ya sea que las especies se usen o no. Por lo tanto es necesario que los gobiernos, los gerentes de recursos y los usuarios se adapten al cambio. De otra parte, estos principios plantean la dependencia directa en muchos países de la diversidad biológica para el sustento como es evidente para comunidades indígenas y locales. Por ello se establece que los gobiernos deben contar con políticas y capacidades apropiadas que permitan garantizar que estos usos sean sostenibles.

Para que las anteriores condiciones subyacentes sean una realidad, es necesario contar con información confiable sobre la demanda y la oferta de la biodiversidad; en la medida que se genera una información de calidad, se incrementan las habilidades de gobiernos, gerentes de recursos y usuarios para enfrentar los cambios y asegurar su uso sostenible, y en particular los usuarios y los gerentes de recursos se empoderan con la información para enfrentar las transformaciones. En este sentido es no solamente deseable sino necesario involucrar como participantes activos a las comunidades locales en la generación de información para la gestión.

La participación activa de los usuarios, tanto en la generación de información como en las decisiones que se derivan de ella, es congruente con algunos de los principios y directrices operacionales de Addis Abeba.

Por ejemplo, el principio 2 plantea *"al reconocer la necesidad de un marco de gobierno consistente con las leyes internacionales y nacionales, los usuarios locales de los componentes de la diversidad biológica deben estar suficientemente dotados de poder y apoyados por derechos para asumir la responsabilidad del uso de los recursos concernientes".*

El principio 4 *"debe practicarse la gestión adaptable con base en: a) La ciencia y el conocimiento tradicional y local; b) La retroinformación iterativa, oportuna y transparente derivada de la vigilancia del uso, los impactos ambientales, socioeconómicos y de la situación del recurso que se está usando; y c) El ajuste de una gestión basada en la retroinformación oportuna de los procedimientos de vigilancia".*

El principio 5 *"Las metas y prácticas de gestión de la utilización sostenible deben evitar o reducir al mínimo los impactos adversos en los servicios, la estructura y las funciones de los ecosistemas, así como en otros de sus componentes" para lo cual se debe "garantizar que los usos consuntivos y no consuntivos no perjudiquen la sustentabilidad de largo plazo de ese uso al ejercer un impacto negativo sobre el ecosistema y las especies de las cuales depende el uso, prestándose particular atención a las necesidades de los componentes de la diversidad biológica amenazados".*

El principio práctico 6 *"debe promoverse y apoyarse la investigación interdisciplinaria de todos los aspectos de la utilización y conservación de la diversidad biológica", para lo cual se debe "garantizar que los resultados de la investigación informan y guían las políticas y decisiones internacionales y nacionales; invertir en investigación sobre técnicas y tecnologías de gestión de los componentes de la diversidad biológica que promuevan la sustentabilidad de los usos consuntivos y no consuntivos de la diversidad biológica; alentar la colaboración activa entre los investigadores científicos y quienes posean un conocimiento local y tradicional; desarrollar la cooperación entre los investigadores y los usuarios de la diversidad biológica (comunidades privadas o locales), en particular, implicar a las comunidades indígenas y locales como asociados en el proceso de investigación y usar su conocimiento especializado para evaluar los métodos de gestión y las tecnologías".*

Finalmente, el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2010-2020[5], como marco de acción global adoptado en la Décima Reunión de la Conferencia de las Partes (COP 10) con el fin de tomar medidas efectivas y urgentes para detener la pérdida de diversidad biológica, acordó y aprobó las Metas de Aichi. Se destacan aquí dos de ellas: la Meta 2, que establece que *"para 2020, a más tardar, los valores de la diversidad biológica habrán sido integrados en las estrategias y en los procesos de planificación del desarrollo"* y la Meta 18, que establece que *"para el 2020 se respetan los conocimientos, las innovaciones y las prácticas tradicionales de las comunidades indígenas y locales pertinentes a la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica y su uso consuetudinario de los recursos biológicos, sujeto a la legislación nacional y a las obligaciones internacionales pertinentes, y se integran plenamente y reflejan en la aplicación del Convenio la participación plena y efectiva de las comunidades indígenas y locales en todos los niveles pertinentes"*.

La investigación llevada a cabo por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro y el Instituto Sinchi, fue concebida y desarrollada como una investigación participativa originada en un interés comunitario, en donde se conjugaron el conocimiento tradicional y el conocimiento técnico para evaluar el uso de la fauna y su sostenibilidad. El resultado principal, aunado a la valoración de la diversidad de especies que hacen parte de la seguridad alimentaria de las comunidades indígenas y a los nuevos conocimientos que enriquecen el manejo tradicional de la fauna en favor de su conservación, es el empoderamiento de las comunidades para ejercer una participación plena y efectiva, con información básica y generada de manera autónoma, en las decisiones de desarrollo de sus territorios.

Fauna de consumo

La mayoría de estudios de cacería se han centrado en evaluar la presión y la sostenibilidad de la actividad de caza en los grupos de vertebrados grandes. De hecho, la cacería se ha definido como la obtención de individuos de mamíferos, aves y reptiles vivos o muertos, sin importar la técnica utilizada y se ha advertido la utilidad de distinguir entre la cacería activa, en la cual se

5. Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2010-2020 y las Metas de Aichi. CDB, PNUMA, Secretaria del Convenio sobre la Diversidad Biológica http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-ES.pdf, recuperado el 01/07/2014

hace una persecución activa e intencional del animal, y la cacería por medio de trampas así como la oportunista o pasiva (Bennett & Robinson, 2000).

En este proyecto se evaluó el consumo de la fauna silvestre, tanto de la fauna de cacería obtenida de manera intencional u oportunista, como de la fauna obtenida mediante recolección. Uno de los objetivos fue evaluar el aporte de la fauna silvestre a la composición de la dieta y por lo tanto se incluyeron todos los grupos zoológicos consumidos. Esto incluyó, aparte de mamíferos, aves y reptiles, a los anfibios y los insectos. Inclusive se hizo una comparación de la contribución de los anteriores grupos con respecto a lo aportado por los peces en la dieta de las comunidades. Así, el término *fauna de consumo* se utiliza en este libro para referirse a toda la fauna silvestre que aporta a la seguridad alimentaria de las comunidades humanas.

No se utiliza el término *carne de monte* ya que éste hace referencia a la crisis que experimentan los países tropicales de África y Asia, regiones dónde la caza, además de la cacería de subsistencia, se ha practicado intensamente y por muchos años con fines deportivos y medicinales y ha llevado a varias especies al borde de la extinción. Por el contrario, en el neotrópico, la presión a las comunidades animales proviene principalmente de la cacería de subsistencia, y el uso comercial, deportivo y para medicina es mucho menos importante (Fragoso *et al.*, 2004). Adicionalmente, se ha considerado que el control comunitario de grandes extensiones de bosques ha favorecido la conservación de la fauna silvestre al igual que un interés genuino, por parte de las comunidades rurales, en el manejo de sus propios recursos (Fragoso *et al.*, 2004).

Matallana *et al.* (2012), en referencia a que la caza de animales silvestres con fines alimentarios constituye una seria amenaza a la supervivencia de las especies (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2011), advierten que aunque las condiciones de la problemática de la carne de monte en África no corresponde al contexto colombiano, en el país se reconoce el papel protagónico de la carne de monte en la alimentación y hay preocupaciones con las especies de caza.

Sin embargo, la información sobre la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en la Amazonia colombiana es escasa. Los estudios han sido puntuales y sus resultados no pueden ser generalizados a los distintos

ecosistemas, poblaciones silvestres o diversas presiones de uso. De otra parte no existe información confiable de la magnitud del comercio de carne de fauna silvestre y su impacto en las poblaciones biológicas. Por precaución y sin desconocer que el uso para la subsistencia también puede agotar las poblaciones biológicas, preferimos omitir el término carne de monte para referirnos a la fauna consumida por las comunidades, por su connotación de agotamiento del recurso por un uso no sostenible.

La fauna silvestre ha sido reconocida como una importante fuente de proteína para las comunidades en la Amazonia colombiana, en dónde, al igual que en otras zonas selváticas, las comunidades obtienen la mayor parte del componente energético de los cultivos y la proteína de la caza y la pesca (Ojasti & Dallmeier, 2000). Así, en los bosques tropicales, la fauna silvestre se convierte en un recurso crítico para la supervivencia de los habitantes (Ojasti, 1993; Bodmer, 1995) y es tan importante, que pueblos enteros han migrado del territorio cuando la fauna silvestre ha escaseado (Townsend, 2003).

En la Amazonia, la fauna silvestre provee significativas calorías a las comunidades locales, al igual que proteínas y grasas (Bennett & Robinson, 2000). La importancia de la fauna silvestre, desde el punto de vista nutricional y cultural varía de acuerdo al tipo de grupo que la practica (Moure, 2003). Mientras que la caza de subsistencia para algunos habitantes en zonas de Brasil sólo proporciona entre el 2 y 20% del requerimiento de proteína (Robinson & Redford, 1997), para comunidades indígenas de Bolivia provee su principal fuente de proteína diaria (Townsend & Rumiz, 2004) y para comunidades rurales puede representar cerca del 80% del aporte proteico (Matallana *et al.*, 2012).

Vargas-Tovar (2012), calcula el consumo de proteína de vertebrados silvestres en poblaciones indígenas en términos de gramos de carne diarios consumidos por persona, a partir de estudios realizados en diversos lugares de Amazonas, Orinoco y Pacífico en Colombia (García, 2005; Plata, 2006; Vanegas, 2006; Usma-Oviedo *et al.*, 2009). Los cálculos se basan únicamente en la ingesta de mamíferos, aves y reptiles, que es lo que comúnmente se reporta en los estudios de cacería. Al comparar los resultados con los valores establecidos para Colombia, por el Ministerio de Salud y el ICBF, sobre el consumo diario de proteínas totales, equivalente a 65 g/día/hombre y 55 g/día/mujer, encuentra, en García (2005) y en Vanegas (2006),

valores superiores equivalentes a 78,7 y 72,0 g/día/persona, respectivamente. De la misma manera advierte que solamente en el trabajo de Usma-Oviedo *et al.* (2009), en el Pacífico colombiano, en comunidades indígenas waunán, se encontraron valores inferiores al índice de consumo de proteínas animales diarias por persona reportado por la FAO para el 2010 equivalente a 32,3 g. No obstante se señala que en este estudio el aporte de proteína animal para las comunidades proviene de la pesca (37,86 g/día/persona). Finalmente, anota que la ingesta de proteína proveniente de fauna silvestre supera, en tres de cuatro estudios, el promedio de ingesta diaria de proteína proveniente de animales domésticos para Colombia, carne de res, pollo y cerdo, equivalente a 35,43 g/día/persona.

La afirmación de que la alimentación de la mayoría de comunidades indígenas en la Amazonia garantiza buenos estados nutricionales también ha sido anotada por Morán (1997) con base en estudios que indican ausencia de indicios de desnutrición en grupos relativamente aislados. Sin embargo, también anota el cambio radical que se da en el *status* nutricional de los niños cuando las comunidades se ven abocadas al contacto, debido a los cambios socioeconómicos, el despoblamiento y el abandono de prácticas tradicionales de subsistencia. En estas condiciones, la alimentación basada en las especies silvestres, es total o parcialmente reemplazada por productos industrializados y el resultado es un cambio hacia productos con menos fibra, menos proteína y más carbohidratos.

Cacería y sus implicaciones ecológicas

Otro efecto de los cambios socioeconómicos y la pérdida de prácticas culturales es la cacería excesiva, y su efecto parece ser muy significativo en las poblaciones de fauna silvestre. La caza excesiva genera disminución y extinción de poblaciones de aves y mamíferos principalmente, en escalas locales y globales (Peres, 1997), con consecuencias en la pérdida de una importante fuente de proteína animal y riesgo en la seguridad alimentaria de las poblaciones (Robinson & Redford, 1997; Matallana *et al.*, 2012).

En los bosques tropicales, las especies de mamíferos son consideradas las más importantes en la cacería debido a la cantidad de biomasa que aportan. En

el neotrópico, en lugares donde los ungulados son abundantes, los pécaris, venados y tapires constituyen el mayor aporte en peso del total de la cacería, al igual que los primates (Vickers, 1991). Por ejemplo, los Huaorani en Ecuador obtienen el 44% de la biomasa cazada tan solo de dos especies, *Lagothrix lagothrichia* y *Tayassu tajacu.* Sin embargo, estas dos especies solo representan el 27% de los animales cazados por los Huaorani (Mena *et al.*, 2000).

El número de especies objeto de cacería en el neotrópico es considerable. Bennett & Robinson (2000) mencionan, por ejemplo el trabajo de Ruddle (1970) con indígenas Maracá de Colombia, un subgrupo del grupo Yuko, que habitan en la serranía del Perijá, y que utilizan por lo menos 51 especies de aves, entre ellas 10 especies de colibrís. En la Amazonia ecuatoriana se reportan 26 especies de mamíferos, 18 de aves y cuatro de reptiles (Vickers 1991), los Huaorani del Ecuador reportan 25 especies de mamíferos, 11 de aves y cinco de reptiles (Mena *et al.*, 2000). Para los Sirionó de Bolivia se reportan 23 de mamíferos, 33 de aves, y mínimo ocho de reptiles (Townsend, 1996). En la zona del río Pira-Paraná, en la departamento del Vaupés en Colombia, se reporta un uso de 48 especies de cacería, 24 de mamíferos, 22 de aves y 2 de reptiles (González *et al.*, 2010).

En general, el interés de los estudios sobre cacería se ha enfocado en evaluar la sostenibilidad de las poblaciones de aquellas especies más presionadas y con mayor riesgo de colapsar por uso excesivo, y se ha recurrido al uso de los modelos e índices desarrollados y revisados por autores tales como Robinson & Redford (1991), Milner-Gulland & Akçakaya (2001), Sutherland (2001), Campos-Rozo (2002) y Bodmer (2003). Como resultado de ello, son ampliamente aceptados algunos de los siguientes postulados sobre la cacería y sus efectos. La caza se enfoca principalmente en especies de gran tamaño debido a una mayor eficiencia en términos costo–beneficio, y mayor cantidad de carne en menor tiempo o energía invertida (Guerra & Naranjo, 2003). Los vertebrados grandes son más vulnerables a la extinción porque poseen estrategias de vida media y larga, tienen una baja tasa intrínseca de incremento natural, poseen largos periodos de gestación y grandes intervalos entre cada nacimiento (Bodmer *et al.*, 1997). Se conoce que algunas poblaciones de mamíferos se reducen en un 70% bajo sistemas de cacería leve y en un 95% bajo sistemas de cacería intensivos. Estas reducciones originan cambios en las comunidades biológicas con efectos sobre patrones de polinización, dispersión y depredación de semillas (Redford, 1992). Los efectos en las poblaciones se pueden manifestar en la reducción en la talla de las especies objeto de caza, reducción

en la edad promedio de la primera reproducción, reducción en la proporción de individuos de mayor edad y disminución del potencial reproductivo de la población (Bennett & Robinson, 2000).

Se considera igualmente que la cacería se vuelve no selectiva cuando las poblaciones humanas incrementan su tamaño y por lo tanto, los cazadores incluyen presas de menor tamaño a pesar de obtener un bajo valor de retorno por unidad de esfuerzo (Peres, 1997). Igualmente, en zonas donde las especies que proveen carne de monte han presentado baja abundancia, como es el caso de la Reserva Nacional Natural Puinawai y el Parque Nacional Natural Tuparro, en Colombia, se infiere que en estas áreas la fauna silvestre no parece suficiente para la seguridad alimentaria de las comunidades (Montenegro, 2012).

Avances y enfoques de los estudios de cacería en la Amazonia colombiana

En Colombia, la mayoría de los estudios se han enfocado en la caracterización etnobiológica y sociocultural de la cacería, más que en la evaluación cuantitativa o poblacional de la sostenibilidad. Ésta se ha evaluado más a partir de la apreciación de los cazadores y de acuerdo a la presencia de algunas especies que son importantes en la caza y a partir de una perspectiva sociocultural, económica e institucional (Cruz, 2011). Así mismo, se han calculado tasas de aprovechamiento o el índice de captura por unidad de esfuerzo (CPUE); sin embargo, éste ha sido comparado solamente con los valores encontrados en otros sitios y no en el mismo lugar a lo largo del tiempo (Mesa, 2013).

Los estudios sobre el uso de la fauna en la Amazonía colombiana se han realizado tanto en zonas con influencia de ríos de aguas blancas, al sur de la región (Campos, 1987; Bedoya, 1997; De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Rodríguez & van der Hammen 2003; Mendoza *et al.*, 2004; Montenegro, 2007; Maldonado, 2010), como en la zona norte y en áreas con influencia de ríos de aguas negras (Politis & Rodríguez, 1994; Politis *et al.*, 1997; Sotomayor *et al.*, 1998; Guzmán, 2005; Vanegas, 2006; Palacios, 2007; Tafur 2010; González *et al.*, 2010; Cruz, 2011). Muchos estudios han sido desarrollados en períodos inferiores a un año. Sin embargo, Maldonado (2010) y Tafur (2010) reportan utilización de registros de cacería mayores a cuatro años en

sus trabajos. Se destaca el proceso de registro permanente de la actividad de cacería de las comunidades indígenas en el medio y bajo río Caquetá, que por décadas ha apoyado la Fundación Tropenbos (Montenegro 2007).

Tanto a nivel de la cuenca amazónica como en toda Colombia, se encuentra una relación entre la duración de las investigaciones y el tipo de participación de las comunidades, siendo mayor la importancia del rol desempeñado por los investigadores locales en estudios de más largo plazo (Ocampo, 2014). Sin embargo, el éxito de la participación de las comunidades también está mediado por el enfoque de participación que incluya el proyecto y el propósito del estudio. Cuando el investigador está interesado en indagar en aspectos biológicos o sociales de la actividad de cacería, la obtención de datos se hace generalmente por medio de una participación pasiva y operativa por parte de las comunidades. Por el contrario, cuando la meta es establecer planes de manejo en un territorio, o motivar el seguimiento a largo plazo, la participación va más allá de la operatividad del registro de los datos e involucra tanto la formación y capacitación de los participantes en aspectos conceptuales y metodológicos, así como en el análisis crítico e integral de los resultados a la luz de los conocimientos locales.

En Colombia se han emprendido estudios de cacería con participación comunitaria pero no es muy conocida la continuidad del seguimiento a las poblaciones silvestres por parte de los usuarios. Se destaca la investigación en el medio y bajo río Caquetá, coordinada por la Fundación Tropenbos, con un enfoque de largo plazo y de participación con autonomía. Las familias y cazadores han hecho seguimiento, por décadas, al aprovechamiento de la fauna; esta información no solo ayuda en la recuperación de saberes ancestrales, motiva la reflexión sobre la necesidad de crear mecanismos de seguimiento y control del uso de la fauna a través de la formulación de planes de manejo, sino que puede ser utilizada para análisis ecológicos y de la dinámica de poblaciones a lo largo del río Caquetá (Rodríguez & Van der Hammen, 2003).

Según Townsend (2003), la verdadera participación conduce al éxito de los planes de manejo y se da cuando responde a un problema real, identificado por la comunidad y cuando la intervención externa ejercida por los profesionales, se

da en un diálogo horizontal. Tanto los profesionales como la comunidad están ávidos de los conocimientos que el otro aporta, los profesionales en un sentido académico, las comunidades para utilizar nuevas herramientas conceptuales, metodológicas y tecnológicas que les ayuden a enfrentar los nuevos retos en el territorio. Para Townsend (2003) esto implica que la gente local transforme su visión, y pase de considerarse objeto de la investigación a ser protagonista del tema, de las actividades y de la interpretación de resultados.

Según Puertas *et al*. (2003), los registros de caza elaborados por los usuarios locales han sido el método más practicado en el enfoque de investigación participativa, en el manejo de la fauna silvestre. Lo han practicado varios pueblos indígenas en Bolivia (Townsend, 2003), en Colombia (Trespalacios-Gonzalez *et al*., 2003; Rodríguez & van der Hammen, 2003; Usma-Oviedo *et al*., 2009); en Perú (Puertas *et al*., 2003), en Ecuador (Zapata-Ríos & Jorgenson, 2003), en Brasil (Fachín-Terán, 2003). Es un método que recoge datos más confiables sobre la cosecha de recursos naturales que la información recogida en entrevistas o en diagnósticos rápidos, pero además hace partícipe a la comunidad y es una forma de generar consciencia sobre la actividad. En este sentido, facilita la reflexión sobre el manejo cultural de la fauna y genera autonomía y confianza para establecer ajustes.

Han sido diversos los alcances de los estudios de fauna en donde las comunidades han sido protagonistas. En algunos de ellos han logrado evaluar los resultados de los planes de manejo, elaborados conjuntamente, después de un tiempo de haber sido puestos en marcha. Por ejemplo en Perú, en la reserva comunal Tamshiyacu, se hizo un estudio de largo plazo sobre la extracción de poblaciones de mamíferos y el impacto del manejo de la comunidad (Puerta *et al*., 2003). Los estudios contemplaron análisis de densidad, de estructura de edades, modelos de cosecha y de sostenibilidad y con los resultados fue posible indicar a las comunidades que el tapir y los primates estaban siendo sobrecazados mientras que los artiodáctilos y roedores grandes aparentemente no (Bodmer, 1994; Bodmer *et al*., 1994, 1999 citado en Puertas *et al*., 2003). Entre varios aspectos de carácter organizacional y administrativo incluidos en el plan de manejo se destaca un programa de cosecha orientado a la caza de animales macho. Después de 4 años de manejo comunal se hizo una evaluación preliminar y se estableció que no hubo variaciones significativas en la caza de artiodáctilos, roedores y tapir pero se redujo la caza de primates,

aparentemente por efecto del plan de manejo (Asociación para la Conservación de la Amazonia, 1998 citado en Puertas *et al.*, 2003).

Las comunidades indígenas de los resguardos Puerto Pizario y Tío Silirio, en el Bajo rio San Juan (Valle del Cauca – Chocó), después de haber registrado y evaluado la abundancia de recursos de su territorio y las zonas de mayor presión, tomaron, entre otras decisiones de manejo, la de establecer "reservas", o áreas vedadas para la cacería y la cosecha de especies vegetales durante un período inicial de dos años (Arias *et al.*, 2004; Usma-Oviedo *et al.*, 2009). Se destacaron en los reglamentos las vedas en época reproductiva para guatín, guagua, venados, paletón, perdiz, iguanas y tortugas. Otras experiencias como la del grupo de cazadores de la comunidad negra de la cuenca del río Valle (Trespalacios-González *et al.*, 2003), han conducido a reglamentos a nivel regional, organización comunitaria, formalización de grupo de cazadores para el control social, zonificaciones del territorio y diversificación de alternativas económicas y de alimentación para disminuir la presión sobre el recurso fauna.

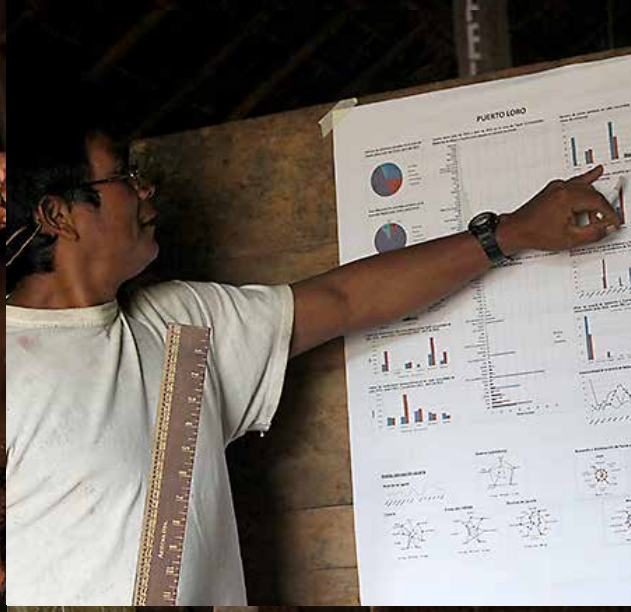
Campos-Rozo (2002), plantea la preponderancia de las metas biológicas en las investigaciones de sostenibilidad en la cuenca amazónica y su efecto en una perspectiva angosta debido al reto que implica cumplir las premisas que establecen Bennett & Robinson (2000) para que la cacería se considere sostenible, a pesar de los índices y modelos propuestos, todos ellos con limitaciones particulares.

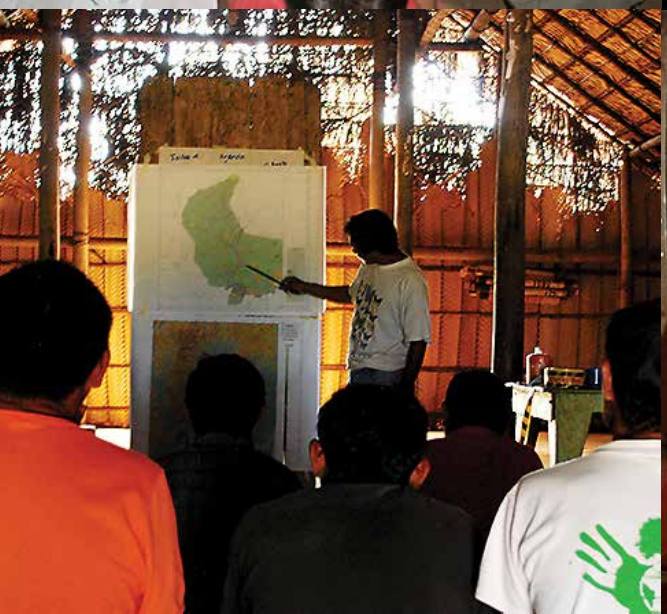
Para reducir las limitaciones, Campos-Rozo (2002), propone llevar a cabo estudios de largo plazo, colectar información sobre cosechas, densidades y estructuras de edad en cada área de estudio, complementar el análisis de sostenibilidad con otros índices y factores relacionados, ecológicos, socioculturales y biológicos y realizar el estudio en la categoría más amplia posible del paisaje. Con respecto a la sostenibilidad plantea un interrogante pertinente: *¿quién tiene el derecho a decidir que es lo que se busca con esa palabra amplia y abstracta que es la sostenibilidad ya que este tópico en realidad no se involucra en las expectativas y pensamientos de las comunidades locales?*

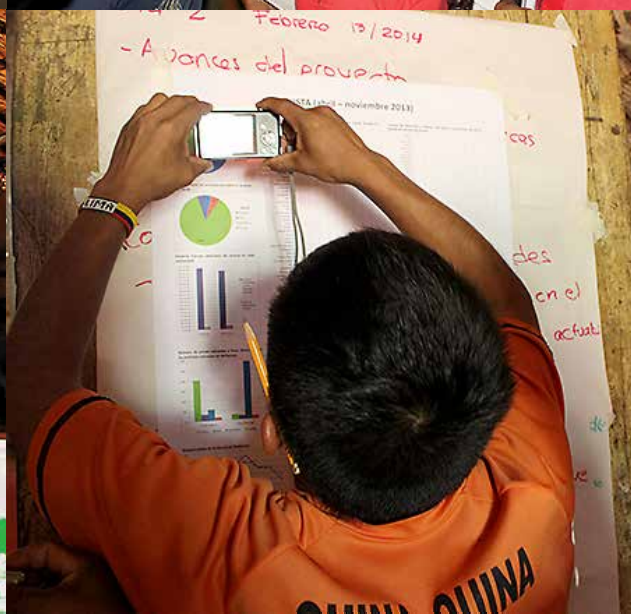
En las culturas indígenas, la cacería es una actividad compleja, en la que se interrelacionan aspectos sociales, simbólicos y productivos de la vida de la

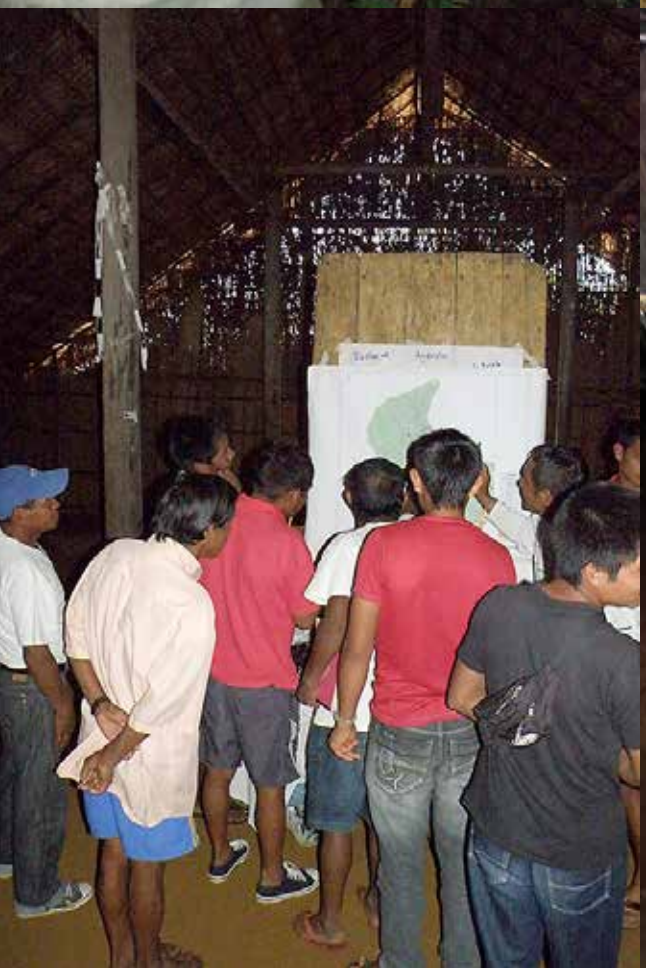
gente (Campos-Rozo, 2002). En las sociedades amazónicas las relaciones entre lo natural y lo social brindan a los humanos un modelo normativo, moral y existencial para relacionarse con lo natural; los humanos, espíritus, plantas y animales están totalmente interconectados y ninguna especie de forma de vida puede existir sin las otras (Ulloa, 2002).

Las consideraciones anteriores denotan la complejidad de la pretensión de incidir en la sostenibilidad de la cacería en los territorios indígenas, en donde las relaciones entre sus elementos hacen parte de la cosmogonía de cada pueblo y están mediadas por mucho más que la relación directa cazador-presa. Se entiende entonces que determinados espacios culturales de discusión, deliberación y decisión son propios y de enorme complejidad, y que el aporte de la investigación es enriquecer esos espacios con elementos o evidencias antes no contempladas. En esta medida, los métodos y tecnologías deben estar disponibles para ser utilizados, revaluados, confrontados o desechados de acuerdo con los códigos culturales de cada pueblo.


PUERTO LORO




Febrero 13/2014
- Avances del proyecto



CAPÍTULO II

Área de estudio

Ubicación

La zona de estudio se ubica al suroriente del municipio de Mitú, en el departamento del Vaupés, muy cerca de la frontera con la República Federativa del Brasil, en el territorio de las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú, denominadas así por estar asentadas sobre la margen derecha de los caños Abiyú y Macucú (Figura 2.1). Éstos caños son afluentes de la cuenca alta del río Tiquié, que transcurre a lo largo de aproximadamente 53 Km en Colombia y 321 Km en Brasil, hacia el río Vaupés, que junto con el río Içana hacen parte del sistema de ríos de aguas negras que conforman la cuenca del Alto Rio Negro (Cabalzar, 2013).

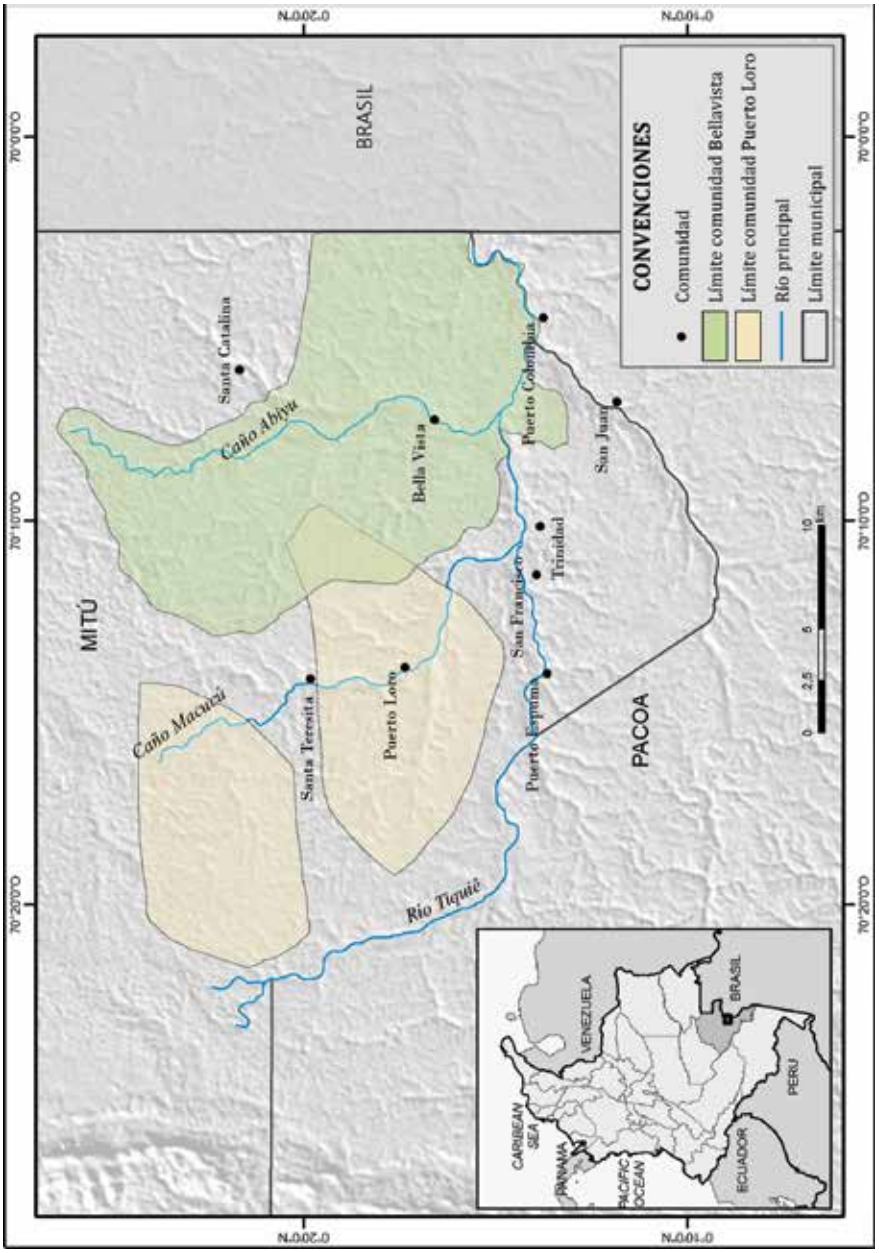


Figura 2.1 Localización del área de estudio

Geomorfología y clima

La zona del río Tiquié en Colombia hace parte, según Hernández *et al.* (1992), de la provincia biogeográfica de la Guayana y del distrito complejo Vaupés. De acuerdo a Rudas (2009), el área de estudio se ubica en el Escudo Guayanés y corresponde a un paisaje fisiográfico de planicies residuales de rocas cristalinas precámbricas, superficies disectadas y planos no inundables así como altillanuras planas o ligeramente onduladas, con una elevación entre 150-300 m, y hace parte de la megacuenca del río Negro. La zona presenta una temperatura media anual de 25,4-26'3ºC, una humedad relativa entre 86-89%, una evapotranspiración de 1115-1370 mm, y una precipitación de 3234-3667 mm.

De acuerdo con el análisis de régimen de lluvias de Rudas (2009), con base en registros de al menos diez años consecutivos (1960-2001), las estaciones climatológicas más cercanas a la zona de estudio indican un régimen monomodal al norte en Mitú (Vaupés), con el máximo de precipitación entre abril y julio; al sur, en Sta. Isabel (Amazonas) un régimen monomodal con el máximo de precipitación entre marzo y la mitad de junio, y al sur, en Bacur (Amazonas) un régimen monomodal atípico, con la precipitación máxima entre abril y la mitad de julio y un segundo período de menor intensidad entre septiembre y octubre, que no supera la precipitación media anual.

En la zona de estudio, tanto en Puerto Loro como en Bella Vista se registró la precipitación diaria durante un año, desde junio del 2013 hasta mayo del 2014. Se utilizaron pluviómetros con un área de recolección de 100 cm^2 y una probeta de 500 ml. Para calcular la precipitación mensual en milímetros se utilizó un factor de conversión de 0,1. En Puerto Loro se registró una precipitación de 3105,3 mm y en Bella Vista un total de 3348,5 mm. Las dos comunidades, en dónde se ubicaron las estaciones de precipitación, se encuentran a una distancia de 12 Km en línea recta. El promedio de precipitación de las dos comunidades es de 3226,9 mm, valor cercano al rango inferior reportado por Rudas (2009).

En la Figura 2.2 se presenta el promedio mensual de precipitación de las dos comunidades, enero-mayo del 2014 y junio-diciembre del 2013. Se observa un máximo de precipitación en mayo y unos incrementos en marzo, agosto y octubre.

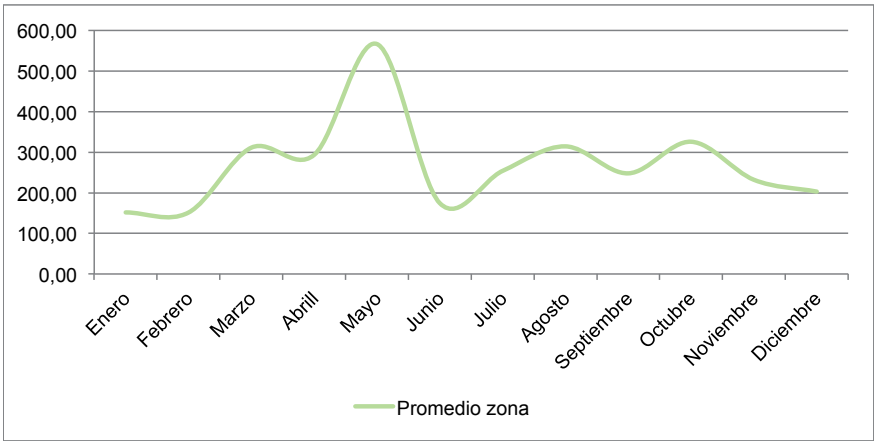


Figura 2.2 Promedio de precipitación del área de estudio entre junio de 2013 y mayo de 2014.

El territorio según sus habitantes

Los límites de cada territorio y sus atributos fueron plasmados en una cartografía social elaborada por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. Los atributos consignados en cada territorio corresponden a los intereses de cada comunidad y corresponden a la diferenciación que éstas hacen de los tipos de bosque, de su uso y connotación cultural. Como base cartográfica se utilizó la cartografía oficial de Colombia, escala 1:100.000 (IGAC, 2013), y el modelo digital de elevación generado por NASA STRM-30 metros por partes del año 2013[6]. Para ajustar las coberturas se utilizó el Mapa de coberturas año 2012 (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, 2013) del que se hizo verificación en campo y ajuste con las comunidades.

