

Anita Krainer y María Fernanda Mora (Compiladoras)

## **Retos y amenazas en Yasuní**

FLACSO Biblioteca



**USAID | ECUADOR**  
DEL PUEBLO DE LOS ESTADOS  
UNIDOS DE AMÉRICA



## **Retos y amenazas en Yasuní**

Anita Krainer y María Fernanda Mora (Compiladoras)

- 
- 1era. edición:** **FLACSO-Sede Ecuador**  
La Pradera E7-174 y Av. Diego de Almagro  
PBX.: (593 2) 3238888  
Fax: (593 2) 3237960  
[www.flacso.org.ec](http://www.flacso.org.ec)  
Quito-Ecuador
- Instituciones:** *Wildlife Conservation Society (WCS)*  
FLACSO- Sede Ecuador
- Coordinación:** Anita Krainer, FLACSO- Sede Ecuador  
María Fernanda Mora, FLACSO- Sede Ecuador
- Colaboradores:** Iván Narváz, Karen Andrade, Jon Arruti, Galo Zapata,  
Esteban Suárez, Víctor Utreras, Rubén Cueva, Bernardo  
Ortiz-von Halle, Francisco Neira, Nicolás Younes,  
Deyanira Gómez, Juan Carlos González, Marcelo  
Guevara, Carolina Ron, Diego Mancheno,  
Juan Pineda y Martha Guerra.  
Laboratorio de interculturalidad, FLACSO-Sede Ecuador
- 

Las opiniones vertidas por los autores en sus artículos  
no son necesariamente compartidas por las instituciones auspiciantes.

**Diseño &  
Diagramación:** Santiago Calero Flores

**ISBN:** 978-9978-67-304-1

**Impresión:** CrearImagen

Impreso en Quito Ecuador, octubre 2011

---

El presente libro es una obra de divulgación y no forma  
parte de las series académicas de FLACSO-Sede Ecuador.

# ÍNDICE

Introducción Anita Krainer y María Fernanda Mora	9
<b>Primer capítulo</b> <b>Estado, derechos colectivos indígenas</b> <b>y opinión pública frente a la explotación petrolera</b>	
Yasuni y derechos colectivos indígenas en el Estado constitucional de derechos, intercultural y plurinacional, ecuatoriano <i>Iván Narváez</i>	19
El Parque Nacional Yasuní y la Iniciativa Yasuní-ITT Frente a la explotación petrolera. ¿Conservación o explotación? <i>Karen Andrade Mendoza</i>	43
<b>Segundo capítulo</b> <b>Amenazas y mecanismos de uso en torno</b> <b>a los recursos forestales y faunísticos</b>	
La realidad forestal de Orellana: una mirada parroquial. Proyecto Bosques <i>Jon Arruti</i>	73
Uso y conservación de fauna silvestre en el Ecuador <i>Galo Zapata Ríos, Esteban Suárez, Víctor Utreras B. y Rubén Cueva</i>	101
La selva silenciosa: diez motivos por los que la pérdida de la fauna por cacería insostenible es un serio problema ambiental y social <i>Bernardo Ortiz-von Halle</i>	121
Evaluación multicriterial de los usos de subsistencia de la biodiversidad por parte de una comunidad kichwa en la Reserva Biológica Limoncocha <i>Francisco Neira y Nicolás Younes</i>	137
<b>Tercer capítulo</b> <b>Oportunidades o amenazas</b>	
IIRSA, el eje multimodal Manta-Manaos y el Qhapaq Ñan <i>Deyanira Gómez</i>	155
Proyecto IIRSA multimodal Manta-Manaos. Consideraciones ambientales <i>Juan Carlos González T., Marcelo Guevara N., Carolina Ron</i>	183
La Manta-Manaos una evaluación de los impactos económicos <i>Diego Mancheno</i>	199
<b>Bibliografía</b>	231

## Uso y conservación de fauna silvestre en el Ecuador

Galo Zapata Ríos\*, Esteban Suárez\*,  
Víctor Utreras B.\* y Rubén Cueva\*

### Introducción

En Ecuador muchas poblaciones rurales (indígenas y mestizas) continúan dependiendo de la cacería para satisfacer sus necesidades de subsistencia. Sin embargo, el tipo de especies cazadas y el número de individuos de cada una, varían considerablemente de una localidad a otra en relación a una serie de factores biológicos, ecológicos, económicos y tecnológicos. Por ejemplo, si bien la carne de animales silvestres (carne de monte), especialmente de mamíferos, es la fuente principal de proteína a ambos lados de los Andes, el tamaño y el tipo de las presas varía desde pequeños roedores y marsupiales hasta ungulados de gran tamaño —dependiendo del origen étnico de los cazadores—; el estado de conservación de las zonas de cacería, la historia e intensidad de la cacería en la región, y la disponibilidad de fuentes alternativas de proteína (Suárez et al., 1995; Mena et al., 2000; Franzen, 2006; Zapata Ríos et al., 2009). La cacería es, al mismo tiempo, esencial en el mantenimiento de la identidad cultural de los grupos étnicos, lo cual se refleja continuamente en el papel que las especies cinegéticas juegan en la cosmovisión, arte, mitos y rituales indígenas (Carpaneto y Germi, 1989; Descola, 1996; Rival, 1996; Rubio Torgler et al., 1998; Franco y Donoso, 2002; Cormier, 2006). A pesar de su importancia social, cultural y económica, la fauna silvestre se

\* Trabaja para *Wildlife Conservation Society – Ecuador Program* y *Department of Wildlife Ecology and Conservation, University of Florida*.

\* Trabaja para *Wildlife Conservation Society – Ecuador Program* y la Universidad San Francisco de Quito.

\* Trabaja para la Universidad San Francisco de Quito.

\* Trabaja para *Wildlife Conservation Society – Ecuador Program*.

encuentra amenazada por un sinnúmero de actividades antropogénicas que paulatinamente contribuyen a la crisis social y de biodiversidad que las áreas silvestres en el Ecuador están sufriendo.

La tendencia actual en el Ecuador es la continua destrucción de la biota nativa debido principalmente a la deforestación, la contaminación y la sobreexplotación de los recursos biológicos. Como resultado de estos procesos antropogénicos, las poblaciones de fauna silvestre se ven afectadas en forma negativa por la reducción en su tamaño, el incremento del aislamiento geográfico y la pérdida de diversidad genética (Bowen-Jones y Pendey, 1999; Peres, 2001; Bennett et al., 2002; Peres y Nascimento, 2006, WCS – Ecuador, 2006). Esto es especialmente grave en las áreas donde la cacería todavía es la fuente principal de carne. Es cada vez más evidente que las condiciones socioeconómicas (crecimiento poblacional, cambios de cosmovisión, participación en economías de mercado, acceso a nuevas tecnologías, falta de alternativas económicas) en las cuales se encuentran inmersas muchas culturas locales, han puesto en peligro la supervivencia de las especies cinegéticas y la conservación de grandes áreas boscosas que componen sus territorios (Alvard, 1995; Fa et al., 1995; Chapman y Onderdonk, 1998; Robinson y Bennett, 2004; Nunez-Iturri et al., 2008). El reto, en este contexto, es encontrar un balance apropiado entre el uso y conservación de la fauna silvestre. Sin embargo, alcanzar este balance se dificulta por la ausencia de información ecológica básica sobre las poblaciones de fauna silvestre e información cultural de los patrones de cacería de las poblaciones locales.

Desde la perspectiva del manejo de las especies cinegéticas, las principales dificultades emergen porque la diversidad de las especies cazadas es alta, su demografía poblacional es desconocida, y los patrones de cacería de los distintos grupos humanos no han sido suficientemente caracterizados. En estas condiciones de falta de información es teóricamente difícil conservar las especies utilizadas por la gente local. Sin embargo, existen alternativas de manejo basadas en el uso de modelos matemáticos de sustentabilidad sencillos (Robinson y Redford, 1991; He y Sun, 1998; Slade et al., 1998; Milner-Gulland y Akçakaya, 2001; Bodmer, 2003; Bodmer y Robinson, 2004) y en un proceso adaptativo en el cual

se monitorean los efectos de una serie de estrategias de manejo que son implementadas por las comunidades locales (Western y Wright, 1994; Du Toit, 2002; Ulloa et al., 2004; Wietze, 2005; Jones et al., 2008). Este enfoque de conservación de fauna silvestre basado en la participación de la gente local, toma en consideración los contextos biológicos, culturales y socioeconómicos de las comunidades locales, tiene el potencial de generar actividades de cacería sustentables, y ayudar en la conservación de la diversidad biológica en el Ecuador.

En este artículo, analizamos la información existente acerca del uso y conservación de la fauna silvestre en el Ecuador, enfocándonos en la importancia de la fauna silvestre para las comunidades locales, y los impactos negativos de la cacería de subsistencia y comercial. Adicionalmente, revisamos los factores que determinan la sustentabilidad de las prácticas de cacería y los métodos que se utilizan para determinar si la cacería de subsistencia es sustentable; finalizamos con una breve descripción de lo que implica el manejo comunitario de fauna silvestre. La mayor parte de la información presentada procede de los proyectos de investigación y los programas de manejo de fauna silvestre implementados por *Wildlife Conservation Society – Ecuador Program* (Zapata Ríos et al., 2006; WCS – Ecuador, 2006, 2007; Suárez et al., 2009; Zapata Ríos et al., 2009) y de los trabajos de cacería de Mena et al. (2000) y Zapata Ríos (2001) en comunidades Waorani y Kichwa respectivamente.

## **Importancia de la fauna silvestre**

La fauna silvestre es sumamente importante para la supervivencia de muchas poblaciones rurales. Por ejemplo, en la Amazonía ecuatoriana el consumo diario promedio de carne de monte entre los shuar es de 71 gr/día (Zapata Ríos et al., 2009), de 56 gr/día entre los kichwa (Zapata Ríos, 2001), y de 91 gr/día entre los waorani (Mena et al., 2000). Esto significa que la carne de animales silvestres puede satisfacer la recomendación de 50 gr/día que establece la Organización Mundial de la Salud (*World Health Organization*, 2007). Además de su importancia

nutricional, la fauna silvestre también es esencial desde el punto de vista social y cultural. Por un lado, las prácticas de cacería tienen un rol social posicionando jerárquicamente a los cazadores dentro de sus comunidades. Por otro lado, los animales son fuente de materias primas para herramientas y adornos (pieles, plumas, dientes, garras), representan íconos fundamentales en la cosmovisión local y han sido inspiración de innumerables mitos que conforman la cultura y los saberes locales (Rubio Torgler et al., 1998; Franco y Donoso, 2002).

Desde un punto de vista económico, la fauna silvestre representa una fuente de dinero para muchas comunidades locales. Por ejemplo, en la Amazonía brasileña se ha calculado que anualmente se venden un total de 3,5 millones de individuos de diversas especies de fauna silvestre alcanzando un valor total de 175 millones de dólares (Bennett y Robinson, 2000). En el Ecuador, la información sobre el uso comercial de la fauna silvestre es sumamente limitado; sin embargo, un monitoreo de dos años en el mercado de carne de monte de Pompeya, a orillas del río Napo, estimó que anualmente se comercializan al menos 10 mil kilogramos de carne de monte al año, generando un ingreso de aproximadamente 20 mil dólares para los cazadores, y no menos de 80 mil dólares anuales para los restaurantes o puestos de comida donde finalmente se expende la carne en ciudades como Coca, Tena y Lago Agrio (WCS – Ecuador, 2007; Suárez et al., 2009). Si bien, de acuerdo a los datos, el comercio de fauna silvestre representa un negocio lucrativo, la sustentabilidad de esta actividad ha sido cuestionada y sus impactos negativos se han considerado irreparables (Rosser y Mainka, 2002; Milner-Gulland y Bennett, 2003; Datta et al., 2008; Gratwicke et al., 2008).