El territorio de Bella Vista (Figura 2.3), está conformado por un área de 260,17 Km^2 y el de Puerto Loro, sumadas las áreas de las dos porciones del mismo, cuenta con 202,41 Km^2 (Figura 2.4). En ambos territorios la comunidad está más o menos nucleada en torno a la maloca o casa ancestral. La maloca de Bella Vista está ubicada a los 0º16´33,5”N y a los 70º07´27,5”W, y la maloca de Puerto Loro está ubicada a los 0º17´21,5”N y a los 70º13´48,6”W.

6. NASA STRM- 30 metros por partes. 2013. Modelo digital de elevación. CIAT-CSI SRTM website (http://srtm.csi.cgiar.org).

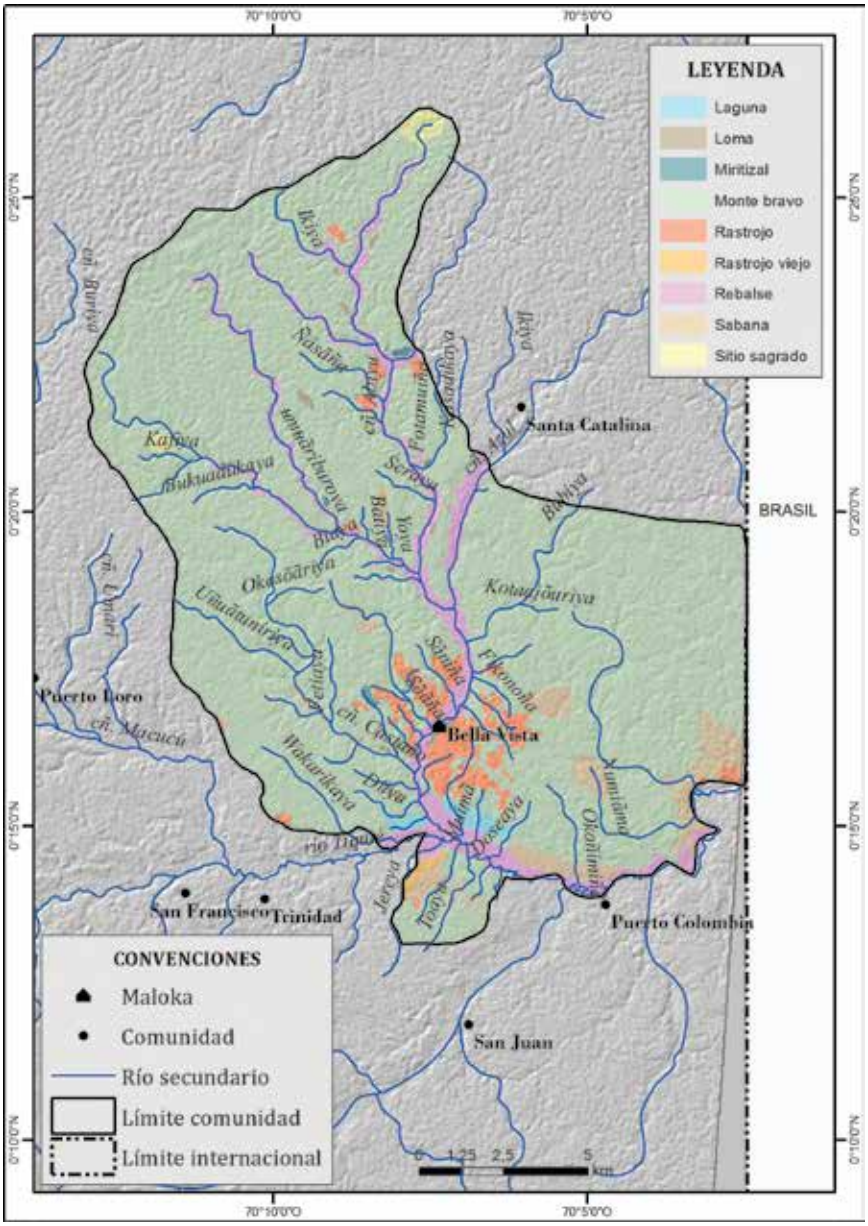


Figura 2.3 Cartografía social del territorio de Bella Vista

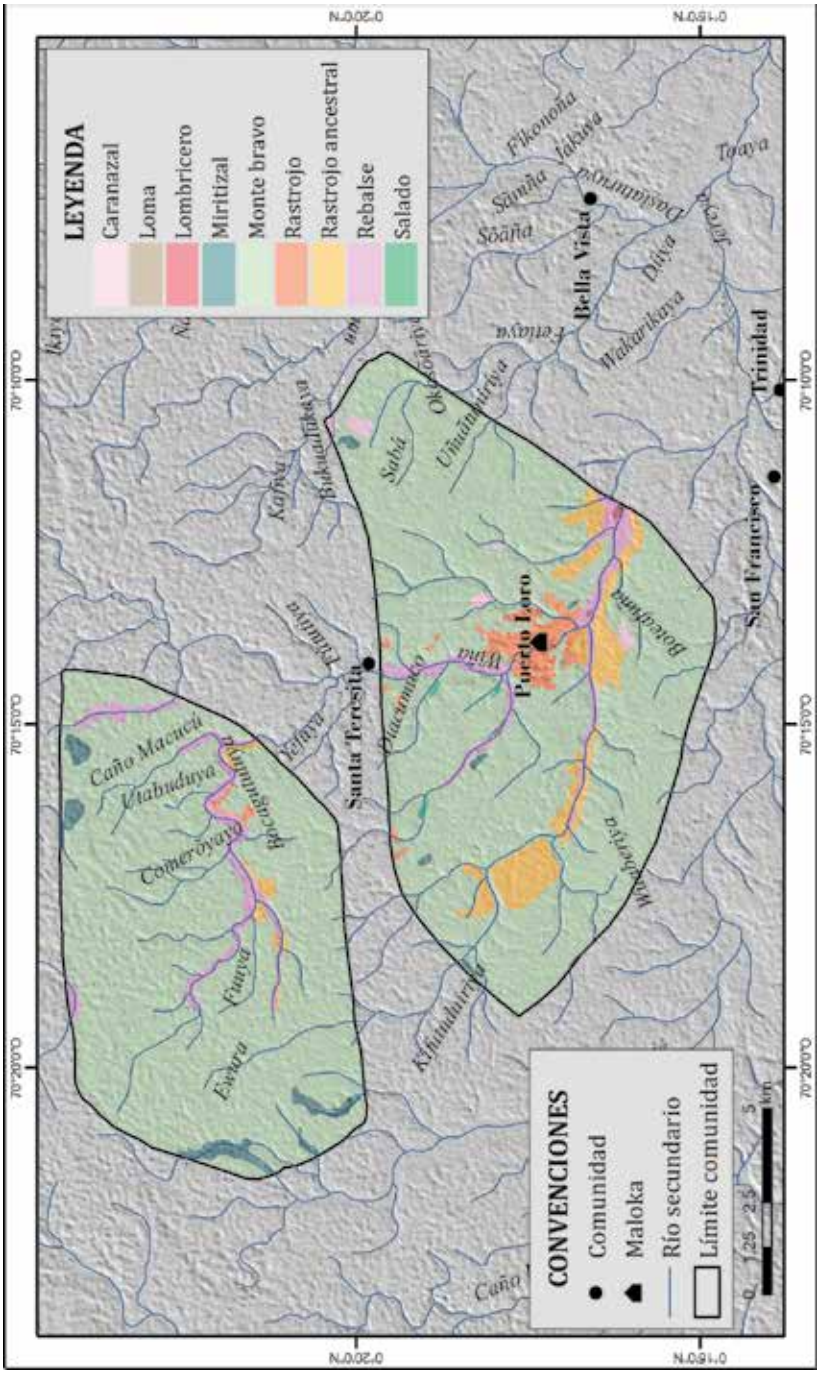


Figura 2.4 Cartografía social, territorio de Puerto Loro

Ambos territorios están conformados por bosques en muy buen estado de conservación. La mayor porción de la vegetación denominada rastrojo se encuentra en los alrededores de las comunidades y corresponde a las áreas destinadas a las chagras o lugares de cultivo. Los rastrojos pueden ser bosques en distinto grado de sucesión vegetal después de que las chagras han sido abandonadas, ser chagras recién abiertas o en producción. El rastrojo viejo en Bella Vista o rastrojo ancestral en Puerto Loro son bosques que llevan muchos años de recuperación y que fueron antiguos asentamientos de la comunidad.

Caracterización de la vegetación

Se caracterizaron florísticamente los principales tipos de hábitat diferenciados por la comunidad de Bella Vista, quienes identificaron cuatro tipos de bosque: monte bravo, rebalse, sabana y rastrojo. En cada tipo de bosque, se establecieron dos parcelas transitorias de 0,1 Ha (1000 m^2) para individuos arbóreos con DAP ≥ 10 cm y dos subparcelas de 100 m^2 para individuos con 10 cm ≤ DAP ≥ 1 cm. Posteriormente, se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies por parcela y para la zona en general.

De los individuos con DAP ≥ 10 cm se identificaron 138 morfoespecies distribuidas en 90 géneros y 34 familias. Mientras que los individuos con 10 cm ≤ DAP ≥ 1cm se identificaron 152 morfoespecies, distribuidas en 104 géneros y 44 familias. Las familias más abundantes fueron: Lecythidaceae, Euphorbiaceae, Caesalpiniaceae y Fabaceae. Los géneros más abundantes fueron: *Swartzia, Eschweilera, Micrandra y Macrolobium.* En la Tabla 2.1, se presentan las 5 especies con mayor IVI para cada parcela, según los tipos de bosque y en la Tabla 2.2, se presenta la lista de las 20 especies con mayor IVI general.

Monte bravo

En monte bravo se ubicaron dos parcelas, una en suelo arenoso y otra en suelo arcilloso. El monte bravo en suelo arenoso, en terreno plano, se caracterizó por ser un bosque de dosel cerrado de 20 m, con árboles emergentes de hasta 30 m. Sotobosque denso, con capa gruesa de hojarasca de 20 a 30 cm de espesor. Bosque con dominancia de árboles de Avina *(Monopteryx angustifolia)* de la familia Fabaceae y Cunurí *(Micrandra spruceana)* de la familia Euphorbiaceae, presencia de Siringa *(Hevea nitida), Parkia nitida* y palmas de Patabá *(Oenocarpus bataua).*

El monte bravo en suelo arcilloso, en terreno de lomas onduladas, correspondió a un bosque con altura de dosel de 25 m un poco más cerrado que el monte bravo en suelo arenoso, con árboles emergentes de hasta 30 m. Capa de hojarasca muy espesa, de más de 30 cm de espesor en algunas partes, especialmente bajo los árboles grandes de Japurá *(Vochysia cf. lomatophylla)* de la familia Vochysiaceae, que es la especie dominante. La segunda especie en dominancia es el Cunurí *(Micrandra spruceana)* de la familia Euphorbiaceae. A diferencia del bosque en suelo arenoso, aquí hay presencia de bromelias terrestres (Piña de monte) y platanillo gigante *(Phenakospermum guyanense).* El nivel herbáceo del sotobosque es más denso que en el monte bravo de suelo arenoso, al igual que la capa arbustiva.

Rebalse

El rebalse es un bosque con dosel cerrado de 20 m, con árboles emergentes de hasta 25 m en la primer parcela y de Castaña *(Parinari occidentalis)* de hasta 30 m en la segunda parcela. Dominancia de árboles de Carguero *(Eschweilera* sp. y *Eschweilera cf. andina)* de la familia Lecythidaceae y Palo seco *(Virola* sp.) de la familia Myristicaceae. Presencia de palmas de Asaí *(Euterpe precatoria)* y Ponilla *(Socratea exorrhiza)*. Presenta árboles con raíces tablares de hasta 4 m; el sotobosque es denso, con mucha regeneración y presencia de helechos arborescentes y palmas como *Hyospathe elegans.* Sotobosque con capa herbácea dominada por helechos y en algunas partes por *Sellaginella.* Se resalta la abundante presencia de lianas. La capa de hojarasca tiene de 10 a 15 cm de espesor y el suelo es muy irregular causado por los pulsos de inundación del Caño Abiyú, con abundantes uachinacás o canales de hasta 1,5 m de profundidad, por donde circula el agua. En el rebalse, el grupo de las Leguminosas es de gran importancia, ya que cuenta con tres especies de las cinco con mayor IVI, de los géneros *Swartzia, Dialium* y *Copaifera.*

Sabana

La sabana, cerca del monte bravo, en terreno plano se caracterizó por ser un bosque de varillal alto, con dosel de aproximadamente 15 m y árboles emergentes de hasta 20 m. La mayoría de los árboles son de diámetros medios, hasta de 30 cm de DAP, y se encuentran pocos árboles con diámetros mayores los cuales conforman el estrato de árboles emergentes. El estrato herbáceo y

arbustivo es poco denso, aunque se encuentran muchos individuos arbóreos con 10 cm ≤ DAP ≥ 1cm. Alta presencia de bromelias y epífitas. Es importante la familia Caesalpinaceae ya que se encuentra representada por tres especies entre las cinco especies con mayor IVI: *Macrolobium bifolium, Macrolobium suaveolens* y *Tachigali ptychophysca.* Presenta capa de hojarasca gruesa, en algunos lugares de hasta 20 cm de espesor. En esta parcela se encuentran zanjones por donde drena el agua lluvia y se observan zonas permanentemente inundadas con aguas de color rojo intenso. Los suelos son predominantemente de arenas blancas.

La sabana, cerca del rebalse presenta depresiones que se llenan de agua durante la época de lluvias y con lluvias fuertes durante el verano. Posee suelos de arenas blancas y terreno plano. Capa de hojarasca concentrada cerca de las cepas de los árboles y hasta de 25 cm de espesor. Bosque de dosel cerrado de aproximadamente 15 m con árboles emergentes de hasta 20 m. Capa de sotobosque es poco densa a nula. Baja presencia de epífitas y de lianas, aunque se encuentran lianas de soga de agua (*Doliocarpus* sp.). Es importante la familia Sapotaceae representada por una especie con el más alto IVI.

Rastrojo

El rastrojo de 20 años tiene suelos predominantemente arenosos. Presenta un dosel de 10 m y árboles de mayor tamaño de hasta 15 metros. Presenta dominancia de árboles pioneros de los géneros *Alchornea, Vismia, Croton, Goupia, Bellucia* y *Miconia.* La capa de hojarasca es delgada, de cerca de 5 cm. El estrato herbáceo está dominado por *Sellaginella*, la cual cubre el suelo casi en su mayoría e indica una alta entrada de radiación solar hasta el estrato inferior. Hay presencia de palmas del género *Attalea* y dominancia de palmas con espina del género *Bactris*. El sotobosque es abierto con capa arbustiva no muy desarrollada. La especie con mayor IVI es *Alchornea glandulosa* de la familia Euphorbiaceae.

El rastrojo de 40 años en suelo arcilloso es un bosque de mayor altura que el rastrojo de 20 años, de dosel más cerrado. Presenta un dosel de 13 m con árboles emergentes hasta de 18 m. La capa de hojarasca es de aproximadamente 10 cm. El sotobosque está dominado por platanillos de la familia Maranthaceae, a diferencia del rastrojo de 20 años, en donde se reporta dominancia de

Tabla 2.1 IVI por parcela según tipo de bosque en Bella Vista.

TIPO DE BOSQUE	FAMILIA	ESPECIE	IVI (%)
MONTE BRAVO 1 Suelo arenoso	FABACEAE	*Monopteryx angustifolia*	81,87
	EUPHORBIACEAE	*Micrandra spruceana*	38,72
	EUPHORBIACEAE	*Hevea nitida*	32,6
	ARECACEAE	*Oenocarpus bataua*	22,81
	APOCYNACEAE	*Aspidosperma schultesii*	8,44
MONTE BRAVO 2 Suelo gredoso	VOCHYSIACEAE	*Vochysia* cf. *lomatophylla*	57,9
	EUPHORBIACEAE	*Micrandra spruceana*	31,16
	FABACEAE	*Swartzia schomburgkii*	20,2
	CECROPIACEAE	*Pourouma* cf. *minor*	15,8
	APOCYNACEAE	*Couma macrocarpa*	12,89
REBALSE 1	MYRISTICACEAE	*Virola* sp.2	50,86
	LECYTHIDACEAE	*Eschweilera* sp.1	39,35
	FABACEAE	*Swartzia* sp.2	22,98
	MYRISTICACEAE	MYRISTICACEAE sp.1	21,13
	SAPOTACEAE	SAPOTACEAE sp.2	19,23
REBALSE 2	LECYTHIDACEAE	*Eschweilera* sp.1	59,52
	CAESALPINACEAE	*Copaifera reticulata*	41,83
	FABACEAE	*Swartzia* sp.2	28
	CAESALPINACEAE	*Dialium guianense*	22,66
	CHRYSOBALANACEAE	*Couepia racemosa*	20,41
SABANA Cerca a Monte Bravo	CAESALPINACEAE	*Macrolobium bifolium*	88,89
	SAPOTACEAE	SAPOTACEAE sp.1	79,64
	CLUSIACEAE	*Caraipa* cf. *punctata*	28,64
	CAESALPINACEAE	*Tachigali ptychophysca*	17,29
	CAESALPINACEAE	*Macrolobium suaveolens*	14,59
SABANA Cerca a Rebalse	SAPOTACEAE	SAPOTACEAE sp.1	133,32
	CAESALPINACEAE	*Macrolobium bifolium*	37,14
	MYRISTICACEAE	*Iryanthera obovata*	23,66
	ARALIACEAE	*Dendropanax neblinae*	22,09
	APOCYNACEAE	*Couma macrocarpa*	19,4
RASTROJO 1 Suelo arenoso	EUPHORBIACEAE	*Alchornea glandulosa*	80,19
	MELASTOMATACEAE	*Bellucia grossularoides*	59,92
	ANNONACEAE	*Crematosperma* sp.1	24,69
	OLACACEAE	OLACACEAE sp.1	22,45
	ANNONACEAE	*Guatteria atabapensis*	15,2
RASTROJO 2 Suelo arcilloso	CELASTRACEAE	*Goupia glabra*	123,66
	RUBIACEAE	*Cinchonopsis amazonica*	16,83
	MELASTOMATACEAE	*Miconia* cf. *affinis*	14,61
	ANNONACEAE	*Guatteria atabapensis*	10,3
	MIMOSACEAE	*Inga* cf. *panurensis*	9,96

Sellaginella; esto indica que hay menor entrada de luz al sotobosque. Aquí también se encuentran algunos helechos arborescentes y presencia de otro tipo de palmas i.e. *Attalea maripa* y *Mauritiella aculeata.* El estrato arbustivo es más denso y en general con mayor diversidad de especies que en el rastrojo de 20 años. La especie con mayor IVI es *Goupia glabra* de la familia Celastraceae.

Tabla 2.2 Especies con mayor IVI total en Bella Vista.

FAMILIA	ESPECIE	IVI (%)
SAPOTACEAE	*Sapatoce* sp.1	25,55
CELASTRACEAE	*Goupia glabra*	11,08
CAESALPINACEAE	*Macrolobium bifolium*	10,67
FABACEAE	*Monopteryx angustifolia*	10,52
VOCHYSIACEAE	*Vochysia* cf. *lomatophylla*	10,32
LECYTHIDACEAE	*Eschweilera* sp.1	10,21
EUPHORBIACEAE	*Micrandra spruceana*	8,48
MYRISTICACEAE	*Virola* sp.2	8,15
EUPHORBIACEAE	*Alchornea glandulosa*	5,92
FABACEAE	*Swartzia* sp.2	5,67
EUPHORBIACEAE	*Hevea nitida*	5,26
MELASTOMATACEAE	*Bellucia grossulariodes*	4,8
FABACEAE	*Swartzia flavescens*	4,58
CAESALPINACEAE	*Dialium guianense*	4,58
APOCYNACEAE	*Couma macrocarpa*	4,28
CAESALPINACEAE	*Copaifera reticulata*	4,24
FABACEAE	*Swartzia schomburgkii*	4,22
SAPOTACEAE	SAPOTACEAE sp.2	3,85
ARALIACEAE	*Dendropanax neblinae*	3,73
FABACEAE	*Swartzia* sp.1	3,63

Aspectos socioculturales de las comunidades Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú

La cuenca del río Tiquié hace parte de la cuenca alta del Río Negro, una de las regiones más ampliamente documentadas en aspectos sociales, culturales y lingüísticos de Sur América. La región del alto río Negro es la cuna de alrededor 24 lenguas pertenecientes a cuatro familias lingüísticas: Arawak, Nadahup, Tucano Occidental y Tucano Oriental, esta última congrega más de una docena de lenguas que se ubican en la cuenca del río Vaupés (Epps & Stenzel, 2013).

En la cuenca del río Tiquié, que hace parte de la cuenca del río Vaupés, hay seis grupos de la familia lingüística Tucano Oriental y dos de la familia Nadahup. Entre los Tucano, las lenguas más habladas en esta región son, en su orden, la tucano, tuyuca, bará, desana y macuna (Cabalzar, 2013). En las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, asentadas en la cuenca alta del río Tiquié, las lenguas mayoritarias son tuyuca y bará respectivamente.

En los grupos del alto río Negro, particularmente entre los Tucano Oriental, hay una fuerte asociación entre la lengua y la identidad étnica, y se refleja especialmente en las reglas de la exogamia lingüística para conformar pareja (Epps & Stenzel, 2013). Los Tucano Oriental también tienen una cosmología estrechamente relacionada con las constelaciones. Hay algunas variaciones en los grupos de constelaciones que reconoce cada etnia pero en general, las entidades representadas en las constelaciones incluyen aves, reptiles, mamíferos, frutas, insectos, peces, especies acuáticas y objetos manufacturados. El calendario de las constelaciones se asocia culturalmente a las épocas climáticas, fluctuaciones de las aguas, fenómenos ecológicos, a las actividades económicas, a rituales, a la recurrencia de distintas enfermedades o a peligros para llevar a cabo alguna actividad por lo cual se requieren rezos y protecciones para ejecutarlas (Epps & Oliveira, 2013).

Los indígenas tuyuca están concentrados principalmente en el alto río Tiquié, entre la cachivera Caruru en Brasil y la población de Trinidad en Colombia, incluidos los caños Onça y Cabari en Brasil, y Abiyú en Colombia. Están también presentes en un trecho del río Papurí, próximo a la frontera entre Colombia y Brasil en el afluente Inambú. Los tuyuca son expertos constructores de canoas, anteriormente eran expertos en la fabricación de redes de fibra hecha de burití. También son especialistas en la fabricación de canastos de urupema, utilizados para colar sumo de frutos (Cabalzar & Ricardo, 2006).

Los indígenas bará habitan principalmente las cabeceras del río Tiquié, aguas arriba de la población de Trinidad, en Colombia y también en el Inambú, afluente del río Paurí en el Colorado y el Lobo, afluentes del río Pirá-Paraná. También son expertos constructores de canoas, especialistas en la fabricación de canastos de turí y carayurú, y actualmente son los principales especialistas en la fabricación de adornos de plumas, usados en las ceremonias (Cabalzar & Ricardo, 2006).

Las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro se componen de un conjunto de casas, 9 en Puerto Loro y 22 en Bella Vista, nucleadas en torno a la maloca o casa ancestral. La población de Bella Vista está integrada actualmente por 176 habitantes, 75 hombres y 101 mujeres, y la comunidad de Puerto Loro por 65 habitantes, 31 hombres y 34 mujeres. En las Figuras 2.5 y 2.6 se presentan las pirámides de edad respectivas de acuerdo al censo del 2013 de la Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del Tiquié - AATIZOT.

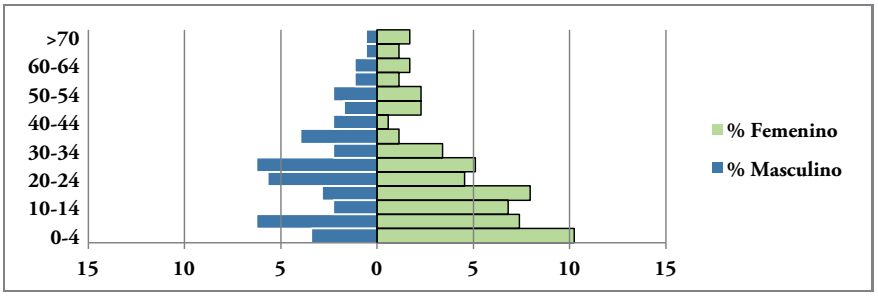


Figura 2.5 Pirámide de edad, comunidad Bella Vista, censo 2013, AATIZOT

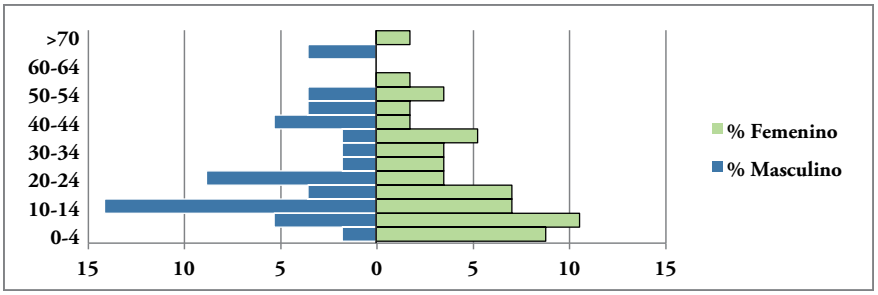


Figura 2.6 Pirámide de edad, comunidad Puerto Loro, censo 2013, AATIZOT

Ninguna de las dos pirámides presenta una base amplia y en ambas comunidades se presentan intervalos ausentes o pauperizados en rangos de mayor edad. En general se presenta una base más amplia en mujeres y una disminución hacia las categorías de mayor edad, menos abrupta y discontinua que en hombres. Esto podría indicar mayores migraciones de la población masculina. En ambas comunidades hay un cúmulo de población entre los 5 y los 29 años que disminuye notoriamente a partir de la categoría de los 30 años.

Las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro hacen parte de la Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del Tiquié - AATIZOT, creada en el año 2002. La asociación está conformada por 11 comunidades distribuidas a lo largo del río Tiquié, con una población total de 734 habitantes, siendo las comunidades más pobladas Trinidad de Tiquié y Bella Vista de Abiyú, con más de 170 habitantes; le siguen las comunidades de Puerto Loro y Puerto Colombia. Aún conservan sus tradiciones ancestrales gracias a que cuentan con payés o sabedores tradicionales que se encargan de orientar las decisiones de los líderes o autoridades tradicionales de las comunidades, además de proteger y cuidar a través de rezos y danzas el bienestar de la población. Cada comunidad cuenta con un capitán quien orienta las actividades comunitarias y es interlocutor con las demás comunidades y las instituciones.

La taxonomía de la fauna según los bará y los tuyuca

Las comunidades indígenas del Vaupés derivan gran parte de su sustento diario de los cultivos de yuca brava, de la caza, la pesca y la recolección. La selva tropical, contrario a lo que se ha descrito, no es una región homogénea en la que se presente uniformidad de recursos tales como animales de caza, anfibios, reptiles, insectos, frutos y nueces, ni de suelos en donde sea factible establecer los cultivos en cualquier sitio. Por lo tanto, existen un conjunto de principios ecológicos en los que se formula un sistema de normas sociales y económicas dotadas de un alto valor adaptativo, como parte del esfuerzo por conservar un equilibrio viable entre los recursos del medio ambiente y las necesidades sociales (Reichel-Dolmatoff, 1997).

Parte de este proceso adaptativo se refleja en la manera de clasificar el ambiente físico. Los sistemas de clasificación reflejan las estructuras lógicas de percepción del ambiente físico y social, y los términos empleados para clasificar reflejan el uso del ambiente en el pasado e influyen en el comportamiento de los individuos en el presente (Morán, 1997). La jerarquización que cada etnia hace de la fauna y la manera de nombrar los grupos obedece entonces a la mitología de cada pueblo y a su historia.

Sin la pretensión de desarrollar una investigación etnoecológica, se buscó hacer visible la clasificación de la fauna por parte de cada una de las comunidades, comprender las diferencias o semejanzas entre las dos etnias y facilitar el diálogo en el grupo de investigadores locales y externos sobre las especies y/o

grupos de especies, así como facilitar la compresión de las estructuras y reglas con las cuales las comunidades ordenan el recurso fauna.

La clasificación se hizo a partir de un grupo de especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios e insectos. Las especies incluidas corresponden a las reportadas en los registros de cacería de las comunidades, como también a especies adicionales con distribución geográfica en la zona de estudio. Éstas últimas incluyeron especies comestibles y otras sin información sobre consumo. Se elaboraron 135 fichas con fotografías de la fauna de cacería tomadas por las comunidades o con ilustraciones de fuentes bibliográficas.

Con el objeto de lograr que el agrupamiento respondiera a un criterio con sentido cultural (Bernard, 2011; Werner & Fenton, 1973), en un primer momento se repartieron las fichas entre todos los participantes, hombres y mujeres de todas las edades, y se solicitó su agrupamiento de acuerdo con el criterio de cada comunidad. Una vez agrupado el primer bloque se solicitó continuar con la conformación de subgrupos y así sucesivamente hasta que no se presentaron más subdivisiones. Una vez finalizado el ejercicio de agrupamiento se solicitó a los participantes dar un nombre a cada grupo con el fin de conocer el criterio de agrupamiento utilizado. Se identificaron los niveles de agrupamiento y se plasmó gráficamente la información.

Estas clasificaciones dependen de la experiencia, de la edad, de la presencia o ausencia de las especies en los ambientes que frecuenta el individuo (Morán, 1997). Además, en los pueblos indígenas, depende también de las diferencias en el dominio del tema por parte de las mujeres, de los hombres jóvenes, hombres adultos, ancianos o las autoridades tradicionales. Para conocer entonces si había diferencias en la forma de clasificar la fauna por parte de la autoridad y la comunidad, se solicitó hacer el mismo agrupamiento solo a la autoridad tradicional en cada comunidad.

Con el fin de ilustrar aquí de manera general como se clasifica la fauna en las dos comunidades, se resaltan las principales diferencias y semejanzas en el agrupamiento colectivo de las dos comunidades (Figuras 2.7 y 2.8), y se mencionan solamente las diferencias más notorias que se encontraron cuando la clasificación fue hecha solamente por la autoridad de la comunidad.

Coinciden ambas comunidades en situar en el primer nivel de agrupamiento los animales que vuelan, los animales trepadores/micos, los animales terrestres que andan en el suelo en cuatro patas, los animales del agua, las ranas y los insectos comestibles. Los animales acuáticos, aunque están en ambas comunidades en un primer nivel, presentan una composición diferente. En Bella Vista congrega a tortugas, yacarés, perro de agua y güio. En Puerto Loro, congrega solamente animales no comestibles, nutrias, garza, pato aguja y corocoro. En esta comunidad las tortugas, los yacarés y el güio, especie no comestible, son grupos de primer nivel. El agrupamiento realizado por la autoridad de cada territorio incluyó como grupo de primer nivel también a los tigres en Puerto Loro y el güio en Bella Vista.

El grupo de los animales que vuelan, en su segundo nivel de agrupamiento, se diferencia básicamente en que Bella Vista incluye también la garza, el pato aguja y el corocoro, especies que Puerto Loro clasifica como animales no comestibles que comen pescado. El grupo de los animales de cuatro patas que andan en el suelo presentó subdivisiones muy diferentes en cada comunidad. Mientras que Bella Vista separó las especies entre las diurnas, nocturnas y las que tienen ambos hábitos, Puerto Loro dividió entre los no comestibles y los comestibles. Entre los primeros están los tigres y el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), y los comestibles incluyen el grupo de tintín, guara, lapa, puercos de monte, venados, chigüiro y el grupo de los armadillos. La misma lógica de agrupamiento se manifiesta en la subdivisión de los trepadores/micos: Bella Vista subdividió los micos en diurnos y nocturnos, Puerto Loro subdividió los trepadores en micos comestibles y trepadores no comestibles. Coinciden en ambas comunidades varias especies de primates diurnos y comestibles, y nocturnos y no comestibles, en esta última categoría están el oso hormiguero (*Tamandua tetradactyla*) y los perezosos (*Bradypus variegatus*, *Choleopus didactylus* y *Cyclopes didactylus*).

Las subdivisiones de los animales de cuatro patas que andan en el suelo hecha por la autoridad en Bella Vista, desconoce la subdivisión por hábitos diurnos y nocturnos y agrupa los que trepan y caminan en el suelo, los que solo caminan en el suelo, los armadillos, tigres, chigüiro y canguros (*Didelphis marsupialis*). En Puerto Loro, la autoridad diferenció entre los animales comestibles de cuatro patas que andan en el suelo, particularmente a los pecaris, dantas y venados. Estos últimos tienen una importante simbología en la cosmología

Figura 2.7 Taxonomía de la fauna según la comunidad de Bella Vista, organización realizada por la comunidad en pleno. Las especies que aparecen tachadas no fueron reconocidas por la comunidad para la zona.

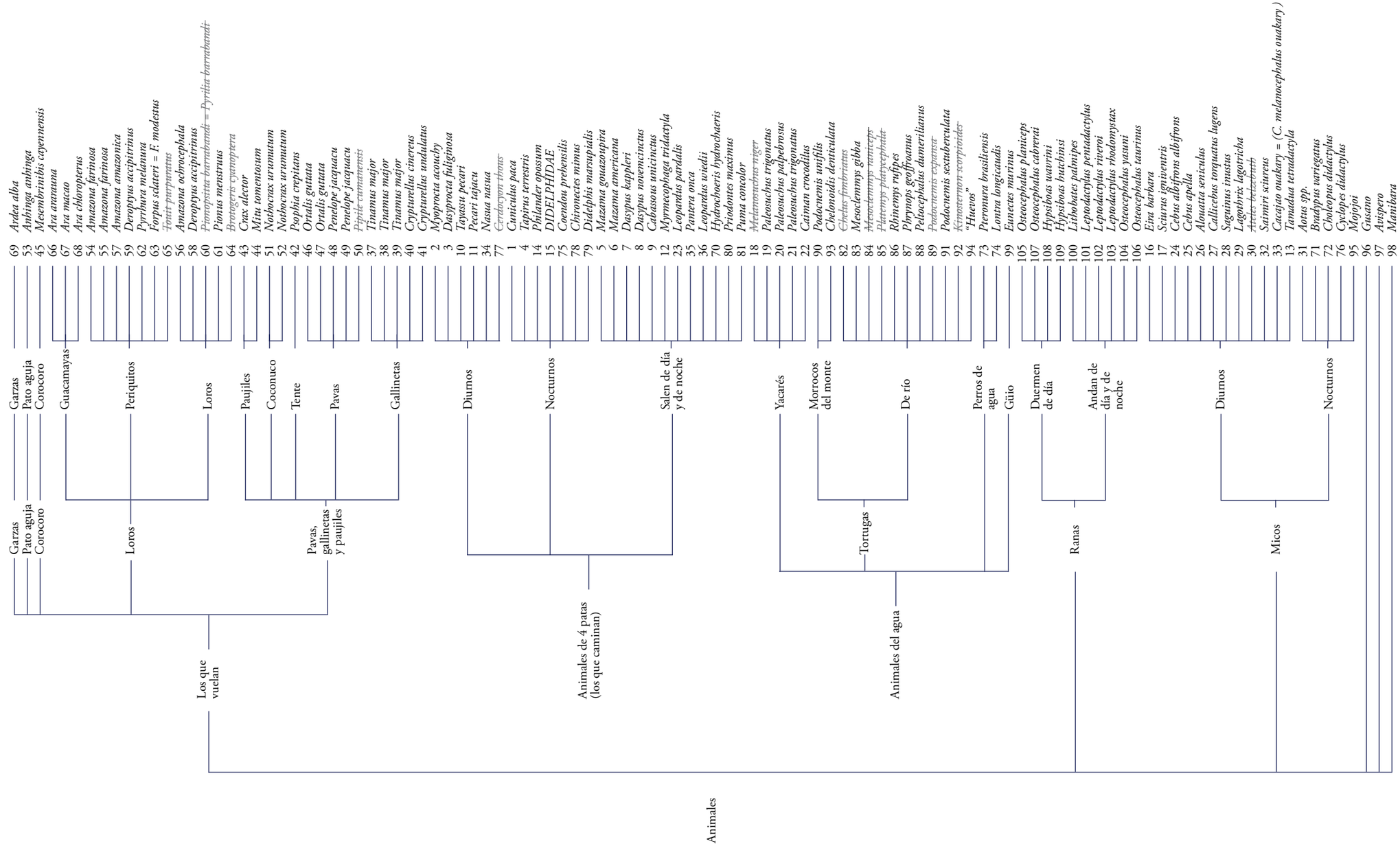
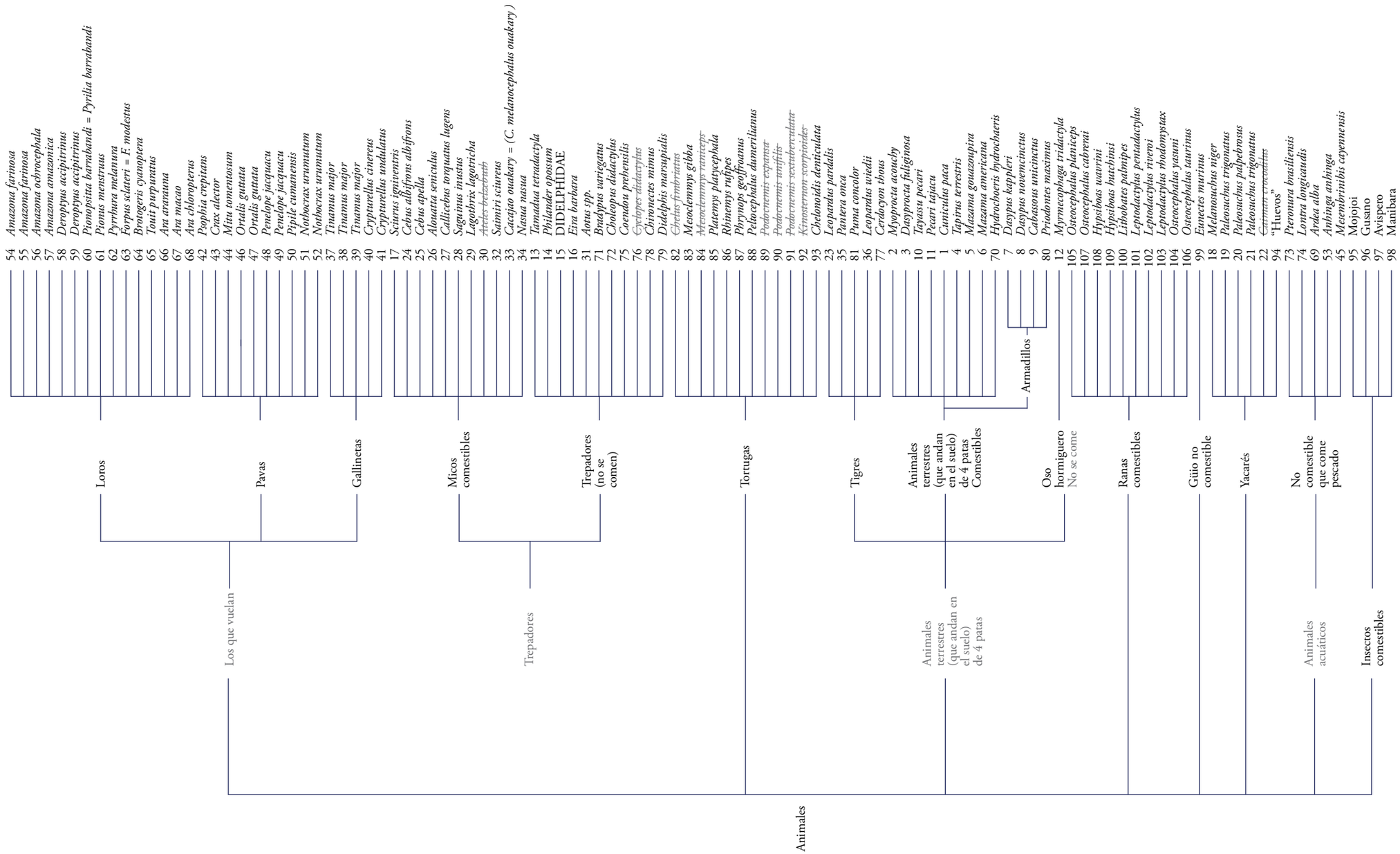


Figura 2.8 Taxonomía de la fauna según la comunidad de Puerto Loro, organización realizada por la comunidad en pleno. Las especies que aparecen tachadas no fueron reconocidas por la comunidad para la zona.



de los Tucano Oriental: son animales de uso restringido aunque no declarados prohibidos (Reichel-Dolmatoff, 1997).