## **Impactos de la cacería**

El creciente interés por la cacería de subsistencia se basa en la urgente necesidad de proteger las poblaciones de fauna silvestre afectadas por la cacería (sustentabilidad ecológica) y satisfacer las necesidades de subsistencia de las comunidades locales (sustentabilidad social). Para que la

cacería pueda ser considerada sustentable, debe serlo desde un punto de vista ecológico y desde un punto de vista social al mismo tiempo (Alvard et al., 1997; Bodmer et al., 1997; Robinson y Bodmer, 1999). Si la cacería no es sustentable, tiene consecuencias ecológicas y sociales muy graves. En muchas localidades en el Ecuador y el Neotrópico, la cacería ha causado la extinción local o total de varias especies (Oates et al., 2000; Mena et al., 2000; Zapata Ríos et al., 2006), ha reducido los tamaños poblacionales de varias especies presa dejándolas vulnerables a extinguirse (Redford, 1992; Milner-Gulland et al., 2001) y puede afectar también el funcionamiento de los ecosistemas a mediano y largo plazo (Terborgh, 1988; Dirzo y Miranda, 1990; Nunez-Iturri et al., 2008). Otros impactos ecológicos de la cacería incluyen la reducción del tamaño corporal de las especies presa y cambios en las características demográficas de las especies cazadas (Bennett y Robinson, 2000). Desde un punto de vista social, la cacería no sustentable pone en peligro la nutrición, salud y supervivencia cultural de los grupos étnicos. Las comunidades locales, como resultado, se ha involucrado, cada vez más, en actividades extractivas como la explotación de madera, resultando en un deterioro adicional de los hábitats de los animales silvestres y de la base de alimentación de las poblaciones humanas.

Lastimosamente, en la actualidad los niveles de extracción de animales silvestres en la mayoría de áreas tropicales, incluyendo nuestro país, no son sustentables. Más de 300 estudios realizados en todo el mundo demuestran que, bajo las condiciones actuales de crecimiento poblacional y marginalización que predominan en muchas zonas rurales, el uso de fauna no es sustentable. En el Ecuador, por ejemplo, un estudio en cuatro comunidades kichwa mostró que el 80% de las especies utilizadas por estas comunidades están siendo sobreexplotadas (Zapata Ríos. 2001), mientras que un estudio similar con una comunidad waorani reportó que el 65% de las especies de fauna silvestre estaban siendo extraídas a niveles mucho mayores que los límites considerados sustentables (Mena et al., 2000). Los shuar, por otra parte, extrajeron durante doce meses un total de 3 181 individuos de mamíferos grandes (> 1kg), equivalentes a 26 mil kg de carne. De las veintiún especies de mamíferos que fueron capturadas, 8% estaban siendo sobreexplotadas (Zapata Ríos et al., 2009) (ver Tabla N.º 1).



## Evaluación de la Sustentabilidad de la Cacería

Para determinar si la cacería de subsistencia es sustentable es necesario coleccionar dos tipos de información en el campo: 1) la cantidad de animales que están siendo extraídos del bosque (la demanda); y 2) la cantidad de animales que existe en el bosque (la oferta). Si la demanda es mayor que la oferta, entonces la cacería no es sustentable. Si bien las estimaciones de sustentabilidad son en principio muy sencillas, en términos prácticos requieren de mucha información biológica, demográfica y ecológica, que actualmente no existe para la mayoría de especies en el Neotrópico (Redford y Robinson, 1987; Bodmer et al., 1994; Bodmer et al., 1997; Robinson y Bennett, 2004). A pesar de estas limitaciones, una serie de índices y modelos se han desarrollado para estimar el impacto de la cacería y obtener estimaciones crudas de sustentabilidad. Entre éstas, las más utilizadas son: 1) las comparaciones de abundancia y densidad; 2) las comparaciones de estructura de edad; 3) los modelos de esfuerzo; 4) los modelos de rendimiento máximo sustentable (o del reclutamiento del stock); 5) los modelos de cosecha; 6) los modelos de producción; y 7) los modelos de fuente – sumidero (ver Tabla N.º 2).

Existen tratados metodológicos muy detallados que explican los parámetros requeridos, los cálculos necesarios, y las ventajas y desventajas de cada una de las metodologías mencionadas (Robinson y Redford, 1991, 1994; Mc Cullough, 1996; He y Sun, 1998; Slade et al., 1998; Robinson, 2000; Milner-Gulland y Akçakaya, 2001; Bodmer, 2003; Bodmer y Robinson, 2004; Puertas y Bodmer, 2004). Estos índices y modelos son útiles porque permiten estimar si la producción de la población cazada excede, o no, los niveles máximos sustentables de extracción en un punto dado en el tiempo. Estas estimaciones, sin embargo, no permiten concluir si la cacería es sustentable en el largo plazo porque tanto la demanda como la oferta son dinámicas a lo largo del tiempo. Estos modelos, por lo tanto, no deben ser utilizados para modelar cambios temporales en los tamaños poblacionales de las especies cazadas, o para recomendar incrementos en las tasas de extracción.