El agrupamiento general, hecho por las autoridades en ambas comunidades, entre especies comestibles y no comestibles, más allá de poder estar sesgado por estar inmersos en un proyecto de fauna de consumo, obedece a la manera como ha sido descrita la relación entre especies, incluido el hombre, para los pueblos amazónicos. Según Descola (2004), lo que distingue una especie de otra es lo que come y quién se la come. De acuerdo con Reichel-Dolmatoff (1997) para los desana, también de la familia lingüística Tucano Oriental, la vida animal se concibe como enteramente dependiente de los hombres en una relación mediada por el "Dueño de los animales". El autor describe para las "tribus" Tucano la relación hombre/animal en su nivel más obvio en dónde los animales son alimento, se matan y se comen. En otros niveles se consideran modelos y, en pesadillas, representan gente y conceptos abstractos.

Es probable que la importancia que se dio a los hábitos diurnos y nocturnos en el ejercicio colectivo en Bella Vista, obedezca a los conocimientos que los estudiantes adquieren en la escuela, con mayor influencia de las ciencias naturales. Si bien en las fichas predominaron los animales que se consumen, aquellos que hacen parte del sistema de caza y recolección, también se incluyeron especies no comestibles que representan niveles principales de clasificación. Por ejemplo, los tigres y el güio fueron puestos en el primer nivel, probablemente por la importancia que tienen en los mitos de origen de la cultura Tucano (Reichel-Dolmatoff, 1997).

El sistema de subsistencia y su disponibilidad a lo largo del año

En la Amazonia, las áreas de bosque inundable, ya sean várzeas o igapos, tienen características en común, incluyendo el ciclo de creciente y baja de los ríos que, a su vez, influye en la flora, la fauna y las estrategias de las poblaciones humanas para aprovechar los recursos (Morán, 1997). Tanto el clima como la fluctuación de las aguas determinan la disponibilidad de recursos para la fauna tanto en cantidad como en distribución, lo que, a su vez, determina la variación en el uso del hábitat por parte de las poblaciones silvestres. Estos cambios de la abundancia y disponibilidad de la fauna de consumo a lo largo del año, y de los demás recursos alimenticios, son bien conocidos por las comunidades.

Con el fin de conocer la percepción comunitaria acerca del estado de la fauna en distintas épocas del año, se utilizó la metodología de Sarandón & Flores (2009) y Sarandón (2002) para evaluación de sustentabilidad en agroecosistemas. Se identificaron componentes del sistema de subsistencia tales como cacería, peces, ranas, insectos y frutos silvestres y se evaluó su disponibilidad en aguas altas, medias y bajas en una escala de 0 a 10, en donde 0 es ausencia y 10 es disponibilidad máxima. Los resultados se plasmaron en gráficos radiales o de tela de araña.

Se evaluó igualmente la percepción de la abundancia de los distintos grupos de fauna con respecto al nivel del agua y el esfuerzo requerido para cazarlos. Los grupos de fauna corresponden a los clasificados por cada comunidad en las taxonomías locales descritas en el apartado anterior. Así mismo, se examinó la percepción de la disponibilidad de presas en los distintos tipos de bosque, de acuerdo al nivel de las aguas. Los tipos de bosque corresponden a los que cada comunidad tipificó en su territorio y plasmó en su cartografía social.

De otra parte, se indagó en cada comunidad por la percepción del uso actual de las técnicas de cacería y su efectividad. Las anteriores valoraciones se construyeron en reuniones donde participó la totalidad de habitantes de cada comunidad.

Adicionalmente se evaluó la percepción que los hombres de distintas edades tienen del aumento o disminución de las principales especies de la fauna de consumo a lo largo del tiempo. Debido a que las mujeres tienen su actividad principal en la chagra, también se estableció su percepción del aumento o disminución de las especies de fauna asociadas esos lugares. En cada comunidad se conformaron grupos pequeños, máximo de cuatro personas, integrados por hombres jóvenes, hombres adultos o viejos, y se conformaron también grupos de mujeres sin separar por edad. Para conocer cuáles eran las principales especies, se pidió a cada grupo listar libremente las especies que quisiera evaluar y posteriormente se evaluó la frecuencia de reporte de cada especie (Bernard, 2011).

Disponibilidad de los componentes del sistema de subsistencia

En general la comunidad de Puerto Loro tiene una percepción de mayor abundancia de recursos a lo largo del año, todos los componentes alcanzaron valores iguales o más altos que en Bella Vista. Para esta última comunidad, la época de aguas altas es la de mayor disponibilidad de todos los componentes con excepción de los insectos que presentan mayor disponibilidad en aguas medias. En la época de aguas bajas, contrario a lo percibido por Puerto Loro, no está en plena disponibilidad ningún recurso (Figura 2.9).

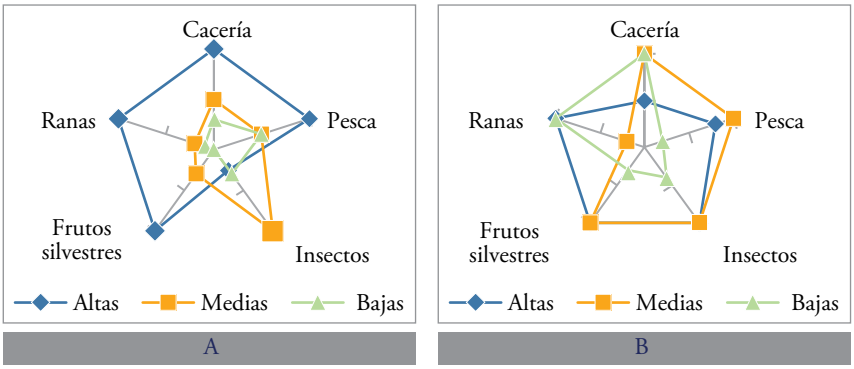


Figura 2.9 Disponibilidad de componentes del sistema de subsistencia en aguas altas, medias y bajas. A. Bella Vista, B. Puerto Loro

Hay una diferencia notoria en la percepción de la disponibilidad de cacería en las dos comunidades. Mientras que en Bella Vista la máxima disponibilidad se percibe en aguas altas, en Puerto Loro es la época de menor aporte. De hecho, en Puerto Loro la comunidad argumenta que la cacería abunda en aguas medias porque empiezan a bajar las aguas y se va destapando el rebalse donde hay semillas y rebrotes disponibles para que coma la fauna.

Con excepción de las ranas, en Puerto Loro la época de aguas medias presenta máxima disponibilidad de recursos, mientras que en Bella Vista es una época de más restricción. Las ranas se perciben abundantes en ambas comunidades en aguas altas, sin embargo, en Puerto Loro también se percibe una alta abundancia en aguas bajas y se argumenta que las primeras lluvias al final de la época seca es el tiempo de rana.

Abundancia de los grupos de fauna y esfuerzo de cacería

Ambas comunidades perciben el mayor esfuerzo de cacería (es decir mayor dificultad para obtener las presas) en la época de aguas altas y menor esfuerzo en aguas medias y bajas. En general, coincide en las dos comunidades la percepción de la máxima abundancia de especies grandes en aguas medias y bajas, de ranas en aguas altas o en aguas bajas cuando empiezan a subir las aguas, de insectos en aguas medias y especies en la categoría de trepadores, en aguas altas. Los yacarés y las tortugas se perciben poco abundantes durante todo el año en Bella Vista. En Puerto Loro, mientras que los yacarés tienen máxima abundancia en aguas altas, las tortugas prácticamente son inexistentes.

Las aves presentan diferencias de percepción de su abundancia, para Bella Vista abundan durante aguas altas mientras que para Puerto Loro abundan en aguas medias y bajas (Figura 2.10).

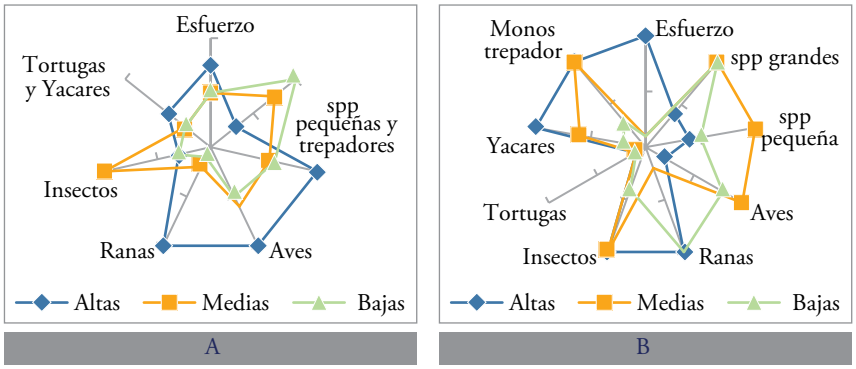


Figura 2.10 Abundancia de los grupos de fauna en aguas altas, medias y bajas y esfuerzo de cacería. A. Bella Vista, B. Puerto Loro

Disponibilidad de fauna de consumo en los distintos tipos de bosque

Las dos comunidades, en la época de aguas bajas, perciben de manera diferente la disponibilidad de fauna en los distintos tipos de bosque. Para Bella Vista es la época con mayor disponibilidad en todos los tipos de bosque, algo menor en sabana y rastrojo. Para Puerto Loro, en esta época, la fauna presenta la más baja disponibilidad.

En Puerto Loro, cuando hay aguas altas, los tipos de bosque alejados del río, monte bravo, chagras y lomas tienen máxima abundancia. En Bella Vista,

ningún tipo de bosque presentó máxima disponibilidad de animales a no ser el rebalse en época seca (Figura 2.11).

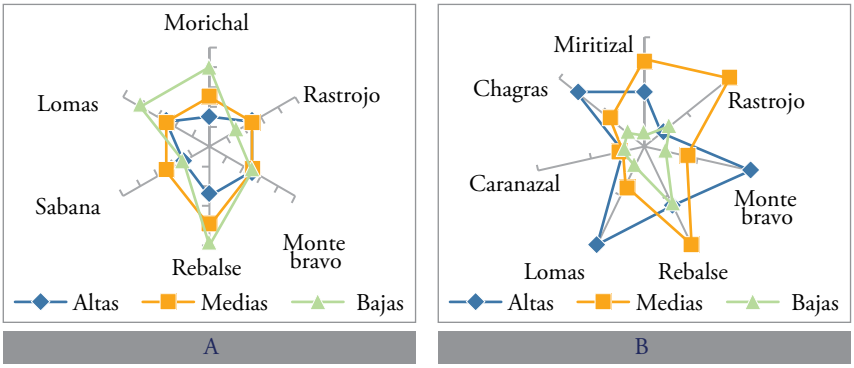


Figura 2.11 Disponibilidad de fauna de consumo en los distintos tipos de bosque en aguas altas, medias y bajas. A. Bella Vista, B. Puerto Loro

La percepción de la disponibilidad de fauna en los distintos tipos de bosque a lo largo del año, más que relacionarse con la extensión de cada tipo de bosque en cada territorio, podría estar relacionada con el tipo de presas que captura habitualmente cada comunidad. En Bella Vista, coinciden en aguas altas: una máxima percepción de disponibilidad de cacería (Figura 2.9), un esfuerzo máximo para conseguir cacería, y los grupos de máxima disponibilidad son aves, especies pequeñas y ranas (Figura 2.10). En Puerto Loro, coinciden con la percepción en aguas medias y bajas: la máxima disponibilidad de cacería (Figura 2.9), menor esfuerzo y máxima abundancia de especies grandes (Figura 2.10).

Uso actual y eficiencia de las técnicas de cacería

Se percibe un desuso de las técnicas tradicionales de cacería como el arco y la flecha, la cerbatana y las trampas y su reemplazo por la escopeta o el machete. No obstante, al calificar la efectividad de las técnicas tradicionales, asumiendo un conocimiento óptimo de cada una de ellas y siguiendo las reglas tradicionales para su uso, se perciben como de máxima efectividad. Por el contrario, las técnicas más usadas actualmente, el machete, la zagaya y el perro en Bella Vista y la escopeta y el machete en Puerto Loro, se perciben como menos efectivas (Figura 2.12).

Las técnicas más usadas y efectivas en Puerto Loro corresponden a la mano y las trampas para ranas, éstas últimas poco utilizadas en Bella Vista a pesar de que se reconoce su gran efectividad. Las técnicas más utilizadas en Bella Vista coinciden con la obtención de presas más pequeñas, y el uso de la escopeta en Puerto Loro con presas grandes.

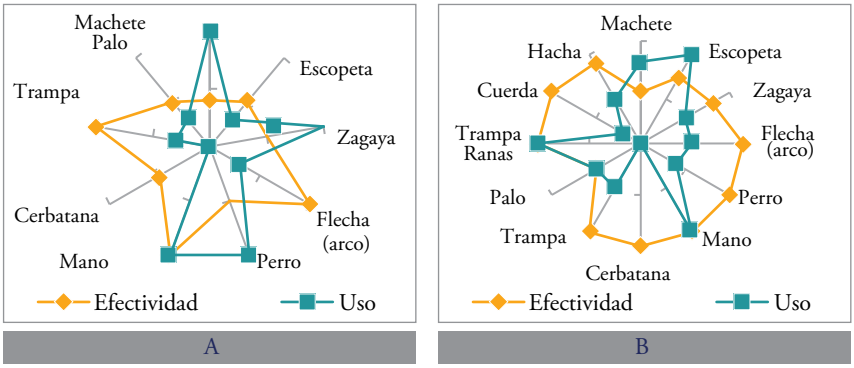


Figura 2.12 Uso actual y eficiencia de las técnicas de cacería A. Bella Vista, B Puerto Loro

Percepción del aumento o disminución de los principales animales de cacería

Las especies más frecuentemente mencionadas en la comunidad de Bella Vista por todos los grupos de hombres y mujeres fueron la lapa (*Cuniculus paca*), la guara (*Dasyprocta fuliginosa*), las pavas (*Penelope jacquacu*) y el tintín (*Myoprocta acouchy*). En Puerto Loro, las más listadas fueron la lapa, la guara, la danta (*Tapirus terrestris*) y el cajuche (*Tayassu pecari*). En Bella Vista, los únicos animales grandes incluidos en la evaluación fueron el venado (*Mazama* sp.) y el cerrillo (*Pecari tajacu*), pero el venado solo fue mencionado una vez y el cerrillo dos veces.

En Bella Vista, según el grupo de hombres viejos todas las especies han disminuido. Este grupo es el único que incluye al venado (*Mazama* sp.) en la evaluación. El grupo de hombres adultos coincide con el anterior en la disminución de la lapa, la guara y el tintín, sin embargo señalan el aumento de la pava, el cerrillo y el mico (*Cebus apella*). Para el grupo de hombres jóvenes, con excepción del armadillo, todos los animales han aumentado y según las mujeres han aumentado la lapa y la guara; el tintín, la pava y el cerrillo han

mantenido su abundancia en el tiempo. Solamente los hombres jóvenes y las mujeres mencionaron las ranas (*Osteocephalus* sp., *Hypsiboas wavrini*) como un grupo importante (Figura 2.13).

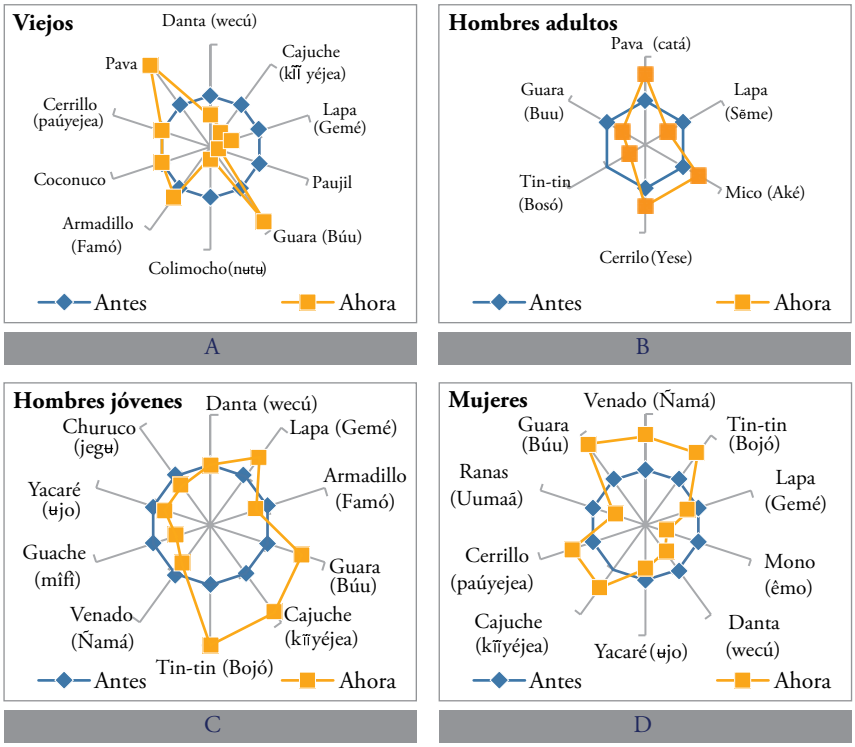


Figura 2.13 Percepción del aumento o disminución de los principales animales de cacería para la comunidad de Bella Vista. A. Para hombres viejos, B. Para hombres adultos, C. Para hombres jóvenes, D. Para las mujeres.

En Puerto Loro, según el grupo de hombres viejos, los únicos animales que han aumentado son la pava y la guara, y ligeramente el armadillo (*Dasypus* sp.). El coconuco (*Nothocrax urumutum*) y el cerrillo se han mantenido igual y el resto ha disminuido notablemente, la danta, el cajuche, la lapa, el paujil (*Mitu tomentosum*) y el colimocho (*Cacajao melanocephalus ouakari*). Para los hombres jóvenes, por el contrario, la lapa, el cajuche y el tintin han aumentado y coinciden con los mayores en la percepción del aumento de la guara. Los jóvenes también nombraron el churuco (*Lagothrix lagotricha*), el yacaré (*Paleosuchus* sp.), el guache (*Nasua nasua*) y el venado y consideran que todos han disminuido ligeramente, al igual que el armadillo. Según las

mujeres, la lapa, el mono (*Alouatta seniculus*), la danta, el yacaré y las ranas han disminuido, coinciden con los viejos y jóvenes en que la guara ha aumentado, y con los jóvenes en que el tintín y el cajuche han aumentado. Para ellas igualmente el cerrillo y el venado han aumentado (Figura 2.14).

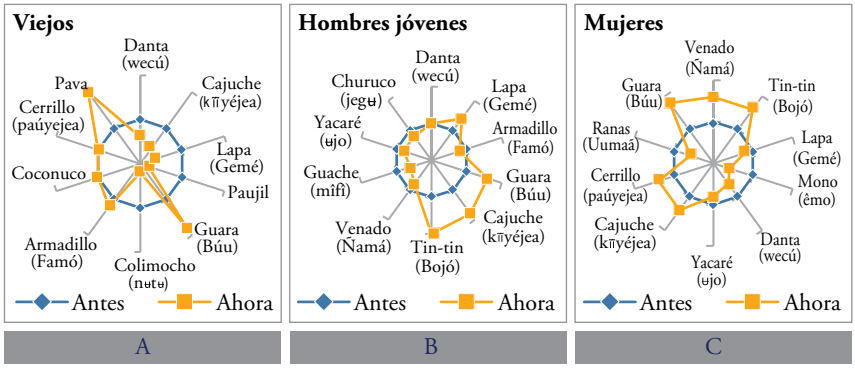


Figura 2.14 Percepción del aumento o disminución de los principales animales de cacería para la comunidad de Puerto Loro A. Para hombres viejos, B. Para hombres jóvenes, C. Para las mujeres.

Las diferencias de percepción de los distintos grupos de pobladores sobre el aumento o disminución de las poblaciones silvestres, puede obedecer a varios factores. La apreciación general de disminución de la abundancia por parte de los mayores podría obedecer a una realidad ecológica, es decir, poblaciones silvestres cercanas disminuidas, especialmente de las especies de mayor porte como dantas, cajuches y venados, por presión de cacería. Sin embargo, igualmente podría obedecer a un menor acceso a la proteína proveniente de la cacería porque en la familia ya no hay quien asuma el rol de cazador activo. La percepción, especialmente en los grupos de hombres adultos y jóvenes, de la disminución de algunas especies pero el aumento de otras que suplen los requerimientos de proteína proveniente de la caza, puede estar también relacionada con los cambios en las técnicas de cacería, por ejemplo pérdida de conocimientos para la construcción de trampas tradicionales. De igual forma podría estar relacionado con la disponibilidad actual de distintos instrumentos para acceder a la cacería, por ejemplo, escopeta y municiones. La sensación de las mujeres sobre el aumento de venados, cerrillos, guaras, cajuches, tintín, se asocia tal vez con el daño y perdida de cultivos que estas especies ocasionan en las chagras. El hecho de que solamente los grupos de jóvenes y mujeres mencionan las ranas como grupo importante en la alimentación podría

indicar que no son consideradas presas de caza por parte de los hombres adultos y viejos, aunque han sido siempre parte de la dieta (Morán, 1997). Es probable que actualmente las ranas cobren mayor importancia entre los hombres jóvenes ya que debido a la escolaridad, estos tienen menos tiempo de participar con los mayores en las faenas de caza en las cuales se obtienen presas más grandes.

KENYA

DEUS É FIÉL

CAPÍTULO III

Caracterización de la cacería y la fauna de consumo

En este capítulo se caracteriza la cacería en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, tanto la actividad como la fauna asociada. Se incluye, aparte de los mamíferos, aves y reptiles, el uso de los anfibios como parte de la fauna de consumo; al igual que los insectos y las principales especies de peces. Con el fin de aproximarse a una evaluación integral de los grupos de fauna que proveen proteína para la seguridad alimentaria de las comunidades, se analiza la diversidad de la dieta, la presión de cacería considerando las principales especies utilizadas, los volúmenes aprovechados y la estacionalidad del uso de algunas especies. Así mismo se evalúan algunos aspectos socioculturales relacionados con las técnicas y la vocación de cacería.

Metodología

Obtención de datos

Caracterización de la cacería

De manera concertada con los investigadores locales, se diseñaron formatos de registro. Estos incluyeron datos de localidad, registrador, fecha, duración y éxito de la faena, identificación del animal con nombre en lengua, bará y tuyuca, en castellano, nombre científico, foto, peso, sexo, estado reproductivo, lugar de cacería y ubicación en la cartografía social, intencionalidad, es decir cacería planeada o encuentro fortuito, el arma o técnica utilizada, la época climática referida por el nivel de las aguas del caño y destinación de la cacería. Adicionalmente se registraron algunas medidas morfométricas como largo total, largo de cola, circunferencia de pecho, largo desde codo a la punta de los dedos y largo de pata.

Las familias de Bella Vista y Puerto Loro registraron su cacería durante un año, entre el 1 de mayo de 2013 y el 30 de abril de 2014. En total se contó con 3415 registros de cacería, provenientes de 1094 faenas; 2108 registros en la comunidad de Bella Vista obtenidos por 27 cazadores en 548 faenas y 1307 registros de la comunidad de Puerto Loro, tomados por 16 cazadores en 546 faenas.

Los pesos de los animales se registraron con balanzas de resorte (dinamómetros) con capacidad de 2.5, 15, 30 y 50 Kg, y con balanzas de plato (tipo reloj) con capacidad de 20 Kg. Para los individuos cazados que no reportaron peso total se usó el peso promedio de los individuos cazados de la misma especie. Las medidas de longitud fueron tomadas con metros de modistería y para casos particulares como los anfibios las medidas se hicieron con calibrador.

La identificación taxonómica de las especies de cacería se facilitó ya que los investigadores locales tomaron foto de la mayoría de las presas y las vincularon al formato de registro. No obstante, algunas veces no fue posible identificarlas a partir de las fotos ya que estas carecían de algunos caracteres diagnósticos, o simplemente no se contaba con el registro fotográfico. En estos casos la presa se asignó únicamente al género, esto ocurrió para *Paleosuchus* sp., que

corresponde a los yacarés para los cuales fue imposible determinar si se trataba de *P. palpebrosus* o *P. trigonatus;* en el caso de las ranas del género *Leptodactylus,* cuando no fue posible identificar entre *L. pentadactylus* o *L. knudseni;* para *Tinamus* sp., cuando no se pudo determinar si era *T. guttatus* o *T. major*; y para *Crypturellus* sp, que corresponde a cualquiera de las cinco especies de *Crypturellus* identificadas.

Sistema de subsistencia

Se evaluó el sistema de subsistencia en general para establecer la importancia de la cacería como fuente de alimento. Para ello, 39 familias de ambas comunidades, registraron, dos veces por semana y durante un año, lo que se consumía en el hogar. Los productos consumidos se organizaron en cuatro categorías: productos de la chagra y frutos silvestres, cacería, pesca e insectos. En los formatos de consumo se registraron las especies consumidas con datos de cantidad y adicionalmente se anotaron datos de comunidad, familia, número de personas en el hogar, fecha, número de personas para la comida estacionalidad y comentarios.

Para determinar la riqueza de insectos y peces que hacen parte de la dieta, las familias registraron los nombres en lengua de cada una de las especies consumidas. En el caso de los insectos, adicionalmente, colectaron individuos de cada especie e hicieron registro fotográfico. El material fue identificado como parte de un trabajo de grado (Díaz-C, 2014) con la ayuda de los especialistas del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.

Para establecer la diversidad de la ictiofauna consumida en las dos comunidades, se usó el listado de especies de peces del alto río Tiquié, distribuidas aguas arriba de la Cachivera Larga (Cabalzar, 2005), que corresponde a la zona donde se asientan las comunidades de Puerto Loro y Bella Vista y en donde aprovechan el recurso pesquero.

Análisis de datos

Para los análisis estadísticos se probó la normalidad de datos con la prueba de Shapiro-Wilk. Los datos no presentaron normalidad, de tal manera que se utilizaron las pruebas no paramétricas adecuadas para cada caso. Para estos

análisis se usaron los programas Statistix 9 (Analytical Software, 2008) y Statistica versión 7.0 (StatSoft, Inc., 2004). En la descripción de los resultados junto con las medias se presenta la desviación estándar (SD) como medida de dispersión.

Aportes de la fauna de consumo y caracterización de la cacería

El aporte de la fauna de cacería, de recolección y los peces al sistema de subsistencia se estableció a partir de la frecuencia de aparición de cada categoría en los registros de consumo, incluida la categoría de chagra y frutos silvestres. Para la cacería se estableció la composición en términos de número de presas y biomasa (Kg), por grupo taxonómico, diferenciando mamíferos, aves, reptiles y anfibios para la zona en general y para cada comunidad, así como la diversidad de especies aprovechadas usando la riqueza específica y el índice de dominancia de Simpson (D).

Vocación de cacería

Esta investigación se realizó con comunidades indígenas, que aunque forman parte del grupo Tucano Oriental pertenecen a dos etnias distintas, los bará y los tuyuca, y es probable que presenten diferencias en su interés por la cacería y sus costumbres en la práctica de esta actividad. Por ello se evaluó la vocación de cacería de cada comunidad, utilizando para su descripción la intencionalidad de la caza, es decir si es planeada o no, la proporción de éxito de las faenas, el tiempo invertido en las faenas planeadas, el rendimiento de la cacería entendido como el tiempo necesario para la consecución de una presa y como la biomasa obtenida en una hora de cacería, así como la selectividad de las presas.

Para indagar por diferencias en la intencionalidad y el éxito de la cacería entre las dos comunidades, se comparó la representación de la cacería planeada y la no planeada al igual que la representación de la cacería exitosa y no exitosa, en cada comunidad, utilizando una prueba de Chi^2 para tablas de frecuencias 2x2.

Para establecer si existen diferencias en el tiempo invertido en las faenas planeadas entre ambas comunidades y en el rendimiento, expresado éste como biomasa obtenida en una hora de cacería y tiempo invertido en la consecución de una presa, se usaron pruebas de U de Mann – Whitney.

Buscando establecer si en la zona se realiza una cacería selectiva se utilizó una prueba de Chi^2 para tablas de frecuencias 2x4, para evaluar si existe alguna asociación entre la clase taxonómica y el tipo de cacería, planeada o no. Adicionalmente se evaluó si existe asociación entre el tipo de cacería con agrupaciones de fauna que consideran subgrupos taxonómicos de acuerdo al tamaño de las presas, usando pruebas de Chi^2 para tablas de frecuencias 2x17 y 2x15. Esta asociación se evaluó para los datos en general y para cada comunidad.

Técnicas de cacería

Para indagar si hay diferencias en la frecuencia de uso de las técnicas de cacería entre las comunidades se usó una prueba de Chi^2 para tablas de frecuencias 2x13. Para establecer si existen diferencias en la efectividad de las técnicas, considerando efectividad como tiempo/presa y biomasa/tiempo, se usaron, pruebas de Kruskal-Wallis y comparaciones *a posteriori* para determinar qué genera estas diferencias.

La evaluación de la especificidad de las técnicas para la captura de tipos particulares de presas se realizó con pruebas de Kruskal-Wallis, comparando el peso de las presas atrapadas con cada técnica de cacería y realizando comparaciones *a posteriori* para determinar cuáles son las técnicas específicas para la captura de algún tipo de presa. Adicionalmente, para establecer si algunas técnicas de cacería específicas se asocian con la cacería planeada o no planeada se usaron pruebas de Chi^2 para tablas de frecuencias 2x13.

Para evaluar la posible pérdida de conocimiento de las técnicas tradicionales de cacería, se indagó si existen diferencias en las edades de los cazadores que usan cada técnica, utilizando pruebas de Kruskal-Wallis. Este análisis se realizó para la zona en general y diferenciando por comunidades.

Estacionalidad del sistema de subsistencia

Tanto en Bella Vista como en Puerto Loro los investigadores locales tomaron registros diarios de precipitación con los cuales se estableció la magnitud de las lluvias locales. Estos valores se compararon gráficamente con las frecuencias de

consumo de cacería, pesca e insectos; además de realizar comparaciones con la biomasa de fauna de cacería capturada.

Presión de cacería

La presión de cacería fue abordada por medio del cálculo de la tasa de cosecha por especie y la cosecha por unidad de área, que reflejan el impacto de la extracción sobre la población presa (Ojasti & Dallmeier, 2000). La tasa de cosecha por especie se calculó utilizando la fórmula: Tasa de cosecha por especie = número de individuos obtenidos por especie / (número de consumidores x duración del estudio en años) (Redford & Robinson, 1987); el número de consumidores se calculó sumando el número de personas mayores de tres años que componen el grupo familiar de cada cazador.

Por su parte, la cosecha por unidad de área en cada comunidad se calculó usando la fórmula: Cosecha por unidad de área = biomasa extraída durante un año / superficie del área de caza (Vickers, 1984), donde el área de caza se consideró como el área en Km^2 de las zonas de alta presión de caza. Estas áreas se calcularon a partir de las marcas de cada evento de cacería, que fueron registradas por los investigadores locales en los mapas de los respectivos territorios.

La zona de alta presión de cacería se estableció como el área dentro de un diámetro de 6 Km desde la comunidad, distancia donde se registra la mayor presión de cacería (Fragoso *et al.*, 2011; Strong *et al.*, 2010), sobre la cual se localizaron un buffer de 500 m alrededor las coberturas de rastrojo y otro buffer de 1 km sobre los principales ríos navegables de la zona, a lo largo de los cuales se localizan la mayor parte de los puntos de cacería.

Resultados y Discusión

Aportes de la fauna de consumo y caracterización de la cacería

Las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, localizadas aún lejos de centros urbanos, basan su seguridad alimentaria fundamentalmente en recursos locales como pesca, productos de la chagra, frutos silvestres, insectos y cacería.

La fauna de cacería, de recolección y los peces representan el 46% del consumo dentro del sistema de subsistencia. La pesca aporta el 30%, la cacería el 9% y los insectos el 7%. La riqueza de especies que componen estos porcentajes de consumo supera las 180, 61 especies de fauna de cacería (8 especies de anfibios, 26 de aves, 20 de mamíferos y 7 de reptiles), 28 especies de insectos (Díaz-C, 2014) (Anexo 1) y 100 especies potenciales de peces (Cabalzar, 2005).

Aunque en este trabajo no se ahondó en el tema de la pesca, es posible mencionar algunas de las especies de peces más utilizadas por las comunidades como la tarira (*Hoplias* sp.), el ñandia (*Rhamdia laukidi*), el yacundá (*Rhamdia laukidi*) y los guaracús (*Leporinus* spp), las cuales fueron reportadas en cerca de la mitad de las faenas de pesca.

Entre los insectos incluidos en la dieta de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, los coleópteros, tanto adultos como larvas (mojojoyes), aportan la mayor riqueza con 14 especies, seguidos de los himenópteros con cinco especies y los lepidópteros con cuatro especies (Díaz-C, 2014), tal como se reporta para otras comunidades indígenas (Costa-Neto & Ramos-Elorduy, 2006). Unas de las especies de insectos más frecuentemente consumidas son los mojojoi (*Rhinostomus barbirostris* y *Rhynchophorus palmarum*), disponibles prácticamente durante todo el año, y que representan un alto aporte nutricional, pues estas larvas cuentan con una composición de aminoácidos esenciales completa para los humanos e incluso cien gramos de mojojoi proveen los requerimientos diarios de nutrientes y vitaminas para una persona adulta, además de aportar un alto contenido de carbohidratos (Cerda *et al.*, 2001). Otras de las especies de insectos frecuentemente consumidas son las hormigas (*Atta cephalotes* y *A. leaviagata*) y termitas o manivara (*Syntermes aculeosus* y *S. spinosus*), especies que se cosechan estacionalmente.

Esta riqueza de 61 especies de fauna de cacería puede considerarse alta respecto a otros estudios en la Amazonia, donde se reportan entre 18 y 70 especies aprovechadas por localidad (Vickers, 1991; Townsend, 1996; Leeuwenberg, 1997; Bedoya, 1999; Mena *et al.*, 2000; Bodmer *et al.*, 2006; Maldonado, 2010; Saldaña & Saldaña, 2011; De la Montaña, 2013); más aún si se tiene en cuenta que todos estos trabajos se realizaron en localidades amazónicas con suelos más fértiles y bosques más productivos, mientras que la zona del Tiquié está localizada sobre un río de aguas negras, con niveles bajos de nutrientes que conducen a una baja productividad de biomasa (Morán, 1997).

De acuerdo con Morán (1997), el uso de las cuencas de aguas negras por el hombre impone una estrategia de diversificación en el uso de recursos, tal como lo muestra la riqueza de especies de cacería, pesca y recolección encontradas en Bella Vista y Puerto Loro. En estas dos localidades, la riqueza de fauna de cacería resulta mucho mayor incluso que la reportada en zonas con características ecológicas similares, como la Selva de Matavén en Vichada donde se usan 25 especies (Plata, 2012), la RNN Puinawai donde se reporta el uso de 26 especies de fauna (Tafur, 2010), la comunidad La Ceiba en el departamento del Guainía con el reporte de 40 especies cazadas (Cruz, 2011), o la comunidad Santa Isabel sobre el río Pirá-Paraná en Vaupés donde se cazan 48 especies de fauna (Gonzalez *et al.*, 2010). Es posible que estas diferencias sean producto de las metodologías empleadas para la evaluación de la cacería, puesto que el presente trabajo abarca información de un año completo de datos (tiempo de muestreo superior al de algunos de los estudios mencionados), tomados de manera sistemática por todos los cazadores de la comunidad, con un permanente entrenamiento y evaluación del aprendizaje de los investigadores locales, con apoyo de expertos en la identificación de las especies aprovechadas (a partir de registros fotográficos tomados por los mismos cazadores) y con la inclusión de todos los grupos zoológicos terrestres (anfibios, reptiles, aves y mamíferos).

El grupo de fauna con mayor riqueza de especies aprovechadas en las dos comunidades corresponde a las aves con 26 especies, que representan el 7% de la biomasa cazada, superando el número de especies de avifauna aprovechadas en todos los estudios revisados para la Amazonia, excepto el trabajo de Townsend (1996) en Bolivia, donde reportan 33 especies consumidas pero que representan menos del 1% de la biomasa capturada.

La frecuencia de consumo de proteína proveniente de la cacería y la riqueza de especies de fauna consumida varían en cada comunidad. Así, en Puerto Loro la cacería representa el 11% del consumo y está compuesta por 45 especies (5 especies de anfibios, 19 de aves, 16 de mamíferos y 5 de reptiles), mientras que en Bella Vista alcanza solo el 8% del consumo y está compuesta por 51 especies (8 especies de anfibios, 19 de aves, 17 de mamíferos y 7 de reptiles). Los índices

de diversidad muestran en Bella Vista un aprovechamiento intensivo de un menor número de especies (D = 0,38) que en Puerto Loro (D = 0,35), es decir en Bella Vista el aprovechamiento está dominado por pocas especies que representan la mayor parte de las presas. Los valores de riqueza específica junto a los índices de diversidad muestran que aunque en Bella Vista se usa un mayor número de especies, el aprovechamiento se centra en unas pocas de las cuales se capturan grandes cantidades de individuos.