La mayoría de los estudios de cacería en el Ecuador y en el Neotrópico, se han enfocado especialmente en mamíferos (Suárez et al. 1995,

Mena et al., 2000; Zapata Ríos, 2001; Sirén et al., 2004; Franzen, 2006; Zapata Ríos et al., 2009). Incluso para este grupo de vertebrados, obtener los insumos para los modelos de sustentabilidad es muy difícil, lo que genera mucha incertidumbre en los análisis. En casos como estos (en los cuales existe incertidumbre), es recomendable apelar al principio de precaución (Arrow y Fischer, 1974) y asumir que las tasas de extracción (la demanda) son muy cercanas al límite superior del rango de valores posibles, mientras que la cantidad de animales en el bosque (la oferta) se encuentra en el límite inferior del rango de los valores posibles de densidad poblacional (Milner-Gulland y Akçakaya, 2001). Desde esta perspectiva, es importante tomar en cuenta que la confiabilidad de las evaluaciones de sustentabilidad depende de la calidad de los datos utilizados como insumos, y de la combinación de modelos basados en variables biológicas y demográficas independientes.

### **Factores que determinan la sustentabilidad de la cacería**

Aunque existen muchos factores que inciden en la sustentabilidad de las actividades de cacería, éstos pueden ser agrupados en factores geográficos, biológicos, sociales, culturales y económicos (Bennett y Robinson, 2000). En raras ocasiones estos factores actúan de manera independiente entre sí, por lo que generan una variedad de efectos sinérgicos, que pueden ser tanto positivos como negativos (Terborgh, 1988; Dirzo y Miranda, 1990; Wright y Duber, 2001; Nunez-Iturri et al., 2008). Entre los factores geográficos más importantes se encuentran la accesibilidad y la distancia a áreas fuente<sup>96</sup>. En este contexto, la sustentabilidad de la cacería disminuye con el incremento de la distancia hacia un área fuente. Los shuar en el Transkutukú, por ejemplo, han extirpado casi todas las especies de mamíferos grandes en los alrededores de sus comunidades; sin embargo, siguen cazando a niveles relativamente constantes gracias a las áreas fuente que todavía mantienen en las áreas más aisladas de sus territorios (Zapata Ríos et al., 2009) (ver Mapa N.º 1).

96 Se refiere a un área donde la tasa de natalidad de una población excede a la tasa de mortalidad, por lo que existe un exceso de individuos que se dispersan constantemente (Pulliam, 1988).

La accesibilidad, en cambio, hace referencia a la facilidad (o dificultad) con la que los cazadores acceden a un área. La accesibilidad depende de elementos naturales (ríos, montañas, distancia) o intervención humana (carreteras, motores fuera de borda, transporte). A mayor accesibilidad, mayor es la sobreexplotación de fauna silvestre y menor es la sustentabilidad de las actividades de cacería. La accesibilidad también puede depender de los costos relativos del transporte en una zona específica, tal como fue demostrado en un estudio reciente en el Parque Nacional Yasuní (Suárez et al., 2009). De acuerdo a los resultados de este estudio, las comunidades waorani de la vía Maxus que proveen cerca del 50% de la carne de monte que se expende en el mercado de Pompeya, estaban comercializando casi 400 veces más carne de la que se esperaría si los cazadores tuvieran que pagar por el transporte a lo largo de la carretera para acceder a las zonas de cacería o para transportar la carne desde las comunidades hasta el mercado. En este caso, a pesar que estas comunidades se encuentran muy lejos de Pompeya (Dicaro se encuentra a más de 100km de distancia), los subsidios directos al transporte que provee la industria petrolera, reducen a un mínimo los costos de transporte en los que los cazadores tienen que incurrir para comercializar la carne en el mercado, lo que ha llevado a un incremento significativo en sus niveles de cacería (WCS – Ecuador, 2008; Suárez et al., 2009).

Los factores biológicos determinan la oferta de una especie en particular. Estos factores dependen de las características intrínsecas de las especies (tasas de reproducción, longevidad, número de crías) y de las características de los hábitats que éstas ocupan (productividad primaria neta). Especies longevas con tasas reproductivas bajas y un reducido número de crías (tapires, primates) son más susceptibles a los impactos de la cacería que especies de vida corta, con tasas reproductivas altas y un gran número de crías (armadillos, roedores) (Mena et al., 2000; Zapata Ríos, 2001; Zapata Ríos et al., 2009). De la misma manera, diferentes hábitats tienen distintos niveles de productividad primaria neta (la cantidad de biomasa vegetal que está disponible para el consumo de los herbívoros; Geider et al., 2001), lo que determina su capacidad de carga y el nivel de oferta de animales. Por ejemplo, los bosques de tierra firme tienen niveles de productividad más bajos que los bosques inundables como la varzea (Boubli, 2005).

Existen también factores sociales que determinan la sustentabilidad de la cacería. Uno de los más importantes es la densidad de las poblaciones humanas. A mayor densidad, mayor es la demanda de animales para cubrir las necesidades alimenticias. La productividad de los bosques tropicales permite satisfacer las necesidades de proteína de la gente únicamente a densidades poblacionales muy bajas. Se ha calculado que para utilizar la fauna silvestre de manera sustentable en los bosques tropicales, la densidad poblacional no puede ser mayor a una persona por km<sup>2</sup> (Bennett y Robinson, 2000). Esta figura, sin embargo, varía de una localidad a otra y seguramente existen muchas áreas de bosque tropical en las cuales la densidad poblacional máxima que permite el uso sustentable de la fauna debe ser mucho menor. En la Amazonía ecuatoriana, la densidad poblacional humana varía mucho; sin embargo, en muchas áreas consideradas aisladas y poco habitadas ésta puede superar las cuatro personas/km<sup>2</sup> (Zapata Ríos et al., 2009).