En conjunto para las dos comunidades, el volumen de consumo de fauna de cacería durante el año evaluado es de 3171 presas, acumulando una biomasa extraída de 2883,4 Kg. Bella Vista cazó un mayor número de presas (2031) mientras que Puerto Loro obtuvo una mayor cantidad de biomasa (1559,1 Kg) (Tabla 3.1).

En general, los estudios de cacería se centran en los grupos de fauna considerados "importantes"; sin embargo, la importancia puede variar entre un estudio y otro, bien sea que considere como especies importantes las que aportan la mayor cantidad de biomasa o que se considere importante una especie basado en el número de individuos cosechado (Redford & Robinson, 1987). En este trabajo se abordan ambos enfoques, entendiendo la importancia del aporte de biomasa en la nutrición de las comunidades humanas y también que la intensidad de cosecha está directamente ligada a la sostenibilidad o insostenibilidad de la actividad.

Considerando estas dos ópticas, en la zona del río Tiquié, el grupo de fauna más importante en términos de biomasa corresponde a los mamíferos que aportan 2407,6 Kg (83% de la biomasa), donde los ungulados y roedores contribuyen con 1288,1 Kg (44,67%) y 941,9 Kg (32,67%), respectivamente, mientras que en términos de intensidad de caza el grupo más importante corresponde a los anfibios con 2539 individuos (80% de las presas) (Tabla 3.1).

Aunque los anfibios aportan sólo el 5% de la biomasa total aprovechada (142,6 Kg) se observó que son un grupo de fauna importante en la nutrición de las comunidades, ya que especies como *Hypsiboas wavrini*

(Momoãwũ/Momoamʉ)[7], de la cual se cazaron 541 individuos (17% de las presas), está disponible prácticamente durante todo el año y al ser un recurso de fácil acceso muchas veces ayuda, junto a la pesca, a suplir los requerimientos diarios de proteína de las familias en la zona (Tabla 3.1).

Por su parte, los reptiles corresponden al grupo de fauna de menor importancia dentro de la cacería, tanto en términos de biomasa como en número de individuos, pues solo aportan el 3% de las presas (111 individuos) y el 5% de la biomasa capturada (144,9 Kg) (Tabla 3.1). Además, este valor no necesariamente corresponde al peso consumible, puesto que al sustraer el peso de los caparazones de los quelonios, su valor se ve reducido.

En general para la zona estudiada las especies sometidas a mayor intensidad de cacería corresponden a las ranas *Osteocephalus taurinus* (*omã/uma*), *Hypsiboas wavrini* (*momoãwũ/momoamʉ*) y *Osteocephalus yasuni* (*omã gueguerõ/kay uma*), la lapa *Cuniculus paca* (*sẽme/jemẽ*), la guara *Dasyprocta fuliginosa* (*buu/búu*), la tortuga roja *Rhinemys rufipes* (*kuu soagʉ/uu*), la gallineta *Tinamus guttatus* (*kãã boga/aa boga*), la pava *Penelope jacquacu* (*katacosõrõ/katamokõrõ*), el tintín *Myoprocta acouchy* (*bosó/bojó*) y el waicoco *Callicebus lugens* (*waú/wauu*); las cuales en conjunto representan el 90% de las presas cazadas (Tabla 3.1).

Aunque en general las especies más cazadas corresponden a animales de tallas pequeñas, que individualmente aportan poca biomasa al sistema de subsistencia con pesos que oscilan entre los 10 g para la rana *Osteocephalus yasuni* (*omã gueguerõ/kay uma*) hasta un poco más de 6 Kg para la lapa, estas acumulan el 43% de la biomasa proveniente de cacería que consumen las comunidades. Estos datos se contraponen a las generalizaciones hechas para la Amazonia, de acuerdo a las cuales la cacería se concentra en especies de gran tamaño como los cajuches (*Pecari tajacu*), los cerrillos (*Tayassu pecari*), la danta (*Tapirus terrestris*), el mono aullador (*Alouatta seniculus*) o el churuco (*Lagothrix lagotricha*) (Robinson & Redford, 1991; Townsend, 1996; Politis *et al.*, 1997; Bedoya, 1999; De Souza-Mazurek *et al.*, 2000; Zapata Ríos, 2001).

En cuanto a las especies de mayor importancia por su aporte en biomasa, encontramos a la danta *Tapirus terrestris* (*wekú*), la lapa *Cuniculus paca* (*sẽme/jemẽ*) (Figura 3.1), el

7. Las especies más aprovechadas y de mayor importancia se presentan con nombre en español, nombre científico y nombre en lengua (tuyuca/bará).

Tabla 3.1 Extracción de fauna en la zona del Tiquié (Comunidades Bella Vista y Puerto Loro) durante un año (mayo de 2013 a abril de 2014).

Nombre científico	Bella Vista				Puerto Loro				ZONA TIQUIE			
	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa
Anfibios	**1731,0**	**85,23%**	**93,82**	**7,08%**	**808,0**	**70,88%**	**48,81**	**3,13%**	**2539,0**	**80,07%**	**142,634**	**4,95%**
Anura	**1731,0**	**85,23%**	**93,82**	**7,08%**	**808,0**	**70,88%**	**48,81**	**3,13%**	**2539,0**	**80,07%**	**142,634**	**4,95%**
Hylidae	1711,0	84,24%	89,95	6,79%	798,0	70,00%	45,36	2,91%	2509,0	79,12%	135,310	4,69%
Hypsiboas wavrini	402,0	19,79%	53,28	4,02%	139,0	12,19%	19,89	1,28%	541,0	17,06%	73,172	2,54%
Osteocephalus cabrerai	29,0	1,43%	0,59	0,04%		0,00%		0,00%	29,0	0,91%	0,590	0,02%
Osteocephalus taurinus	1173,0	57,75%	35,26	2,66%	658,0	57,72%	25,45	1,63%	1831,0	57,74%	60,710	2,11%
Osteocephalus yasuni	107,0	5,27%	0,82	0,06%	1,0	0,09%	0,02	0,00%	108,0	3,41%	0,838	0,03%
Leptodactylidae	20,0	0,98%	3,87	0,29%	10,0	0,88%	3,46	0,22%	30,0	0,95%	7,324	0,25%
Leptodactylus knudseni	2,0	0,10%	0,50	0,04%	1,0	0,09%	0,50	0,03%	3,0	0,09%	1,000	0,03%
Leptodactylus pentadactylus	5,0	0,25%	1,90	0,14%		0,00%		0,00%	5,0	0,16%	1,900	0,07%
Leptodactylus rhodomystax	1,0	0,05%	0,03	0,00%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,031	0,00%
Leptodactylus riveroi	10,0	0,49%	0,89	0,07%		0,00%		0,00%	10,0	0,32%	0,885	0,03%
Leptodactylus sp	2,0	0,10%	0,55	0,04%	9,0	0,79%	2,96	0,19%	11,0	0,35%	3,508	0,12%
Aves	**86,0**	**4,23%**	**58,75**	**4,44%**	**131,0**	**11,49%**	**129,45**	**8,30%**	**217,0**	**6,84%**	**188,198**	**6,53%**
Anseriformes	**1,0**	**0,05%**	**2,50**	**0,19%**		**0,00%**		**0,00%**	**1,0**	**0,03%**	**2,500**	**0,09%**
Anatidae	1,0	0,05%	2,50	0,19%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	2,500	0,09%
Cairina moschata	1,0	0,05%	2,50	0,19%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	2,500	0,09%
Columbiformes	**1,0**	**0,05%**	**0,50**	**0,04%**		**0,00%**		**0,00%**	**1,0**	**0,03%**	**0,500**	**0,02%**
Columbidae	1,0	0,05%	0,50	0,04%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Geotrygon montana	1,0	0,05%	0,50	0,04%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Cuculiformes		**0,00%**		**0,00%**	**1,0**	**0,09%**	**0,40**	**0,03%**	**1,0**	**0,03%**	**0,400**	**0,01%**
Cuculidae		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	0,40	0,03%	1,0	0,03%	0,400	0,01%
Neomorphus pucheranii		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	0,40	0,03%	1,0	0,03%	0,400	0,01%
Galliformes	**15,0**	**0,74%**	**18,73**	**1,41%**	**40,0**	**3,51%**	**53,35**	**3,42%**	**55,0**	**1,73%**	**72,083**	**2,50%**
Cracidae	14,0	0,69%	18,23	1,38%	39,0	3,42%	52,85	3,39%	53,0	1,67%	71,083	2,47%
Mitu tomentosum		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	2,50	0,16%	1,0	0,03%	2,500	0,09%
Nothocrax urumutum		0,00%		0,00%	8,0	0,70%	8,50	0,55%	8,0	0,25%	8,50	0,29%
Ortalis guttata	1,0	0,05%	0,83	0,06%	3,0	0,26%	2,50	0,16%	4,0	0,13%	3,333	0,12%
Penelope jacquacu	13,0	0,64%	17,40	1,31%	29,0	2,54%	42,95	2,75%	42,0	1,32%	60,350	2,09%
Odontophoridae	1,0	0,05%	0,50	0,04%	1,0	0,09%	0,50	0,03%	2,0	0,06%	1,000	0,03%
Odontophorus gujanensis	1,0	0,05%	0,50	0,04%	1,0	0,09%	0,50	0,03%	2,0	0,06%	1,000	0,03%
Gruiformes	**20,0**	**0,98%**	**3,70**	**0,28%**	**3,0**	**0,26%**	**3,15**	**0,20%**	**23,0**	**0,73%**	**6,850**	**0,24%**
Heliornithidae	20,0	0,98%	3,70	0,28%		0,00%		0,00%	20,0	0,63%	3,700	0,13%
Heliornis fulica	20,0	0,98%	3,70	0,28%		0,00%		0,00%	20,0	0,63%	3,700	0,13%
Psophiidae		0,00%		0,00%	3,0	0,26%	3,15	0,20%	3,0	0,09%	3,150	0,11%
Psophia crepitans		0,00%		0,00%	3,0	0,26%	3,15	0,20%	3,0	0,09%	3,150	0,11%
Passeriformes												
Icteridae												
Psarocolius bifasciatus[A]	1,0								1,0			
Pelecaniformes	**1,0**	**0,05%**	**0,50**	**0,04%**		**0,00%**		**0,00%**	**1,0**	**0,03%**	**0,500**	**0,02%**
Threskiornithidae	1,0	0,05%	0,50	0,04%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Mesembrinibis cayennensis	1,0	0,05%	0,50	0,04%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Piciformes	**4,0**	**0,20%**	**3,10**	**0,23%**	**15,0**	**1,32%**	**13,30**	**0,85%**	**19,0**	**0,60%**	**16,400**	**0,57%**
Ramphastidae	4,0	0,20%	3,10	0,23%	15,0	1,32%	13,30	0,85%	19,0	0,60%	16,400	0,57%
Ramphastos tucanus	4,0	0,20%	3,10	0,23%	15,0	1,32%	13,30	0,85%	19,0	0,60%	16,400	0,57%
Psittaciformes	**14,0**	**0,69%**	**10,37**	**0,78%**	**6,0**	**0,53%**	**5,05**	**0,32%**	**20,0**	**0,63%**	**15,415**	**0,53%**
Psittacidae	14,0	0,69%	10,37	0,78%	6,0	0,53%	5,05	0,32%	20,0	0,63%	15,415	0,53%
Amazona farinosa	6,0	0,30%	4,50	0,34%	2,0	0,18%	2,00	0,13%	8,0	0,25%	6,500	0,23%
Amazona ochrocephala	5,0	0,25%	5,00	0,38%	2,0	0,18%	2,00	0,13%	7,0	0,22%	7,000	0,24%
Amazona sp		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	0,25	0,02%	1,0	0,03%	0,250	0,01%
Pionus menstruus	2,0	0,10%	0,78	0,06%	1,0	0,09%	0,80	0,05%	3,0	0,09%	1,575	0,05%
Pyrrhura melanura	1,0	0,05%	0,09	0,01%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,090	0,00%
Pyrilia barrabandi[A]					1,0				1,0			
Tinamiformes	**30,0**	**1,48%**	**19,35**	**1,46%**	**66,0**	**5,79%**	**54,20**	**3,48%**	**96,0**	**3,03%**	**73,550**	**2,55%**
Tinamidae	30,0	1,48%	19,35	1,46%	66,0	5,79%	54,20	3,48%	96,0	3,03%	73,550	2,55%
Crypturellus cf. *obsoletus*		0,00%		0,00%	2,0	0,18%	0,90	0,06%	2,0	0,06%	0,900	0,03%
Crypturellus cinereus	1,0	0,05%	0,50	0,04%	5,0	0,44%	5,10	0,33%	6,0	0,19%	5,600	0,19%
Crypturellus duidae	2,0	0,10%	1,05	0,08%	9,0	0,79%	5,20	0,33%	11,0	0,35%	6,250	0,22%
Crypturellus soui	3,0	0,15%	0,95	0,07%	1,0	0,09%	0,20	0,01%	4,0	0,13%	1,150	0,04%
Crypturellus sp	1,0	0,05%	0,25	0,02%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,250	0,01%
Crypturellus undulatus	5,0	0,25%	5,20	0,39%	1,0	0,09%	0,50	0,03%	6,0	0,19%	5,700	0,20%
Tinamus guttatus	13,0	0,64%	7,40	0,56%	31,0	2,72%	19,70	1,26%	44,0	1,39%	27,100	0,94%
Tinamus major	5,0	0,25%	4,00	0,30%	14,0	1,23%	18,50	1,19%	19,0	0,60%	22,500	0,78%
Tinamus sp		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	0,50	0,03%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Mamíferos	**162,0**	**7,98%**	**1121,46**	**84,69%**	**142,0**	**12,46%**	**1286,16**	**82,49%**	**304,0**	**9,59%**	**2407,623**	**83,50%**
Carnivora		**0,00%**		**0,00%**	**5,0**	**0,44%**	**24,50**	**1,57%**	**5,0**	**0,16%**	**24,500**	**0,85%**
Felidae		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%

Continua en la página 56

Viene de la página 55 →

Tabla 3.1 Extracción de fauna en la zona del Tiquié (Comunidades Bella Vista y Puerto Loro) durante un año (mayo de 2013 a abril de 2014).

Nombre científico	Bella Vista				Puerto Loro				ZONA TIQUIE			
	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa	No. Presas	% Presas	Biomasa * (Kg)	% Biomasa
Leopardus pardalis		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%
Mustelidae		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	4,00	0,26%	1,0	0,03%	4,000	0,14%
Eira barbara		0,00%		0,00%	1,0	0,09%	4,00	0,26%	1,0	0,03%	4,000	0,14%
Procyonidae		0,00%		0,00%	4,0	0,35%	20,50	1,31%	4,0	0,13%	20,500	0,71%
Nasua nasua		0,00%		0,00%	4,0	0,35%	20,50	1,31%	4,0	0,13%	20,500	0,71%
Cingulata	**2,0**	**0,10%**	**7,50**	**0,57%**	**2,0**	**0,18%**	**11,00**	**0,71%**	**4,0**	**0,13%**	**18,500**	**0,64%**
Dasypodidae	2,0	0,10%	7,50	0,57%	2,0	0,18%	11,00	0,71%	4,0	0,13%	18,500	0,64%
Dasypus novemcinctus	2,0	0,10%	7,50	0,57%	2,0	0,18%	11,00	0,71%	4,0	0,13%	18,500	0,64%
Pilosa	**3,0**	**0,15%**	**16,00**	**1,21%**		**0,00%**		**0,00%**	**3,0**	**0,09%**	**16,000**	**0,55%**
Megalonychidae	1,0	0,05%	8,00	0,60%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	8,000	0,28%
Choleopus didactylus	1,0	0,05%	8,00	0,60%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	8,000	0,28%
Myrmecophagidae	2,0	0,10%	8,00	0,60%		0,00%		0,00%	2,0	0,06%	8,000	0,28%
Tamadua tetradactyla	2,0	0,10%	8,00	0,60%		0,00%		0,00%	2,0	0,06%	8,000	0,28%
Primates	**30,0**	**1,48%**	**58,88**	**4,45%**	**34,0**	**2,98%**	**59,70**	**3,83%**	**64,0**	**2,02%**	**118,575**	**4,11%**
Aotidae	1,0	0,05%	0,95	0,07%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,950	0,03%
Aotus spp.	1,0	0,05%	0,95	0,07%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,950	0,03%
Atelidae	4,0	0,20%	25,50	1,93%	3,0	0,26%	16,50	1,06%	7,0	0,22%	42,000	1,46%
Alouatta seniculus	2,0	0,10%	10,50	0,79%	2,0	0,18%	12,00	0,77%	4,0	0,13%	22,500	0,78%
Lagothrix lagotricha	2,0	0,10%	15,00	1,13%	1,0	0,09%	4,50	0,29%	3,0	0,09%	19,500	0,68%
Callitrichidae	2,0	0,10%	3,73	0,28%	3,0	0,26%	2,40	0,15%	5,0	0,16%	6,125	0,21%
Saguinus inustus	2,0	0,10%	3,73	0,28%	3,0	0,26%	2,40	0,15%	5,0	0,16%	6,125	0,21%
Cebidae	11,0	0,54%	14,00	1,06%	8,0	0,70%	18,20	1,17%	19,0	0,60%	32,200	1,12%
Cebus apella	1,0	0,05%	3,50	0,26%	4,0	0,35%	15,00	0,96%	5,0	0,16%	18,500	0,64%
Saimiri sciureus	10,0	0,49%	10,50	0,79%	4,0	0,35%	3,20	0,21%	14,0	0,44%	13,700	0,48%
Pitheciidae	12,0	0,59%	14,70	1,11%	20,0	1,75%	22,60	1,45%	32,0	1,01%	37,300	1,29%
Callicebus lugens	12,0	0,59%	14,70	1,11%	20,0	1,75%	22,60	1,45%	32,0	1,01%	37,300	1,29%
Rodentia	**115,0**	**5,66%**	**484,59**	**36,59%**	**89,0**	**7,81%**	**457,34**	**29,33%**	**204,0**	**6,43%**	**941,931**	**32,67%**
Cuniculidae	47,0	2,31%	284,07	21,45%	61,0	5,35%	388,88	24,94%	108,0	3,41%	672,945	23,34%
Cuniculus paca	47,0	2,31%	284,07	21,45%	61,0	5,35%	388,88	24,94%	108,0	3,41%	672,945	23,34%
Dasyproctidae	68,0	3,35%	200,52	15,14%	28,0	2,46%	68,47	4,39%	96,0	3,03%	268,986	9,33%
Dasyprocta fuliginosa	48,0	2,36%	176,10	13,30%	13,0	1,14%	52,00	3,34%	61,0	1,92%	228,100	7,91%
Myoprocta acouchy	20,0	0,98%	24,42	1,84%	15,0	1,32%	16,47	1,06%	35,0	1,10%	40,886	1,42%
Ungulados	**12,0**	**0,59%**	**554,50**	**41,87%**	**12,0**	**1,05%**	**733,62**	**47,05%**	**24,0**	**0,76%**	**1288,117**	**44,67%**
Cervidae	6,0	0,30%	215,00	16,24%	1,0	0,09%	39,20	2,51%	7,0	0,22%	254,200	8,82%
Mazama americana	5,0	0,25%	196,00	14,80%	1,0	0,09%	39,20	2,51%	6,0	0,19%	235,200	8,16%
Mazama gouazoubira	1,0	0,05%	19,00	1,43%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	19,000	0,66%
Tapiridae	2,0	0,10%	250,00	18,88%	5,0	0,44%	513,00	32,90%	7,0	0,22%	763,000	26,46%
Tapirus terrestris	2,0	0,10%	250,00	18,88%	5,0	0,44%	513,00	32,90%	7,0	0,22%	763,000	26,46%
Tayassuidae	4,0	0,20%	89,50	6,76%	6,0	0,53%	181,42	11,64%	10,0	0,32%	270,917	9,40%
Pecari tajacu	4,0	0,20%	89,50	6,76%	3,0	0,26%	46,42	2,98%	7,0	0,22%	135,917	4,71%
Tayassu pecari		0,00%		0,00%	3,0	0,26%	135,00	8,66%	3,0	0,09%	135,000	4,68%
Reptiles	**52,0**	**2,56%**	**50,23**	**3,79%**	**59,0**	**5,18%**	**94,67**	**6,07%**	**111,0**	**3,50%**	**144,899**	**5,03%**
Crocodylia	**9,0**	**0,44%**	**20,50**	**1,55%**	**28,0**	**2,46%**	**70,17**	**4,50%**	**37,0**	**1,17%**	**90,674**	**3,14%**
Crocodylidae	9,0	0,44%	20,50	1,55%	28,0	2,46%	70,17	4,50%	37,0	1,17%	90,674	3,14%
Paleosuchus palpebrosus	1,0	0,05%	1,50	0,11%	3,0	0,26%	5,00	0,32%	4,0	0,13%	6,500	0,23%
Paleosuchus sp.	4,0	0,20%	7,90	0,60%	12,0	1,05%	42,67	2,74%	16,0	0,50%	50,574	1,75%
Paleosuchus trigonatus	4,0	0,20%	11,10	0,84%	13,0	1,14%	22,50	1,44%	17,0	0,54%	33,600	1,17%
Sauria	**1,0**	**0,05%**	**0,60**	**0,05%**	**2,0**	**0,18%**	**1,50**	**0,10%**	**3,0**	**0,09%**	**2,100**	**0,07%**
Teiidae	1,0	0,05%	0,60	0,05%	2,0	0,18%	1,50	0,10%	3,0	0,09%	2,100	0,07%
Tupinambis teguixin	1,0	0,05%	0,60	0,05%	2,0	0,18%	1,50	0,10%	3,0	0,09%	2,100	0,07%
Testudines	**42,0**	**2,07%**	**29,13**	**2,20%**	**29,0**	**2,54%**	**23,00**	**1,48%**	**71,0**	**2,24%**	**52,125**	**1,81%**
Chelidae	42,0	2,07%	29,13	2,20%	29,0	2,54%	23,00	1,48%	71,0	2,24%	52,125	1,81%
Mesoclemmys gibba	11,0	0,54%	5,98	0,45%		0,00%		0,00%	11,0	0,35%	5,975	0,21%
Mesoclemmys raniceps	1,0	0,05%	0,50	0,04%		0,00%		0,00%	1,0	0,03%	0,500	0,02%
Mesoclemmys sp.		0,00%		0,00%	2,0	0,18%	2,00	0,13%	2,0	0,06%	2,000	0,07%
Phrynops geoffroanus	4,0	0,20%	2,70	0,20%		0,00%		0,00%	4,0	0,13%	2,700	0,09%
Rhinemys rufipes	26,0	1,28%	19,95	1,51%	27,0	2,37%	21,00	1,35%	53,0	1,67%	40,950	1,42%
Total general	**2031,0**	**100,00%**	**1324,25**	**100,00%**	**1140,0**	**100,00%**	**1559,10**	**100,00%**	**3171,0**	**100,00%**	**2883,354**	**100,00%**

* Ya que las balanzas utilizadas para pesar la presas de cacería tienen poca precisión, con intervalos mínimos de 50g para los dinamómetros de 2,5 Kg, de 200g para los de 15 Kg y de 500g para los de 30 y 50 Kg; los pesos de los animales de talla pequeña (< 500 gr) pueden estar ligeramente sobreestimados. Sin embargo, asumimos que la proporcionalidad de su aporte a los valores totales de biomasa no se afecta significativamente.

[A] Especies capturadas fuera del año de evaluación pero que se incluyen por aportar a la diversidad de la fauna de cacería.

venado *Mazama americana* (*ñama sõagũ/ñama*), la guara *Dasyprocta fuliginosa* (*buu/búu*), el cerrillo *Pecari tajacu* (*yese susugɯ/paúyeje*), el cajuche *Tayassu pecari* (*yesebũro/kĩĩyéjea*), las ranas *Hypsiboas wavrini* (*momoãwũ/momoamɯ*) y *Osteocephalus taurinus* (*omã/uma*), la pava *Penelope jacquacu* (*katacosõrõ/ katamokõrõ*) y el yacaré *Paleosuchus* sp. (*ɯso/ɯjo*) (Tabla 3.1), las cuales aportaron el 84% de la biomasa cosechada (2414,96 Kg). Aunque dentro de estas especies se encuentran mamíferos de gran tamaño como la danta, el venado, los cerrillos y los cajuches, resalta la presencia de especies con pesos promedio que no superan los 6 Kg.

Figura 3.1 Lapa (*Cuniculus paca*) cazadas en las comunidades de Puerto Loro y Bella Vista.

Se ha postulado que el agotamiento de las poblaciones de especies de cacería de gran tamaño es el que lleva al uso de un mayor número de especies y generalmente de tamaños corporales menores (Redford, 1992; Jerozolimski & Peres, 2003). Sin embargo, en la zona del río Tiquié parecen influir más factores culturales y de oferta natural de las poblaciones de fauna que una sobrecosecha histórica que haya llevado al agotamiento de las poblaciones de mamíferos grandes. De hecho, de acuerdo con estudios antropológicos (Reichel-Dolmatoff, 1997), los Tucano Oriental prefieren animales de caza como la lapa, la guara, el tintín y el armadillo, que son animales de menor tamaño corporal pero que comen los mismos alimentos que el hombre, como yuca brava, tubérculos y frutas como piña. Adicionalmente, es importante no desconocer que algunas de las especies de gran tamaño como la danta, el venado y el cajuche, tienen culturalmente su uso restringido (Reichel-Dolmatoff, 1997). De hecho, las especies de cacería comúnmente más apetecidas por su tamaño como

Tapirus terrestris, Tayassu pecari, Mazama spp., *Pecari tajacu, Lagothrix lagotricha y Alouatta seniculus* (Redford, 1992) que representan en otros sitios de la Amazonia el 75% de la biomasa consumida, en la zona evaluada del Tiquié solo contribuyen con el 46% de la biomasa aprovechada, el 44% en Bella Vista y el 48% en Puerto Loro.

Entre las dos comunidades existen diferencias en las especies que aportan mayor biomasa al sistema de cacería; así, en Bella Vista las especies de mayor importancia por su aporte de biomasa a la cacería y con pesos promedio superiores a 1 Kg son la danta, la lapa, la guara, el cerrillo y los venados (*Mazama americana* y *M. gouazoubira*); en tanto que en Puerto Loro, adicional a las especies ya mencionadas, se registraron el cajuche y el yacaré. Por su parte, las especies pequeñas que en promedio no pesan más de 1,5 Kg, corresponden a *Hypsiboas wavrini, Osteocephalus taurinus, Penelope jacquacu, Rhinemys rufipes, Myoprocta acouchy* y *Callicebus lugens*, aportan el 11% de la biomasa consumida y son por lo tanto de gran importancia nutricional en la zona.

Este panorama de cacería de especies pequeñas en grandes cantidades, mayormente en Bella Vista, puede estar relacionado con el grado de experticia o vocación en la actividad de cacería en las comunidades.

Vocación de cacería

Para este estudio se consideró la vocación de cacería como el interés y la aptitud de las comunidades hacia esta actividad, lo que se refleja en la habilidad de los cazadores y la importancia cultural de la caza dentro de cada comunidad. Para evaluar el interés de las comunidades por la cacería se usaron las variables de intencionalidad, éxito, tiempo invertido en la actividad, rendimiento de la cacería y selectividad de las presas.

Intencionalidad

La intencionalidad de la cacería se refiere a la planeación o no de las faenas de cacería. Se define aquí la cacería no planeada u oportunista como el evento de cacería en el cual se capturan animales durante el desarrollo de cualquier otra actividad diferente a la búsqueda de presas, es decir durante una faena de pesca, durante el trabajo en la chagra, durante un desplazamiento, etc. La cacería planeada, por el contrario, corresponde a faenas en las cuales el cazador sale en búsqueda de presas potenciales, realiza la persecución e intenta su captura.

En relación con la intencionalidad de la cacería se encontró que el 76,6% de las 1094 faenas corresponde a cacerías planeadas, con una mayor proporción de faenas planeadas en Puerto Loro (86,4%). En Bella Vista, por el contrario, las cacerías oportunistas representan la tercera parte de los eventos de caza. Respecto a comunidades cercanas cultural y geográficamente como los Itano de la zona del Pirá-Paraná, la comunidad de Bella Vista practica proporcionalmente una mayor cantidad de cacerías oportunistas con un 33,2% frente a un 21,2% en la comunidad de Santa Isabel (González, 2008); por su parte la comunidad de Puerto Loro registra valores inferiores a los Itano (13,6%).

La comunidad de Bella Vista caza más de forma no planeada que la comunidad de Puerto Loro (X^2= 58,81; *g.l.*= 1; p= 0,00001), esto podría indicar una menor vocación de cacería en la comunidad de Bella Vista en donde se aprovechan otras actividades como la pesca y el trabajo en las chagras para capturar presas de cacería.

Éxito de las faenas de cacería

Considerando el éxito de las faenas de cacería, el 78% del total de los intentos de captura de fauna fueron exitosos y solo el 22% fracasó. Se presentan diferencias altamente significativas en la proporción de faenas exitosas y no exitosas en ambas comunidades (X^2= 43,12; *g.l.*= 1; p= 0,00001), siendo la comunidad de Bella Vista la que muestra una mayor efectividad en la cacería con un 86% de faenas exitosas frente a un 70% de éxito en la comunidad de Puerto Loro. Este resultado más allá de indicar una mayor experticia en la cacería en Bella Vista, se relaciona con la tendencia mayor de esta comunidad en acceder a presas de forma oportunista, las cuales se registraron siempre como cacería exitosa.

Tiempo invertido en las faenas

El tiempo de cacería acumulado durante el año fue de 4429,6 horas, con un esfuerzo promedio por cazador de 103 horas y un esfuerzo mensual promedio por cazador de 8,6 horas.

El esfuerzo acumulado por cazador varía entre las dos comunidades, con cerca del doble del esfuerzo por parte de los cazadores de la comunidad de Puerto Loro, donde cada cazador dedicó 156,5 horas a la actividad de caza frente a solo 71,3 horas en Bella Vista. Sin embargo, la duración de las faenas de cacería planeadas no difiere significativamente entre las dos comunidades (U= 75668,5; N1= 339; N2= 472; p= 0,187641), en promedio dura 5,5 ± 4,9 horas, variando entre 7 minutos y 84 horas. Este valor extremo de 84 horas corresponde a una semana de cacería para una fiesta de ofrecimiento o *dabucurí*[8] de carne en Puerto Loro. Excluyendo este valor, el tiempo promedio de duración de las faenas de cacería no cambia sustancialmente siendo de 5,4 ± 4,1 horas, con un valor mínimo de 7 minutos y un valor máximo de 24,2 horas. Esto indica que aunque las faenas de cacería planeadas duran el mismo tiempo en ambas comunidades, en Puerto Loro, donde los cazadores invierten más tiempo en la cacería, se realiza un número mayor de faenas planeadas por cazador. Frente a lo reportado para indígenas Itano en zonas cercanas (15,5 horas) (González, 2008), el tiempo dedicado a las faenas en Bella Vista y Puerto Loro es inferior.

Rendimiento

En relación al rendimiento, el promedio de tiempo para conseguir una presa en la zona es de 1,1 ± 2,5 horas, siendo los anfibios las presas que se obtienen más rápidamente (0,3 ±1,1 horas) y los reptiles las que tardan más tiempo (6,2 ± 4,4 horas); mientras que para la cacería de un mamífero son necesarias cerca de 5,5 ± 4,2 horas y para un ave 2,8 ± 2,9 horas (Figura 3.2). El tiempo invertido en la consecución de una presa es significativamente menor en Bella Vista (U= 721431,5; N1= 1646; N2= 1028; p= 0,000001) con un valor de 0,8 ± 2,2 horas frente a 1.5 ± 2,9 horas en Puerto Loro.

El rendimiento en biomasa o valor de retorno es de 1,0 ± 4,0 Kg/hora para el área en general, con los mayores rendimientos para los mamíferos (3,5 ± 12,6 Kg/h) y las aves (1,2 ± 3,3 Kg/h) y los valores más bajos para los anfibios (0,8 ± 0,6 Kg/h) y los reptiles (0,5 ± 0,9 Kg/h) (Figura 3.2). El índice de

8. Los *dabucuris* son fiestas tradicionales de ofrecimiento que se realizan en las épocas de abundancia de un recurso en particular; así en la época de cosecha de miritíí se realiza un *dabucurí* de pepas de monte, en época de abundancia de fauna se realiza un *dabucurí* de carne y en la época de piracemo o subienda se realiza el *dabucurí* de pescado. Para la fiesta de ofrecimiento las comunidades recolectan el recurso que será ofrecido y durante la ceremonia tradicional es compartido con toda la comunidad y los invitados.

rendimiento de la cacería en biomasa presenta diferencias entre Bella Vista y Puerto Loro (U= 711029,0; N1= 1646; N2= 1028; p= 0,000001), con mayor rendimiento para la comunidad de Puerto Loro con un promedio cercano a un kilo y cuarto de carne por hora (1,2 ± 4,7 Kg/h) mientras que en Bella Vista el promedio de rendimiento solo alcanza los 900 gr (0,9 ± 3,5 Kg/h).

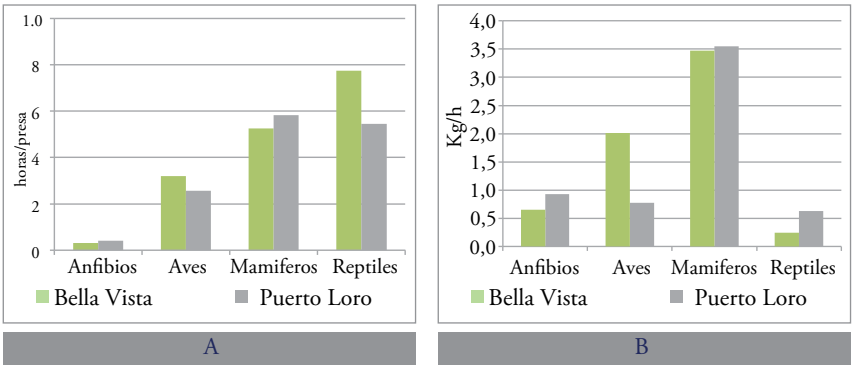


Figura 3.2 Rendimiento de cacería en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. Se presenta en términos de tiempo invertido en la consecución de una presa (Horas/presa) y la biomasa obtenida en una hora de cacería (Kg/h).

Selectividad

En general para la zona de estudio, se encontró una asociación de la cacería oportunista con los mamíferos y los reptiles (X^2= 209,62; *g.l.* = 3; p= 0,0001); y diferenciando por subgrupos taxonómicos de acuerdo al tamaño de las presas se encontró que la captura de primates y roedores pequeños, así como de aves pequeñas y tortugas se asocia con la cacería oportunista (X^2= 392,14; *g.l.* = 16; p= 0,00001).

Como muestran los análisis, en general la cacería oportunista se asocia especies pequeñas como los quelonios para el caso de los reptiles, con pequeños primates como *Saguinus inustus, Aotus* spp., *Callicebus lugens* y roedores de la familia Dasyproctidae (*Myoprocta acouchy* y *Dasyprocta fuliginosa*) para el caso de los mamíferos y con aves que no superan un peso promedio de 1 Kg como los tucanes (*Ramphastos tucanus*), las palomas (*Geotrygon montana*), los paticos (*Heliornis fulica*), las perdices (*Odontophorus gujanensis*) y los loros (*Amazona ochrocephala* y *A. farinosa*).

Se encuentra una tendencia similar cuando se analizan los datos por comunidad; en Bella Vista la captura de mamíferos y reptiles se asocia con la cacería no planeada (X^2= 165,95; *g.l.* = 3; p= 0,00001); así como la captura de aves pequeñas, saurios, tortugas y roedores pequeños (X^2= 246,29; *g.l.* = 14; p= 0,00001). Los roedores pequeños como el tintín y la guara, frecuentemente consumidos en la comunidad, suelen encontrarse en cercanías de la chagra, lo que posibilita encuentros fortuitos de estas especies y su captura durante actividades diferentes a la cacería. Por su parte en Puerto Loro, solo se identificó la asociación entre los reptiles y la cacería no planeada (X^2= 82,49; *g.l.* = 3; p= 0,00001), principalmente con las tortugas (X^2= 198,55; *g.l.* = 14; p= 0,00001) las cuales se capturan durante faenas de pesca y de manera no intencional.

Se esperaría, que si existe selección de presas, se presentara una asociación entre la cacería planeada y las presas seleccionadas. No obstante, tanto en la zona completa de estudio como diferenciando por comunidad, no se presenta una asociación entre ningún tipo de presa y las faenas planeadas de cacería.

Las dos comunidades, a pesar de las similitudes ecológicas del territorio que comparten y de las semejanzas socioculturales, exhiben maneras distintas de abordar la cacería para la consecución de proteína. Bella Vista, respecto a Puerto Loro, obtiene más presas de manera oportunista, sus cazadores dedican menos tiempo a la actividad de la cacería y obtiene un mayor número de presas por hora. Por su parte Puerto Loro, frente a Bella Vista, obtiene más presas de manera planeada, dedica más esfuerzo a la actividad de cacería y obtiene más biomasa por hora. Aunque las dos comunidades muestran diferencias claras en el abordaje de la cacería, en ninguna de las dos es evidente la selección de las presas.

Técnicas de cacería

Las técnicas de cacería disponibles en cada zona pueden determinar los animales que pueden ser cazados, tanto en número como en tipo de presa (clase taxonómica), y pueden ser un indicativo de la presión de caza (Alvard, 1995; Mena *et al.*, 2000; Redford & Robinson, 1987). En general animales de tallas pequeñas, como los anfibios o el tintín pueden ser cazados con técnicas más accesibles para los cazadores como la captura manual o el machete, mientras que animales de gran porte como la danta o los venados necesitan de técnicas como la escopeta y perros de cacería.

En la zona estudiada del río Tiquié las técnicas de cacería utilizadas con mayor frecuencia corresponden a la escopeta (39,8%), la captura manual (mano) (24,7%), el machete (9,6%), los perros de cacería (8,7%) y la trampa de gallineta (7,9%) (Figura 3.3). De acuerdo con una revisión de literatura (Ocampo, 2014), las técnicas de cacería más frecuentemente reportadas por estudios similares corresponden a la escopeta, los perros de cacería, el arco y la flecha, el anzuelo, las trampas tradicionales y el machete; la captura manual, muy utilizada en la zona del rio Tiquié, prácticamente no es incluida en otros estudios de cacería, ya que la mayoría de las veces se excluyen de los estudios las presas que generalmente son capturadas manualmente (como los anfibios).