El sedentarismo también está asociado con los niveles de sustentabilidad de cacería. La gran mayoría de poblaciones humanas en áreas con bosque tropical se han visto forzadas a establecerse en comunidades con territorios definidos. Como resultado de la falta de rotación en las áreas de uso, el tamaño de las poblaciones de muchas especies de fauna silvestre se ha reducido significativamente, y en el caso de especies sensibles a la cacería como los primates y los tapires, incluso se han dado extinciones locales (Zapata Ríos et al., 2006). Un ejemplo de los efectos de estos cambios en el estilo de vida se puede observar entre las comunidades waorani de la vía Maxus. Estas comunidades, que en el pasado vivían como grupos semi-nómadas, se concentraron en poblados permanentes a raíz de la construcción de la vía Maxus a inicios de la década de los noventa. Como resultado de este proceso de sedentarización, las actividades de cacería se han incrementado a lo largo de la carretera y varias especies como los pecaríes de labio blanco, monos lanudos, monos araña y pavas de monte, han experimentado disminuciones significativas en sus tamaños poblacionales al punto de encontrarse en peligro de extinguirse a nivel local (WCS – Ecuador, 2006).

Los cambios culturales entre los pobladores locales dependientes de los recursos del bosque, han causado un incremento en el impacto de la cacería. Nuevas técnicas y tecnologías más efectivas como el uso de armas de fuego, linternas, motores de borda, cacería con perros hacen las labores de extracción de fauna mucho más eficientes reduciendo la sustentabilidad de estas prácticas (Mena et al., 2000; Zapata Ríos et al., 2009). Por otra parte, los cambios de cosmovisión y pérdida de conocimientos tradicionales también han reducido la sustentabilidad de las prácticas de cacería. Los shuar y achuar, por ejemplo, mantenían tabúes sociales que les impedían cazar determinadas especies como los venados y ciertas especies de primates grandes. De igual forma, estos grupos mantenían prácticas de manejo que limitaban el número de individuos que podían ser extraídos del bosque y determinaban las épocas en las cuales se podían cazar ciertas especies (Karsten, 1935; Stirling, 1938). Con la occidentalización, incluyendo los procesos de evangelización, estos filtros culturales han ido desapareciendo con el consecuente incremento de la cacería.

La comercialización de fauna silvestre y el elevado valor mercantil de ciertas especies incrementa el impacto de la cacería. Estos factores económicos se ven exacerbados por la construcción de carreteras, acceso a medios de transporte y el uso de motores fuera de borda. Entre 2005 y 2007, por ejemplo, la comercialización de carne silvestre en el mercado de Pompeya (a orillas del río Napo) se triplicó, alcanzando un promedio de 10 000 kg de carne por año, gracias a la facilidad de acceso que provee la vía Maxus y el transporte subvencionado que proveen las compañías petroleras (WCS – Ecuador, 2007; Suárez et al., 2009). Al mismo tiempo, ciertas partes de animales tienen valores mercantiles muy altos, lo cual incrementa excesivamente su demanda. Por ejemplo, la grasa de bufeo, el báculo (hueso peneano) del cuchucho y la cola del lobo de páramo, alcanzan precios desmedidos en los mercados locales por ser considerados íconos de buena suerte, vigor sexual y remedios contra toda enfermedad. Aunque actualmente no existe información empírica sobre el uso de estas especies, en este contexto sociocultural y económico, es imposible mantener niveles de extracción sustentables.

Los factores geográficos, biológicos, sociales, culturales y económicos mencionados anteriormente, son determinantes directos del impacto de la cacería a corto plazo y su sustentabilidad a largo plazo. Estos factores además actúan a escalas locales y en su mayoría pueden ser manejados para mitigar los impactos humanos sobre la fauna silvestre. En el Ecuador, sin embargo, el manejo de fauna silvestre se ha visto impedido por la ausencia de información ecológica básica sobre las poblaciones de fauna silvestre e información cultural de los patrones de cacería de las poblaciones locales. La diversidad de las especies cazadas es alta, la demografía poblacional de las especies cazadas es desconocida y los patrones de cacería de los distintos grupos humanos no han sido suficientemente caracterizados. En estas condiciones de falta de información es teóricamente difícil conservar las especies cazadas. Sin embargo, existen alternativas de manejo a nivel comunitario que son diseñadas participativamente e implementadas por la gente local en un proceso adaptativo en el cual se monitorean los efectos de las estrategias implementadas con el objetivo de mitigar los efectos de los factores antes mencionados.

### **Manejo comunitario de fauna silvestre**

El manejo comunitario de fauna silvestre es un término que agrupa un espectro amplio de estrategias de manejo diseñadas e implementadas por una comunidad, con los objetivos de mantener la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de fauna silvestre, y satisfacer las necesidades de subsistencia de los miembros de la comunidad (Western y Right, 1994; Gibson y Marks, 1995; Tisdell, 1995; Barrow y Murphree, 1999). Existe una gran variedad de estrategias de manejo de fauna silvestre, las cuales varían desde la protección estricta de especies sensibles a los impactos de la cacería hasta la crianza de animales domésticos. Entre estas estrategias, algunas de las más comunes y que potencialmente pueden ser aplicadas en una variedad de paisajes naturales y contextos socioeconómicos son: 1) Protección estricta es una estrategia que prohíbe por completo el uso de especies o el acceso a áreas protegidas (zonificación de

territorios para asegurar áreas fuente de animales, creación de reservas comunales, vedas totales, protección de áreas de anidación y dormideros); 2) Restauración y conservación de hábitats es una alternativa que permite incrementar de manera indirecta el tamaño de las poblaciones silvestres (rotación de áreas de cacería, protección de especies de flora que son recursos esenciales para la fauna silvestre, uso de prácticas agrícolas de bajo impacto, reforestación); 3) Regulación del uso de fauna silvestre, en cambio, es una estrategia directa que permite mantener el equilibrio entre oferta y demanda de los recursos de fauna disponibles en el bosque (cazar o pescar únicamente para cubrir las necesidades de subsistencia de las familias de los cazadores, implementar vedas parciales —cazar solo adultos— y vedas temporales —cazar solo machos durante las épocas de reproducción—); y 4) Implementación de prácticas productivas como la generación de fuentes alternativas de proteínas (criaderos de animales domésticos y peces) permiten disminuir la presión sobre las poblaciones de fauna silvestres (Du Toit, 2002; Ulloa et al., 2004, Zapata Ríos et al., 2009).