Figura 3.3 Trampa de gallineta. Se hace un encierro con huecos o puertas en puntos específicos que conducen a las gallinetas hacia el gatillo de la trampa. Las gallinetas se ven obligadas a pasar por alli y pisan el gatillo que acciona la trampa y las atrapa por las patas con un nudo corredizo, dejandolas colgadas de una vara.

Técnicas tradicionales como el arco y la flecha (Figura 3.4), aunque son utilizadas por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, han ido disminuyendo en frecuencia de uso y han sido reemplazadas por otras técnicas. Actualmente, esta es una de las preocupaciones de las comunidades, principalmente en Bella Vista donde las técnicas tradicionales casi no se practican. De hecho, se encontraron diferencias significativas en las edades promedio de los cazadores

que emplean cada técnica de cacería ($H^{(12, N=931)}$ = 78,347; p= 0,0001) con mayores edades para los cazadores que usan técnicas tradicionales como las trampas de rana (52,7 ± 18,8 años) o el arco y la flecha (47,0 ± 21,9 años). Estas diferencias ocurren en Bella Vista ($H^{(10, N=551)}$ = 96,3710; p= 0,0001), puesto que en Puerto Loro el análisis no muestra diferencias significativas entre las edades de los cazadores que usan cada técnica ($H^{(10, N=380)}$ = 12,4581; p= 0,2556). De hecho, en Bella Vista solo un cazador utiliza la técnica de arco y flecha y una familia cuenta con trampas de rana tradicionales, las cuales no se usan regularmente.

Figura 3.4 Técnica de cacería con arco y flecha. Recreación en la comunidad de Bella Vista durante la actividad del día del cazador, donde se mostraron las principales técnicas de caza y pesca.

En la zona del Pirá-Paraná (Vaupés) las técnicas más utilizadas por los Makuna e Itano son la escopeta, el machete y los perros de cacería, desplazando el uso tradicional de armas como la cerbatana, el arco y las trampas, tal como sucede en el Tiquié. Sin embargo, contrario a lo que podría pensarse, parece que este cambio en las técnicas de cacería ha contribuido a disminuir la presión de caza en el territorio Itano, pues es común que la munición, la pólvora y los fulminantes escaseen o sean de difícil acceso (González, 2008). En el Tiquié y de acuerdo a lo reportado por los

cazadores, los altos precios de las municiones para la escopeta regulan la cacería, ya que cuando no hay dinero para munición no hay forma de cazar, lo que de acuerdo con algunos investigadores locales actúa como una forma de control de la cacería. Para determinar si en la zona del río Tiquié el uso de escopetas opera sobre la cacería de la forma descrita es necesario un seguimiento más largo, para detectar los cambios anuales en la cacería, las variaciones en las técnicas usadas, las presas capturadas y sus volúmenes, así como en la abundancia de las poblaciones de las especies presa.

Las técnicas de cacería usadas con mayor frecuencia difieren entre Bella Vista y Puerto Loro, de modo que en la primera, la mano (33,5%), la escopeta (29,1%), los perros (12,4%) y el machete (10,6%) corresponden a las técnicas más utilizadas, mientras que en Puerto Loro la escopeta fue utilizada en más de la mitad de las faenas de cacería (52,3%), seguida de la mano (14,4%), las trampas de gallinetas (11,8%) y el machete (8,3%). Se encontraron diferencias altamente significativas entre las técnicas de cacería usadas en cada comunidad (X^2= 688,16; *g.l.*= 12; p= 0,0001). Estas diferencias obedecen a que en Bella Vista se usa más la captura manual, en tanto que las trampas de rana (Figura 3.5), la escopeta, la trampa larga y la zagaya se usan más en Puerto Loro. En general, se puede afirmar que Puerto Loro, si bien hace más uso de la escopeta también utiliza aún técnicas tradicionales como trampas, en tanto Bella Vista utiliza con menos frecuencia artes de cacería tradicionales y muchas de las presas obtenidas son atrapadas manualmente.

Figura 3.5 Trampa de rana. Trampa específica para la captura de *Osteocephalus taurinus* y *Osteocephalus yasuni*. Utilizada durante la entrada de lluvias para capturar las ranas que bajan del dosel para realizar sus posturas. Las ranas utilizan el agua acumulada en la trampa para desovar y quedan atrapadas.

La efectividad de cada técnica, su tasa de retorno en biomasa y su especificidad para la captura de tipos particulares de presas también influyen en la frecuencia de uso de las diferentes técnicas. Para el área se estableció que existen diferencias significativas en la efectividad de las técnicas de cacería, considerada como el

tiempo necesario para atrapar una presa ($H_{(9, N=2672)}$ = 1603,12; p= 0,001), con las trampas de rana (0,02 ± 0,02 horas/presa) y la mano (0,38 ± 1,38 horas/presa) como las técnicas con las que en menos tiempo se captura mayor cantidad de presas. También existen diferencias significativas en la tasa de retorno de cada técnica ($H_{(9, N=2672)}$ = 949,014; p= 0,001), siendo las más efectivas por generar mayores retornos de biomasa en menos tiempo, la escopeta (2,96 ± 10,85 Kg/h), el perro (2,52 ± 9,11 Kg/h), la trampa de rana (1,50 ± 0,72 Kg/h) y el hacha (2,02 ± 1,67 Kg/h).

Los perros de cacería son importantes en la actividad, puesto que su uso, por lo general, se combina con otras técnicas como el hacha, la escopeta y el machete, pues los perros ayudan a detectar la presencia de posibles presas, dan persecución al animal y lo acorralan y el cazador utiliza el hacha, la escopeta o el machete para darle muerte. De acuerdo con los cazadores, los perros deben ser rezados y entrenados desde cachorros para asegurar su efectividad como perros de caza. Puerto Loro dispone actualmente de menos perros de cacería que Bella Vista.

Las trampas de rana son eficientes tanto en términos de cantidad de presas como en biomasa de retorno, ya que capturan grandes cantidades de presas pequeñas con valores cercanos a 1,5 minutos por rana, lo cual permite que en una hora de cacería se capturen cerca de 50 ranas que acumulan un peso cercano a 1,5 Kg. Adicionalmente se estableció que en general, excepto para las trampas de rana, las técnicas de cacería con mayores valores de retorno de biomasa corresponden a las técnicas que requieren un mayor esfuerzo (Figura 3.6).

En cuanto a la especificidad de las técnicas de cacería se estableció que existen diferencias muy significativas en el tamaño de las presas capturadas con cada técnica ($H_{(11, N=3180)}$ = 1632,579; p= 0,001). Las técnicas de trampa de rana y captura manual (mano) básicamente son usadas para atrapar especies de tamaño pequeño con pesos que oscilan entre 0,03 ± 0,01 Kg para las presas capturadas con trampas de rana y 0,08 ± 1,03 Kg para las presas capturadas con la mano. Las demás técnicas capturan presas de diversos tamaños; sin embargo, la escopeta, el hacha y el perro aunque no forman un grupo independiente en general capturan presas de mayor tamaño con pesos promedio que varían entre 6,38 ± 17,02 Kg para la escopeta, 5,67 ± 2,08 para el hecha y 3,97 ± 10,26 Kg para el perro.

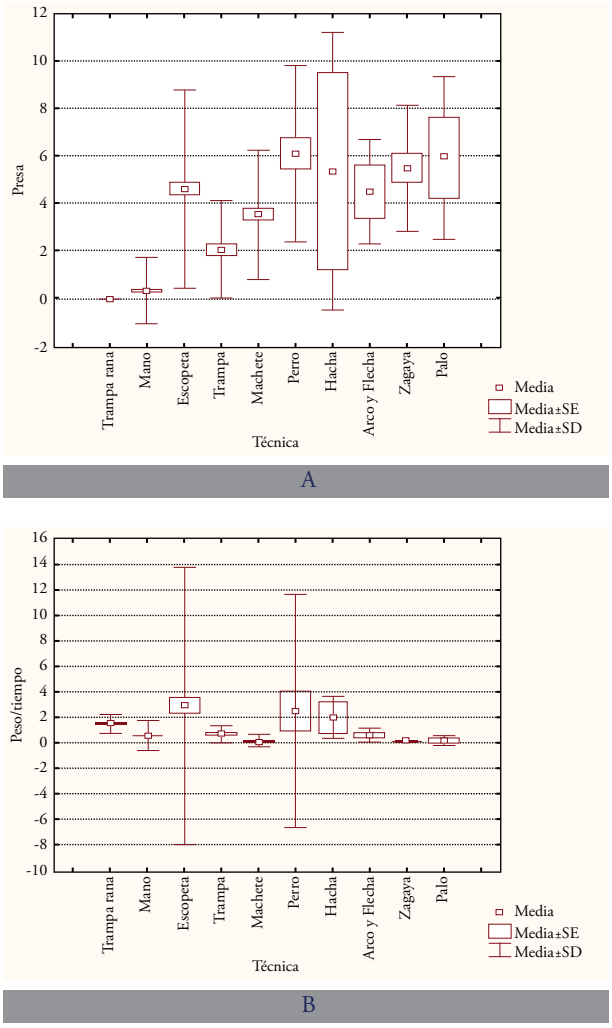


Figura 3.6 Efectividad de cada técnica de cacería en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. A. tiempo invertido en la consecución de una presa (Horas/presa) con cada técnica. B. biomasa obtenida con cada técnica de cacería en una hora (Kg/h).

Para la especificidad uso de técnicas de caza para cacerías planeadas u oportunistas, se estableció que hay diferencias altamente significativas entre las técnicas utilizadas en cada tipo de cacería (X^2= 806,05; *g.l.* = 12; p= 0,00001). En la cacería oportunista predomina el machete, el perro, el palo, la zagaya, el anzuelo y la trampa de pesca. En general, estas técnicas y armas son usadas durante actividades diferentes a la cacería,

como el caso de la zagaya, el anzuelo y la trampa de pesca, utilizados durante las faenas de pesca; o son elementos de fácil acceso como el palo o complementos que siempre están presentes en los trabajos o desplazamientos a la chagra como el perro y el machete. Por su parte, las técnicas de trampa larga, trampa de rana y escopeta se asocian con la cacería planeada, pues las trampas tradicionales necesitan no solo planeación para su construcción sino que además es necesario cumplir con dietas y prevenciones especiales para su elaboración e incluso para consumir la carne obtenida (Comunidad Puerto Loro, 2014) y la escopeta, dados los costos de las municiones, es empleada mayormente en cacerías que garanticen un alto valor de rendimiento.

En general, en Puerto Loro se usan más técnicas de cacería tradicionales (trampa larga y trampas de rana), así como armas de fuego que debido a su efectividad, disminuyen el esfuerzo realizado para tener una faena de cacería exitosa. Estas técnicas se utilizan en faenas planeadas y generan mayores valores de retorno en biomasa. En Bella Vista, se utiliza con mayor frecuencia la captura manual, lo que implica la obtención de presas de menor tamaño. Sin embargo, el número de presas cazadas compensa, hasta cierto punto, el valor de retorno en biomasa.

Estacionalidad del sistema de subsistencia

En general la cacería presenta las mayores frecuencias de consumo de agosto a noviembre, al igual que en marzo. Los mayores aportes de biomasa al sistema de subsistencia se registran en septiembre y marzo (Figura 3.7). Durante septiembre la precipitación disminuye hasta valores cercanos al promedio (248 mm) y la biomasa obtenida por cacería se incrementa alcanzando sus valores más altos. De hecho, durante este mes se realizó la fiesta de *dabucurí*[9] de carne en la comunidad de Puerto Loro, coincidiendo, como sucede tradicionalmente, con la época de mayor abundancia de fauna de cacería. De acuerdo a la percepción de las comunidades sobre la disponibilidad de su sistema de subsistencia, expuesto en el capítulo II, la cacería abunda en aguas medias porque empiezan a bajar las aguas y van destapando el rebalse donde hay semillas y rebrotes disponibles como comida para la fauna. De acuerdo con el calendario ecológico[10] durante este mes abundan presas como la danta y las guaras.

9. El dabucurí de carne se realizó en la comunidad de Puerto Loro a finales de septiembre de 2013. Como preparación para esta fiesta tradicional se realizó una expedición de cacería de una semana continua donde varios cazadores capturaron presas para la fiesta de ofrecimiento.
10. Calendario ecológico elaborado por las comunidades de AATIZOT como parte de su plan de vida.

De acuerdo al calendario tradicional o calendario ecológico de las comunidades, los cambios en la abundancia y disponibilidad de la fauna de cacería, peces e insectos a lo largo del año, están relacionados con la precipitación, el nivel de las aguas y el paso de las constelaciones. En términos generales, este calendario divide el año en época seca y época de lluvias, con mayor disponibilidad de insectos y ranas durante la época de lluvias y mayor provisión de especies de cacería de gran porte, como la lapa, la danta, el cajuche y el aullador durante la época seca[11].

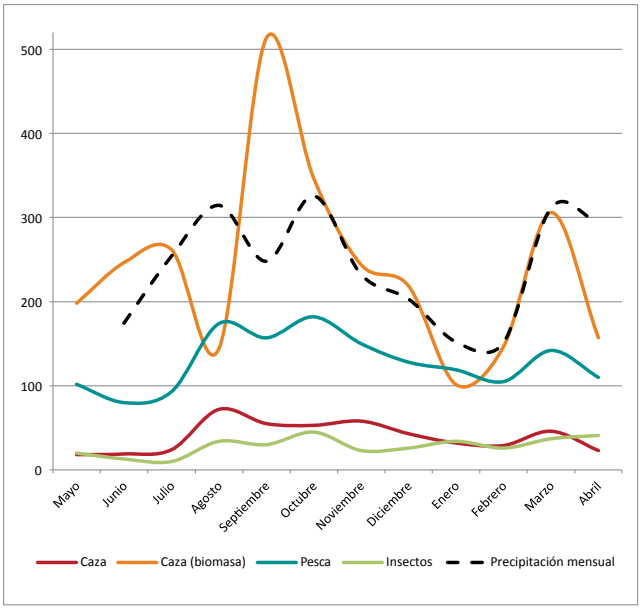


Figura 3.7 Estacionalidad del uso de fauna de consumo (Cacería, pesca e insectos) en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro (1 de mayo 2013 a 30 de abril 2014), comparado con los valores mensuales de precipitación medidos localmente (Junio 2013 – Abril 2014). **Nota:** Para el mes de mayo de 2013 no se cuenta con datos de precipitación.

En marzo, también se incrementa la frecuencia de consumo y la biomasa obtenida por cacería, coincidiendo con la entrada de lluvias tras los meses más secos (Figura 3.7), momento en que las ranas *omã/uma* (*Osteocephalus taurinus*) bajan del dosel para su reproducción. Las comunidades aprovechan la gran abundancia estacional de esta especie. Este momento es considerado por las comunidades como época de rana.

11. Datos aportados por las comunidades durante talleres.

En julio se presenta un pequeño incremento de biomasa de cacería (Figura 3.7) y coincide con un corto verano (aguas medias) que tradicionalmente es aprovechado para quemar la chagra. En este corto verano las especies de mayores tallas son más fáciles de encontrar. De acuerdo con el calendario ecológico durante este mes son abundantes los venados y las pavas.

Los menores valores de frecuencia de consumo de fauna de cacería se presentan entre abril y junio (Figura 3.7), época de aguas altas y de fructificación de varias palmas y especies de monte bravo. De acuerdo con las comunidades, durante aguas altas las especies grandes no aparecen porque están en su casa, además cuando hay abundancia de frutas los animales están en el monte bravo y sólo cuando disminuye la abundancia se mueven hacia las riberas que usualmente corresponden a los sitios preferidos de cacería.

En cuanto a la pesca, las frecuencias más altas de consumo coinciden con los incrementos de lluvia (Figura 3.7), confirmando las percepciones de las comunidades, quienes afirman que la temporada de aguas altas corresponde a época de *piracemo* o subienda.

Los insectos presentan las mayores frecuencias de consumo durante los meses de abril y octubre (Figura 3.7), época de incremento de la precipitación (de aguas medias a altas); cuando en abril ocurre el vuelo nupcial de las hormigas (*Atta* sp.) y en octubre el vuelo de la manivara (*Syntermes* sp.) (Figura 3.8). En abril, después del incremento la precipitación, disminuyen la pesca y la fauna y se incrementa el consumo de insectos.

Figura 3.8 Hormigas de consumo (*Atta* sp.) y manivara (*Syntermes* sp.), aprovechadas en mayor medida durante los vuelos nupciales.

Presión de cacería

Las áreas calculadas como zonas de alta presión de cacería corresponden a 39,99 Km^2 para Bella Vista y 48,33 Km^2 para Puerto Loro (Figuras 3.9 y 3.10), que equivalen al 15,4% y al 23,9% del territorio, respectivamente. En los respectivos mapas es evidente que las zonas de mayor presión se concentran a lo largo de los caños. De acuerdo con estudios de cacería realizados en el neotrópico, la accesibilidad es un factor importante que influencia las actividades de cacería y por ende la presión sobre algunos sitios específicos (Fragoso *et al.*, 2000; Read *et al.*, 2010). Puesto que la principal forma de movilizarse en la zona es por los cursos de agua, no resulta extraña la alta frecuencia de cacería en las orillas de caños y ríos. Adicionalmente, es importante tener en mente que los Tucano Oriental son considerados dedicados agricultores y pescadores y aunque cazan en tierra, prefieren hacerlo desde la canoa, sorprendiendo a los animales (como lapas y dantas) que van a beber a la orilla del río (Cabalzar, 2002).

Las especies con mayor presión de cacería en la zona corresponden a la danta (*Tapirus terrestris*) y la lapa (*Cuniculus paca*) con tasas de extracción de 8,639 Kg/Km^2 y 7,619 Kg/Km^2, respectivamente. La biomasa total extraída por unidad de área en la zona del Tiquié corresponde a 32,66 Kg/Km^2, esta tasa de extracción se encuentra por debajo de lo reportado para otros estudios en la Amazonia (Tabla 3.2), con excepción de lo reportado para la RNN Puinawai (Giuainia, Colombia) y la comunidad de Yomiwato, en el Parque Nacional Manú en el Perú.

Para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro la mayor cantidad de biomasa extraída por unidad de área corresponde a los ungulados (14,58 Kg/Km^2) y los roedores (10,66 Kg/Km^2), mientras que los primates muestran bajas tasas de extracción en términos de biomasa (1,34 Kg/Km^2) (Tabla 3.2). En muchos bosques tropicales, la mayor proporción de biomasa cosechada proviene de relativamente pocas especies de gran tamaño, generalmente ungulados y primates (Robinson & Bennett, 2000); sin embargo, los valores de presión de cacería para los ungulados en el Tiquié presentan valores bajos respecto a zonas evaluadas en otros estudios, superando solamente la cosecha registrada en Puinawai y en una zona de Quehueiriono en la Amazonia ecuatoriana, al tiempo que los valores de cosecha de los primates corresponden a los más bajos de todos los reportados junto con los valores calculados para Puinawai.

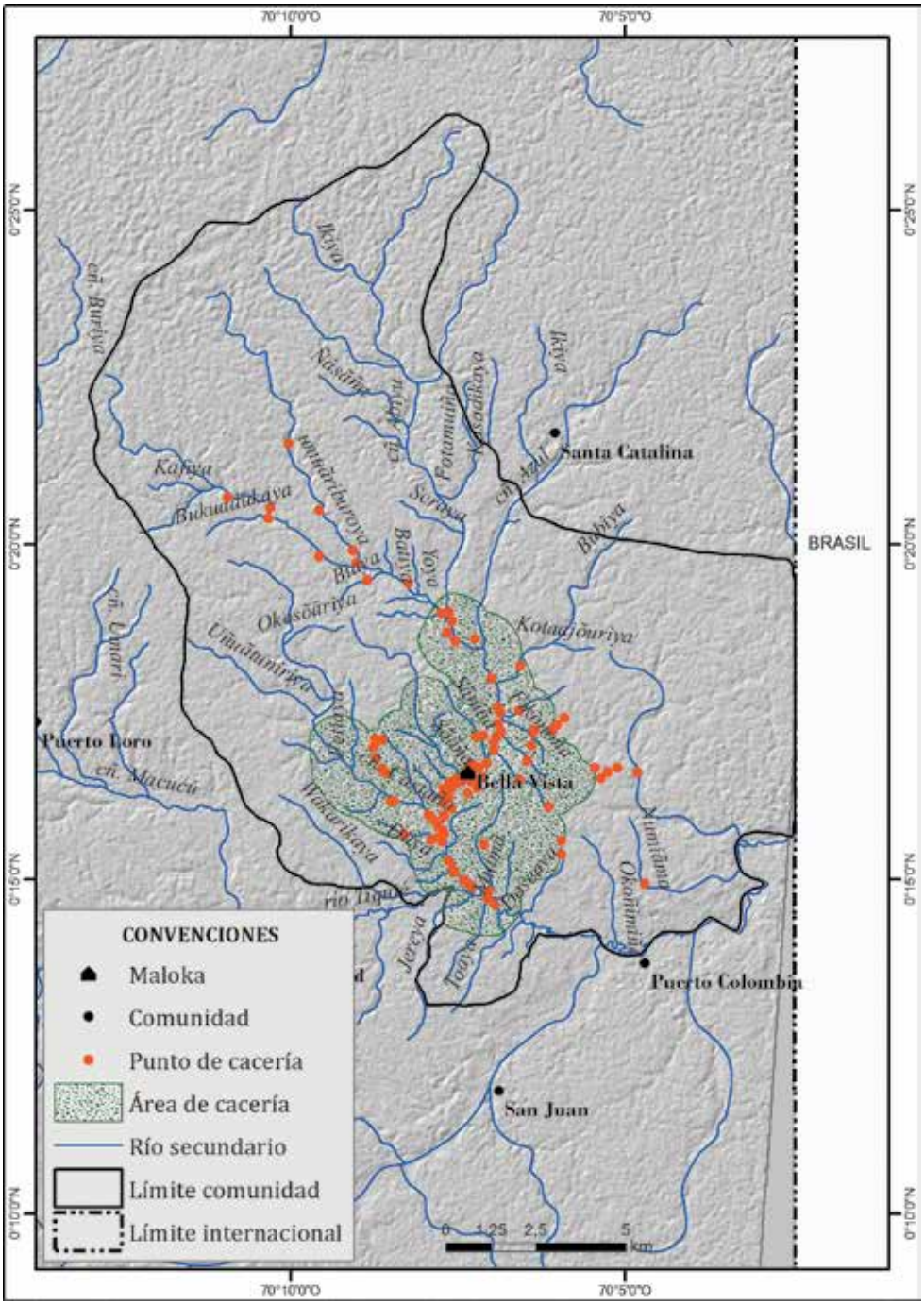


Figura 3.9 Zona de alta presión de cacería en la comunidad de Bella Vista de Abiyú.

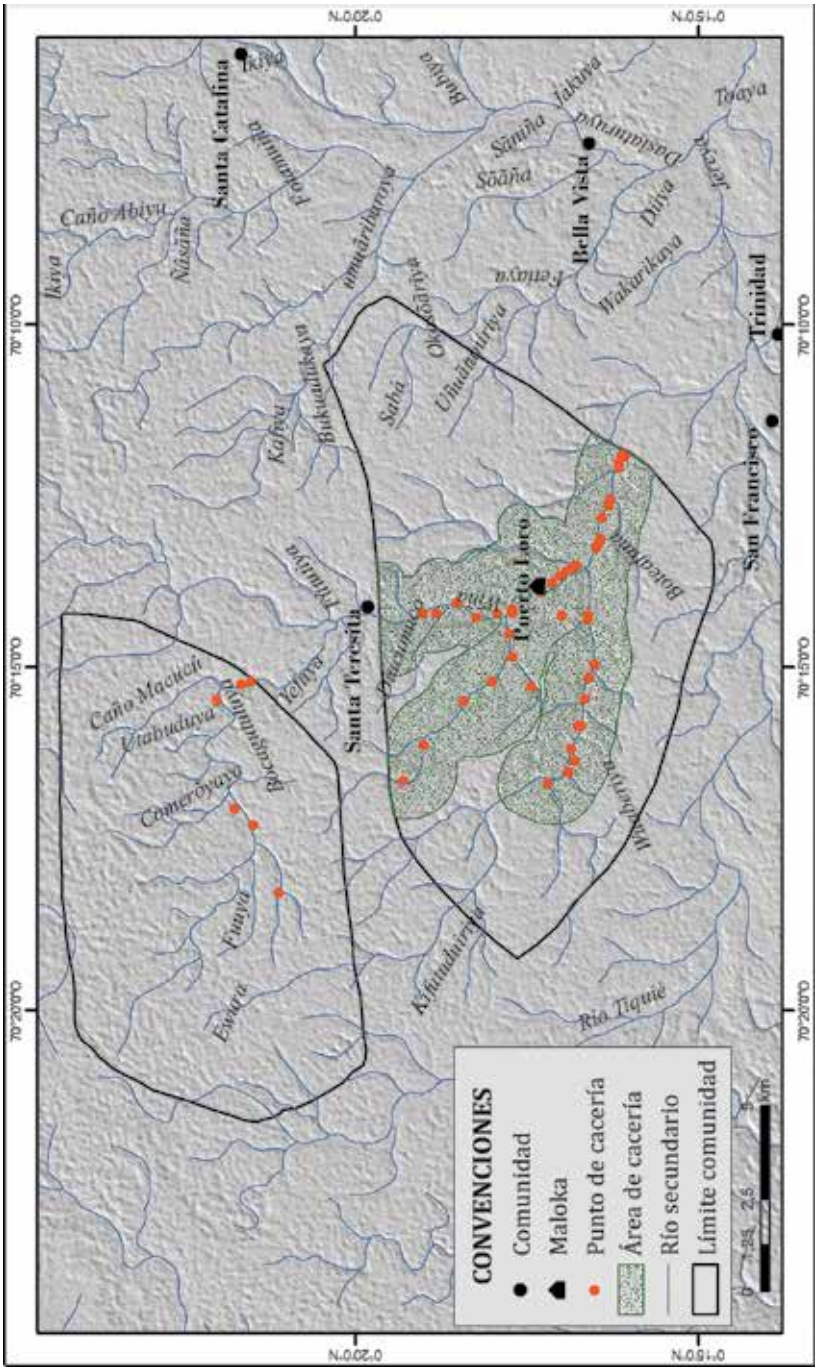


Figura 3.10 Zona de alta presión de cacería en la comunidad de Puerto Loro de Macucú.

Tabla 3.2 Comparación de la Biomasa extraída (Kg/Km²) de mamíferos y sus principales grupos utilizados en Bella Vista y Puerto Loro vs. distintos sitios del neotrópico.

SITIO	Hábitat	Roedores (Kg/Km²)	Primates (Kg/Km²)	Ungulados (Kg/Km²)	Total (Kg/Km²)	Reference
Quehueiri-ono 1 (Amazonia Ecuador)	Bosque	11,420	15,450	21,96	146,90	Mena *et al*, 2000
Quehueiri-ono 2 (Amazonia Ecuador)	Bosque	1,850	13,160	6,91	36,70	Mena *et al*, 2000
Ibiato, Bolivia	Bosque	13,900		102,41	134,55	Townsend, 1996
Puinawai, Colombia	Bosque*	4,58	0,81	9,55	18,37	Tafur, 2010
Amazonia Nororiental Ecuatoriana	Bosque	120,54	5,36	45,64	171,54	Zapata, 2001
A'Ukre, Brasil	Bosque	3,59	2,4	39,00	54,06	Peres & Nascimento, 2006
Jarí (Noreste amazonia Brasil)	Bosque	11,3	2,2	60,1	78,5	Parry *et. al*, 2009
Miasal (Amazonia Ecuador)	Bosque	15,56	19,04	56,66	107,12	Zapata *et al.*, 2009
Diamante, Manú Perú	Bosque	3,3	4,4	40,4	48,1	Alvard *et al.* 1997
Yomiwato, Manú Perú	Bosque	0,4	4,1	16,1	20,6	Alvard *et al.* 1997
Río Itaya, Perú	Bosque		2,79			Aquino *et al.*, 2009
Tahuayo, Perú	Bosque				44,3	Bodmer *et al.* 1994
Bella Vista, Tiquié +	Bosque*	12,12	1,47	13,87	33,14	Presente trabajo, 2014
Puerto Loro, Tiquié ++	Bosque*	9,46	1,24	15,18	32,26	Presente trabajo, 2014
Zona estudio Tiquie +++	Bosque*	10,66	1,34	14,58	32,66	Presente trabajo, 2014

+ Área territorio Bella Vista= 260.17 Km². Área alta presión cacería= 39.99 Km² * Aguas negras

++ Área territorio Puerto Loro= 202.41 Km². Área alta presión cacería= 48.33 Km²

+++ Área completa estudio (Tiquié) = 462.58 Km². Área alta presión cacería= 88.32 Km²

La alta tasa de extracción de los roedores presenta valores cercanos a otros estudios e incluso es superada por algunos (Tabla 3.2), y su cosecha por unidad de área es más alta que los valores calculados para ungulados y primates. De acuerdo con Redford (1992) y Jerozolimski & Peres (2003) el agotamiento de las poblaciones de especies de cacería de gran tamaño es el que lleva al uso de especies de menores tamaños como los roedores; no obstante, el contexto cultural del Tiquié y los Tucano Oriental muestra un uso preferencial por roedores como la lapa, la guara e incluso el tintín, mientras que controla la cacería de especies de gran tamaño a partir de restricciones culturales (Reichel-Dolmatoff, 1997).

En las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro conjuntamente, las mayores tasas de cosecha por especie corresponden a los anfibios, particularmente a *Osteocephalus taurinus* e *Hypsiboas wavrini* con valores de 10,584 y 3,127 ind/consumidor*año, respectivamente (Tabla 3.3). Desafortunadamente, no se cuenta con reportes de tasas de cosecha de anfibios en otras zonas por lo cual es imposible una comparación. Sin embargo, estos elevados valores de extracción demuestran la importancia del grupo, por lo menos a nivel local.

Con valores mucho menores, le siguen en importancia a los anfibios, la lapa, la guara y el tintín para los cuales se establecieron tasas de cosecha entre 0,555 y 0,624 ind/consumidor*año. Estas tasas de cosecha son menores a los promedios establecidos por Redford & Robinson (1987) para 16 grupos étnicos y de colonos (Tabla 3.3). Para la lapa, particularmente en la comunidad de Puerto Loro, se establecieron tasas de cosecha (1,130) superiores a los promedios de Redford & Robinson (1987), aun cuando estos valores no superan los límites máximos de los intervalos reportados por los autores.

Las únicas especies que a nivel regional superan los promedios reportados en otros estudios son las gallinetas (*Tinamus spp.*) con 0,370 ind/consumidor*año y las pavas (*Penelope jacquacu*) con una tasa de cosecha de 0,243 ind/consumidor*año, por lo cual es necesario prestar atención a la sostenibilidad de su aprovechamiento. Particularmente la pava *Penelope jacquacu* presenta valores de cosecha superiores incluso a los máximos valores reportados en otras comunidades, por lo cual es urgente realizar una evaluación de la sostenibilidad de su cacería.

Finalmente, la danta que en general corresponde a una de las especies más amenazadas por cacería, dada su baja productividad, presenta en la zona tasas de cosecha menores a los promedios reportados (0,040); sin embargo en la comunidad de Puerto Loro su tasa de cosecha supera los promedios (0,093) pero sin alcanzar los valores máximos registrados en otras zonas. Al respecto, las comunidades manifestaron que son necesarios seguimientos a largo plazo, pues aunque este año se aprovecharon 7 dantas en la zona, la tasa de aprovechamiento no es constante e incluso algunos años no se aprovecha la especie. De hecho en los registros de la línea de base (julio de 2010 a abril de 2013) solo se reporta la cacería de un individuo de esta especie y aunque la línea de base parte de registros incompletos y discontinuos, de acuerdo con las comunidades, incluye reportes de las especies más importantes de cacería.

En general, se puede concluir que las tasas de extracción se encuentran por debajo de los límites reportados en otros estudios y esto puede estar relacionado con el contexto cultural, con una organización social que dispersa la población en poblados menores y genera densidades poblacionales humanas bajas (0,5 habitantes por Km^2), todo con el fin de no superar la capacidad de carga del ecosistema (Morán, 1997; Wright, 2009).

Tabla 3.3 Comparación de las tasas de cosecha (No. animales/consumidor*año) de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro con otros cazadores de subsistencia en el neotrópico.

Nombre científico	Bella Vista		Puerto Loro		ZONA TIQUIE		Según Redford & Robinson (1987)	
	No. presas	Tasa de cosecha	No. presas	Tasa de cosecha	No. presas	Tasa de cosecha	Promedio tasas de cosecha	Intervalo
Anfibios	**1731**	**14,546**	**808**	**14,963**	**2539**	**14,676**		
Anura	**1731**	**14,546**	**808**	**14,963**	**2539**	**14,676**		
Hylidae	1711	14,378	798	14,778	2509	14,503		
Hypsiboas wavrini	402	3,378	139	2,574	541	3,127		
Osteocephalus cabrerai	29	0,244			29	0,168		
Osteocephalus taurinus	1173	9,857	658	12,185	1831	10,584		
Osteocephalus yasuni	107	0,899	1	0,019	108	0,624		
Leptodactylidae	20	0,168	10	0,185	30	0,173		
Leptodactylus knudseni	2	0,017	1	0,019	3	0,017		
Leptodactylus pentadactylus	5	0,042			5	0,029		
Leptodactylus rhodomystax	1	0,008			1	0,006		
Leptodactylus riveroi	10	0,084			10	0,058		
Leptodactylus sp	2	0,017	9	0,167	11	0,064		
Aves	**86**	**0,723**	**131**	**2,426**	**217**	**1,254**		
Anseriformes	**1**	**0,008**			**1**	**0,006**		
Anatidae	1	0,008			1	0,006	0,039	0.038-0,040
Cairina moschata	1	0,008			1	0,006		
Columbiformes	**1**	**0,008**			**1**	**0,006**		
Columbidae	1	0,008			1	0,006	0,717	0.008-2.14
Geotrygon montana	1	0,008			1	0,006		
Cuculiformes			**1**	**0,019**	**1**	**0,006**		
Cuculidae			1	0,019	1	0,006		
Neomorphus pucheranii			1	0,019	1	0,006		
Galliformes	**15**	**0,126**	**40**	**0,741**	**55**	**0,318**		
Cracidae	14	0,118	39	0,722	53	0,306	1,883	0,044 - 4,270
Mitu tomentosum **			1	0,019	1	0,006	0,64	0.007-2.26
Nothocrax urumutum			8	0,148	8	0,046	1,883	0,044 - 4,270
Ortalis guttata **	1	0,008	3	0,056	4	0,023	0,054	0,041 - 0,068
Penelope jacquacu **	13	0,109	29	0,537	42	0,243	0,047	0.003 - 0,091
Odontophoridae	1	0,008	1	0,019	2	0,012		
Odontophorus gujanensis	1	0,008	1	0,019	2	0,012	0,058	0,005-0,240
Gruiformes	**20**	**0,168**	**3**	**0,056**	**23**	**0,133**		
Heliornithidae	20	0,168			20	0,116		
Heliornis fulica	20	0,168			20	0,116		
Psophiidae			3	0,056	3	0,017		
Psophia crepitans **			3	0,056	3	0,017	0,360	0,005 - 0,240
Pelecaniformes	**1**	**0,008**			**1**	**0,006**		
Threskiornithidae	1	0,008			1	0,006		
Mesembrinibis cayennensis	1	0,008			1	0,006		
Piciformes	**4**	**0,034**	**15**	**0,278**	**19**	**0,110**		
Ramphastidae	4	0,034	15	0,278	19	0,110	1,138	0,041-3,676
Ramphastos tucanus **	4	0,034	15	0,278	19	0,110	0,869	0,036 - 3,676
Psittaciformes	**14**	**0,118**	**6**	**0,111**	**20**	**0,116**		
Psittacidae	14	0,118	6	0,111	20	0,116	0,652	0,003 - 3,460
Amazona spp	11	0,092	5	0,093	16	0,092	0,125	0,004-0,368
Amazona farinosa	6	0,050	2	0,037	8	0,046		
Amazona ochrocephala	5	0,042	2	0,037	7	0,040		
Amazona sp			1	0,019	1	0,006		
Pionus menstruus	2	0,017	1	0,019	3	0,017		
Pyrrhura melanura	1	0,008			1	0,006		
Tinamiformes	**30**	**0,252**	**66**	**1,222**	**96**	**0,555**		
Tinamidae	30	0,252	66	1,222	96	0,555	0,357	0,004 - 1,471
Crypturellus spp	12	0,101	18	0,333	30	0,173	0,284	0,010-1,471
Crypturellus cf. *obsoletus*			2	0,037	2	0,012		
Crypturellus cinereus	1	0,008	5	0,093	6	0,035		
Crypturellus duidae	2	0,017	9	0,167	11	0,064		
Crypturellus soui	3	0,025	1	0,019	4	0,023		
Crypturellus sp	1	0,008			1	0,006		
Crypturellus undulatus	5	0,042	1	0,019	6	0,035		
Tinamus spp	18	0,151	46	0,852	64	0,370	0,189	0,004-0,471
Tinamus guttatus	13	0,109	31	0,574	44	0,254		
Tinamus major	5	0,042	14	0,259	19	0,110		
Tinamus sp			1	0,019	1	0,006		
Mamíferos	**162**	**1,361**	**143**	**2,648**	**305**	**1,763**		

Continua en la página 78

Viene de la página 77 →

Tabla 3.3 Comparación de las tasas de cosecha (No. animales/consumidor*año) de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro con otros cazadores de subsistencia en el neotrópico.