Es importante tener en cuenta que estas estrategias no son universales y que las comunidades que las implementan no son entidades homogéneas. Las comunidades están formadas por una variedad de grupos que representan distintos intereses basados en: poder económico, autoridad, género y edad (Puertas et al., 2000; Wilkie y Godoy, 2001; Sudarmadi et al., 2001; Demmer et al., 2002). Estos grupos dentro de las comunidades tienen distintos valores que generan distintas percepciones sobre la fauna silvestre, su utilización, su importancia y su conservación. Los valores e intereses mencionados varían y están determinados por factores económicos, sociopolíticos y éticos (Western y Right, 1994; Bawa y Seidler, 1998; Sirén et al., 2006; Wietze, 2005). Asumir que existe homogeneidad y consenso entre grupos dentro de una comunidad limita la capacidad de los grupos involucrados para trabajar juntos e impide el manejo apropiado de la fauna silvestre. Para que las estrategias de manejo sean viables, éstas deben ser diseñadas participativamente, deben ser aceptadas por la comunidad (y sus grupos representativos), y no deben obstruir procesos culturales y socioeconómicos (Ulloa et al., 2004).

El manejo de fauna silvestre, para ser exitoso, requiere además un entendimiento de la estructura de la comunidad, de la identificación de grupos antagonistas, percepciones en conflicto, grado de organización de la comunidad, y la aceptación de la necesidad de generar consensos y procesos colaborativos. Es importante también tomar en cuenta el contexto espacial, biológico, económico y social en el que las comunidades se desenvuelven. Finalmente, el contexto de una comunidad incide en el éxito o fracaso del manejo comunitario de fauna silvestre, incluyendo el estado de legalización de la tenencia de la tierra, la abundancia y diversidad de recursos de fauna, el grado de dependencia hacia la fauna silvestre, la importancia cultural de la fauna, y el grado de aislamiento geográfico (Roe et al., 2000, Castro y Nielsen, 2003).

### **Consideraciones finales**

Los bosques tropicales se han convertido en uno de las prioridades más importantes de los esfuerzos de conservación a nivel internacional. Las poblaciones rurales que residen en éstos, a su vez, se encuentran en el centro de un debate sobre cómo sus territorios, y los recursos que éstos albergan, deben ser utilizados y manejados. Encontrar el balance entre uso y conservación es del interés de todos los involucrados, empezando por los mismos pobladores locales, pero alcanzar ese balance no es una tarea sencilla. El manejo de fauna silvestre se ve frecuentemente dificultado por la ausencia de información ecológica básica sobre las poblaciones de fauna silvestre e información cultural de los patrones de cacería de las poblaciones locales.

Es ampliamente aceptado que los sistemas indígenas de uso de recursos, son más sustentables que los de otros grupos no indígenas; sin embargo, una serie de factores geográficos, biológicos, sociales, culturales y económicos (incremento en la densidad de las poblaciones humanas, incremento en la accesibilidad a áreas boscosas antes aisladas, sedentarización de las poblaciones humanas, y cambios en las prácticas de caza de la gente que habita los bosques) han causado que la demanda, en los territorios indígenas y áreas protegidas, por recursos de fauna silvestre



haya aumentado hasta niveles que ya no son sustentables. En este sentido, es importante apartarse de visiones románticas acerca de la relación ancestral equilibrada entre las comunidades indígenas y su medio natural, para buscar alternativas de manejo de la fauna que reflejen las nuevas condiciones socio-económicas y ambientales en los que estos grupos se desenvuelven. Ignorar esta nueva realidad llevará solamente a la destrucción de la base de la subsistencia de muchas comunidades locales, generando mayores niveles de marginalización, pobreza y vulnerabilidad.

Actualmente, la cacería produce impactos ecológicos negativos sobre las poblaciones de fauna silvestre, causando disminuciones dramáticas en el tamaño de las poblaciones y extinciones locales. El impacto social sobre las comunidades humanas locales, que dependen de la fauna silvestre para su alimento y bienestar cultural, también es negativo. Lastimosamente, en el Ecuador la importancia de este tema para la conservación de la fauna silvestre ha sido poco apreciada por lo que no existen leyes y políticas claras que regulen las actividades de cacería de subsistencia.

En este contexto, el manejo comunitario de fauna silvestre surge como una alternativa para conservar a largo plazo las poblaciones de fauna silvestre, y satisfacer las necesidades de subsistencia de las comunidades rurales. Sin embargo, para implementarlo apropiadamente, es indispensable que esté basado en la participación constante de la gente local, que tome en consideración los contextos biológicos, culturales y socioeconómicos de las comunidades locales, y que esté enmarcado en un sistema dinámico que utilice la mejor información disponible para generar alternativas de uso sustentable y evalúe constantemente su impacto sobre la fauna nativa. Conforme se incrementa la presión sobre nuestros bosques, la implementación de este tipo de actividades se transforma en una necesidad urgente para contribuir a la conservación de la diversa fauna de nuestro país.