Nombre científico	Bella Vista		Puerto Loro		ZONA TIQUIE		Según Redford & Robinson (1987)	
	No. presas	Tasa de cosecha	No. presas	Tasa de cosecha	No. presas	Tasa de cosecha	Promedio tasas de cosecha	Intervalo
Carnivora			**6**	**0,111**	**6**	**0,035**	**0,979**	**0,105-2,790**
Felidae			1	0,019	1	0,006		
Leopardus pardalis			1	0,019	1	0,006		
Mustelidae			1	0,019	1	0,006		
Eira barbara			1	0,019	1	0,006		
Procyonidae			4	0,074	4	0,023		
Nasua nasua **			4	0,074	4	0,023	0,592	0,005-2,749
Cingulata	**2**	**0,017**	**2**	**0,037**	**4**	**0,023**		
Dasypodidae	2	0,017	2	0,037	4	0,023		
Dasypus novemcinctus	2	0,017	2	0,037	4	0,023	0,589	0,030-4,117
Pilosa	**3**	**0,025**			**3**	**0,017**		
Megalonychidae	1	0,008			1	0,006		
Choleopus didactylus *	1	0,008			1	0,006	1,402	0,009-2,796
Myrmecophagidae	2	0,017			2	0,012		
Tamadua tetradactyla	2	0,017			2	0,012	0,183	0,014-0,740
Primates	**30**	**0,252**	**34**	**0,630**	**64**	**0,370**	**2,304**	**0,001-8,701**
Aotidae	1	0,008			1	0,006		
Aotus spp.	1	0,008			1	0,006	0,792	0,144-1,440
Atelidae	4	0,034	3	0,056	7	0,040		
Alouatta seniculus	2	0,017	2	0,037	4	0,023	0,421	0,003-1,514
Lagothrix lagotricha	2	0,017	1	0,019	3	0,017	1.404	0.125-3.243
Callitrichidae	2	0,017	3	0,056	5	0,029		
Saguinus inustus	2	0,017	3	0,056	5	0,029		
Cebidae	11	0,092	8	0,148	19	0,110		
Cebus apella	1	0,008	4	0,074	5	0,029	2,092	0,003-8,673
Saimiri sciureus	10	0,084	4	0,074	14	0,081		
Pitheciidae	12	0,101	20	0,370	32	0,185		
Callicebus lugens **	12	0,101	20	0,370	32	0,185	0,471	0,005-1,490
Rodentia	**115**	**0,966**	**89**	**1,648**	**204**	**1,179**		
Cuniculidae	47	0,395	61	1,130	108	0,624		
Cuniculus paca	47	0,395	61	1,130	108	0,624	0,906	0,009-4,392
Dasyproctidae *(Dasyprocta* sppy *Myoprocta* spp*)*	68	0,571	28	0,519	96	0,555	0,701	0,007-4,006
Dasyprocta fuliginosa	48	0,403	13	0,241	61	0,353		
Myoprocta acouchy	20	0,168	15	0,278	35	0,202		
Ungulados	**12**	**0,101**	**12**	**0,222**	**24**	**0,139**	**1,531**	**0,140-7,992**
Cervidae *(Mazama* spp*)*	6	0,050	1	0,019	7	0,040	0,263	0,016-1,486
Mazama americana	5	0,042	1	0,019	6	0,035		
Mazama gouazoupira	1	0,008			1	0,006		
Tapiridae	2	0,017	5	0,093	7	0,040		
Tapirus terrestris	2	0,017	5	0,093	7	0,040	0,055	0,009-0,122
Tayassuidae	4	0,034	6	0,111	10	0,058		
Pecari tajacu	4	0,034	3	0,056	7	0,040	0,624	0,013-3,765
Tayassu pecari			3	0,056	3	0,017	0,831	0,166-4,070
Reptiles	**52**	**0,437**	**59**	**1,093**	**111**	**0,642**		
Crocodylia	**9**	**0,076**	**28**	**0,519**	**37**	**0,214**		
Crocodylidae	9	0,076	28	0,519	37	0,214		
Paleosuchus palpebrosus	1	0,008	3	0,056	4	0,023		
Paleosuchus sp.	4	0,034	12	0,222	16	0,092		
Paleosuchus trigonatus	4	0,034	13	0,241	17	0,098		
Sauria	**1**	**0,008**	**2**	**0,037**	**3**	**0,017**		
Teiidae	1	0,008	2	0,037	3	0,017		
Tupinambis teguixin	1	0,008	2	0,037	3	0,017		
Testudines	**42**	**0,353**	**29**	**0,537**	**71**	**0,410**		
Chelidae	42	0,353	29	0,537	71	0,410		
Mesoclemmys gibba	11	0,092			11	0,064		
Mesoclemmys raniceps	1	0,008			1	0,006		
Mesoclemmys sp.			2	0,037	2	0,012		
Phrynops geoffroanus	4	0,034			4	0,023		
Rhinemys rufipes	26	0,218	27	0,500	53	0,306		
Total general	**2043**	**17,168**	**1141**	**21,130**	**3172**	**18,335**		

* Se tomaron los valores de Redford & Robinson (1987) para *Choloepus hoffmanni,* aunque los individuos aprovechados corresponden a *C. didactylus*

** Valores de referencia de Redford & Robinson (1987) a nivel de género

CAPÍTULO IV

Oferta de fauna de consumo y primera evaluación de su sostenibilidad

Las poblaciones silvestres de fauna de consumo son fundamentales para la subsistencia de las comunidades indígenas de Bella Vista y Puerto Loro, pues de su aprovechamiento depende la seguridad alimentaria e incluso su pervivencia cultural. Sin embargo, de acuerdo con varios estudios realizados en bosques tropicales (Caughley, 1977; Robinson & Redford, 1991; Redford, 1992; Robinson, 1996; Bennett, 1998; Bennett & Robinson, 2000; Peres, 2000), el uso de este recurso puede llegar a generar efectos importantes en las poblaciones y en las comunidades de fauna. Por ello, para que las poblaciones humanas puedan seguir utilizando los productos del bosque es necesario que las tasas de aprovechamiento de estos recursos no excedan las tasas de producción, evitando la sobreexplotación y su agotamiento (Robinson & Redford, 1991).

Por ello, durante las últimas décadas se ha generado un gran interés por evaluar los efectos de la cacería de subsistencia en muchas regiones del mundo, con el fin de entender el efecto de la misma sobre las poblaciones animales y evaluar su sostenibilidad (Robinson & Bennett, 2000). Sin embargo, la sostenibilidad es un concepto dinámico que depende de interrelaciones entre factores ambientales, sociales, culturales, económicos e institucionales inherentes a cada lugar, por lo cual medirla aún es ambiguo y las valoraciones de sostenibilidad sólo se pueden utilizar de una manera general para abrir el espacio para la reflexión y la auto-evaluación (Bennett & Robinson, 2000; Bodmer & Puertas, 2000; Ulloa, 2002).

En este capítulo se presenta la evaluación de la oferta de las especies de consumo en la comunidades de Bella Vista y Puerto Loro y se realiza una primera evaluación de la sostenibilidad de la cacería en el territorio, partiendo de la capacidad biológica de las especies, con el fin de generar datos que permitan la discusión interna en las comunidades y apoyen la toma de decisiones de manejo de su territorio.

Metodología

Estimación de densidades poblacionales

Para estimar la densidad de las poblaciones de las especies utilizadas en cacería en la zona se emplearon los métodos de muestreo por distancias con transectos lineales (Buckland *et al.*, 2001) y la estimación de densidades con cámaras trampa usando el modo de encuentro al azar o REM por sus siglas en inglés (Random Encounter Mode) (Rowcliffe *et al.*, 2008).

Muestreo por distancias

Para la estimación de densidades con transectos lineales se localizaron 15 transectos de muestreo, seis en el territorio de la comunidad de Puerto Loro (Transectos A – F) y nueve en el territorio de la comunidad de Bella Vista (Transectos N - V). Los transectos se localizaron con un diseño radial con respecto a las dos comunidades. La distancia media de los transectos fue de 3.793 m (de 3.026 a 4.100 m) para una longitud total de 56.896 m (Tabla 4.1). Para ubicar los transectos en los territorios se acordó con las comunidades su diseño, buscando que abarcaran la mayor cantidad de área posible, que

estuvieran ubicados aleatoriamente respecto a sitios de congregación de los animales y principalmente que su ubicación no violara ningún tipo de restricciones culturales (por ejemplo evitando atravesar sitos sagrados).

Tabla 4.1 Transectos para estimación de densidades de fauna de cacería en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.

Comunidad	Transecto	Longitud	Esfuerzo acumulado (m)	Repeticiones
Puerto Loro	A	4000	50400	13
Puerto Loro	B	3800	49650	13
Puerto Loro	C	4100	52250	13
Puerto Loro	D	4000	48000	12
Puerto Loro	E	3700	42500	12
Puerto Loro	F	3200	37000	11
Bellavista	N	4000	56000	14
Bellavista	O	3026	43654	14
Bellavista	P	4000	67700	17
Bellavista	Q	4000	52000	13
Bellavista	R	4000	64000	16
Bellavista	S	4000	60000	15
Bellavista	T	3070	44100	15
Bellavista	U	4000	54150	14
Bellavista	V	4000	48000	12
Total general	15	56896	769404	204

Para registrar los datos, se realizaron recorridos por los transectos con dos observadores por recorrido, quienes hicieron la búsqueda de fauna a ambos lados de la línea central cuidando que todos los animales sobre el transecto (distancia perpendicular de 0 m) fueran detectados, que la distancia perpendicular fuera tomada hasta la posición en que los individuos se observaron por primera vez, que las distancias perpendiculares se midieran con exactitud y evitando que los individuos fueran contados dos o más veces. Durante la etapa de capacitación de los investigadores locales, los grupos de observadores estuvieron compuestos por uno de los investigadores externos y un investigador local, y posteriormente los grupos estuvieron compuestos exclusivamente por investigadores locales.

Los transectos se recorrieron en varias oportunidades para acumular un esfuerzo total de 769,4 Km. Para asegurar la independencia de las repeticiones, los transectos se recorrieron como mínimo con un intervalo de separación de cuatro días. Una excepción fue un recorrido nocturno realizado en la comunidad de Puerto Loro (Transectos A – F) donde, por centrarse en especies de actividad nocturna, se asumió independencia respecto a un muestreo diurno realizado al día siguiente. Los muestreos nocturnos se realizaron desde las 17:28 hasta las 22:30 horas y los diurnos entre las 05:00 y las 16:15 horas. En los muestreos se procuró mantener una velocidad promedio de desplazamiento constante de 1,5 Km/h. Para evitar sesgos en los estimativos de densidades poblacionales, se acordó con las comunidades abstenerse de realizar cacerías sobre los transectos o utilizarlos como zonas de tránsito (Fragoso *et al.*, 2011).

En cada recorrido se tomaron datos de registros directos (detección visual, o auditiva con confirmación visual) y se registró el nombre del transecto, la fecha, la hora de observación, la especie observada (nombre en lengua y en español), el número total de individuos por grupo detectado, la distancia perpendicular, la distancia recorrida sobre el transecto y la categoría de desarrollo (crías, juveniles o adultos).

La densidad poblacional se estimó usando el programa DISTANCE 6.0 (Thomas *et al.*, 2009). Para algunos casos fue necesario elegir intervalos y truncación derecha para calcular los estimativos de densidad. Los criterios para establecer el mejor modelo para la función de detección fueron el AIC (Akaike's Information Criterion) de acuerdo a la metodología propuesta por Buckland *et al.* (2001) y la prueba de bondad de ajuste (Chi-cuadrado X^2) de los datos a la curva con una significancia del 95% (Thomas *et al.* 2010). Se eligió la estimación que arrojó el menor coeficiente de variación para la densidad (Buckland *et al.*, 2001), teniendo en cuenta que un coeficiente de variación cercano al 3% es requerido para detectar cambios del 10% del tamaño de la población (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007).

En algunos casos, como para las gallinetas (Tinamidae) y los venados (*Mazama sp.*), fue imposible determinar taxonómicamente de forma precisa la especie observada al no contar con los nombres precisos en lengua, por lo cual se estimó la densidad para el conjunto de individuos de la familia o el género. Ya que en los recorridos de los transectos se registraban todas las especies observadas, se

eligieron para los análisis únicamente las especies para las cuales se contaba con diez detecciones o más y que correspondieran a especies de consumo.

Método REM con cámaras trampa

Para estimar la densidad poblacional con cámaras trampa (REM), se utilizaron cámaras digitales de rastreo BushnellHD modelo 119437C con sensor de imagen de cinco megapíxeles, ángulo focal de 45º y sensor infrarrojo con sensibilidad de 19 m. Las cámaras se ubicaron en 93 puntos de muestreo a lo largo de los dos territorios (55 en Bella Vista y 38 en Puerto Loro), en coberturas vegetales de chagra (8 puntos), monte bravo (38), rastrojo (32), rebalse (7) y sabana (8). Se evitaron sitios de congregación de especies como salados y revolcaderos. En cada punto de muestreo las cámaras se instalaron de forma tal que se aumentara la probabilidad de registrar animales, buscando en el sitio evidencia de la presencia de fauna y ubicando las cámaras sobre o en dirección a senderos o pasaderos de animales. El muestreo se realizó entre el 10 de agosto de 2013 y el 11 de julio de 2014, para acumular un esfuerzo total de muestreo de 48.506,63 horas. En cada punto las cámaras permanecieron activas en promedio 21 días, 17 horas y 34 minutos (521,58 horas), con valores mínimos de 24 horas y 43 minutos (24,72 horas) y máximos de 87 días, 8 horas y 41 minutos (2096,68 horas).

La estimación de la densidad con las cámaras trampa se obtuvo a partir de la fórmula propuesta por Rowcliffe *et al.* (2008), que determina la densidad en función de la tasa de captura (número de fotografías por unidad de tiempo), la velocidad de movimiento de los animales y las dimensiones de la zona de detección de la cámara-trampa. Para ello se usó la ecuación:

$$\mathbf{D} = \frac{\mathbf{y}}{\mathbf{t}} * \frac{\pi}{v\mathbf{r} * (2+\theta)}$$

Donde *y* es el número de veces que se registró cada especie, *t* es el tiempo de muestreo (cámara activa), *v* es la velocidad de cada taxón, *r* y θ son el radio y ángulo de detección de la cámara, que en este caso se consideraron constantes y corresponden a los parámetros del modelo de las cámaras de rastreo utilizadas en el muestreo (r = 19 m y θ = 0,7854 radianes). Las velocidades de las especies evaluadas se extrajeron de una revisión documental de sus rasgos de historia de vida y otros parámetros (Yara, 2014) y en los casos en que no se reportaba la velocidad de movimiento, esta se derivó de los valores de desplazamiento diario (range day) (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Velocidades de las especies de fauna de cacería, reportadas en literatura

Taxón	v	Unidades	v (Km/h)	Referencia
Cuniculus paca	4,8	m/min	0,29	Ulloa *et al.*, 1999
Dasyprocta sp. *	0,83	km/día	0,035	Aliaga-Rossel *et al.*, 2008
Dasypus sp. **	421,4	m/noche (14h)	0,030	Vaughanb & Shoenfelder, 1999
Mazama sp ***	22,8	cm/s	0,82	Rowcliffe *et al.*, 2011
Myoprocta sp. +	894,8	m/día (promedio edades)	0,037	Dubost , 1988
Pecari tajacu	160	m/h (promedio)	0,16	McCoy-Colton, 1990
Pecari tajacu	0,92	km/día	0,04	Bigler 1974
Tapirus terrestris	5,2	km/día	0,22	Tobler *et al.*, 2009
Tapirus terrestris	6,7	km/día	0,28	Tobler, 2008
Tinamidae y Odontophoridae ++	120	m/h (promedio)	0,12	Franco *et al.*, 2006

* Se tomó la velocidad de *Dasyprocta punctata*
** Se tomó la velocidad de *Dasypus novemcinctus*
*** Se tomó la velocidad reportada para *Mazama temama*
+ Se tomó la velocidad de *Myoprocta exilis*
++Se tomó la velocidad de *Odontophorus hyperythrus*

Las estimaciones se realizaron únicamente para las especies de consumo que presentaron nueve o más detecciones. La densidad se estimó para cada punto de muestreo y el valor final para toda la zona se calculó como el promedio de las densidades obtenidas en todos los puntos. La varianza y los intervalos de confianza al 95% se estimaron con el método de remuestreo bootstrap utilizando 5000 repeticiones (Rowcliffe *et al.*, 2008) con el programa estadístico SPSS Statistics versión 20.

Evaluación de sostenibilidad

Para evaluar la sostenibilidad de la cacería en la zona se usaron las metodologías de estimación de producción de fauna (Townsend 1996) y modelo de cosecha (Bodmer, 1994). Estos cálculos de sostenibilidad se realizaron para las especies de mamíferos para los cuales fue posible estimar densidades poblacionales. Además, para facilitar el monitoreo local se realizaron cálculos de Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE).

Estimación de producción de fauna

Para estimar la producción de fauna (individuos/Km^2) se calcularon valores de productividad reproductiva de las especies y estos se multiplicaron por las densidades poblacionales estimadas. La productividad reproductiva se calculó como el porcentaje de las hembras reproductivamente activas, por el tamaño de las camadas y el número de gestaciones por año (No. crías/

hembra*año) (Townsend, 1996). Las hembras reproductivamente activas se establecieron como la proporción de hembras en la población que al ser cazadas se encontraron preñadas o con crías. Este cálculo se basó en los datos de aprovechamiento, asumiendo que la muestra de animales extraída es representativa de la población pues las comunidades no realizan una cacería selectiva por sexo o edad (Caughley, 1977).

El resultado de productividad reproductiva obtenido se multiplica por la densidad estimada para la zona (media, mínima y máxima), con lo que se obtiene un rango de producción que, como aproximación a la sostenibilidad de la cacería, se comparó con las tasas de extracción (individuos/Km^2).

Modelo de cosecha

Adicionalmente a la evaluación de producción de fauna propuesta por Townsend (1996) se realizó una aproximación a la sostenibilidad usando el modelo de cosecha (Bodmer, 1994). Este modelo usa estimados de producción derivados de la productividad reproductiva y la densidad poblacional. Para calcular la producción se usó la siguiente fórmula:

$$\mathbf{P} = (PropH * D)(Y * g)$$

Donde P corresponde a la producción, $PropH$ es la proporción de hembras en la población, D es la densidad poblacional, Y es la producción bruta (número de crías/número total de hembras) y g es el número promedio de gestaciones al año.

Posteriormente, esta producción (P) debe ser dividida por la presión de caza anual (ind/Km^2) con lo que se obtiene la proporción de producción extraída por los cazadores. Este valor se comparó con el porcentaje de producción que puede ser cosechado sosteniblemente, pues el cálculo de producción no asume mortalidad pre-reproductiva o de adultos. Para la comparación se utilizaron los porcentajes de producción cosechable sosteniblemente propuestos por Robinson & Redford (1991) y establecidos de acuerdo a la esperanza de vida y la edad de la última reproducción de las especies. Estos autores proponen que para las especies de larga vida cuya última reproducción es a los 10 años o más puede cosecharse el 20% de la producción; para las especies de vida corta cuya última

edad de reproducción está entre los 5 y los 10 años puede cosecharse el 40% de la producción y para las especies de vida muy corta, cuya última reproducción ocurre antes de los 5 años puede cosecharse hasta el 60% de la producción (Robinson & Redford, 1991).

En ambos métodos de evaluación de sostenibilidad, para comprobar la proporción de sexos se utilizó un test de proporciones para comparar con una relación 1:1 (prueba z) con el programa Statistix 9 (Analytical Software, 2008). Los datos de tamaño de las camadas y número de gestaciones al año fueron extraídos de una revisión de rasgos de vida de las especies (Yara, 2014). Para algunos casos no se contó con datos suficientes, por lo cual se utilizaron proporciones de hembras reproductivamente activas reportados en la literatura para otras localidades (Townsend, 1996).

Aunque los valores de producción y del modelo de cosecha no se consideran exactos, sirven para establecer las especies más propensas a la sobrecaza o las que necesitan más investigación para ser evaluadas de forma más certera (Townsend, 1996).

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Bajo el supuesto de que las comunidades no realizan una cacería selectiva y por lo tanto todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados, se calculó la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007), para lo cual se usó el número de individuos capturados y la biomasa acumulada por clase taxonómica como valores de captura; y como unidad de esfuerzo se utilizó el tiempo acumulado de duración de las faenas de cacería dividido por el número de cazadores. Para ello se usó la siguiente fórmula:

$$\text{CPUE} = \frac{\textit{No. individuos o Biomasa}}{\textit{Esfuerzo}}$$

Adicionalmente, para las principales especies de cacería se calculó la CPUE de forma individual para generar valores que constituyan la línea de base y que sean útiles para futuras comparaciones.

Los valores de CPUE para la zona en general fueron calculados como el promedio de los valores de cada una de las comunidades de acuerdo a lo recomendado por Walters (2003), para minimizar las desviaciones de los valores debido a la heterogeneidad del área en cuanto a comportamientos y tecnologías de cacería.

Percepción comunitaria de la abundancia de la fauna

Paralelamente a las actividades de estimación poblacional de las especies de fauna de consumo y las aproximaciones a la sostenibilidad de la cacería, las comunidades realizaron reuniones y talleres autónomos donde discutieron los resultados de la cosecha, la caracterización de la cacería y las apreciaciones sobre las estimaciones poblacionales, con el fin de generar decisiones en favor del manejo sostenible de la fauna en su territorio.

Los productos de este proceso de discusión y evaluación de los resultados fueron sintetizados por las comunidades en normas locales de manejo de la fauna de consumo y en propuestas para dar continuidad al proceso de seguimiento de la fauna.

Resultados y Discución

Densidades

En el muestreo por distancias se obtuvieron 607 avistamientos en los 769,4 Km de recorrido, que corresponden a 20 especies de mamíferos, nueve taxa de aves, un reptil y ocho individuos indeterminados. En total se obtuvieron 591 avistamientos de 23 especies de consumo y se estimaron las densidades para diez especies de consumo en la zona (cuatro aves y seis mamíferos), las cuales registraban diez avistamientos o más.

Con las cámaras trampa se obtuvieron un total de 502 detecciones en las 48.506,63 horas de muestreo: 9 detecciones en chagra, 225 en monte bravo, 113 en rastrojo, 62 en rebalse y 93 en sabana. Se detectaron 33 taxa diferentes correspondientes a tres especies de reptiles, 22 taxa de mamíferos y ocho de aves. De éstas, 19 corresponden a especies de consumo. Se estimaron las densidades de nueve especies y dos ensamblajes de consumo (Tinamidae y gallinetas, incluyendo *Odontophorus gujanensis* tal como lo clasifican tradicionalmente las comunidades).

En las tablas 4.3 y 4.4 se presentan los resultados de los estimativos de densidad y abundancia, sus coeficientes de variación y el intervalo de confianza de cada estimación. En algunos casos fue posible estimar la densidad de las especies con ambos métodos de análisis, como ocurre con las gallinetas, la guara, el tintín y el venado. Mientras

que para el tintín *Myoprocta acouchy* ambas estimaciones muestran valores cercanos, para los venados *Mazama sp.* y la guara *Dasyprocta fuliginosa* las estimaciones con el método REM de cámaras trampa presentan mayores valores de densidad y para las gallinetas (Tinamidae) los estimativos con el método de DISTANCE resultan mayores que con las cámaras trampa. Estas diferencias son producto del tamaño de la muestra en cada caso, pues para los venados y la guara se detectó un número más alto de individuos con las cámaras trampa (71 detecciones para *Mazama sp.* y 125 para *Dasyprocta fuliginosa*), en tanto que para las gallinetas con el método de transectos se obtuvieron más detecciones (198 detecciones visuales) (Tablas 4.3 y 4.4).

Tabla 4.3 Densidades y abundancias poblacionales de diez especies de fauna de consumo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, estimadas con Distance.

Especie/Taxa	Nombre común	Número de registros	Densidad (Ind/Km²) DISTANCE			CV D	Abundancia (462,4 Km²)			Función clave	Serie de expansión
			Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%		Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%		
Tinamidae	Gallineta	198	10,531	8,641	12,834	9,80%	4872	3997	5937	Hazard-rate	Simple polinomial
Ramphastos tucanus	Tucán	76	7,281	4,392	12,070	25,90%	3368	2032	5583	Hazard-rate	Simple polinomial
Penelope jacquacu	Pava	74	4,755	3,307	6,836	17,60%	2200	1530	3163	Uniforme	Coseno
Cebus apella	Mico	37	4,074	2,551	6,507	23,65%	1885	1180	3010	Uniforme	Coseno
Dasyprocta fuliginosa	Guara	35	1,434	0,807	2,548	28,40%	663	373	1178	Media normal	Coseno
Myoprocta acouchy	Tintín	32	1,267	0,768	2,093	24,80%	586	355	968	Hazard-rate	Simple polinomial
Saguinus inustus	Jijillo negro	27	4,735	2,280	9,833	36,80%	2190	1055	4549	Uniforme	Coseno
Callicebus lugens	Waicoco	22	1,990	1,048	3,779	31,87%	921	485	1748	Uniforme	Coseno
Nothocrax urumutum	Coconuco	18	3,768	1,824	7,784	37,00%	1743	844	3601	Media normal	Coseno
Mazama sp.	Venado	10	0,267	0,143	0,499	29,70%	124	66	231	Uniforme	

Tabla 4.4 Densidades y abundancias poblacionales de diez especies de fauna de consumo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, estimadas con el método REM (Cámaras trampa).

Especie	Nombre común	Número de registros	Velocidad (Km/h)	Densidad (Ind/Km²)			Desviación estandar	Abundancia (en 462,4 Km²)		
				Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%		Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%
Dasyprocta fuliginosa	Guara	125	0,035	2,760	1,166	4,863	8,939	1276	539	2248
Mazama americana	Venado	71	0,821	0,129	0,067	0,213	0,354	59	31	98
Tinamidae (*Tinamus* spp. y *Cripturellus* spp.)	Gallinetas	46	0,120	0,484	0,203	0,834	1,561	224	94	386
Gallinetas (*Tinamus* spp., *Cripturellus* spp. y *Odontophorus*)	Gallinetas	58	0,120	0,578	0,272	0,950	1,649	267	126	439
Tapirus terrestris	Danta	38	0,279	0,368	0,142	0,657	1,288	170	66	304
Tapirus terrestris	Danta	38	0,217	0,475	0,183	0,847	1,659	219	85	392
Myoprocta acouchy	Tintín	26	0,037	1,006	0,144	2,139	5,178	465	67	989
Cuniculus paca	Lapa	23	0,288	0,119	0,049	0,201	0,382	55	23	93
Dasypus sp.	Armadillo	12	0,030	0,803	0,038	1,910	4,802	371	18	883
Odontophorus gujanensis	Perdiz	12	0,120	0,094	0,006	0,222	0,554	43	3	103
Pecari tajacu	Cerrillo	10	0,160	0,159	0,009	0,435	1,222	74	4	201
Pecari tajacu	Cerrillo	10	0,038	0,665	0,037	1,817	5,100	307	17	840
Neomorphus pucheranii	Betafero	9	0,120	0,045	0,012	0,087	0,192	21	6	40

Para todas las aves se utilizó la misma velocidad en el cálculo (0,120 Km/h) por ser el único dato con que se contaba

Estos dos métodos de estimación de densidad pueden considerarse complementarios, pues las cámaras trampa generan estimativos confiables para especies terrestres de actividad nocturna que por restricciones culturales no pueden ser estimados mediante el muestreo con transectos, ya que las comunidades evitan adentrarse en el monte durante la noche debido a los peligros. Otra ventaja del método REM es que las cámaras trampa no generan una reacción de escape en los individuos, mientras que con los transectos algunos individuos pueden no ser detectados porque la presencia o el olor de los humanos genera reacciones de huida. Sin embargo, una dificultad con el método REM es que aunque no es necesario diferenciar individuos, cuando la cámara queda ubicada en el territorio de un individuo este es detectado en repetidas ocasiones generando sesgos.

Respecto a la metodología de transectos, ésta permite la detección no solo de animales terrestres, sino que se pueden detectar especies arborícolas o trepadoras. Además, cuenta con análisis que determinan la probabilidad de detección de acuerdo a la distancia, mientras que el método REM parte de que todos los individuos que entran en la zona de detección de las cámaras tienen la misma probabilidad de ser detectados. Sin embargo, se han realizado estudios donde se ha establecido que el tamaño de las especies y su velocidad de movimiento determina la probabilidad de detección con las cámaras trampa, lo que puede generar una subestimación de las densidades de especies pequeñas y de movimientos rápidos, ya que para estas disminuye la probabilidad de detección con las cámaras (Rowcliffe *et al.*, 2011). Adicionalmente, se desconoce la velocidad de movimiento de la gran mayoría de las especies, y siendo un determinante de las estimaciones es necesario realizar estudios que establezcan estas velocidades para generar estimativos de densidad más confiables.

A pesar de los problemas que pueda presentar el método REM con cámaras trampa, es recomendable continuar utilizándolo para estimar densidades poblacionales de especies imposibles de detectar con el método de transectos.

Respecto a las densidades estimadas, con los dos métodos se lograron calcular valores de densidad para 16 taxa (13 especies y 3 ensamblajes) consumidos por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. En general, los estimativos de densidad son bajos respecto a otras zonas. Algunos se encuentran dentro

de los rangos estimados en otros estudios en la Amazonia pero por tratarse de bosques en drenajes de aguas negras muchas veces las densidades están por debajo de los promedios, acercándose a los valores mínimos de los límites de confianza de las estimaciones realizadas en otros sectores. Por lo general, los estimativos sólo superan los valores de densidad estimados para zonas con alta presión de cacería o disturbio.

Las densidades estimadas para las aves muestran valores dentro de los rangos establecidos en otras zonas de la Amazonia, excepto para las pavas que presentan estimativos menores. Para los tucanes *(Ramphastos tucanus)* se estimaron valores de densidad de 4,392 a 12,070 ind/Km^2, rango que incluye los valores promedio estimados para el río Algodón en la Amazonia peruana (Aquino *et al*. 2007). Lo mismo sucede con el coconuco (Nothocrax urumutum), para el cual se estimó una densidad de 3,768 ind/Km^2 (1,824 - 7,784 ind/Km^2) y cuyo rango de variación comprende los valores estimados para el territorio de los Huaoroni en la provincia de Napo, región centro-sur de la Amazonia ecuatoriana (Mena et al., 2000).

Los valores de densidad para las gallinetas estimados con DISTANCE (8,641 - 12,834 ind/Km^2) se encuentran en los rangos de estimaciones para otras zonas, siendo superiores solo a las estimaciones realizadas para la Reserva Nacional Pucacuno en Perú (Ministerio Ambiente & Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, 2013) y a valores promedio reportados para siete zonas de bosque de la Amazonia con alta presión de cacería (Peres, 2000). Para la pava *(Penelope jaqcuacu)* los valores de densidad varían entre 3,307 y 6,836 ind/Km^2 (promedio de 4,755 ind/Km^2), estando muy por debajo de estimaciones realizadas en otros 18 sitios de la Amazonia en bosques de aguas blancas, con valores que llegan incluso a 44 ind/Km^2 en sitios altamente conservados (Mena *et al*., 2000; Peres, 2000; Peres & Nascimento, 2006; Rosin, 2012). El valor establecido para el Tiquié solo supera los estimativos de la Reserva extractiva del río Yaco (Brasil) y el Parque Nacional Natural Manu (Perú) (Robinson & Bennett, 2000).

Entre los mamíferos la densidad está estrechamente relacionada con la masa corporal de los adultos y su nivel trófico, así como con el área biogeográfica y el hábitat. La densidad de individuos que puede soportar un área está determinada por la cantidad de energía disponible para la población, dividida

por la media de los requerimientos energéticos de los individuos, lo que se relaciona con la disponibilidad de recursos. En general, la densidad declina con el incremento de la masa corporal y con un nivel jerárquico más alto en la cadena trófica (Robinson & Redford, 1986). De acuerdo con esta tendencia se esperarían mayores densidades poblacionales para los jijillos negros (*Saguinus inustus*), los tintines (*Myoprocta acouchy*) y los waicocos (*Callicebus lugens*), densidades medias para los roedores grandes como la guara (*Dasyprocta fuliginosa*) y la lapa (*Cuniculus paca*), y densidades bajas para los ungulados como los venados (*Mazama sp.*), los cerrillos (*Pecari tajacu*) y la danta (*Tapirus terrestris*).

Para el armadillo, la estimación de 0,803 ind/Km^2 (0,038 - 1,910 ind/Km^2) (Tabla 4.4) resulta inferior a estimaciones realizadas para todos los demás sectores de la Amazonia, donde se reportan densidades incluso de 21,9 ind/Km^2 en zonas de reserva como el Parque Nacional Manu en Perú (Robinson & Bennet, 2000). La baja densidad en el Tiquié puede relacionarse con la disponibilidad de recursos para la especie en la zona, teniendo en cuenta que *Dasypus sp.* es un insectívoro-omnívoro y que su nivel trófico se encuentra en niveles altos de la jerarquía (Robinson & Redford, 1986).

Para los primates fue posible estimar la densidad poblacional de tres especies, el mico *Cebus apella* (4,074 ind/Km^2), el waicoco *Callicebus lugens* (1,990 ind/Km^2) y el jijillo negro *Saguinus inustus* (4,735 ind/Km^2) y respecto a otras zonas, todas las especies presentan bajas densidades poblacionales (Tabla 4.3). Así, las densidades calculadas para el mico *Cebus apella* sólo se acercan a valores estimados para zonas con alta presión de cacería como la cuenca del río Alto Itaya en la Amazonía peruana (Aquino *et al.*, 2007; Aquino *et al.*, 2009), la reserva Amazónica en Puerto Maldonado – Perú (Rosin, 2012) y la Reserva Extractiva del río Yaco en Brasil (Robinson & Bennet, 2000), o en zonas de aguas negras como la RNN Puinawai (Tafur, 2010). Esta especie, frugívora-omnívora, tiene mayores densidades en bosques no disturbados y en drenajes de aguas blancas que en drenajes de aguas negras (12,8 ind/Km^2 vs. 9,0 ind/Km^2), pues en zonas de aguas blancas hay mayor producción de frutos que en los ríos de aguas negras (Robinson & Redford, 1986).

Para el waicoco *Callicebus lugens* las densidades estimadas resultan mucho menores que otros sitios, sin embargo de acuerdo con Defler (2010) en el

oriente de la selva amazónica colombiana esta especie se presenta en bajas densidades, como ocurre en el bajo Caquetá y Apaporis (4,8-6,8 ind/Km^2), en el PNN Yaigojé Apaporis antigua estación Caparú (6,8 ind/Km^2) o en los río Puré y Purité (3,87 ind/Km^2). Las densidades estimadas para el Tiquié son menores incluso a estos reportes del oriente amazónico de Colombia, lo que puede estar relacionado con que las densidades de *Callicebus* son mayores en áreas abiertas de bosque y en bosques en sucesiones tempranas (Robinson & Redford, 1986) y los transectos de estimación de densidad se localizaron principalmente en áreas de monte bravo o bosque conservado.

En la zona estudiada del Tiquié el jijillo negro *Saguinus inustus* presenta las mayores densidades estimadas para los primates; sin embargo estos valores son mucho menores que la única estimación poblacional con los que son comparables, realizada en el interfluvio Caquetá-Apaporis cerca de la comunidad indígena de Loma Linda, donde se reportan 19,6 ind/Km^2 o 3,8 grupos/Km^2 (Castillo-Ayala & Palacios, 2007). No obstante esta zona corresponde a un sector de la Amazonia más productivo que la zona del Tiquié.

Los roedores presentan densidades poblacionales bajas, con valores cercanos solo a los registrados en zonas con alta presión de cacería o alto grado de disturbio, o en áreas de aguas negras como la RNN Puinawai. La guara (*Dasyprocta fuliginosa*) registra una densidad promedio de 2,760 ind/Km^2 (1,166 - 4,863 ind/Km^2) (Tabla 4.4), con valores cercanos a promedios establecidos para diez sitios de la Amazonia con alta presión de cacería (2,9 ind/Km^2) (Peres, 2000). Las densidades estimadas para la guara solo superan las estimaciones realizadas en la Reserva extractiva del río Yaco en Brasil (Robinson & Bennett, 2000), la cuenca del río Algodón en la Amazonia peruana (Aquino *et al.*, 2007), el PNN Amacayacu (Maldonado, 2010) y la RNN Puinawai (Tafur, 2010).

Respecto al tintín (*Myoprocta acouchy*) las densidades estimadas varían entre 0,768 y 2,093 ind/Km^2, con un promedio de 1,267 ind/Km^2 (Tabla 4.3). Estas densidades están muy por debajo de estimaciones realizadas en otras zonas de la Amazonia, localizados en bosques más productivos, donde pueden alcanzar valores de 6,7 a 19,3 ind/Km^2 (Mena *et al.*, 2000) y solo supera valores reportados para la reserva extractiva del río Yaco en Brasil (Robinson & Bennett, 2000).

Para la lapa (*Cuniculus paca*) se estimaron densidades de 0,119 ind/Km^2 (intervalo de 0,049- 0,201 ind/Km^2), convirtiéndose en el estimativo más bajo reportado para la Amazonia. Sin embargo, esta estimación está basada en tan solo 23 detecciones (Tabla 4.4) y solo pudo ser calculada con el método REM con cámaras trampa, con base en velocidades de desplazamiento estimadas en la Sierra Nevada de Santa Marta (Ulloa *et al.*, 1999). Este mamífero, de actividad nocturna, es muy importante para las comunidades dentro de su dieta, por lo cual es necesario buscar estrategias que mejoren los muestreos para estimación de densidad, con el fin de ajustar los estimativos y así poder generar evaluaciones de sostenibilidad más confiables.

En el caso de los ungulados los valores de densidad son menores a los estimados para los otros grupos en la zona del Tiquié. Para este grupo se estimó la densidad de los venados (*Mazama sp.*), los cerrillos (*Pecari tajacu*) y la danta (*Tapirus terrestris*). Para los venados se estimó una densidad de 0,267 ind/Km^2, con un intervalo de confianza entre 0,143 y 0,499 ind/Km^2 (Tabla 4.3), estos valores también son inferiores a las estimaciones realizadas en otras zonas de la Amazonia, excepto para áreas con alta presión de cacería (Peres, 2000; Robinson & Bennett, 2000). Desafortunadamente para zonas ecológicamente cercanas como la RNN Puinawai u otros sectores sobre ríos de aguas negras no se cuenta con estimativos de densidad de estas especies.

Los cerrillos (*Pecari tajacu*) presentan densidades de 0,665 ind/Km^2 (0,037 - 1,817 ind/Km^2) (Tabla 4.4), con valores similares a los estimados para la reserva extractiva del río Yaco (Robinson & Bennett, 2000), para diez zonas con alta presión de caza en bosques de tierra firme de la Amazonia (Peres, 2000), para el PNN Amacayacú (Maldonado, 2010) y para los territorios Kayapó en el sureste de la Amazonia (Peres & Nascimento, 2006).

La danta presenta valores de densidades estimados entre 0,142 y 0,847 ind/Km^2, de acuerdo al valor de velocidad de movimiento utilizado en el cálculo (promedios de 0,368 y 0,475 ind/Km^2) (Tabla 4.4). Estos valores coinciden con reportes realizados para gran parte de la Amazonia. Es llamativo que las densidades estimadas para la danta, una de las presas más perseguidas en el territorio amazónico en general, no presenten valores bajos frente a estimaciones para otras zonas como sucede con las demás especies evaluadas. Es posible que las restricciones culturales para su uso y principalmente las

dificultades de acceso a municiones actúen como factores de regulación de la cacería de esta especie en la zona.

En resumen, como era de esperarse en una zona de bosques de aguas negras como la del Tiquié, las estimaciones de densidades poblacionales de la fauna de consumo en los territorios de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro muestran valores bajos respecto a la Amazonia de aguas claras y más productivas. Sin embargo, resaltan las estimaciones obtenidas para las gallinetas y la danta, que se encuentran dentro de los límites establecidos en otras zonas de la Amazonia.

A partir de estos estimativos de densidad a continuación se realiza una primera evaluación la sostenibilidad de la cacería en los territorios de las dos comunidades.

Evaluación de sostenibilidad

A partir de los datos de extracción se comprobó una relación de sexos en las poblaciones de todas las especies evaluadas de 1:1, por lo cual se utilizó una proporción de hembras de 0,5 para los cálculos de productividad y modelo de cosecha.

Estimación de producción de fauna

Las especies con mayor productividad corresponden a los armadillos *Dasypus sp.,* los cerrillos *Pecari tajacu*, el tintín *Myoprocta acouchy* y los venados *Mazama sp*. En cuanto a la producción media, que involucra datos de densidades poblacionales, las especies con mayor producción corresponden a el jijillo negro (*Saguinus inustus*), el armadillo (*Dasypus sp.*) y la guara (*Dasyprocta fuliginosa*) (Tabla 4.5).

Ya que las densidades poblacionales de las especies evaluadas fueron calculadas para el territorio total de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, los valores de producción calculados se compararon con las tasas de cosecha para el área total de estudio, y no solo con la cosecha para el área de alta presión de cacería.

Las evaluaciones de producción media indican que nueve de las diez especies evaluadas se cosechan de manera sostenible, únicamente la lapa *Cuniculus paca* es aprovechada por encima de sus valores de producción. Sin embargo, los estimativos de densidad de la especie en la zona se consideran subestimados y por ello, para los cálculos de sostenibilidad se usó adicionalmente la densidad reportada para la Reserva extractiva del río Yaco en Brasil (Robinson & Bennett, 2000), zona de alta presión de caza, que presenta estimativos de densidad con valores similares o levemente inferiores a las densidades estimadas para otras especies en los territorios de Bella Vista y Puerto Loro. De acuerdo con este valor, la cosecha en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro puede considerarse sostenible, pues las tasas de extracción no superan los valores de producción (Tabla 4.5).

Si se consideran los valores mínimos de producción calculados, además de la lapa, las tasas de extracción de la danta (*Tapirus terrestris*) superan la producción de la especie, lo que generaría una sobrecosecha (Tabla 4.5).

Modelo de cosecha

Con el modelo de cosecha las aproximaciones a la sostenibilidad arrojan resultados donde un número mayor de especies está siendo sometido a una presión de cacería insostenible. Las especies posiblemente sobrecosechadas en los territorios de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro corresponden a la lapa (*Cuniculus paca*) para la cual se cosecha entre el 78% y el 1567% de la producción, el waicoco (*Callicebus lugens*) del que se cosecha el 132% de la producción y la danta (*Tapirus terrestris*) cuya cosecha representa entre el 39% y el 50% de la producción (Tabla 4.6).

Estos altísimos porcentajes de cosecha de la producción de la población están relacionados con las estimaciones poblacionales, particularmente para la lapa y el waicoco donde sus densidades probablemente fueron subestimadas. Por ello, se recomienda ajustar las estimaciones de densidad buscando métodos que generen estimativos más confiables para la lapa y aumentando el muestreo por transectos en áreas de rastrojo donde se distribuyen principalmente los waicocos.

Para las dantas es importante hacer un seguimiento a la extracción, pues según las comunidades, la cacería no es constante e incluso durante algunos años no se realiza aprovechamiento de esta especie.

Tabla 4.5 Resultados evaluación de sostenibilidad con el método de Producción de fauna (Townsend, 1996), para diez especies de fauna de consumo en los territorios de Bella Vista y Puerto Loro.

Especie	Nombre común	Densidad (Ind/Km²) Cámaras Trampa			Densidad (Ind/Km²) DISTANCE			Proporción hembras	Proporción hembras activas reprod.	Tamaño camada	No. Gestaciones al año	Productividad (crías/hembra*año)	Producción Media (ind/Km²)	Producción Mínima (ind/Km²)	Producción Máxima (ind/Km²)	Cosecha (ind/Km²)	SOSTENIBLE
		Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%	Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%										
Callicebus lugens	Waicoco				1,991	1,048	3,779	0,5	0,16	1	1	0,079	0,157	0,083	0,298	0,069	SI
Cebus apella	Mico				4,074	2,551	6,507	0,5	0,50	1	0,6	0,150	0,611	0,383	0,976	0,011	SI
Cuniculus paca	Lapa	0,119	0,049	0,201				0,5	0,19	1	1,5	0,139	0,017	0,007	0,028	0,233	**NO**
*Cuniculus paca**	Lapa	2,4						0,5	0,19	1	1,5	0,139	0,333			0,233	SI
Dasyprocta fuliginosa	Guara	2,760	1,166	4,863				0,5	0,13	2	2	0,256	0,708	0,299	1,247	0,132	SI
Dasyprocta fuliginosa	Guara				1,434	0,807	2,548	0,5	0,13	2	2	0,256	0,368	0,207	0,653	0,132	SI
Dasypus sp. **	Armadillo	0,803	0,038	1,910				0,5	0,24	4	2	0,960	0,770	0,037	1,834	0,009	SI
Mazama sp.	Venado				0,267	0,143	0,408	0,5	0,50	1	1,5	0,375	0,100	0,054	0,153	0,015	SI
Mazama sp.	Venado	0,129	0,067	0,213				0,5	0,50	1	1,5	0,375	0,048	0,025	0,080	0,015	SI
Myoprocta acouchy	Tintín				1,267	0,768	2,093	0,5	0,11	2	3,5	0,389	0,493	0,299	0,814	0,076	SI
Myoprocta acouchy	Tintín	1,006	0,144	2,139				0,5	0,11	2	3,5	0,389	0,391	0,056	0,832	0,076	SI
*Saguinus inustus****	Jijillo negro				4,735	2,280	9,833	0,5	0,25	1,5	1	0,188	0,888	0,428	1,844	0,011	SI
Tapirus terrestris	Danta	0,368	0,142	0,657				0,5	0,50	1	0,33	0,083	0,030	0,012	0,054	0,015	SI
Tapirus terrestris	Danta	0,475	0,183	0,847				0,5	0,50	1	0,33	0,083	0,039	0,015	0,070	0,015	SI
Pecari tajacu **	Cerrillo	0,159	0,009	0,435				0,5	0,25	2	1,88	0,470	0,075	0,004	0,205	0,015	SI
Pecari tajacu **	Cerrillo	0,665	0,037	1,817				0,5	0,25	2	1,88	0,470	0,313	0,017	0,854	0,015	SI

* Densidad tomada de Robinson & Bennett (2000); estimada para la Reserva extractiva del río Yaco en Brasil (zona de alta presión de caza).

** Proporción de hembras reproductivamente activas tomado de Townsend (1996)

*** Se usaron datos de hembras reproductivamente activas, número de crías y gestaciones anuales tomados de otras especies de *Saguinus* (Defler, 2010).

Tabla 4.6 Resultados evaluación de sostenibilidad con el método de modelo de cosecha (Bodmer, 1994), para siete especies de fauna de consumo en los territorios de Bella Vista y Puerto Loro.

Especie	Nombre común	Densidad (Ind/Km²) Cámaras Trampa			Densidad (Ind/Km²) DISTANCE			Proporción hembras	Y producción bruta	No. Gestaciones al año	P Producción (ind/Km²)	Cosecha (ind/Km²)	% Producción cosechable**	% Producción extraída	SOSTENIBLE
		Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%	Promedio	LI IC 95%	LS IC 95%								
Callicebus lugens	Waicoco				1,991	1,048	3,779	0,5	0,053	1	0,052	0,069	20%	132%	**NO**
Cebus apella	Mico				4,074	2,551	6,507	0,5	0,500	0,6	0,611	0,011	20%	2%	SI
Cuniculus paca	Lapa	0,119	0,049	0,201				0,5	0,167	1,5	0,015	0,233	20%	1567%	**NO**
*Cuniculus paca**	Lapa	2,4						0,5	0,167	1,5	0,300	0,233	20%	78%	**NO**
Dasyprocta fuliginosa	Guara	2,760	1,166	4,863				0,5	0,231	2	0,637	0,132	40%	21%	SI
Dasyprocta fuliginosa	Guara				1,434	0,807	2,548	0,5	0,231	2	0,331	0,132	40%	40%	SI
Mazama sp.	Venado				0,267	0,143	0,408	0,5	0,500	1,5	0,100	0,015	40%	15%	SI
Mazama sp.	Venado	0,129	0,067	0,213				0,5	0,500	1,5	0,048	0,015	40%	31%	SI
Myoprocta acouchy	Tintín				1,267	0,768	2,093	0,5	0,167	3,5	0,370	0,076	60%	20%	SI
Myoprocta acouchy	Tintín	1,006	0,144	2,139				0,5	0,167	3,5	0,293	0,076	60%	26%	SI
Tapirus terrestris	Danta	0,368	0,142	0,657				0,5	0,500	0,33	0,030	0,015	20%	50%	**NO**
Tapirus terrestris	Danta	0,475	0,183	0,847				0,5	0,500	0,33	0,039	0,015	20%	39%	**NO**

* Densidad tomada de Robinson & Bennett (2000); estimada para la Reserva extractiva del río Yaco en Brasil (zona de alta presión de caza).
** Según Robinson & Redford (1991); establecido de acuerdo a la estrategia de historia de vida de las especies

A pesar de los sesgos que puedan presentar estas aproximaciones a una evaluación de sostenibilidad, los cálculos indican que la lapa (*Cuniculus paca*), cazada de forma no sostenible de acuerdo a la evaluación con ambos métodos, y la danta (*Tapirus terrestris*) y el waicoco (*Callicebus lugens*), sobrecosechados de acuerdo al modelo de cosecha, son las especies con mayor riesgo de estar sometidas a sobrecaza, por lo cual es necesario examinar el manejo actual para garantizar que sus poblaciones no vayan a ser agotadas.

Adicional a los ajustes que deben realizarse para mejorar las estimaciones de densidad para algunas especies en particular en la zona, es necesario establecer los valores de productividad de las especies para los territorios de Bella Vista y Puerto Loro, ya que algunos cálculos debieron realizarse a partir de reportes de literatura, lo que puede generar sesgos en la aproximación. Por ejemplo, para los cálculos de productividad del armadillo (*Dasypus sp.*) y el cerrillo (*Pecari tajacu*) se utilizaron las proporciones de hembras reproductivamente activas reportadas por Townsend (1996), pues en la muestra de fauna aprovechada en Bella Vista y Puerto Loro ninguna de las hembras se encontró preñada. Lo mismo sucede con el jijillo negro (*Saguinus inustus*), para el cual fue necesario usar datos disponibles de número de crías y número de gestaciones al año de otras especies del género (Defler, 2010), ya que para esta especie no se cuenta con esta información. Además, ninguna de las hembras del jijillo negro extraídas de la población se encontraba preñada, por lo que la proporción de hembras reproductivamente activas se asumió como el 25% de la población, de acuerdo al principio de precaución.

Otro ejemplo corresponde a los cálculos con el modelo de cosecha, los cuales no pudieron realizarse para el jijillo negro (*Saguinus inustus*), el armadillo (*Dasypus novemcinctus*) y el cerrillo (*Pecari tajacu*) ya que no se contaba con datos de número de crías por hembra, pues las dos o tres hembras capturadas no se encontraron preñadas.

Finalmente, de acuerdo a las tasas de extracción de fauna, las pavas (*Penelope jaqcuacu*) presentan valores de cosecha altos respecto a otras zonas de la Amazonia, lo que las convierte en una especie clave para la evaluación de sostenibilidad. Sin embargo, debido al desconocimiento de la productividad reproductiva de la pava en la zona del Tiquié, no fue posible realizar aproximaciones a sostenibilidad, por lo que se recomienda complementar datos reproductivos de la especie que permitan realizar este tipo de evaluaciones.

Captura por Unidad de Esfuerzo CPUE

La Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) es una de las aproximaciones más utilizadas para evaluar la sostenibilidad de la cacería en zonas donde las comunidades realizan un auto-monitoreo del recurso. Como un primer paso, para generar valores de referencia para los territorios de Bella Vista y Puerto Loro, se calculó la CPUE en el área estudiada a nivel de clase taxonómica y para las especies con mayor extracción en la zona y que por ello pueden considerarse especies preferidas por las comunidades.

Esta metodología parte de que los recursos más abundantes son más fáciles de capturar y por ende, valores más altos de CPUE indicarían un mayor tamaño poblacional de las especies capturadas y por ello, al monitorear este índice es posible detectar declinaciones en la abundancia de las poblaciones presa (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007).

Los mayores valores de CPUE en términos de número de presas corresponden a los anfibios, tanto en los territorios en conjunto como a nivel de cada comunidad, mientras que los menores CPUE corresponden a los reptiles (Figura 4.1). Esto podría indicar que las poblaciones de anfibios corresponden a las más abundantes en la zona, mientras los reptiles presentan las menores abundancias. De acuerdo con las discusiones de las comunidades en plenaria, no solo esta afirmación resulta cierta sino que además los reptiles no corresponden a presas favoritas de caza y por lo tanto su captura ocurre de forma oportunista, disminuyendo su CPUE.

En términos de biomasa la CPUE muestra los valores más altos para los mamíferos, con mayores tamaños corporales, en tanto los reptiles continúan presentando los valores más bajos, mostrando de nuevo su baja disponibilidad en los territorios y la poca preferencia hacia este tipo de presas (Figura 4.1).

Al establecer la variación a lo largo del año de la CPUE basada en número de presas, se observa que en ambas comunidades se presenta la misma tendencia, con incrementos en la CPUE en los meses de marzo y agosto. Estos resultados indican que efectivamente la captura por unidad de esfuerzo en ambas comunidades está relacionada con la abundancia de las presas, pues en los meses de mayor oferta del recurso las capturas se incrementan (Figura 4.2).

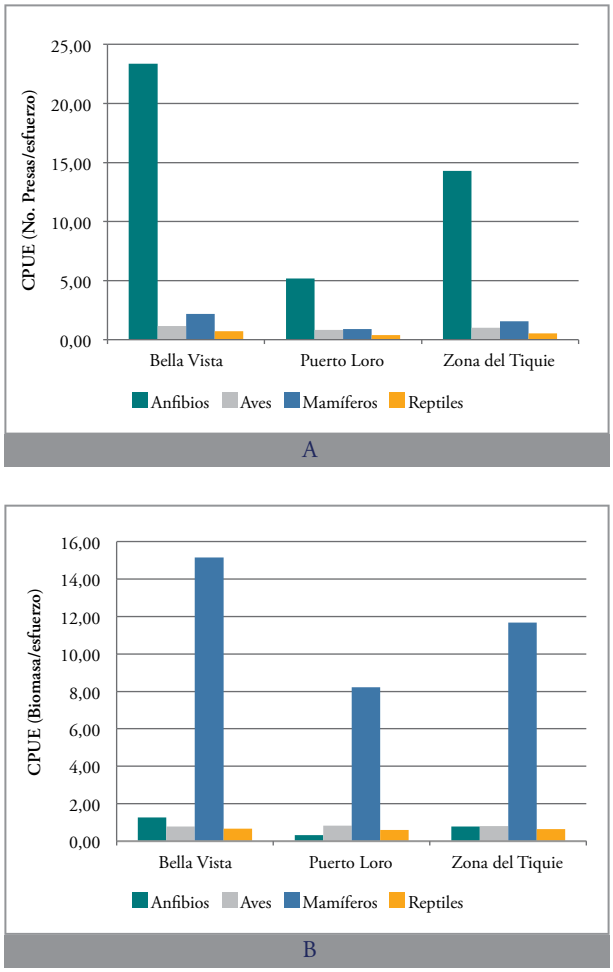
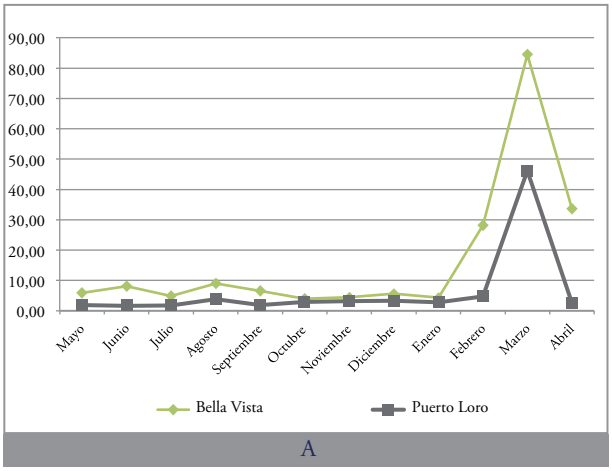


Figura 4.1 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) para cada una de las comunidades, Bella Vista y Puerto Loro, así como para sus territorios en conjunto (Zona del Tiquié). A. No. de presas/esfuerzo. B. Biomasa/esfuerzo. en archivo anexo

No sucede lo mismo con la variación a lo largo del año de la CPUE basada en biomasa, pues la gráfica muestra tendencias diferentes e incluso en algunos meses se observan tendencias opuestas entre las dos comunidades. Esto podría indicar que las comunidades hacen uso de diferentes especies de cacería por lo cual resulta conveniente calcular valores de CPUE por separado para las principales especies de cacería (Figura 4.2).



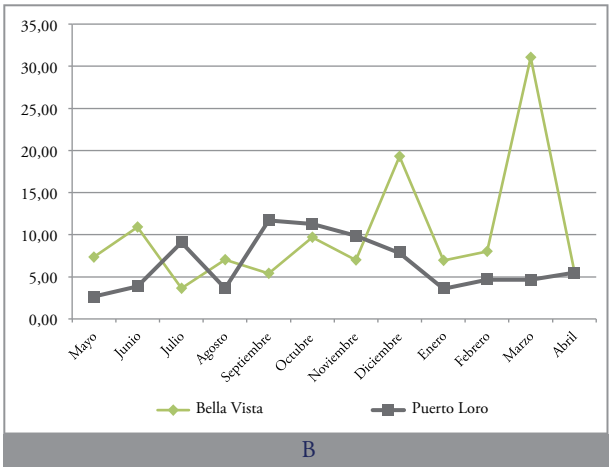


Figura 4.2. Variación de la CPUE en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro a lo largo del año. A. CPUE basada en No. de individuos; B. CPUE basada en biomasa capturada.

Los cálculos de CPUE para cada clase taxonómica muestran que únicamente para los anfibios se presentan tendencias similares entre las dos comunidades a lo largo del año, mientras que los demás grupos taxonómicos no muestran un patrón similar de variación en Bella Vista y Puerto Loro (Figura 4.3). Estos resultados indican la necesidad de hacer un análisis a nivel de especies, considerando únicamente las especies preferidas, para las cuales el esfuerzo de captura a lo largo del año se mantiene constante.

Figura 4.3 Variación de la CPUE en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro a lo largo del año, diferenciando por clase taxonómica. A. Anfibios; B. Aves; C. Mamíferos; D. Reptiles.

Para generar estos valores base para futuras comparaciones se usó la captura expresada como número de presas y el esfuerzo como horas/cazador*año. Los valores de CPUE para la zona en general fueron calculados como el promedio de los valores de cada una de las comunidades, para minimizar las desviaciones de los valores debido a la heterogeneidad del área en cuanto a costumbres y tecnologías de cacería. En la tabla 4.7 se presentan los valores base de CPUE por comunidad y para la zona en general para las ocho especies más aprovechadas en la zona, exceptuando los reptiles que son capturados de manera oportunista y por ende se excluyeron del análisis.

Tabla 4.7 Valores base de CPUE para las ocho especies más aprovechadas en la zona (No. Presas). Perioro Mayo 2013 - Abril 2014.

Nombre			Bella Vista		Puerto Loro		Zona Tiquié	
Especie	**Español**	**Tradicional**	**No. presas**	**CPUE**	**No. presas**	**CPUE**	**No. presas**	**CPUE**
Osteocephalus sp	Rana	omã/uma	1280	17,29	659	4,21	1939	10,75
Hypsiboas wavrini	Rana	Momoamʉ/Momoãwʉ̃	402	5,43	139	0,89	541	3,16
Cuniculus paca	Lapa	Sẽme/Jeme	47	0,63	61	0,39	108	0,51
Tinamidae	Gallineta	Wãso y Bogá	29	0,39	63	0,40	92	0,40
Dasyprocta fuliginosa	Guara	Buu/Búu	48	0,65	13	0,08	61	0,37
Penelope jacquacu	Pava	Katamokõrõ/Katakosõrõ	13	0,18	29	0,19	42	0,18
Myoprocta acouchy	Tintín	Bosó/Bojó	20	0,27	15	0,10	35	0,18
Callicebus lugens	Waicoco	Waú/Wauu	12	0,16	20	0,13	32	0,14

Se espera que estos valores base de CPUE sirvan para realizar comparaciones anuales por parte de las comunidades, pero se recomienda que la captura y el esfuerzo sigan siendo tomados por todos los cazadores de Bella Vista y Puerto Loro, con el fin de generar valores de CPUE comparables en el tiempo. Adicionalmente, la metodología de cálculo de esfuerzo no debe ser cambiada con el fin de asegurar mediciones apropiadas del esfuerzo y evitar sesgos en los cálculos de CPUE (Milner-Gulland & Rowcliffe, 2007).

Percepción comunitaria de la abundancia de la fauna

Las comunidades en conjunto con los investigadores externos evaluaron los resultados de aprovechamiento y las estimaciones de densidades poblacionales y posteriormente, de manera autónoma en reuniones a nivel comunitario establecieron algunas normas de manejo que buscan mantener su fauna de consumo para asegurar un aprovechamiento sostenible de la misma.

Entre los ejercicios que se realizaron para evaluar los resultados, las comunidades en plenaria establecieron posibles valores de abundancia de las especies que más se detectaban en los transectos de estimación de densidades y en las cámaras trampa, de acuerdo a su percepción y estos valores fueron confrontados con los estimativos de abundancia (Tabla 4.8).

En general, las percepciones sobre la abundancia de la fauna en el territorio de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro resultan congruentes con los estimativos, salvo algunos casos en los cuales se contaba con pocos datos para la estimación, como la lapa (*Cuniculus paca*), el armadillo (*Dasypus sp.*) y la perdiz (*Odontophorus sp.*). Animales como la danta son considerados por

las comunidades más abundantes de lo que arrojaron los resultados de las estimaciones. Esta sobreestimación por percepción puede ser resultado de que la danta y sus rastros son vistos frecuentemente a lo largo del territorio y ya que son poco cazados, se consideran más abundantes de lo establecido.

Tabla 4.8 No. individuos estimados para el territorio vs. percepción de las comunidades.

ESPECIE		No. animales estimados por percepción		No. animales estimados con DISTANCE* y/o cámaras trampa** a Feb/2014	Estimación final No. animales estimados con DISTANCE* y/o cámaras trampa**
Nombre común	Nombre científico	Bella Vista	Puerto Loro		
Gallineta	Tinamidae	1.000	5.000	1580 - 2600*	3397 - 5937* / 126 - 439**
Pava	*Penelope jacquacu*	3.000	1.000	1776 - 4654*	1530 - 3163*
Mico	*Cebus apella*	2.000	1.000	481 - 1892*	1180 - 3010*
Tucán	*Ramphastus tucanus*	3.500	10.000	1684 - 3983*	2032 - 5583*
Waicoco	*Callicebus lugens*	3000 - 4000	5.000		485 - 1748*
Jijillo negro	*Saguinus inustus*	5.000	5.000	513 - 1915*	1055 - 4549*
Danta	*Tapirus terrestris*	10 - 500	1.000	18 - 389**	85 - 392**
Venado	*Mazama* sp.	20 - 600	200 - 500	5 - 55**	66 - 231* / 31 - 98**
Armadillo	Dasypodidae	3.000		1 - 3*	18 - 833**
Cerrillo	*Pecari tajacu*	4.000	500	194 - 389**	17 - 840**
Lapa	*Cuniculus paca*	600	1.000	23 - 37**	23 - 93**
Guara	*Dasyprocta fuliginosa*	6.000	1.000	291 - 814*	539 - 2248 * / 373-1178**
Perdíz (Fotoroa)	*Odontophorus* sp.	10.000	10.000	847 - 6522*	3 - 103**
Tintín	*Myoprocta acouchy*	6.000	1.000	328 - 911*	355 - 968**

Sin embargo, de acuerdo a la percepción de ambas comunidades esta especie corresponde a la menos abundante en su territorio. Este ejercicio sirvió no solamente para confrontar las percepciones de las comunidades con los datos numéricos establecidos con metodologías estándar, sino que además propició la discusión al interior de las comunidades sobre la abundancia de las especies importantes para el consumo y su aprovechamiento.

CAPÍTULO V

Los resultados en función de la autoevaluación del manejo cultural de la fauna de consumo

El objetivo principal del proyecto, más allá de caracterizar la fauna de consumo y la actividad de la cacería, consistió en motivar el interés comunitario por evaluar de forma autónoma la manera como estaba siendo manejada la fauna en el territorio, ya que las comunidades manifestaron en un principio estar preocupadas por la disminución de este recurso.

Para lograr este objetivo era necesario asegurar que los procedimientos y los resultados fueran comprendidos por todos, para poder llegar a unas discusiones que enriquecieran el manejo de la fauna. Para asegurar el aprendizaje se utilizaron varias estrategias. En primer lugar, en la medida que se abordaron nuevos conceptos o nuevos contenidos en la investigación, se indagó acerca de los conocimientos previos que las comunidades tenían respecto del tema a tratar. En general, la comprensión que las comunidades indígenas tienen

de las plantas o animales es extremadamente amplia y las relaciones entre las especies, incluido el hombre, obedecen también a facultades, comportamientos y códigos morales atribuidos a los seres humanos (Descola, 2004). Es así como algunos conocimientos indígenas sobre la fauna corresponden a un ámbito distinto y ajeno al mundo no indígena, y no fue nuestro interés indagar sobre él. Sin embargo, las comunidades también ostentan un conocimiento extenso y preciso acerca de las relaciones ecológicas de las especies silvestres con el medio, esfera del conocimiento que nos permitió una amplia interacción.

El interés de averiguar sobre los conocimientos previos de las comunidades no consistió en analizar estos conocimientos en si mismos, sino en facilitar la comparación o confrontación de dichos conocimientos con los resultados generados durante la investigación. Debido a que la meta era facilitar el aprendizaje y la comprensión de todos los integrantes de las comunidades para generar o ajustar instrumentos de manejo, el abordaje de los conocimientos previos tampoco se centro exclusivamente en los conocimientos tradicionales. Por el contrario, se indagó tanto en los conocimientos más tradicionales expresados por la población de mayor edad así como en los conocimientos de la fauna que tienen niños y jóvenes, los cuales también involucran lo aprendido en el colegio. Esta estrategia permitió generar conexiones entre las estructuras de conocimiento existentes y los nuevos tópicos de aprendizaje y de esta manera se facilitó la incorporación de nuevos conceptos y metodologías para evaluar la fauna.

Para expresar los conocimientos previos – lo que denominamos la percepción comunitaria en el Capítulo II – se recurrió a gráficos de fácil comprensión y construcción por parte de las comunidades como son los gráficos radiales o de tela de araña (Figura 5.1). Para facilitar la comparación de los conocimientos previos con los resultados de la investigación, los últimos se graficaron cuando fue posible también en gráficos radiales y se relacionaron las mismas variables. Para ilustrar una de las comparaciones, en la Figura 5.2 se presenta la percepción del uso y la efectividad de las técnicas de cacería, comparadas con el resultado del uso y la efectividad que presentó cada técnica durante la investigación. Esta comparación, especialmente cuando se encontraron diferencias, suscitó tanto preguntas como argumentos para explicarlas.

Figura 5.1 Elaboración de gráficos radiales en la comunidad de Bella Vista.

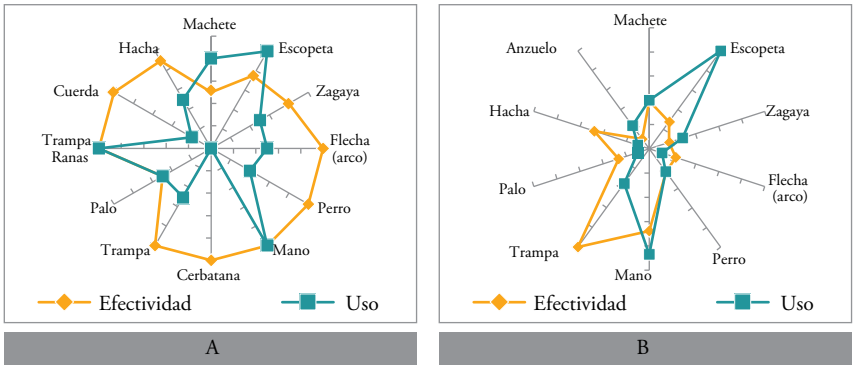


Figura 5.2 Uso y efectividad de las técnicas de cacería A. Percepción, B. Datos Mayo – Noviembre 2013

Otras estrategias también contribuyeron a la comprensión de la necesidad de rigurosidad de los datos y la utilidad de unos resultados confiables para tomar decisiones de manejo a largo plazo. Por ejemplo, la caracterización de la cacería elaborada a partir de los datos obtenidos en una primera etapa, tomados de manera discontinua a lo largo de más de dos años y solo por algunos cazadores y denominada línea de base, se comparó con la caracterización lograda a partir de datos continuos a lo largo de un año aportados por la totalidad de las familias de ambas comunidades. En la Tabla 5.1 se presenta un breve resumen de esta línea de base, cuyo análisis se basa en datos tomados entre julio de 2010 y abril de 2013, provenientes de registros discontinuos de 40 cazadores (29 de Bellavista y 11 de Puerto Loro) y 331 faenas exitosas de cacería.

Tabla 5.1 Línea Base - Resumen extracción de fauna en número de presas y biomasa (Kg), durante 34 meses de monitoreo (de julio de 2010 y abril de 2013)

	Bella Vista		Puerto Loro		Zona del Tiquié	
	Cantidad	Peso (Kg)	Cantidad	Peso (Kg)	Cantidad	Peso (Kg)
Anfibios	99	5,9	3	0,15	102	6,05
Aves	42	45,25	45	53,7	87	98,95
Insectos		1,75				1,75
Mamíferos	115	407,05	71	743,1	186	1150,15
Reptiles	12	30,13	12	98	24	128,13
Total general	**268**	**490,08**	**131**	**894,95**	**399**	**1385,03**

La comparación con la línea de base mostró las debilidades de las evaluaciones parciales y puso de manifiesto la necesidad de realizar un trabajo sistemático, riguroso y con amplia participación que refleje las principales tendencias de la cacería en la zona y brinde confianza a la hora de tomar decisiones de manejo.

Para lograr una plena y efectiva participación de las comunidades, también se recurrió a una constante capacitación de las comunidades en la obtención de los datos. Esto brindó a los participantes cada vez mayor confianza en sus aportes y seguridad en las discusiones sobre el manejo de la fauna de consumo. Para lograr una adecuada interacción entre los investigadores locales y los investigadores externos y facilitar a los investigadores externos la comprensión de las categorías de análisis de la fauna que hacen las comunidades, se elaboraron las taxonomías locales mencionadas en el capítulo II. Tanto las categorías culturales de la fauna como los nombres de las especies en tuyuca y en bará fueron predominantemente utilizados en los distintos ejercicios. En el Anexo 2 se presentan las equivalencias entre el nombre científico, el nombre en castellano, en tuyuca y en bará de cada especie.

En los distintos ejercicios de comparación y discusión de resultados surgieron preguntas, respuestas, aclaraciones y observaciones por parte de las comunidades que fueron el insumo para identificar problemas relacionados con la fauna y motivar las reflexiones finales sobre su manejo. En cada comunidad se acordaron de manera autónoma y de forma concertada entre todos, una serie de medidas puntuales para el manejo de la fauna en el territorio. Sin diferenciar entre comunidades se presentan las más generales.

Generalidades de las ordenanzas comunitarias para el manejo de la fauna

Cacería

- Respetar y practicar las prevenciones después de la cacería en salados
- Disminuir o evitar la cacería en salados
- Cuidar los sitios sagrados para que los animales abunden
- No abandonar animales heridos
- Respetar las crías, no consumirlas, criarlas y soltarlas
- Respetar los animales que estén empollando sus huevos o que tengan crías
- Cazar en las chagras los animales que hacen daño a los cultivos

Organizativo

- La cacería para reuniones zonales, fiestas o intercambios debe ser acordadas con los participantes
- Compartir con la comunidad cuando se cacen animales grandes
- Cuando se requieran grandes cantidades de cacería se debe buscar lejos de la comunidad para no agotar el recurso cercano
- Producir más alimento en las chagras, más variedad, y en trabajo comunitario
- Continuar con el seguimento de la fauna de cacería

Técnicas tradicionales

- Recuperar artes tradicionales de cacería y asegurar que las familias las utilicen para garantizar la alimentación para todos
- Respetar prevenciones en las artes tradicionales de cacería
- Desactivar las trampas cuando ya no se puedan revisar

Manejo del hábitat

- No tumbar chagra donde habitan los animales
- Cuidar los árboles que son hábitat y comederos de animales
- Cuidar los árboles cercanos a la comunidad que producen comida para los animales, de esta manera se mantiene la fauna de cacería cerca de la comunidad.

Manejo de insectos

- Respetar las trampas de insectos ajenas y ubicarlas alrededor de las chagras para uso de su dueño
- Utilizar técnicas tradicionales para capturar manivara y hormiga, evitar escarbar los termiteros y hormigueros
- Cazar armadillos para consumo ya que escarban termiteros y hormigeros

Consideraciones finales

Seguridad alimentaria

De acuerdo con el Departamento Nacional de Planeación (2008) la seguridad alimentaria y nutricional es "*la disponibilidad suficiente y estable de alimentos, el acceso y el consumo oportuno y permanente de los mismos en cantidad, calidad e inocuidad por parte de todas las personas, bajo condiciones que permitan su adecuada utilización biológica, para llevar una vida saludable y activa*".

Como se mencionó, la seguridad alimentaria de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro depende básicamente de recursos locales, tanto que el 97% de la fauna cazada se destinó al autoconsumo y un 2% se destinó a su consumo en fiestas donde la cacería es compartida con el resto de la comunidad. Sólo un 1% se destino al comercio o intercambio, principalmente con personas ajenas a la comunidad.

En la zona, así como en otros sectores de la amazonia, la fauna silvestre provee proteína y grasas, además de una cantidad significativa de calorías a las comunidades locales (Bennett & Robinson, 2000). Adicionalmente, los insectos proporcionan

un aporte nutricional importante para las comunidades indígenas (Dufour, 1987; Beckerman, 1979; Costa-Neto, 2003; van Huis *et al.*, 2013). Para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro se estimó un consumo de proteína total de 178 g/persona/día, donde 45,66 g/persona/día provienen de fauna de cacería, incluyendo anfibios, aves, reptiles y mamíferos, y 133 g/persona/día provienen de la pesca. El consumo de proteína proveniente de los insectos no pudo ser establecido. De acuerdo con la FAO (FAOSTAT, 2014), el consumo promedio de proteína per cápita en Colombia es de 62,4 g/persona/día para 2011, siendo muy superior el consumo de proteína en la zona del Río Tiquié. Las recomendaciones de ingesta de proteína para el país indican como valores de referencia de 25-30g de proteína diaria por cada 1000 Kcal en la dieta (Ministerio de Salud & ICBF, 1999), que de acuerdo a los requerimientos calóricos diarios corresponden a 56,25 g/día para mujeres adultas y 75 g/día para hombres adultos; los valores de proteína diaria consumida en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro se mantienen por encima. Estos valores indicarían que las comunidades suplen con creces sus necesidades diarias de proteína animal a partir de una dieta basada en la cacería, recolección y pesca de subsistencia.

Sostenibilidad

Son varios los factores por los cuales se considera sostenible el uso actual que las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro hacen de la fauna de consumo. En primer lugar, las comunidades están inmersas en unos ecosistemas altamente conservados. No hay intervenciones grandes en el bosque más allá de las ocasionadas para los cultivos (chagras), áreas que los pobladores abandonan a la sucesión vegetal después de un tiempo de uso.

El tamaño de las comunidades indígenas favorece un uso sostenible de los recursos. Las 11 comunidades de AATIZOT (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del Tiquié) están dispersas en el territorio y las más numerosas son Trinidad y Bella Vista, está última con 176 habitantes. Puerto Loro cuenta con un menor número de habitantes, 65, y otras como Mariñá, Timiña, Umuña, Puerto Espuma, Santa Teresita y San Francisco tienen menos de 10 familias cada una.

Las comunidades habitan en ecosistemas de alta riqueza biológica pero de baja productividad, característicos de los sistemas de ríos y caños de aguas negras y el uso que hacen de la fauna indica la gran adaptación al sistema. Utilizan un gran

número de especies, muchas de las especies se cosechan de manera estacional y de acuerdo con los resultados casi todas se usan en una magnitud que no genera preocupación en cuanto a su sostenibilidad. Solamente el aprovechamiento de la lapa (*Cuniculus paca*), la danta (*Tapirus terrestris*), el waicoco (*Calicebus lugens*) y la pava (*Penelope jacquacu*) merecen ser revisados a más largo plazo. Sin embargo, cabe recordar que el destino de la fauna es para la subsistencia, no para la comercialización, y las comunidades manifiestan no usar especies como la danta en la misma magnitud todos los años.

Se conservan aún, a pesar del sentir comunitario de pérdida de tradiciones, un manejo cultural que favorece la conservación de las poblaciones de fauna silvestre. Las reglas que sectorizan la cacería en el territorio como el uso restringido en sitios sagrados y salados, la práctica de la cacería en lugares alejados cuando se trata de obtener carne para eventos ceremoniales, la cacería autorizada en las chagras de aquellas especies que representan competencia alimenticia, favorecerían el mantenimiento de las poblaciones fuente de acuerdo a la teoría de metapoblaciones (Hanski, 1999).

El sistema de subsistencia anteriormente descrito se asocia en la amazonia a suelos poco fértiles o estériles por el lavado permanente de nutrientes cuya fijación se da a nivel de la capa de raíces más pequeñas que forma el piso del bosque. La remoción de la capa superficial de raíces de manera permanente ocasiona que la regeneración del bosque tarde hasta 100 años (Morán, 1997). Esta característica ecológica implica que cualquier intervención que elimine la cobertura vegetal por tiempo prolongado y de manera masiva transforme el ecosistema de forma permanente, con repercusiones en la fauna y la flora, y por ende en las etnias cuya seguridad alimentaria depende directamente del bosque. De hecho, se ha constatado que los bosques primarios consiguen suministrar de manera sostenible más carne de caza por unidad de superficie que los bosques secundarios (Parry *et al.*, 2009).