## **Agradecimientos**

Las actividades de investigación y conservación de WCS – Ecuador se han llevado a cabo gracias al apoyo de USAID, *The Moore Foundation*, *CARE International*, *The Liz Claiborne* y *Art Ortenberg Foundation*, y *Ecofund*

Ecuador. El apoyo logístico, la entrega de permisos de investigación y la coordinación del Ministerio del Ambiente de Ecuador es esencial para llevar adelante las actividades en el campo. Las federaciones y comunidades indígenas proveen permisos de trabajo, apoyo logístico y hospitalidad durante nuestra permanencia en sus territorios. Es imposible mencionar a todos los cazadores con los cuales trabajamos en las comunidades, pero les agradecemos a todos por su participación entusiasta y continua. Los comentarios de Adriana Burbano, Ivonne Muñoz y Karen Podvin mejoraron este manuscrito de manera significativa.

**Tabla 1**

Especies de mamíferos utilizados por los kichwa, shuar y waorani. Se incluyen el número de individuos cazados por especie por año (n/yr), la biomasa total por especie en kg,

Especie	Nombre común	Kichwas (Zapata Ríos, 2001)		
		n/yr	biomasa (kg)	kg/km2/yr
<i>Bradypus variegatus</i>	Perezoso de tres dedos	2	7	0.04
<i>Choloepus didactylus</i>	Perezoso de dos dedos	3	12	0.06
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	Armadillo de nueve bandas	7	25	0.12
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero gigante	---	---	---
<i>Prionates maximus</i>	Armadillo gigante	---	---	---
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso hormiguero de oriente	3	14	0.07
<i>Alouatta seniculus</i>	Mono aullador rojo	60	371	1.77
<i>Aotus vociferans</i>	Mono nocturno vociferante	---	---	---
<i>Ateles belzebuth</i>	Mono araña	---	---	---
<i>Callitrochus discolor</i>	Cotoncillo rojo	---	---	---
<i>Cebus albifrons</i>	Mono capuchino blanco	85	170	0.81
<i>Lagothrix lagothricha s.l.</i>	Mono lanudo	110	1100	5.24
<i>Pithecia monachus</i>	Parahuaco negro			
<i>Eira barbara</i>	Cabeza de mato	16	64	0.30
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	17	178	0.85
<i>Nasua nasua</i>	Coati amazónico	105	407	1.94
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	4	275	1.31
<i>Puma concolor</i>	Puma	---	---	---
<i>Potos flavus</i>	Cuturno	81	202	0.96
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache	---	---	---
<i>Tremarctos ornatus</i>	Oso de anteojos	---	---	---
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir amazónico	6	894	4.26
<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	71	1853	8.82
<i>M. gouzeoubina</i>	Venado gris	---	---	---
<i>Pecari tajacu</i>	Pecari de collar	3	53	0.25
<i>Tayassu pecari</i>	Pecari de labio blanco	169	4825	22.98
<i>Agouti paca</i>	Guana de tierras bajas	205	1687	8.03
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Guatiba de oriente	319	907	4.32
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capibara	169	5324	25.35
<i>Myoprocta pratti</i>	Guatín	125	69	0.33
<i>Sciurus igniventris</i>	Ardilla roja nortea	---	---	---
<i>S. spodiurus</i>	Ardilla roja sureña	---	---	---
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo silvestre	2	2	0.01
<b>Total</b>		<b>1562</b>	<b>18438</b>	<b>87.80</b>

Fuente: Zapata Ríos et al., 2009.

y el número de kg extraídos por especie y por año (kg/km2/yr). La variedad de especies y el número de individuos por especie varían ampliamente entre los tres grupos étnicos.

Shuar (Zapata Rios et al., 2009)			Worani (Mena et al., 2000)		
n/yr	biomasa	kg/km2/yr	n/yr	biomasa	kg/km2/yr
	(kg)			(kg)	
---	---	---	---	---	---
---	---	---	---	---	---
651	2715	11.17	7	31	0.24
---	---	---	1	31	0.24
---	---	---	1	30	0.23
---	---	---	3	20	0.15
140	918	3.78	85	597	4.59
153	150	0.62	29	26	0.20
---	---	---	10	68	0.52
---	---	---	16	18	0.14
59	145	0.59	36	104	0.80
531	3414	14.05	395	2289	17.61
113	287	1.18	28	69	0.53
1	3	0.01	---	---	---
34	304	1.25	8	62	0.48
35	121	0.50	19	58	0.45
1	68	0.28	---	---	---
---	---	---	1	70	0.54
111	275	1.13	12	29	0.22
1	3	0.01	---	---	---
1	81	0.33	---	---	---
21	2876	11.83	5	629	4.84
168	3718	15.30	48	971	7.47
---	---	---	2	34	0.26
384	7177	29.53	106	2166	16.66
---	---	---	---	---	---
351	2724	11.21	98	658	5.06
246	900	3.71	48	264	2.03
1	30	0.12	7	236	1.82
176	125	0.51	40	35	0.27
3	2	0.01	28	19	0.15
---	---	---	80	51	0.39
---	---	---	---	---	---
---	---	---	---	---	---
3181	26036	107.15	1113	8565	65.88

**Tabla 2**

**Sustentabilidad del uso de fauna silvestre en cuatro comunidades shuar y cuatro comunidades kichwa de la Amazonía ecuatoriana.**

En ambos casos, 80% de las especies están siendo sobreexplotadas de acuerdo a los resultados de los Modelos de producción (Robinson y Redford, 1991) y de Cosecha (Bodmer, 2003; Bodmer y Robinson, 2004). Las especies más