Si bien las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro habitan aún bosques conservados en la zona del Tiquie, el área hace parte de las 863.707,33 hectáreas del municipio de Mitú, que para el año 2013 tenía 119 solicitudes mineras ante el Servicio Geológico Nacional (Riaño Umbarila, 2013). El futuro de esto territorios genera entonces múltiples interrogantes ante los impactos que se podrían presentar por las intervenciones de la minería en las especies silvestres con irremplazable valor en la dieta de las comunidades indígenas y, en consecuencia, en la pervivencia de las etnias.

Bibliografía

Aliaga–Rossel, E., R.W. Kays & J.M.V. Fragoso. 2008. Home-range use by the Central American agouti (Dasyprocta punctata) on Barro Colorado Island, Panama. Journal of Tropical Ecology, 24: 367–374.

Alvard, M.S, J.G. Robinson, K.H. Redford & H. Kaplan. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics. Conservation Biology, 11 (4): 977-982.

Alvard, M.S. 1995. Intraspecific prey choice by Amazonian hunters. Current Anthropolgy, 36 (5): 789 -818.

Analytical Software. 2008. Statistix versión 9.0.

Aquino, R., C. Terrones, R. Novarro & W. Terrones. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. Revista peruana de biología, 14(2): 181- 186.

Aquino, R., T. Pacheco & M. Vásquez. 2007. Evaluación y valorización económica de la fauna silvestre en el río Algodón, Amazonía peruana. Revista peruana de biología, 14(2): 187- 192.

Aquino, R., W. Terrones, R. Navarro, C. Terrones & F.M. Cornejo. 2009. Caza y estado de conservación de primates en la cuenca del río Itaya, Loreto, Perú. Revista peruana de biología, 15 (2): 33-39

Arias, B., L.A. Rivas & Cabildo Indígena Puerto Pizario. 2004. Diagnóstico de las especies silvestres de importancia natural y cultural en el Resguardo Indígena de Puerto Pizario (Valle del Cauca – Chocó) para diseñar algunas pautas y reglamentos de manejo de la flora y la fauna de la comunidad. Fondo Holanda-Ecofondo Informe final.

Asociación para la Conservación de la Amazonia (ACA). 1998. Community-based natural resources management programs in the Reserva comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Perú. Reporte Annual.

Beckerman, S. 1979. The abundance of protein in Amazonia: a reply to gross. American Anthropologist, 81(3): 533-560.

Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonia Colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera Biología. Bogotá.

Bedoya, M. 1999. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonía colombiana. En: Fang T., O. Montenegro & R. Bodmer (Eds.). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina.

Instituto de Ecología. La Paz. Pp. 71-75.

Bennett, E. 1998. The Natural History of Orang-Utan. Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia: Natural History Publications. Borneo.

Bennett, E. & J.G. Robinson. 2000. Hunting for the Snark. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 1-9.

Bennett, E. & J.G. Robinson. 2000. Hunting for the sustainability: the start of a synthesis. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 499-519.

Bernard, H.R. 2011. Research methods in anthropology. AltaMira Press. USA.

Bigler, W.J. 1974. Seasonal movements and activity patterns of the collared peccary. Journal of Mammalogy, 55: 851-55.

Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. Ecological Applications, 5: 872-877

Bodmer, R.E. 1994. Managing wildlife with local communities in the Peruvian Amazon: the case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. En: Western, D., R.M. Wright & S.B. Strum (Eds.). Natural Connections: Perspectives in community based conservation. Island Press. Washington, DC. Pp. 113–134.

Bodmer, R.E. 2003. Evaluación de la sustentabilidad de la caza en los Neotrópicos: el modelo de cosecha unificado. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 252-262

Bodmer, R.E. & P.E. Puertas. 2000. Community-Based Comanagement of Wildlife in the Peruvian Amazon. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 395-409.

Bodmer, R.E., P.E. Puertas, A. Escobedo, M. Inga & D. Gallardo. 2006. Manejo de fauna silvestre por las comunidades Kandozi del Chapuri. Informe técnico, WCS.

Bodmer, R.E., T.G, Fang, L.I. Moya & R. Gill. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. Biological Conservation, 67 (1): 29–35.

Bodmer, R.E., R. Aquino & P.E. Puertas. 1997. Alternativas de manejo para la Reserva Nacional Pacaya Samiria: un análisis sobre el uso sostenible de la caza. En: Fang, T., R.E. Bodmer, R. Aquino & M. Valqui (Eds.). Manejo de fauna silvestre en la Amazonia. La Paz, Bolivia. Pp. 65-74.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling. Oxford University Press. Oxford.

Cabalzar, A. & B. Ricardo (Eds.). 2006. Mapa – Livro Povos Indígenas do rio Negro. Instituto Socioambiental – ISA & Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro - FOIRN. Brasil.

Cabalzar, A. 2002. Etnias do rio Uaupés: Os Tukano e os Maku. Disponible en: http://pib.socioambiental.org/pt/povo/tuyuka/1788. Acceso: 05/07/2013.

Cabalzar, A. 2005. Peixe e gente no Alto Rio Tiquié: conhecimentos tukano e tuyuka: ictiologia, etnología. Instituto Socioambiental. São Paulo.

Cabalzar, A. 2013. Organização socioespacial e predomínios linguísticos no rio Tiquié. En: Epps, P. & K. Stenzel (Eds.). Upper Rio Negro: cultural and linguistic interaction in Northwestern Amazonia. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI. Rio de Janeiro. Pp. 129-161.

Campos-Rozo, C. 1987. Aspectos etnofisiológicos relacionados con la actividad de la caza de los indígenas Ticuna, San Martín de Amacayacu (Amazonas-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.

Campos-Rozo, C. 2002. La sostenibilidad de la cacería de subsistencia en la Amazonia: una perspectiva a reconsiderar. En: Ulloa, A. (Ed.). 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. Pp. 261-294.

Castillo-Ayala, C.I. & E. Palacios. 2007. Density of Saguinus inustus (Schwartz, 1951) in the Interfluvium of the Caquetá–Apaporis Rivers, Colombian Amazonia. Neotropical Primates, 14(3): 134-137.

Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley and Sons. London.

Cerda, H., R. Martinez, N. Briceno, L. Pizzoferrato, P. Manzi, M. Tommaseo, M. Ponzettac, O. Marin & M.G. Paoletti. 2001. Palm worm: (Rhynchophorus palmarum) traditional food in Amazonas, Venezuela—nutritional composition, small scale production and tourist palatability. Ecology of Food and Nutrition, 40 (1): 13-32.

Comunidad Puerto Loro de Macucú. 2014. Cartilla "Waibʉkʉrã barikãrã keti, kʉjãkã dikabari kemena: Historia de origen de los animales comestibles y sus técnicas tradicionales de cacería. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, COLCIENCIAS & Gobernación del Vaupés.

Costa-Neto, E.M. 2003. Entertainment with insects: singing and fighting insects around the world. a brief review. Etnobiología, 3: 21–29

Costa-Neto, E.M. & J. Ramos-Elorduy. 2006. Los insectos comestibles de Brasil: etnicidad, diversidad e importancia en la alimentación. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, 38: 423-442.

Cruz, D. 2011. Cambio cultural, economía e instituciones: Análisis de la sostenibilidad de la actividad de cacería en la comunidad de La Ceiba, río Inírida (Guainía-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el sentamiento de Puerto Santander-Araracuara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.

De la Montaña, E. 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía Ecuatoriana. Ecosistemas, 22 (2): 84-96.

De Souza-Mazurek, R., T. Pedrinho, X. Feliciano, W. Hilário, S. Gerôncio & E. Marcelo. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. Biodiversity & Conservation, 9 (5): 579–596.

Defler, R.D. 2010. Historia natural de los primates colombianos. Editorial Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Departamento Nacional de Planeación. 2008. Conpes 113 de 2008. Bogotá. Disponible en: https://www.dnp.gov.co. Consulta: 09/08/2014.

Descola, P. 2004. Las cosmologías indígenas de la Amazonia. En: Surrallés, A. & P. García Hierro (Eds.). Tierra Adentro: territorio indígena y percepción del entorno. Grupo Internacional de Trabajo sobre Asuntos Indígenas – IWGIA. Copenhague, Dinamarca. Pp. 25-35.

Díaz-C, J. 2014. Identificación de las especies de insectos comestibles en comunidades indígenas del río Tiquié, departamento del Vaupés y su diversidad con respecto a la antropoentomofagía reportada para la cuenca amazónica. Informe final pasantía, como opción de trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. Instituto SINCHI.

Dubost, G. 1988. Ecology and social life of the red acouchy. Myoprocta exilis comparison with the orange-rumped agouti, Dasyprocta leporina. Journal of Zoology, 214 (1): 107-123.

Dufour D.L. 1987. Insects as food: a case study from the Northwest Amazon. American Anthropologist, 89 (2): 383–397.

Epps, P. & K. Stenzel. 2013. Introduction: cultural and linguistic interaction in the upper rio Negro region. En: Epps, P. & K. Stenzel (Eds.). Upper Rio Negro: cultural and linguistic interaction in Northwestern Amazonia. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI. Rio de Janeiro. Pp. 13-50.

Epps, P. & M. Oliveira. 2013. The serpent, the Pleiades and the one-legged hunter: astronomical themes in the upper río Negro. En: Epps, P. & K. Stenzel (Eds.), Upper Rio Negro: cultural and linguistic interaction in Northwestern Amazonia. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI. Rio de Janeiro. Pp 90-128.

Fachín-Terán, A. 2003. Presrvaçao de quelonios aquáticos com participaçao comunitária na reserva de desevolvimento sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp. 145-175.

FAO. 2014. FAOSTATS. Balances Alimentarios – Colombia. Disponible en: http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/browse/FB/*/S. Acceso: 09/08/2014.

Fragoso J.M.V., K.M. Silvius, J.N. Strong, J.M. Read, J.P. Gibbs & L.F.B. Oliveira. 2011. Designing an animal monitoring and census program using line transects. Standford University, Stanford.

Fragoso, J.M.V., K.M. Silvius & M. Villa-Lobos. 2000. Wildlife Management at the Rio das Mortes Xavante Reserve, MT, Brazil: integrating indigenous culture and scientific method for conservation. World Wildlife Fund-Brazil. Brasilia.

Fragoso, J.M.V., R.E. Bodmer & K.M. Silvius. 2004. Introduction-wildlife conservation and management in South and Central America: Multiple pressures and innovative solutions. En: Silvius, K.M., R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (Eds.). People in nature: wildlife conservation in South and Central America. Columbia University Press. New York. Pp. 1-8.

Franco, P., K. Fierro-Calderón & G. Kattan. 2006. Population densities and home range sizes of the Chestnut Wood-quail. Journal of Field Ornithology, 77(1):85–90.

García, E. 2005. Propuesta de manejo de fauna silvestre con las comunidades indígenas del bajo rio Apaporis y bajo rio Caquetá, Amazonia colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

González, J. 2008. Evaluación cualitativa y cuantitativa de la cacería de subsistencia en una comunidad indígena del departamento del Vaupés (Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Instituto de Biología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Antioquia. Medellín.

González, J., T. Vanegas, F. Valencia, & I. Valencia. 2010. Investigación participativa sobre la actividad de cacería de subsistencia. En: Cabalzar. A. (Ed.). Manejo

do mundo: Conhecimentos e práticas dos povos indígenas do Río negro, Noroeste Amazónico. ISA - Instituto SocioAmbiental & FOIRN - Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro. São Paulo. Pp.104-113.

Guerra M.M. & E.J. Naranjo. 2003. Cacería de subsistencia en dos localidades de la selva Lacandona, Chiapas, México. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 339-344.

Guzmán, J. 2005. Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press, Oxford.

Hernández-Camacho J., A. Hurtado, R. Ortiz & T. Walschburger. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter, G. (Comp.). La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana Vol. Especial. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo CYTED. Pp. 105-135.

IGAC. 2013. Cartografía Oficial de Colombia, escala 1:100.000

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, 2013. Mapa de coberturas año 2012.

Jerozolimski, A. & C.A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. Biological Conservation, 111: 415–425.

Leeuwenberg, F. 1997. Manejo adaptado para fauna cinegética en reservas comunales indígenas: el ejemplo Xavante. En: Fang, T., R. Bodmer, R. Aquino & M. Valqui (Eds.). Manejo de fauna silvestre en la Amazonia. Instituto de Ecología. La Paz. Pp. 119-128.

Maldonado, A. 2010. The impact of subsistence hunting by Tikunas on game species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements of the award of Doctor of Philosophy, Oxford Brookes University, Department of Anthropology and Geography.

Matallana, C.L., M.P. Baptiste, C.A. Lasso & S. Restrepo. 2012. Perspectivas nacionales e internacionales alrededor de la gestión de la carne de monte. En: Restrepo, S. (Ed.). Carne de monte y seguridad alimentaria: Bases técnicas para una gestión integral en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Pp. 11-31.

McCoy-Colton, M.B., C. Vaughan-Dickhaut, M.A. Rodríguez-Sáenz & D. Kitchen. 1990. Seasonal movement, home range, activity and diet of collared peccaries (Tayassu tajacu) in a Costa Rican dry forest. Vida Silvestre Neotropical, 2 (2): 6-20.

Mena, P., J. Stallings, J. Regalado & R. Cueva. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 57-78.

Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas - Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá.

Mesa, E. 2013. Uso sostenible de la fauna silvestre en la Amazonia colombiana. Informe final. Programa Ecosistemas y Recursos Naturales, Componente Fauna, Instituto Amazónico de Investigaciones científicas - Sinchi.

Milner-Gulland, E.J. & H.R. Akçakaya. 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. Trends in Ecology and Evolution, 16(12): 686-692.

Milner-Gulland, E.J. & J.M. Rowcliffe. 2007. Conservation and sustainable use: A handbook of techniques. Oxford University Press. New York.

Ministerio Ambiente & Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. 2013. Reserva Nacional Pucacuro: diagnóstico del proceso de elaboración del plan maestro 2013-2018. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Lima.

Ministerio de Salud & ICBF. 1999. Guías alimentarias para la población colombiana mayor de dos años: Bases técnicas. Fundación Colombiana para la Nutrición Infantil - NUTRIR, Ministerio de Salud, ICBF. Bogotá.

Montenegro, O. L. 2007. Mamíferos terrestres del sur de la Amazonia. En: Ruiz, S.L., E. Sánchez, E. Tabares, A. Prieto, J.C. Arias, R. Gómez, D. Castellanos, P. García & L. Rodríguez (Eds.). Diversidad Biológica y cultural del Sur de la Amazonia Colombiana –Diagnóstico. Corpoamazonia, Instituto Humboldt, Instituto Sinchi & UAESPNN. Bogotá D.C. Pp. 136-141.

Montenegro O. 2012. ¿Es la carne de monte suficiente para la seguridad alimentaria de la Guyanna? Pp. 39. En: Matallana, C., C. A. Lasso, & M. P. Baptiste (comp.). 2012. Carne de monte y consumo de fauna silvestre en la orinoquia y Amazonia (Colombia y Venezuela). Memorias del taller regional, Inírida, Guainía (Colombia) 2012. Instituto de Investigaciones de Recursos

Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquia, Instituto de Estudios de la Orinoquia y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico.

Morán, E.F. 1997. La ecología humana en los pueblos de la Amazonia. Fondo de Cultura Económica. Madrid.

Moure, A. 2003. Evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 282-291.

Ocampo, C. 2014. Documentación de estrategias comunitarias de monitoreo de fauna silvestre en la cuenca amazónica y propuestas de alternativas para las comunidades de Puerto Loro y Bella Vista, Río Tiquié departamento del Vaupés. Informe final pasantía, como opción de trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. Instituto SINCHI.

Ojasti, J. 1993. Utilización de la fauna silvestre en América Latina. Situación y perspectivas para un manejo sostenible. Guía FAO Conservación # 25.

Ojasti, J. & F. Dallmeier. (Eds.). 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. SI/MAB Series No. 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program. Washington D. C.

Palacios, M. 2007. Chorrobocón, el territorio indígena Puinave sobre paisajes del río Inírida, Guainía, Colombia. Cuadernos de Desarrollo Rural, 59: 179-200.

Parry, L., J. Barlow & C.A. Peres. 2009. Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. Biological Conservation, 142: 1777–1786.

Parry, L., J. Barlow & C.A. Peres. 2009. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. Conservation Biology, 23 (5): 1270-1280.

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

Peres, C.A. 1997. Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. CSERGE Working Paper GEC 97-22. University of East Anglia, University College London, School of Environmental Sciences University & East Anglia.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forest. Conservation Biology, 14 (1): 240-253.

Peres, C.A. 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at

multiple Amazonian forest sites. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 31-56.

Plata, A. 2006. Uso y percepción de la fauna silvestre en la cultura Sikuani, comunidad de Cumarianae, selva de Mataven, Vichada, Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

Plata, A. 2012. Importancia de la fauna silvestre en la etnia Sikuani, comunidad de Cumarianae, selva de Matavén, Vichada, Colombia. Colombia Cátedra Ambiental Citadina, una multiconstrucción para la Universidad Colombiana, 1 (1): 1-21.

Politis, G. & J. Rodríguez. 1994. Algunos aspectos de la subsistencia de los Nukak de la Amazonía colombiana. Colombia Amazónica, 7(1-2): 169-207.

Politis, G., G. Martinez & J. Rodríguez. 1997. Caza, recolección y pesca como estrategia de explotación de recursos en forestas tropicales lluviosas: los Nukak de la Amazonia colombiana. Revista Española de Antropología Americana, 27: 167–197.

Puertas, P.E., R.E. Bodmer, M. Antúnez & A. Calle. 2003. Consideraciones metodológicas para el desarrollo de planes de manejo con comunidades rurales del nororiente peruano. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada. Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá, Colombia. Pp. 97-116

Read, J.M., J.M.V Fragoso, K.M. Silvius, J. Luzar, H. Overman, A. Cummings & S.T. Giery. 2010. Space, place, and hunting patterns among indigenous peoples of the Guyanese Rupununi region. Journal of Latin American Geography, 9 (3): 213–243.

Redford, K.H. & J.G. Robinson. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. American anthropologist, 89 (3): 650-667.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. BioScience, 42 (6): 412-422.

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

Riaño Umbarila, E. 2013. Caracterización espacio funcional de las áreas donde se registra actividad minera en la región amazónica colombiana. Informe de consultoría para el programa Dinámicas Socioambientales, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi, 2013.

Robinson, J. G. 1996. Hunting Wildlife in Forest Patches: An Ephemeral Resource. En: Schelhas, J. & R. Greenberg (Eds.). Forest Patches in Tropical Landscapes. Island Press. Washington, DC. Pp. 111–30.

Robinson, J.G. & E.L. Bennett. 2000. Hunting for sustainability: Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 13-30.

Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). 1991. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press. Chicago.

Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. The American Naturalist, 128 (5): 665–680.

Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest animals. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press. Chicago. Pp. 415 – 429.

Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1997. Cosecha sostenible de mamíferos forestales neotropicales. En: Robinson, J.G., K.H. Redford, J.E. Rabinovich (Eds.). Uso y conservación de la vida silvestre Neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología. Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 485-501.

Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1997. Usos comerciales y de subsistencia de la vida silvestre en América Latina. En: Robinson, J.G., K.H. Redford, J.E. Rabinovich (Eds.). Uso y conservación de la vida silvestre Neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología. Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 23-42

Rodríguez, C. & M. Van der Hammen. 2003. Manejo indígena de la fauna en el medio y bajo río Caquetá (Amazonia colombiana). Tradición, transformaciones y desafíos para su uso sostenible. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 325-337

Rosin, C. 2012. Assessing vertebrate abundance and the effects of anthropogenic disturbance on tropical forest dynamics. Master's project submitted in partial fulfillment of the requirements for the Master of Environmental Management degree at the Nicholas School of the Environment, Duke University.

Rowcliffe, J.M., C. Carbone, P.A. Jansen, R. Kays & B. Kranstauber. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. Methods in Ecology and Evolution, 2: 464–476

Rowcliffe, J.M., J. Field, S.T. Turvey & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. Journal of Applied Ecology, 45: 1228–1236.

Rudas-Lleras, A. 2009. Unidades ecogeográficas y su relación con la diversidad vegetal de la Amazonia colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Doctor en Ciencias – Biología. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología.

Ruddle, K. 1970. The hunting technology of the Maracá Indians. Antropologica, 25: 21-63.

Saldaña, J. & V.L. Saldaña. 2011. La cacería de animales silvestres en la comunidad de Bretaña, río Puinahua, Loreto-Perú. Revista Colombiana de Ciencias Animales, 3 (2): 225-237

Sarandón, S.J. & C.C. Flores. 2009. Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: Una propuesta metodológica. Agroecología, 4: 19–28.

Sarandón, S.J. 2002. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: Sarandón, S.J. (Ed.). Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable. Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Pp. 393–414.

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. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera Biología. Bogotá.

Sotomayor, H.A., D. Mahecha, C.E. Franky, G. Cabrera & M.L. Torres. 1998. La nutrición de los Nukak. Una sociedad amazónica en proceso de contacto. Maguare, 13: 117-142.

StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7.

Strong, J.N., J.V.M. Fragoso & L.F. Oliveira. 2010. Padroes de uso e escolha de caça pelos índios Macuxi em Roraima. En: Barbosa, R.I. & V.F. Melo. Roraima: Homem, ambiente e ecologia. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia, Federal University of Roraima Press. Boa Vista. Pp. 631-644.

Sutherland, W.J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. Wildlife Biology, 7: 131–140

Tafur, M. P. 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía-Colombia. Tesis para optar al título de Magister en Ciencias-Biología, Universidad Nacional de Colombia, Facultad Ciencias, Departamento de Biología, Bogotá.

Thomas, L., J.L. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F.F.C. Marques, S.T. Buckland, D.L. Borchers, D.R. Anderson, K.P. Burnham, M.L. Burt, S.L. Hedley,

J.H. Pollard, J.R.B. Bishop & T.A. Marques. 2009. Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/

Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques & K.P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47: 5–14.

Tobler, M.W. 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. Doctoral thesis. Texas A&M University, Texas.

Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percastegui & G. Powell. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. Journal of Tropical Ecology, 25 (3): 261-270

Townsend, W.R. & D.I. Rumiz. 2004. Reflexiones sobre la posibilidad de manejo de fauna silvestre en las tierras bajas de Bolivia: Experiencias comunitarias. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 16: 61-72.

Townsend, W.R. 1996. Nyao itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, FUND-ECO. La Paz.

Townsend, W.R. 2003. La investigación participativa y su utilidad para el manejo de la fauna silvestre en Bolivia. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp. 117-129.

Trespalacios-González, O.L.; J. Castiblanco-Alarcón & Grupo de Cazadores de El Valle. 2003. Grupo de cazadores de la comunidad negra de El Valle: hacia la construcción de una estrategia local de manejo de fauna silvestre en la cuenca del río Valle, Chocó, Colombia. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp. 63-78.

Ulloa L., D. Rodriguez & P. Sanchez. 1999. Movimiento y uso del tiempo y espacio por una guartinaja (Agouti paca) en la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 23 (Suplemento especial): 687-694.

Ulloa, A. (Ed.). 2002. Rostros culturales de la fauna, las relaciones entre los humanos y los animales en el contexto colombiano. Instituto Colombiano de Antropología e Historia –ICANH & Fundación Natura. Bogotá.

Ulloa, A. 2002. Introducción: ¿Ser Humano?¿Ser Animal? En: Ulloa, A. (Ed). Rostros culturales de la fauna, las relaciones entre los humanos y los animales en el contexto colombiano. Instituto Colombiano de Antropología e Historia – ICANH & Fundación Natura. Bogotá. Pp. 9-29.

Usma-Oviedo, M., S. Usma, B. Arias, Comunidad Indígena Tío Silirio. 2009. Plantas y Animales Silvestres aprovechadas por la comunidad Tío Silirio. Publicación WWF, Ecofondo, Cabildo Indígena Tío Silirio, Embajada Países Bajos. Santiago de Cali.

Van Huis A., J.V. Itterbeeck, H. Klunder, E. Mertens, A. Halloran, G. Muir & P. Vantomme. 2013. Edible insects: future prospects for food and feed security. Food and Agriculture Organization of the UN - FAO. Rome.

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. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

Vargas-Tovar, N. 2012. Carne de monte y seguridad alimentaria: consumo, valor nutricional, relaciones sociales y bienestar humano en Colombia. En: Restrepo, S. (Ed.). Carne de monte y seguridad alimentaria: Bases técnicas para una gestión integral en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Pp 65-87.

Vaughan, C. & S. Shoenfelder. 1999. Dry season activity, movement, habitat and den utilization of nine-banded armadillo (Dasypus novemcinctus) in neotropical dry forest, Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 47 (4): 1117-1119.

Vickers, W.T. 1984. The faunal components of low-land South American hunting kills. Interciencia, 9: 366-376

Vickers, W.T. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press. Chicago. Pp. 53-81.

Walters, C. 2003. Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 60: 1433-1436.

Werner, O. & J. Fenton. 1973. Method and theory in ethnoscience or ethnoepistemology. En: Naroll, R. & R. Cohen (Eds.). A Handbook of Method in Cultural Anthropology. Columbia University Press. New York. Pp. 537–578

Wright, H.M. 2009. As adaptações dos índios tukano e maku-hup'du no rio Tiquié: nichos ecológicos distintos ou competição por recursos? Dissertação

apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia, área de concentração em Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Programa de pós-graduação em ecologia. Manaus.

Yara, A.C. 2014. Estimación de las principales especies de cacería del rio Tiquié, a partir de la revisión documental de sus rasgos de historia de vida. Informe final pasantía Instituto SINCHI. En el marco del proyecto: "Diagnóstico participativo de la fauna de cacería con las comunidades de Bella Vista, Puerto Loro y Trinidad, territorio de AATIZOT, en el río Tiquié, como herramienta para tomar decisiones de manejo en favor de la sostenibilidad de la fauna silvestre con valor de uso. Instituto SINCHI. Bogotá.

Zapata-Ríos, G. & J.P. Jorgenson. 2003. La utilización del autoregistro en los estudios de cacería de subsistencia: el ejemplo de los Shuar del suroriente del Ecuador. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp 131-143.

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

Zapata-Ríos, G., C. Urgilés & E. Suaréz. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? Oryx, 10 (14): 1-11.

Anexo 1. Especies de insectos usados por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro (Díaz-C, 2014)

Orden	Famila	Especie	Nombre en lengua (Bará o Tuyuca)
Coleoptera	Buprestidae	*Euchroma gigantea*	Bogʉfikoro/Bogʉfikõ
			Feka Fikõrõ
		Morfoespecie 1	Ficoro metamʉ
	Cerambycidae	*Callipogon (Enoplocerus) armillatum*	Fekafĩkõ
			Ñomʉmʉkã/Ñomʉ kamʉ
		Acrocinus longimanus	Yukʉwidero
		Morfoespecie 2	
	Curculionidae	*Rhinostomus barbirostris*	Fikoroa metãrã/Fikoroã metarã
			Notõ
			Fikoroã metarã pakʉ
		Rhynchophorus palmarum	Fikoroa fakara/Fikoroã metarã
			Notõ
			Fikãroãfakʉ
		Metamasius hemipterus	Jaukorõ
		Morfoespecie 3	Bogʉ ficoro
		Morfoespecie 4	
		Morfoespecie 5	
	Passalidae	*Veturius* sp.	Yayuru
	Tenebrionidae	*Morfoespecie 6*	
		Zophobas morio	Yukuamʉ
Hymenoptera	Formicidae	*Atta cephalotes*	Mekasia Niarã/Mekãbija
		Atta leaviagata	Ñami niarawʉ
	Vespidae	*Apoica thoracica*	Utifirõ dufua/Utifĩrõ
		Polistes sp.	Wãnõfiã utia
		Morfoespecie 7	Nafõutia
Isoptera	Termitidae	*Syntermes aculeosus*	Yefa meka/Yefa mekã/Yefa mekãmʉ
			Mekãniarã/Meka niarawʉ
			Bukʉroã
		Syntermes spinosus	Yefa meka/Yefa mekã/Yefa mekãmʉ
			Mekãniarã
Lepidoptera	Nymphalidae	*Morfoespecie 8*	Sita/Jita
			Wafʉkõãmʉ
		Morfoespecie 9	Menea fosa/Meneãfeja
	Noctuidae	*Morfoespecie 10*	Mene poja
	Hesperiidae	*Morfoespecie 11*	Mere fejã
Hemiptera	Membracidae	*Umbonia spinosa*	Saiga/Jaïgã
	Pentatomidae	*Edessa* sp.	Kamika bʉsaro
Orthoptera	Tettigoniidae	*Morfoespecie 12*	Ñimiãmʉ

Anexo 2. Nombres de la fauna de consumo: nombre científico, en español y en lengua (tuyuca y bará)

Nombre científico	Nombre Español	Nombre tuyuca	Nombre bará
Anfibios			
Anura			
Hylidae			
Hypsiboas wavrini	Rana	Momoãwũ	Momoamʉ
Osteocephalus cabrerai	Rana	Turó	Tuuro
Osteocephalus taurinus	Rana	Omã	Uma
Osteocephalus yasuni	Rana	Omã gueguerõ	Kay uma
Leptodactylidae			
Leptodactylus knudseni	Renacuajo	Dia tuã	Diatʉã
Leptodactylus pentadactylus	Renacuajo	Dia tuã	Diatʉã
Leptodactylus rhodomystax	Renacuajo	Waijĩgũ	Tʉʉã
Leptodactylus riveroi	Renacuajo	Okowʉ	Tʉʉã
Leptodactylus sp	Renacuajo	Dia tuã	Diatʉã
Aves			
Anseriformes			
Anatidae			
Cairina moschata	Pato real	Dia kata	
Columbiformes			
Columbidae			
Geotrygon montana	Paloma	Wãjõ bua	Bua-macãdʉcʉbua
Cuculiformes			
Cuculidae			
Neomorphus pucheranii		Katáfero	Betafero
Galliformes			
Cracidae			
Mitu tomentosum	Paujil		Wanofi
Nothocrax urumutum	Coconuco	Ikagʉ	Ikagʉ
Ortalis guttata	Guacharaca	Watrofoa	Watorofoa
Penelope jacquacu	Pava	Katafosõrõ	Katamokõrõ
Odontophoridae			
Odontophorus gujanensis	Perdiz	Sacú	Suri
Gruiformes			
Heliornithidae			
Heliornis fulica	Patico	Dia fotoro	Dia kũmá
Psophiidae			
Psophia crepitans	Tente	Tʉtũ	Tʉtʉ
Passeriformes			
Icteridae			
Psarocolius bifasciatus[A]	Mochilero	Umu	
Pelecaniformes			
Threskiornithidae			
Mesembrinibis cayennensis	Corocoro	Koto	Kotó
Piciformes			
Ramphastidae			
Ramphastos tucanus	Tucán	Dase	Dajé
Psittaciformes			
Psittacidae			
Amazona farinosa	Loro	Weko	Weko
Amazona ochrocephala	Loro	Weko	Weko
Amazona sp	Loro	Weko	Weko
Pionus menstruus	Loro cabeza azul	Toĩ	Weko
Pyrrhura melanura	Perico	Kekero Toĩ	Weko
Pyrilia barrabandi[A]	Lorito		Tõĩ
Tinamiformes			
Tinamidae			
Crypturellus cf. *obsoletus*	Gallineta	Bogá	Ãã boga
Crypturellus cinereus	Gallineta	Bogá	Ãã
Crypturellus duidae	Gallineta	Wamubua	Wamua
Crypturellus soui	Gallineta	Bogá	Suri
Crypturellus sp	Gallineta	Bogá	Ãã
Crypturellus undulatus	Gallineta	Ñomuño futo	Ãã Waia

Continua en la página 130

Viene de la página 129 →

Tinamus guttatus	Gallineta	Kãã boga	Aa boga
Tinamus major	Gallineta	Kãã wãso	Ãã wãso
Tinamus sp	Gallineta	Kãã	Ãã
Mamíferos			
Carnivora			
Felidae			
Leopardus pardalis	Tigrillo	Jo fʉ yai	Ofu yai
Mustelidae			
Eira barbara		Wãsõwiro	Wajobiro
Procyonidae			
Nasua nasua	Paipi	Mifí	Mîfî
Cingulata			
Dasypodidae			
Dasypus novemcinctus	Armadillo	Famo	Wakarika Famo
Pilosa			
Megalonychidae			
Choleopus didactylus	Perezoso	Wʉnʉ	Wʉnʉ
Myrmecophagidae			
Tamadua tetradactyla	Oso hormiguero nocturno	Misũ	Misiãkʉ
Primates			
Aotidae			
Aotus spp.	Mico nocturno	Ukuãwũ	Ʉcuãmʉ
Atelidae			
Alouatta seniculus	Mono	Emó	Ẽmo
Lagothrix lagotricha	Churuco	Segʉ	Jegʉ
Callitrichidae			
Saguinus inustus	Jijillo negro	Menesioro ñigʉ	Ijoro ñigu
Cebidae			
Cebus apella	Mico	Aké	Ake
Saimiri sciureus	Mico maicero	Menesioro butigʉ	Ijoro
Pitheciidae			
Callicebus lugens	Waicoco	Waú	Wauu
Rodentia			
Cuniculidae			
Cuniculus paca	Lapa	Sẽme	Jemé
Dasyproctidae			
Dasyprocta fuliginosa	Guara	Buu	Búu
Myoprocta acouchy	Tintín	Bosó	Bojó
Ungulados			
Cervidae			
Mazama americana	Venado	Ñama sõãgũ	Ñama
Mazama gouazoubira	Venado negro	Ñama ñigũ	Ñama ñigu
Tapiridae			
Tapirus terrestris	Danta	Wekʉ	Wekú
Tayassuidae			
Pecari tajacu	Cerrillo	Yese susugʉ/Kii yese	Kĩĩyéjea
Tayassu pecari	Cajuche	Yese bũro	Paúyeje
Reptiles			
Crocodylia			
Crocodylidae			
Paleosuchus palpebrosus	Yacaré	Ʉso	Ʉjo
Paleosuchus sp.	Yacaré	Ʉso	Ʉjo
Paleosuchus trigonatus	Yacaré	Ʉso	Ʉjo
Sauria			
Teiidae			
Tupinambis teguixin	Carepiare	Yuasofakʉ	Yuaujo
Testudines			
Chelidae			
Mesoclemmys gibba	Tortuga negra	Kuu ñigũ	Uu ñigu
Mesoclemmys raniceps	Tortuga	Omaku	Uu ñigu
Mesoclemmys sp.	Morroco	Kuu	Uu ñigu
Phrynops geoffroanus	Morroco	Kuu	Uu
Rhinemys rufipes	Tortuga roja	Kuu soagʉ	Uu

Indice Figuras

CAPÍTULO II

Figura 2.1 18
Figura 2.2 20
Figura 2.3 21
Figura 2.4 22
Figura 2.5 29
Figura 2.6 29
Figura 2.7 33
Figura 2.8 34
Figura 2.9 37
Figura 2.10 38
Figura 2.11 39
Figura 2.12 40
Figura 2.13 41
Figura 2.14 42

CAPÍTULO III

Figura 3.1 57
Figura 3.2 61
Figura 3.3 63
Figura 3.4 64
Figura 3.5 65
Figura 3.6 67
Figura 3.7 69
Figura 3.8 70
Figura 3.9 72
Figura 3.10 73

CAPÍTULO IV

Figura 4.1 100
Figura 4.2. 101
Figura 4.3 102

CAPÍTULO V

Figura 5.1 107
Figura 5.2 107

Indice Tablas

CAPÍTULO II

Tabla 2.1 26
Tabla 2.2 27

CAPÍTULO III

Tabla 3.1 55 - 56
Tabla 3.2 74
Tabla 3.3 77 - 78

CAPÍTULO IV

Tabla 4.1 81
Tabla 4.2 84
Tabla 4.3 88
Tabla 4.4 88
Tabla 4.5 96
Tabla 4.6 97
Tabla 4.7 103
Tabla 4.8 104

CAPÍTULO V

Tabla 5.1 108

Relación de Fotos

CAPITULO I

Puerto en la comunidad de Puerto Loro de Macucú. Foto: Paul Peña

Alrededores de la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Alrededores de la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

CAPITULO II

Revisión de la cartografía social en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Luis Fernando Jaramillo

Explicación de resultados por parte del capitán de la comunidad de Puerto Loro en lengua bará. Foto: Luis Fernando Jaramillo

Organización de taxonomías locales en la comunidad de Puerto Loro de Macucú. Foto: Natalia Atuesta

Ejercicios de escala en la cartografía social en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Natalia Atuesta

Localización comunitaria de transectos en la cartografía social, dirigida por el capitán de Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Registro fotográfico de resultados parciales de la evaluación de cacería en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Juan Camilo Bonilla

Registro de coordenadas geográficas en transectos en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Natalia Atuesta

Elaboración de la cartografía social en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Natalia Atuesta

Revisión de la cartografía social en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Natalia Atuesta

Fogón en la comunidad bará de Puerto Loro de Macucú. Foto: Paul Peña

CAPITULO III

Cosecha de ranas del género *Osteocephalus* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Jhon Jairo Lima

Preparación de venado negro *(Mazama gouazoubira)* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Juan Camilo Bonilla

Preparación de venado rojo *(Mazama americana)* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Mandíbulas de termitas o manivara *(Syntermes sp.)* en la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Ernesto Valle

Gallineta *(Tinamidae)* cazada en la comunidad de Puerto Loro de Macucú. Foto: Ananias Sánchez

Saíno o cajuche *(Tayassu pecari)* cazado en la zona del Tiquié. Foto: Investigadores indígenas

Cacería de pava *(Penelope jacquacu)* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Registro de peso de la pesca en Puerto Loro de Macucú. Foto: Paul Peña

Cacería de venado negro *(Mazama gouazoubira)* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Recolección de mojojoi *(Rhynchophorus palmarum)* en Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Cerrillo *(Pecari tajacu)* detectado por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Pava *(Penelope jacquacu)* detectada por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Guara *(Dasyprocta fuliginosa)* detectada por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Ocelote *(Leopardus pardalis)* detectado por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Venado rojo *(Mazama americana)* detectado por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Oso hormiguero *(Myrmecophaga tridactyla)* detectado por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Betafero o Katáfero *(Neomorphus pucheranii)* detectado por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

Danta *(Tapirus terrestris)* detectada por las cámaras trampa en la zona del Tiquié

CAPITULO V

Casa ancestral de la comunidad de Puerto Loro de Macucú. Foto: Paul Peña

Casa ancestral de la comunidad de Bella Vista de Abiyú. Foto: Paul Peña

Insecto de consumo Saiga/Jaĩgã *(Umbonia spinosa)* en la zona del Tiquié. Foto: Mariela Osorno