Nombre común	Shuar					
	Modelo de Producción			Modelo de Cosecha		
	H	E	Sustentable	H	E	Sustentable
	(n / km2)	(n / km2)		(n / km2)	(n / km2)	
Armadillo de nueve bandas	4.59	2.68	Sí	69.52	2.68	Sí
Mono aullador rojo	0.15	0.58	No	0.34	0.58	No
Mono nocturno vociferante	0.27	0.63	No	0.42	0.63	No
Mono capuchino blanco	0.13	0.24	No	0.22	0.24	No
Mono lanudo	0.09	2.19	No	0.24	2.19	No
Paratouco negro	0.06	0.47	No	0.18	0.47	No
Cabeza de mate	---	---	---	---	---	---
Ocelote	0.04	0.14	No	0.06	0.14	No
Coati amazónico	0.44	0.14	No	0.12	0.14	No
Jaguar	---	---	---	---	---	---
Puma	0.45	0.46	No	0.44	0.46	No
Tapiir amazónico	0.02	0.09	No	0.04	0.09	No
Venado colorado	0.55	0.69	No	0.19	0.69	No
Pecari de labio blanco	---	---	---	---	---	---
Pecari de collar	1.28	1.58	No	1.37	1.58	No
Guana de tierras bajas	1.09	1.44	No	1.17	1.44	No
Gaúsa de oriente	6.61	1.01	Sí	16.54	1.01	Sí
Capibara	---	---	---	---	---	---
Guatín	9.85	0.72	Sí	15.48	0.72	Sí

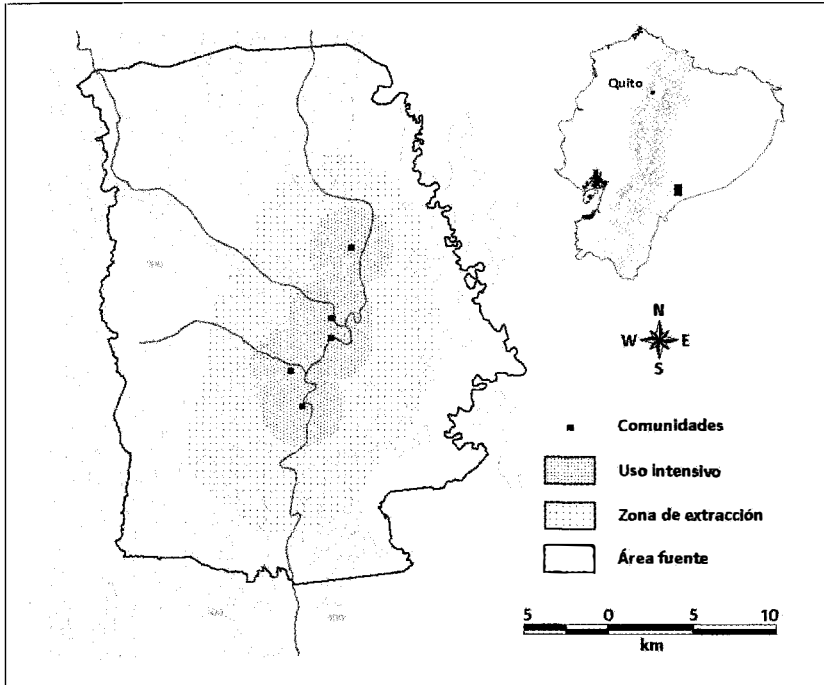
Fuente: Zapata Ríos, 2001; Zapata Ríos et al., 2009

resistentes a los impactos de la cacería son los roedores pequeños y los armadillos, especies que tienen tiempos de vida cortos, altas tasas de reproducción anuales, y gran número de crías

Nombre común	Kichwas					
	Modelo de Producción			Modelo de Cosecha		
	H	E	Sustentable	H	E	Sustentable
	(n / km <sup>2</sup> )	(n / km <sup>2</sup> )		(n / km <sup>2</sup> )	(n / km <sup>2</sup> )	
Armadillo de nueve bandas	---	---	---	---	---	---
Mono aullador rojo	0.42	0.54	No	0.49	0.54	No
Mono nocturno vociferante						
Mono capuchino blanco	0.21	0.76	No	0.34	0.76	No
Mono lanudo	0.24	0.99	No	0.41	0.99	No
Paratitico negro	---	---	---	---	---	---
Cabeza de mata	0.07	0.14	No	0.13	0.14	No
Oselote	0.11	0.16	No	0.12	0.16	No
Coati amazónico	0.79	0.94	No	0.57	0.94	No
Jaguar	0.00	0.04	No	0.00	0.04	No
Puma	0.62	0.73	No	0.56	0.73	No
Tapir amazónico	0.03	0.05	No	0.02	0.05	No
Venado colorado	0.67	0.85	No	0.27	0.85	No
Pecari de labio blanco	0.82	2.01	No	0.17	2.01	No
Pecari de collar	---	---	---	---	---	---
Guatiza de tierras bajas	1.31	1.83	No	1.58	1.83	No
Guatiza de oriente	8.98	2.85	Sí	12.36	2.85	Sí
Capibara	2.47	1.51	Sí	3.72	1.51	Sí
Guatín	11.59	1.12	Sí	19.21	1.12	Sí

## Mapa 1

## Territorio de cinco comunidades Shuar del TransKutukú



Fuente: Zapata Ríos et al., 2009

En el área de uso intensivo (3 km alrededor de los centros poblados), los mamíferos grandes (e.g., tapires, pecaríes, primates) han sido extirpados por lo que únicamente especies pequeñas son capturadas dentro de esta área (e.g., armadillos, guantas, guatusas). En la zona de extracción (10 km alrededor de los centros poblados) se realizan la mayor parte de actividades de cacería. El área total del territorio de las comunidades cubre aproximadamente 600 km<sup>2</sup>. El área fuente funciona como reserva comunitaria y provee de individuos a las áreas de extracción y de uso intensivo. Gracias a la protección de esta área, los cazadores pueden mantener niveles constantes de cacería